

***Het Hoofdstuk Gevolgen voor de Economie in
MIRA-S 2000:***

Wetenschappelijke Achtergronddocumenten

Red. Peter Van Humbeeck, SERV

Woord vooraf

Dit boek bevat de wetenschappelijke achtergronddocumenten van het hoofdstuk 'Gevolgen voor de Economie' van MIRA-S 2000, maar is meer dan een loutere bundeling ervan. Bij de samenstelling werd namelijk geprobeerd om de wetenschappelijke achtergronddocumenten in een logisch geheel te plaatsen, en te voorzien van bindteksten en extra hoofdstukken die informatie bevatten om de bijdragen goed te kunnen kaderen. Bovendien werd een aantal van de oorspronkelijke bijdragen sterk ingekort en tot de essentie herleid. Hiermee wordt beoogd de toegankelijkheid te vergroten van de opgemaakte rapporten voor het hoofdstuk 'Gevolgen voor de Economie', zodat zij hopelijk een breed publiek kunnen aanspreken.

Peter Van Humbeeck

Inhoudsoverzicht

I. SAMENVATTING	9
II. INLEIDING	35
III. THEORETISCH KADER VOOR DE WISSELWERKING TUSSEN MILIEU EN ECONOMIE	39
IV. KOSTEN VAN MILIEUMAATREGELEN EN MILIEUBELEID	75
V. BATEN VAN MILIEUMAATREGELEN EN MILIEUBELEID	161
VI. ECONOMISCHE AFWEGINGSMETHODEN	275
VII. MACRO-SOCIAAL-ECONOMISCHE EFFECTEN	367

Gedetailleerde inhoudstafel

I. SAMENVATTING 9

Peter Van Humbeeck

1	Inleiding	9
1.1	De wisselwerking tussen milieu en economie in MIRA	9
1.2	De complexiteit van het inschatten van de ‘gevolgen voor de economie’	10
1.3	Het hoofdstuk ‘Gevolgen voor de economie’ in MIRA-S 2000	12
2	Milieukosten.....	13
2.1	Historische en actuele milieu-uitgaven door de overheid	13
2.2	Historische en actuele uitgaven van de industrie.....	15
2.3	Toekomstige milieu-uitgaven	17
3	Milieubaten.....	18
3.1	Baten van een natuurgebied.....	18
3.2	Baten van bodemsanering: een toepassing van de hedonische prijs-methode.....	21
3.3	Milieuschadekosten van luchtverontreiniging.....	22
4	Economische afweging (van kosten en baten)	25
4.1	Prioriteitenstelling voor ambtshalve bodemsanering via risico-batenanalyse.....	25
4.2	Kosten-effectiviteitsanalyse van emissiegrenswaarden.....	26
5	Sociale en macro-economische effecten.....	28
5.1	Een input-outputmodel met milieumodule toegepast op afvalproductie en CO ₂	28
5.2	Een partieel en een algemeen evenwichtsmodel toegepast op de Kyoto-afspraken	30

II. INLEIDING 35

Peter Van Humbeeck

III. THEORETISCH KADER VOOR DE WISSELWERKING TUSSEN MILIEU EN ECONOMIE 39

Peter Van Humbeeck

1	Inleiding	39
2	Interactie milieu-economie.....	40
3	Gevolgen van de economie voor het milieu	43
4	Gevolgen van het milieu(beleid) voor de economie.....	48
5	Afweging van gevolgen.....	51
6	Effecten van milieubeleid op de economie: classificatie en meetbaarheid	53
7	Effecten van milieubeleid op de economie: mechanismen en resultaten.....	57
8	Samenvatting en conclusies	63

IV. KOSTEN VAN MILIEUMAATREGELEN EN MILIEUBELEID	75
1 Inleiding	75
<i>Peter Van Humbeeck</i>	
2 Kosten van milieumaatregelen en milieubeleid: begrippen, definities en methoden.....	76
<i>Sarah Ochelen, Peter Van Humbeeck</i>	
2.1 Definities van kostenbegrippen	76
2.2 Methoden van kostenberekening.....	83
2.3 Milieukostenstatistieken.....	88
2.4 Kostenmodellen.....	89
3 Private milieu-uitgaven.....	91
<i>Bruno Kestemont</i>	
3.1 Inleiding	91
3.2 Definities.....	93
3.3 Resultaten (en bijkomende cijfers uit andere bronnen).....	95
4 Publieke milieu-uitgaven.....	112
<i>Peter Van Humbeeck, Sarah Ochelen</i>	
4.1 Inleiding	112
4.2 Milieu-inkomsten en uitgaven van de Vlaamse overheid 1990 - 2000	114
4.3 Milieu-uitgaven van de Vlaamse overheid 2001-2010.....	139
4.4 Milieu-inkomsten en -uitgaven lokale overheden 1991-1999.....	145
4.5 Totale publieke milieu-uitgaven.....	149
4.6 Samenvatting	154
V. BATEN VAN MILIEUMAATREGELEN EN MILIEUBELEID	161
1 Inleiding	161
<i>Peter Van Humbeeck</i>	
2 Baten van milieumaatregelen en milieubeleid: begrippen, definities en methoden.....	162
<i>Peter Van Humbeeck, Leo De Nocker, Luc Int Panis, Rudi Torfs</i>	
2.1 Principes van economische waardering	162
2.2 Stappen in een economische waardering.....	164
2.3 Soorten milieubaten.....	167
2.4 Waarderingsmethoden.....	170
2.5 Toepassingsgebied voor economische waardering	173
3 Economische Waardering van Heverleebos-Meerdaalwoud: reiskostenmethode en contingent valuation toegepast op een natuurgebied	189
<i>Ellen Moons, Stef Proost</i>	
3.1 ½ Inleiding	189
3.2 ½ Typologie van economische waarden van milieugoederen.....	190
3.3 ½ Economische Waarderingstechnieken.....	191
3.4 De recreatieve waarde van Heverleebos-Meerdaalwoud: een toepassing van de reiskostenmethode.....	199
3.5 De niet-gebruikswaarde van heverleebos-meerdaalwoud: een toepassing van de contingente waarderingsmethode	211
3.6 Besluit.....	219

4 Baten van bodemsanering: een toepassing van de hedonische prijs methode.....	221
<i>Theo Thewys en Annemie Draye, Ann Kwanten</i>	
4.1 Inleiding.....	221
4.2 Waarom baten van bodemsanering meten?.....	222
4.3 Meten van baten van bodemsanering.....	224
4.4 Het onderzoeksproject Overpelt - Lommel.....	227
4.5 Besluit.....	245
5 Milieuschadeprijzen van luchtverontreiniging.....	248
<i>Leo De Nocker, Luc Int Panis, Rudi Torfs</i>	
5.1 Inleiding en doelstelling.....	248
5.2 De schadefunctie-methode.....	248
5.3 Marginale schadeprijzen per ton emissie van SO ₂ , NO _x , VOS en deeltjes.....	252
5.4 Schadekosten van de totale emissies uit Vlaanderen.....	259
5.5 Schadekosten van luchtverontreiniging (<i>immissies</i>) in Vlaanderen, 1998.....	261
5.6 De baten van de maatregelen uit BAU en BAU+ voor Vlaanderen.....	262
5.7 Onzekerheidsanalyse.....	263
5.8 Milieuschadeprijzen van broeikasgassen.....	264
5.9 Illustraties van het potentieel gebruik van milieuschadeprijzen.....	266
5.10 Besluit.....	272
VI. ECONOMISCHE AFWEGINGSMETHODEN	275
1 Inleiding.....	275
<i>Peter Van Humbeeck</i>	
2 Economische afweging: begrippen, definities en methoden.....	276
<i>Peter Van Humbeeck, Saar Van Hauwermeiren</i>	
2.1 Het economisch afwegingskader.....	276
2.2 Economische Afwegingsmethoden.....	279
2.3 Kosten-batenanalyse concreet.....	283
2.4 Economische afwegingsmethoden: enkele kritische reflecties.....	287
2.5 Economische afweging in de praktijk.....	294
3 Prioriteitenstelling voor ambtshalve bodemsanering via risico-batenanalyse.....	305
<i>Geert Bogaert</i>	
3.1 Inleiding.....	305
3.2 Onderzoeksopzet.....	305
3.3 Onderzoeksresultaten.....	310
3.4 Het instrument voor de prioriteitsbepaling: de risico-baten analyse.....	325
3.5 Prioriteitsbepaling voor een 10-tal verontreinigde sites.....	326
3.6 Conclusies.....	332
4 Kosten-effectiviteitsanalyse van emissiegrenswaarden.....	337
<i>Geert Bogaert</i>	
4.1 Inleiding.....	337
4.2 Algemene methodiek.....	337
4.3 Resultaten van de deelstudie 'luchtverontreiniging door VOS'.....	341
4.4 Resultaten van de deelstudie 'afvalwater'.....	348
4.5 Conclusies.....	354

VII. MACRO-SOCIAAL-ECONOMISCHE EFFECTEN	367
1 Inleiding	367
<i>Peter Van Humbeeck</i>	
2 Macro-sociaal-economische effecten: begrippen, definities en methoden	368
<i>Peter Van Humbeeck</i>	
2.1 Sociaal-economische effecten	368
2.2 Economische modellen	368
2.3 Macro-econometrische modellen	370
2.4 Algemeen evenwichtsmodellen	371
2.5 Input-outputmodellen	373
3 Een macro-econometrisch model toegepast op het beleid inzake luchtverontreiniging	379
<i>Gonzales d'Alcantara</i>	
3.1 Inleiding	379
3.2 Macroeconomisch model en emissiecurven	379
3.3 Het BAU scenario : economische projectie en emissies in de lucht	381
3.4 Het BAU+ scenario : economische effecten van opgelegde verminderingdoelstellingen voor de grenswaarden van de emissies	383
3.5 Verdubbeling van de gemiddelde groeivoet van de wereldhandel van 4% naar 8%	388
4 Sociaal-economische effecten van milieumaatregelen en het milieubeleid in Vlaanderen : een kwantificering met behulp van het VLECOS-model	395
<i>Ludo Peeters</i>	
4.1 Inleiding	395
4.2 Methodiek van de IO-analyse	396
4.3 Opbouw van het VLECOS-model	396
4.4 Beleidstoepassingen	403
4.5 Conclusies	411
5 Een partieel en een algemeen evenwichtsmodel toegepast op de Kyoto-afspraken	417
<i>Stef Proost, Denise van Regemorter</i>	
5.1 Inleiding	417
5.2 Analyse met een partieel evenwichtsmodel	418
5.3 Analyse met een algemeen evenwichtsmodel	418

I. Samenvatting

Peter Van Humbeeck, SERV

1 ½ Inleiding

1.1 ½ De wisselwerking tussen milieu en economie in MIRA

In de milieuverstoringsketen die MIRA hanteert voor de bestudering van milieuvraagstukken komt de interactie tussen milieu en economie op drie plaatsen terug:

- economische activiteiten, zoals het produceren en consumeren van goederen en diensten, liggen aan de basis van milieuverstoringen, of hebben *gevolgen voor het milieu*;
- de toestand van het milieu en het milieubeleid hebben aan het einde van de keten *gevolgen voor de economie*;
- bij het leggen van prioriteiten en de selectie van het te voeren beleid is het nodig de diverse gevolgen te *waarderen* en tegen elkaar *af te wegen*.

Over de *gevolgen* van de economie en de economische groei *voor het milieu* kunnen geen uitspraken a priori worden gedaan. Belangrijker is het inzicht dat milieuresultaten niet enkel te wijten zijn aan het milieubeleid dat wordt gevoerd, maar ook voor een belangrijk deel verklaard kunnen worden door andere, ‘exogene’ evoluties op het vlak van de bevolkingsomvang, de leefpatronen, de samenstelling van de economie, de technologische ontwikkeling, enz. Het ontwerpen van een effectief en efficiënt milieubeleid veronderstelt dan ook dat het verband tussen milieuaantastingen en de huidige maatschappelijke ordening wordt blootgelegd. Dit is mee de bedoeling van een instrument als MIRA.

Ook de *gevolgen* van het milieu(beleid) *voor de economie* blijven een empirische kwestie. Een algemene conclusie uit de literatuur is dat het milieubeleid op lange termijn vermoedelijk geen al te grote gevolgen voor de traditioneel gemeten economische groei hoeft te hebben en dat de positieve effecten van milieubeleid vaak zo groot zijn dat de totale maatschappelijke welvaart (gemeten inclusief milieubaten) kan toenemen. Maar onderzoek leert ook dat dit geen automatisme is. Veel hangt enerzijds af van de wijze waarop het milieubeleid wordt gevoerd en anderzijds van de kenmerken van de economie en het beleid in andere beleidsdomeinen. Het zo goed mogelijk in kaart brengen van de sociaal-economische gevolgen van alternatieve beleidsscenario’s, en van de mechanismen die deze gevolgen bepalen, blijft dus belangrijk. Ook dit is een doelstelling van MIRA.

Op zich zijn de economische gevolgen van het milieubeleid geen reden om de milieudoelstellingen te versoepelen of te verstrengen. Maar het milieubeleid hééft een impact op de economie en kan daarom evenmin worden gebaseerd op ecologische wenselijkheden alléén. Afwegingen zijn onvermijdelijk. *Waardering en afweging* van effecten is echter niet de opdracht van MIRA, maar is een politieke taak bij uitstek. Wel kan MIRA het potentieel aan efficiëntieverbeteringen helpen blootleggen en de

mogelijkheden en beperkingen van economische afwegingstechnieken illustreren met het oog op de economische onderbouwing van milieubeleidsplannen. Daarnaast kunnen economische analyses nuttig worden ingezet in het kader van de periodieke beleidsevaluatierapporten (MIRA-BE).

1.2 ½ De complexiteit van het inschatten van de ‘gevolgen voor de economie’

Zelfs bij een beperking van de relatie tussen milieu en economie tot de dimensie ‘gevolgen van het milieubeleid voor de economie’ is deze relatie dermate veelzijdig en complex dat het nooit mogelijk zal zijn alle aspecten volledig in kaart te brengen.

De ‘gevolgen voor de economie’ omvatten namelijk veel meer dan de milieu-uitgaven van de overheid, bedrijven en gezinnen en de daaruit resulterende effecten op de prijzen, productie, consumptie, economische groei, werkgelegenheid, e.d. (tabel 1). Er moet bijvoorbeeld ook rekening worden gehouden met mogelijke opbrengsten en kostenbesparingen als gevolg van het milieubeleid, door een efficiënter gebruik van grondstoffen en energie, lagere prijzen voor sommige inputs, stimulering van de innovatie, ontstaan van nieuwe producten en diensten, enz. Bovendien veroorzaakt niet alleen *milieubeleid* kosten voor de economie, ook het *uitblijven* van milieubeleid heeft economische kosten: hogere gezondheidsuitgaven, lagere landbouwopbrengsten, hogere kosten voor de zuivering van drinkwater en productiewater, verminderde toeristische aantrekkingskracht, enz. Het vermijden of verminderen van dergelijke kosten via milieumaatregelen levert dan ook baten op voor de economie, die in een analyse van de ‘gevolgen voor de economie’ moeten worden opgenomen. Vaak wordt een nog ruimer batenbegrip gehanteerd, waarbij onder de economische baten van milieubeleid ook welvaartsverbeteringen worden begrepen die te maken hebben met de waarde die mensen hechten aan bijvoorbeeld natuur, ecosystemen en landschappen, nu en voor toekomstige generaties.

Tabel 1: Soorten baten en kosten

soorten baten	voorbeelden	soorten kosten	voorbeelden
menselijke gezondheid en welzijn		milieubeleidskosten van de overheid	beleidsontwikkeling vergunningverlening controle en handhaving monitoring en opvolging investeringen in nieuwe milieutechnieken werkingskosten van nieuwe milieutechnieken
mortaliteit	vermindering van het risico op vroegtijdig overlijden als gevolg van kanker of andere acute aandoeningen		
morbiditeit	vermindering van het risico op kanker, astma, misselijkheid, ...	directe kosten van doelgroepen	veranderingen in productieprocessen of grondstofgebruik <i>wijzigingen aan andere productietechnieken</i>
leefbaarheid	Smaak, geur, geluid, ...		
ecologische baten		andere directe kosten	transactiekosten verschuiving van de managementaandacht tijdelijk stilleggen van de productie besparingen op grondstoffen en energie bevordering van de innovatie
vermarktbaar producten	voorziening van water, voedsel, brandstof, vezels, hout, pels, leder, ... (ook betaalde recreatie)		
niet-vermarktbaar producten: (vrije) recreatie en esthetiek	voorziening van recreatieve mogelijkheden zoals vissen, zwemmen, ... en van landschappelijke zichten	negatieve kosten	
indirect vermarktbaar producten: ecosysteem diensten	matiging van het aantal overstromingen, aanvulling grondwater, tegengaan erosie, voedselcyclus, biodiversiteit, bodemverrijking, geassocieerd met de wetenschap dat bepaalde dingen bestaan of beschikbaar zijn voor komende generaties, voor anderen, bijv. (voort)bestaan van walvissen, ongeschonden antartica	additionele welvaartsverliezen / winsten	hogere consumenten- en producentenprijzen
niet-gebruik van milieugoederen: bestaans-, legaat-, en quasi-optiewaarden		aanpassingskosten	werkloosheid sluiting van bedrijven verschuiving van productiefactoren tussen markten verloren investeringen
vermeden materiaalschade			wijzigingen van de marktstructuur veranderingen in arbeids- en kapitaalproductiviteit
vermarktbaar producten	vermindering van de kosten voor onderhoud of reiniging van gebouwen	andere indirecte effecten	
niet-vermarktbaar producten	vermeden esthetische schade door vervuiling of aantasting van gebouwen		uitstel van investeringen en van innovatie
landbouw	vermindering van opbrengstverliezen		verslechtering van de productkwaliteit

Bron: MIRA-S 2000.

Economen hebben een aantal technieken ontwikkeld om deze ‘gevolgen voor de economie’ te kwantificeren. Geen enkele methode of model is echter in staat alle effecten te vatten en volledig objectieve en betrouwbare resultaten op te leveren. Het gaat steeds om een (sterke) vereenvoudiging van de fysische en economische realiteit. Natuurlijke systemen zijn inherent complex en de vele diensten die ze de mens bewijzen, zijn vaak nog onontgonnen materie. Ook de reacties van en interacties tussen economische actoren zijn dikwijls onbekend en onvoorspelbaar. Daarenboven heeft milieubeleid ook een impact op talrijke minder kwantificeerbare zaken. De ‘ecologisering van de economie’ leidt onder meer tot nieuwe arbeidsverhoudingen, nieuwe waarden en normen, nieuwe relaties tussen bedrijven, bevolking en overheden, nieuwe perspectieven op eigendomsrechten, nieuwe instrumenten voor ontwikkelingssamenwerking, enz. Het milieubeleid heeft dus een maatschappelijke dynamiek op gang gebracht met een brede impact op alle aspecten van de economie. Die impact is zeker op langere termijn niet te onderschatten. Cijfers over milieukosten en – baten of economische modellen kunnen de gevolgen voor de economie van die complexe dynamiek slechts ten dele duiden.

De moeilijkheid of onmogelijkheid om alle baten, kosten en andere sociaal-economische effecten van milieubeleid te kwantificeren, is echter geen reden om kwantificering of modellering volledig achterwege te laten. Ook zonder exhaustief te zijn, verhogen ‘baten’- en ‘kosten’-studies het inzicht in de aard, samenhang, omvang en verdeling van baten en kosten van milieuverbeteringen. Zij leveren daardoor waardevolle informatie op voor het beleid. Bovendien is voor het beleid een volledige kwantificering of modellering zelden vereist, maar kan men zich beperken tot de belangrijkste effecten. Ook moet worden beklemtoond dat het analyseproces dikwijls belangrijker is dan de uiteindelijke uitkomsten van de analyses. De grootste bijdrage voor het beleid komt vaak niet voort uit de precieze berekeningen en getallen in studies, maar van het inzicht dat men door het uitvoeren van de analyses verkrijgt in de problematiek en de mogelijke oplossingen. Op een voorzichtige wijze geïnterpreteerd, kunnen de resultaten van economische analyses dus een nuttig referentiepunt vormen voor het maatschappelijk debat over het milieubeleid.

1.3 ½ Het hoofdstuk ‘Gevolgen voor de economie’ in MIRA-S 2000

In MIRA-S 2000 worden de ‘gevolgen voor de economie’ beperkt tot de meest gangbare interpretaties:

- Milieuverstoring veroorzaakt maatschappelijk ongewenste gevolgen. Om deze te bestrijden en te vermijden voert de overheid een milieubeleid. In uitvoering van dat milieubeleid worden door overheden en doelgroepen maatregelen genomen, die meestal economische middelen vergen. Milieubeleid en milieumaatregelen brengen aldus *kosten* mee voor de economie. Een eerste aspect betreft dan ook de (directe) kosten van de maatregelen die nodig zijn om schade te vermijden of te herstellen;
- Milieubeleid en milieumaatregelen veroorzaken niet alleen kosten, maar zijn in de eerste plaats bedoeld om de milieuschade te verminderen. Zij leveren daardoor ook *baten* op. Een tweede aspect betreft dan ook de economische waardering van de schade die processen van milieudruk en -verstoring teweegbrengen. Deze schade omvat de gevolgen voor mens, natuur en economie;
- De gevolgen voor de economie van milieubeleid en milieumaatregelen zijn niet beperkt tot de directe kosten en baten. Via allerhande prijs- en inkomenseffecten is ook sprake van indirecte en afgeleide effecten op de economische groei, de

betalingsbalans, de werkgelegenheid, de inkomensvorming en -verdeling, enz. Een derde aspect zijn dan de *sociale en macro-economische gevolgen* van de opgelopen schade en van de geleverde inspanningen (beide vorige interpretaties).

- Vermits afwegingen onvermijdelijk zijn, wordt daarnaast tevens ingegaan op de vergelijking van *kosten en baten* van (bijkomende) milieumaatregelen, waarbij in principe de drie voorgaande interpretaties worden geïntegreerd in één analyse.

In MIRA-1 en MIRA-2 werd grotendeels dezelfde interpretatie gehanteerd, maar bleef de behandeling van deze onderwerpen beperkt omwille van een tekort aan basisgegevens en deskundigheid terzake in Vlaanderen. Voor een zeer groot deel is dit nog steeds het geval. Deze situatie verklaart waarom ook nu een meer uitgebreide behandeling en doorrekening van de gevolgen voor de economie van alternatieve milieubeleidsscenario's niet mogelijk was.

Toch is er intussen in Vlaanderen, zoals in vele Europese landen, meer belangstelling ontstaan voor sociaal-economische analyses van het milieubeleid. Voortbouwend op de inmiddels opgebouwde kennis en ervaring in Vlaanderen, wordt met MIRA-S 2000 gepoogd om opnieuw een stap verder te zetten. De klemtoon in dit hoofdstuk ligt daarom op het beschrijven van een aantal gevalstudies in de vier hoger vermelde domeinen: milieukosten, milieubaten, afwegingen tussen kosten en baten, en sociale en macro-economische gevolgen. Zij moeten worden gezien als een illustratie van de mogelijkheden die de milieu-economie biedt om de impact van het milieubeleid op de economie te interpreteren.

2 ½ Milieukosten

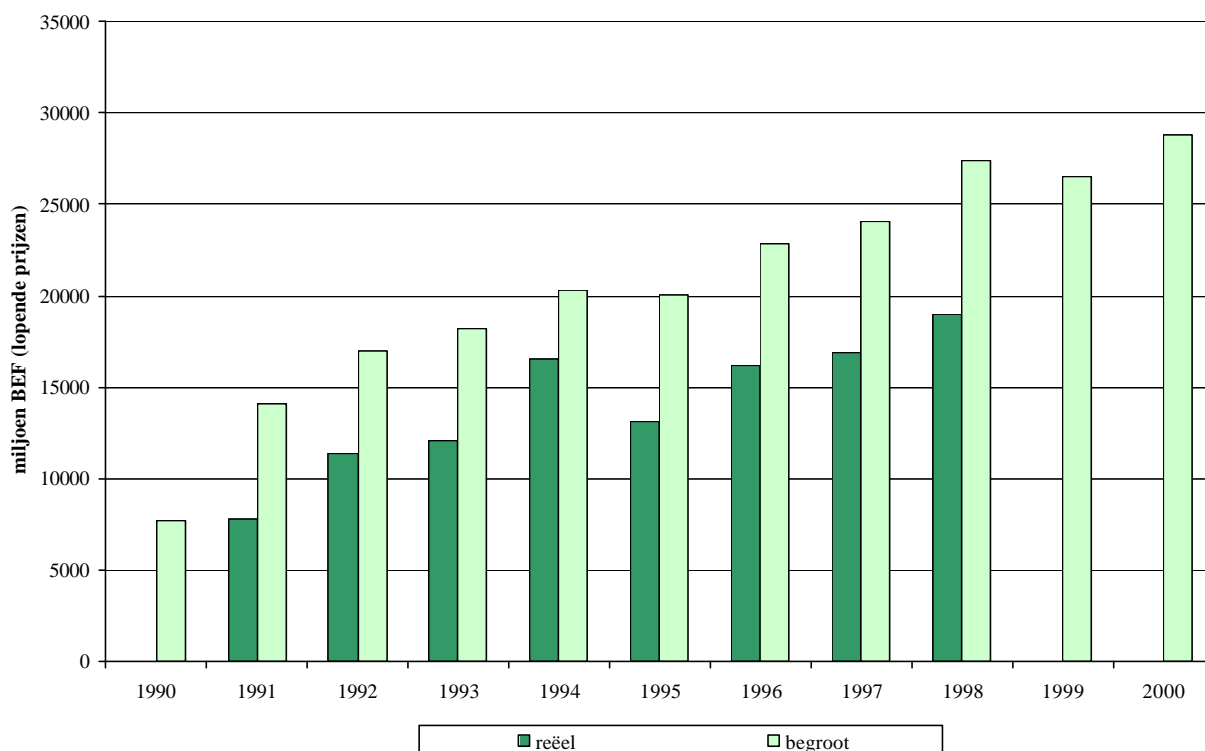
Met *milieukosten* worden hier de directe kosten bedoeld van maatregelen die door overheden en doelgroepen worden genomen om ongewenste effecten van het menselijk handelen op het milieu te vermijden, te beperken of te herstellen (tabel 1).

Informatie over milieukosten is momenteel nog maar beperkt beschikbaar in Vlaanderen. Ook de gebruikte definities en afbakeningen verschillen soms aanzienlijk tussen bronnen. Over de milieu-uitgaven van de overheid is de meeste informatie voorhanden. Daarnaast zijn er ook enkele partiële gegevens beschikbaar over de uitgaven door de industrie. De milieu-uitgaven van de gezinnen zijn in Vlaanderen grotendeels onbekend. Informatie over de milieu-uitgaven van de landbouw is opgenomen bij de bespreking van deze sector in hoofdstuk 3.3 Landbouw.

2.1 ½ Historische en actuele milieu-uitgaven door de overheid

Met het jaar 1990 als referentiepunt kan een *sterke stijging* van de milieu-uitgaven van de Vlaamse overheid worden vastgesteld (figuur 1). Het betreft de uitgaven voor de programma's Leefmilieu, Natuur en Bos en Groen van de uitgavenbegroting van de Vlaamse gemeenschap. De begrote uitgaven namen toe van minder dan 8 miljard BEF in 1990 tot bijna 29 miljard in 2000. De reële uitgaven stegen van minder dan 8 miljard BEF in 1991 naar ongeveer 19 miljard in 1998. Het aandeel van milieu in de totale Vlaamse uitgavenbegroting bedraagt in 2000, net zoals in voorgaande jaren, ongeveer 4 %.

Figuur 1: Milieu-uitgaven Vlaamse overheid 1990-2000 (miljoen BEF, lopende prijzen)



Bron: MIRA-S 2000.

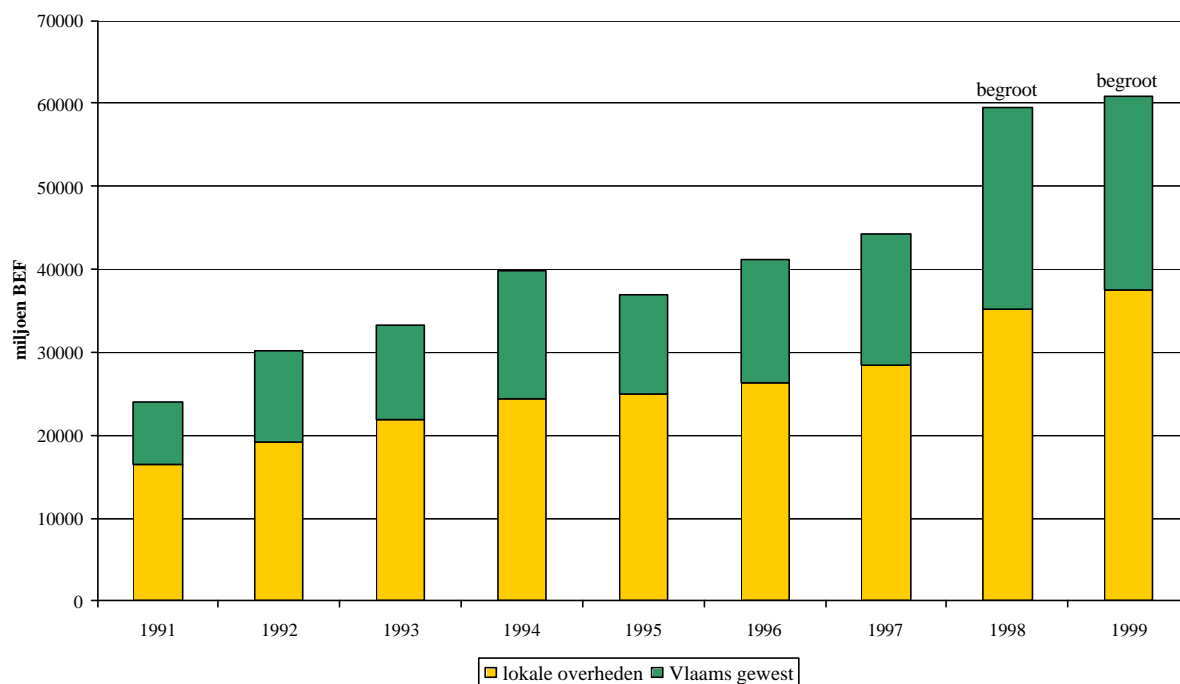
De uitgaven van het Vlaamse gewest vertegenwoordigen evenwel slechts een deel van de totale milieu-overheidsuitgaven in Vlaanderen. Budgettair blijken de gemeentelijke milieu-uitgaven zelfs belangrijker te zijn. Deze zijn in de jaren '90 toegenomen van 15,7 miljard BEF (reëel) in 1990 naar 36,4 miljard BEF (begroot) in 1999. Het aandeel van deze uitgaven in de totale gemeentelijke uitgaven is gestegen van 8,2 % in 1990 naar 11,4 % in 1999.

De totale milieu-uitgaven van de gewestelijke, gemeentelijke en provinciale overheden samen worden, na correctie voor onderlinge overdrachten, geraamd op meer dan 60 miljard BEF in 1999 (figuur 2). Ongeveer twee derde van deze uitgaven gebeurt via de gemeenten en provincies, en één derde via het Vlaams gewest. De meeste uitgaven zijn bestemd voor afvalwater (tabel 2), met een gemiddeld aandeel over de ganse periode van 44 %, gevolgd door afval (36 %) en de restcategorie overig milieubeleid (20 %). Deze uitgaven werden voor gemiddeld 40 % gedekt door inkomsten uit gewestelijke milieuheffingen of gemeentelijke milieubelastingen. Hierbinnen zijn op gewestelijk vlak de afvalwaterheffing en op gemeentelijk vlak de verschillende afvalretributies en – belastingen budgettair het belangrijkste.

Een internationale vergelijking leert dat Vlaanderen inzake publieke milieu-uitgaven rond het Europese gemiddelde zit, met uitgaven van ca. 6 000 BEF per persoon in 1995 en een aandeel van ongeveer 0,8 % van het Bruto Geografisch Product (BGP). Dit is meer dan bijvoorbeeld in Frankrijk (0,6 %), maar minder dan in de andere buurlanden Duitsland (0,9 %) en Nederland (1,1 %). Dergelijke vergelijkingen moeten evenwel

voorzichtig worden geïnterpreteerd, onder meer door verschillen in de taakverdeling tussen de publieke en private sector.

Figuur 2: Totale milieu-uitgaven alle overheden in Vlaanderen 1991-1999 (miljoen BEF, lopende prijzen)



Bron: MIRA-S 2000.

Tabel 2: Totale milieu-uitgaven alle overheden in Vlaanderen 1991-1999 per beleidsdomein (miljoen BEF, lopende prijzen)

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998*	1999*
afval & bodem	9 217	10 952	11 818	14 302	14 288	15 566	16 816	20 423	21 614
afvalwater	10 510	13 446	15 249	17 667	16 879	18 514	19 217	25 018	25 784
overige	4 242	5 848	6 232	7 854	5 692	7 088	8 215	14 070	13 420
totaal	23 969	30 246	33 299	39 824	36 858	41 168	44 247	59 511	60 818

* begrote uitgaven.

Bron: MIRA-S 2000.

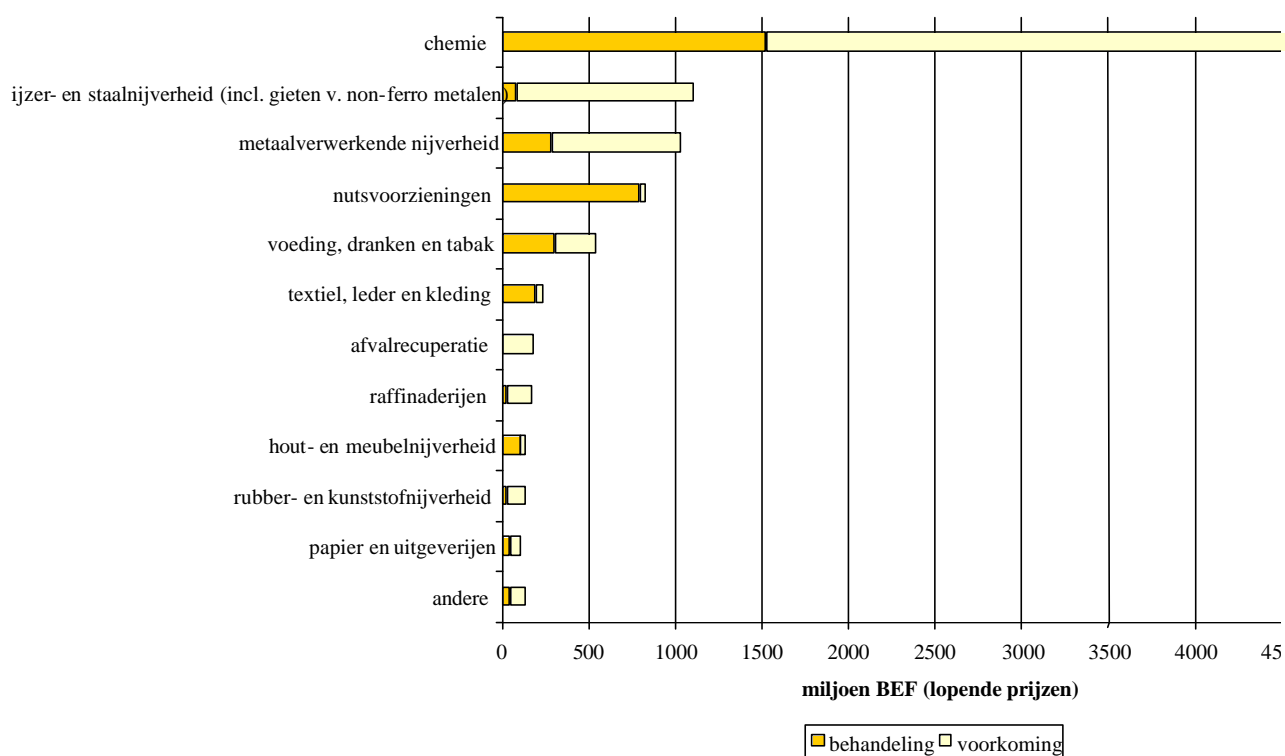
2.2 ½ Historische en actuele uitgaven van de industrie

De zgn. structuurenquête die het Nationaal Instituut voor de Statistiek (NIS) sinds 1996 elk jaar bij de Belgische ondernemingen afneemt, bevat een aantal vragen over *milieu-investeringen*. Het betreft in de eerste plaats vragen naar de 'investeringen ter behandeling van milieuhinder' (end-of-pipe-investeringen) en de meeruitgaven van brongerichte 'investeringen ter voorkoming van milieuhinder' ten opzichte van een vergelijkbare investering zonder milieucomponent (procesgeïntegreerde voorzieningen). Vragen over de verdeling van deze investeringen over de

milieucompartimenten afval (incl. vervuilde grond), lucht, water (incl. bodem en grondwater) en geluid worden enkel naar de grootste bedrijven in elke sector gestuurd.

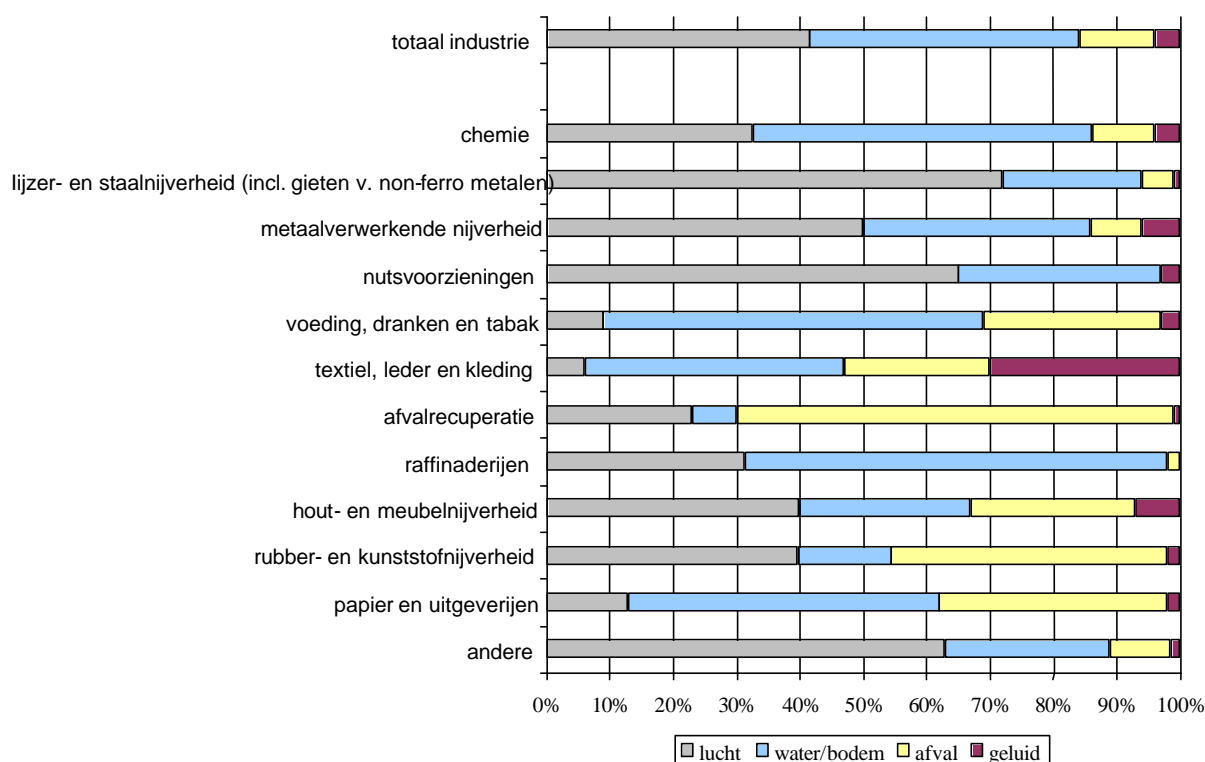
Op basis van een extrapolatie van deze enquêteresultaten werden in 1997 door de bedrijven in Vlaanderen naar schatting voor 9,2 miljard BEF milieu-investeringen gedaan. Hiervan had ongeveer 1/3 betrekking op 'behandeling' en 2/3 op 'voorkoming' (figuur 3). Indien hierbij de milieu-investeringen door de sector afvalverwerking + RWZI's (NACE 90) worden geteld (met Aquafin, afvalverbrandingsinstallaties, ...), verhoogt dit bedrag tot 19,7 miljard, maar wordt de verhouding behandeling 2/3, voorkoming 1/3. De grootste milieu-investeringen binnen de industrie gebeurden in de chemie, de ijzer- en staalnijverheid en de metaalverwerkende nijverheid. De meerderheid van de investeringen had betrekking op lucht (42 %) en water/bodem (43 %). Afval (12 %) en geluid (4 %) waren relatief minder belangrijk (figuur 4).

Figuur 3: Milieu-investeringen van de Vlaamse industrie in 1997 (miljoen BEF, lopende prijzen)



Bron: MIRA-S 2000.

Figuur 4: Milieu-investeringen van de industrie in 1997 per milieucompartiment



Noot: De weergegeven verhoudingen zijn gebaseerd op de resultaten voor gans België. Zij betreffen bovendien enkel de situatie in de grootste ondernemingen in elke sector.

Bron: MIRA-S 2000.

Milieu-investeringen kennen evenwel een zeer grillig verloop en zijn conjunctuurgebonden, zodat bovenstaande gegevens niet representatief zijn voor alle jaren. Het aantal ondernemingen dat in een bepaald jaar milieu-investeringen doet bedraagt immers slechts 15 % voor de grootste bedrijven en 3 % voor alle bedrijven. Conclusies kunnen dus alleen worden getrokken op basis van een langere tijdreeks van gegevens, die vandaag niet bestaat. Bovendien blijkt uit de informatie die voor enkele specifieke sectoren beschikbaar is en uit buitenlandse statistieken dat de lopende milieu-uitgaven in de industrie meestal een veelvoud zijn van de jaarlijkse investeringsuitgaven. Het inzicht in de milieukosten van de Vlaamse industrie blijft m.a.w. nog zeer partieel en onvolledig.

2.3 ½ Toekomstige milieu-uitgaven

Toekomststramingen van de uitgaven zijn enkel voor de Vlaamse overheid beschikbaar. Zonder belangrijke nieuwe uitgaven of schrapping van bestaande uitgaven (BAU-scenario) kan een verdere geleidelijke stijging van de milieu-uitgaven worden verwacht van 28,8 miljard in 2000 naar 31,4 miljard in 2005, en 32,4 miljard in 2010 (tabel 3). Het merendeel van deze uitgaven blijft ook in de toekomst naar afvalwaterzuivering gaan. Indien in het BAU+-scenario het beleid op een aantal terreinen wordt versneld, met name inzake bodemsanering, rioleringen en natuur, lopen de uitgaven verder op tot 38,8 miljard in 2010.

Tabel 3 : Raming van de milieu-uitgaven van de Vlaamse overheid 2001-2010 (miljoen BEF, lopende prijzen)

BAU-scenario							
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2010
afval	3 558	3 812,1	3 918,3	3 534,3	3 484,4	3 501,5	3 566,5
water	15 404,4	17 622,3	18 213,3	18 922,2	18 789,1	19 340,9	20 039,5
mest	2 238	1 190,0	1 215,2	1 186,7	1 204,5	1 222,6	1 317,1
natuur	2 842	3 262,2	3 300,7	3 246,9	2 927,5	2 967,8	3 178,2
algemeen	4 791	4 713,3	4 720,5	4 609,7	4 642,6	4 398,0	4 299,7
<i>totaal</i>	<i>28 835</i>	<i>30 599,9</i>	<i>31 367,9</i>	<i>31 499,9</i>	<i>31 048,1</i>	<i>31 430,8</i>	<i>32 401,0</i>
BAU+-scenario							
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2010
afval	3 558	4 678,8	5 651,6	5 267,7	5 217,8	5 234,8	5 299,9
water	15 404,4	19 340,0	21 431,2	22 122,3	21 973,2	22 510,6	23 156,0
mest	2 238	1 190,0	215,2	1 186,7	1 204,5	1 222,6	1 317,1
natuur	2 842	3 762,2	4 300,7	4 257,1	4 313,1	4 481,1	4 688,2
algemeen	4 791	4 713,3	4 720,5	4 609,7	4 642,6	4 398,0	4 299,7
<i>totaal</i>	<i>28 835,4</i>	<i>33 684,2</i>	<i>37 319,1</i>	<i>37 443,5</i>	<i>37 351,1</i>	<i>37 847,2</i>	<i>38 760,9</i>

Bron: MIRA-S 2000.

3 ½ Milieubaten

Milieubaten betreffen de effecten van een milieuverbetering als gevolg van de genomen milieumaatregelen (tabel 1). Het gaat daarbij in eerste instantie om effecten op de ecosystemen, maar ook om de effecten op de menselijke gezondheid, op de leefomgeving, op de landschappen, op materialen en infrastructuur (bijv. gebouwen), om esthetische effecten, enz. Tot de milieubaten kunnen tevens effecten op sociaal-economisch vlak (bijv. effecten op landbouw, recreatie, waterwinning, enz.) behoren, indien deze het rechtstreekse gevolg zijn van het behoud of de verbetering van de milieukwaliteit.

Bij *economische waardering* van milieubaten tracht men de betalingsbereidheid van individuen in te schatten om bepaalde negatieve milieueffecten te vermijden of bepaalde positieve milieueffecten te verkrijgen. In tegenstelling tot normale marktgoederen geeft de markt geen goed beeld van de totale economische waarde (d.i. de gebruikswaarde, optiewaarde en bestaanswaarde) van milieugoederen. Daarom worden andere waarderingstechnieken gehanteerd. De meest gebruikte technieken zijn de zgn. reiskostenmethode, de hedonische prijsmethode, de contigente waarderingmethode en 'benefit transfer'-benaderingen. MIRA-S 2000 bespreekt van elke soort een toepassing voor Vlaanderen.

3.1 ½ Baten van een natuurgebied

Een economische waardering van natuurgebieden is nuttig voor twee doeleinden:

- optimalisatie van de hoeveelheid natuurgebied. Uitbreiding van natuurgebieden gaat ten koste van andere functies (landbouw, wonen, industrie, ...). Hoe groot zijn dan de baten en opportunitetskosten van een uitbreiding?
- bijdrage tot een optimaal gebruik van natuurgebieden. Natuurgebieden worden gebruikt voor recreatie, natuurbescherming, houtexploitatie, ... De verschillende

functies zijn niet noodzakelijk complementair en dan is het nuttig de economische waarde van alternatieve gebruiken te kennen.

Tabel 4 geeft een overzicht van een aantal waarderingstechnieken die kunnen worden gebruikt om de verschillende waarden te meten.

Tabel 4: De verschillende waarden van natuurgebieden en de meest geschikte waarderingmethoden

waarde	waarderingmethode
directe gebruikswaarden - recreatie	reiskostenmethode en Contingente waarderingmethode
indirecte gebruikswaarden - ecosysteem	productiekostenmethode zoals schadefunctie en dosis-responsfunctie
indirecte gebruikswaarden - jacht, hout	zie markt voor hout en jacht (gezien er een markt voor bestaat, zijn er ook marktprijzen bekend)
optiewaarden	contingente waarderingmethode (CVM)
niet-gebruikswaarden - legaat- en bestaanswaarden	contingente waarderingmethode (CVM)

Bron: MIRA-S 2000.

Hierna wordt de *recreatieve waarde* van een natuurgebied in Vlaanderen (Heverleebos-Meerdaalwoud) bepaald met de reiskostenmethode. Daarnaast wordt via de contingente waarderingmethode gepeild naar de betalingsbereidheid voor een ecoduct voor dieren, een project dat een invloed heeft op de *niet-gebruikswaarde* van het bos. Het betreft de eerste toepassingen in Vlaanderen van monetaire waarderingstechnieken op een natuurgebied. De resultaten dienen met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd te worden. Zij geven ordes van grootte van de baten voor één natuurgebied.

De recreatieve waarde van Heverleebos-Meerdaalwoud: een toepassing van de reiskostenmethode

De reiskostenmethode is de meest geschikte methode om de recreatieve of directe gebruikswaarde van Heverleebos-Meerdaalwoud te bepalen voor de *bezoekers*. Met behulp van regressietechnieken wordt de vraag naar bosbezoeken geschat in functie van de kostprijs van een bosbezoek (i.e. de monetaire reiskosten en de tijdskosten van de verplaatsing), de kenmerken van het bos, de prijs van substituten (i.c. het Zoniënwoud) en de socio-demografische gegevens van de bezoekers. Hieruit kan een traditionele vraagcurve worden afgeleid (aantal bosbezoeken in functie van de kostprijs per bezoek) en is het mogelijk om het consumentensurplus of de waarde van een bosbezoek voor een specifieke persoon te bepalen. Om de totale jaarlijkse recreatiewaarde te kennen, moet deze waarde van één bezoek voor één bezoeker vermenigvuldigd worden met de totale jaarlijkse bezoekomvang (totaal aantal bezoeken van alle bezoekers samen). Dit bedrag wordt tot slot geactualiseerd zodat de totale toekomstige stroom van recreatiebaten kan worden berekend voor Heverleebos-Meerdaalwoud.

De noodzakelijke gegevens werden bekomen door tellingen en via enquêtes bij van een representatief staal van 1 140 recreanten tijdens hun bezoek aan het bos. Zij leiden tot een geschatte waarde van een bezoek voor één bezoeker van gemiddeld ongeveer 800-900 BEF, naargelang van het kostenbegrip dat wordt gebruikt (tabel 5). Afhankelijk van de schatting van de totale bezoekomvang en het gehanteerde consumentensurplus, ligt de

geschatte jaarlijkse recreatieve waarde tussen 523 miljoen BEF en 748 miljoen BEF en de totale netto actuele waarde van het bos tussen 10 miljard BEF en 15 miljard BEF. Dit zijn de baten die verloren gaan wanneer recreatie in het gebied onmogelijk wordt. Het zijn bruto baten, d.w.z. dat er geen rekening wordt gehouden met allerhande kosten voor onderhoud van het bos e.d.

Tabel 5: Recreatieve waarde Heverleebos-Meerdaalwoud

reiskostenbegrip	= brandstofkosten + tijdskosten	= monetaire kosten (brandstof, onderhoud, verzekering,...) + tijdskosten
recreatiewaarde per bezoek voor één bezoeker (BEF)		
puntschatting	909	833
betrouwbaarheidsinterval 95%	592 - 1 953	628 - 1 238
totale jaarlijkse recreatiewaarde (miljoen BEF)		
min-max	571,5 - 747,5	523,8 - 685,0
netto actuele recreatiewaarde (miljoen BEF)		
min-max (discontovoet 5%)	11 431 - 14 950	10 475 - 13 700

Bron: MIRA-S 2000.

De niet-gebruikswaarde van Heverleebos-Meerdaalwoud: een toepassing van de contingente waarderingsmethode

Als voorbeeld van een inschatting van een niet-gebruikswaarde van Heverleebos-Meerdaalwoud, werd een contingente waarderingsstudie toegepast op een specifiek project, nl. de aanleg van een ecoduct boven de Naamssteenweg die het Meerdaalwoud doormidden snijdt (tabel 6). In tegenstelling tot de studie over de recreatieve waarde, werden zowel bezoekers als niet-bezoekers geïnterviewd. Beide groepen hechten immers belang aan het bestaan van het boscomplex en kunnen een positieve waardering voor het bos hebben. Dit gebeurde aan de hand van een uitgebreide vragenlijst bij een willekeurige steekproef van ruim 780 Vlaamse gezinnen, waarin onder meer informatie werd gegeven over de ligging en de geschiedenis van het bos, fauna en flora, recreatiemogelijkheden en het beheer,... Vragen werden gesteld naar leeftijd, gezinssamenstelling, burgerlijke stand, beroep, opleiding en inkomen en er werd gepeild naar de bereidheid om via een éénmalige bijzondere belasting te betalen voor het 'Ecoduct'-project. De totale betalingsbereidheid kan opnieuw worden berekend als het product van de betalingsbereidheid per gezin en het aantal gezinnen in de populatie.

Uit de analyse blijkt dat de gemiddelde bereidheid tot betalen ongeveer 3 700 BEF bedraagt. Statistische testen leveren geen significant verschil op in de betalingsbereidheid tussen bezoekers en niet-bosbezoekers. De totale betalingsbereidheid van de Vlaamse bevolking wordt geschat op 5,5 à 8,7 miljard BEF.

Tabel 6: *Hypothetisch scenario en resultaten van de CVM-studie voor Heverleebos-Meerdaalwoud*

huidige situatie	voorgesteld scenario	omschrijving
Naamsesteenweg snijdt Meerdaalwoud doormidden	ecoduct voor dieren	er wordt een tunnel aangelegd onder de Naamsesteenweg waar de auto's door moeten, erboven wordt de natuurlijke vegetatie hersteld zodat (enkel) dieren veilig van de ene naar de andere kant van het bos kunnen
betalingsbereidheid voor ecoduct	betalingsbereidheid per gezin (excl. protestantwoorden)	betalingsbereidheid Vlaamse bevolking (excl. protestantwoorden)
gemiddelde	3 679 BEF	8,7 miljard BEF
mediaan	2 298 BEF	5,4 miljard BEF

Bron: MIRA-S 2000.

3.2 ½ Baten van bodemsanering: een toepassing van de hedonische prijs-methode

Monetaire waardering van schade ten gevolge van bodemverontreiniging geeft onder meer een inzicht in de maatschappelijke kosten die bodemverontreiniging veroorzaakt en laat toe om beslissingen over prioritair te saneren gronden en over de te bereiken zuiveringsgraad mee op basis van een afweging van kosten en baten te nemen.

De waardering van de baten van bodemsanering gebeurt veelal via de 'hedonische prijs'-methode. Deze is gebaseerd op het verklaren van prijsverschillen tussen onroerende goederen door bepaalde milieukarakteristieken van de omgeving (bijv. lawaai, luchtverontreiniging, bodemvervuiling, ...), om van daaruit af te leiden hoeveel mensen bereid zijn te betalen voor een betere omgevingskwaliteit. Daartoe tracht men deze milieukarakteristieken met behulp van statistische technieken af te zonderen van andere elementen (bijv. het type woning, het aantal kamers, het comfort, enz.) die de specifieke prijs van een eigendom bepalen. Bij toepassingen op bodemvervuiling wordt meestal de *afstand* tot het gebied met de grootste verontreiniging als indicator genomen. Men kan er immers vanuit gaan dat hoe kleiner deze afstand is, hoe lager de prijzen zullen zijn omdat de bewoners een 'risicopremie' wensen te ontvangen om de nabijheid van de vervuiling te aanvaarden. Het waardeverlies van de eigendommen in de nabijheid van de vervuiling levert dan een schatting op van de (*gebruiks*)waarde van een sanering. De aldus gevonden saneringsbaten zijn steeds contextafhankelijk en dus niet onmiddellijk overdraagbaar op andere vervuilde sites.

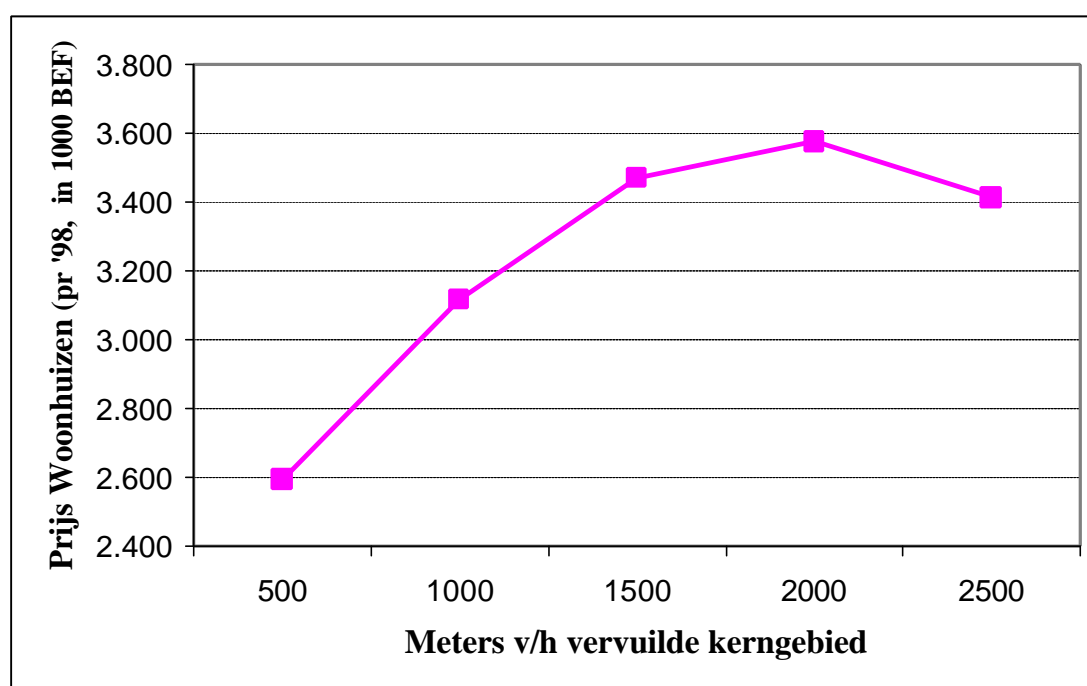
Als voorbeeld van een hedonische waardering worden hier de resultaten besproken van een toepassing op een reeds lang bekende cadmiumvervuiling rond een oude zinkfabriek op de grens van de gemeenten Overpelt en Lommel. De verontreiniging is gezien het historisch karakter ervan goed bekend bij de bevolking. Bovendien werd hierover meerdere keren informatie verstrekt door de overheid en werden er beperkingen opgelegd voor het gebruik van moestuinen.

Met het oog op de monetaire waardering van de bodemverontreiniging werden rond het kerngebied met de hoogste graad van verontreiniging (12 mg Cd/kg droge stof) afstandscontouren getrokken van telkens 500 meter, en werden de verkopen van

woonhuizen en bouwgronden, gelegen tot op 2 500 meter afstand van het kerngebied, gedurende de periode 1989-1998 geregistreerd. Vervolgens werden de reële prijzen van de verkopen gerelateerd aan een reeks kenmerken zoals de klasse van de woning, de oppervlakte van het perceel, het comfort van de woning, de ligging t.o.v. het centrum van de gemeente, en ook de *afstand* tot de ergste vervuiling.

De invloed van de afstand bleek statistisch significant. Op basis van de geschatte coëfficiënt voor de variabele 'afstand' kan worden vastgesteld dat de verkoopprijs van woonhuizen, *uitgezuiverd voor andere variabelen*, per zone van 500 meter gemiddeld met 5 % stijgt naarmate ze verder van het kerngebied zijn gelegen. De verkoopprijs van bouwgronden stijgt eveneens naarmate de afstand van de vervuiling toeneemt, namelijk met gemiddeld 1,6 % per zone van 500 meter. Figuur 5 illustreert het gevonden verband voor de uit de hand verkochte woningen. Extrapolatie van de gevonden waardevermindering per soort verkoop naar de thans aanwezige woningen in de betrokken regio levert een geschatte *ondergrens* voor de saneringsbaten op tussen 790 en 930 miljoen BEF.

Figuur 5: Relatie tussen de woningprijzen (uitgezuiverd voor andere invloeden) en de afstand van de vervuilde site in Overpelt-Lommel



Bron: MIRA-S 2000.

3.3 ½ Milieuschadeprijzen van luchtverontreiniging

Vooraf voor emissies naar de lucht is er de laatste jaren grote vooruitgang geboekt om de effecten en de milieuschade van de voornaamste pollutanten in te schatten. Hieruit is gebleken dat de maatschappelijke baten van minder luchtverontreiniging vaak een stuk groter zijn dan veelal wordt aangenomen. Deze informatie is belangrijk omdat bij verregaande emissiereducties ook steeds duurdere maatregelen moeten worden genomen, zodat een inzicht in de kosten/batenverhouding zich opdringt.

Voor MIRA-S 2000 is een inschatting van de schadekosten van luchtverontreiniging door SO₂, NO_x, VOS en stof gemaakt. De berekening van effecten houdt rekening met de verschillende relevante hoofdstukken uit MIRA-S 2000 m.b.t. emissies, verspreiding en evaluatie van effecten op mens en landbouw, zodat de cijfers in dit onderdeel consistent zijn met de andere hoofdstukken van MIRA-S. De economische waardering van deze effecten gebeurt via een vertaling van de resultaten van economische waarderingsstudies uitgevoerd in Europa en de VS naar Vlaanderen (benefit transfer).

Het waarden van de milieuschade gebeurt hierna enkel voor de effecten op de volksgezondheid, landbouw en gebouwen, en voor zover die gekend zijn en gekwantificeerd en gemonetariseerd kunnen worden. Over effecten op ecosystemen zijn vandaag te weinig data voorhanden om ze economisch te waarden. Zij zijn echter wel belangrijk omdat de kritische lasten voor ecosystemen in Vlaanderen en Europa in grote mate worden overschreden. De waardering van de impact van broeikasgassen vertoont specifieke problemen. Daarom worden zij afzonderlijk besproken. Omdat niet alle effecten worden besproken, moeten de totale geraamde schadekosten van luchtverontreiniging worden gezien als een *ondergrens* voor de orde van grootte van de totale effecten.

Milieuschadekosten van emissies uit Vlaanderen

De totale berekenbare milieuschade voor de (gekende) *emissies* van SO₂, NO_x, VOS, en fijn stof wordt ingeschat op ca. 174 miljard BEF per jaar, of ongeveer 3 % van het BGP van Vlaanderen. Omdat deze luchtverontreiniging in grote mate grensoverschrijdend is, situeert ongeveer de helft van deze schade zich in Vlaanderen. Vooral de effecten van deeltjes uit de transportsector hebben een lokaal effect. De effecten van SO₂- en NO_x-emissies uit Vlaanderen treffen vooral onze buurlanden.

Milieuschadekosten van luchtverontreiniging in Vlaanderen

De milieuschade van luchtverontreiniging (*immissies*) in Vlaanderen wordt bepaald door emissies uit Vlaanderen en uit het buitenland. De totale berekenbare schade van deze (gekende) emissies van SO₂, NO_x, VOS, en fijn stof wordt geschat op ongeveer 140 miljard BEF per jaar of zo'n 2,5 % van het Vlaamse BGP (tabel 7). Effecten van niet gekende emissies (bijv. opwaaiend stof) zijn hier niet in begrepen.

De impact van zwevend stof op *volksgezondheid* vormt de grootste impactcategorie (89 %) Zwevend stof omvat zowel primair stof als ammonium, nitraten en sulfaten waartoe SO₂ en NO_x bijdragen. Deze relatief grote impact wordt verklaard doordat bij de huidige concentraties er geen veilige drempelwaarden zijn waaronder geen gevolgen voor de volksgezondheid worden waargenomen. Voor *landbouw* zijn vooral de gevolgen van ozon belangrijk, terwijl de netto-effecten van emissies van SO₂ en NO_x tamelijk beperkt zijn. De schade aan *gebouwen* lijkt relatief klein, maar is nog onvolledig verrekend.

Baten van de maatregelen uit BAU en BAU+ voor Vlaanderen

Door de daling van de emissies naar 2010, zowel in Vlaanderen als in het buitenland, wordt een daling van de milieuschadekosten verwacht met 26 % in het BAU-scenario en met 33 % in BAU+-scenario (tabel 7). De baten van BAU kunnen worden geschat op 36 miljard BEF per jaar in 2010. De maatregelen uit BAU+ voegen daar nog 10 miljard

BEF aan toe. Deze baten situeren zich voornamelijk bij zwevend stof, NO₂ en SO₂. Het relatieve belang van de baten m.b.t. ozon hangt sterk af van de gekozen indicator. Er wordt geschat dat tegen 2010 de ozonpieken wel zullen dalen, maar dat de achtergrondconcentraties nauwelijks zullen veranderen. Omdat de berekening er hier van uitgaat dat er geen drempelwaarde is voor de effecten van ozon op volksgezondheid, zijn de milieuschadetekosten in 1998 relatief hoog en zijn de baten erg beperkt. In de mate dat er wel een drempelwaarde zou zijn, is de milieuschadetekost voor 1998 voor ozon in het zomerseizoen overschat (zie hoofdstuk 4.14 | Fotochemische luchtverontreiniging). Aangenomen dat de economie verder groeit, komen de resterende schadetekosten in 2010 overeen met ongeveer 1,3 % van het Vlaamse BGP.

Tabel 7: Schadetekosten van luchtverontreiniging en baten van BAU en BAU+ in Vlaanderen door SO₂, NO₂, zwevend stof en ozon, in miljard BEF/jaar

impactcategorie	schadetekosten		baten BAU		baten BAU+	
	1998	aandeel 1998	2010 BAU	aandeel 2010	2010 BAU+	aandeel 2010
<i>volksgezondheid</i>						
korte termijn	12,7	9 %	2,17	6 %	3,02	7 %
lange termijn	121,7	87 %	32,86	92 %	41,52	91 %
landbouw, gebouwen	4,9	4 %	0,59	2 %	1,13	2 %
ecosystemen	nm	nm	nm	nm	nm	nm
<i>totaal</i>	<i>139,4</i>	<i>100%</i>	<i>35,6</i>	<i>100 %</i>	<i>45,7</i>	<i>100 %</i>
<i>polluent (immissies)</i>						
SO ₂	2,7	2 %	0,5	1 %	1,3	3 %
NO ₂	3,1	2 %	1,1	3 %	1,3	3 %
zwevend stof	124,5	89 %	33,7	94 %	42,5	93 %
ozon	9,2	7 %	0,4	1 %	0,6	1 %
<i>totaal</i>	<i>139,4</i>	<i>100 %</i>	<i>35,6</i>	<i>100 %</i>	<i>45,7</i>	<i>100 %</i>

Basis: emissies, immissies en blootstellingen/effect-relaties conform MIRA-S 2000, *effecten van ozon op de gezondheid zijn enkel voor zomerseizoen en zonder drempelwaarde. zwevend stof = primair stof + ammonium nitraten (NO_x) + ammonium sulfaten (SO₂) nm : niet gemonetariseerd.

Bron: MIRA-S 2000.

Milieuschadetekosten van broeikasgassen

Voor broeikasgassen worden de effecten traditioneel berekend voor een tijdshorizon tot 2100 of 2200. Voor de waardering van deze effecten spelen naast de wetenschappelijke onzekerheden ook (meer dan elders) enkele keuzes die eerder van ethische en politieke aard zijn (vnl. over te hanteren discontovoet en de waardering van effecten in de armere landen). Hiervoor gebeuren sensitiviteitsanalyses. De schatting voor de (gekende) netto schadetekosten tot 2100 van emissies uit Vlaanderen van broeikasgassen bedraagt ongeveer 8 miljard BEF per jaar, met een waaier van 4 miljard tot 60 miljard BEF. De beste schatting van de impact tot 2200 valt binnen deze ruime waaier. Deze cijfers mogen evenwel niet direct worden vergeleken met de inschatting van de milieuschadetekosten van andere pollutanten (SO₂, NO_x, VOS, fijn stof). Het gaat immers om andere impactcategorieën en de waardering van de effecten van broeikasgassen is nog zeer onvolledig (bijv. effecten op ecosystemen, effecten na 2200) en onzeker.

4 ½ Economische afweging (van kosten en baten)

Gezien de schaarse middelen die voor het milieubeleid (kunnen) worden ingezet, is het van belang deze op de meest efficiënte wijze aan te wenden. Economische afwegingstechnieken kunnen daarbij een nuttig hulpmiddel voor de besluitvorming zijn. Zij kunnen immers mogelijkheden tot realisatie van kostenbesparingen (bij gelijkblijvende milieuresultaten) of van extra milieuresultaten (bij gelijkblijvende kosten) helpen aangeven. De meest voor de hand liggende techniek daarvoor is de kosten-batenanalyse. Ondanks een toenemend gebruik ervan voor milieubeleid, blijft het aantal toepassingen in Europa eerder beperkt. Een goede kosten-batenanalyse vergt immers veel informatie, middelen en deskundigheid, waardoor zij in de praktijk slechts inzetbaar is voor een beperkt aantal echt belangrijke dossiers. Er bestaan evenwel ook andere economische afwegingstechnieken, zoals risico-batenanalyse en kosten-effectiviteitsanalyse. MIRA-S bespreekt van beide een toepassing voor Vlaanderen.

4.1 ½ Prioriteitenstelling voor ambtshalve bodemsanering via risico-batenanalyse

Elk jaar beslist de Vlaamse overheid over de middelen die zij ter beschikking stelt voor ambtshalve bodemsanering en over de verdeling ervan over de in aanmerking komende sites. Om deze keuze van prioritair te saneren bodems economisch te onderbouwen, werd een instrument ontwikkeld waarvan de principes zijn gebaseerd op risico-batenanalyse (RBA). Deze afwegingstechniek verschilt van een traditionele kosten-batenanalyse omdat de baten van het beleid niet worden gemonetariseerd, maar gaat toch een stap verder dan een traditionele kosten-effectiviteitsanalyse omdat de baten worden uitgedrukt in één getal, nl. de mate van risicoreductie.

Concreet kan voor een verontreinigde bodem de kostprijs per eenheid risicoreductie worden berekend. Deze is gelijk aan de verhouding tussen de saneringskost en het vermeden risico. De saneringskost wordt berekend met behulp van een speciaal daartoe uitgewerkt rekenmodel dat in staat is om, voor verschillende saneringsdoelstellingen, de (directe) kosten vrij nauwkeurig in te schatten, uitgaande van de informatie uit het beschrijvend bodemonderzoek. De risico-index die werd ontwikkeld om de risico's van verontreinigde bodems te kwantificeren en onderling vergelijkbaar te maken, integreert informatie vooral over de gezondheidsrisico's. Ecologische baten zoals het behoud van de multifunctionaliteit van een bodem en biodiversiteit worden niet meegerekend. Deze index wordt zowel berekend vóór de sanering als na de sanering. Het verschil tussen beide geeft een schatting van de vermeden risico's door sanering.

De methode werd toegepast op een aantal vervuilde terreinen in Vlaanderen. Tabel 8 geeft ter illustratie een overzicht van de resultaten voor 9 van de onderzochte sites. Bij een efficiënte prioriteitenstelling kunnen voor een gegeven bedrag van – bijvoorbeeld - 15 miljoen BEF 6 sites worden gesaneerd, waardoor een risicoreductie wordt gerealiseerd van 392 000 risico-eenheden tegen een gemiddelde kostprijs van 28 BEF per eenheid risicoreductie. Een sanering van de terreinen voor hetzelfde bedrag in volgorde van hun sitenummer levert andere prioriteiten op (site 1 en 2) en slechts een risicoreductie van 19 500 eenheden tegen een gemiddelde kostprijs van 820 BEF per eenheid risicoreductie. Een RBA kan m.a.w. belangrijke informatie opleveren, al kunnen ook andere criteria de uiteindelijke prioriteitenstelling bepalen.

Tabel 8: Prioriteitenstelling voor ambtshalve bodemsanering aan de hand van de kostprijs per eenheid risico-reductie

site volg-nummer	vermeden risico (risico-index) (1)	saneringskost (BEF) (2)	kostprijs per eenheid risico-reductie (2)/(1)	prioriteit	cumulatief vermeden risico (risico-index)	cumulatieve saneringskost (BEF)
4	338 202	312 125	1	1	338 202	312 125
5	6 31	1 039 500	165	2	344 521	1 351 625
3	28 101	4 950 000	176	3	372 627	6 301 625
8	12 481	2 521 750	202	4	385 107	8 823 375
2	4 59	1 240 250	270	5	389 706	10 063 625
6	2 42	1 007 600	415	6	392 132	11 071 225
1	14 831	14 728 890	993	7	406 966	25 800 1125
7	7 99	11 715 000	1 466	8	414 956	37 515 1125
9	1 17	2 593 250	2 210	9	416 129	40 108 3625

Bron: MIRA-S 2000.

4.2 ½ Kosten-effectiviteitsanalyse van emissiegrenswaarden

De emissiegrenswaarden in Vlarem II (algemene of sectorale voorwaarden) of in milieuvergunningen (bijzondere voorwaarden) zijn het basisinstrument van het milieubeleid in Vlaanderen. Zij zijn vaak identiek voor uiteenlopende activiteiten binnen één economische sector of over sectoren heen. Verschillen zijn eerder te verklaren door de lokale milieusituatie en minder door verschillen in de kosten tussen bedrijven om emissiereducties te realiseren. Dit betekent dat indien de marginale kosten om de emissies van een bepaalde vervuilende stof tussen bedrijven te verminderen, sterk uiteenlopen, er in principe belangrijke kostenbesparingen mogelijk zijn via een andere verdeling van de inspanningen. De meest *kosteneffectieve* verdeling is die verdeling waarbij de totale maatschappelijke kosten om een bepaald vooropgesteld milieuresultaat te behalen minimaal zijn.

Via een *kosteneffectiviteitsanalyse* (KEA) kan deze - vanuit het oogpunt van efficiëntie - optimale verdeling worden bepaald en kan de kosteneffectiviteit van alternatieve milieubeleidsinstrumenten worden vergeleken. Daartoe worden alle beschikbare (combinaties van) emissiereductiemaatregelen geïnventariseerd, samen met hun (directe) kosten en reductiepotentieel. Door deze te rangschikken in dalende volgorde van kosteneffectiviteit (of oplopende kostprijs per eenheid emissiereductie) kan worden bepaald welke maatregelen best eerst worden genomen. Dergelijke KEA-analyse kan gebeuren op verschillende niveaus (land, sector, regio, bedrijf, ...). MIRA-S bespreekt de resultaten van een toepassing van de KEA-methodiek op VOS-emissies in de grafische sector en op afvalwaterlozingen in het Denderbekken.

Kosteneffectiviteit van VOS-emissiegrenswaarden in de grafische sector

Voor de lozing van VOS in de lucht door drukkerijen en fotografische industrieën gelden de algemene en sectorale emissiegrenswaarden van VLAREM II alsook – in voorkomend geval – de bijzondere voorwaarden uit de milieuvergunning. Vanaf 2003 zijn strengere emissiegrenswaarden toepasselijk vermits de overgangstermijn voor bestaande inrichtingen dan ten einde loopt. Voor zes bedrijven uit de grafische sector

werd een gedetailleerde analyse gemaakt van de beschikbare reductiemaatregelen en de jaarlijkse kosten om de vereiste reducties te realiseren.

Om aan de strengere voorwaarden in 2003 te voldoen, zullen de VOS-emissies van deze zes bedrijven van 3 032 ton VOS in 1998 naar 1917 ton VOS in 2003 (- 1 115 ton VOS) moeten verminderen. In het huidige systeem zal elk bedrijf afzonderlijk moeten voldoen aan de opgelegde emissiegrenswaarden. Dit betekent concreet dat vijf van de zes bedrijven extra maatregelen dienen te nemen, tegen een totale kostprijs van ongeveer 28 miljoen BEF per jaar (tabel 9). Bij een kosteneffectieve verdeling van de inspanningen tussen deze zes bedrijven kan echter dezelfde emissiereductie worden gerealiseerd (1 115 ton VOS) tegen een jaarlijkse totale kostprijs die drie keer lager ligt. Hierdoor zou dus elk jaar 19 miljoen BEF kunnen worden uitgespaard. Deze economisch optimale verdeling kan worden gerealiseerd via, onder meer, per bedrijf gedifferentieerde emissiegrenswaarden, via een VOS-emissieheffing van ongeveer 10 BEF/kg VOS bovenop de emissiegrenswaarden voor 1998, of via een systeem van verhandelbare emissierechten. Het huidige beleid via het opleggen van min of meer gelijke individuele emissiegrenswaarden aan elk bedrijf, kan echter verantwoord zijn wanneer daarmee een noodzakelijk geacht behoud van de lokale milieukwaliteit zou worden bereikt. De kostprijs daarvan bedraagt zoals vermeld ongeveer 19 miljoen BEF per jaar.

Tabel 9: Jaarlijkse kosten voor het realiseren van de VOS-emissiedoelstelling voor 2003 in zes bedrijven uit de grafische sector (BEF)

bedrijf	jaarlijkse extra reductiekosten met het huidige systeem van emissiegrenswaarden	jaarlijkse extra reductiekosten bij een kosteneffectieve verdeling van de emissies
bedrijf 1	5 838 427	5 838 427
bedrijf 2	0	0
bedrijf 3	3 753 976	3 253 976
bedrijf 4	3 083 101	0
bedrijf 5	2 242 742	303 536
bedrijf 6	13 369 604	0
<i>totale jaarlijkse reductiekost</i>	<i>28 287 850</i>	<i>9 395 939</i>

Bron: MIRA-S 2000.

Kosten-effectiviteitsanalyse van afvalwaterlozingen in het Denderbekken

In het Denderbekken werd voor tien zgn. P-bedrijven uit verschillende bedrijfstakken een analyse gemaakt van de kosten om de afvalwaterlozingen te verminderen. Ook hier blijkt dat belangrijke kostenbesparingen mogelijk zijn t.o.v. de huidige praktijk.

Zo blijkt onder meer dat indien deze bedrijven zich elk aan de voor hen toepasselijke lozingsnormen voor fosfor houden, extra kosten van 25,9 miljoen BEF per jaar zullen moeten gemaakt. De vereiste reductie van fosforlozingen kan echter ook gebeuren tegen een kostprijs van 2,3 miljoen BEF per jaar, in de meest efficiënte verdeling van de reducties tussen de tien bedrijven. Indien de bedrijven die nu in de riolering lozen zich moeten afkoppelen en zij voor diverse stoffen de sectorale normen voor lozingen in oppervlaktewater opgelegd krijgen, wordt de totale kostprijs voor deze bedrijven geraamd op 20,7 miljoen BEF per jaar. Dezelfde reductie is evenwel haalbaar tegen

een bedrag van ongeveer 170 000 BEF per jaar. Een laatste voorbeeld betreft de hypothese dat de lozingen van CZV met 75 % dienen te verminderen. Indien deze vermindering van elk bedrijf afzonderlijk wordt geëist, bedragen de extra kosten naar schatting 22 miljoen BEF per jaar. Indien deze vermindering als globale doelstelling voor de tien bedrijven geldt en de meest efficiënte verdeling van de reductie-inspanningen wordt gerealiseerd, kunnen de kosten ervan tot 12 miljoen BEF per jaar dalen. Een efficiënte verdeling kan worden gerealiseerd via, onder meer, per bedrijf gedifferentieerde emissiegrenswaarden, via verhandelbare emissierechten, via een stolp-systeem (bijv. vormgegeven in een milieubeleidsvereenkomst), enz. Ook hier dient evenwel nog de invloed op de lokale milieukwaliteit van een verschuiving van de lozingsplaats in de analyse geïntegreerd te worden.

5 ½ Sociale en macro-economische effecten

Sociale en macro-economische effecten die optreden als gevolg van milieubeleid en milieumaatregelen kunnen betrekking hebben op onder meer de economische groei en structuur, de werkgelegenheid, de inkomensverdeling, enz. Een inzicht in deze sociaal-economische effecten, in aanvulling op informatie over (directe) kosten en baten, is *op zich* al belangrijk. Daarnaast is een inzicht in de *mechanismen* die de uitkomsten van het milieubeleid op sociaal en economisch vlak bepalen noodzakelijk. Dit laat immers toe om in het sociaal en economisch beleid gerichte maatregelen te nemen die ertoe kunnen bijdragen dat de herstructureringen in de economie als gevolg van het milieubeleid worden begeleid en ondersteund, waardoor economische en sociale aanpassingskosten beperkt kunnen blijven en milieudoelstellingen niet in het gedrang hoeven te komen.

Informatie over de macro-sociaal-economische gevolgen van milieubeleid wordt soms via specifieke enquêtes verzameld, maar gebeurt in de praktijk toch vooral via *economische modellen*. Daarbinnen kunnen macro-econometrische modellen, input-outputmodellen en dynamische algemene evenwichtsmodellen worden onderscheiden. Zij bezitten elk verschillende kenmerken en mogelijkheden. MIRA-S 2000 bespreekt van deze laatste twee een toepassing.

5.1 ½ Een input-outputmodel met milieumodule toegepast op afvalproductie en CO₂

Een input/outputtabel heeft de vorm van een matrix waarin de rijen de omvang van de outputs van een sector aangeven en de kolommen de omvang van de inputs. Tabel 10 bevat de (verkorte) Vlaamse I/O-tabel voor 1995. Voor de studie in het kader van het milieubeleid werd deze tabel aangevuld met een aantal exogene rijen die sectorale informatie bevatten over de emissie van vervuilende stoffen, hier toegespitst op CO₂ en bedrijfsafval.

Input/outputmodellen maken gebruik van een dergelijke I/O-tabel. Vertrekkende van een aantal hypothesen over de verwachte macro-economische situatie, de productietechnologie, de arbeidsproductiviteit en de milieutechnische prestaties van de economische sectoren, laten zij toe om, rekening houdend met de specifieke structuur van de economie in termen van intersectorale leveringen, een inzicht te verkrijgen in de impact van milieubeleid op de sectorale productie, prijzen, werkgelegenheid, enz. Gezien de veronderstelde afwezigheid van substitutiemogelijkheden en de perfect elastisch veronderstelde aanbod- en vraagfuncties, geven I/O-modellen een eerste

indicatie. Voor langere termijneffecten is een algemene evenwichtsanalyse waar de productietechniek en het consumptiepakket zich aanpassen aan de gewijzigde prijzen meer relevant (cfr. infra).

Tabel 10: De Vlaamse IO-tabel van 1995 op basis van een extrapolatie en regionalisering van de Belgische I/O-tabel voor 1990

sectoren	LAND	ENER	META	CHEM	MINE	VOED	RUBR	HOUT	BOUW	VERV	DNST	finvraag	<i>totaal</i>
LAND	11 835	2	34	51	601	103 433	11	1 412	0	0	1 977	64 066	183 422
ENER	5 645	35 096	24 614	22 764	10 773	10 331	2 556	1 730	3 768	21 752	49 500	253 790	442 320
META	1 084	3 691	141 568	7 889	3 303	6 289	2 504	2 755	21 170	2 726	10 464	1 252 696	1 456 137
CHEM	1 239	1 340	2 182	16 479	10 196	1 324	5 372	590	247	86	2 223	457 297	498 573
MINE	1 344	2 303	9 404	7 976	59 758	11 019	3 906	2 832	36 658	2 322	32 728	395 467	565 716
VOED	43 092	5	19	1 696	311	59 656	7	32	24	9	37 789	530 524	673 164
RUBR	240	135	6 791	3 780	1 490	5 914	193	514	2 169	423	3 293	132 718	157 660
HOUT	24	36	3 750	473	1 274	115	77	13 099	14 124	524	3 610	125 357	162 461
BOUW	907	6 143	2 834	1 034	1 764	1 601	193	250	0	2 811	61 015	411 911	490 464
VERV	6 459	8 542	31 416	7 847	12 308	23 933	2 902	5 811	7 558	14 958	38 715	484 095	644 546
DNST	15 111	24 752	67 455	22 235	31 691	42 101	8 744	8 697	33 542	22 816	171 368	2 553 429	3 001 941
invoer	35 822	121 418	741 139	219 545	230 272	230 458	76 733	67 537	122 681	83 164	219 144	1 191 040	3 338 953
BrTWmp	60 620	238 857	424 932	186 803	201 973	176 990	54 462	57 203	248 522	492 956	2 370 115	0	4 513 435
<i>totaal</i>	<i>183 422</i>	<i>442 320</i>	<i>1 456 137</i>	<i>498 573</i>	<i>565 716</i>	<i>673 164</i>	<i>157 660</i>	<i>162 461</i>	<i>490 464</i>	<i>644 546</i>	<i>3 001 941</i>	<i>7 852 388</i>	

Noot: De cijfers in cursief zijn ramingen en houden rekening met het (macro-economisch) evenwicht tussen bestedingen en inkomen.

werkgelegenheid in 1995	LAND	ENER	META	CHEM	MINE	VOED	RUBR	HOUT	BOUW	VERV	DNST	totaal	REC
totaal (RSZ+RSVZ)	85 668	31 047	290 557	58 923	158 328	99 065	31 381	40 457	263 641	237 540	2 398 763	3 695 370	11 9

emissies in 1995	LAND	ENER	META	CHEM	MINE	VOED	RUBR	HOUT	BOUW	VERV	DNST	totaal	REC
CO ₂ (kton)	1 785	21 472	2 971	5 888	2 200	1 125	51	38	200	11 492	3 806	51 029	
afval (kton)	32 213	35 094	1 036 778	686 252	653 493	1 350 068	12 264	385 991	218 607	27 712	55 525	4 493 998	

Transacties zijn gewaardeerd tegen producentenprijzen, excl. BTW, en uitgedrukt in miljoen BEF.

LAND = landbouwproducten; ENER = energetische producten; META = metaalproducten, machines; MINE = mineralen, bouwmaterialen; VOED = voedings- en genotmiddelen; RUBR = rubber, plastic; HOUT = hout en houten meubelen; BOUW = bouw; VERV = vervoer en communicatie; DNST = overige commerciële en niet-commerciële diensten.

Bron: MIRA-S 2000.

In een *eerste toepassing* worden de economische gevolgen in 2004 nagegaan van twee ontwikkelingsscenario's. In het *autonoom scenario* wordt een exogene daling, gedurende de periode 1995-2004, van de sectorale CO₂-intensiteiten en afvalintensiteiten verondersteld. Deze worden hier gedefinieerd als de verhoudingen van respectievelijk de CO₂-emissie en de afvalproductie tot de output of productiewaarde van elke bedrijfssector. Het *milieuscenario* stelt als doelstelling een vermindering van 10 % in 2004 van de globale CO₂-intensiteit van de industrie ten opzichte van 1995 en een identieke, globale afvalproductie (in ton) als in 1995 voorop, waarbij tegelijk een maximale groei van het BGP wordt nagestreefd. In vergelijking met het autonome scenario in 2004 leidt het milieuscenario op jaarbasis tot een daling van de totale bruto toegevoegde waarde in Vlaanderen met 1,4 %, en een lagere totale productiewaarde (- 1,5 %), finale consumptie (- 1,5 %), en werkgelegenheid (- 0,5 %) (tabel 11). Vooral de sectoren "Energetische producten" en "Hout en houten meubelen" (hier de sector met de grootste afvalintensiteit) zouden worden getroffen. De impact voor de overige sectoren is beperkter. De inkrimping is steeds kleiner dan 1 %. Wanneer naast afval en CO₂ verschillende milieudoelstellingen in aanmerking worden

genomen, zullen de economische effecten wellicht gespreid worden over meerdere sectoren.

Een *tweede toepassing* beschrijft de economische effecten van een extra verwerking van 2,4 miljoen ton bedrijfsafval door de recyclagesector. Hiertoe wordt aan de I/O-tabel een kolom toegevoegd met de recyclagesector. De resultaten ervan worden weergegeven voor het jaar 1995 (tabel 11). De totale middelen van de Vlaamse economie stijgen met 1,6 % op jaarbasis. Deze stijging is volledig toe te schrijven aan de toegenomen activiteit van de recyclagesector (en zijn toeleveranciers). De prijsstijgingen die daarmee samengaan lopen sterk uiteen tussen de sectoren, maar zijn met een gemiddelde van 1,7 % relatief gering. Dit weerspiegelt het open karakter van de Vlaamse economie (veel import en export).

Tabel 11: Resultaten van twee toepassingen aan de hand van een I/O-model

sectoren	toepassing 1: verschillen milieuscenario t.o.v. autonoom scenario in 2004, in %				toepassing 2: verschillen t.o.v. ongewijzigde situatie 1995, in %				
	X	Y	werk	BrTW	X*	P	BrTW + M	Y**	FV
LAND	- 0,2	0,0	- 0,2		- 1,9	2,0		2,0	
ENER	- 17,8	- 28,0	- 17,8		0,9	0,3		0,3	
META	- 0,1	0,0	- 0,1		- 0,9	1,9		1,9	
CHEM	- 0,1	0,0	- 0,1		- 3,2	3,5		3,5	
MINE	- 0,2	0,0	- 0,2		- 1,1	3,2		3,2	
VOED	0,0	0,0	0,0		- 5,3	5,6		5,6	
RUBR	- 0,1	0,0	- 0,1		3,8	0,4		0,4	
HOUT	- 21,2	- 24,9	- 21,2		- 5,5	6,2		6,2	
BOUW	- 0,2	0,0	- 0,2		- 0,8	1,6		1,6	
VERV	- 0,4	0,0	- 0,4		0,9	0,2		0,2	
DBST	- 0,2	0,0	- 0,2		0,5	0,2		0,2	
TOTAAL	- 1,5	- 1,5	- 0,5	- 1,4			1,6		1,7

X = productiewaarde (omzet), Y = waarde van de finale vraag, excl. BTW, Werk = werkgelegenheid, in eenheden, BrTW = bruto toegevoegde waarde tegen marktprijzen, P = prijzen (af-producent, excl. BTW), M = invoer, FV = totale finale vraag, * = Gedeeld door nieuwe prijsindex (behalve voor RECY-sector), ** = Vermenigvuldigd met nieuwe prijsindex.

Uitleg sectoren: zie tabel 11.

Bron: MIRA-S 2000.

5.2 ½ Een partieel en een algemeen evenwichtsmodel toegepast op de Kyoto-afspraken

De uitvoering van de Kyoto-afspraken betekent dat België de uitstoot van broeikasgassen tegen 2008-2010 moet terugbrengen tot een niveau dat 7,5 % lager ligt dan in 1990. De economische gevolgen hiervan worden geanalyseerd via MARKAL, een partieel evenwichtsmodel dat de vraag en aanbod van diverse energievormen in België voorstelt, en via GEM-E3, een algemeen evenwichtsmodel voor 14 Europese landen. Het *referentiescenario* waartegen de economische gevolgen worden beoordeeld, is gebaseerd op de recente economische prognoses op lange termijn van de Europese Commissie. Tabel 12 geeft hiervan enkele parameters weer. Tabel 13 bevat de projecties voor de emissies van broeikasgassen in België voor het referentiescenario. Het 'Kyoto'-scenario gaat ervan uit dat broeikasgassen in België worden verminderd met 7,5 % in 2010 ten opzichte van het niveau in 1990, en dat daarna hetzelfde tempo wordt aangehouden (- 15 % in 2030). Er wordt verondersteld dat alle landen hun reductiedoelstelling afzonderlijk realiseren, dus zonder gebruik te maken van

internationaal verhandelbare emissierechten. Er komt geen uitbreiding van de nucleaire capaciteit en de bestaande centrales worden gesloten na een technische levensduur van 40 jaar.

Tabel 12: Economische hypothesen van het referentiescenario (selectie) (gemiddelde jaarlijkse procentuele groei voor België)

	1999/2005	2005/2010	2010/2030
groei BNP	2,2	2,1	1,8
private consumptie	2,3	2,2	2,2
publieke investeringen	1,4	2,0	2,0
publieke consumptie	1,3	1,0	1,0
fiscaal beleid	stabiel over de ganse periode		

Bron: MIRA-S 2000.

Tabel 13: Energie-gerelateerde emissies van broeikasgassen (weergegeven in CO₂-equivalenten) in het referentiescenario (miljoen ton)

	1990	2000	2005	2010	2020	2030
België	114,5	126,7	126,0	132,4	157,9	203,7
Vlaanderen	66,9	72,8	67,9	70,0	88,7	124,3
Wallonië	42,3	47,6	51,6	53,7	59,7	68,5
Brussel	5,3	6,3	6,6	8,7	9,6	10,9

Bron: MIRA-S 2000.

Analyse met een partieel evenwichtsmodel

De directe welvaartskost van de Kyotoverplichting voor België wordt berekend met MARKAL. Het betreft de rechtstreeks met de energiemarkt verbonden kosten. De effecten op de andere markten worden voorlopig verwaarloosd. Op basis van een dergelijke *partiële evenwichtsbenadering* kunnen een aantal eerste beleidsconclusies worden getrokken:

- Een koolstofbelasting of een systeem met verhandelbare emissierechten (binnen België) realiseert de laagste totale emissiereductiekosten. In dit geval kost de Kyotoverplichting in 2010 aan België ongeveer 0,5 % van de waarde van het BNP uit 1990. De marginale kost in 2010 bedraagt 1 830 BEF/ton CO₂. Andere instrumenten zoals een systeem van emissienormen per type van energiegebruik of een energiebelasting hebben een hogere welvaartskost. Zelfs normen die zo efficiënt mogelijk zijn (d.w.z. die afgestemd zijn op marginale reductiekost) hebben nog steeds een meerkost van ongeveer 35 %.
- In de meest efficiënte verdeling van de inspanningen tussen de verschillende regio's, zijn de reductiepercentages ongelijk. Zij bedragen in 2010 en ten opzichte van het referentiescenario - 16,3 % voor Vlaanderen, - 23,3 % voor Wallonië en - 29,2 % voor Brussel.
- In de meest efficiënte verdeling van de inspanningen tussen doelgroepen zal de energievraag vooral bij de huishoudens en in de industrie dalen, en in mindere mate in de transportsector. Immers, de laagste reductiekosten zijn te vinden bij de elektriciteitsproductie, maar ook bij de huishoudens en in de industrie zijn er tal van maatregelen met een kost die kleiner is dan 1 830 BEF per ton beschikbaar. In de

transportsector is dit niet het geval. Een norm van 5l/100km voor het brandstofverbruik van wagens bijvoorbeeld heeft een geraamde kostprijs van ongeveer 27 000 BEF/ton; het verlagen van de maximumsnelheid op autowegen heeft (rekening houdend met de tijdswaarde) een kostprijs van om en bij 7 200 BEF/ton, enz.

Analyse met een algemeen evenwichtsmodel

Een *algemene evenwichtsbenadering*, waarin rekening wordt gehouden met alle markten en hun interacties, kan op drie vlakken extra informatie opleveren: een betere schatting van de uiteindelijke effecten op de activiteit en de tewerkstelling per sector, een betere totale kostenschatting en tenslotte een beter idee van de verdeling van de kosten over inkomensgroepen.

De uiteindelijke effecten op de activiteiten per sector hangen af van de relatieve prijsveranderingen van de producten, het gehanteerde beleidsinstrument (cfr. supra) en de wijze waarop de inkomsten van eventuele koolstof- of energiebelastingen worden besteed. Tabel 14 geeft de impact (berekend met GEM-E3) op de sectorale productie weer van een koolstofbelasting, waarvan de opbrengsten worden teruggesluisd via een verlaging van de sociale zekerheidsbijdragen op arbeid van de werkgever, en in het geval andere landen een gelijkaardig beleid voeren om hun eigen Kyoto-doelstelling te halen. De negatieve impact is het grootst voor de energiesector en voor de energie-intensieve sectoren die bovendien veel exporteren. Voor een deel gaat het hier om een zgn. 'koolstoflek' omdat de invoer van energie-intensieve producten toeneemt. Dit betekent dat een deel van de eigen CO₂-reductie wordt gerealiseerd door een verschuiving van de productie naar andere landen en niet bijdraagt aan de mondiale reductie van broeikasgassen.

Tabel 14: Sectorale evolutie van de productie van een emissiebelasting (% verandering ten opzichte van het referentiescenario

sector	2005	2010
landbouw	- 0,13 %	- 0,51 %
steenkool	- 13,13 %	- 37,18 %
ruwe olie en olieproducten	- 4,05 %	- 15,68 %
aardgas	- 0,05 %	- 0,75 %
elektriciteit	- 0,98 %	- 3,90 %
metaal en non-ferro	- 3,64 %	- 13,12 %
scheikundige producten	- 0,30 %	- 0,97 %
andere energie-intensieve productie	- 0,24 %	- 0,62 %
elektrisch materiaal	- 0,20 %	- 0,62 %
transportmateriaal	- 0,08 %	- 0,65 %
andere uitrustingen	- 0,24 %	- 0,51 %
verbruiksgoederen	- 0,06 %	- 0,08 %
bouw	- 0,03 %	- 0,18 %
telecommunicatie	0,29 %	1,05 %
transport	- 0,30 %	- 1,06 %
krediet en verzekeringen	0,20 %	0,51 %
andere diensten	0,10 %	0,22 %
niet-marktdiensten	0,03 %	0,09 %

Bron: MIRA-S 2000.

De algemeen evenwichtsbenadering kan ook nuttig zijn om de totale welvaartskost beter te benaderen. In geval van milieubelastingen kan de opbrengst ervan worden gebruikt om de vermindering van het reële nettoloon door de daling van het beschikbare inkomen en de gestegen productiekosten gedeeltelijk te compenseren. Dit is niet het geval bij milieubeleidsinstrumenten die geen inkomsten genereren, waardoor hun welvaartskost hoger ligt. Verhandelbare emissierechten bijvoorbeeld, die in een partiële evenwichtsbenadering het equivalent zijn voor milieubelastingen, hebben in een algemene evenwichtsbenadering een welvaartskost die 50 tot 100 % hoger ligt. Enkel in het geval dat de verhoogde kostprijs (incl. belastingen) van energie-intensieve producten betaald wordt door bevolkingsgroepen die niet leven van arbeidsinkomen (bijv. renteniers of gepensioneerden) of door buitenlandse afnemers die bereid zijn meer te betalen voor Belgische producten, is het mogelijk dat door de terugsluizing van belastingopbrengsten het netto loon toeneemt, en daarmee ook het arbeidsaanbod en de tewerkstelling. Dit is precies wat gebeurt in tabel 15. Deze geeft de effecten weer (berekend met GEM-E3) op de belangrijkste macro-aggregaten van een koolstofbelasting met recyclage van de inkomsten via een verlaging van de sociale zekerheidsbijdragen op arbeid van de werkgever: in de hypothese dat de arbeidsmarkt goed functioneert en de lonen flexibel zijn op middellange termijn, stijgt de tewerkstelling licht dankzij de ruilvoetverbetering en de hogere belasting op de niet werkenden.

Tabel 15: Macro-economische effecten van het 'Kyoto'-scenario met terugsluizing van de arbeidsbelastingen (% verandering ten opzichte van het referentiescenario)

	2005	2010
BNP	0,18 %	0,50 %
tewerkstelling	0,28 %	1,21 %
private investeringen	- 0,03 %	- 0,19 %
private consumptie	0,26 %	0,45 %
binnenlandse vraag	- 0,51 %	- 1,95 %
export (in volume)	- 1,11 %	- 3,82 %
import (in volume)	- 1,04 %	- 3,89 %
energie consumptie (in volume)	- 3,65 %	- 13,26 %
reële loonontwikkeling	0,68 %	2,01 %
ruilvoet	0,26 %	0,78 %

Bron: MIRA-S 2000.

Om te illustreren dat een algemene evenwichtsanalyse van belang kan zijn voor het analyseren van verdelingseffecten tussen inkomensgroepen van koolstofbelastingen, wordt een ander algemeen evenwichtsmodel gebruikt dat een onderscheid maakt tussen 4 inkomensklassen, waarbij de laagste inkomensgroep een hogere kans op werkloosheid heeft, meer van inkomenstransfers leeft, een kleiner loon per dag ontvangt en minder kapitaalinkomen bezit. Er wordt verondersteld dat de effecten op de ruilvoet miniem zijn. In tabel 16 worden de effecten op de consumptiemogelijkheden van de vier inkomensgroepen samengevat voor vier scenario's: met en zonder rigide lonen gecombineerd met terugsluizing van de belastingopbrengsten via lagere sociale zekerheidsbijdragen of via hogere sociale zekerheidstransfers. Hieruit blijkt onder meer dat de werking van de arbeidsmarkt cruciaal is voor de totale impact van het beleid. De resultaten zijn steeds beter voor het geval van een goed functionerende arbeidsmarkt met flexibele lonen.

Tabel 16: Inkomensverdelingseffecten van een koolstofbelasting

arbeidsmarktregime	flexibele lonen	rigide lonen	flexibele lonen	rigide lonen
recyclage belastingen	hogere S.Z. transfers	lagere S.Z. bijdragen	hogere S.Z. transfers	lagere S.Z. bijdragen
klasse 1	- 6,4 %	- 6,8 %	+ 2,3 %	- 0,5 %
klasse 2	- 6,2 %	- 5,2 %	- 0,9 %	- 1,1 %
klasse 3	- 5,5 %	- 4,3 %	- 1,8 %	- 1,2 %
klasse 4	- 6,4 %	- 4,5 %	- 1,9 %	- 1,4 %
BGP	- 7,0 %	- 5,1 %	- 0,6 %	+ 0,2 %
werkloosheid (in duizenden)	238	176	0	0

Bron: MIRA-S 2000.

II. Inleiding

Peter Van Humbeeck, SERV

In de titel ‘gevolgen voor de economie’ van MIRA-S 2000 heeft ‘economie’ een veel ruimere betekenis dan louter geldverkeer en handel. Economie betreft het gehele maatschappelijke stelsel dat de mens heeft opgebouwd.

Dan nog kan ‘gevolgen voor de economie’ een vlag zijn die verschillende ladingen dekt. In MIRA-S 2000 worden, voortbouwend op de *blauwdruk* uit juni 1999 zoals opgesteld door de VMM, de ‘gevolgen voor de economie’ beperkt tot de drie meest gangbare interpretaties:

- Milieuverstoring veroorzaakt maatschappelijk ongewenste gevolgen. Om deze te bestrijden en te voorkomen voert de overheid een milieubeleid. In uitvoering van dat milieubeleid worden door overheden en doelgroepen maatregelen genomen van curatieve, brongerichte of procesgeïntegreerde aard, die meestal economische middelen vergen. Milieubeleid en milieumaatregelen brengen aldus *kosten* mee voor de economie. Een eerste aspect betreft dan ook de kosten van de maatregelen die nodig zijn om het optreden van schade te voorkomen, te verhelpen of te herstellen;
- Milieubeleid en milieumaatregelen veroorzaken niet alleen kosten, maar zijn in de eerste plaats bedoeld om de milieuschade te verminderen. Zij leveren daardoor ook *batens* op voor de economie. Een tweede aspect betreft dan ook de economische waardering van de schade die processen van milieudruk en -verstoring teweegbrengen. Deze schade omvat de gevolgen voor de mens, voor de natuur, en voor de economie;
- De gevolgen voor de economie van milieubeleid en milieumaatregelen zijn niet beperkt tot de directe kosten en batens. Via allerlei prijs- en inkomenseffecten is ook sprake van indirecte en afgeleide effecten op de economie en de maatschappij. Deze vallen onder de *sociale en macro-economische gevolgen* van de opgelopen schade en van de geleverde inspanningen (beide vorige interpretaties). Men schat dan de impact op de economische groei, de betalingsbalans, de tewerkstelling, de inkomensvorming en -verdeling, enz.

Vermits in het milieubeleid afwegingen tussen directe en indirecte kosten en batens onvermijdelijk zijn, wordt daarnaast tevens ingegaan op de vergelijking en afweging van *kosten en batens* van (bijkomende) milieumaatregelen, waarbij in principe de drie voorgaande interpretaties – voor zover relevant – worden geïntegreerd in één analyse.

In MIRA-1 en MIRA-2 werd grotendeels dezelfde interpretatie gehanteerd, maar bleef de behandeling van deze onderwerpen beperkt omwille van een tekort aan gegevens en deskundigheid terzake in Vlaanderen. Voor een groot deel is dit nog steeds het geval. Toch is er intussen in Vlaanderen, zoals in vele Europese landen, meer belangstelling ontstaan voor sociaal-economische analyses van het milieubeleid. Voortbouwend op de inmiddels opgebouwde kennis en ervaring in Vlaanderen, wordt met MIRA-S 2000 gepoogd om opnieuw een stap verder te zetten.

Niettemin blijft de analyse van de ‘gevolgen voor de economie’ ook nu bescheiden. Er is in Vlaanderen immers nog steeds een chronisch gebrek aan statistisch materiaal over de impact van het milieu op de economie (bv. milieukostenstatistieken) en van de economie op het milieu (bv. emissiedata per industrietak) dat voldoende actueel en gedetailleerd is om de gewenste doorberekeningen uit te voeren. Ook de deskundigheid en ervaring in Vlaanderen op het vlak van milieu-economisch onderzoek en modelbouw is nog beperkt.

Deze situatie verklaart waarom ook nu een volledige behandeling en doorrekening van de gevolgen voor de economie van het Vlaamse milieubeleid of van de MIRA-scenario's die worden gehanteerd bij de bespreking van de sectoren en de thema's in MIRA-S 2000, niet mogelijk was.

De klemtoon in het hoofdstuk ‘gevolgen voor de economie’ van MIRA-S 2000 ligt daarom op het beschrijven van een aantal min of meer voor de hand liggende¹ gevalstudies, die op zich relevant zijn en waarvan een “wervende boodschap” kan uitgaan, zodat tegen het volgende MIRA-S in 2005 opnieuw belangrijke stappen kunnen worden gezet in de opvulling van vastgestelde informatie- en kennislacunes.

In die zin vormt de behandeling van de “gevolgen voor de economie” in MIRA-S 2000 zeker niet de ideale structuur voor alle toekomstige MIRA-S rapporten. Veeleer wordt getracht op een pragmatische wijze de onmiddellijk beschikbare kennis terzake in Vlaanderen in een logisch geheel te plaatsen.

Concreet werden voor het hoofdstuk “gevolgen voor de economie” zoals vermeld vier onderdelen uitgewerkt: milieukosten, milieubaten, economische afwegingsmethoden, en sociale en macro-economische gevolgen. Deze worden zoals gevraagd in de MIRA-S 2000 blauwdruk voorafgegaan door een korte theoretische bespreking van de relatie tussen milieu en economie.

Het theoretisch kader voor de wisselwerking tussen milieu en economie werd uitgewerkt door Peter Van Humbeeck (SERV). Het is inleidend van aard, en heeft vooral tot doel de verschillende dimensies in de relatie tussen milieu en economie aan te geven. Dit moet helpen om de resultaten van empirisch onderzoek, en specifiek van het economisch onderzoek in opdracht van MIRA-S 2000, te interpreteren en te duiden.

Voor het deel over milieukosten werden de belangrijkste begrippen, definities en methoden toegelicht door Sara Ochelen (AMINAL) en Peter Van Humbeeck. Teneinde een inzicht te verkrijgen in de kosten van het huidige milieubeleid, in de kostenevolutie, in de kostenverdeling over milieuthema's, en in de kostenverdeling en transferten tussen doelgroepen, werden de taken verdeeld over verschillende personen. De private milieukosten werden in kaart gebracht door Bruno Kestemont (NIS). De milieu-uitgaven van de gemeenten werden geanalyseerd door Sara Ochelen. Peter Van Humbeeck zorgde voor de bespreking van milieu-inkomsten en uitgaven van de Vlaamse overheid en de Vlaamse provincies en van de milieu-inkomsten van de gemeenten. Het totaaloverzicht van de publieke uitgaven werd eveneens opgemaakt door Peter Van Humbeeck.

¹ Door de hier gemaakte afbakening van de ‘gevolgen voor de economie’ vallen veel sociale en economische aspecten van de relatie tussen milieu en economie voorlopig buiten de ambities van MIRA-S. Hierop wordt later teruggekomen.

Voor het deel over de milieubaten werden de belangrijkste begrippen, definities en methoden toegelicht door Peter Van Humbeeck en door Leo De Nocker, Luc Int Panis en Rudi Torfs (VITO). Concrete voorbeelden van economische waardering van milieubaten werden uitgewerkt door Ellen Moons en Stef Proost voor een natuurgebied, aan de hand van de reiskostenmethode en de ‘contigent valuation’ methode; door Theo Thewys en Annemie Draye en A. Kwanten (LUC) voor bodemsanering aan de hand van de ‘hedonic pricing’ methode en door Leo De Nocker, Rudi Torfs en Luc Int Panis voor luchtverontreiniging.

Inzake economische afwegingsmethoden werd het inleidend hoofdstuk geschreven door Peter Van Humbeeck en Saar Van Hauwermeiren (Bond Beter Leefmilieu). Concrete voorbeelden werden uitgewerkt door ECLOAS o.l.v. Geert Bogaert voor de prioriteitenstelling inzake ambtshalve bodemsanering aan de hand van een risico-batenanalyse en voor emissiegrenswaarden voor lozingen in water en lucht aan de hand van een kosten-effectiviteitsanalyse.

Voor het laatste onderdeel, betreffende de sociale en macro-economische effecten, werden eveneens een inleidend hoofdstuk geschreven door Peter Van Humbeeck. Concrete voorbeelden werden uitgewerkt door Gonzales d’Alcantara (Estarte vzw) voor een macro-econometrisch model, toegepast op het beleid inzake luchtverontreiniging, door Ludo Peeters (LUC) voor een I/O model met milieumodule, toegepast op afvalproductie en CO₂; en door Stef Proost en Denise van Regemorter (CES-KULeuven) voor een algemeen evenwichtsmodel, toegepast op de Kyoto-afspraken inzake klimaatbeleid.

Tot slot moet worden vermeld dat er ook voor het hoofdstuk “Gevolgen voor de Economie” van MIRA-S 2000 een beroep kon worden gedaan op de bereidwillige medewerking van lectoren, met name Johan Aelbrecht (RUGent), Kris Bachus (HIVA), Ann Beckers (VMM), Annemie Bollen (SERV), Lieven Dejaegher (AMINAL), Wendy De Wit (ex VMM-MIRA), Sofie Luyten (AMINAL), Pieter Van den Steen (BECO), Saar Van Hauwermeiren (Bond Beter Leefmilieu) en Peter Vercaemst (VITO). Hun bemerkings bij eerdere versies van een aantal van de teksten werden sterk gewaardeerd. De verantwoordelijkheid voor de opgenomen bijdragen ligt echter volledig bij de auteurs.

III. Theoretisch kader voor de wisselwerking tussen milieu en economie

Peter Van Humbeeck, SERV

1 ½ Inleiding

Economie en milieu lijken soms tegenstrijdige belangen, en soms ook niet. Soms lijken ze lijnrecht tegenover elkaar te staan, soms lijken milieu en economie in elkaars verlengde te liggen, zoals wordt geïllustreerd met de volgende uitspraken (van de Kamp, 1997):

- “Schoner produceren kost geld, zodat minder winst wordt gemaakt, en de economie gaat omlaag”;
- “Milieuvriendelijker geproduceerde goederen zijn duurder; als men gedwongen wordt die te kopen neemt de koopkracht af”;
- “Ontwikkelingslanden hebben geen geld voor milieuvriendelijkere productie, ze hebben alle inzet nodig om hun economie draaiende te krijgen”;
- “Als de economie goed draait is er ook geld voor investeringen in het milieu”;
- “Investering in energiebesparing verdient zichzelf terug doordat energiebesparing ook geld bespaart, dit levert al snel economie- en milieuwinst op”;
- “Als een natuurlijk goed schaars wordt, wordt het duur en gaat daarmee meetellen in ons economisch systeem”.

Er bestaat bovendien internationaal heel wat literatuur omtrent de relatie tussen milieu en economie. Wat daarin opvalt, is de variatie aan benaderingen en resultaten. Om één concreet voorbeeld te geven: bij delokalisaties van ondernemingen zou volgens een aantal studies de milieureglementering inderdaad een rol spelen (Becker 1997, Gray 1998, ...), terwijl ander onderzoek de zgn. ‘pollution haven’ hypothese betwijfelt (Bartik 1988, Dean 1992, Levinson 1996, Albrecht 1997, ...) en er zelfs indicaties zijn voor het tegendeel, namelijk dat milieubeleid een positieve invloed heeft op lokalisatiebeslissingen (OECD 1993, UBA 1998, Barker 1998, ...). Deze variatie is enerzijds gezien de complexiteit van het thema normaal, maar kan anderzijds gemakkelijk tot onduidelijkheid en verwarring leiden indien men geen duidelijk beeld heeft van de interacties tussen milieu en economie of van de mogelijkheden en beperkingen van het economisch onderzoek terzake.

Tegen deze achtergrond wordt in dit hoofdstuk op beknopte wijze een theoretisch kader uitgewerkt over de wisselwerking tussen milieu en economie. Het heeft vooral tot doel de verschillende dimensies in de relatie tussen milieu en economie aan te geven. Dit moet helpen om de resultaten van empirisch onderzoek, en specifiek van het economisch onderzoek in opdracht van MIRA-S 2000, te duiden.

Achtereenvolgens zal worden ingegaan op de interactie milieu-economie in het algemeen, de gevolgen van de economie voor het milieu, de gevolgen van het

milieu(beleid) voor de economie, de nood aan afweging van gevolgen, de classificatie van effecten van milieubeleid op de economie, en de mechanismen die de impact van milieumaatregelen op de economie bepalen. Een laatste paragraaf bevat een samenvatting en trekt conclusies.

2 ½ Interactie milieu-economie

Tussen het milieu en het economisch proces bestaat een tweezijdige relatie. Enerzijds beïnvloedt het milieu de uitkomsten van het economisch proces, omdat het één van de bepalende factoren van de productiemogelijkheden van een economie is. Anderzijds heeft de afloop van het economisch proces gevolgen voor het milieu, aangezien productie en consumptie gepaard kunnen gaan met aantasting van de milieukwaliteit. Economische productie en consumptie gaat aldus gepaard met inname van grondstoffen en energie uit de omgeving (*bronfuncties*, zie Figuur 6) en afstoting van afvalstoffen en emissies naar de omgeving (*opvangfuncties*). Het milieu natuur biedt daarnaast het draagvlak waarop alle maatschappelijk-economisch leven zich afspeelt (*kaderfuncties*) (Verbruggen, 1994; MIRA 2, 1996; Verbruggen 1998)

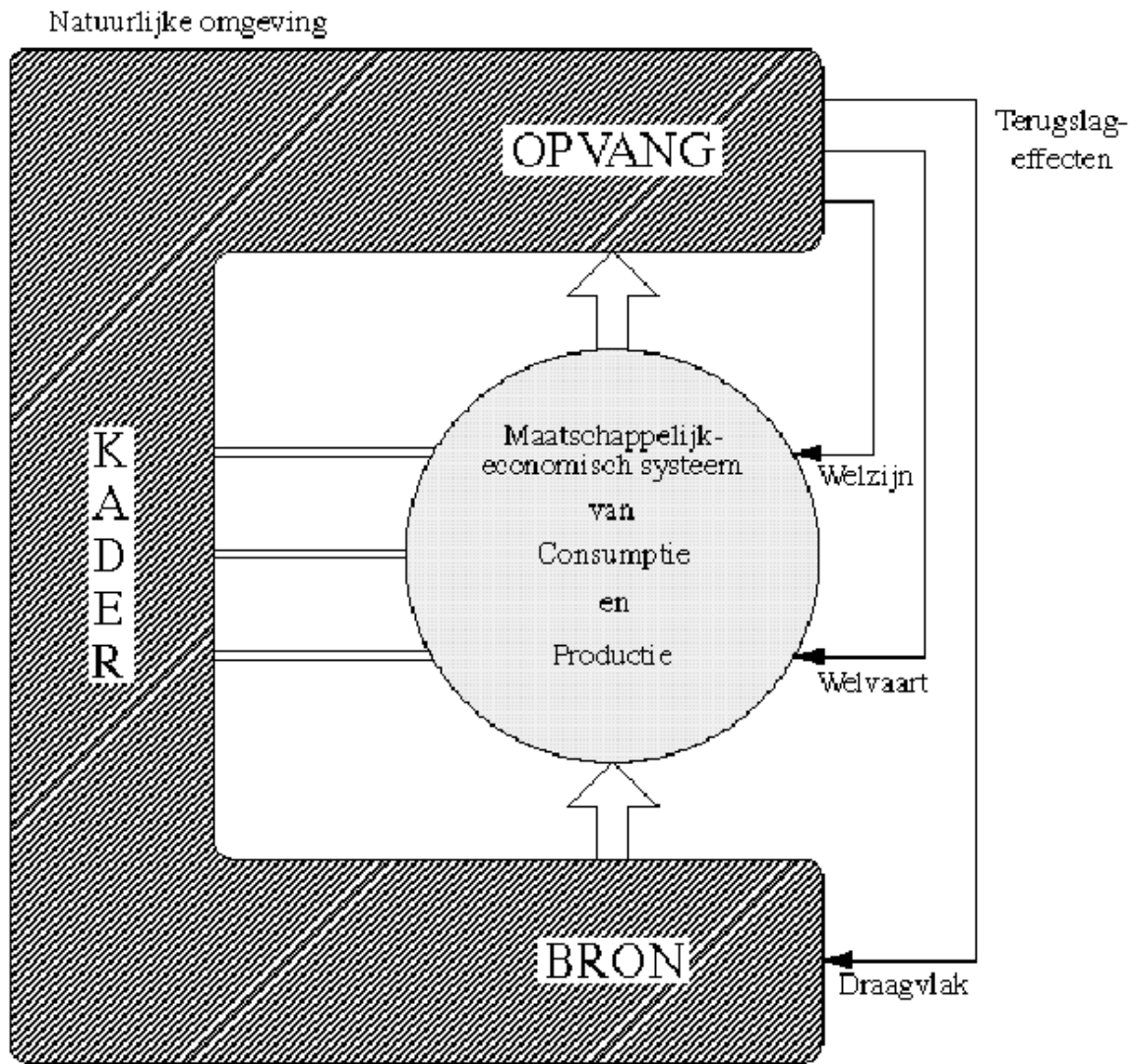
Productie en consumptie leiden dus tot uitputting van specifieke of algemene bronnen, vervuiling en aantasting van natuurobjecten. Dit veroorzaakt op zijn beurt *terugslag-effecten*:

- Het *welzijn* van de mens daalt door lawaai, stank, lelijkheid, gevaar, onbehagen, ziekte, ... Omdat welzijn als persoonlijke ervaring moeilijk in cijfers uit te drukken is, blijven veel welzijnsverliezen buiten het gezichtsveld van beleidsmakers. Bovendien is er ook afwenteling van deze verliezen op sociaal zwakkere groepen die bijvoorbeeld in de minst aangename buurten wonen.
- De *welvaart* van de maatschappij komt in het gedrang door vervuiling en aantasting van waterlopen, gewassen, gebouwen, enz. Deze welvaartsimpact is beter meetbaar.
- Tenslotte kan door voortschrijdende uitputting en steeds zwaardere belasting het *draagvlak* worden verbroken. Vooral de bron- en kaderfuncties van de natuurlijke omgeving gaan dan teloor, en de gevolgen hiervan voor het menselijk leven en de maatschappelijke verhoudingen kunnen zeer verreikend zijn. De onwetendheid en onzekerheid zijn hier zeer groot, de termijnen van effectopbouw maar ook van remediëring zijn zeer lang en de schaal van de problemen is mondiaal.

Dit inzicht breekt met de vroegere economische benadering van de “natuur” als loutere productiefactor, en benadrukt het belang van de “natuur” voor het voortbestaan van het economisch systeem¹. Immers, indien men aanvaardt dat economische groei afhangt van de duurzame beschikbaarheid van een eindige voorraad natuurfuncties, gaat de voortzetting van activiteiten die het lokale en mondiale leefmilieu destabiliseren logischerwijze in tegen de economische ontwikkeling op lange termijn (Ring, 1997). Daaruit volgt dat milieubeleid fundamenteel niet als een hinderpaal voor de economische ontwikkeling kan worden gezien, maar dat milieudoelstellingen tesamen met sociaal-economische doelstellingen moeten worden nagestreefd (Rajotte 2000).

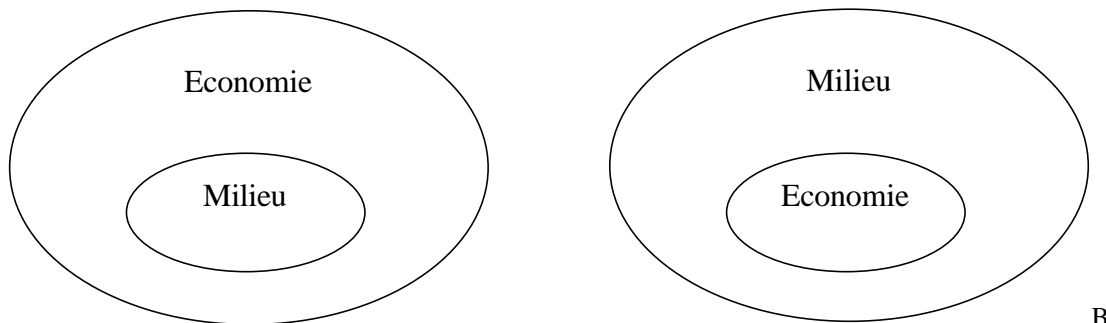
¹ Cf. de ‘ecological economics’ literatuur met o.m. Boulding 1966, Georgescu-Roegen 1971, Daly 1968, Voor een overzicht, zie Costanza, 1997.

Figuur 6: Het economisch systeem in zijn natuurlijke omgeving.



Bron: MIRA 2, 1996.

Figuur 7: Paradigmaverschuiving inzake de relatie milieu en economie



Bron: Rajotte, 2000.

B

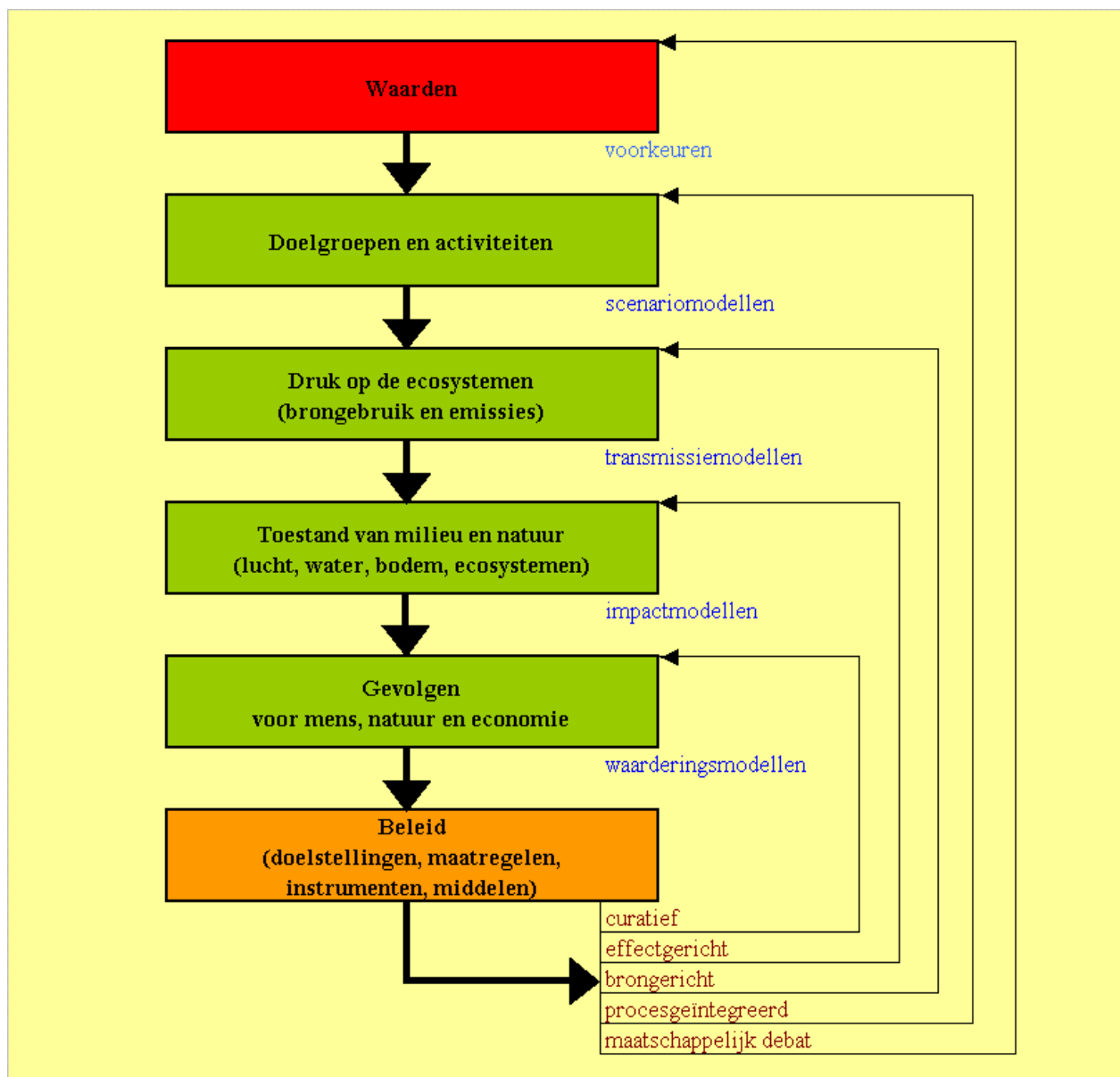
De beschreven interactie tussen milieu en economie komt tevens terug in het oorzaken-gevolgen model (Driving Forces - Pressure – State – Impact – Response) dat MIRA hanteert voor de studie van milieuvraagstukken in Vlaanderen. Hieraan werden in Figuur 8 de aspecten waarden en waardering aan toegevoegd om het beleidsvraagstuk in zijn totaliteit weer te geven (Verbruggen 1994 en 1998).

Aan de ingang van de milieuverstoringsketen liggen maatschappelijke *activiteiten*, zoals het produceren en consumeren van goederen en diensten. Zij liggen aan de basis van milieuverstoringen, of hebben *gevolgen voor het milieu*. Activiteiten kunnen worden gelinkt aan doelgroepen (b.v. industrie, landbouw, gezinnen, ...). Deze zijn zowel deel van het probleem als sleutel tot de oplossing. De meeste brongerichte maatregelen worden immers door de doelgroepen geconcipteerd en uitgevoerd. Het nemen van deze maatregelen kost in de regel economische middelen (investeringen, werkingsmiddelen, personeel). Het economische verloop van deze maatschappelijke activiteiten wordt in de macro-economie bestudeerd. Met behulp van scenariomodellen bestudeert men hoe deze activiteiten waarschijnlijk zullen evolueren in de toekomst, en door welke variabelen deze evoluties worden beïnvloed.

Aan de uitgang van de verstoringsketen worden de *gevolgen* van de toestand van het milieu en de genomen maatregelen nagegaan. Het gaat om een uitgebreide reeks van sterk verschillende effecten, waarvan de belangrijkste deze op de gezondheid en het welzijn van de mens, op de natuur en ecosystemen en op de economie zijn. De *gevolgen voor de economie* hebben zowel te maken met het nemen van maatregelen door de doelgroepen, als met het uitblijven daarvan. Zij omvatten zowel positieve als negatieve effecten, kwantificeerbare en niet kwantificeerbare, statische en dynamische, enz. Dit maakt de bepaling en inschatting van deze gevolgen een uiterst complexe opdracht. Via een analyse van milieukosten en milieubaten en via economische impactmodellen kunnen alvast een aantal gevolgen voor de economie in kaart worden gebracht.

Bij het voeren van *beleid* is het nodig de diverse gevolgen oordeelkundig tegen elkaar af te wegen. Waardering en weging met het oog op het kiezen van doelen, het vooropstellen van maatregelen, het hanteren van instrumenten, en het toewijzen van middelen, zijn in hoofdzaak politieke beslissingen. Ze dienen plaats te vinden in dialoog met de meest betrokkenen en in overleg met maatschappelijke belangengroepen. De econoom beschikt over een aantal methoden en technieken die dergelijke dialoog kunnen ondersteunen. Door een beter inzicht te verschaffen in de verhouding tussen milieukosten, milieueffecten, milieubaten en macro-economische effecten en sociaal-economische mechanismen, kunnen economische analyses bijdragen tot de bepaling van de toelaatbare omvang van specifieke menselijke activiteiten, de gewenste verdeling van lusten en lasten tussen doelgroepen en generaties, en de efficiënte toewijzing van schaarse economische middelen met het oog op een zo groot mogelijk milieurendement.

Figuur 8: Interactie tussen milieu en economie in de milieuverstoringsketen



Bron: op basis van Verbruggen 1998.

3 ½ Gevolgen van de economie voor het milieu

Economische activiteiten zijn de belangrijkste determinanten van milieu-aantastingen. De omvang van het nationale product resp. de nationale consumptie is gelijk aan het product van de productie (consumptie) per hoofd en de omvang van de bevolking. Dit suggereert dat zowel een groei van de bevolking als een toename van de hoofdelijke productie (consumptie) tot een (proportionele) toename van de milieu-aantastingen leidt. Dit positieve verband suggereert op zijn beurt dat economische groei, in de traditionele enge betekenis van het woord, principieel haaks staat op milieuverbetering: economische groei draagt bij aan een groeiende milieuvervuiling en groeiende uitputting van grondstoffen (CPB 1996). Om het leefmilieu te beschermen, en uiteindelijk ook de economie tegen zichzelf (cf. paragraaf 2 supra), dient volgens deze logica de economische groei te worden afgebouwd.

Daar tegenover staat de opvatting dat economische groei kan samengaan met een daling van de milieudruk (de zgn. ‘ontkoppelingsidee’)². Meer nog, een groeiende economie levert de middelen op om een aantal noodzakelijke maatregelen ten gunste van het milieu te kunnen bekostigen. Gekoppeld aan de vaststelling dat in een groeiende economie veel schadelijke emissies, voorbij een zeker inkomensniveau, minder dan proportioneel lijken toe te nemen bij verdere inkomensgroei, en er soms zelfs sprake is van een afname van de vervuiling (zgn. omgekeerde U-curve, zie bv. Wereldbank 1992, Panayotou 1993, Grossman 1993, Selden 1994, ...³), zou hieruit kunnen worden afgeleid dat een voortgaande economische groei vanzelf wel tot een oplossing van de milieuproblemen zal leiden.

De theorie dat economische groei een noodzakelijke voorwaarde is voor milieuverbetering, is echter evenmin algemeen geldig als de theorie dat economische groei en milieu tegenpolen zijn (CPB, 1996). Studies wijzen uit dat bij eenzelfde graad van economische performantie, er toch sprake kan zijn van een sterk verschillende milieu-performantie (zie bv. World Economic Forum, 2000).

De verklaring hiervoor is enerzijds dat het verband tussen economische groei (productie en consumptie) en milieudegradatie veel minder causaal is dan hiervoor verondersteld (CPB 1996, EC 2000, Panayotou 2000). De ontwikkeling van de omvang van milieu-aantastingen heeft namelijk niet alleen te maken met *hoeveel* er wordt geproduceerd, maar ook met *wat* er wordt geproduceerd en geconsumeerd en met de *wijze waarop* dit gebeurt. Waar het om gaat is de samenstelling van de inputs (incl. natuurlijke hulpbronnen) en outputs (incl. afval en emissies) (Arrow e.a., 1995) Meer bepaald zijn, op een hoog aggregatieniveau, de omvang van de milieu-aantastingen een functie van: (1) de omvang van de bevolking; (2) de productie per hoofd; (3) de productiestructuur; (4) de input-output efficiëntie; (5) de consumptie per hoofd; en (6) de samenstelling van het consumptiepakket. Van deze zes factoren zijn er drie (1, 2 en 5) positief gecorreleerd met de omvang van de milieuschade. De effecten van de overige factoren zijn niet statisch, maar aan veranderingen onderhevig. Vaak gaat er in de tijd een dempende invloed op de omvang van de milieuschade vanuit: de geleidelijke wijziging in de productiestructuur bij verdere economische groei, van een industriële economie naar een diensteneconomie en verder naar een kennis- en informatie-economie, gaat gepaard met een (relatieve) vermindering van de aantasting van het milieu⁴; de input-output efficiëntie verhoogt door (zowel autonome als aan groei gerelateerde) innovatie en kennisaccumulatie, die tot efficiëntere productieprocessen leiden⁵; de samenstelling van het consumptiepakket wijzigt bij een stijging van de inkomens, door veranderingen in de preferentiestructuur, in de richting van meer diensten, meer milieuvriendelijke producten en van een beter milieu en meer natuur als

² Dit is het centrale gedachtegoed van de Nederlandse nota ‘milieu en economie: op weg naar een duurzame economie uit 1997. Voor een recent Nederlandstalig overzichtartikel zie Hofkens, 1999.

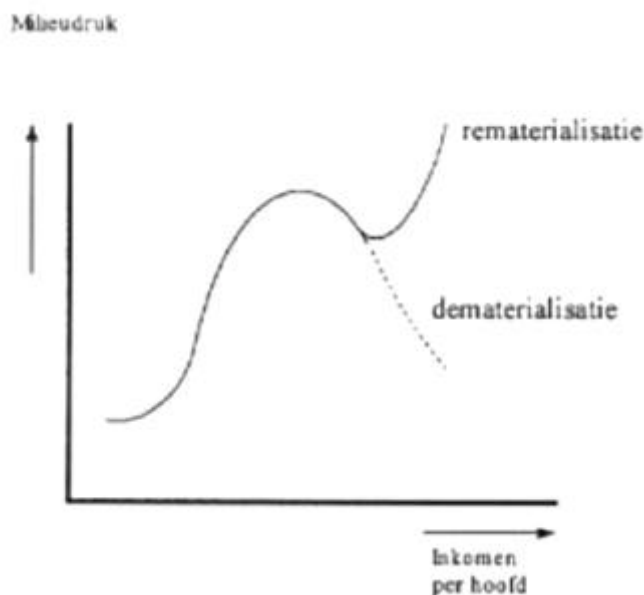
³ Opgemerkt wordt dat sommige andere studies dergelijk verband betwijfelen. Zie bv. Harbaugh, Levinson en Wilson, 2000.

⁴ Een afnemende milieudruk per (marginale) eenheid product hoeft echter niet te betekenen dat de totale milieudruk afneemt. Zo blijft ook in een kenniseconomie de industrie (de ‘materialeneconomie’) een belangrijke plaats innemen. De kenniseconomie groeit eerder bovenop de materialeneconomie, dan dat de kenniseconomie en materialeneconomie vervangt. Zie terzake bv. Maas, 2000.

⁵ Deze vormen van efficiëntieverbeteringen vinden in het algemeen echter plaats binnen bestaande technologieën en systemen (padafhankelijkheid). Om tot fundamentele milieuverbeteringen te komen zijn veelal geheel andere concepten en systemen nodig.

zelfstandig product⁶; enz. (zie Stagl, 1999). Per saldo kunnen hierdoor zowel, in relatieve als in absolute zin, milieu-aantastingen ook afnemen bij een stijging van de productie en consumptie.

Figuur 9: Het verband tussen milieudruk en inkomen: omgekeerde U-curve of N-curve?



Bron: Hofkens, 1999.

Anderzijds vormt de ‘omgekeerde U-curve’ evenmin een bewijs voor de opvatting dat economische groei een noodzakelijke voorwaarde is voor milieuverbeteringen (CPB 1996, Stagl 1999). Ten eerste is het in vele gevallen geconstateerde verband tussen economische groei en emissieafname, voorbij een bepaald punt, vooral statistisch van aard. Het zegt niets over oorzaak en gevolg, zodat het gevaarlijk is om het gevonden verband naar de toekomst toe door te trekken. Er is immers geen reden om aan te nemen dat de afname ook automatisch zal voortduren bij toenemende economische groei (zie Figuur 9). De waargenomen afname kan evengoed het gevolg zijn van bv. technologische verbeteringen, onafhankelijk van de hoogte van het inkomen of de economische groei (dematerialisatie), waarna de milieu-aantasting opnieuw toeneemt (rematerialisatie) en een ‘herkoppeling’ zich voordoet, tot aan een nieuwe fase van technologische doorbraken die de milieuvervuiling en economische groei tijdelijk opnieuw ontkoppelen (N-curve, De Bruyn 2000). Ook andere factoren naast de groei van het inkomen spelen dus een rol (Arrow e.a., 1995, Panayotou 2000). Ten tweede hebben de in empirische studies geschatte indicatoren bijna uitsluitend betrekking op omkeerbare milieuschade. Een afname van de emissies betekent daarom lang niet altijd dat de situatie verbetert. In de ‘opgaande fase’ kan onherstelbare schade toegebracht

⁶ Deze diensten zullen overigens zeker niet allemaal milieuvriendelijk zijn (bv. vliegvakanties). Belangrijk in het consumentengedrag is bovendien het zgn. rebound-effect: producten worden weliswaar milieuvriendelijker (bv. auto’s, spaarlampen, ...) maar tegelijkertijd valt dit milieuvoordeel weer weg door een gebruikintensivering of een kwaliteitsverhoging (grotere auto’s met nieuwe (energieverslindende) accessoires, tuinverlichting, ...). Tot slot geldt ook voor consumenten veelal dat een stijging van de consumptieve bestedingen aan diensten nauwelijks in de plaats komt van de uitgaven voor materialen. De toename van de consumptie van diensten komt grotendeels bovenop de consumptie van goederen.

zijn aan het milieu (Panayotou 2000). Ten derde kan worden opgemerkt dat een omgekeerde U-curve lang niet bij alle emissies werd gevonden. Afval en CO₂ bijvoorbeeld blijken in een groeiende economie nog steeds sterk toe te nemen, zodat hier hooguit sprake is van een relatieve maar geen absolute ‘ontkoppeling’: de emissiegroei blijft achter op de groei van de economie, maar er is geen daling van de emissie in absolute zin bij een groeiende economie⁷. Ten vierde is het goed mogelijk dat de geconstateerde daling van de emissies voor een bepaalde pollutant of een bepaald land het gevolg is van afwentelingen, en dus de emissies van andere pollutanten of in andere landen toenemen (Arrow e.a., 1995).

Hoedanook is voor een vergaande ontkoppeling tussen economische groei en milieubelasting een substantiële reductie vereist van de milieu-intensiteit van de economie (EC 2000). De milieu-aantasting kan naar Commoner (1971) immers worden weergegeven als het product van drie factoren:

$$MB = B \times W \times M$$

Milieubelasting = Bevolkingsomvang X gemiddelde Welvaart per persoon X Milieubelasting per eenheid welvaart

Gegeven de verwachte bevolkingsgroei en de stijging van de welvaart per persoon, kunnen de effecten van de bevolkings- en productiegroei alleen binnen de ecologische grenzen die de natuur stelt blijven, door de milieu-aantasting per eenheid welvaart drastisch te verminderen.

De vergelijking van Commoner vormt de basis voor het factordenken. Concreet kan hier worden verwezen naar de ‘Factor 4’-metafoer⁸ (Von Weiszäcker 1996). Factor 4 staat dan voor een verdubbeling van de welvaart binnen één generatie bij een gelijktijdige halvering van de milieubelasting⁹. Op de langere termijn wordt gesproken van ‘Factor 10’ of nog meer¹⁰. Uit scenariostudies blijkt inderdaad dat de verwachte groei van de wereldbevolking en een toename van de gemiddelde materiële welvaart per individu met een grotere milieubelasting zal gepaard gaan (Langeweg 2000)¹¹, en dat zelfs een drastische efficiëntieverbetering de eerstkomende decennia wellicht niet

⁷ Opgemerkt wordt dat meer recente studies ook voor CO₂-emissies een omgekeerde U curve vinden. Zie bv. Schmalensee 1997, Galeotri 1999, en Panayotou 1999.

⁸ ‘Factor 4’, ‘factor 10’, ‘factor 20’ moeten inderdaad als een metafoer gezien worden en niet als een letterlijke kwantitatieve doelstelling metaforisch worden gehanteerd. Een daadwerkelijke kwantitatieve benadering impliceert een nauwkeurigheid die niet te realiseren valt.

⁹ Anders geformuleerd: bij een economische groei van gemiddeld zo’n drie procent per jaar, zouden het materiaal- en energieverbruik en de emissies in circa 20 à 25 jaar gehalveerd moeten worden.

¹⁰ In het Nederlandse DTO-programma bijvoorbeeld is men ervan uitgegaan dat de wereldbevolking over vijftig jaar twee maal zo groot zal zijn als nu en dat de welvaart per persoon wereldwijd gemiddeld ongeveer vijf maal zo groot geworden zal zijn. Zonder veranderingen van consumptie- en productiesystemen zou dit mondiaal leiden tot een vertienvoudiging van de milieubelasting. Verder werd ervan uitgegaan dat de huidige milieubelasting al het dubbele is van wat duurzaam is. Om de huidige milieubelasting te halveren, en zo te houden, is het dan nodig de milieubelasting per eenheid welvaart in vijftig jaar te reduceren met een factor 20. Ma.w., om de menselijke en maatschappelijke behoeften op duurzame wijze te vervullen, zouden deze behoeften 20 keer efficiënter moeten worden vervuld.

¹¹ Zo zal bijvoorbeeld het mondiale gebruik van metalen een factor drie tot vijf toenemen door de enorme behoefte aan ijzer en staal in de ontwikkelingslanden.

zal leiden tot een absolute daling van de milieu-aantasting¹². Daarom zijn verstrekkende innovaties en veel radicalere milieuverbeteringen nodig dan tot nog toe zijn doorgevoerd, m.a.w. een ‘maatschappelijk-industriële transformatie’ (RMNO 1998).

De onderstaande verdere uitwerking van de vergelijking van Commoner wijst uit dat de concrete aangrijpingspunten daarvoor zijn: (1) een vermindering van de materiaal- en energie-intensiteit van de economie (m.a.w. een wijziging van de economische structuur) en (2) een vermindering van de milieu-impact van het energie- en grondstofgebruik (technologische innovatie)¹³.

Milieudruk =			
Bevolking	X	$\frac{\text{Materiële welvaart}}{\text{Bevolking}}$:
		$\frac{\text{Energie en grondstofgebruik}}{\text{Materiële welvaart}}$	=
			$\frac{\text{Milieudruk}}{\text{Energie en grondstofgebruik}}$

Bron: op basis van Verbruggen 2000.

Een conclusie uit het voorgaande is dat op basis van cijfers over de economische groei geen *a priori* uitspraken kunnen worden gedaan over de ontwikkeling van de milieukwaliteit. Een belangrijkere conclusie is echter dat milieuresultaten ongetwijfeld voor een deel te wijten zijn aan het milieubeleid dat werd en wordt gevoerd, maar misschien wel voor een *groter deel* verklaard kunnen worden door andere, ‘exogene’ evoluties op het vlak van de bevolkingsomvang, de leefpatronen, de samenstelling van de economie, de technologische ontwikkeling, enz¹⁴. Het ontwerpen van een effectief en efficiënt milieubeleid veronderstelt dan ook dat eerst het verband tussen milieu-aantastingen en de huidige maatschappelijke ordening worden blootgelegd.

Dit is juist mee de bedoeling van een instrument als MIRA-S. Hierin wordt immers getracht in kaart te brengen hoe de maatschappelijke en economische ontwikkelingen evolueren, door welke variabelen deze evoluties (kunnen) worden beïnvloed, en welke de effecten zijn op de omvang en kwaliteit van het leefmilieu in Vlaanderen.

In aanvulling hierop zijn zeker ook zaken als NAMEA¹⁵ (milieusatellietrekeningen) zinvol. Daarin wordt immers een koppeling tot stand gebracht tussen (monetaire) Nationale Rekeningen en (fysieke) milieustatistieken, waardoor een beter inzicht kan worden verkregen in de samenhang tussen het niveau en de evolutie van een aantal belangrijke economische indicatoren (bruto binnenlands product, betalingsbalans e.d.), en de activiteiten van producenten en consumenten (productie, consumptie,

¹² Zo’n perspectief ontstaat pas in de tweede helft van deze eeuw bij een (veronderstelde) krimp van de wereldbevolking.

¹³ Vergelijk met de verdere uitsplitsing door Panayotou (1997) en Islam (1999) van de relatie tussen inkomen en milieu-aantasting (de omgekeerde U curve) in een scale effect, een composition effect en een abatement effect.

¹⁴ Dit inzicht verlegt de huidige, vrij eenzijdige klemtoon van het milieubeleid op de beïnvloeding van productieprocessen (de input-outputefficiëntie) naar de andere vijf hogervermelde factoren, en dus ook naar de daadwerkelijke integratie op alle niveaus van het milieu in ander beleid. In toenemende mate wordt deze *integratie* gezien als dé prioriteit voor het toekomstige milieubeleid (bv. EC 1998, EC 1999a, EC 1999b, ...).

¹⁵ National Accounting Matrix including Environmental Accounts. Voor een eerste toepassing voor België, zie Van den Berghe en Steyaert, 1999 en Van den Berghe, 2000.

investeringen , invoer, uitvoer, ...) enerzijds en het niveau en de evoluties van de emissies en immissies anderzijds.

4 ½ Gevolgen van het milieu(beleid) voor de economie

De toename van de werkloosheid en de matige economische groei de voorbije decennia viel samen met een sterke uitbreiding van de milieureglementering. Dit heeft allicht mee de stelling gevoed dat milieubeleid ten koste gaat van de macro-economische prestaties. Ook nu nog worden de milieureglementering en het milieupassief in gevallen van (voorgenomen) delocalisatie en in probleemdoSSIERS van bedrijven in faling en van collectief ontslag in de publieke opinie vaak vermeld als één van de verklarende factoren. De conventionele economische theorie gaat er inderdaad vanuit dat milieubeleid de productiekosten verhoogt, als gevolg van milieumaatregelen om de milieu-impact te verminderen dan wel als gevolg van hogere prijzen voor productiefactoren die gevat worden door milieureglementering, waardoor de productiviteit en het concurrentievermogen verlaagt, de export afneemt en delocalisaties plaatsvinden (bv. Pethig, 1975; Siebert, 1979).

Daar tegenover staat de opvatting dat milieubeleid integendeel de productiekosten verlaagt, doordat de prijzen voor sommige inputs afnemen¹⁶ of doordat de innovatie wordt gestimuleerd en energie en grondstoffen efficiënter worden aangewend (Ashford 1985; OECD, 1997; UBA, 1998). Hierdoor kunnen productiviteitswinsten worden geboekt, hetgeen de competitiviteit versterkt (de zgn. Porter-hypothese, zie Porter 1991, 1995 en EC, 1997). Het milieubeleid kan daarnaast zorgen voor nieuwe producten of productiewijzen en is de belangrijkste verklaring voor de sterke groei van de milieu-industrie de voorbije jaren (SERV 1999). Daarnaast kan ook de zgn. “dubbel dividend”-hypothese worden vermeld, die stelt dat de introductie van milieuheffingen, waarbij de opbrengst wordt gebruikt om bestaande belastingen te verlagen, steeds een win-win situatie oplevert in de vorm van een betere milieukwaliteit (eerste dividend) en meer welvaart, economische groei of werkgelegenheid (tweede dividend¹⁷) (Pearce 1991, Repetto 1992, ...).

Er is op macroniveau echter weinig empirisch bewijs voorhanden dat de bestaande milieumaatregelen belangrijke negatieve of positieve gevolgen hebben gehad voor de economie (OECD, 1993; Jaffe, 1995; UNCTAD, 1995; ...). De meest recente studies, geciteerd in Jaffe, 1999, suggereren dat milieureglementering heeft geleid tot een statistisch significante, maar zeer kleine vermindering van de economische groei. Ook vele andere studies concluderen dat de netto-impact klein is, en dat bij eenzelfde graad van milieu-performantie er toch sprake kan zijn van een sterk verschillende economische performantie (bv. World Economic Forum, 2000). Noch de conventionele hypothese, noch de hypothese dat milieubeleid de economische groei en prestaties van een land of regio ondersteunt, worden dus bevestigd.

Enkele verklaringen (zie UNCTAD 1995; Jaffe, 1995; OECD, 1997; Arnold, 1999) waarom in empirische studies meestal weinig correlatie wordt gevonden tussen het

¹⁶ Bijvoorbeeld de kosten voor proceswater dat minder verontreinigd is, de kostprijs per eenheid output van werknemers door betere milieu- en arbeidsomstandigheden waardoor er minder ziektegevallen zijn, enz.

¹⁷ Opgemerkt wordt dat er verschillende gradaties van deze hypothese in de literatuur kunnen worden teruggevonden. Voor een korte bespreking hiervan zie Van Humbeeck en Bollen (2000).

milieubeleid en het concurrentievermogen van een land (of andere macro-economische indicatoren¹⁸), zijn dat de milieukosten in de meeste sectoren slechts een beperkt percentage innemen van de totale productiekosten, er dikwijls zowel winnaars als verliezers zijn¹⁹, het verschil tussen het milieubeleid in verschillende landen uiteindelijk niet zo groot is, bedrijven ook milieu-investeringen doen zonder dat zij daartoe door de milieureglementering worden verplicht, en de kans gering is dat bedrijven structureel inefficiënt werken én juist door milieureglementering innoveren²⁰ (Gray 1993, Jaffe 1995, Palmer 1995). Andere factoren dan het milieubeleid blijken een veel grotere rol te spelen in de ontwikkeling van het concurrentievermogen, de economische groei, de werkgelegenheid, ... en bij de lokalisatie van investeringen (ACF 1994; Bernard 1994, 1997; Sleuwaegen 2000).

Maar een andere soort verklaring kan liggen in de talrijke methodologische problemen, zowel bij het vergelijken van milieubeleid als bij het meten van de impact op de economische prestaties.

Zo zijn vele empirische studies bijvoorbeeld gebaseerd op informatie over de *milieu-uitgaven van bedrijven*, maar deze informatie is niet steeds betrouwbaar of geschikt. Het verzamelen van accurate milieukostengegevens blijkt namelijk moeilijk te zijn bij procesgeïntegreerde milieuvorzieningen waarbij de milieucost component van nieuwe investeringen nog moeilijk af te zonderen is (Jaffe 1995, OECD 1997), alsook bij KMO's terwijl zich juist hier de belangrijkste effecten zouden kunnen voordoen omdat milieukosten vaak onafhankelijk zijn van de omvang van de productie (IVM-UA 1999). Daarnaast zijn er ook indicaties dat problemen in de praktijk soms minder te wijten zijn aan de milieunormen op zich, en dus aan de omvang van de milieukosten, maar meer te maken hebben met de wijze waarop het milieubeleid wordt geïmplementeerd (Jaffe 1995, OECD 1997). Maar dergelijke aspecten zoals rechtsonzekerheid, gebrek aan flexibiliteit, lange procedures, e.d. worden doorgaans niet in empirische studies in rekening gebracht. Tenslotte kunnen er vragen worden gesteld bij de mate waarin traditionele ramingen van milieukosten wel alle kosten van milieumaatregelen of innovaties omvatten omdat ze geen rekening houden met indirecte effecten zoals verdringing van productieve investeringen en verlies aan flexibiliteit (Withagen 1999), of integendeel de werkelijke kosten overschatten doordat deze ramingen te weinig rekening houden met bijvoorbeeld technologische evoluties (Ashford 1994; Harrington 1999).

Een ander voorbeeld is dat vaak de impact van de *bestaande* milieureglementering wordt gemeten, maar dat deze in feite een slecht kader vormt waarbinnen de zgn. Porter-hypothese kan worden getoetst. Immers, zowel Porter (zie Porter 1995) zelf als Ashford ea. (1985) eerder, hebben beklemtoond dat zowel de strengheid als de vorm

¹⁸ Zoals export, investeringen, rendabiliteit, productiviteit, werkgelegenheid, enz.

¹⁹ Op micro- en mesoniveau kan milieubeleid weldegelijk negatieve effecten kan hebben op bijvoorbeeld de competitiviteit of de werkgelegenheid in een aantal sectoren en bedrijven. Dit wordt door meerdere analyses bevestigd. Aan de andere kant bestaan er voorbeelden van bedrijfstakingen en bedrijven die er door middel van innovatie, efficiëntie en productiviteitswinst in zijn geslaagd strenge milieunormen om te zetten in kostenbesparingen, hogere opbrengsten, vergroting van het marktaandeel of de ontwikkeling van nieuwe markten en producten, en nieuwe werkgelegenheid.

²⁰ De conclusie van het 'dubbel dividend' debat is dat als gevolg van complexe interacties tussen milieubelastingen en bestaande belastingen een dubbel dividend *geen automatisme* is. Voor een samenvatting van deze discussie en een verwijzing naar de relevante literatuur terzake, zie bijvoorbeeld Van Humbeeck en Bollen, 2000.

van de milieureglementering bepalend is voor de realisatie van de hypothese dat de productiekosten kunnen dalen terwijl de milieubaten toenemen, en dat de huidige vormen van milieureglementering niet aan deze voorwaarden beantwoorden²¹.

Een algemene conclusie uit de literatuur is dat, voortgaande op de beschikbare kennis en informatie, het milieubeleid op lange termijn vermoedelijk geen al te grote gevolgen voor de traditioneel gemeten economische groei hoeft te hebben. Maar het empirisch onderzoek leert ook dat dit geen automatisme is. Veel hangt af van de wijze waarop het milieubeleid wordt gevoerd enerzijds (Hahn and Stavins 1991, ELI 1999) en van de kenmerken van de economie en het beleid in andere beleidsdomeinen anderzijds (EC 1994, Bosquet 2000). Voorbeelden zijn de kosteneffectiviteit van de ingezette milieubeleidsinstrumenten, de mate van internationale beleidscoördinatie, de functionering van de arbeidsmarkt, het innovatievermogen, enz. Bovendien kunnen de economische gevolgen uiteraard sterk verschillen naargelang zij worden bekeken voor een bedrijf, een bedrijfstak, de industrie of de ganse economie, en afhankelijk van de geografische afbakening (regio, land, streek, mondiaal, ...) en het gehanteerde tijdsperspectief.

De totnogtoe gehanteerde interpretatie van de 'gevolgen voor de economie' is evenwel beperkt. Immers, niet alleen milieubeleid veroorzaakt kosten voor de economie, ook het uitblijven van milieubeleid veroorzaakt economische kosten: hogere gezondheidskosten, lagere landbouwopbrengsten, hogere kosten voor de zuivering van drinkwater en productiewater, verminderde toeristische aantrekkingskracht, enz. Het voorkomen of verminderen van dergelijke kosten via milieumaatregelen levert dan ook baten op voor de economie, die bijgevolg in een analyse van de 'gevolgen voor de economie' moeten worden meegenomen.

Door economen wordt vaak een nog ruimer batenbegrip gehanteerd, waarbij onder de economische baten van milieubeleid ook maatschappelijke welvaartsverbeteringen worden begrepen die te maken hebben met de waarde die mensen hechten aan bijvoorbeeld ecosystemen en landschappen, nu en voor toekomstige generaties (zie bv. Pearce en Turner, 1990). Op dit punt leert de literatuur dat de positieve effecten van het globale milieubeleid op de 'economie' vaak zo groot zijn dat de totale maatschappelijke welvaart (gemeten inclusief baten) per saldo kan toenemen (CPB 1996; Morgenstern, 1997; Arnold 1999). Maar ook hier is er geen garantie. Bij onderzoek naar de impact van concrete beleidsmaatregelen of beleidspakketten kan immers net zo goed een netto daling van de maatschappelijke welvaart worden gevonden, afhankelijk van bijvoorbeeld de relevantie omvang van de kosten en baten, de geografische afbakening en het gehanteerde tijdsperspectief (bv. EPA, 1987; Morgenstern, 1997; Arnold, 1999). In de Verenigde Staten is bijvoorbeeld vastgesteld dat het beleid inzake luchtverontreiniging omvangrijke positieve netto-baten heeft opgeleverd, terwijl het waterbeleid tot marginale of zelfs negatieve netto-baten heeft geleid (Hanh, 1996; Davies, 1998). Een gelijkaardige vaststelling geldt t.a.v. het Europese beleid, waar strengere emissiereductiedoelstellingen inzake verzuring, troposferische ozon en stofdeeltjes verantwoord blijken te zijn vanuit een kosten-

²¹ Bovendien zijn er ook bedrijfsinterne belemmeringen die moeten worden weggewerkt opdat de Porter-hypothese zijn volle uitwerking zou kunnen hebben. Zo blijken bedrijven bijvoorbeeld omwille van een onaangepast accounting systeem dikwijls een slecht inzicht te hebben in de werkelijke kosten van hun afvalproductie, en dus de baten van het verminderen van deze productie door afval- en emissiepreventie te onderschatten (zie Ditz 1995; Ecolas 1997, en meer algemeen ELI, 1999).

batenvergelijking, maar dit voor (onderdelen van) het waterbeleid niet het geval zou zijn (Vainio, 2000).

Het zo goed mogelijk in kaart brengen en opvolgen van de economische gevolgen van alternatieve beleidsscenario's, zowel aan de kosten- als de batenzijde, en van de mechanismen die deze gevolgen bepalen blijft dus hoedanook belangrijk.

Ook dit is een doelstelling van de MIRA-S versies. Hierin wordt immers getracht om aan de hand van de beschikbare gegevens uit de analyse van de druksectoren en milieuthema's de sociale en macro-economische gevolgen van een aantal toekomstscenario's te analyseren.

In aanvulling hierop zijn zeker ook andere initiatieven zinvol. Zo is het van belang om, naast de periodieke analyse van een aantal grote scenario's in MIRA-S, ook voor 'kleinere', concrete beleidsprojecten de sociale en economische gevolgen van mogelijke alternatieven te bekijken. Bovendien vallen veel sociale en economische aspecten voorlopig buiten de ambities van MIRA-S. De gevolgen van het milieubeleid voor de economie zijn echter veel breder dan het stijgen of dalen van de milieukosten en de traditionele macro-economische kengetallen (Albrecht, 2000). Milieubeleid heeft ook (en hoe langer hoe meer) een impact op talrijke minder kwantificeerbare zaken, en leidt onder meer tot nieuwe arbeidsverhoudingen, nieuwe waarden en normen, nieuwe relaties tussen bedrijven, bevolking en overheden, nieuwe perspectieven op eigendomsrechten, nieuwe instrumenten voor ontwikkelingssamenwerking, enz. Het milieubeleid heeft dus een maatschappelijke dynamiek op gang gebracht waarvan de effecten, zeker op langere termijn, belangrijker zijn dan cijfers over milieukosten of economische modellen kunnen aangeven.

5 ½ Afweging van gevolgen

Op zich zijn de economische gevolgen van het milieubeleid geen reden om het milieubeleid te versoepelen of te verstrengen. Maar milieudoelstellingen kunnen evenmin worden gebaseerd op ecologische wenselijkheden alléén. Het milieubeleid heeft immers vaak niet alleen positieve effecten op milieu, mens en economie, maar vanuit andere overheidsdoelstellingen bekeken ook ongewilde negatieve effecten. Het milieubeleid kan bijgevolg niet uitsluitend op basis van ecologische wenselijkheden worden vastgesteld, maar moet mee tot stand komen na afweging tussen de voordelen van het beleid (wat zijn de positieve gevolgen voor het milieu van een beperking van een bepaalde maatschappelijke activiteit?) en de nadelen ervan (wat zijn de negatieve maatschappelijke gevolgen van deze actie?) (WRR, 1994).

Niet alleen tussen milieudoelstellingen en andere maatschappelijke doelstellingen zijn afwegingen onvermijdelijk. Ook binnen het milieubeleid is dit het geval. De budgettaire situatie verplicht de overheid immers om prioriteiten te stellen en deze zo te leggen dat met de beschikbare middelen maximale milieuresultaten worden bereikt. Ook in de 'private sector' zijn de middelen beperkt, zodat in het beleid een maximaal milieurendement per eenheid milieu-uitgave zou moeten worden nagestreefd.

Beleidsmakers zouden zich dus bij het vaststellen van het milieubeleid rekenschap moeten geven van de moeilijke, maar onvermijdbare afwegingen die daarbij noodzakelijk zijn. Het is dan ook nodig de diverse opties en gevolgen in kaart te brengen en oordeelkundig tegen elkaar af te wegen (Maes, 1996; Verbruggen, 1998).

Waardering en afweging van effecten zijn in hoofdzaak politieke beslissingen. Ze dienen plaats te vinden in dialoog met de meest betrokkenen en in overleg met vertegenwoordigers van maatschappelijke belangengroepen.

De ervaring leert echter dat dit besluitvormingsproces aanzienlijk kan worden verbeterd door gestructureerde informatie over de voor- en nadelen van beleidsalternatieven. Dit bevordert zowel de rationele, analytische basis voor beslissingen als de publieke betrokkenheid tijdens de beleidsvoorbereiding. Het maakt een meer geïnformeerd, gestructureerd en evenwichtig maatschappelijk debat mogelijk (Van Humbeeck, 2000).

Economen beschikken over een aantal methoden en instrumenten, zoals onder meer de kosten-batenanalyse en kosten-effectiviteitsanalyse²², om informatie over de effecten van alternatieve acties op een zinvolle wijze te structureren en tegenover elkaar af te wegen. Deze economische waarderingstechnieken proberen de verschillende gevolgen op een systematische en zo volledig mogelijke wijze te onderzoeken en tegenover elkaar af te wegen door ze zoveel mogelijk in dezelfde grootheden uit te drukken. Zij gaan daarbij uit van een inschatting van de voorkeuren van de burgers. Op deze wijze kan (vooral) de efficiëntie van het beleid worden getoetst²³ (OECD 1994, 1995).

Ondanks de inherente beperkingen en mogelijke bezwaren tegen kosten-batenanalyse, geven zij - indien goed uitgevoerd - een beter inzicht in de omvang, verhouding en verdeling van de kosten en baten van beleidsalternatieven (Gramlich, 1990; OECD, 1994; Portney, 1995; EPA, 1996; Arrow, 1996; Kopp, 1997; OMB, 1997; Farrow, 1998; EPA, 1999). Zij bevatten aldus essentiële informatie over een belangrijke vraag, namelijk de mate waarin het overheidsbeleid de maatschappelijke welvaart verhoogt (of niet verhoogt). Ook in (ex post) beleidsevaluaties zijn economische analyses van kosten en baten een voornaam facet vermits zij mogelijkheden tot realisatie van kostenbesparingen (bij gelijkblijvende milieuresultaten) of van extra milieuresultaten (bij gelijkblijvende kosten) kunnen helpen aangeven (Jacobs 1997, OECD 1996b). Zij maken het aldus mogelijk om de schaarse middelen die voor het milieubeleid ingezet worden op de meest efficiënte wijze aan te wenden, namelijk daar waar ze de meeste maatschappelijke welvaart (netto-baten) kunnen opleveren. Vanzelfsprekend dient in het besluitvormingsproces dergelijke informatie over de efficiëntie van het beleid samen met andere informatie en criteria te worden beoordeeld.

De politieke afweging van kosten en baten is niet de opdracht van MIRA-S, maar is een beleidsmatige taak bij uitstek (zie tevens

²² Naast andere. Zo onderscheidt het Amerikaanse EPA drie categorieën: benefit-cost analysis, economic impact analysis en equity assessment (EPA, 1999) In landen van de Europese Unie kunnen naast kosten-batenanalyses en kosten-effectiviteitsanalyses ook andere methoden worden teruggevonden voor de economische evaluatie van milieubeleid en milieuwetgeving, zoals socio-economische impactanalyse, effectenstudies (bedrijfseffecten, KMO-effecten, milieu-effecten, ...), multi-criteria analyse, kostenanalyse, budgettaire impactanalyse, check-lists, enz. (RPA 1998).

²³ Mar ook andere facetten zoals verdelingseffecten, macro-economische gevolgen, ... (zie EPA, 1999)

Figuur 8). Wel kan MIRA-S de mogelijkheden (en beperkingen) van economische afwegingstechnieken illustreren met het oog op de economische onderbouwing van milieubeleidsplannen. Daarnaast kunnen kosten-batenanalyses en kosteneffectiviteitsanalyses van bepaalde beleidsprogramma's nuttig worden ingezet in het kader van de periodieke beleidsevaluatie-rapporten (MIRA-BE).

6 ½ Effecten van milieubeleid op de economie: classificatie en meetbaarheid

Zelfs bij een beperking van de relatie tussen milieu en economie tot de dimensie 'gevolgen van het milieubeleid voor de economie', is deze relatie dermate veelzijdig en complex dat het nooit mogelijk zal zijn alle aspecten volledig in kaart te brengen.

Aan de *'batenzijde'* is de waarde van milieugoederen namelijk niet beperkt tot de onmiddellijk meetbare economische gevolgen. Naast een directe gebruikswaarde, die wordt verkregen door het eigenlijke, fysieke gebruik van het milieugoed in kwestie (bv. recreatie, houtproductie, ...), zijn er immers ook de potentiële baten die het gebruik van een milieugoed in de toekomst (ook voor toekomstige generaties) eventueel kunnen opleveren (optiewaarde) en de intrinsieke waarde die een milieu- of natuurgood heeft, los van elk daadwerkelijk of potentieel gebruik van dat goed (bestaanswaarde) (bv. Pearce en Turner, 1990²⁴). De marktprijzen geven geen goed beeld van deze drie waarden, maar dit betekent niet dat zij daarom minder reëel zijn.

Milieubaten omvatten aldus verschillende categorieën, waaronder de invloed op de volksgezondheid, de vermeden schade aan gebouwen en gewassen, effecten voor recreatie, waterwinning, esthetische effecten, vermeden effecten op ecosystemen enz. Tabel 17 geeft een overzicht van de belangrijkste soorten maatschappelijke baten die milieuverbeteringen opleveren of kunnen opleveren. De kwantificering van deze milieubaten stelt een enorme uitdaging omwille van verschillende redenen, niet in het minst omdat natuurlijke systemen inherent complex zijn en de vele diensten die ze de mens bewijzen zijn ook voor de wetenschap vaak nog onontgonnen materie zijn. Bovendien komt zoals reeds vermeld de waarde van deze milieugoederen, in tegenstelling met normale marktgoederen, zelden of nooit tot uiting in de marktprijzen, en moet de 'bereidheid tot betalen' worden ingeschat via andere technieken (direct via 'stated preference' methoden dan wel indirect via 'revealed preference' methoden). Geen enkele van de economische waarderingstechnieken is evenwel waardenvrij, noch leveren zij volledig betrouwbare resultaten op.

De moeilijkheid c.q. onmogelijkheid om alle baten van milieuverbeteringen te kwantificeren of te monetariseren, is echter geen reden om kwantificering of monetarisering volledig achterwege te laten. Ook zonder exhaustief te zijn verhogen batenstudies immers het inzicht in de aard, de samenhang, de omvang en de verdeling van de baten van milieuverbeteringen. Alleen al het feit dat door de waarde van milieugoederen kwantitatief uit te drukken is gebleken dat ze soms veel meer waard zijn dan het gebruik tot dan toe liet blijken, is een relevant resultaat (EPA, 1987; Morgenstern, 1997). Batenstudies leveren daardoor waardevolle informatie op voor het beleid. Bovendien is voor het beleid een volledige kwantificering of monetarisering zelden vereist. Meermaals werd vastgesteld dat een bepaalde categorie baten (bv. gezondheidseffecten) reeds dermate belangrijk was dat de baten hoedanook

²⁴ Zie hierover tevens Verbruggen, 1998, die in totaal 8 verschillende waardeconcepten onderscheidt.

de kosten van het voorgenomen beleid overtroffen, zodat een verdere analyse van andere batencategorieën niet nodig was (bv. Torfs, 1998; De Nocker, 2000). Wel blijft het essentieel dat men bij de uitvoering en interpretatie van dergelijke studies minimaal het overzicht behoudt van wat werd onderzocht en wat niet.

Tabel 17: Soorten milieubaten en voorbeelden

Soorten baten	Voorbeelden
Menselijke gezondheid en welzijn	
Mortaliteit	Vermindering van het risico op vroegtijdig overlijden als gevolg van kanker of andere acute aandoeningen
Morbiditeit	Vermindering van het risico op kanker, astma, misselijkheid,...
Leefbaarheid	Smaak, geur, geluid, ...
Ecologische baten	
Vermarktbaar producten	Voorziening van water, voedsel, brandstof, vezels, hout, pels, leder,...(ook betaalde recreatie)
Niet-vermarktbaar producten: (vrije) recreatie en esthetiek	Voorziening van recreatieve mogelijkheden zoals vissen, zwemmen,... en van landschappelijke zichten
Indirect vermarktbaar producten: ecosysteem diensten	matiging van het aantal overstromingen, aanvulling grondwater, tegengaan erosie, voedselcyclus, biodiversiteit, bodemverrijking,
Niet-gebruik van milieugoederen: bestaans-, legaat-, en quasi-optiewaarden	Geassocieerd met de wetenschap dat bepaalde dingen bestaan of beschikbaar zijn voor komende generaties, voor anderen, bv. (voort)bestaan van walvissen, ongeschonden antartica
Vermeden materiaalschade	
Vermarktbaar producten	Vermindering van de kosten voor herstel voor reiniging van gebouwen
Niet-vermarktbaar producten	Vermeden esthetische schade door vervuiling of aantasting van gebouwen
Landbouw	Vermindering van opbrengstverliezen

Bron: op basis van Kopp, 1997, EPA, 1999 en Bogaert, 2000.

Aan de 'kostenzijde' is de situatie niet minder complex (zie Tabel 18). Sommige beleidsmakers en een groot deel van de bevolking verstaan onder de milieukosten spontaan de uitgaven van de overheid voor het opmaken, uitvoeren en controleren van het milieubeleid. Anderen zullen daarbij de investeringskosten en werkingskosten van de private sector voor milieumaatregelen tellen. Traditioneel worden in milieukostenstatistieken enkel deze beide kostensoorten (publieke en private) opgenomen. Meestal zijn zij ook de belangrijkste. Maar de maatschappelijke kosten van het milieubeleid zijn daartoe zeker niet beperkt.

In bijkomende orde kunnen immers ook andere rechtstreekse kosten voor de 'vervuilers' worden vermeld, zoals transactiekosten (informatiekosten, administratieve kosten, juridische procedurekosten, ...), kosten voor bijscholing van werknemers, vervroegde vervangingsinvesteringen, enz. Bovendien dient tevens rekening gehouden te worden met zgn. 'negatieve kosten' (niet-milieubaten), bijvoorbeeld kostenbesparingen door een efficiënter gebruik van grondstoffen en energie, opbrengsten van afvalproducten, e.d.

Tabel 18: Soorten milieukosten en voorbeelden

Soorten kosten	Voorbeelden
Milieubeleidskosten van de overheid	<ul style="list-style-type: none"> Beleidsontwikkeling Vergunningverlening Controle en handhaving Monitoring en opvolging
Directe kosten van doelgroepen	<ul style="list-style-type: none"> Investerings in nieuwe milieutechnieken Werkingskosten van nieuwe milieutechnieken Veranderingen in productieprocessen of grondstofgebruik Wijzigingen aan andere productietechnieken
Andere directe kosten	<ul style="list-style-type: none"> Transactiekosten Verschuiving van de managementaandacht Tijdelijk stilleggen van de productie
Negatieve kosten	<ul style="list-style-type: none"> Besparingen op grondstoffen en energie Gezondheid van werknemers Bevordering van de innovatie
Additionele welvaartsverliezen / winsten	<ul style="list-style-type: none"> Hogere consumenten en producentenprijzen
Aanpassingskosten	<ul style="list-style-type: none"> Werkloosheid Sluiting van bedrijven Verschuiving van productiefactoren tussen markten Verloren investeringen
Andere indirecte effecten	<ul style="list-style-type: none"> Wijzigingen van de marktstructuur Veranderingen in arbeids- en kapitaalproductiviteit Uitstel van investeringen en van innovatie Verslechtering van de productkwaliteit

Bron: Op basis van EPA 1999; Jaffe 1995, Harrington, 1999.

Een andere categorie kosten naast de reguleringskosten voor de overheid en de rechtstreekse kosten voor de vervuilers, is het netto welvaartsverlies voor de maatschappij ten gevolge van een stijging van de prijzen of een vermindering in output die veroorzaakt wordt door de verhoogde productiekosten als gevolg van milieumaatregelen²⁵. Hieronder vallen de (netto)kosten van productsubstitutie, beperkingen van de consumptie, ... Milieubeleid brengt daarnaast gedurende een bepaalde periode aanpassingskosten met zich mee vooraleer (in theorie) een nieuw evenwicht wordt bereikt, zoals sluiting van bedrijven en de daaruit resulterende werkloosheid, verschuivingen van productiefactoren (kapitaal, arbeid, grondstoffen, ...) tussen markten, enz. Tot slot zijn er de zgn. 'algemeen evenwichtseffecten'. Het betreft de indirecte impact van het milieubeleid in een bepaalde markt of voor een bepaalde sector op andere markten en sectoren, maar ook effecten op de kwaliteit van de producten, de productiviteit, de investeringen, de arbeidsorganisatie, de innovatie en de marktstructuur (bv. monopolievorming).

De maatschappelijke kosten van het milieubeleid omvatten dan ook veel meer dan wat in traditionele milieukostenstatistieken of ex ante ramingen van milieukosten (via enquêtes, technische informatie, kostenmodellen, ...) tot uiting komt. De kwantificering van alle maatschappelijke kosten van het milieubeleid is, net zoals aan de batenzijde,

²⁵ Zie hierover tevens het gedeelte over milieukosten, en met name deel 4.2 | milieukosten: begrippen, definities en methoden.

vrij utopisch. De interacties tussen economische actoren zijn immers dermate complex en deels onvoorspelbaar, dat geen enkele methode of model is in staat alle kostensoorten te vatten en volledig betrouwbare resultaten op te leveren. Het gaat steeds om een (sterke) vereenvoudiging van de economische realiteit. Modellen die meerdere kostensoorten en effecten analyseren zijn omwille van de beheersbaarheid meestal minder gedetailleerd uitgewerkt. Modellen die zich concentreren op één of enkele effecten zijn dan weer minder volledig. Tabel 3 illustreert voor een in de context van de evaluatie van milieubeleid veel gebruikte vorm van economische modellen, het algemeen evenwichtsmodel, dat de uitkomsten ervan dan ook met de nodige voorzichtigheid moeten worden geïnterpreteerd.

Maar ook hier is de moeilijkheid c.q. onmogelijkheid om alle milieukosten te kwantificeren, geen reden om kwantificering of modellering volledig achterwege te laten. Ook zonder exhaustief te zijn verhogen kostenstudies immers het inzicht in de aard, de samenhang, de omvang en de verdeling van de kosten van het milieubeleid. Kostenstudies leveren daardoor eveneens waardevolle informatie op voor het beleid²⁶. Bovendien is voor het beleid een volledige kwantificering of modellering van alle kostensoorten zelden vereist. Vaak kan op basis van een eerste, beperkte analyse al worden ontdekt welke kosten naar verwachting minimaal zullen zijn, en derhalve niet expliciet en gedetailleerd moeten worden onderzocht. Zo is het niet zinvol om voor milieumaatregelen die slechts marginale prijs- en volume-effecten veroorzaken een volledige berekening te maken van het additionele welvaartsverlies van de verhoogde productiekosten en van de indirecte kosten (Willis, 1999; EPA, 1999; CPB, 1998). Uit onderzoek blijkt overigens dat de veel gebruikte traditionele (ex ante) ramingen van de directe private en publieke milieukosten in vele gevallen wellicht geen slechte benadering zijn van de werkelijke economische kosten van milieubeleid (bv. Morgenstern e.a., 1997; Jaffe, 1999). Zij onderschatten enerzijds de sociale kosten van milieumaatregelen doordat zij geen rekening houden met de indirecte effecten op het reële inkomen, de bestedingen, het spaarvolume, de investeringen, de arbeidsorganisatie enz. (Hazilla and Kopp, 1990; Cropper and Oates, 1992; Gray and Shadbegian, 1993; Joshi, 1997; Vainio, 2000) Anderzijds overschatten zij de sociale kosten doordat zij meestal geen rekening houden met de prijs- en gedragseffecten als gevolg van de verhoogde productiekosten (EPA, 1999, zie tevens deel 4.2 | milieukosten: begrippen, definities en methoden), of onvoldoende de technologische evolutie incalculeren, enz. (Morgenstern e.a., 1997; Goodstein and Hodges, 1998; Harrington, 1999). Hoedanook blijft het essentieel dat men ook bij de uitvoering en interpretatie van kostenstudies minimaal het overzicht behoudt van wat werd onderzocht en wat niet.

Tabel 19: Interpretatie van resultaten van algemeen evenwichtsmodellen

Algemeen evenwichtsmodellen worden vrij veelvuldig gebruikt bij de evaluatie van milieubeleid. Zij modelleren de werking van de economie en zijn in staat om de economische gevolgen en de totale welvaartskosten (dus inclusief indirecte kosten) op van milieubeleid in kaart te brengen. Voor een beschrijving en situering van de kenmerken van algemeen evenwichtmodellen wordt verwezen naar het deel betreffende macro-sociaal-economische gevolgen, specifiek deel 2 | macro-sociaal-economische effecten: begrippen, definities en methoden. Hier wordt enkel aan de hand van enkele

²⁶ Bovendien moet worden beklemtoond dat het *proces* in feite belangrijker is dan de *uitkomsten* van de analyses, ook voor batenstudies. De grootste bijdrage aan het beleid komt niet van de precieze berekeningen en getallen in de analyses, maar van het inzicht dat men door het uitvoeren van de analyses verkrijgt in de problematiek en de mogelijke oplossingen (Jacobs, 1997).

voorbeelden gewezen op het belang van een goede interpretatie van de uitkomsten van dergelijke modellen (Arnold, 1999):

Ten eerste kunnen algemeen evenwichtsmodellen bijna niet anders dan een lagere groei ten gevolge van milieubeleid voorspellen. Milieukosten worden in deze modellen immers behandeld als extra uitgaven voor de economie die de prijzen van goederen en diensten verhogen, waardoor het reële loon (de waarde van het loon dat mensen ontvangen voor hun arbeid, uitgedrukt in goederen en diensten) daalt. Vermits het spaarvolume afhankelijk is van het inkomen en de investeringen worden bepaald door het spaarvolume, resulteert een lager reëel loon in een geringere kapitaalvorming. Dit veroorzaakt na enige tijd een verdere daling van de reële lonen omdat de arbeidsproductiviteit vermindert door de kleinere kapitaalvorming. Dit heeft negatieve gevolgen voor de economische groei. De hypothesen die voor deze verschillende mechanismen worden gehanteerd, kunnen evenwel in belangrijke mate de omvang van de uitkomsten bepalen. Zo blijken modellen die uitgaan van een open economie, waarin niet alleen het spaarvolume van de huishoudens de investeringen bepalen, maar ook financiële middelen uit andere landen kunnen worden aangewend, sterk verschillende resultaten op te leveren in vergelijking met modellen die een gesloten economie veronderstellen (bv. Nestor, 1995).

Ten tweede voorspellen algemeen evenwichtsmodellen doorgaans een lagere werkgelegenheid als gevolg van milieubeleid. Het gaat hier evenwel meestal niet over negatieve werkgelegenheidseffecten in de gangbare betekenis, d.w.z. onvrijwillige, door regelgeving veroorzaakte ontslagen²⁷. Omdat deze modellen veronderstellen dat mensen meer zullen werken voor hogere lonen en vice versa, is de lagere werkgelegenheid die uit deze modellen naar voren komt het gevolg van vrijwillige beslissingen van individuen om meer vrije tijd te 'consumeren' wanneer hun reëel loon daalt, en niet van 'werkloosheid'.

Een derde voorbeeld is dat algemeen evenwichtsmodellen geen milieubaten modelleren. Dit kunnen zij ook niet. Zij modelleren immers de goederen- en dienstenproducerende economie, en meten dus kosten. De milieubaten (bijvoorbeeld een betere gezondheid, lagere milieuschade) komen hierbinnen niet aan bod. Dit creëert echter mogelijk een scheeftrekking ten opzichte van de batenzijde (EPA, 1996). Immers, indien indirecte effecten de directe kosten van milieumaatregelen verhogen, zoals vele evenwichtmodellen aantonen, geldt dit dan ook niet voor de batenzijde? Milieubaten hebben namelijk ook belangrijke lange termijn economische implicaties. Gezondere werknemers bijvoorbeeld zijn productiever en minder afwezig wegens ziekte (Ostro, 1983; Gilis, 1996), maar deze hogere arbeidsproductiviteit wordt niet gereflecteerd in de evenwichtsmodellen. Een gezondere bevolking gebruikt ook minder medische zorgen. Indien dit het reële inkomen en het spaarvolume verhoogt, zouden daardoor volgens de logica van de evenwichtsmodellen de private investeringen moeten stijgen. Een betere milieukwaliteit verhoogt bovendien de productiviteit van sommige investeringen, en verlaagt de kosten van andere. Geen van deze positieve effecten wordt meegenomen in de lange termijnvoorspellingen van deze modellen. Wel wordt opgemerkt dat experimenten aantonen dat wanneer exogene batenschattingen in een algemeen evenwichtsmodel verwerkt worden, de baten ook kunnen dalen in plaats van stijgen omdat er meer aanpassingsmogelijkheden in milieuschadeprocessen worden ingebracht.

7 ½ Effecten van milieubeleid op de economie: mechanismen en resultaten

Uit de bespreking van soorten milieubaten en milieukosten werd telkens geconcludeerd dat het essentieel is dat men voor een goede interpretatie van studies die de impact van het milieubeleid op de economie bestuderen, een inzicht heeft in de interacties tussen milieu en economie en derhalve in welke interacties wel en niet werden onderzocht.

²⁷ Er zijn evenwel ook algemeen evenwichtsmodellen die op korte termijn rigiede lonen en werkloosheidseffecten verbinden aan milieubeleid.

Teneinde dergelijke interpretatie te vereenvoudigen, wordt hierna een overzicht gegeven van de belangrijkste mechanismen die de impact van milieumaatregelen op de economie bepalen. Het kan als een soort referentiekader worden gebruikt. Om de bespreking te concretiseren, worden deze mechanismen geïllustreerd voor de invloed van milieumaatregelen op één facet, namelijk de werkgelegenheid. Daarna zal bij wijze van illustratie aan de hand van het gepresenteerde referentiekader worden verklaard waarom vele empirische studies concluderen dat de netto-impact van het milieubeleid op de omvang van de werkgelegenheid veelal klein is, maar wellicht positief.

Mechanismen bepalend voor de impact van milieubeleid op de economie

Een voorwaarde voor een goede interpretatie van de resultaten van empirisch onderzoek naar de relatie tussen milieu en werkgelegenheid is inzicht in de mechanismen die de uiteindelijke impact van milieumaatregelen op de werkgelegenheid bepalen (Morgenstern 1998). Milieubeleid leidt immers zelden rechtstreeks tot werkgelegenheidseffecten. Het effect is veelal indirect. Het doet zich voor via een groot aantal intermediaire effecten die samen de werkgelegenheid beïnvloeden.

Tabel 20 bevat een overzicht van enkele belangrijke effecten²⁸ en geeft aan dat hun impact op de omvang van de werkgelegenheid soms positief is, soms negatief en soms onduidelijk. In elk geval gaat het steeds om een bruto-impact, die kan worden versterkt of gecompenseerd door de invloed van andere (bruto-)effecten. Een inschatting van de netto-impact van milieumaatregelen op de werkgelegenheid veronderstelt in principe een analyse en somming van de bruto-impact van al deze mechanismen.

²⁸ Met name betreft het effecten aan de vraagzijde. Daarnaast wordt in de economische literatuur ook vrij veel aandacht besteed aan de invloed van milieubeleid op de aanbodzijde van de arbeidsmarkt, o.m. in het kader van analyses van het zgn. 'dubbel dividend'. Daarop wordt hier niet verder ingegaan.

Tabel 20: Mechanismen aan de vraagzijde die de netto-werkgelegenheidsimpact van het milieubeleid bepalen

Mechanisme	Omschrijving	Bruto-impact
Bestedingseffect	Bijkomende inzet van productiefactoren voor extra output (m.n. extra milieukwaliteit)	+
Substitutie-effect	Crowding-out van productie-investeringen door milieu-investeringen (relatieve arbeidsintensiteit ?)	+/-
Prijs- en vraageffect	Stijging van de productiekosten met als gevolg stijging van de prijzen, daling van de vraag en van de productie (prijselasticiteit ?)	-
Allocatie-effect	Verschuiving productie binnen een sector (relatieve arbeidsintensiteit?)	+/-
Structuureffect	Verschuiving productie tussen sectoren (relatieve arbeidsintensiteit ?)	+/-
Competitiviteitseffect	Wijziging van de internationale concurrentiepositie	-
Delokalisatie effect	Verplaatsing van productie-activiteiten naar andere regio's/landen	-
Innovatie-effect	Stimulering van de innovatie (m.i.v. eco-industrie)	+/-
Compensatie effect	Vermindering van de uitgaven voor remediëring	-
Milieukwaliteitseffect	Versterking "groene" economische sectoren	+
Indirect effect	Stijging of daling van de vraag voor toelevering	+/-
Inkomenseffect	Consumptie- en investeringsgroei of afname tgv. wijzigingen in het beschikbaar inkomen	+/-
Netto-impact	Som van alle voorgaande effecten	+/-

Bron: Van Humbeeck en Bollen, 2000.

Milieumaatregelen vergen meestal een bijkomende inzet van productiefactoren. Bij gelijkblijvende productie zal de aanwending van grondstoffen, energie, kapitaal en arbeid toenemen omdat in feite een extra output wordt geproduceerd, namelijk milieukwaliteit. De invloed van dit *bestedingseffect* op de werkgelegenheid is meestal indirect, maar kan ook direct zijn indien milieureglementering bepaalde personeelsvereisten oplegt (bv. milieucoördinator, erkende deskundigen). Het werkgelegenheidseffect kan zich dus tevens intern, binnen het bedrijf zelf manifesteren of extern, wanneer voor de uitvoering van deze milieutaken beroep wordt gedaan op de milieugoederen en –dienstensector. Ook de werkgelegenheidseffecten van publieke milieu-investeringen en overheidssubsidies zijn te wijten aan dit bestedingseffect. De impact ervan op de werkgelegenheid is steeds positief (OECD 1997, Morgenstern 1998).

De middelen die als gevolg van het bestedingseffect worden ingezet voor milieumaatregelen zijn niet langer beschikbaar voor andere doeleinden. Hierdoor is sprake van een *substitutie-effect* of een verdringing van productie-investeringen door

milieu-investeringen²⁹. De impact ervan op de werkgelegenheid hangt af van de vraag of milieuactiviteiten (intern of extern) en schone technologieën meer of minder arbeidsintensief zijn dan de normale productieactiviteiten. Dit verschilt naargelang de sector en blijft dus een empirische kwestie (Morgenstern 1998).

Een bijkomende inzet van productiefactoren en eventuele milieuheffingen verhogen de productiekosten. Wanneer deze kosten worden doorgerekend aan de consumenten in de vorm van hogere prijzen ontstaat een *prijs- en vraageffect*. Bij een negatieve prijselasticiteit zal de vraag verminderen en dus ook de productie van de betreffende goederen en diensten. Hierdoor daalt het gebruik van inputs in het productieproces, waaronder arbeid. De impact van het prijs- en vraageffect op de werkgelegenheid is dus normaal negatief (Morgenstern 1998). De omvang ervan wordt bepaald door het niveau van de prijsstijgingen en door de prijselasticiteit van de vraag.

Dit vraageffect is echter geen netto-effect, maar wordt meestal gecompenseerd door een verschuiving van de productie en de werkgelegenheid. Dit kan plaatsvinden binnen een bepaalde sector³⁰, indien de kostenstijging als gevolg van milieumaatregelen verschilt van bedrijf tot bedrijf (*allocatie-effect*), en tussen sectoren (*structureffect*). Milieumaatregelen zorgen in principe immers voor een toename van vraag naar milieuvriendelijke substituten, en dus voor een wijziging van de productiestructuur (EC 1994). De impact van dit allocatie- en structureffect op de werkgelegenheid wordt eveneens bepaald door de verschillen in arbeidsintensiteit binnen en tussen sectoren of activiteiten.

Economische activiteiten kunnen echter ook verschuiven naar andere landen. In dat geval wordt de impact van het vraageffect op de plaatselijke werkgelegenheid niet verminderd, maar leiden milieumaatregelen tot een verlies aan omzet en competitiviteit van de binnenlandse industrie, en dus tot een daling van de export en een toename van de import (Pethig 1976, Siebert 1977). De impact van dit *competitiviteitseffect* op de werkgelegenheid is steeds negatief. De omvang hangt voornamelijk af van de verschillen in milieukosten tussen handelspartners. Het milieubeleid kan daarnaast ook de lokalisatie van nieuwe investeringen beïnvloeden en leiden tot gehele of gedeeltelijke verplaatsing van de productie naar andere landen. De impact van dit *delokalisatie-effect* op de plaatselijke werkgelegenheid is eveneens negatief³¹.

Een andere hypothese is echter dat milieubeleid als gevolg van een *innovatie-effect* de concurrentiepositie ten goede komt (Porter 1991, 1995). Milieubeleid kan innovatie stimuleren en leiden tot belangrijke proces- en productaanpassingen met soms

²⁹ Hetzelfde geldt voor publieke investeringen en gezinsbestedingen. Middelen die worden ingezet voor publieke milieu-investeringen kunnen niet worden ingezet voor andere overheidsinvesteringen. Gezinsbestedingen die gaan naar milieu kunnen niet aan de consumptie van andere goederen en diensten worden besteed. Daarnaast kan worden opgemerkt dat dit substitutie-effect zich niet of minder voordoet bij een toename van procesgeïntegreerde milieu-investeringen (zgn. schone technologieën) (UBA 1998).

³⁰ Of zelfs binnen één bedrijf (diversificatie).

³¹ Er zijn zoals gezegd ook indicaties voor het tegendeel, namelijk dat milieubeleid een positieve invloed heeft op lokalisatiebeslissingen (OECD 1993, UBA 1998). Het gaat dan echter niet om milieureglementering op zich maar om de aanwezigheid van goede milieuvoorzieningen en – infrastructuur zoals collectieve waterzuiveringsinstallaties. Daarnaast blijkt bijvoorbeeld ook de beschikbaarheid van niet-verontreinigde bodems en bedrijfsterreinen soms een rol te spelen bij lokalisatiebeslissingen (cfr. milieukwaliteitseffect).

aanzienlijke kostenbesparingen, vooral door een efficiënter gebruik van energie en grondstoffen (OECD 1997, UBA 1998)³². Een streng milieubeleid kan daarnaast zorgen voor een sterk ontwikkelde eco-industrie die op exportmarkten van het zgn. ‘first-mover advantage’ kan profiteren (Sprenger 1996, EC 1996). In dit geval kan een toename van de werkgelegenheid worden verwacht. De impact van het innovatie-effect op de werkgelegenheid kan echter ook negatief zijn, indien door het gebruik van schone technologieën de interne end-of-pipe milieuactiviteiten worden afgebouwd of er minder beroep wordt gedaan op goederen en diensten van de eco-industrie (Vleugels 1996, UBA 1998).

Milieubeleid veroorzaakt niet alleen kosten voor de economie, maar levert ook milieubaten op. Hierdoor kan men verwachten dat een aantal remediërende taken (bv. gezondheidsuitgaven, restauratie van door zure neerslag aangetaste gebouwen, ...), zullen afnemen of verdwijnen. De impact van dit *compensatie-effect* op de werkgelegenheid is (in eerste orde) negatief³³. Aan de andere kant zijn er ook economische activiteiten die profiteren van een verbeterd leefmilieu. Het *milieukwaliteitseffect* leidt m.a.w. tot een versterking van onder andere zgn. “groene” economische sectoren (bv. toerisme), en daardoor tot een toename van de werkgelegenheid (Sprenger 1989, Jacobs 1994).

Tenslotte hebben alle voorgaande effecten repercussies op andere delen van de economie (monetair en fysiek). Zonder volledig te zijn, kunnen bijvoorbeeld indirect effecten en inkomenseffecten worden vermeld³⁴. *Indirecte effecten* betreffen de gevolgen op activiteiten hogerop in de bedrijfskolom en voor complementaire goederen. Het vraageffect bijvoorbeeld zal niet alleen negatieve gevolgen hebben voor de productie van de getroffen sector, maar tevens voor de leveranciers. Omgekeerd zal bij een groei van de eco-industrie ook de toelevering aan deze industrie profiteren. De impact op de werkgelegenheid kan dus zowel positief als negatief zijn. *Inkomenseffecten* treden op als gevolg van wijzigingen in het inkomen. Het bestedingseffect bijvoorbeeld leidt tot een groei van de werkgelegenheid en het beschikbaar inkomen, hetgeen op zijn beurt de consumptie (multiplicatoreffect) en de investeringen (acceleratoreffect) stimuleert en dus de totale productie en werkgelegenheid doet stijgen. Omgekeerd kan door competitiviteitsverlies de werkgelegenheid en het beschikbaar inkomen verminderen, hetgeen de consumptie en investeringen afremt en dus de totale productie en werkgelegenheid doet dalen. De impact van het inkomenseffect op de werkgelegenheid kan dus eveneens positief of negatief zijn (Jacobs 1994, OECD 1997).

Illustratie: verklaring van resultaten van empirisch onderzoek

De hiervoor gemaakte bespreking van mechanismen kan helpen om *onderzoeksresultaten te kaderen*. Zo kan worden verklaard waarom vele studies concluderen dat de netto-impact van het milieubeleid op de werkgelegenheid veelal

³² Milieubeleid kan ook de innovatie afremmen (Jaffe 1995, Harrington 1999). Dit is echter onderdeel van het reeds besproken substitutie-effect.

³³ In tweede orde zal dit compensatie-effect ook een *positieve* impact hebben doordat de uitgespaarde bestedingen elders kunnen worden ingezet. Dit valt onder de afgeleide effecten.

³⁴ Naast bijvoorbeeld het financieringseffect of de vraag hoe overheidsuitgaven worden gefinancierd en welke de repercussie ervan is op de economie en de werkgelegenheid. Zo kan een daling van de gezondheidsuitgaven (compensatie-effect) ook een daling van de overheidsuitgaven terzake met zich meebrengen en eventueel een vermindering van de fiscale en parafiscale lasten.

klein is maar wellicht positief (Goodstein 1994, OECD 1997, EC 1997a, Lottje 1998, Barker 1998, Walz 1999, Bosquet 2000, ...).

Het *bestedingseffect* (zie Figuur 10) creëert immers werkgelegenheid en is vaak omvangrijk (Ecotec 1995, OECD 1997, Morgenstern 1998). Bovendien blijken milieuactiviteiten over het algemeen relatief arbeidsintensief te zijn (De Nocker 1985, OECD 1997, Morgenstern 1998, Marx 1999), waardoor de impact van het *substitutie-effect* op de werkgelegenheid dikwijls positief is. Het *prijs- en vraageffect* is negatief, maar zou enkel voor bepaalde individuele bedrijven en sectoren zwaar doorwegen op de werkgelegenheid, met name waar de milieukosten aanzienlijk zijn of waar er reeds een competitieve handicap is omwille van andere factoren (OECD 1997). Dit wordt echter inderdaad in vele gevallen gecompenseerd door een *allocatie- en structuureffect*, d.w.z. door een toename van de werkgelegenheid in andere bedrijven en sectoren (Lottje 1998, UBA 1998). Verder blijkt dat de invloed van milieumaatregelen op de concurrentiepositie globaal genomen niet mag worden overroepen, noch in negatieve (competitiviteitseffect) noch in positieve zin (innovatie-effect). Onderzoek wijst bijvoorbeeld uit dat de milieureglementering, ook in België, slechts in een zeer beperkt aantal gevallen (0,1% – 0,05%) de oorzaak is van collectief ontslag (ACF 1994, Bernard 1997, Sleuwaegen 2000). De impact van het *competitiviteitseffect* blijkt dus vooralsnog beperkt te zijn, onder meer gezien de milieukosten in de meeste sectoren slechts een beperkt percentage innemen van de totale productiekosten en de verschillen tussen het milieubeleid in verschillende landen uiteindelijk niet zo groot zijn (UNCTAD 1995, Jaffe 1995, OECD 1997). Omgekeerd is er weinig of geen empirische bevestiging voor een positief *innovatie-effect* (Gray 1993, Jaffe 1995, Palmer 1995), en zou de exportwaarde van de eco-industrie te klein zijn om op macro-economische schaal enige betekenis te hebben (Oates 1993). Ook de impact van het *delokalisatie-effect* moet worden genuanceerd. Bij delokalisaties of inplanting van nieuwe investeringen zou de milieureglementering inderdaad in sommige gevallen een rol spelen (Bernard 1994, Henderson 1996, Becker 1997, Gray 1998), maar het lijkt niet om een belangrijk fenomeen te gaan (Levinson 1996, Rauscher 1997, Berman 1997, WTO 1999). Andere omgevingsfactoren spelen een veel grotere rol bij investeringsbeslissingen (Bernard 1994, 1997, UBA 1998). Het *compensatie-effect* en het *milieukwaliteitseffect* worden zelden meegenomen in empirisch onderzoek, hoewel kosten-batenanalyses hebben uitgewezen dat het compensatie-effect soms aanzienlijk kan zijn (Morgenstern 1997). Het *indirect effect* en het *inkomenseffect* tot slot versterken de globale tendens, die dus inderdaad wellicht klein maar positief is voor de werkgelegenheid.

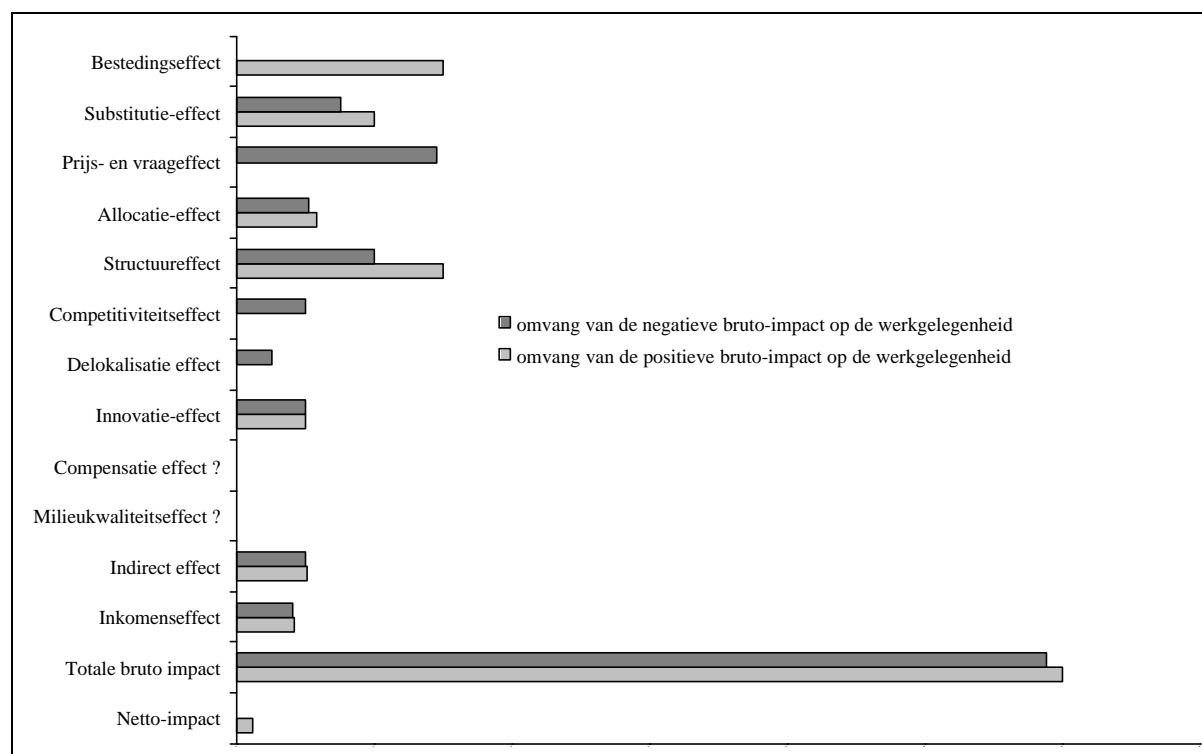
Wel past bij de vermelde conclusies uit empirisch onderzoek een *eerste voorbehoud* in het licht van de hiervoor besproken methodologische problemen (Jaffe 1995, OECD 1997, Barker 1998).

Ten tweede moet worden herhaald dat een positief effect van het milieubeleid op de werkgelegenheid *geen automatisme* is, maar afhangt van de wijze waarop het milieubeleid wordt gevoerd enerzijds en van de aanwezigheid van een stimulerend flankerend beleid in andere beleidsdomeinen anderzijds. Ter illustratie, en verwijzend naar de voormelde mechanismen, kan er bijvoorbeeld worden op gewezen dat:

- Excessieve prijs- en vraageffecten kunnen worden vermeden door in het *milieubeleid* te kiezen voor zo kosteneffectief mogelijke instrumenten en meer aandacht te besteden aan modaliteiten zoals geleidelijkheid, voorspelbaarheid en

- een intelligente terugsluizing van heffingsopbrengsten (SERV 1992, OECD 1996, Bosquet 2000);
- Het allocatie- en structureffect zeer belangrijk zijn voor de positieve netto-impact van milieumaatregelen op de werkgelegenheid, maar deze overschakeling zal slechts optimaal kunnen gebeuren bij een goed functionerende *arbeidsmarkt* (UBA 1998, Marx 1999, Bosquet 2000);
 - Het competitiviteitseffect wordt beperkt indien een prijs-loonspiraal wordt vermeden en door internationale beleidscoördinatie (SERV 1992, EC 1994, Bosquet 2000);
 - Het innovatie-effect wordt gestimuleerd door een ambitieuze en maar stabiele *regelgeving* die ruimte creëert voor fundamentele technologische vernieuwingen (Hahn and Stavins, 1991; Ashford 1994; MIEB, 1995; Porter 1995) en een coherent beleid op het gebied van *technologisch onderzoek, ontwikkeling en diffusie* (EC 1994);
 - enz.

Figuur 10: Illustratie bruto en netto-werkgelegenheidsimpact van milieubeleid



Leeswijzer: Deze figuur geeft, op basis van literatuurgegevens, enkel een illustratie van de mogelijke impact van de besproken intermediaire effecten van milieumaatregelen op de werkgelegenheid. De lengte van de balken heeft geen absolute maar hooguit een relatieve betekenis.

Bron: Van Humbeeck en Bollen 2000.

8 ½ Samenvatting en conclusies

In dit hoofdstuk werd een beknopt theoretisch kader uitgewerkt over de wisselwerking tussen milieu en economie. Er werd zowel ingegaan op de wisselwerking tussen milieu en economie in MIRA in het algemeen, als op de complexiteit van het inschatten van de 'gevolgen voor de economie' in het bijzonder.

De wisselwerking tussen milieu en economie in MIRA

In de milieuverstoringsketen die MIRA hanteert voor de besturing van milieuvraagstukken, komt de interactie tussen milieu en economie op drie plaatsen terug: (1) economische activiteiten, zoals het produceren en consumeren van goederen en diensten, liggen aan de basis van milieuverstoringen, of hebben *gevolgen voor het milieu*; (2) de toestand van het milieu en milieubeleid hebben *gevolgen op de economie*; (3) bij het leggen van prioriteiten en de selectie van het te voeren *beleid* is het nodig de diverse gevolgen te waarderen en tegen elkaar af te wegen.

Over de gevolgen van de economie en de economische groei voor het milieu kunnen geen *a priori* uitspraken worden gedaan. Belangrijk is het inzicht dat milieuresultaten ongetwijfeld voor een deel te wijten zijn aan het milieubeleid dat wordt gevoerd, maar misschien wel voor een *groter deel* verklaard kunnen worden door andere, ‘exogene’ evoluties op het vlak van de bevolkingsomvang, de leefpatronen, de samenstelling van de economie, de technologische ontwikkeling, enz. Het ontwerpen van een effectief en efficiënt milieubeleid veronderstelt dan ook dat het verband tussen milieu-aantastingen en de huidige maatschappelijke ordening worden blootgelegd. Dit is juist mee de bedoeling van een instrument als MIRA-S.

Ook de gevolgen van het milieu(beleid) voor de economie blijven een empirische kwestie. Een algemene conclusie uit de literatuur is dat het milieubeleid op lange termijn vermoedelijk geen al te grote gevolgen voor de traditioneel gemeten economische groei hoeft te hebben, en dat de positieve effecten van milieubeleid vaak zo groot zijn dat de totale maatschappelijke welvaart (gemeten inclusief milieubaten) per saldo kan toenemen. Maar onderzoek leert ook dat dit geen automatisme is. Veel hangt af van de wijze waarop het milieubeleid wordt gevoerd enerzijds en van de kenmerken van de economie en het beleid in andere beleidsdomeinen anderzijds. Het zo goed mogelijk in kaart brengen en opvolgen van de sociaal-economische gevolgen van alternatieve beleidsscenario's en van de mechanismen die deze gevolgen bepalen blijft dus belangrijk. Ook dit is een doelstelling van MIRA-S.

Op zich zijn de economische gevolgen van het milieubeleid dus geen reden om de milieudoelstellingen te versoepelen of te verstrengen. Maar het milieubeleid heeft een impact op de economie, en kan daarom evenmin worden gebaseerd op ecologische wenselijkheden alléén. Afweging zijn onvermijdelijk. Waardering en afweging van effecten is echter niet de opdracht van MIRA-S, maar is een politieke taak bij uitstek. Wel kan MIRA-S de mogelijkheden en beperkingen van economische afwegingstechnieken illustreren met het oog op de economische onderbouwing van milieubeleidsplannen. Daarnaast kunnen kosten-batenanalyses en kosteneffectiviteitsanalyses van bepaalde beleidsprogramma's nuttig worden ingezet in het kader van de periodieke beleidsevaluatie-rapporten (MIRA-BE).

De complexiteit van het inschatten van de ‘gevolgen voor de economie’

Zelfs bij een beperking van de relatie tussen milieu en economie tot de dimensie ‘gevolgen van het milieubeleid voor de economie’, is deze relatie dermate veelzijdig en complex dat het nooit mogelijk zal zijn alle aspecten volledig in kaart te brengen.

Aan de ‘batenzijde’ is de waarde van milieugoederen namelijk niet beperkt tot de onmiddellijk zichtbare economische gevolgen. Milieugoederen hebben een veel

grotere directe gebruikswaarde (bv. natuurbeleving), naast de potentiële baten die het gebruik van een milieugoed in de toekomst eventueel kunnen opleveren (optiewaarde) en de intrinsieke waarde die een milieu- of natuurgoed heeft, los van elk daadwerkelijk of potentieel gebruik van dat goed (bestaanswaarde). De marktprijzen geven geen goed beeld van deze waarden, en economische waarderingstechnieken slagen er voornamelijk niet in volledige en volledig betrouwbare resultaten op te leveren, maar dit betekent niet dat deze 'milieubaten' daarom minder reëel zijn.

Aan de 'kostenzijde' is de situatie niet minder complex. De maatschappelijke kosten van het milieubeleid omvatten immers veel meer dan wat in traditionele statistieken van de milieu-uitgaven van overheid en doelgroepen tot uiting komt. Er zijn ook aanpassingskosten en effecten van prijsstijgingen, productsubstitutie en beperkingen van de consumptie voor de betrokken markten en sectoren. Er is ook de indirecte impact op andere markten en sectoren. Er zijn effecten op de kwaliteit van de producten, de productiviteit, de investeringen, de arbeidsorganisatie, de innovatie, de marktstructuur enz. Economische methoden en modellen zijn evenmin niet in staat alle kostensoorten te vatten en volledig betrouwbare resultaten op te leveren. Het betreft steeds een (sterke) vereenvoudiging van de economische realiteit.

De moeilijkheid c.q. onmogelijkheid om alle baten en kosten van milieuverbeteringen te kwantificeren, is echter geen reden om kwantificering volledig achterwege te laten. Ook zonder exhaustief te zijn verhogen batenstudies en kostenstudies immers het inzicht in de aard, de samenhang, de omvang en de verdeling van de baten en kosten van milieuverbeteringen. Zij kunnen daardoor waardevolle informatie opleveren voor het beleid. Bovendien is voor het beleid een volledige kwantificering of modellering zelden vereist, maar kan men zich beperken tot de belangrijkste effecten.

Op een voorzichtige wijze geïnterpreteerd, kunnen de resultaten van economische analyses dus een nuttig referentiepunt vormen voor het maatschappelijke debat over het milieubeleid. Een voorwaarde hiertoe is wel dat men een goed inzicht heeft in de verschillende interacties tussen milieu en economie, zodat duidelijk blijft welke interacties wel en niet werden onderzocht. Daarom werd een overzicht gegeven van de belangrijkste mechanismen die de impact van milieumaatregelen op de economie bepalen. Het kan als een soort referentiekader worden gebruikt om resultaten van empirische studies te helpen duiden.

Conclusies

Uit de bespreking van de wisselwerking tussen milieu en economie is gebleken dat milieubeleid fundamenteel niet als een hinderpaal voor de economische ontwikkeling kan worden gezien, maar dat milieudoelstellingen tezamen met sociaal-economische doelstellingen moeten worden nagestreefd.

Dit veronderstelt dat de interactie tussen milieu en economie zo goed mogelijk in kaart wordt gebracht zodat synergieën kunnen worden uitgebouwd, uitgaande van volgende uitgangspunten:

- Voldoende maatschappelijk draagvlak is in een democratische rechtstaat een basisvoorwaarde voor het voeren van een doeltreffend milieubeleid. Het *milieubeleid* heeft echter eerst en vooral de bescherming van het leefmilieu tot doel en dit blijft best zo. Economische effecten op zich zijn geen reden om het milieubeleid te versoepelen of te verstrengen. Wel kan het milieubeleid bijdragen

aan de sociaal-economische doelstellingen door zelf op een gestructureerde en systematische wijze rekening te houden met de kosten, baten en andere maatschappelijke gevolgen ervan, en door te zorgen voor een innovatie-stimulerende milieureglementering.

- Voldoende ‘milieu’ van goede kwaliteit en een basisvoorwaarde voor de sociaal-economische ontwikkeling. Voor het realiseren van sociaal-economische doelstellingen zijn evenwel veel betere instrumenten beschikbaar dan het milieubeleid. De beste manier waarop het *sociaal-economisch beleid* kan bijdragen aan het milieubeleid is door rekening te houden met de milieu-impact ervan, en vooral door te zorgen voor een beleid dat herstructureringen in de economie als gevolg van het milieubeleid begeleidt en ondersteunt, waardoor de onvermijdelijke economische en sociale aanpassingskosten beperkt kunnen blijven en de noodzakelijk vermindering van de milieu-aantasting niet in het gedrang hoeft te komen.

Er is nog maar weinig onderzoek gebeurd naar de interactie tussen milieu en economie in Vlaanderen. Dit is een belangrijk hiaat omdat studies uitwijzen dat de effecten op de economie, zelfs van identieke milieumaatregelen, sterk kunnen verschillen tussen landen en regio's wegens verschillen in economische structuur, conjunctuur en sociaal, economisch en fiscaal beleid (Bossier 1998). Resultaten uit de literatuur kunnen dus niet zomaar naar de Vlaamse situatie worden getransponeerd. Dit is dan ook dringend nood is aan de uitbouw op Vlaams niveau van methodologieën waarmee de impact van het milieubeleid op de economie kan worden nagegaan en opgevolgd.

Referenties

ACF/ACTU (1994). Green Jobs in Industry. Melbourne, Australian Conservation Foundation/Australian Council of Trade Unions and the Commonwealth Department of Employment, Education and Training.

Albrecht, Johan (1997). Environmental Policy and the Inward Investment Position of US ‘Dirty’ Industries. Gent, RUGent, Faculteit Economische en Toegepaste Wetenschappen, Working Paper 97/39.

Albrecht, Johan (2000). Commentaar op ‘gevolgen voor de economie’, januari(2000).

Arnold, Frank, Anne S. Forrest and Stephen R. Dujack (1999). Environmental Protection: is it Bad for the Economy?. A Non-Technical Summary of the Literature. On Line-Report. Wahsington, D.C., U.S. EPA.

Arrow, K., M. Cropper e.a. (1996). Benefit-Cost Analysis in Environmental, Health, and Safety Regulation: A Statement of Principles. AIE Press, La Vergne.

Arrow, Kenneth, Bert Bolin, Robert Costanza, e.a. (1995). Economic Growth, Carrying Capacity, and the Environment. In *Science*, vol. 268, 28 April 1995, pp. 520-521.

Ashford, N. (1994). “An innovation-Based Strategy for the Environment”. In: Finkel, A. and D. Golding (Eds.) Worst things first? The debate over risk-based national environmental priorities. Washington, D.C., Resources for the Future.

Ashford, N., C Ayers and R. Stone (1985). “Using Regulation to Change the Market for Innovation”. *Harvard Env. Law Rev.*, 1985, pp. 419-66

Barker, Terry and Jonathan Köhler (ed.) (1998). International Competitiveness and Environmental Policies. Northampton, Edward Elgar.

- Bartik, Timothy J. (1988). "The Effects of Environmental Regulation on Business Location in the United States," *Growth Change*, Summer, vol. 19, no. 3, pp. 22-44.
- Becker, Randy and Vernon Henderson (1997). Effects of Air Quality Regulation on Decision of Firms in Polluting Industries, NBER Working Paper No. 6160, National Bureau of Economic Research, Cambridge, Mass.
- Berman, Eli and Linda Bui (1997). Environmental Regulation and Labor Demand: Evidence from the South Coast Air Basin. Environmental Policy Institute, Washington D.C.
- Bernard P. Van Sebroeck H., Spinnewyn H., Vandenhove P., Van Den Cruyce B. (1997). Delocalisatie, Mondialisering. Een evaluatierapport over België. Brussel, Federaal Planbureau.
- Bernard P., Van Sebroeck H., Spinnewyn H., Gilot A., Vandenhove P. (1994). Delocalisatie. Brussel, Federaal Planbureau.
- Bogaert, G., V. Brion, e.a. (2000). Prioriteitenstelling voor ambtshalve bodemsanering. Draft Eindrapport. Antwerpen, Ecolas.
- Bosquet, Benoît (2000). Environmental Tax Reform: Does it Work? A Survey of the Empirical Evidence. In *Ecological Economics*, nr. 34 (2000), pp. 19-32.
- Bossier, F. L. Lemiale, S. Mertens, E. Meyermans, P. Van Brusselen, P. Zagamé (1998). An Evaluation of Fiscal Measures for Energy Products in the European Union. Results from the HERMES-Link System. Brussel, Federaal Planbureau, Working Paper 8-98.
- Boulding, Kenneth (1966). The Economics of the Coming Spaceship Earth. In Henry Jarret (ed.) *Environmental Quality in a Growing Economy*. Baltimore MD, Resources for the Future/Johns Hopkins University Press, p. 3-14.
- Costanza, R., C. Perrings and C.J. Cleveland ed. (1997). The development of ecological economics. Cheltenham/Brookfield, Edgard Elgar.
- CPB - RIVM (1996). Economie en milieu: op zoek naar duurzaamheid. 's-Gravenhage, SDU Uitgevers & Centraal Planbureau.
- CPB (1998). Macro-economische effecten van twee beleidsvarianten om emissies van broeikasgassen te beperken. Werkdocument No 106. Den Haag, Centraal Planbureau.
- Cropper, M.L. en W.E. Oates. (1992) Environmental Economics: a survey. *Journal of economic literature*. Vol. XXX (june 1992), pp. 675-740.
- Daly, H.E. (1968). On Economics as a Life Science. In *Journal of Political Economy*. No 76, p. 392-406.
- Daly, H.E. (1991). *Steady-State Economics*, San Francisco, Freeman & Co.; 2 nd . eds, Washington, D.C., Island Press.
- Davies, C. and J. Mazurek (1998). *Pollution Control in the United States: Evaluating the System*. Washington, D.C., Resources for the Future.
- De Bruyn, Sander (2000). *Economic Growth and the Environment: An Empirical Analysis*. Dordrecht/Boston/london.
- De Nocker L., De Smedt M., Pacolet J. (1985). Tewerkstellingseffecten van het milieubeleid in Vlaanderen. Leuven, HIVA.
- De Nocker L., Torfs R., Int Panis L. (2000). The use of data on environmental benefits for BAT selection, In proceedings of the international workshop on economic aspects of BAT, Vito, Brussels, 10-11 february 2000.
- Dean, Judith M. (1992). *Trade and Environment : A Survey of the Literature*, World Bank Policy Research Working Paper 966, World Bank, Washington D.C.
- EC (1994). Economische groei en milieu: enkele implicaties voor het economische beleid (COM(94) 465 def. Brussel, Europese Commissie.

- EC (1996). Werkgelegenheid in Europa (COM(95)396), Brussel, Europese Commissie.
- EC (1997). Mededeling van de Commissie over milieu en werkegelegenheid (Bouwen aan een duurzaam Europa), Brussel, Europese Commissie.
- EC (1998). Een partnerschap met het oog op integratie. Een strategie voor de integratie van het milieu in het beleid van de Europese Unie. Mededeling van de Commissie aan de Europese Raad. Brussel, Europese Commissie.
- EC (1999a). Employment Guidelines (2000). COM(99)441 van 8.9.(1999). Brussel, Europese Commissie.
- EC (1999b). Rapport van Keulen inzake de integratie van de milieudimensie in het beleid. Een centrale rol voor het milieu in alle takken van het beleid. SEC(99)777. Brussel, Europese Commissie.
- EC (2000). Onze behoeften en verantwoordelijkheden op elkaar afstemmen. Milieu-aangelegenheden integreren in de economische politiek. Mededeling van de Commissie aan de Raad en het Europees Parlement. COM(2000) 576 def.
- ECOTEC (1995). The Job Creation Potential of Sustainable Development : The Role of EU Funds. Paper presented by James Medhurst to the WWF Conference : EU Structural Funds - More Value for Money, Ecotec paper.
- ELI (1999). Innovation, Cost and Environmental Regulation: Perspectives on Business, Policy and Legal Factors affecting the Cost of Compliance. Washington, D.C., Environmental Law Institute.
- EPA (1987). Office of Policy, Planning and Evaluation. EPA's use of benefit-cost analysis 1981-1986. Washington DC, US EPA.
- EPA (1990). Guidelines for Preparing Economic Analyses, SAB Review draft. Washington, D.C., U.S. EPA.
- EPA (1996). The benefits and costs of the Clean Air Act, 1970 to 1990. Washington DC, US EPA.
- Farrow, Scott and Michael Toman. (1998). Using environmental benefit-cost analysis to improve government performance. Discussion Paper 99-11. Washington, D.C., Resources for the Future.
- Galeotti, M. and Lanze, A. (1999). Richer and Cleaner? A Study on Carbon Dioxide Emissions in Developing Countries, Rome, Proceedings from the 22 nd IAEE Annual International Conference, June 9-12.
- Georgescu-Roegen, N. (1971). The Entropy Law and the Economic Process, Cambridge, Harvard University Press.
- Goodstein, Eban and Hart Hodges (1997). Polluted Data. *The American Prospect*. No. 35 (November-December), pp. 64-69.
- Goodstein, Eban B. (1994). Jobs and the Environment: The Myth of a National Trade-Off Washington, D.C., Economic Policy Institute.
- Gramlich, E.M. (1990). A guide to Benefit-Cost Analysis. 2nd ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Gray, Wayne B. (1997). Manufacturing Plant Location: Does State Pollution Regulation Matter? NBER Working Paper no. 5880
- Gray, Wayne B. and Ronald J. Shadbegian (1998). Do firms avoid environmental regulation by shifting production? Paper Presented at the World Congress of Environmental and Resource Economists, Venice.

- Gray, Wayne. B. and Ronald. J. Shadbegian (1993). Environmental Regulation and Manufacturing Productivity at The Plant Level. Discussion Paper, U.S. Department of Commerce, Center for Economic Studies, Washington D.C.
- Grossman, G., and Kreuger, A. (1993). Environmental Impacts of a North American Free Trade Agreement, The U.S. Mexico Free Trade Agreement
- HAHN, R. (1996) Regulatory Reform: What Do the Government's Numbers Tell Us?, Conference Paper, Reviving Regulatory Reform, American Enterprise Institute, Washington, D.C., 17 January.
- Hahn, R. and R. Stavins (1991). Incentive-based Environmental Regulation: a new Era from an old Idea. *Ecology Law Quarterly*, 1991, p. 1-42
- Harbaugh, William, Arik Levinson, David Wilson (2000). Reexamining the Empirical Evidence for an Environmental Kuznets Curve. National Bureau of Economic Research. Working Paper 7711.
- Harrington, Winston, Richard Morgenstern, Peter Nelson (1999). On the accuracy of regulatory cost estimates. RFF Discussion Paper 99-18. Washington DC, Resources for the Future.
- Hazilla, M; and R.J. Kopp (1990). Social cost of environmental quality regulation: a general equilibrium analysis. *Journal of Political Economy*, 98(4), p. 853-873.
- Henderson, J. Vernon. (1996). "Effects of Air Quality Regulation," *American Economic Review*, vol. 86, no. 4 (September), pp. 789-813.
- Hofkens, M. (1999). Economische groei en milieu: theorie en empirie op korte en lange termijn. Tijdschrift voor Politieke Economie. Nr. 3, 1999, pp. 50-58.
- Islam, N., Vincent, J., and Panayotou, T. (1999). Unveiling the Income-Environment Relationship: an Exploration into the Determinants of Environmental Quality, Working Paper, Department of Economics and Harvard Institute for International Development.
- Jacobs M. (1994). Green Jobs ? The Employment Implications of Environmental Policy, WWF-report.
- Jacobs, S.H. (1997) An overview of regulatory impact analysis in OECD Countries. In OECD (1997). Regulatory Impact Analysis. Best practices in OECD Countries. Paris, OECD.
- Jaffe Adam B., Peterson Steven R., Portney Paul R., Stavins, Robert N. (1995). Environmental Regulation and the Competitiveness of U.S. Manufacturing : What Does the Evidence Tell Us ?, *Journal of Economic Literature*, vol. XXXIII, pp.132-163.
- Jaffe, Adam (1999). Environmental Regulation and Competitiveness: an Interpretive Update. In Proceedings of the Conference on Cost, Innovation and Environmental Regulation: A research and Policy Update. Washington, D.C., Environmental Law Institute.
- Joshi, S., L. Lave, J.-S. Shih and F. McMichael (1997). Impact of environmental regulations on the U.S. steel industry. Mimeo. Cargenie Mellon University.
- Kopp, R.J., A.J. Krupnick, M. Toman. (1997). Cost-Benefit Analysis and Regulatory Reform: An Assessment of the Science and the Art. Washington D.C., Resources for the Future.
- Langeweg, F., Hilderink en R. Maas (2000). Urbanisation, Industrialisation and Sustainable Development. Global Dynamics and Sustainable Development Programme. Globo Report Series no. 27. Bilhoven, RIVM.
- Levinson, Arik (1996). "Environmental Regulations and Manufacturer's Location Choices: Evidence from the Census of Manufactures", *Journal of Public Economics*, vol. 61 no. 1.
- Lottje C. (1998). Climate Change and Employment in the European Union. Brussels, Climate Network Europe.

- Maas, R. (2000). Ontkoppeling in de beleidspraktijk. Presentatie onderzoeksdag Onderzoeksschool Milieuwetenschappen, 15 februari 2000.
- Maes, J., S. Proost en E. Schokkaert (1994). Economische waardering van milieuschade. In Milieu- en natuurrapport Vlaanderen - Leren om te keren. A. Verbruggen (red). Leuven/Apeldoorn, Garant, 1994.
- Marx A., K. Bachus, G. Bogaert, L. Van Ootegem, G. Janssens (1999). Werkgelegenheidseffecten van milieubeleid. Onderzoek naar de sociaal-economische gevolgen van het milieubeleid in het Vlaamse Gewest. Leuven, HIVA.
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J. and Behrens, W.W. (1972). The Limits to Growth. London, Earth Island Limited.
- MIEB (1996). Competitive Implications of Environmental Regulation: a study of six industries. Wahington, D.C., the Management Institute for Environment and Business.
- MIRA 2, (1996). : »Milieu- en natuurrapport Vlaanderen. Leren om te keren », Garant, November (1996), 585 p.
- Morgenstern Richard D. (Ed.). (1997) Economic Analysis at EPA: Assessing Regulatory Impact. Washington DC, Resources for the Future.
- Morgenstern, Richard D., William A. Pizer, Jhih-Shyang Shih (1997). Are we overstating the economic costs of environmental protection? Discussion Paper 97-36. Washington, D.C., Resources for the Future.
- Morgenstern, Richard D., William A. Pizer, Jhih-Shyang Shih (1998). Jobs versus the Environment: Is There a Trade-off? Discussion Paper 99-01. Washington, D.C., Resources for the Future.
- Oates W.E., Palmer K., Portney P.R. (1993), Environmental Regulation and International Competitiveness : Thinking about the Porter Hypothesis, Washington, D.C., Resources of the future, Discussion Paper 94-02.
- OECD (1993). Environmental Policies and Industrial Competitiveness. Paris, OECD.
- OECD (1994). Project and Policy Appraisal: integrating economics and environment. Paris, OECD.
- OECD (1995). The Economic Appraisal of Environmental Project and Policies: a Practical Guide. Paris, OECD.
- OECD (1996). Implementation Strategies for Environmental Taxes. Paris, OECD.
- OECD (1997). Environmental Policies and Employment. Paris, OECD.
- OMB (1997). Office of Management and Budget. Report to Congress on the Costs and Benefits of Federal Regulations. Washington DC, OMB
- Palmer, Karen, Wallace Oates and Paul Portney (1995). "Tightening Environmental Standards: The Benefit Cost or the No-Cost Paradigm?" *Journal of Economic Perspectives*, vol. 9, no. 4, pp. 119-132.
- Panayotou, T. (1993), Empirical Tests and Policy Analysis of Environmental Degradation at Different Stages of Economic Development, Working Paper WP238 Technology and Employment Programme, Geneva: International Labor Office.
- Panayotou, T. (1997). Demystifying the Environmental Kuznets Curve: Turning a Black Box into a Policy Tool, Environment and Development Economics.
- Panayotou, T. (2000). Economic Growth and the Environment. Harvard University Center for International Development, CID Working Paper No. 56.

- Panayotou, T., Sachs, J., Peterson, A. (1999). Developing Countries and the Control of Climate Change: A Theoretical Perspective and Policy Implications, CAER II Discussion Paper No. 45.
- Pearce, D. (1991). The role of Carbon Taxes in Adjusting to Global Warming. *The Economic Journal*, 101, pp. 938-948.
- Pearce, D. en K. Turner (1990). *Economics of Natural Resources and the Environment*. Baltimore, The Johns Hopkins University Press.
- Pethig, R. (1976). Pollution, Welfare and Environmental Policy in the Theory of Comparative Advantage. *J. Environ. Econ. Management*, 2, pp. 160-69.
- Porter M.E., C. Van der Linde (1995). "Green and Competitive. Ending the Stalemate", *Harvard Business Review*, Sept.-Oct. (1995), pp 120-134
- Porter, M.E. (1991). America's Green Strategy, *Scientific American*, vol. 265, p. 168
- Portney, P.R. en W. Harrington (1995). Health-Based Environmental Standards: Balancing Costs with Benefits. *Resources*, summer (1995), No 120.
- Rajotte, Alain (2000). BAT and economics: The challenge of integration. In proceedings of the international workshop on economic aspects of BAT, Vito, Brussels, 10-11 february 2000.
- Rauscher, M. (1997), *International Trade, Factor Movements, and the Environment*, Clarendon Press, Oxford
- Repetto, Robert, Roger C. Dower, Robin Jenkins and Jacqueline Geoghegan, (1992). *Green Fees: How a Tax Shift Can Work for the Environment and the Economy*. Washington DC: World Resources Institute.
- Ring, I. (1997). Evolutionary strategies in environmental policy. In *Ecological Economics*, (1997), No. 23, Blz. 237-249.
- RIVM (1999). *Milieucompendium (1999)*. Rijswijk, RIVM.
- RMNO (1998). *Factor 4: meer doen met minder*. Rapport aan de Raad nr. 134. Rijswijk, RMNO.
- RPA (1998). *Risk & Policy Analysts Ltd. Economic Evaluation of Environmental Policy and Legislation*. Brussels, European Commission (DG III).
- Schmalensee, R., Stoker, T.M., and Judson, R.A. (1997). *World Carbon Dioxide Emissions: 1950-2050*.
- Selden, T.M., and Song, D. (1994). Environmental Quality and Development: Is there a Kuznets Curve for Air Pollution Emissions? *Journal of Environmental Economics and Management* 27, 147-162.
- SERV (1992). *Het economisch instrumentarium inzake milieubeleid*. Brussel, SERV.
- SERV (1999). *Sociaal-economische analyse van de Vlaamse milieu-industrie*. Brussel, SERV.
- Siebert, H. (1977). Environmental Quality and the Gains from Trade. *Kyklos*, 30(4), pp. 657-73.
- Sleuwaegen, L., E. Pennings, G. Mommaerts en B. Van den Cruyce (2000). *Delocalisatie, innovatie en Werkgelegenheid*. Brussel, Federaal Planbureau.
- Sprenger R-U (1989). *Beschäftigungswirkungen der Umweltpolitik – eine nachfrageorientierte Untersuchung*. UBA-Berichte 4/89, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Sprenger, R-U (1996). *Environmental Policy and International Competitiveness : the Case of Germany*, IFO Paper

- Stagl, Sigrid (1999). Delinking Economic Growth from Environmental Degradation? A Literature Survey on the Environmental Kuznets Curve Hypothesis. Working Paper No. 6. Wien, Wirtschaftsuniversität.
- Torfs R., De Nocker L. en G. Wouters (1998). Externe kosten van elektriciteitsproductie in België, *Energie & Milieu*, 3: 123-128.
- UBA (1998). Environmental Protection and Employment. The link for a worthwhile future. Umweltbundesamt, Berlin.
- UNCTAD (1995). Environment, International Competitiveness and Development. Lessons from Empirical Studies. Report by the UNCTAD Secretariat. United Nations Conference on Trade and Development, Geneva.
- van de Kamp, M. (1997). Denken in meer dimensies. Reactie op Nota Milieu en Economie. 's-Gravenhage, VROM.
- Van den Berghe, S. (2000). NAMEA Air Belgique. Etude de faisibilité NAMEA Eau. Brussel, Federaal Planbureau.
- Van den Berghe, S. en B. Steyaert (1999). Etude pilote NAMEA 94 Belgique. Méthode et résultats. Brussel, Federaal Planbureau.
- Van Humbeeck, Peter en Annemie Bollen (2000). Milieu en werkgelegenheid. Bijdrage voor het Jaarboek Arbeidsmarkt, editie 2000. Leuven, Steunpunt WAV.
- Van Humbeeck, Peter. (2000). Wetsevaluatie vanuit bestuurskundig perspectief. Analyse van de aanpak en ervaringen in andere landen met evaluatie van regelgeving en voorstel voor de uitbouw van een evaluatiesysteem in Vlaanderen. Te verschijnen in Adams, M en P. Popelier (Ed.) Wetsevaluatie. Brugge, Die Keure.
- Verbruggen, A. (1994). Inleiding tot de milieu-economie. Antwerpen, UIA.
- Verbruggen, A. (1998). Onderzoeksrichtlijnen Milieu en Economie in Vlaanderen. Brussel, MiNa-Raad.
- Verbruggen, A. (2000). Milieu en Energie: Duurzaam Verband. Symposium Duurzaam Afvalbeleid, Gent (IFEST) 24 oktober 2000. Antwerpen, Technologisch Instituut.
- Vleugels I., L. Van Ootegem (1996). Tewerkstellingseffecten van Milieubeleid. Literatuurstudie. Leuven, HIVA.
- Von Weiszäcker, E., A. Lovins, L. Lovins (1996). Faktor Vier: Doppelter Wohlstand – Halbierter Naturverbrauch. München, Droemer Knauer.
- Walz R. e.a. (1999). A review of employment effects of European Union policies and measures for CO2 emission reductions. Report for World Wildlife Fund Germany by the Fraunhofer Institute.
- Wereldbank (1992). The development and the environment. World development report (1992). Oxford University Press, Oxford.
- Weterings, R. en H. Opschoor (1992). De milieugebruiksruimte als uitdaging voor technologie-ontwikkeling. RMNO.
- Withagen, C. (1999). De Porter hypothese: een verkenning van de literatuur. In De Porter hypothese belicht. Rijswijk, RMNO.
- World Economic Forum (2000). Pilot Environmental Sustainability Index. Davos, World Economic Forum.
- WRR (1994). Wetenschappelijke Raad voor het Regeringsbeleid (WRR). Duurzame risico's, een blijvend gegeven. 's-Gravenhage, WRR
- WTO (1999). Trade and Environment. Special Studies No 4. Geneva, WTO

I. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Kosten van milieumaatregelen en milieubeleid

IV. Kosten van milieumaatregelen en milieubeleid

1 ½ Inleiding

P. Van Humbeeck, SERV

Milieukosten zijn de kosten van maatregelen die door overheden en doelgroepen worden genomen om ongewenste effecten van het menselijk handelen op het milieu te voorkomen of te beperken. Milieukosten omvatten aldus verschillende kostensoorten. In de eerste plaats gaat het om de rechtstreekse kosten van milieumaatregelen (technisch, organisatorisch, volumegericht, onderzoeksgericht, ...) die door de doelgroepen worden gedragen, al dan niet als gevolg van het door de overheid ingezette beleidsinstrumenten. Om de globale maatschappelijke kosten te kennen dient ook rekening te worden gehouden met de reguleringskosten van de overheid (informatie, controle, handhaving,...), met de aanpassingskosten voor de doelgroepen (bv. bijscholing werknemers, vervroegde vervangingsinvesteringen,...) en met de kosten van collectieve voorzieningen (bv. waterzuiveringsinfrastructuur).

Een goed inzicht in de milieukosten is vanuit verschillende oogpunten *belangrijk*. Informatie over de kosten speelt namelijk een belangrijke rol in het maatschappelijk overleg over het milieubeleid (totale kosten, kostenverdeling over milieuthema's, lastenverdeling over doelgroepen, ...). Deze informatie is dan ook nuttig in het overleg met doelgroepen en bij het maken van afwegingen en het stellen van prioriteiten in het milieubeleid. De milieukosten zijn bovendien een noodzakelijke input voor verdere analyses zoals het uitvoeren van kosteneffectiviteits- en kosten-baten-analyses en het evalueren van de sociaal-economische effecten van het milieubeleid.

Het is dan ook wenselijk een *inzicht* te verkrijgen in de kosten van het huidige milieubeleid, in de aard van deze kosten, in de kostenevolutie in verleden en toekomst, in de kostenverdeling over milieuthema's, en in de kostenverdeling en transferten tussen doelgroepen.

Specifiek voor MIRA-S 2000 werden volgende elementen uitgewerkt: (1) begrippen, definities en methoden, (2) historische en actuele private milieukosten en (3) historische, actuele en toekomstige milieukosten van de overheid.

2 ½ Kosten van milieumaatregelen en milieubeleid: begrippen, definities en methoden

Sarah Ochelen, directoraat-generaal, AMINAL¹

Peter Van Humbeeck, SERV²

2.1 ½ Definities van kostenbegrippen

Milieukosten – milieuschadetekosten

Deze paragraaf gaat over milieukosten, dus over kosten van milieumaatregelen (ook soms controlekosten genoemd). De vermeden milieuschadetekosten is de baat van een genomen milieumaatregel. Ook deze baat kan berekend worden en in geld gewaardeerd worden, de economische theorie beschikt over een arsenaal aan methoden om de verschillende typen milieubaten, of de vermeden milieuschadetekosten, te waarderen (zie volgende paragraaf “Baten van milieumaatregelen en milieubeleid”).

Milieumaatregelen

Een maatregel is een actie ondernomen door een actor, al dan niet als reactie op het milieubeleid. Milieumaatregelen zijn dus acties ondernomen met het expliciete doel ongewenste effecten van menselijk handelen op het milieu te voorkomen of tegen te gaan³. Men kan milieumaatregelen op verschillende manieren classificeren, bv. volgens de fase in de productie- en consumptieketen: preventieve maatregelen (bv. gezinnen die lichten en verwarming doven in niet-benutte kamers; substitutie van steenkool door aardgas; procestechnologie veranderen door bv. membranen te vervangen door distillatiekolommen), curatieve maatregelen (bv. zuiveringsstations; katalysatoren om emissies om te zetten in minder schadelijke vormen; ophaal-, verwerkings- en bergingssystemen om schadelijke stoffen gescheiden te houden van milieu en natuur).

Beide types milieumaatregelen kunnen eveneens ondergebracht worden bij één van de volgende drie groepen: technische maatregelen (end-of-pipe maatregelen, procesgeïntegreerde maatregelen of productmaatregelen), volumemaatregelen (bv. het beperken van het aantal vliegtuigbewegingen op een luchthaven, het minder gebruiken van pesticiden in de landbouw) en organisatorische maatregelen (bv. good-housekeeping, het houden van toezicht of het uitvoeren van metingen en registraties).

We maken het onderscheid tussen een milieumaatregel en een milieubeleids-instrument, dit laatste wordt door een overheid gehanteerd om doelgroepen te overtuigen, aan te sporen of te verplichten tot bepaalde milieumaatregelen. Men kan drie klassen instrumenten onderscheiden: sociale (informatieverstrekking, convenanten, milieuzorgsystemen), juridische (gebods- en verbodsbepalingen, aansprakelijkheidsregelingen) en economische (via financiële prikkels) instrumenten.

¹ Voor de delen 2.1. en 2.2. Deze delen zijn een herwerking van het “Werkdocument milieukosten: definities en methoden”, geschreven in uitvoering van actie 162 van het MINA-plan door S. Ochelen. Met dank aan L. Dejaegher, J. Eyckmans, I. Mayeres, P. Van Humbeeck en P. Vercaemst voor hun waardevolle opmerkingen en suggesties bij de eerste versie.

² Voor de delen 2.3 en 2.4., beide gebaseerd op SERV, 1996.

³ Naast de maatregelen die bedrijven of gezinnen nemen zijn er ook maatregelen die de overheid zelf als actor neemt, dit zijn collectieve maatregelen, bv. de aanleg van waterzuiveringsinfrastructuur.

Om de kost van de inzet van een bepaald milieu-instrument te berekenen moet eerst de reactie van de mensen/bedrijven op het instrument gekend zijn of ingeschat kunnen worden. Deze reactie zal bestaan uit het al dan niet nemen van bepaalde maatregelen die dan op hun beurt kosten met zich meebrengen. Bijkomend moet nog rekening gehouden worden met de administratieve kosten voor de overheid van invoering, toepassing en handhaving van het instrument.

Uitgaven, kosten en lasten

Uitgaven zijn de concreet uitgegeven geldsommen in een bepaald jaar, het zijn operationele uitgaven (de jaarlijkse uitgaven om de milieuvoorziening operationeel te houden zoals de personeelskosten en energiekosten voor de bediening/onderhoud/toezicht van de voorziening⁴) en investeringsuitgaven.

Kosten van milieumaatregelen zijn de uitgaven voor zover die aan een bepaald jaar kunnen worden toegerekend. De jaarlijkse kosten zijn dus de som van de operationele uitgaven van dat jaar en de investeringskosten toegerekend aan dat jaar (de afschrijving). Een investering is de aanschaf van duurzame kapitaalgoederen (o.a. bedrijfsgebouwen, machines en gereedschappen). Deze goederen hebben een levensduur van meer dan 1 jaar. Daarom willen we de aanschafprijs ervan toerekenen aan alle jaren waarin deze investering gebruikt wordt. Deze vertaling van investeringsuitgaven naar jaarlijkse investeringskosten, de afschrijving, houdt rekening met de verwachte levensduur van de investering en met de discontovoet (zie 1.2 “Methoden” onder jaarlijkse kost en discontovoet).

De kost van de vervroegde afschrijving van eventueel vroegere investeringen die voortijdig vervangen worden moet ook bij de kosten gerekend worden.

Tenslotte kan men de milieulasten berekenen door bij de netto milieukosten (zie infra) van een bepaalde actor of groep de betaalde overdrachten (bv. heffingen) op te tellen en de ontvangen overdrachten (bv. subsidies) af te trekken. De milieulasten geven aan door wie de kosten van de beschouwde maatregel worden gefinancierd.

Bruto en netto milieukosten

We onderscheiden bruto en netto milieukosten: de netto milieukosten zijn de bruto kosten verminderd met de mogelijke besparingen of opbrengsten die de milieumaatregel met zich meebrengt. Voorbeelden zijn besparingen op de benodigde inputs, minder kosten voor afvalverwerking, extra opbrengsten van rest- en bijproducten, lagere verzekeringspremies etc. Als we verder in deze paragraaf over kosten spreken zonder het voorvoegsel bruto of netto dan worden telkens de netto milieukosten bedoeld.

Private kosten –maatschappelijke kosten

De private kost van een milieumaatregel is de kost vanuit het standpunt van degene die de maatregel neemt (of moet nemen). Men vertrekt dus van de factorprijzen waar de belastingen worden bijgeteld (bv. de BTW op zonnepanelen aangeschaft door een gezin) en de subsidies of andere toelagen worden afgetrokken (bv. verhoogde investeringsaftrek toegekend aan een bedrijf). Dit komt dus neer op de omrekening van

⁴ inclusief aanpassingskosten zoals bijscholing werknemers.

kosten naar lasten. Bij de eventuele annuïteitenberekening moet de private discontovoet (zie in deel 2 “methoden”) van de actor in kwestie gebruikt worden.

De maatschappelijke kost van een milieumaatregel is de opportunitetskost⁵ (= de waarde van de best mogelijke alternatieve aanwending van de middelen) voor de maatschappij van die maatregel. Deze kost wordt berekend aan factorprijzen, belastingen worden er niet bijgeteld (ze zijn enkel een transfer naar de overheid) en subsidies worden er niet afgetrokken (ze zijn een transfer van de overheid naar een doelgroep). Ook moet bij het omzetten van een eenmalige investeringssom naar een jaarlijkse kost de maatschappelijke discontovoet (zie in deel 2 “methoden”) gehanteerd worden⁶.

Voor de overheid is het interessant om de kosten te kennen vanuit beide standpunten. Enerzijds wil ze de maatschappelijke kosten kennen om kosteneffectieve maatregelen na te streven, om te bepalen bij welke doelgroep een bepaalde vervuiling op de meest kosteneffectieve manier gereduceerd kan worden, enzovoort. Anderzijds is het bij het overleg tussen overheid en doelgroepen nuttig om inzicht te hebben in de private kosten die aan de doelgroepen worden opgelegd.

Welvaartsverlies door vermindering in output

In principe moet de totale maatschappelijke kost niet enkel rekening houden met de kost van de inzet van de middelen die gepaard gaan met de milieumaatregel bij gelijkblijvende output, maar ook met het effect hiervan op het productieniveau (zie kader voor theoretische illustratie).

Stel bv. dat de steenbakkerijen hun productieproces aanpassen zodat hun activiteit minder verzurende stoffen uitstoot. Dan zal, vermits dit nieuwe productieproces duurder is, de kostprijs van de geproduceerde baksteen stijgen en bijgevolg zal de vraag naar baksteen verminderen (de consumenten verbruiken minder of schakelen over op goedkopere alternatieven). De kostprijsverhoging per geproduceerde baksteen moet dus vermenigvuldigd worden met een verminderde hoeveelheid geproduceerde bakstenen om de totale kost te kennen. Bovendien moet nog rekening gehouden worden met het welvaartsverlies voor de consumenten die van hun eerste keuze (baksteen) afstappen en alternatieven moeten zoeken. Hoe sterk de stijging van de productiekost de prijs en de gevraagde hoeveelheid beïnvloedt, hangt af van de elasticiteit van het vraag en het aanbod in deze markt. Deze effecten kan men analyseren in een partieel evenwichtsmodel waarin de vraag-en aanbodcurve en hun interacties voorgesteld worden.

⁵ Opportunitetskost is een fundamenteel begrip in de economische wetenschap, haar invalshoek is immers “beslissen is kiezen en kiezen is verliezen”: de keuze voor één bepaalde aanwending van de beschikbare middelen impliceert een opoffering van de andere mogelijke aanwendingen. De econoom tracht antwoord te geven op de vraag hoe de schaarse middelen het best worden aangewend om de behoeften van de economische agenten zo goed mogelijk te bevredigen (zie hfdst. 2 in Berlage en Decoster 1997).

⁶ Verder kan het nodig zijn om voor bepaalde goederen of diensten schaduwrijzen te berekenen in plaats van de marktprijzen te gebruiken als de kost. Dit is het geval indien de marktprijzen omwille van bv. markt distorties (opgelegde minimumprijzen of monopoliesituaties) niet de maatschappelijke waarde weergeven. Eventueel kan ook rekening gehouden worden met een schaduwkost van overheidsontvangsten groter dan één (bv. 1,05), om de welvaartskost op te nemen van verminderde overheidsinkomsten die gecompenseerd moeten worden door het verhogen van distortieve belastingen (of omgekeerd de welvaartswinst bij verhoogde inkomsten).

Voor de kostenberekening van een technische of organisatorische maatregel volstaat het om de kost te berekenen voor een gegeven productieniveau⁷ zonder rekening te houden met de eventuele prijsverhoging en de daarop volgende daling van de vraag die de maatregel zou veroorzaken. Dit is aanvaardbaar zolang de effecten op de output beperkt zijn. Bij grote effecten moet er wel rekening mee gehouden worden. Voor de berekening van de kost van een volumemaatregel moet uiteraard wel het welvaartsverlies van de daling in productieniveau berekend worden. Voor dit soort maatregelen is het dus noodzakelijk dat vraag en aanbod in beeld gebracht worden. Volumemaatregelen vragen geen inzet van extra middelen, maar men mag hier niet uit besluiten dat de kost van deze maatregelen nul zou zijn, de vermindering in volume brengt immers welvaartsverliezen met zich mee⁸.

Directe – indirecte kosten

Tot hiertoe hadden we het impliciet enkel over de directe kosten van milieumaatregelen. Hiermee bedoelen we de kosten voor de direct betrokken partijen (de kost voor het bedrijf dat investeert in schonere technologie, de kost van de gezinnen voor het sorteren van huishoudelijk afval, ...).

Met indirecte kosten bedoelen we de kosten voor andere partijen die indirect, door een verandering in de vraag-en aanbodcondities op afgeleide markten, met hogere kosten of lagere opbrengsten geconfronteerd worden. In het voorbeeld van de steenbakkerijen zal door de emissiereducerende maatregel de vraag naar alternatieven voor de baksteen, bv. betonsteen, stijgen, maar zal anderzijds de vraag van de steenbakkers naar grondstoffen dalen. Aan deze indirecte effecten voor concurrenten, toeleveranciers etc. zijn kosten en opbrengsten verbonden.

Deze indirecte kosten worden gewoonlijk niet mee opgenomen in een (eenvoudige) kostenanalyse. Om deze correct in te schatten is een algemeen evenwichtsanalyse⁹ nodig. In plaats van de beschouwde effecten te beperken tot de direct betrokken groep (partieel evenwichtsanalyse) moeten hiervoor de doorwerkingen op de rest van de economie geanalyseerd worden. Deze algemeen evenwichtsanalyse laat ook toe de effecten op andere macro-economische variabelen te berekenen (al naargelang de doelstelling van het model), zoals het effect op de groei van het BBP, de werkgelegenheid, de inflatie, de handelsbalans etc.

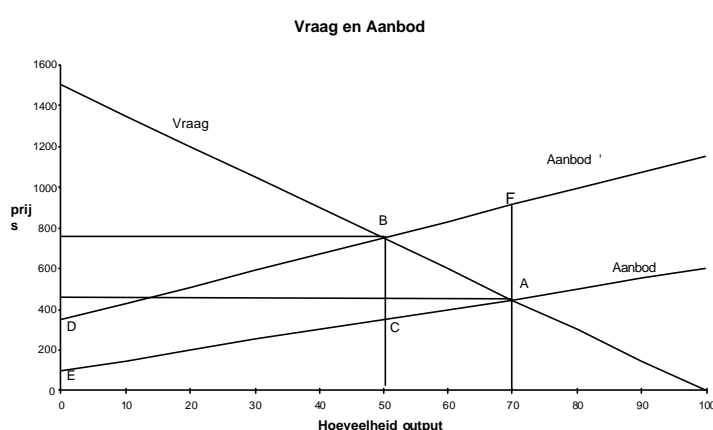
⁷ Dit komt neer op het veronderstellen van een inelastische vraag.

⁸ Bv. de maatregel overstappen van auto naar fiets of bus in de binnenstad om de stedelijke luchtkwaliteit te verbeteren, zal voor de automobilisten een welvaartskost met zich mee brengen: indien hun preferenties ongewijzigd blijven, moeten zij afstappen van hun eerste keuze en het alternatief zal hun minder nut opleveren.

⁹ Momenteel bestaat zulk algemeen evenwichtsmodel voor Vlaanderen nog niet.

Illustratie van het welvaartsverlies door vermindering in output

Wanneer een bedrijfstak in uitvoering van het milieubeleid maatregelen dient te nemen, resulteert dit meestal in gestegen kosten per eenheid productie. Dit zal op zijn beurt leiden tot een opwaartse verschuiving van de aanbodcurve, wat normaal gezien resulteert in hogere prijzen en een lager productieniveau. Dit kan geïllustreerd worden aan de hand van de onderstaande figuur¹. De curve *Aanbod* geeft de aanbodcurve weer van een industrie vooraleer het nieuwe beleid is doorgevoerd. Het beleid verhoogt de productiekosten in de industrie, waardoor de aanbodcurve opwaarts verschuift. De nieuwe aanbodcurve wordt gegeven door *Aanbod'*. De verticale afstand tussen de twee aanbodcurves komt overeen met de toename in de kosten ten gevolge van het beleid. Deze afstand zal niet (altijd) gelijk zijn voor elke hoeveelheid productie, doordat de kosten voor sommige bedrijven hoger zullen zijn dan voor andere.



In de oorspronkelijke situatie leidt de confrontatie van de aanbodcurve en de vraag curve tot een evenwicht in het punt A, dat overeenkomt met een hoeveelheid 70 en een prijs van 450. Door invoering van het beleid ontstaat er een nieuw evenwicht in het punt B. De nieuwe productie- en consumptiehoeveelheid is gelijk aan 50 en de prijs verhoogt tot 750.

De totale rechtstreekse kosten voor de bedrijfstak (private compliance costs) worden voorgesteld door de oppervlakte BCED tussen de oude en de nieuwe aanbodcurve in het nieuwe evenwichtspunt. Het netto welvaartsverlies (deadweight welfare loss) wordt weergegeven door de driehoek ABC. Het komt overeen met het welvaartsverlies voor de maatschappij ten gevolge van de vermindering in output die veroorzaakt wordt door de verhoogde productiekosten.

Aan de hand van deze figuur kan worden verklaard waarom de economische kosten van milieumaatregelen, althans op korte termijn, meestal lager liggen dan de technische ramingen van de directe kosten voor de vervuilers. Dit is te wijten aan het feit dat deze laatste ramingen meestal geen rekening houden met de prijs- en gedragseffecten als gevolg van de verhoogde productiekosten, zodat zij overeenkomen met de oppervlakte FAED in de bovenstaande figuur. Technische ramingen geven m.a.w. vaak een overschatting van de werkelijke kosten (gelijk aan ABF) omdat een deel van de kosten worden afgewenteld op de consumenten via een prijsverhoging en omdat consumenten op hun beurt een deel van de prijsstijgingen van vervuilende producten kunnen ontlopen door over te schakelen op minder milieubelastende substituten. Het relatieve belang van deze overschatting zal vanzelfsprekend afhangen van de grootte van de prijs- en volume-effecten die te verwachten zijn.

¹ In het voorbeeld wordt perfecte concurrentie verondersteld. De basisprincipes blijven echter geldig voor meer reële marktvoorwaarden.

Totaal, gemiddeld, marginaal

Kosten kunnen op verschillende manieren uitgedrukt worden: als totale, gemiddelde of marginale kosten.

Totale kosten geven eenvoudig het absolute cijfer van de kost van de milieumaatregel of het pakket aan maatregelen.

Gemiddelde kosten zijn de totale kosten gedeeld door de bereikte totale emissiereductie¹⁰: bv. bef per ton emissiereductie, bef per vermeden liter grondwatergebruik of bef per vermeden hoeveelheid afvalproductie.

Marginale kosten zijn de extra kosten van een extra eenheid emissiereductie. De hoogte van de marginale kost hangt af van het emissieniveau: typisch zal de kost van een extra eenheid reductie vrij laag zijn bij nog hoge, onbestreden, emissieniveaus en steeds hoger worden naarmate men de vervuiling sterker wil terugdringen.

Wiskundig uitgedrukt is TK(R) de totale kost in functie van R de emissiereductie, GK(R) de gemiddelde kost en MK(R) de marginale kost. De gemiddelde kost is de totale kost gedeeld door de totale bekomen reductie. De marginale kost is de eerste afgeleide van de totale kostenfunctie in een bepaald punt:

$$GK(R) = TK(R) / R$$

$$MK(R) = \delta TK(R) / \delta R$$

Inzicht in de marginale kosten is nodig om efficiënte keuzen te kunnen maken: om kostenefficiënte maatregelen te selecteren, om een kostenefficiënte verdeling van reductie-inspanning tussen doelgroepen te bepalen, etc. Hierdoor kan de totale kost van een bepaalde, te bereiken, emissiereductie verminderd worden of kan voor dezelfde totale kost meer reductie bereikt worden.

Deze marginale regel is een veelgebruikte techniek bij economen: we kijken naar kleine veranderingen in de beslissingsvariabelen (bv. 1 eenheid meer emissiereductie) en het effect hiervan op de doelstellingsfunctie (bv. kosten minimaliseren). Beslissingen worden genomen “aan de marge”: een bedrijf zal zich bv. afvragen wat er met de winst gebeurt als het één eenheid meer gaat produceren. Neemt de winst toe dan zal het, in het licht van de doelstelling winstmaximalisatie, meer gaan produceren. Neemt de winst af, dan schroeft het de productie beter terug. Dit komt neer op het kiezen van het productieniveau op de hoeveelheid waarbij de marginale kost van extra productie precies gelijk is aan de marginale baat ervan. Deze marginale gedragsregel is op alle economische beslissingen van toepassing¹¹.

Marginale kostencurve

Zoals hoger aangehaald is de marginale kost van emissiereductie zelden constant, gewoonlijk stijgt ze met de reductie-inspanning. Het is interessant om de marginale kost voor verschillende niveaus van emissiereductie grafisch samen te vatten in de vorm van

¹⁰ We gebruiken verder in deze tekst het woord emissie in brede zin, het kan gaan om emissies naar water, lucht of bodem, ook om geluids- of geuremissie, afvalproductie, etc.

¹¹ Zie hoofdstuk 2 in Berlage en Decoster (1997).

een marginale kostencurve. Deze kostencurve kan men construeren op het niveau van een bedrijf, een doelgroep of een sector of op het niveau van een land of gewest.

Wil men voor een gegeven emissiereductiedoelstelling de vereiste regulerende heffing bepalen, dan kan men op de marginale kostencurve aflezen hoe hoog de marginale kost is voor het gewenste emissiereductieniveau. De optimale heffing moet dan hieraan gelijkgesteld worden. Immers, zou de heffing lager zijn, dan zouden minder emissies gereduceerd worden dan het gewenste niveau: het is dan namelijk goedkoper voor bedrijven om op de laatste emissies de heffing te betalen dan om de duurdere reductie uit te voeren. Zou de heffing hoger zijn dan geldt de omgekeerde redenering.

De marginale kostencurve op zich geeft al een eerste idee over wat “redelijke” reductiedoelstellingen zijn als er nog maar weinig informatie bestaat over de risico's die de pollutant inhoudt (en dus over de baten van de reductie), vermits ze toont vanaf welk punt de emissiereductiekosten voor een bepaalde pollutant sterk gaan stijgen¹².

Om de optimale emissiereductiedoelstelling¹³ te bepalen moeten de marginale kosten van emissiereductie afgewogen worden tegen de marginale baten ervan. Het optimale punt is waar beiden gelijk zijn: vanaf dan zal extra reductie meer kosten dan de extra baat. Ook hiervoor is het nodig de marginale kostencurve te kennen, de confrontatie met de marginale batencurve levert dan het economisch optimaal niveau van bestrijding van vervuiling.

Marginale kostencurven kunnen, naar gelang het beschouwde probleem, gecombineerd worden:

- door voor 1 pollutant de verschillende kostencurven van de verschillende sectoren te vergelijken of op te tellen. Een horizontale optelling van de marginale kostencurven voor de bestrijding van een bepaalde emissie van alle sectoren van het gewest kan bv. tonen wat het effect zou zijn van een uniforme emissieheffing op de totale emissies en heffingsontvangsten.
- voor verschillende pollutanten die bijdragen aan eenzelfde probleem kan men isokostencurven¹⁴ opstellen. Bv. bij de isokostencurven van ozon geeft elke curve weer welke combinaties van NO_x en VOC aan eenzelfde kost gereduceerd kunnen worden. In combinatie met informatie over ozonvorming (welke combinaties van NO_x- en VOC-reductie zijn nodig voor een bepaalde ozonreductie) levert dit de nodige gegevens om een kostenefficiënte ozonreductiestrategie te bepalen.

Milieubegroting

Het gedeelte van de overheidsbegroting (op lokaal, gewestelijk of federaal niveau) met betrekking tot leefmilieu noemen we de milieubegroting. Dit gedeelte is vaak geen apart hoofdstuk in de begrotingsdocumenten en dus moeilijk af te bakenen (bv. op Vlaams niveau is de loonkost van de milieu-ambtenaren niet onderscheiden van de andere ambtenaren).

¹² Deze manier om doelstellingen te bepalen is niet steeds in overeenstemming met het voorzorgsprincipe.

¹³ We bedoelen hier optimaal volgens het efficiëntie-criterium.

¹⁴ Zie Mayeres (1993) voor een toepassing hiervan voor België.

De begroting is een wetgevend document waarin de ontvangsten en uitgaven voor een bepaald begrotingsjaar geraamd en toegestaan worden¹⁵

Naast de begrote ontvangsten staan de begrote uitgaven, in de vorm van ofwel beleidskredieten ofwel betalingskredieten. De beleidskredieten, het geheel van de begrotingsmogelijkheden waarover de overheid beschikt om haar beleid te voeren, omvatten de gesplitste vastleggingskredieten en de niet-gesplitste kredieten (waarbij de vastlegging en de ordonnanciering van de uitgaven ontstaan tijdens hetzelfde begrotingsjaar). De betalingskredieten zijn de kredieten voor de betaling van verbintenissen, ze omvatten de gesplitste ordonnancieringskredieten en de niet-gesplitste kredieten. Een vastlegging is een soort “reservatie” of “blokkering” van een bedrag op het desbetreffende begrotingskrediet op het moment van het ontstaan van een uitgave (verbintenis). Als dan nadien de factuur wordt aangeboden gebeurt de effectieve aanrekening van de uitgave op het begrotingskrediet, dit noemt de ordonnanciering van de uitgave. Gesplitste kredieten worden gebruikt wanneer er veel tijd verloopt tussen de vastlegging en het tijdstip van de betaling (bv. bij investeringen in infrastructuur).

De kredieten staan in de begroting ook gerangschikt volgens een economische classificatie met als belangrijkste opsplitsing die tussen lopende verrichtingen en kapitaalverrichtingen.

Om een inzicht te krijgen in de milieu-uitgaven van de overheid in het verleden, moet men niet de begroting, maar de uitvoeringsrekening (opgesteld na de uitvoering van de begroting) raadplegen. De kredieten die het best overeenkomen met de uitgaven zijn de betalingskredieten. Om deze om te rekenen naar milieukosten zou men de investeringen moeten toerekenen aan de jaren tijdens dewelke de investering gebruikt zal worden, deze informatie is niet rechtstreeks af te lezen uit de begroting of de uitvoeringsrekening.

2.2 ½ Methodes van kostenberekening

Referentiesituatie bij kostenbepaling

Om ergens de kost van te kunnen bepalen is het essentieel om goed te weten met welke situatie men vergelijkt, om m.a.w. de referentiesituatie duidelijk te definiëren.

Stel dat we de kost willen berekenen van de maatregel “vervangen van een bepaalde installatie door een schonere technologie”. We definiëren als referentiesituatie de situatie zonder deze maatregel¹⁶. In deze situatie zal de oude installatie nog verder gebruikt worden gedurende haar verwachte levensduur, bv. 5 jaar, en vervolgens vervangen worden. De kost van de vervanging is dus enkel de extra kost van de vervanging met 5 jaar te vervroegen en eventueel de extra kost van de schonere technologie ten opzichte van een nieuwe installatie met conventionele technologie.

Hieruit blijkt dat een maatregel zeer goed gedefinieerd moet zijn vooraleer men er op eenduidige wijze de kost van kan berekenen. Hierbij is het ook belangrijk het tijdspad van de invoering van de maatregel te kennen, de kost van een maatregel die van de ene op de andere dag wordt ingevoerd, kan namelijk vele malen hoger zijn dan dezelfde ingreep die gespreid wordt over enkele jaren.

¹⁵ Zie Moesen en Van Rompuy (1991) en Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap (1996).

¹⁶ Deze referentiesituatie wordt ook “business as usual” genoemd.

Het referentiejaar is het jaar dat gebruikt wordt als uitgangspunt en vergelijkingspunt, het is normaal gezien het meest recente jaar waarvoor gegevens beschikbaar zijn (bv. 1998). Het zichtjaar (of eindjaar) is het jaar in de toekomst dat geselecteerd wordt als horizon voor de simulaties (bv. 2005).

In de Nederlandse methodiek milieukosten is de referentiesituatie een “state of the art”-toestand, en neemt men enkel de kosten op van maatregelen die verder gaan dan deze state of the art (zo is de kost van een bepaald milieuvriendelijk productieproces geen milieukost als de alternatieve milieu-onvriendelijke productiemethode niet meer in Nederland of in de buurlanden voorkomt). Om statistieken van totale milieukosten op te maken lijkt dit de meest aangewezen methode.

Wanneer kosten uitgedrukt worden als marginale kosten is de referentie steeds de situatie waarin de vorige goedkoopste maatregel genomen is (zie verder onder “marginale kostencurve”).

Berekening van jaarlijkse kosten

Zoals aangegeven in de definitie van kosten zijn deze uitgedrukt op jaarbasis. Dit is vooral nuttig als het de bedoeling is om de kosten te vergelijken met niet-gemonetariseerde, jaarlijkse baten, zoals emissiereducties. De kosten-effectiviteit kan dan berekend worden door de jaarlijkse kosten te delen door de jaarlijkse baten.

Om eenmalige investeringsuitgaven en jaarlijkse operationele uitgaven te kunnen optellen moeten deze eenmalige uitgaven op jaarlijkse basis uitgedrukt worden. Dit is wat in boekhoudtermen het afschrijven van een investering genoemd wordt. Hiervoor bestaan verschillende methoden. Voor het berekenen van de jaarlijkse sociale kost (als een constante over de levensduur van de maatregel) van een milieumaatregel, is de annuïteitenberekening¹⁷ de meest geschikte methode. Men kan deze procedure vergelijken met het uitdrukken van de waarde van een huis via de jaarlijkse huurkost in plaats van met de eenmalige aankoopkost.

Voor een investering I in jaar 0 met een levensduur van n jaar en een discontovoet (zie infra) van r is de annuïteit gelijk aan $I * \{r / [1 - (1+r)^{-n}]\}$.

Bij het bepalen van de levensduur n van de investering is het te verkiezen om te werken met de economische levensduur (de tijd dat de investering werkelijk gebruikt zal worden) indien deze gekend is, in plaats van met de boekhoudkundig vastgelegde afschrijvingstermijnen.

Actuele waarde

Om kosten te kunnen vergelijken die op verschillende momenten in de tijd gemaakt worden is het nuttig om deze bedragen om te rekenen naar hun actuele of huidige waarde, dit wordt verdisconteren genoemd.

Men kan geen rechtstreekse vergelijking maken tussen:

- maatregel A: éénmalige investering van 10 miljoen met een levensduur van 20 jaar

¹⁷ Hierdoor bekomt men namelijk dat de som van rentekost en afschrijving per jaar een constant bedrag is over de looptijd van de maatregel.

- maatregel B: investering van 5 miljoen en 10 jaar later nog eens 5 miljoen (totale levensduur 20 jaar).

Elke rationele economische agent zal, indien voor het overige beide maatregelen gelijk zijn, voor de tweede optie kiezen. Deze vraagt immers minder geld vandaag en maakt het mogelijk om gedurende 10 jaar de bijkomende 5 miljoen op een rendabele manier te beleggen (of 5 miljoen minder te moeten lenen).

Door de actuele waarde van beide alternatieven te berekenen kunnen we ze wel vergelijken. Bij een discontovoet van 5 % is de actuele waarde van:

- maatregel A = 10 miljoen
- maatregel B = 5 miljoen + 5 miljoen / $(1 + 0,05)^{10} = 8,07$ miljoen.

De algemene formule voor het berekenen van de actuele waarde, AW, van kost Kn op moment n bij een discontovoet van r is dus:

$$AW = Kn / (1+r)^n$$

Of voor een reeks van toekomstige kosten:

$$AW = \sum_n [Kn / (1+r)^n]$$

De actuele waarde van een toekomstige reeks van kosten is dus de gewogen som van deze kosten, waarbij de gewichten de relatieve waarde van een frank in de toekomst ten opzichte van een frank vandaag uitdrukken.

De actuele waarde van de toekomstige kosten kan uitgedrukt worden in een constante jaarlijkse kost via de in de vorige paragraaf gegeven formule voor annuïteiten.

Discontovoet

Om de actuele waarde te berekenen van een toekomstige kost of om de annuïteit te berekenen van een eenmalige kost moet men een discontovoet, r, gebruiken. De keuze van de geschikte discontovoet voor beleidsevaluatie is een vrij controversieel thema waar zeer uiteenlopende meningen over bestaan.

In een geïdealiseerde markteconomie, zonder belastingen en zonder onzekerheid, is er geen probleem. De marktinterestvoet zou er perfect gelijk zijn aan zowel de marginale opbrengstvoet van investeringen (dit is de return op bijkomende investering) in de private sector als aan de interestvoet van consumptie (dit is het tarief waaraan individuele consumenten consumptie vandaag willen inruilen voor consumptie in de toekomst¹⁸). Deze marktinterestvoet zou dus de geschikte discontovoet zijn voor de evaluatie van overheidsinvesteringen of beleidsmaatregelen.

In realiteit leven we echter niet in een ideale markteconomie, er zijn allerlei verstoringen in de vorm van belastingen en onzekerheid die maken dat er een verschil bestaat tussen de return op investeringen en de interestvoet van consumptie. De eerste

¹⁸ Deze interestvoet van consumptie kan beschouwd worden als een goede proxy van de voor de sociale tijdspreferentie, het tarief waartegen de gemeenschap huidige consumptie wil inruilen voor toekomstige consumptie.

wordt rond de 10% ingeschat, de tweede tussen de 0 en 5%. Vooral voor bedragen ver in de toekomst maakt dit een groot verschil: hoe hoger de discontovoet hoe meer waarde gehecht wordt aan het heden en hoe minder aan de toekomst. De huidige waarde van bv. 10 miljoen over 10 jaar is bij een discontovoet van 4 % 6,75 miljoen en bij een discontovoet van 10 % nog slechts 3,85 miljoen.

In appendix C van U.S. Environmental Protection Agency (1983) wordt een goed overzicht gegeven van mogelijke benaderingen bij de keuze van een geschikte discontovoet voor de “regulatory impact analysis” van milieuwetgeving door de EPA.

De Nederlandse methodiek milieukosten (VROM 1998) heeft als doel de kosten en baten van eindverbruikers te berekenen en hanteert daarom als kostenvoet van vermogensbeslag de kapitaalmarktrente (gedefinieerd als de rente op de jongste tienjarige staatslening) met een actorspecifieke opslag (nl. +5% voor bedrijven, +0,5 % voor landbouw, lagere overheden en consumenten).

Het kan verantwoord zijn voor de berekening van de private kosten deze Nederlandse methodiek te volgen. Voor de maatschappelijke kostenberekening willen we echter de maatschappelijke discontovoet gebruiken. Deze is typisch lager dan de private interestvoeten, er van uitgaand dat de maatschappij als geheel meer belang hecht aan toekomstige inkomsten dan individuele mensen of bedrijven. In het voorbeeld over energiebesparing suggereert de VROM (1998) om voor de inschatting van de maatschappelijke kosten een rentevoet tussen 3 % en 5 % te gebruiken. Dit komt goed overeen met de aanbeveling in het werkdocument van de Europese Commissie (EC 1999) waarin voorgesteld wordt om een reeks discontovoeten te gebruiken met 4 % als centrale waarde en 2 % en 6 % als extra gevoeligheidsanalyse.

Reële versus nominale kosten

Bedragen in lopende prijzen worden nominale bedragen genoemd. Bedragen uitgedrukt in de prijzen van één bepaald basisjaar worden reële bedragen genoemd of bedragen tegen constante prijzen, dus gecorrigeerd voor inflatie. Om vergelijkbaar te zijn doorheen de tijd worden kostengegevens best in reële termen uitgedrukt, dit kan door de nominale kosten te delen door de BBP-deflator. Deze index meet de evolutie van het gemiddeld prijspeil van alle goederen en diensten. Uiteraard moeten alle reële kosten berekend worden ten opzichte van eenzelfde basisjaar.

Constructie van de marginale kostencurve

In principe heeft men voor het berekenen van marginale kostencurven een kostenfunctie nodig die afleidbaar is (een noodzakelijke voorwaarde hiervoor is continuïteit). In praktijk kent men echter in plaats van een continue functie slechts een beperkt aantal punten. Een bedrijf in een bepaalde sector heeft een beperkte set van mogelijke reductietechnologieën waar men de totale kost en de bekomen reductie van kent. Door deze punten te verbinden (in de veronderstelling dat elke tussenliggende reductie kan bekomen worden door een lineaire combinatie van de vorige en de volgende technologie) bekomt men een totale kostenfunctie met de typische vorm “piecewise linear”. De afgeleide hiervan is de marginale kostencurve met de typische trapvorm.

Met volgende stappen kan men op basis van informatie over reductietechnieken een marginale kostencurve opstellen:

1. definieer het referentiepunt (dit is bv. de huidige situatie waarin een deel van de bedrijven reeds een aantal emissiereducerende maatregelen ondernomen heeft);
2. maak een inventaris van alle mogelijke extra maatregelen;
3. bepaal van elke maatregel de jaarlijkse kost en het reductiepotentieel;
4. klasseer deze maatregelen volgens stijgende eenheidskost: jaarlijkse kost / extra reductiepotentieel;
5. verbind deze punten met een trapfunctie.

Bij stap 4 moet men bij het bepalen van het extra reductiepotentieel rekening gehouden worden met de reeds gerealiseerde reductie door de voorgaande maatregelen: het reductiepercentage moet toegepast worden op de restemissie.

Stap 4 vraagt een iteratieve berekeningsprocedure: men start met de maatregel met de laagste eenheidskost: dit is het eerste punt van de marginale kostencurve. Vervolgens vergelijkt men met deze nieuwe situatie alle overblijvende extra maatregelen volgens de ratio jaarlijkse kost/extra reductiepotentieel. De goedkoopste van deze reeks wordt het tweede punt van de curve, enzovoort. Niet alle maatregelen worden noodzakelijkerwijs in de kostencurve opgenomen.

Per definitie geeft de marginale kostencurve de marginale kost van een bepaald reductieniveau aan met de goedkoopste combinatie van reductietechnieken. Door een kostencurve te tekenen op basis van de voorgaande stappen maakt men eigenlijk een fout. Voor reductieniveaus die geen oorspronkelijk punt zijn van de trapfunctie veronderstelt men immers dat men ze door een lineaire combinatie van de voorgaande en volgende maatregel kan bereiken. In praktijk zijn de technieken echter vaak ondeelbaar en zal er dus een fout optreden. Dit is echter geen probleem indien er veel bedrijven zijn, dit laat toe het probleem te “convexeren”. Men kan dan immers tussenliggende reductieniveaus op sectorniveau bereiken door een maatregel slechts in een bepaald deel van de bedrijven toe te passen.

In gevallen waar slechts weinig bedrijven zijn en waar er weinig reductietechnieken zijn zou men dus een marginale kostencurve van de sector met zeer grote sprongen bekomen. In dit geval kan het aangewezen zijn om correcter te werk te gaan en voor elk reductieniveau het volgende kostenminimeringsprobleem op te lossen:

- Kies elke δ_i zodanig dat: $\text{Minimeer TK} = \sum_{i \in I} [\delta_i \cdot \text{TK}_i(R_i)]$
- Onder voorwaarde dat: $\sum_{i \in I} (\delta_i \cdot R_i) \geq \text{DR}$

Waarbij:

- er I aantal technieken i bestaan;
- TK: totale kost van het totale pakket van ingezette technieken i;
- TK_i : de totale kost van een bepaalde techniek i waaraan een emissiereductie van R_i verbonden is;
- δ_i : een variabele die de waarde 0 of 1 kan hebben:
 - $\delta_i = 1$ betekent dat techniek i wordt ingezet
 - $\delta_i = 0$ betekent dat techniek i niet wordt ingezet;
- DR: de doelreductie.

Met andere woorden: voor elk te bereiken reductieniveau DR moet een combinatie van technieken gekozen worden zodanig dat de totale kost minimaal is en DR bereikt wordt. Het is mogelijk om hier nog extra beperkingen aan toe te voegen, zo zou bv. techniek 8 nooit zonder techniek 7 ingevoerd kunnen worden (de extra voorwaarde van het minimeringsprobleem is dan: indien $\delta_8=1$ dan ook $\delta_7=1$).

Dit type problemen kan door lineaire programmering opgelost worden. Door dit te herhalen voor een (eindig) aantal te bereiken reductieniveaus DR kan men de totale en de marginale kostencurve (door een eindig aantal van haar punten) vrij goed benaderen. Dit is een zeer rekenintensieve oplossingsmethode. In de meeste gevallen zal de vereenvoudigde benadering volstaan.

2.3 ½ Milieukostenstatistieken

De *ex post* inschatting van de directe private kosten van milieumaatregelen gebeurt in de praktijk via enquêtes bij bedrijven. Deze historische kostengegevens worden verwerkt tot periodieke *milieukostenstatistieken*, waarin een overzicht wordt gegeven van de milieu-uitgaven, milieukosten en milieulasten per milieuthema en per doelgroep.

In sommige landen bestaat deze traditie reeds lange tijd (bv. in de Verenigde Staten, Nederland, Duitsland), terwijl andere landen pas in het begin van de jaren '90 zijn begonnen met het systematisch verzamelen van dergelijke cijfergegevens. Ook de diepgang verschilt. Voor sommige landen zijn zeer gedetailleerde gegevens beschikbaar over de kosten voor de overheid, het bedrijfsleven en de huishoudens (verder uitgesplitst over diverse milieucompartimenten, en dit voor verschillende industriële sectoren). In alle Europese landen gebeuren nu onder impuls van de Europese Unie meer inspanningen om degelijke milieukostenstatistieken op te stellen.

De initiatieven van de Europese Unie terzake gaan terug tot een aanbeveling uit 1978¹⁹ en hebben geleid tot de publicatie in 1994 van een methodologisch handboek door Eurostat in samenwerking met DGXI van de Europese Commissie, de lidstaten, de OESO en de VN-ECE²⁰. Daarin wordt onder meer een beschrijving gegeven van SERIEE, het Europese systeem voor het verzamelen van economische informatie over het milieu, en van de Environmental Protection Expenditure Account (EPEA) dat daarvan deel uitmaakt. Het handboek bevat de definities, procedures, methodes en classificaties die bij de opstelling van milieukostenstatistieken worden gevolgd. SERIEE is momenteel in toepassing en wordt tegelijkertijd nog verder ontwikkeld. Een ander belangrijk Europees initiatief is de Verordening 57/97 over de enquêtering van ondernemingen, die vragen voorziet over de investerings- en werkingsuitgaven voor milieuzorg.

In België zijn op federaal niveau, onder impuls van de OESO en de EU, door het NIS voor de eerste keer enquêtes naar de milieukosten van het bedrijfsleven gebeurd en is een eerste, onvolledig overzicht van milieu-uitgaven in België volgens het Europese SERIEE-systeem beschikbaar (zie Kestemont, 1999). In deel 2.3 | Private Milieukosten wordt hierop verder ingegaan.

¹⁹ Aanbeveling 79/3/EEG van 19 december 1978 van de Raad aan de Lid-staten "betreffende methoden voor de raming van de kosten van de bestrijding van milieuverontreiniging voor de industrie"

²⁰ EUROSTAT. *SERIEE 1994 Version*. Theme Environment Series Methods. 8E. Brussel/Luxemburg, ECSC-EC-EAEC, 1994.

2.4 ½ Kostenmodellen

De *ex ante* inschatting van de *directe kosten* van milieumaatregelen gebeurt in de praktijk vaak via technico-economische *kostenmodellen*.

Kostenmodellen hebben als gemeenschappelijk kenmerk dat ze de kosten van technische maatregelen kunnen berekenen, dat dit gebeurt op basis van een al dan niet uitgebreide technologie-databank en dat ze zich in de meeste gevallen beperken tot een specifiek onderzoeksdomein. Dit onderzoeksdomein richt zich tot de bestrijding van specifieke emissies (bv. bestrijding van specifieke wateremissies; bestrijding van specifieke luchtmissies zoals bv. CO₂-emissies of rookgasemissies, enz.) en/of tot een specifieke bedrijfssector. De kostenmodellen kunnen berekeningen maken op het vlak van ondermeer de marginale kosten (de kost voor het verwijderen van bv. een extra eenheid emissie), de totale kosten (de som van alle marginale kosten) en de gemiddelde kosten (de totale kosten gedeeld door de hoeveelheid emissiebeperking). Door rekening te houden met bestaande emissies kunnen ze op basis van marginale kostentoekening de meest kosteneffectieve maatregelen selecteren.

In de kostenmodellen wordt de sociaal-economische sfeer grotendeels exogeen behandeld. Dit impliceert dat de omvang van de economische activiteiten, de prijzen, enz. buiten het model worden bepaald (ondermeer met behulp van scenario's). Deze variabelen worden constant gehouden ongeacht de simulatie die door het model wordt uitgevoerd.

Een vaak voorkomend type model is het technisch-economisch optimalisatiemodel. Dit model laat toe om op basis van lineaire programmatie een bepaalde functie te optimaliseren (bv. een emissiereductie met x% dient gerealiseerd met minimale kosten door het gebruik van bepaalde set van technologieën). Er bestaan evenwel ook "hybride" modellen die niet alleen de kost maar ook de economische toepasbaarheid van technologieën op basis van technisch-econometrische vergelijkingen incalculeren. Deze technisch-econometrische modellen laten bv. toe om de impact van een energieprijsstijging op de vraag naar energie te analyseren, rekening houdend met de technologische mogelijkheden en beperkingen in de energiesector.

De kostenmodellen hebben als belangrijkste voordeel dat ze transparant zijn voor wat betreft de weerhouden technologische hypothesen: de technologische keuzemogelijkheden worden in het model duidelijk geïdentificeerd. Hun belangrijkste beperking is dat de economische en sociale kengetallen nagenoeg volledig exogeen blijven, waardoor de realiteitswaarde van de toepasbaarheid van de voorgestelde technologische maatregelen vaak onzeker is.

Voorbeelden van dergelijke kostenmodellen zijn MARKAL, een technisch-economisch optimalisatiemodel voor de globale energie-"sector" in België, ontwikkeld door Centrum voor Economische Studiën van de KULeuven (CES) en de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), het MOSES-model van het Instituut voor Toegepaste Milieu-economie (TME), het milieukostenmodel van TEBODIN/TME, en het RIM+-model van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM). Voor een uitgebreide bespreking en analyse van deze modellen wordt verwezen naar SERV, 1996.

Vlaanderen beschikt momenteel nog niet over één of meerdere globale milieukostenmodellen, zodat vandaag geen ramingen van de toekomstige directe private milieukosten beschikbaar zijn. De uitwerking van een milieukostenmodel is evenwel voorzien in het kader van het milieubeleidsplan 1997-2001.

Referenties

- Berlage L. en A. Decoster (1997) Inleiding tot de economie, Universitaire Pers Leuven.
- EC (1999) Guidelines on Costing Environmental Policies, working document by Rupert Willis, DG XI (4/2/1999).
- Kestemont, Bruno (1999). Le comte des dépenses de protection de l'environnement de Belgique. Première évaluation suivant la méthode SERIEE. Luxembourg, EUROSTAT.
- KPMG/STEM (1997), Studie Milieufinanciering-AMINAL/DGSL/9701-Definitief eindrapport, studie in opdracht van AMINAL.
- Mayeres I., Proost S. en D. Miltz (1993) The Geneva Hydrocarbon Protocol: Economic Insights from a Belgian Perspective, in *Environmental and Resource Economics* 3: 107-127.
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap (1996) Werken met begrotingsdocumenten – cursustekst, Administratie Budgettering, Accounting en Financieel Management, Brussel.
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap (1997) MINA-plan 2 – Het Vlaamse milieubeleidsplan 1997-2001, AMINAL, Brussel.
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap (1998) De Gemeentefinanciën, Administratie Binnenlandse Aangelegenheden, Brussel.
- Moesen W. en V. Van Rompuy (1991) Handboek openbare financiën, Acco, Leuven.
- Nationaal Instituut voor de Statistiek (1998), Le compte des dépenses de protection de l'environnement en Belgique – première évaluation suivant la méthode SERIEE, rapport final, door Bruno Kestemont, dec. 1998.
- Ochelen S. (1999), Startnota Milieukostenmodel – 10 mei 1999, document in uitvoering van actie 162 van het MINA-plan 2.
- SERV (1996), Het inschatten van kosten en sociaal-economische gevolgen van milieumaatregelen in theorie en praktijk – Technische bijlage bij de SERV-aanbeveling over de inschatting van de kosten en sociaal-economische effecten van het Vlaamse milieubeleid, SERV, Brussel.
- U.S. Environmental Protection Agency (1983) Guidelines for performing regulatory impact analysis, Washington DC.
- Verbruggen A. (1994) Inleiding tot de milieu-economie, Universiteit Antwerpen, Instituut voor Milieukunde.
- VMM (1999) MIRA-T 1999 – Milieu-en natuurrapport Vlaanderen: thema's, Garant, Leuven.
- VMM (1999), Scenariorapport: MIRA-S 2000: blauwdruk juni 1999.
- VROM (1998) Kosten en baten in het milieubeleid – definities en berekeningsmethoden, Publicatiereeks milieustrategie, nr. 1998/6, Den Haag.

3 ½ Private milieu-uitgaven

Bruno Kestemont, NIS²¹

3.1 ½ Inleiding

Doelstelling

Sedert 1996 voert het NIS jaarlijks een enquête uit naar de structuur van de ondernemingen, in uitvoering van het KB van 11 juli 1996 en van de verordening nr. 58/97 van de Raad van de Europese Unie. Daarbij wordt informatie ingezameld over de activiteit, de werkgelegenheid, de opbrengsten, de kosten en de investeringen van het voorgaande boekjaar.

De structurele bedrijfsstatistieken dienen vanaf het referentiejaar 1995 volgens een geharmoniseerde methodologie opgemaakt te worden, waarbij m.n. enkel van de EG uitgaande normen, statistische eenheden, nomenclatuurlijsten, definities en boekhoudkundige regels gebruikt mogen worden.

De enquête is niet alleen van toepassing op de industrie en de bouwnijverheid, maar eveneens op de handel, de horeca, het vervoer, en andere commerciële diensten, alsook op een aantal gemeenschapsvoorzieningen en sociaal-culturele en persoonlijke diensten. Landbouw, bosbouw en visserij vallen buiten het toepassingsveld van de enquête.

Methodologie

De enquête naar de structuur van de ondernemingen richt zich tot de onderneming als juridische eenheid zoals gekenmerkt door het BTW- en/of RSZ-nummer. Dit betekent dat het begrip onderneming ruim geïnterpreteerd moet worden als iedere rechtspersoon of natuurlijke persoon die goederen produceert en/of diensten levert. Hier worden m.a.w. zowel vennootschappen, instellingen, verenigingen, intercommunales, als zelfstandigen (incl. sommige vrije beroepen) in ondergebracht.

Om de administratieve werklast voor de bedrijven binnen de perken te houden, werd uit de ongeveer 700.000 in België werkzame bedrijven en zelfstandigen een representatieve steekproef getrokken. Teneinde de representativiteit van deze steekproef te waarborgen, werden de ondernemingen opgedeeld volgens een dubbel criterium: de activiteitssector, en de grootte (d.i. een combinatie van tewerkstelling en omzet). Boven een bepaalde, voor elke bedrijfstak specifiek vastgelegde drempel, worden alle ondernemingen ondervraagd. Beneden die drempel gebeurt de ondervraging steekproefsgewijs. Elk jaar wordt een nieuwe steekproef getrokken opdat niet elk jaar opnieuw dezelfde kleinere ondernemingen ondervraagd worden.

De enquête is gebaseerd op een steekproef van ± 37.000 ondernemingen, of 5% van het totaal. De geselecteerde ondernemingen vertegenwoordigen meer dan 60% van de werkgelegenheid en meer dan 80% van de totale omzet van alle Belgische ondernemingen.

²¹ De auteur dankt J-M Dawagne, O. Pieret, W. De Wit, P. Van Humbeeck, S. Ochelen, G. Vekeman en A. Termote.

Afhankelijk van hun rechtsvorm en hun grootte krijgen de ondernemingen een verschillende vragenlijst toegestuurd:

- ofwel een vereenvoudigde vragenlijst;
- ofwel een gedetailleerde vragenlijst zonder bijlagen;
- ofwel een gedetailleerde vragenlijst met bijlagen (kaders).

Bij elke vragenlijst hoort een specifieke toelichting.

Zelfstandige ondernemers die een vereenvoudigde boekhouding voeren, ontvangen enkel de vereenvoudigde vragenlijst, zonder vragen in verband met milieu.

De ondernemingen die een volledige boekhouding moeten voeren en jaarrekeningen opmaken, ontvangen een gedetailleerde vragenlijst.

De gedetailleerde vragenlijst bevat o.a. een vraag over de milieu-investeringen ter behandeling van milieuhinder en een vraag over investeringen ter voorkoming van milieuhinder (milieudeel in een geïntegreerde technologie).

De middelgrote en grote ondernemingen binnen elke sector krijgen jaarlijks bijlagen (kaders) toegestuurd waarin ze bijkomende informatie opgeven m.b.t. bepaalde, in de gedetailleerde vragenlijst voorkomende, rubrieken of variabelen.

Een gedetailleerde bijlage (IE) over milieu-investeringen (per domein: water-, lucht-, bodempollutie en geluidshinder) wordt gestuurd naar de grootste 3000 ondernemingen van de industriële sectoren (NACE 1-41).

Voor bedrijven met meerdere vestigingen is een uitsplitsing over de afzonderlijke vestigingen slechts m.b.t. een beperkt aantal socio-economische variabelen vereist.

Verwerking van de gegevens

De bij de ondernemingen ingezamelde gegevens worden nadien omgerekend, hetgeen resulteert in een aantal variabelen gedefinieerd door de verordening. Voor het referentiejaar 1997 bleef de enquête beperkt tot de ondernemingen en hun lokale eenheden.

Het grootste deel van de gevraagde informatie heeft betrekking op de jaarlijkse statistieken van de ondernemingen. De statistieken m.b.t. de lokale eenheden betreffen slechts een beperkt aantal variabelen zoals het aantal tewerkgestelde personen, de lonen en de investeringen in materiële goederen. De statistieken m.b.t. de “eenheden van economische activiteit” omvatten daarnaast ook nog de omzet en de waarde van de productie.

Ruwe schatting voor milieu-uitgaven in Vlaanderen

Het regionaliseren van de milieu-investeringen is gebaseerd op de volgende hypothesen:

- voor de ondernemingen die slechts één lokale eenheid verklaren, maken we de hypothese dat de investering op de plaats van het postadres van de maatschappelijke zetel gedaan is;

- voor de ondernemingen die meer dan één lokale eenheid verklaren, maken we de hypothese dat de milieu-investering proportioneel is met de totale materiële investeringen van elke eenheid. De gemeente van elke eenheid vormt dan de basis voor de regionaliseren van de cijfers.

Het regionaliseren van de taksen is gebaseerd op de volgende hypothesen:

- voor de ondernemingen die slechts één lokale eenheid verklaren, maken we de hypothese dat de taksen op de plaats van het postadres van de maatschappelijke zetel betaald is; deze bedrijven totaliseren 47% van de betaalde milieuheffingen.
- voor de ondernemingen die meer dan één lokale eenheid aangeven, is de verdeling de volgende: 60% voor Vlaanderen, 30% voor Wallonië en 10% voor Brussel (behalve voor mijnbouw waar 50/50 naar Vlaanderen en Wallonië genomen wordt).

Voor redenen van representativiteit en confidentialiteit worden de meest gedetailleerde resultaten slechts op het niveau van België berekend (zie verder).

3.2 ½ Definities

Algemene principes

Bij de structuurenquêtes met referentiejaar 1995 tot 1998 hanteren de verschillende landen nog enkele nationale definities. De hieronder opgegeven definities zijn de in België geldende nationale definities. Ze verschillen evenwel niet wezenlijk van degene die op Europees niveau werden aangenomen.

Omschrijving van de variabelen

Onderstaande lijst van definities beperkt zich tot de variabelen die relevant zijn voor deze bijdrage.

Totale investeringen

Investeringen in alle *materiële* goederen gedurende de referentieperiode. Inbegrepen zijn nieuwe en bestaande materiële kapitaalgoederen, of deze nu bij derden zijn gekocht of voor eigen gebruik zijn geproduceerd, met een nuttige levensduur van meer dan één jaar.

Alle investeringen worden bruto gewaardeerd (d.w.z. voor waardecorrecties en voor aftrek van inkomsten uit verkoop). Gekochte goederen worden gewaardeerd tegen de aankoopprijs, d.w.z. inclusief vervoer- en installatiekosten, honoraria, belastingen en andere kosten in verband met de eigendomsoverdracht. Zelf geproduceerde materiële goederen worden gewaardeerd tegen de productiekosten.

De totale investeringen zijn de som van:

- Materiële investeringen in terreinen*
- + *Bruto-investeringen in bestaande bouwwerken*
- + *Bruto-investeringen in grond- weg- en waterbouwkundige werken*
- + *Bruto-investeringen in de bouw en verbouwing van gebouwen*
- + *Bruto-investeringen in machines en werktuigen*

Investeringsen ter behandeling van milieuhinder

Kosten van "end-of-pipe" milieu-investeringsen. Deze investeringsen omvatten de aanschaffing van de installaties (exclusief installatiekosten) en, eventueel, de hiervoor benodigde terreinen. De investeringsen beogen de milieu-effecten in het vlak van afval-, lucht-, waterverontreiniging en lawaaihinder te verminderen. In voorkomend geval wordt gevraagd deze rubriek te detailleren in een kader.

Deze kosten werden reeds vermeld in het totaal van de aanschaffingen van materiële vaste activa.

Investeringsen ter voorkoming van milieuhinder (meerkosten) (invoering van "schone" installaties)

Kost van met het produktieproces geïntegreerde milieu-investeringsen waardoor pollutie aan de bron voorkomen of verminderd wordt. In dit geval wordt gevraagd een schatting te maken van de meerkosten van een "zuivere" technologie in vergelijking met een vervuilende. In voorkomend geval wordt meer detail gevraagd in een kader.

Deze kosten werden reeds vermeld in het totaal van de aanschaffingen van materiële vaste activa.

Aard van het milieubeheer:

- Afval (vervuilde grond inbegrepen): Inclusief afvalpreventie en -reductie; verzamelen, vervoeren, verwerken en elimineren van afval; vervoeren, verwerken en elimineren van vervuilde grond; afvalcontrole. Inclusief recyclage-activiteiten voor zover zij voornamelijk de afvalreductie en -verwerking beogen.
- Luchtverontreiniging: Preventie en reductie van vervuilende emissies in gasvormige, vloeibare of vaste (deeltjes) vorm in de atmosfeer en controle van atmosferische uitstoot.
- Waterverontreiniging (bodem en grondwater inbegrepen): Verzamelen en vervoeren van afvalwater; preventie en verwerking van toxische substanties en reductie van de aanwezigheid ervan in afvalwater vóór de uitstoot ervan in het oppervlakte- of grondwater; bescherming van grond en grondwater tegen insijpeling van vervuilende stoffen; preventie van de toevallige vervuiling van water en grond. Eveneens inclusief verwerking van koelwater vóór de uitstoot ervan in het oppervlakte- of grondwater, evenals andere maatregelen tot herstel of bewaring van de kwaliteit en de kwantiteit van deze wateren. Inclusief kwaliteitscontrole van oppervlakte- en grondwater en van de grond.
- Geluidshinder: Geluids- en trillingspreventie aan de bron, maatregelen ter isolatie van ontvangers voor geluiden en trillingen en controle van het niveau van de geluidsemissie. Exclusief maatregelen voor de geluidsreductie op de werkplek.

Bedrijfsbelastingen:

Enkel de belastingen en taksen die rechtstreeks aan de centrale of plaatselijke overheid worden betaald, worden opgenomen. Accijnzen op brandstoffen dienen bijvoorbeeld enkel te worden vermeld door de producenten en invoerders van brandstoffen.

Economische sectoren:

De resultaten van de structuurenquête bevatten de variabelen volgens de NACE-groepen. Voor wat betreft "industrie", hebben we een groepering gemaakt volgens de MIRA-definitie (bijlage 1).

3.3 ½ Resultaten (en bijkomende cijfers uit andere bronnen)

Steekproef

Ongeveer 23767 ondernemingen hebben de gedetailleerde vragenlijst beantwoord (jaar 1996). Ongeveer 4059 verklaarden milieutaksen te hebben betaald. 777 (3%) verklaarden milieu-investeringen gedaan te hebben. 477 verklaarden alleen investeringen gedaan te hebben ter behandeling van milieuhinder. 474 verklaarden alleen investeringen gedaan te hebben ter voorkoming van milieuhinder. 174 (1%) verklaarden de 2 types investeringen gedaan te hebben in hetzelfde jaar.

De grootste industrieën (+gas/elektriciteit) ontvingen ook het kader IE waar het detail van de milieu-investeringen naar aard (lucht, water, afval, geluid) gevraagd werd. Ongeveer 3200 (95%) hebben geantwoord (bijlage 2).

In 1997, verklaarden 470 (15%) respondenten milieu-investeringen gedaan te hebben. 106 respondenten (3.3%) verklaarden de 2 types investeringen in hetzelfde jaar gedaan te hebben.

Elke jaar zijn het andere bedrijven die voor milieu investeren: 658 verschillende respondenten hebben zo een milieu-investering gedaan in 1995 of 1996.

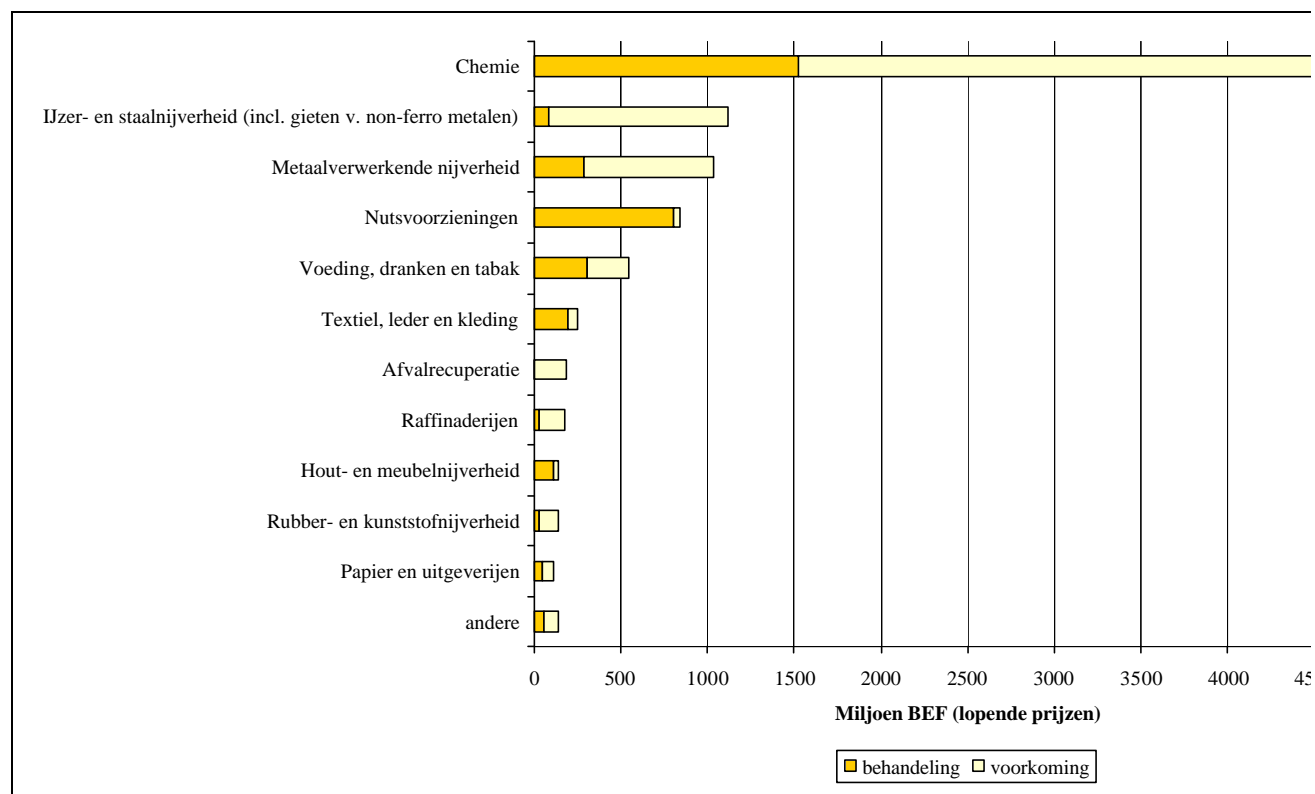
Investeringen voor milieubescherming

Industrie

Op basis van een extrapolatie van de enquêteresultaten, werden in 1997 door de bedrijven in Vlaanderen naar schatting voor 9,2 miljard BEF milieu-investeringen gedaan. Hiervan had ongeveer 1/3 betrekking op 'behandeling' en 2/3 op 'voorkoming'. Indien hierbij de milieu-investeringen door de sector 'Afvalverwerking + RWZI's' (NACE 90) worden geteld (met Aquafin, afvalverbrandingsinstallaties, ...), verhoogt dit bedrag tot 19,7 miljard, maar wordt de verhouding behandeling 2/3, voorkoming 1/3 (bijlage 4).

De grootste milieu-investeringen binnen de industrie gebeurden in de chemie, de ijzer- en staalnijverheid en de metaalwerkende nijverheid (figuur 1).

Figuur 11: Milieu-investeringen van de Vlaamse industrie in 1997 (miljoen BEF, lopende prijzen)



Bron: Ruwe schatting NIS

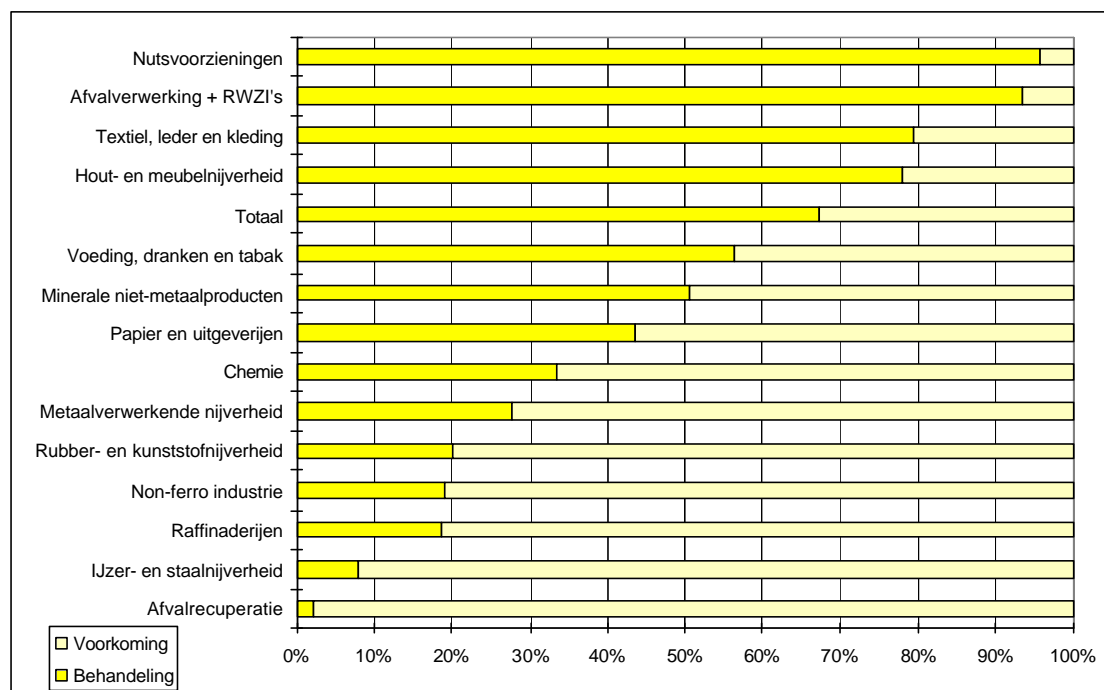
Noot: De investeringen ter behandeling van milieuhinder zijn gemakkelijk te identificeren. De investeringen ter voorkoming van milieuhinder (milieu deel²² in een "groenere" technologie) zijn meer subjectief te identificeren en zijn nu meer indicatief in deze grafiek.

Afvalverwerking en RWZI's realiseerden 9798 Mio BEF investeringen ter behandeling van milieuhinder (+ 682 Mio BEF investeringen ter voorkoming van milieuhinder) en werden in de grafiek niet opgenomen.

²² Meerkosten in vergelijking met een "standard" technologie

De sectoren 'nutsvoorzieningen' en 'afvalverwerking' investeerden meestal ter 'behandeling'; de sectoren 'Afvalrecuperatie' en 'Ijzer' investeerden meestal ter 'voorkoming' milieuhinder (Figuur 2).

Figuur 2: Milieu-investeringen van enkele sectoren in 1997, deel per type



Bron: schatting NIS

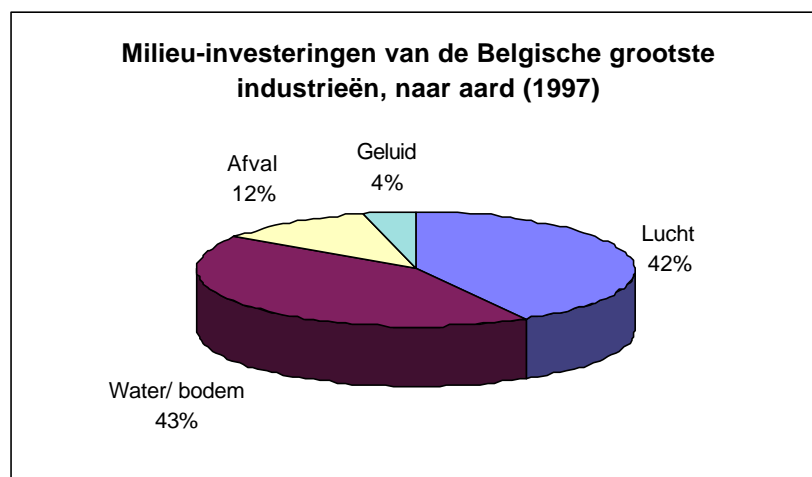
Aard van het milieubeheer (investeringen door grootste industrieën)

Milieu-investeringen kennen evenwel een zeer grillig verloop en zijn conjunctuurgebonden zodat de gegevens niet representatief zijn voor alle jaren. Het aantal ondernemingen dat in een bepaald jaar milieu-investeringen doet bedraagt immers slechts 15% voor de grootste bedrijven en 3% voor alle bedrijven. Conclusies kunnen dus alleen worden getrokken op basis van een langere tijdreeks van gegevens, die vandaag niet bestaat. De regionale uitsplitsing van gedetailleerde gegevens heeft nog weinig waarde. We presenteren dus hier slechts de resultaten voor België, die *grosso modo* representatief kunnen zijn voor Vlaanderen²³.

De meerderheid van de investeringen in België had betrekking op lucht (42%) en water/bodem (43%). Afval (12%) en geluid (4%) waren relatief minder belangrijk (Figuur 43).

²³ Het grootste deel van milieu-investeringen gebeurde deze jaar in Vlaanderen.

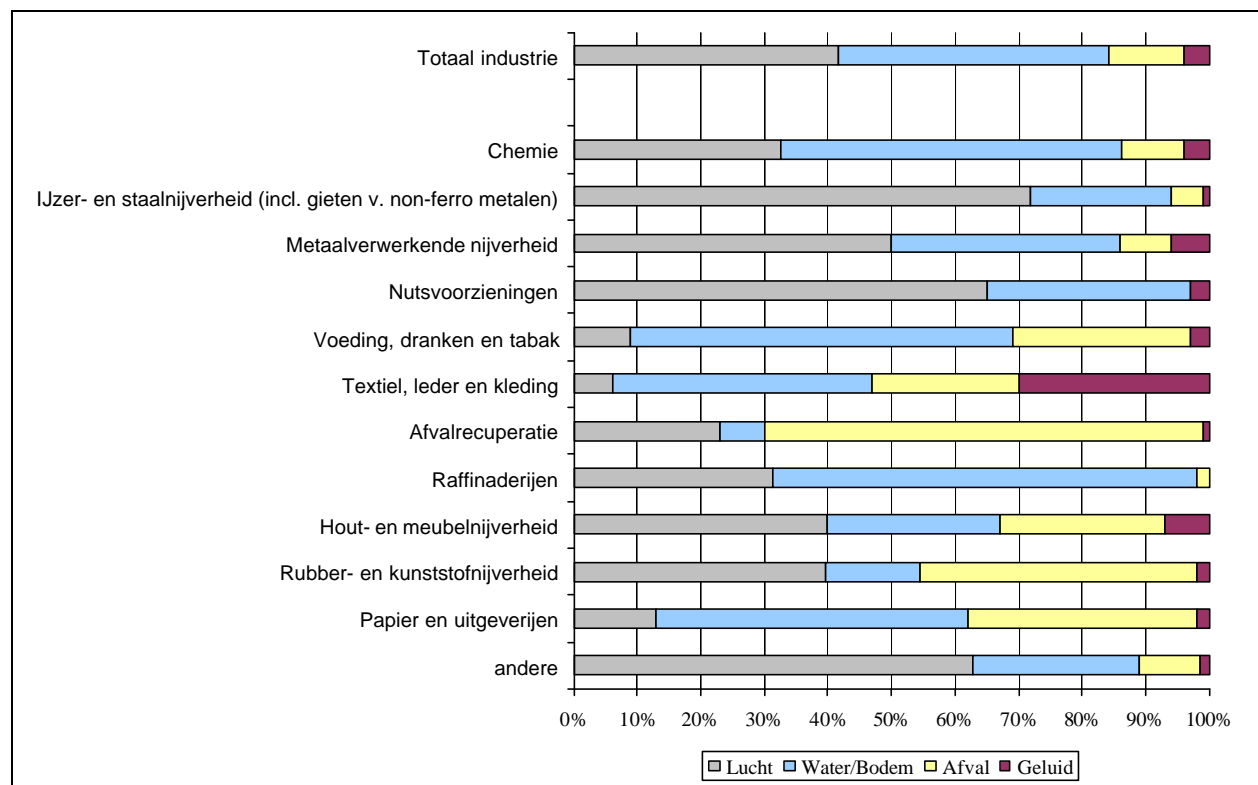
Figuur 3: Milieu-investeringen van de Belgische industrie naar aard



Bron: NIS

De sectoren hout, niet-metaalproducten, staalnijverheid, en non-ferro industrie, investeerden meestal voor luchtverontreiniging (figuur 4). De sectoren mijnbouw, voeding, textiel, raffinaderijen en chemie investeerden meestal voor water- en bodemverontreiniging. De sectoren papier, kunststofnijverheid, en afvalrecuperatie dienden meer afvalproblemen op te lossen. Preventie en reductie van geluidshinder was alleen voor de sector 'textiel' relatief belangrijk.

Figuur 4: Belgische milieu-investeringen van de industrie in 1997 per milieucompartment



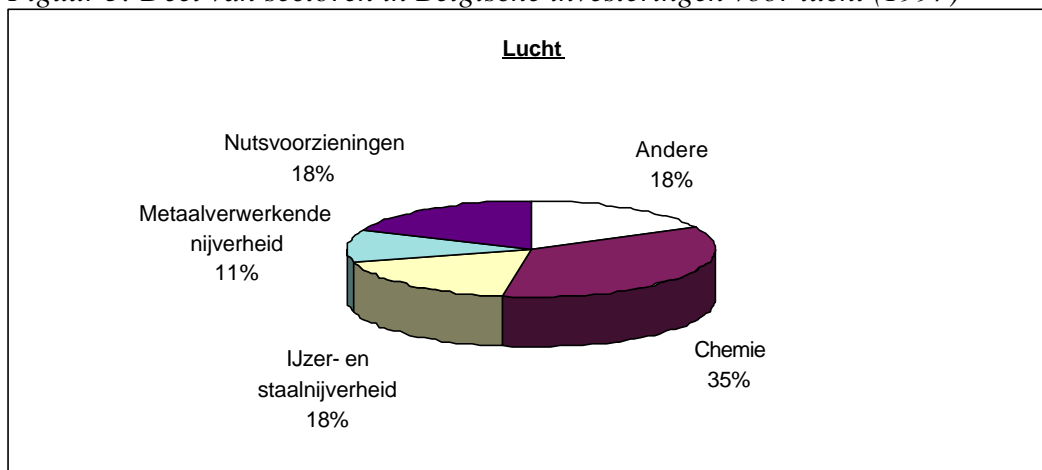
Bron: schatting NIS

Noot: De weergegeven verhoudingen zijn gebaseerd op de resultaten voor gans België. Zij betreffen bovendien enkel de situatie in de grootste ondernemingen in elke sector.

De grootste investeringen van elk type in België (Figuren 5-8) waren gedaan door sector 'Chemie' (resp. 35%, 56%, 37% en 44% van de totaal voor lucht, water, afval en geluid).

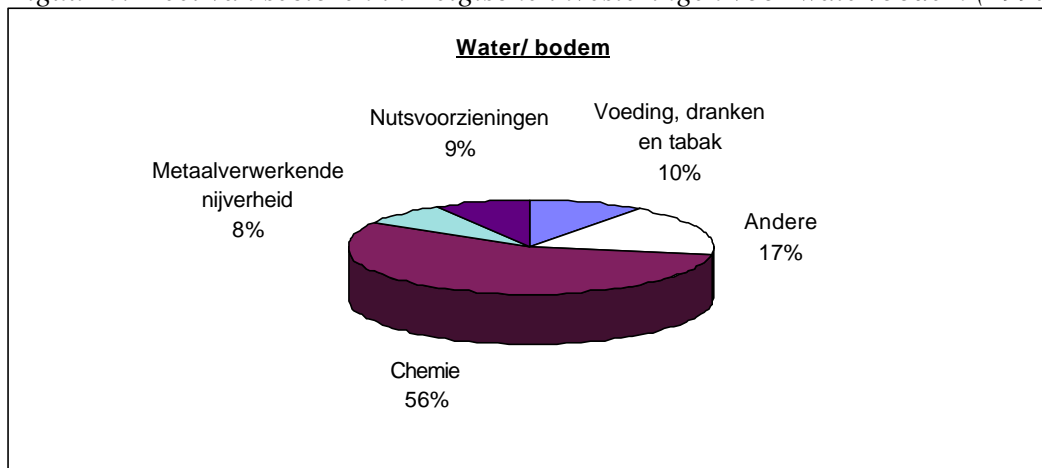
Voor lucht waren de Belgische milieu-investeringen ook relatief hoog in sectoren 'nutsvoorzieningen' en 'Ijzer' (figuur 5), voor water en bodem in de sector 'voeding' (figuur 6), voor afval in de sectoren 'voeding' en 'afvalrecuperatie' (figuur 7) en voor geluid in de sectoren 'textiel' en 'metaalverwerkende nijverheid' (figuur 8).

Figuur 5: Deel van sectoren in Belgische investeringen voor lucht (1997)

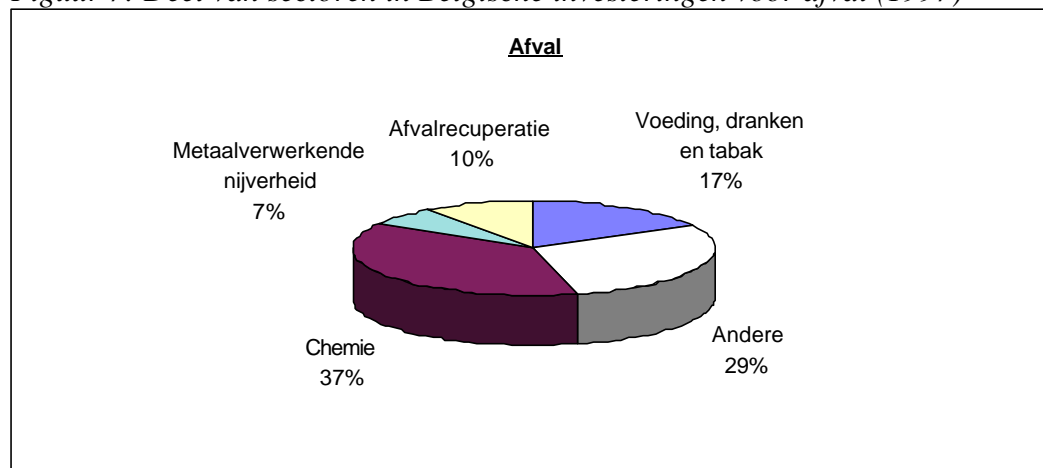


Bron: NIS

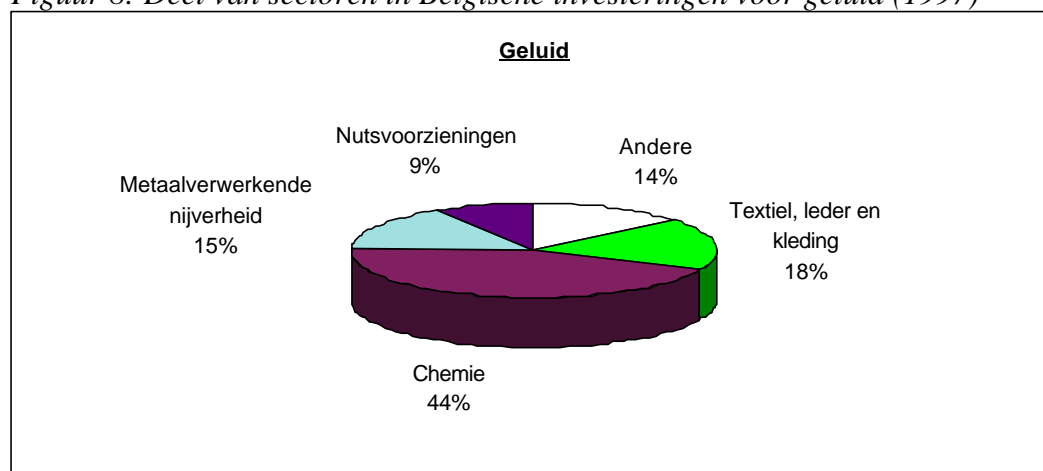
Figuur 6: Deel van sectoren in Belgische investeringen voor water/bodem (1997)



Bron: NIS

Figuur 7: Deel van sectoren in Belgische investeringen voor afval (1997)

Bron: NIS

Figuur 8: Deel van sectoren in Belgische investeringen voor geluid (1997)

Bron: NIS

Lopende uitgaven voor milieubescherming²⁴

De lopende milieu-uitgaven zouden in de Belgische ondernemingen 2,4% van de totale lopende uitgaven vormen (OESO, 1998).

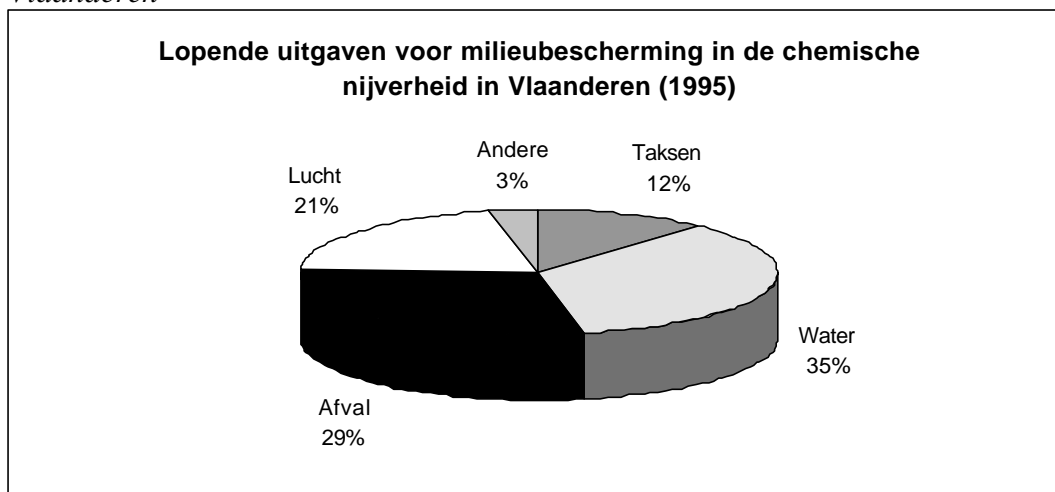
De enige beschikbare gedetailleerde cijfers zijn te vinden bij de federaties van de sectoren chemie en voeding.

Milieubedrijfskosten**Chemische nijverheid**

Volgens SIREV betreft de milieubedrijfskosten van chemische nijverheid meestal water (35%) en afval (29%) in 1995 (figuur 9).

²⁴ drijfkrachtstaks en uitgaven voor veiligheid worden in de milieu-uitgaven niet inbegrepen

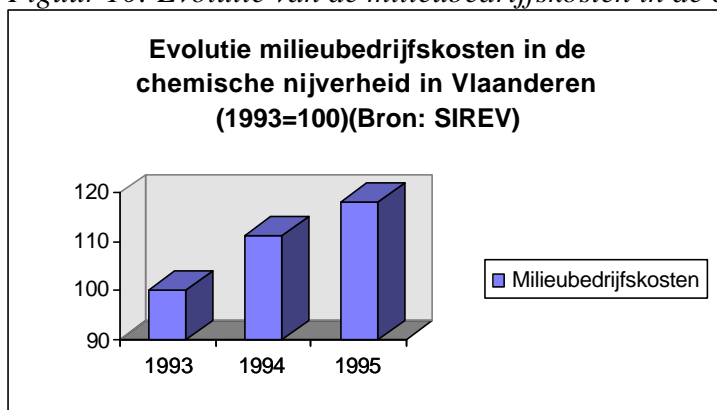
Figuur 9: Lopende uitgaven voor milieubescherming in de chemische nijverheid in Vlaanderen



Bron: volgens SIREV

Deze kosten zouden vlug verhoogd hebben in de jaren 90's (figuur 10).

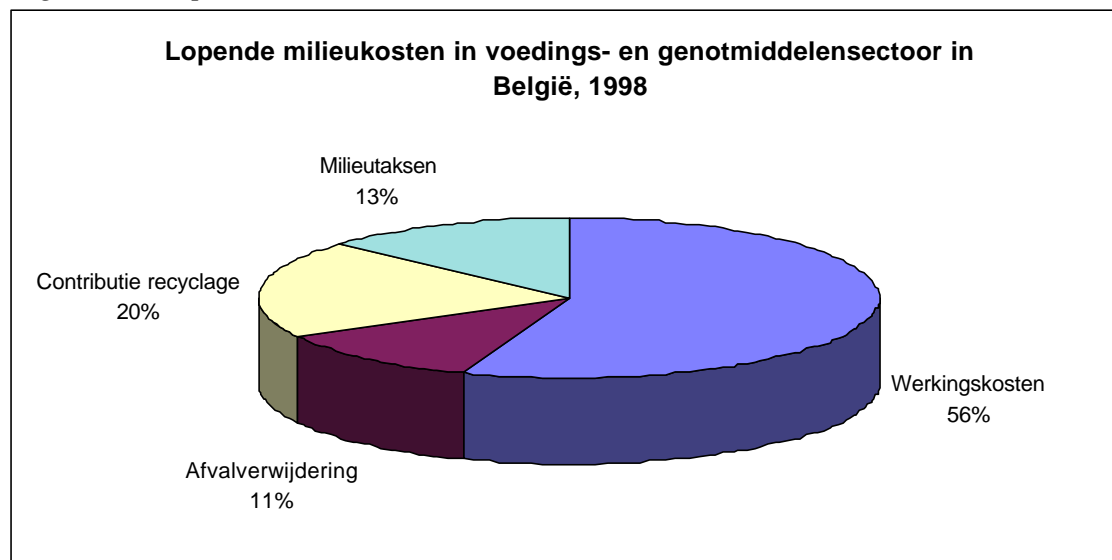
Figuur 10: Evolutie van de milieubedrijfskosten in de chemische nijverheid.



Vervaardiging van voedings- en genotmiddelen

De lopende milieukosten in deze sector betreffen meestal werkingskosten (56%) en contributie voor recuperatie van verpakkingen door Fost Plus en Val-I-Pac (20%). De milieutaksen gelden voor 13% van de lopende milieukosten (figuur 11).

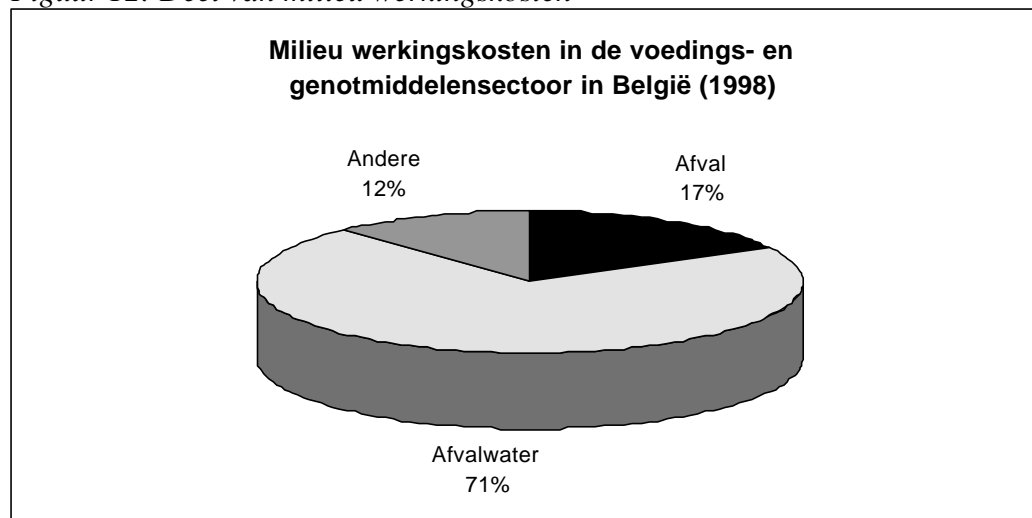
Figuur 11: Lopende milieukosten in 1998



Bron: volgens FEVIA

De werkingskosten betreffen meestal afvalwater in deze sector (figuur 12). In het algemeen heeft deze sector dus meer lopende kosten voor afvalwater- en afvalproblematieken.

Figuur 12: Deel van milieu werkingskosten

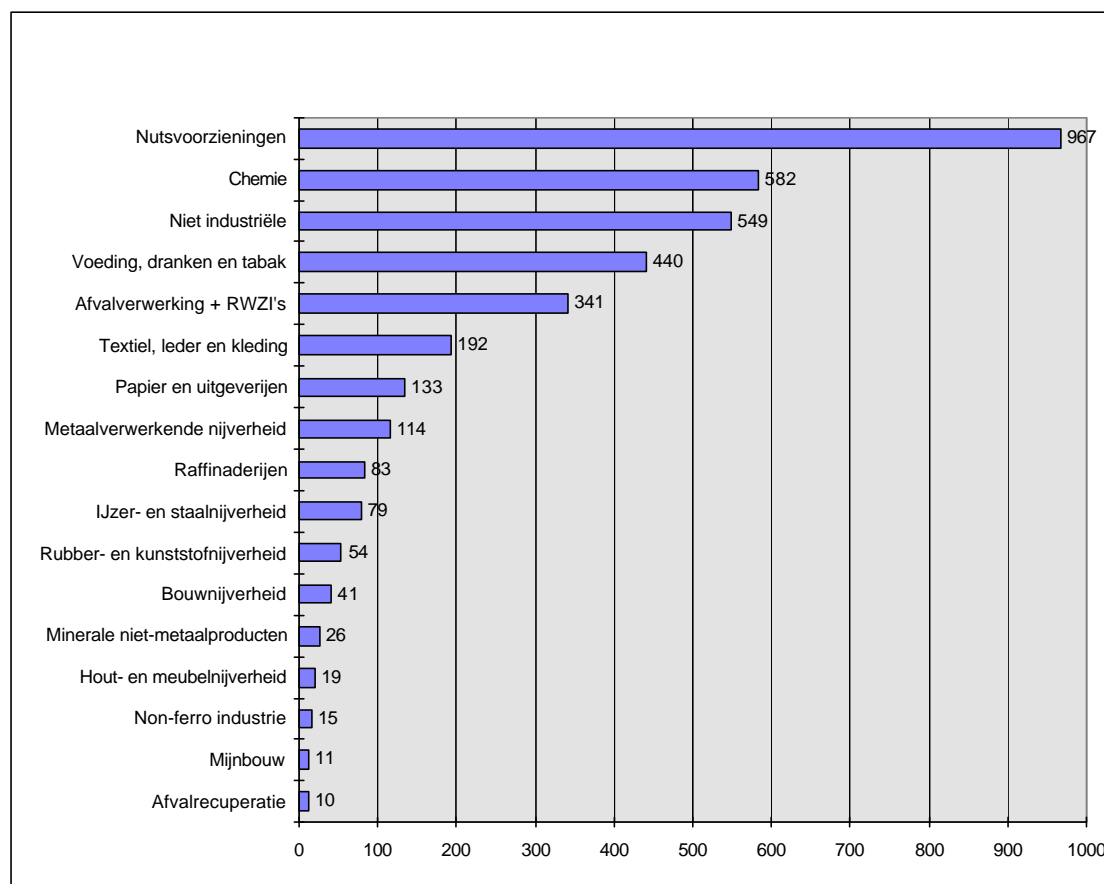


Bron: volgens FEVIA

Milieutaksen

De ondernemingen betalen milieutaksen op federale, regionale en lokale niveau's.

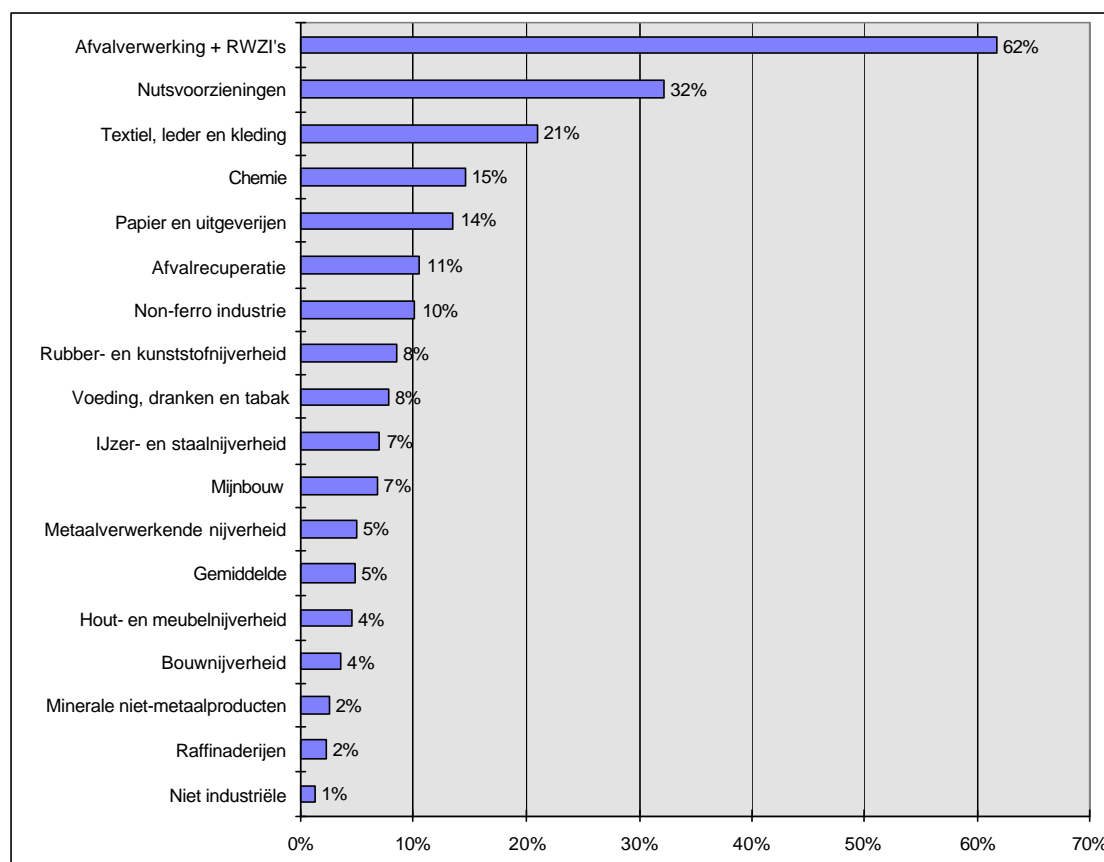
In Vlaanderen betaalde de sector nutsvoorzieningen bijna 1 miljard BEF milieuheffingen in 1997. De Vlaamse ondernemingen van de sectoren chemie en voeding betaalden enkele honderdtallen miljoen milieuheffingen. De Vlaamse niet-industriële sectoren hebben voor een half miljard BEF bijgedragen (figuur 13)

Figuur 13: Milieuheffingen in Vlaanderen, per sector (Mio BEF, 1997)

Bron: schatting NIS

Het deel van milieubelastingen in de bedrijfsbelastingen varieert tussen sectoren vanaf 1% in de diensten tot 62% in de afvalverwerking en RWZI's sectoren, met een gemiddelde van 5% (figuur 14).

Figuur 14: deel van milieuheffingen in de totale bedrijfsbelastingen, per sector in België (1997)

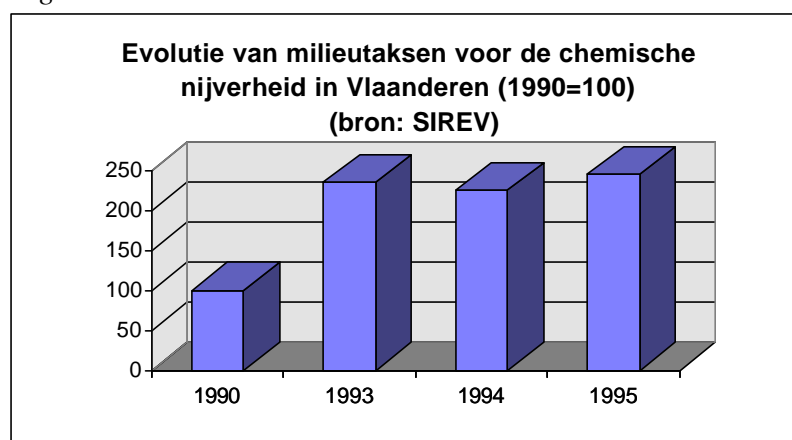


Bron: NIS

Chemische nijverheid

Volgens SIREV zouden de chemische bedrijven 2,4 maal meer milieutaksen tussen 1990 en 1995 betaald hebben (Figuur 15).

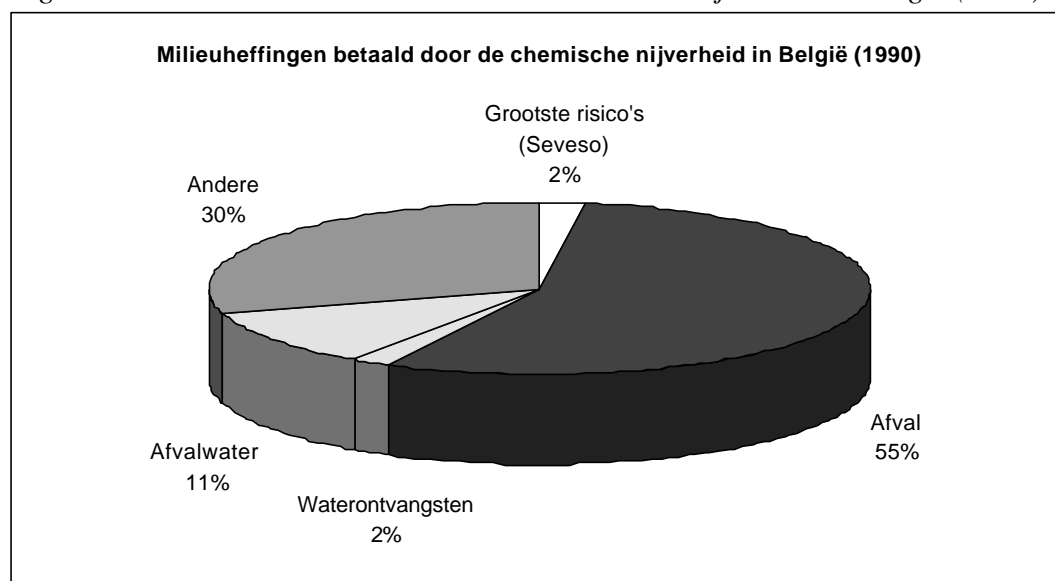
Figuur 15: Evolutie van de milieutaksen van de sector 'chemie'



Tussen 1990 en 1995 zouden de Belgische chemische bedrijven 5 maal meer afvalwatertaksen betaald hebben (OESO, 1998). Het deel van afvalwaterheffingen in

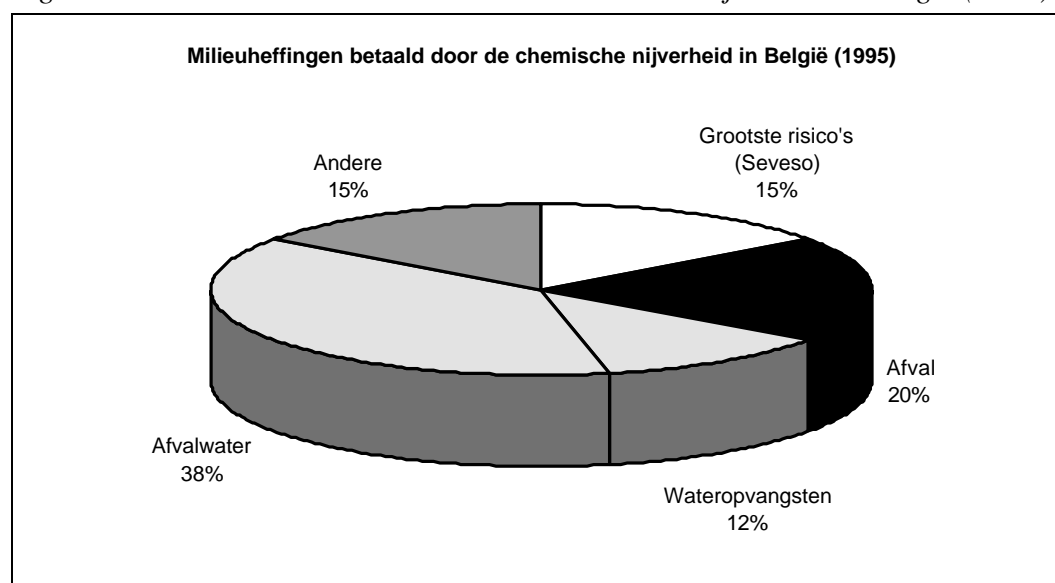
de totaal werd dan in 1995 veel groter dan in 1990 (figuren 16 en 17). Dit is eerder een gevolg van de grotere relatieve verhoging van de afvalwaterheffingen dan van de variatie van de andere milieutaksen (Fedichem, 1997).

Figuur 16: Milieutaksen betaald door de chemische nijverheid in België (1990)



Bron: volgens FEDICHEM

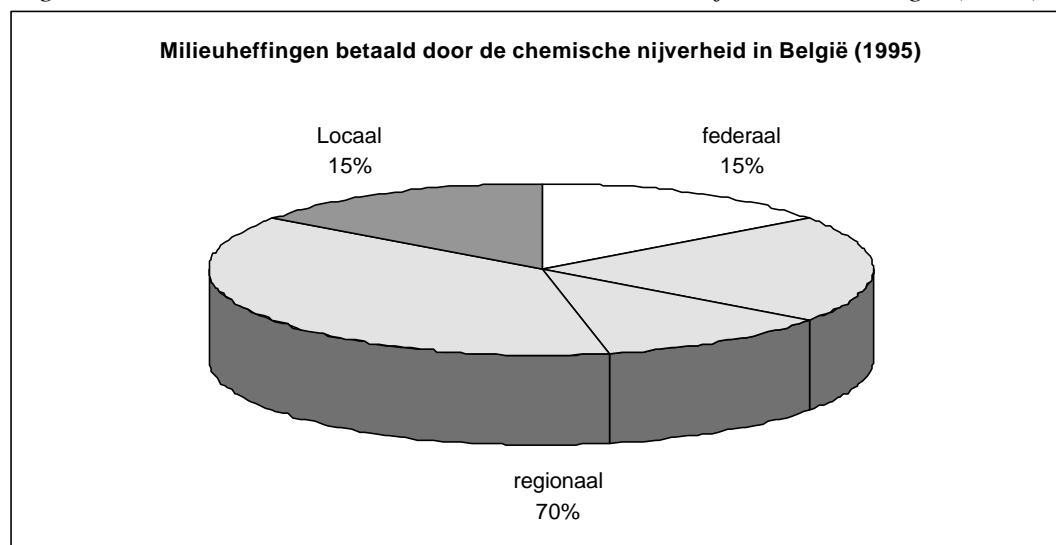
Figuur 17: Milieu taksen betaald door de chemische nijverheid in België (1995)



Bron: volgens FEDICHEM

70% van de milieutaksen werden betaald door de sector 'chemie' aan de gewesten, de rest (15%, 15%) naar de federale en lokale overheden (figuur 18).

Figuur 18: Milieutaksen betaald door de chemische nijverheid in België (1995)

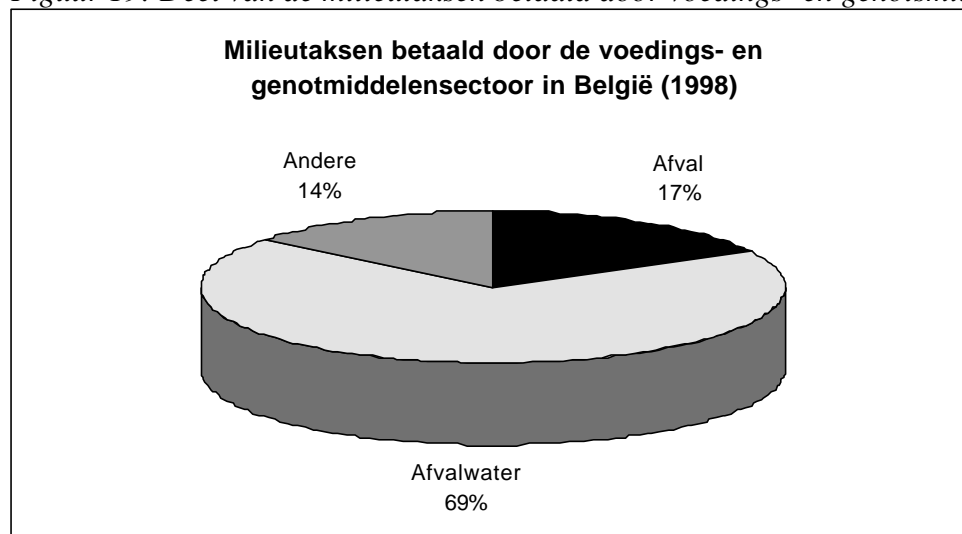


Bron: volgens FEDICHEM

Vervaardiging van voedings- en genotmiddelen

Voor de voedings- en genotmiddelen sector waren de milieutaksen ook meestal gelinkt tot afvalwater: 2/3 in 1998 (figuur 19).

Figuur 19: Deel van de milieutaksen betaald door voedings- en genotmiddel sector.



Bron: volgens FEVIA

Het inzicht in de milieukosten van de Vlaamse industrie blijft nog zeer partieel en onvolledig. Deze eerste schattingen moeten voorzichtig geïnterpreteerd worden.

Referenties

FEDICHEM, 1997, "Le responsable care dans la pratique", en persoonlijke communicaties.

FEVIA, 1999, "Rapport environnemental de l'industrie alimentaire", 26 pp.

Kestemont, B., "Dépenses environnementales des entreprises en Belgique", rapport final pour la DGenv, NIS, januari 2000.

NIS, 1998-2000, diverse interne documenten, gegevens en databanken.

NIS, structuurenquête naar de ondernemingen (nog niet gepubliceerde cijfers), 2000.

OCDE, 1998, "Examen des performances environnementales - Belgique", Parijs.

Bijlagen

Bijlage 21: Indeling in industriële sectoren volgens MIRA

Nr	Sector MIRA	NACE-BEL	Omschrijving NACE-BEL sector
1	Mijnbouw	10.	Winning van steenkool, bruinkool en turf
		11.	Winning van aardolie en aardgas en aanverwante diensten
		12.	Winning van uranium- en thoriumerts
		13.	Winning van metaalerts
		14.	Winning van overige delfstoffen
2	Voeding, dranken en tabak	15.	Vervaardiging van voedingsmiddelen en dranken
		16.	Vervaardiging van tabaksproducten
3	Textiel, leder en kledin	17.	Vervaardiging van textiel
		18.	Vervaardiging van kleding en bontnijverheid
		19.	Leernijverheid en vervaardiging van schoeisel
4	Hout- en meubelnijverheid	20.	Houtindustrie en vervaardiging van artikelen van hout, kurk, riet en vlechtwerk
		36.	Vervaardiging van meubels; overige industrie
5	Papier en uitgeverijen	21.	Papier- en kartonnijverheid
		22.	Uitgeverijen, drukkerijen en reproductie van opgenomen media
6	Raffinaderijen	23.2	Vervaardiging van geraffineerde aardolieproducten
7	Chemie	24.	Chemische nijverheid
8	Rubber- en kunststofnijverheid	25.	Rubber- en kunststofnijverheid
9	Minerale niet-metaalproducten	26.	Vervaardiging van overige niet-metaalhoudende minerale producten
10	IJzer- en staalnijverheid	23.1	Vervaardiging van cokesovenproducten
		27.1	Vervaardiging van ijzer en staal en van ferrolegeringen (EGKS)
		27.2	Vervaardiging van buizen
		27.3	Eerste verwerking van staal en productie van niet-EGKS-ferrolegeringen
		27.51	Gieten van ijzer
		27.52	Gieten van staal
		27.54	Gieten van overige non-ferro metalen
11	Non-ferro industrie	27.4	Productie van non-ferro metalen
		27.53	Gieten van lichte metalen
		27.54	Gieten van overige non-ferro metalen
12	Metaalverwerkende nijverheid	28.	Vervaardiging van producten van metaal
		29.	Vervaardiging van machines, apparaten en werktuigen
		30.	Vervaardiging van kantoormachines en computers
		31.	Vervaardiging van elektrische machines en apparaten
		32.	Vervaardiging van audio-, video- en telecommunicatie apparatuur

	33.	Vervaardiging van medische apparatuur, van precisie- en optische ...
	34.	Vervaardiging van assemblage van auto's, aanhangwagens en opleggers
	35.	Vervaardiging van overige transportmiddelen
13 Afvalrecuperatie	37.	Recuperatie van recycleerbaar afval
14 Nutsvoorzieningen	40.1	Productie en distributie van elektriciteit
	40.2	Productie en distributie van gas
	40.3	Distributie van stoom en warm water
	41.0	Winning, zuivering en distributie van water
15 Bouwnijverheid	45.	Bouwnijverheid
A Afvalverwerking	90.002	Verzamelen, storten en verwerken van huisvuil
	90.003	Verzamelen, storten en verwerken van afval afkomstig van de landbouw, van industrieel afval en van bouwpuin
	90.004	Beheer van stortplaatsen en definitieve opslagplaatsen van afval
B RWZI's	90.001	Afvalwaterverzameling en -zuivering

Bijlage 22: Aantal bedrijven die het kader IE ontvingen/terugstuurden

De enquête is een verplicht voor de ondernemingen. Er is dus een gooi antwoordgraad. Alleen de grootste ondernemingen krijgen de gedetailleerde kader IE met vragen over de milieu-aard van hun investeringen.

Jaar data	Vragenlijsten met kader IE		
	Gestuurd	Teruggekregen	ratio
1995	2205	2000	91%
1996	3223	3000	93%
1997	3382	3200	95%
1998	3292	1000	tijdelijk

658 verschillende respondenten hebben een milieu-investering gedaan in 1995 of 1996.

Bijlage 3: Milieu-investeringen van de Vlaamse industrie (1997)

Investering ter behandeling en voorkoming van milieuhinder in Vlaanderen in 1997 (Mio BEF)			
MIRA sector	Behandeling	Voorkoming	Totaal
1 Mijnbouw	0	0	0
2 Voeding, dranken en tabak	309	241	550
3 Textiel, leder en kleding	196	51	247
4 Hout- en meubelnijverheid	109	31	140
5 Papier en uitgeverijen	50	65	115
6 Raffinaderijen	33	144	177
7 Chemie	1529	3014	4543
8 Rubber- en kunststofnijverheid	28	111	139
9 Minerale niet-metaalproducten	34	33	67
10 IJzer- en staalnijverheid	88	1025	1113
11 Non-ferro industrie	13	55	68
12 Metaalverwerkende nijverheid	288	752	1040
13 Afvalrecuperatie	4	181	185
14 Nutsvoorzieningen	800	37	837
15 Bouwnijverheid	6	0	6
Afvalverwerking + RWZI's	9798	682	10480

Bron: Ruwe schatting NIS

Opmerking: NACE 23,3 (Bewerking van splijt- en kweekstoffen) wordt niet uitgewerkt binnen de sector industrie.

Bron: schatting NIS

Bijlage 4: Milieu-investeringen in Vlaanderen (1997) (% voorkoming en behandeling)

Investering ter behandeling en voorkoming van milieuhinder in Vlaanderen in 1997, per type binnen de belangrijkste sectoren (Mio BEF)			
MIRA sector	Behandeling	Voorkoming	Totaal
Mijnbouw			
Voeding, dranken en tabak	56%	44%	100%
Textiel, leder en kleding	79%	21%	100%
Hout- en meubelnijverheid	78%	22%	100%
Papier en uitgeverijen	43%	57%	100%
Raffinaderijen	19%	81%	100%
Chemie	34%	66%	100%
Rubber- en kunststofnijverheid	20%	80%	100%
Minerale niet-metaalproducten	51%	49%	100%
IJzer- en staalnijverheid	8%	92%	100%
Non-ferro industrie	19%	81%	100%
Metaalverwerkende nijverheid	28%	72%	100%
Afvalrecuperatie	2%	98%	100%
Nutsvoorzieningen	96%	4%	100%
Bouwnijverheid	100%	0%	100%
Afvalverwerking + RWZI's	93%	7%	100%
Totaal	67%	33%	100%

Bron: Ruwe schatting NIS

Bijlage 5: Deel van de sectoren in de investeringen naar aard (België, 1997, grootste industrieën)

België, milieu-investeringen 1997, deel naar aard (alleen grote industrieën)					
	Lucht	Water/ bodem	Afval	Geluid	Totaal
Mijnbouw	0%	0%	0%	0%	0%
Voeding, dranken en tabak	2%	10%	17%	5%	7%
Textiel, leder en kleding	0%	2%	5%	18%	2%
Hout- en meubelnijverheid	1%	1%	3%	3%	1%
Papier en uitgeverijen	0%	2%	5%	1%	1%
Raffinaderijen	2%	5%	1%	0%	3%
Chemie	35%	56%	37%	44%	45%
Rubber- en kunststofnijverheid	1%	0%	5%	1%	1%
Minerale niet-metaalproducten	8%	1%	5%	2%	4%
IJzer- en staalnijverheid	18%	5%	5%	2%	11%
Non-ferro industrieën	1%	1%	0%	0%	1%
Metaalverwerkende nijverheid	11%	8%	7%	15%	9%
Afvalrecuperatie	1%	0%	10%	0%	2%
Nutsvoorzieningen	18%	9%	0%	9%	12%
niet industrieënel	1%	0%	0%	0%	0%
Totaal grote industrieën	100%	100%	100%	100%	100%

Bron: NIS

Bijlage 6: Lopende milieukosten in 1998

Werkingskosten	2600 Mio BEF
Afvalverwijdering	530 Mio BEF
FOST Plus	880 Mio BEF (bron: FOST Plus)
Val-I-Pac	50 Mio BEF
Milieutaksen	620 Mio BEF
totaal milieu	4680 Mio BEF

Bron: volgens FEVIA

Bijlage 7: Deel van milieu werkingskosten

	1995	1998
Afval	17%	17%
Afvalwater	75%	71%
Andere	8%	12%
	100%	100%

Bron: volgens FEVIA

Bijlage 8: Milieuheffingen in Vlaanderen, per sector (Mio BEF, 1997)

Milieuheffingen	
MIRA sector	Vlaanderen
Mijnbouw	11
Voeding, dranken en tabak	440
Textiel, leder en kleding	192
Hout- en meubelnijverheid	19
Papier en uitgeverijen	133
Raffinaderijen	83
Chemie	582
Rubber- en kunststofnijverheid	54
Minerale niet-metaalproducten	26
IJzer- en staalnijverheid	79
Non-ferro industrie	15
Metaalverwerkende nijverheid	114
Afvalrecuperatie	10
Nutsvoorzieningen	967
Bouwnijverheid	41
Afvalverwerking + RWZI's	341
Niet industriële	549
Totaal	3656

Bron: schatting NIS

4 ½ Publieke milieu-uitgaven

Peter Van Humbeeck, SERV

Sarah Ochelen, Directoraat-generaal, AMINAL²⁵

4.1 ½ Inleiding

Inhoud

Deze bijdrage wil een inzicht verschaffen in de historische en actuele samenstelling en structuur van de publieke milieu-uitgaven. Deze vallen uiteen in uitgaven van de Vlaamse overheid (gewest) en uitgaven van lokale overheden (gemeenten en provincies). Van de uitgaven van de Vlaamse overheid wordt tevens een toekomststraming gemaakt.

De opbouw is als volgt. Voor een goede interpretatie worden vooraf de belangrijkste keuzen en beperkingen van de analyse weergegeven. Vervolgens worden enkele begrotingstechnische begrippen toegelicht. Na deze inleidende delen, worden de milieu-uitgaven (en inkomsten) van de Vlaamse overheid tussen 1990 en 2000 geanalyseerd, en wordt een prognose gemaakt van deze uitgaven tot 2010. Dit gebeurt via een BAU-scenario ('business as usual'), waarin het bestaande beleid wordt doorgetrokken naar de toekomst, en een BAU+ -scenario, waarin het milieubeleid op een aantal vlakken wordt versneld. Vervolgens worden de milieu-uitgaven van de lokale overheden tussen 1990 en 1999 geanalyseerd, en wordt een totaaloverzicht gemaakt van de publieke milieu-uitgaven. De belangrijkste resultaten zijn achteraan opgenomen in een samenvatting.

Keuzen en beperkingen

De belangrijkste keuzen en beperkingen van de analyse kunnen als volgt worden samengevat:

- De *cijfergegevens* die in de verschillende documenten van het Vlaams Parlement konden worden teruggevonden vormen de basisgegevens voor de analyse op gewestelijk niveau. Het gaat daarbij in hoofdzaak om de documenten en decreten houdende de *begroting* van de Vlaamse Gemeenschap. Zij werden aangevuld met gegevens van andere bronnen zoals het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, het Rekenhof, Aquafin, ... Voor de gemeenten werden de gemeenterekeningen en begrotingen gebruikt; voor de provincies secundaire databronnen (zie verder).
- Er wordt in eerste instantie gewerkt met de bedragen zoals die in de definitieve *begrotingen* (d.w.z. aangepast en/of herschikt) weergegeven zijn. Het gaat bovendien om *nominale bedragen*. Bij vergelijking tussen grootheden van verschillende jaren moet hiermee rekening worden gehouden. Concreet betekent dit dat bv. een jaarlijks constante vastlegging (nominaal) in feite een vermindering betekent (reëel). De cijfers worden steeds uitgedrukt *in miljoenen BF*. In

²⁵ Sara Ochelen zorgde voor de berekening van de gemeentelijke milieu-uitgaven. De auteurs danken Jan Van Stichel van de Administratie Binnenlandse Aangelegenheden van de Vlaamse Gemeenschap voor het ter beschikking stellen van de benodigde informatie voor het analyseren van de gemeentebegrotingen.

bijkomende orde zal informatie worden verstrekt over de *uitvoering* van de begroting.

- In de departementale begroting worden de verschillende beleidsdomeinen verdeeld in departementen, organisatieafdelingen en programma's. In deze bijdrage worden enkel de programma's "Leefmilieu" (61.1), "Natuur" (61.2.) en "Bos en Groen" (61.3) geanalyseerd. Dit is in zoverre verantwoord dat op het Mina-fonds vooralsnog enkel inkomsten en uitgaven met betrekking tot deze beleidsdomeinen verrekend worden. Deze afbakening impliceert wel dat verschillende inkomsten- en uitgavenstromen op het randgebied tussen "milieu" en andere beleidsdomeinen buiten het gezichtsveld blijven (bv. landinrichting, watervoorziening, de heffing op watervang, ...). Wegens het aggregatieniveau van de begroting blijven bovendien noodgedwongen enkele milieu-uitgaven en inkomsten buiten beschouwing (bv. de personeelskosten van Aminal, die vallen onder de interdepartementale bestaansmiddelen, een groot deel van de milieu-activiteiten van VITO, enz.). Bijlage 1 bevat ter informatie enkele gegevens over deze personeelskosten van Aminal voor de jaren 1997 en 1998.
- Doordat een groot aantal geldtransferten plaatsvindt tussen de verschillende betrokken instanties (departementale begroting, Mina-Fonds, milieu-pararegionalen), kunnen de cijfers uit de begrotingsdocumenten niet zomaar bij mekaar worden opgeteld om de totale uitgaven te kennen. Er werden dan ook geconsolideerde rekeningen opgemaakt waardoor dubbeltellingen worden vermeden. Bovendien bevat de leefmilieubegroting een aantal fictieve uitgaven (cfr. infra), die evenmin mee worden verrekend.
- Er werd getracht de inkomsten en uitgaven op te splitsen naar een aantal beleidsdomeinen zoals afval, water, natuur, mest en overig (algemeen) milieubeleid. Wegens het aggregatieniveau van de begroting is het echter niet steeds eenvoudig dergelijke verdeling te maken, zodat deze verdeling voor een stuk arbitrair is gebeurd.
- De prognose van de toekomstige inkomsten en uitgaven is gebaseerd op een analyse van historische gegevens en van de meest recente publiek beschikbare beleidsinformatie. Voor Aquafin werden eigen ramingen gehanteerd, gebaseerd op een zelf uitgewerkt rekenmodel. Nieuwe beleidsbeslissingen en gewijzigde prioriteiten kunnen vanzelfsprekend leiden tot andere inkomsten- en uitgavenpatronen. De toekomstramingen moeten dan ook met de nodige omzichtigheid worden geïnterpreteerd. Benadrukt wordt dat de prognoses geenszins een wenselijkheid voor het ene of andere beleidsinitiatief uitdrukken.

Enkele begrotingstechnische begrippen

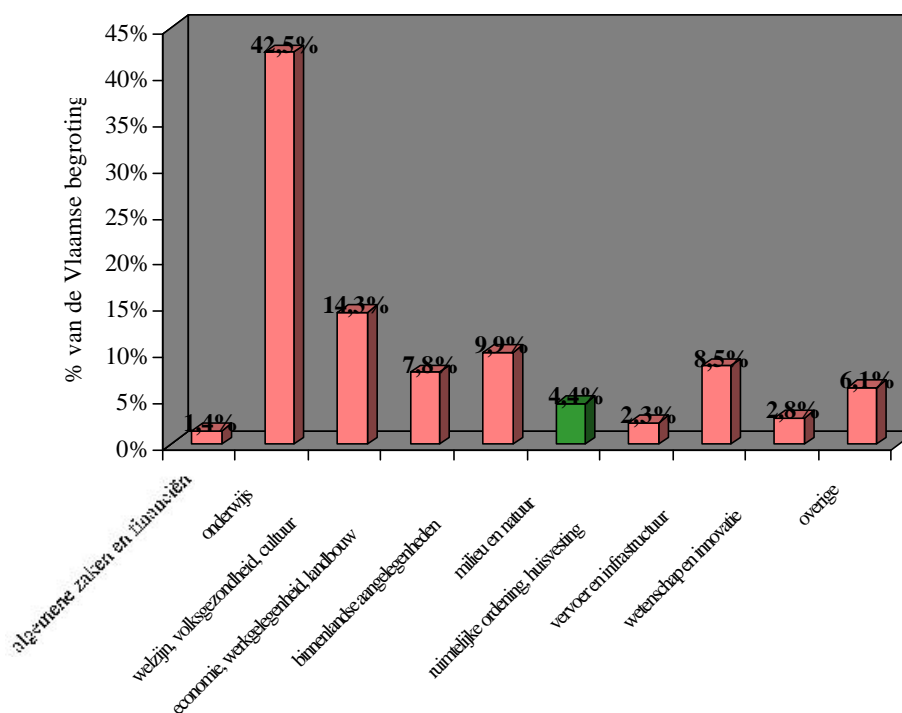
In de begroting worden de kredieten verdeeld in niet-gesplitste kredieten (NGK), vastleggingskredieten (VK), en ordonnanceringskredieten (OK). Het beleid (de verbintenissen) wordt gevoerd door vastleggingen (NGK + VK). De betalingen verlopen via de ordonnanceringen (NGK + OK). Er zal hierna dan ook gewerkt worden met vastleggingen (V) en ordonnanceringen (O). Andere, en in begrotingscontext meer gangbare benamingen hiervoor zijn resp. beleidskredieten (BLK) en betalingskredieten (BTK). Voor nadere toelichting betreffende deze begrippen wordt verwezen naar deel 4.2 "Kosten van milieumaatregelen en milieubeleid: begrippen, definities en methoden".

4.2 ½ Milieu-inkomsten en uitgaven van de Vlaamse overheid 1990 - 2000

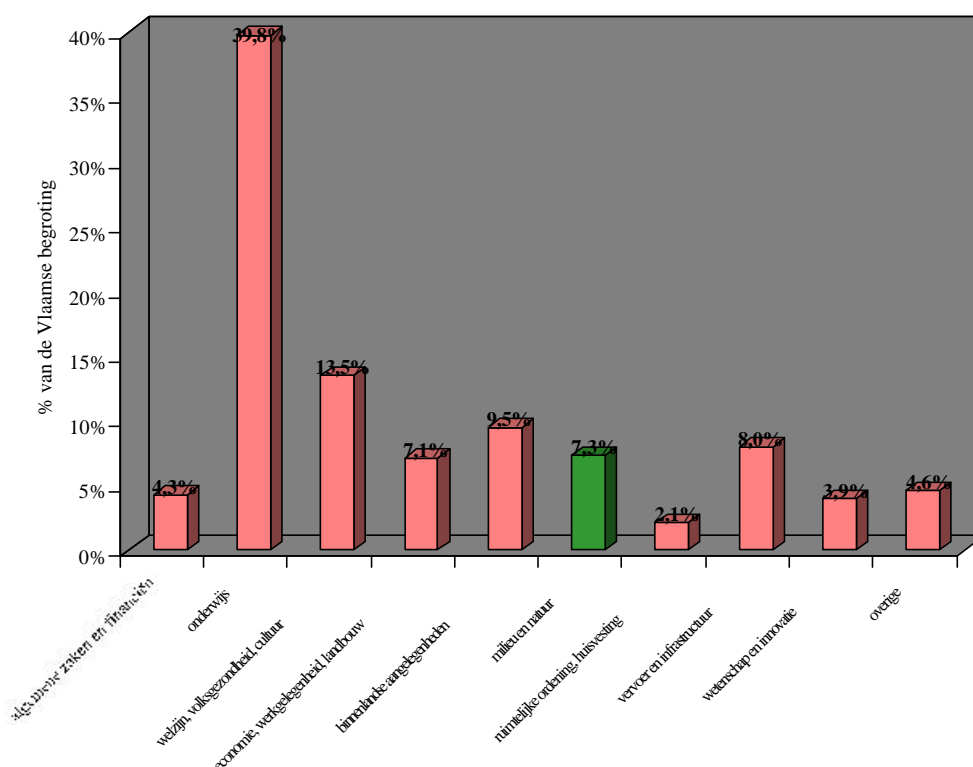
De milieubegroting in perspectief

Met uitgaven ten belope van 48,0 miljard en beleidskredieten van 27,4 miljard bedraagt het aandeel van “milieu, groen en natuurbehoud” - dit zijn de programma's leefmilieu en natuurbehoud, én de programma's landinrichting en watervoorziening - in de totale Vlaamse begroting momenteel 4,4% van de beleidskredieten en 7,3% van de betalingskredieten (zie Figuur 12 en Figuur 13). Daarmee ligt de begroting 2000 volledig in de lijn van de drie vorige jaren. De sterke groei van het aandeel van deze beleidssector in het begin van de jaren '90 heeft zich dus nadien niet doorgezet.

Figuur 12 : Aandeel van de vastleggingen in de totale beleidskredieten 2000



Figuur 13 : Aandeel van de uitgaven in de totale betalingskredieten 2000



Wanneer enkel de programma's leefmilieu, natuur en bos en groen worden beschouwd, zoals in de rest van deze bijdrage gebeurt, ligt het aandeel vanzelfsprekend lager, met name op 4,0% van de beleidskredieten en 6,9% van de uitgaven (zie Tabel 23).

Tabel 23: Aandeel en evolutie van de beleids- en betalingskredieten tussen 1996 en 2000.

Beleidskredieten	1996	1997	1998	1999	2000
aandeel BLK leefmilieu, natuur en bos in totale BLK	3,9%	3,9%	4,0%	3,9%	4,0%
groei BLK leefmilieu, natuur en bos	15,1%	4,2%	4,6%	2,0%	8,0%
groei totale BLK Vlaamse gemeenschap	2,4%	4,8%	2,4%	5,3%	4,1%
Betalingskredieten	1996	1997	1998	1999	2000
aandeel BTK leefmilieu, natuur en bos in totale BTK	3,8%	4,9%	5,8%	6,1%	6,9%
groei BTK leefmilieu, natuur en bos	13,7%	34,4%	23,1%	9,5%	17,7%
groei totale BTK Vlaamse gemeenschap	3,0%	5,4%	3,2%	5,0%	3,4%

Het werkelijk aandeel in de uitgaven ligt echter beduidend onder deze 6,9% gezien een aanzienlijk deel ervan als fictief moet worden beschouwd. Met name vertegenwoordigt een bedrag van 18,1 miljard op post 3.17²⁶ van het Mina-Fonds geen reële uitgave, maar kan het worden geïnterpreteerd als het gedeelte van het saldo van het Mina-Fonds (post 1.7) dat reeds bezwaard is door vroegere verbintenissen en dus niet kan worden aangewend voor nieuwe uitgaven. Deze "uitgave" moet m.a.w. in samenhang worden gelezen met de eveneens grotendeels fictieve ontvangsten uit het kassaldo per 31.12 van het Mina-Fonds, en is te beschouwen als een boekhoudkundige operatie in plaats van

²⁶ 3.17 Belast ordonnanceringskrediet, bestemd voor de betaling van het encours, overdraagbaar naar de andere Mina-Fondsposten.

als een echte uitgave²⁷. Bovendien is er in de begroting 2000 van OVAM een overdracht van 3,1 miljard naar het jaar 2001 opgenomen. Deze vertegenwoordigt evenmin een reële uitgave voor het milieubeleid in 2000. Zonder deze fictieve uitgaven bedraagt het aandeel van de milieu-uitgaven in 2000 4,3% van de totale Vlaamse begroting.

Dergelijke fictieve uitgaven en ontvangsten vertekenen in belangrijke mate het beeld van de milieubegroting zoals deze uit de begrotingsdocumenten blijkt. Om die reden werden de “naakte begrotingscijfers” in de volgende delen van deze bijdrage gecorrigeerd tot werkelijke uitgaven, ook wat de voorgaande jaren betreft.

Structuur en hoofdrolspelers van de Vlaamse milieubegroting

Algemeen overzicht

Figuur 14 geeft een overzicht van de structuur en hoofdrolspelers van de milieubegroting in 2000. Deze structuur en hoofdrolspelers zijn in 2000 ongewijzigd gebleven ten opzichte van de jaren voordien.

De Vlaamse *milieu-inkomsten* bestaan enerzijds uit algemene middelen die beschikbaar worden gesteld vanuit de departementale begroting en anderzijds uit eigen milieu-ontvangsten. Deze laatste kunnen op hun beurt worden ingedeeld in eigen inkomsten van de Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij (OVAM) en de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), de milieuheffingen op afval, afvalwater, grondwater en mest, en een restcategorie overige Mina-inkomsten (bv. Vlaremdossier-taks, Europese subsidies, ...). Deze inkomsten worden gebruikt voor de financiering van milieu-uitgaven in diverse beleidsdomeinen zoals vaste afvalstoffen, waterzuivering, meststoffen, natuur en algemeen (overig) milieubeleid.

De *milieu-uitgaven* gebeuren rechtstreeks via de algemene uitgavenbegroting, via de pararegionalen OVAM, VMM en VLM (Vlaams Landmaatschappij, Mestbank) of via het Mina-Fonds, een gewestdienst met afzonderlijk beheer ondergebracht bij de Administratie Milieu, Natuur, Land en Waterbeheer (Aminal).

Tussen deze *hoofdrolspelers* hebben verschillende overdrachten plaats. Alle inkomsten uit milieuheffingen en alle overige Mina-inkomsten komen in het Mina-Fonds

²⁷ Deze regeling kan historisch worden verklaard door een opmerking van het Rekenhof op de vroegere werkwijze. Volgens het Rekenhof bestond er immers een structureel onevenwicht in de Mina-Fonds-begroting doordat het kassaldo in het volgende jaar als *ontvangst* in de begroting werd ingeschreven, terwijl langs de uitgavenzijde de overdracht van de ordonnanceringskredieten *niet* in de begroting tot uiting kwam. Door het niet opnemen in de rekeningen van deze overgedragen kredieten ontstond het risico op een verdoken kredietmassa, waartegenover onvoldoende kasmiddelen staan. Dit heeft tot gevolg dat zij tijdens het jaar dat zij effectief zouden worden aangewend, een onvoorziene verzwaring op de kas van het Mina-Fonds kunnen teweegbrengen. Door dit reeds bezwaarde saldo als begrotingsontvangst voor het volgende begrotingsjaar in te schrijven, liep men het risico een tweede maal uitgaven te boeken tegenover dezelfde ontvangsten. Op die manier werd er volgens het Rekenhof een zware hypotheek op het Minafonds gelegd. Het Rekenhof heeft geadviseerd dat de ordonnanceringskredieten niet langer zonder beperking zouden worden overgedragen, maar dat desgewenst nieuwe ordonnanceringskredieten op de Minafonds-begroting zouden worden ingeschreven. Dit heeft geleid tot de momenteel bestaande regeling waarbij post “3.17 Belast ordonnanceringskrediet, bestemd voor de betaling van het encours, overdraagbaar naar de andere Mina-Fondsposen” de bedoelde ordonnanceringen omvat.

terecht, dat wordt aangevuld met een dotatie uit de algemene uitgavenbegroting. De VLM (afdeling Mestbank) wordt volledig gefinancierd uit het Mina-Fonds. OVAM verkrijgt zijn middelen eveneens uit het Mina-Fonds en beschikt daarnaast over (beperkte) eigen ontvangsten, waaronder de retributie voor het afleveren van een bodemattest. De VMM wordt gevoed door zowel het Mina-Fonds als de algemene uitgavenbegroting en beschikt ook over eigen ontvangsten. De overdrachten die de VMM vanaf 1995 ontvangt buiten de milieubegroting om, via het programma 24.8 indirecte schuld, voor de betaling van de lasten van het verleden, worden in dit rapport bij de eigen ontvangsten van de VMM gerekend²⁸.

Het *Mina-Fonds* speelt zowel aan de inkomsten- als aan de uitgavenzijde een centrale rol. Van een totale uitgave van bijna 28,8 miljard in 2000 gaat ongeveer 26,5 miljard of meer dan 90% via het Mina-Fonds. Binnen dit fonds bestaat in principe geen compartimentering. Het is dus formeel gezien niet correct te stellen dat de inkomsten uit bijvoorbeeld de afvalwaterheffing worden besteed aan afvalwaterzuivering. Dergelijke link tussen inkomsten en uitgaven bestaat niet.

Bronnen en toepassingen

Voor de analyse van de milieubegroting kunnen bronnen en toepassingen van de middelen voor leefmilieu worden onderscheiden. Daartoe kunnen drie grote plaatsen van bronnen resp. toepassingen beschouwd, m.n. de algemene uitgavenbegroting van de Vlaamse Gemeenschap, het Mina-Fonds en de milieu-pararegionalen OVAM en VMM.

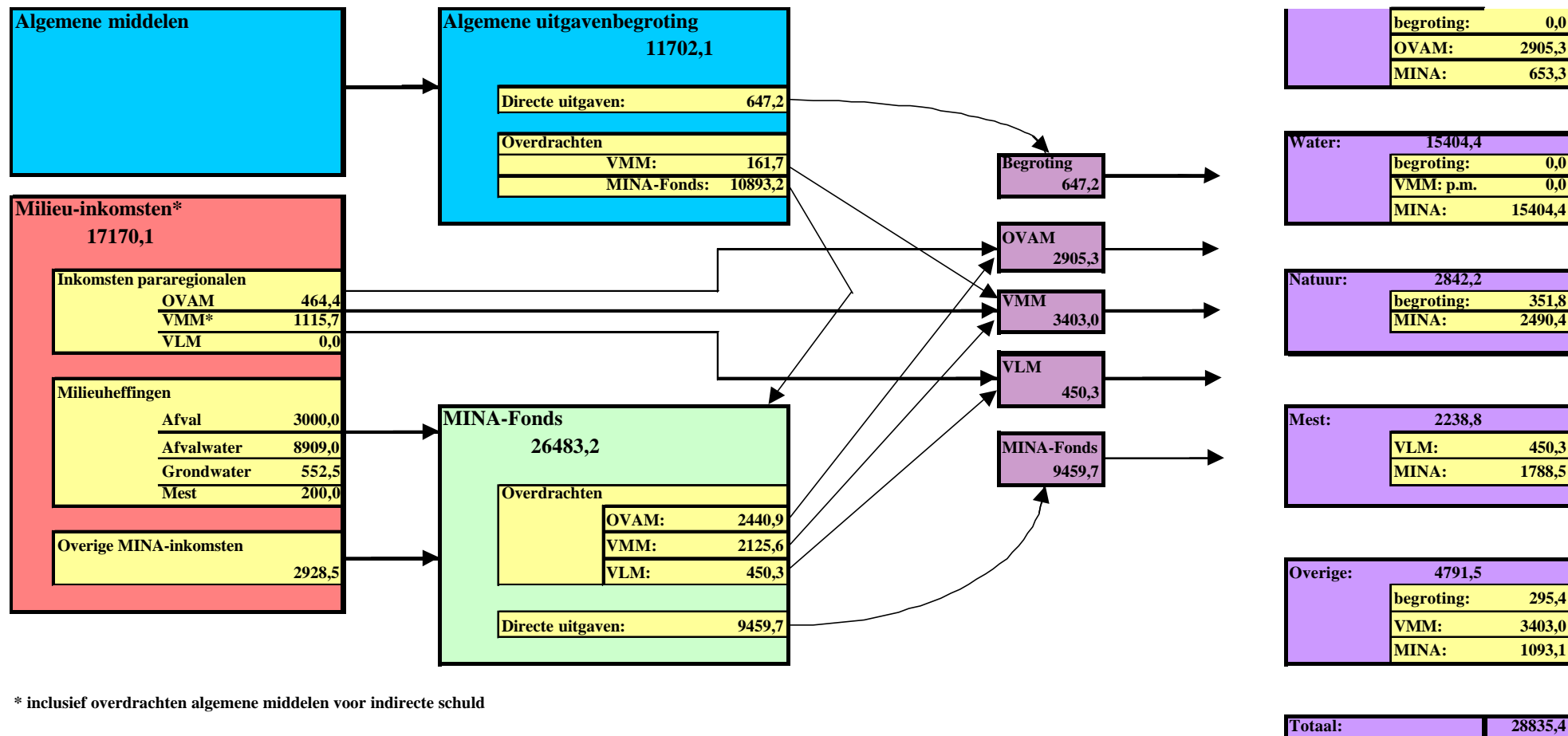
Bij de *bronnen* worden de uitgaven aangerekend op de plaats waar van herkomst. Aldus dienen de middelen van het Mina-Fonds verminderd te worden met de dotaties die het ontvangt uit de algemene uitgavenbegroting. Eenzelfde correctie dient te gebeuren bij de milieu-pararegionalen, waar zowel de dotaties uit de algemene uitgavenbegroting als de toelagen uit het Mina-Fonds in mindering worden gebracht. Aldus blijven naast de algemene middelen enkel de eigen middelen van het Mina-Fonds en OVAM/VMM over. Tabel 24 bevat, vertrekkende van de situatie inclusief alle transferts, de berekening van de beleids- en betalingskredieten exclusief transferts, ingedeeld volgens bronnen.

²⁸ Deze lasten werden vroeger via een toelage uit het programma 61.1. (leefmilieu) betaald. De werkelijke eigen ontvangsten van de VMM in enge zin bedragen in 2000 ongeveer 200 miljoen.

II. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Kosten van milieumaatregelen en milieubeleid

Figuur 14 : Structuur en hoofdrolspelers milieubegroting 2000



* inclusief overdrachten algemene middelen voor indirecte schuld

III. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Kosten van milieumaatregelen en milieubeleid

Voor de *aanwendungen* dient een omgekeerde bewerking te gebeuren in de zin dat de uitgaven worden verrekend op de plaats waar zij worden aangewend. Dit betekent dat de middelen uit de algemene uitgavenbegroting worden verminderd met de dotaties aan het Mina-Fonds en aan de pararegionalen. Eenzelfde correctie vindt plaats op de rekeningen van het Mina-Fonds, waar de middelen bestemd voor OVAM en VMM in mindering worden gebracht. Aldus blijven naast de rechtstreekse uitgaven van OVAM en VMM enkel de rechtstreekse uitgaven (d.w.z. exclusief transferts) van de begroting en van het Mina-Fonds over. Tabel 25 bevat, vertrekkende van de situatie inclusief alle transferts, de berekening van de beleids- en betalingskredieten exclusief transferts, ingedeeld volgens toepassingen.

Het Mina-Fonds

Het *Mina-Fonds* speelt zoals vermeld zowel aan de inkomsten- als aan de uitgavenzijde een centrale rol. Het Mina-Fonds werd opgericht als begrotingsfonds bij *decreet van 5 juli 1989* houdende de begroting van de Vlaamse gemeenschap voor het begrotingsjaar 1989. Met de oprichting van het fonds werd een *driedelig doel* beoogd:

- Ten eerste “vergt het milieubeleid verregaande inspanningen, met een inbreng vanuit verschillende beleidsdomeinen. Deze inbreng dient op het vlak van de financiering en van de begroting van de Vlaamse Gemeenschap duidelijk tot uiting te komen en een volgehouden inspanning op gebied van milieu- en natuurbehoud mogelijk te maken. Het beleidsdoorkruisend karakter van het milieubeleid moet blijvend en consequent - inzonderheid naar de financiering toe - worden erkend en toegepast”.
- Ten tweede “is het oprichten van een Fonds voor milieu en natuur een belangrijk instrument dat het voordeel zal bieden de beschikbare uitgavenkredieten en de overschotten hiervan, soepel te hergroeperen”.
- Ten derde “kunnen in dit Fonds de middelen die afkomstig zijn van de inkomsten in verband met de sector milieu en natuur en welke voortvloeien uit de toepassing van het principe “de vervuiler betaalt” doelmatig worden bestemd in functie van de bekommernissen inzake milieu en natuur. Dit laat toe de interventiemiddelen ten behoeve van het leefmilieu te verhogen zonder uitsluitend of hoofdzakelijk een beroep te moeten doen op begrotingskredieten”.

In 1989 was de volledige financiering van het Mina-Fonds ten laste van de algemene uitgavenbegroting van de Vlaamse Gemeenschap. Bij *decreet van 20 december 1989* (programmadedcreet 1990) werd voorzien in belangrijke eigen inkomstenbronnen van

het Mina-Fonds los van de algemene middelen van de Vlaamse Gemeenschap (m.n. via de affectatie van de inkomsten uit de afvalstoffenheffing)¹.

¹ Naast deze affectatie van de integrale opbrengst van de afvalstoffenheffing werd in het decreet houdende de begroting van de Vlaamse Gemeenschap voor het jaar 1990 tevens de mogelijkheid gecreëerd om eventueel naar het leefmilieu gerichte hulp van bv. de nationale overheid of de EG aan het Vlaamse Gewest te kunnen ontvangen in het Mina-Fonds en doelgericht aan de wenden.

IV. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Kosten van milieumaatregelen en milieubeleid

Tabel 24 : Analyse van de beleids- (V) en betalingskredieten (O) (bronnen)

	1990(B)		1991(B)		1992(B)		1993(B)		1994(B)		1995(B)		1996(B)		1997(B)		1998(B)		1999 (B)		2000 (B)	
	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O
1. Begroting incl. transferts	4439,1	3908,9	4320,7	4935,1	4007,9	4489,3	4056,7	4699,9	5466,0	6390,7	5007,4	5867,9	4374,9	4703,6	6699,4	6879,5	7381,9	7599,5	8218,4	8422,4	11605,2	11702,1
2. Begroting excl. transferts	4439,1	3908,9	4320,7	4935,1	4007,9	4489,3	4056,7	4699,9	5466,0	6390,7	5007,4	5867,9	4374,9	4703,6	6699,4	6879,5	7381,9	7599,5	8218,4	8422,4	11605,2	11702,1
%	47	51	26	35	25	26	21	26	26	31	25	29	19	21	29	29	30	28	32	32	43	41
3. Mina-Fonds incl. transf	pm	pm	9461	7729,6	10801,7	12272,7	12844,5	12462,3	16066,3	16006,7	16656,5	16405,9	19740,1	19768,6	20596,5	21488,1	21344,2	24959,8	22037,9	24132,5	24019,7	26483,2
4. Mina-Fonds excl. transf	2350	950	8438,7	6707,3	10248,7	11719,7	12291,5	11909,3	13256,1	13196,5	12526,4	12275,8	16125,8	16154,3	14744,3	15635,9	14738,5	18354,1	14676,9	16771,5	13126,5	15590
%	25	12	50	48	63	69	65	65	64	65	63	61	71	71	64	65	61	67	58	63	49	54
5. OVAM&VMM incl. transf	4470,7	4443,7	7420,4	6487,2	8206,8	7407,8	8764,3	8254,3	7854,9	7167,3	6552,8	6603,1	6807,9	6423,5	6528,2	6041,2	6648,1	6479,6	6893,0	6167,7	6259,7	6308,3
6. OVAM&VMM excl. transf	2580,6	2868,5	3993,3	2467,5	2033,1	817,4	2567,3	1632,6	2140,9	714,1	2337,5	1893,7	2302,4	2034,4	1699,4	1522,3	2123,7	1434,2	2555,7	1302,6	2050,4	1543,3
%	28	37	24	17	12	5	14	9	10	4	12	9	10	9	7	6	9	5	10	5	8	5
7. Totaal(=2+4+6)	9369,7	7727,4	16752,7	14109,9	16289,7	17026,4	18915,5	18241,8	20863	20301,3	19871,3	20037,4	22803,1	22892,3	23143,1	24039,1	24244,1	27387,8	25451	26496,5	26782,1	28835,4
%	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Tabel 25 : Analyse van de beleids- (V) en betalingskredieten (O) (aanwendingen)

	1990 (B)		1991 (B)		1992(B)		1993(B)		1994(B)		1995(B)		1996(B)		1997(B)		1998 (B)		1999 (B)		2000 (B)	
	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O
1. Begroting incl. transferts	4439,1	3908,9	4320,7	4935,1	4007,9	4489,3	4056,7	4699,9	5466,0	6390,7	5007,4	5867,9	4374,9	4703,6	6699,4	6880,9	7381,9	7599,5	8218,4	8422,4	11605,2	11702,1
2. Begroting excl. transferts	2643,0	2427,9	2408,7	2430,5	1075,76	1140,46	1545,69	1764,19	995,7	1181,2	630	777,3	506,1	558,3	588,1	624,4	514,5	615,3	561	616,4	609,4	647,2
%	28	31	14	17	7	7	8	10	5	6	3	4	2	2	3	3	2	2	2	2	2	2
3. Mina-Fonds incl. transf	pm	pm	9461,0	7729,6	10801,7	12272,7	12844,5	12462,3	16066,3	16006,7	16656,5	16405,9	19740,1	19768,6	20596,5	21488,1	21344,2	24959,8	22037,9	24132,5	24019,7	26483,2
4. Mina-Fonds excl. transf	2255,8	855,8	6923,6	5192,2	7007,2	8478,2	8605,55	8223,35	12012,4	11952,8	12688,5	12657,1	15489,1	15910,5	16026,8	17373,5	17081,5	20292,9	17997	19712,4	19913	21879,9
%	24	11	41	37	43	50	45	45	58	59	64	63	68	70	69	72	70	74	71	74	74	76
5. OVAM&VMM incl. transf	4470,7	4443,7	7420,4	6487,2	8206,8	7407,8	8764,3	8254,3	7854,9	7167,3	6552,8	6603,1	6807,9	6423,5	6528,2	6041,2	6648,1	6479,6	6893,0	6167,7	6259,7	6308,3
6. OVAM&VMM excl. transf	4470,7	4443,7	7420,4	6487,2	8206,8	7407,8	8764,3	8254,3	7854,9	7167,3	6552,8	6603,1	6807,9	6423,5	6528,2	6041,2	6648,1	6479,6	6893,0	6167,7	6259,7	6308,3
%	48	58	44	46	50	44	46	45	38	35	33	33	30	28	28	25	27	24	27	23	23	22
7. Totaal(=2+4+6)	9369,5	7727,4	16752,7	14109,9	16289,7	17026,4	18915,5	18241,8	20863	20301,3	19871,3	20037,4	22803,1	22892,3	23143,1	24039,1	24244,1	27387,8	25451	26496,5	26782,1	28835,4
%	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Met het programmadecreet van 21 december 1990 werden de opbrengsten van de heffing inzake vaste afvalstoffen, de heffing inzake waterverontreiniging en de mestheffing met ingang van 1991 toegewezen aan het Mina-Fonds. Daarnaast werd het Mina-Fonds bestendigd als een Fonds (Dienst) met Afzonderlijk Beheer¹, waardoor het Mina-Fonds tevens over financiële middelen (bijdragen) uit de algemene uitgavenbegroting van de Vlaamse Gemeenschap beschikt. Ingevolge de goedkeuring van het *decreet van 20 december 1990* betreffende het bestuurlijk beleid werd de taak van het beheer van het Mina-Fonds toevertrouwd aan het Bestuur Milieu-Investerings van Aminal.

Bij *decreet van 23 januari 1991* tot oprichting van het Fonds voor Preventie en Sanering inzake Leefmilieu en Natuur als gewestdienst met afzonderlijk beheer, dat uitwerking had op 1 januari 1991, werd tot slot een meer permanente wettelijke regeling vastgelegd. Dit decreet bepaalt o.m. dat het Mina-Fonds "de uitgaven financiert, ongeacht de aard, tot al wat kan dienen met betrekking tot het beleid van het Vlaamse Gewest inzake de preventie, de bescherming, de administratie, het beheer en de sanering van het leefmilieu, met inbegrip van de watervoorziening, het natuurbehoud en de bos- en groenvoorziening, in de ruime zin, in het Vlaamse Gewest". Er wordt geen beroep gedaan op leningen of debudgetteringen met een toekomstige bezwaring van de begroting. Alle uitgaven van het Mina-Fonds worden gedekt door vooraf goedgekeurde begrotingskredieten en/of milieuheffingen. De begroting van het Mina-Fonds wordt gestijfd door de inkomsten uit de afvalstoffenheffing, de afvalwaterheffing, de mestheffingen, de jachtverloven- en vergunningen, het beheer van het natuurpatrimonium, de dotatie van het Vlaamse Gewest, de dossiertaks op milieuvergunningen, de middelen van het Mina-Fonds en kredieten van het verleden, het saldo van het vorig jaar, de administratieve geldboeten e.d., de bijstand van de E.G., en uit andere toegewezen middelen.

¹ Krachtens art. 65 van de wet van 28 juni 1963 tot wijziging en aanvulling van de wetten op de Rijkscompabiliteit is een dienst met afzonderlijk beheer "een dienst van de Staat waarvan het beheer krachtens een bijzondere wet gescheiden is van de diensten van algemeen bestuur van de Staat die onderworpen is aan bepalingen, vast te leggen door de Koning op voordracht van de Ministers onder wie de diensten ressorteren en van de Minister van Financiën". Het verschil tussen een begrotingsfonds en een dienst met afzonderlijk beheer is dubbel: (1) een begrotingsfonds beschikt in principe enkel over toegewezen ontvangsten (variabele kredieten), terwijl een dienst met afzonderlijk beheer ook op de algemene uitgavenbegroting een beroep kan doen; (2) de uitgaven van een begrotingsfonds worden voorafgaandelijk aan de goedkeuring van het Rekenhof onderworpen; de rekeningen van een dienst met afzonderlijk beheer worden nadien ter plaatse gecontroleerd.

Grondwet en de bijzondere wet van 3 mei 1978 betreffende de internationale betrekkingen van de Gemeenschappen en Gewesten, en worden de renten op de gelden van het Mina-Fonds aan de algemene middelen toegevoegd.

Gezien het budgettaire belang van het Mina-Fonds, worden in Tabel 26 en Tabel 27 de voorbije inkomsten resp. uitgaven van het Mina-Fonds samengevat. Zij worden in het volgende deel meer uitvoerig besproken.

VI. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Kosten van milieumaatregelen en milieubeleid

Tabel 26 : Ontvangsten Mina-Fonds 1991-2000

MINAFONDS Ontvangsten	1991		1992		1993		1994		1995		1996		1997		1998		1999		2000	
	begroot	reëel	begroot	reëel	begroot	reëel	begroot	reëel	begroot	reëel	begroot	reëel	begroot	reëel	begroot	reëel	begroot	reëel	begroot	reëel
1. Saldo 31.12.t-1	673,5	1045,4	3627,7	2667,7	2272,6	354,2	3618,3	3618,9	2422,8	2966,9	2755,6	4671,8	7306,3	7306,4	13330,4	12661,2	16111,6		20595,3	
2. Afvalstoffenheffing	1724,0	1646,0	1724,0	1498,1	2600,0	2414,1	2585,0	2335,5	3780,0	2625,4	4448,0	3570,0	4123,0	4210,0	3486,0	3140,0	3386,0		3000,0	
retributie bodem	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	112,5	35,5	273,0	247,9	0,0	13,6	0,0		0,0	
heffing waterverontr.	3900,0	2292,9	6200,0	2595,0	6964,0	7102,4	6300,0	6193,3	5310,0	5582,3	7985,0	8301,8	8976,0	9556,7	9708,0	9580,4	9435,0		8909,0	
grondwaterheffing	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	500,0	0,0	540,0	1013,3	540,0		552,5	
heffing mestdecreet	250,0	0,0	200,0	87,2	200,0	239,2	134,0	161,3	140,0	162,8	140,0	57,2	180,0	369,1	200,0	193,2	200,0		200,0	
jachtverl. & vergunn.	60,0	85,2	81,8	82,4	82,0	79,5	82,0	83,3	86,8	84,6	88,4	82,2	85,4	84,0	84,1	83,2	81,0		80,0	
beheer patrimonium	100,0	112,4	55,0	81,7	65,0	70,4	75,0	64,7	75,0	89,7	78,0	76,1	82,4	85,1	80,0	103,9	80,2		96,3	
VMH (div & kap)	0,0		0,0		76,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	500,0	500,0	0,0	0,0	14,0	14,2	214,2		214,2	
div.ontvangst. & orde	0,2	6,9	1270,1	1373,5	70,1	51,6	102,1	542,4	51,6	103,1	34,0	68,9	35,0	67,8	36,8	131,1	33,4		28,8	
fed. overheid & EG	0,0		0,0		0,0	0,0	300,0	0,0	506,4	0,0	55,0	140,1	89,8	21,1	80,2	19,6	45,7		45,7	
3. Dotatie begroting	1022,3	1022,3	553,0	553,0	553,0	553,0	2810,2	2529,2	3780,4	3478,9	3614,3	3629,5	5852,2	6213,6	6605,7	6605,7	7361,0		10893,2	
andere overdrachten	0,0		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	350,0	0,0	0,0	350,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	
= Totaal ontvangsten	7730,0	6211,3	13711,6	8938,5	12882,7	10864,5	16006,6	15528,7	16503,0	15093,7	19810,8	21447,7	27503,1	28161,8	34165,2	33559,5	37488,1		44615,0	
Uitgaven	7729,6	3654,1	12272,7	8349,8	12462,3	7246,1	16006,7	12572,0	16405,9	10368,7	20038,6	14142,1	27503,1	15489,6	34165,2	17387,7	37488,1		44615,0	

Tabel 27 : uitgaven Mina-Fonds 1991-2000

MINAFONDS Uitgaven	1993 begroot		1993 reëel		1994 begroot		1994 reëel		1995 begroot		1995 reëel		1996 begroot		1996 reëel	
	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O
1. werkingsdotatie OVAM	354,2	354,2	354,2	255,3	416,5	416,5	416,5	559,2	453,4	453,4	453,4	198,5	489,6	487,6	489,6	429,1
afvalstoffenplan	1007,4	700,4	331,5	265,4	1652,0	1071,8	553,1	129,4	318,5	337,2	63,0	202,3	237,8	227,9	147,1	311,9
presti-programma	300,0	150,0	5,0	5,0	137,1	137,1	10,9	4,9	155,0	50,0	90,9	6,0	150,0	110,0	60,6	11,9
bodemsanering									918,6	785,7	676,0	0,0	1279,3	938,3	1178,5	28,0
2. subsidiëring werken	495,0	422,0	446,0	193,9	954,4	1077,1	562,6	242,0	960,4	913,9	860,2	491,1	579,9	627,9	336,0	397,9
3. dotatie VMM	3324,8	3324,8	3324,8	3494,3	2559,2	2559,2	2559,2	3223,5	2122,5	2122,5	2122,5	720,0	2094,3	2094,3	824,8	1572,5
riolering gemeenten	500,0	100,0	492,5	0,0	613,2	395,6	610,7	114,9	612,5	500,0	608,0	273,5	1000,0	1377,0	999,8	386,8
Aquafin	3375,0	3375,0	3341,7	1916,8	6671,0	6671,0	6671,0	5456,2	8343,7	8343,7	8343,7	6887,7	8803,1	8803,1	8803,1	8865,7
4. milieuholding	1100,0	1100,0	321,4	210,9	943,7	943,7	943,7	693,6	753,7	753,7	753,1	0,0	436,8	0,0	436,8	0,0
5. VLIM & andere proj.	250,0	270,0	144,9	84,2	282,7	247,3	180,9	89,3	32,5	16,3	32,5	124,0	0,0	16,3	0,0	60,0
6. Mestdecreet en MAP	245,0	245,0	195,0	30,8	201,0	201,0	189,0	485,3	244,2	244,2	244,2	48,0	1372,2	1372,2	1370,5	226,2
7. natuurontwikkeling	380,0	230,0	266,9	185,2	488,9	301,2	284,1	178,6	489,1	291,4	488,8	233,6	550,8	555,1	470,4	336,5
8. patrimoniumbeheer	631,2	501,2	411,5	248,2	877,5	654,0	681,1	324,7	1061,7	826,3	932,0	536,4	1287,7	975,8	1260,2	862,5
9. verbintenissen '89-'90	0,0	595,5	0,0	3,0	0,0	502,8	0,0	27,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
10. convenanten	193,7	466,0	158,4	234,6	40,0	599,3	8,2	417,1	4,4	581,2	0,0	483,1	621,9	1342,3	621,0	471,5
11. diversen/MINA-raad	688,3	628,3	635,5	118,4	187,7	187,7	135,3	607,7	148,0	148,1	82,4	131,3	643,2	647,3	94,5	119,3
12. sensibilisering	0,0	0,0	0,0	0,0	41,4	41,4	41,3	18,1	38,3	38,3	36,4	33,4	129,7	129,7	67,9	44,9
13 milieuplan ed									0,0	0,0	0,0	0,0	63,8	63,8	32,9	17,3
14 encours									0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	270,0	0,0	0,0
TOTAAL	12844,5	12462,3	10429,3	7246,1	16066,3	16006,7	13847,8	12572,0	16656,5	16405,9	15787,0	10368,7	19740,1	20038,6	17193,8	14142,1

Tabel 27 (vervolg): uitgaven Mina-Fonds 1991-2000

MINAFONDS Uitgaven	1997 begroot		1997 reëel		1998 begroot		1998 reëel		1999 begroot		2000 begroot		
	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	V	O	
1. werkingsdotatie OVAM	903,7	503,7	903,7	673,9	461,9	556,7	461,9	461,9	525,1	525,1		577,2	577,2
afvalstoffenplan	184,2	264,9	150,8	370,1	234,2	258,2	189,4	202,6	237,7	261,7		257,7	266,7
presti-programma	10,4	150,0	0,0	32,9	57,3	60,6	32,9	60,6	100,0	68,0		20,0	36,8
bodemsanering	1623,8	1388,3	1459,5	170,1	1031,9	1834,7	470,2	718,3	1342,6	1736,1		1136,2	1597,0
2. subsidiëring werken	230,0	318,2	227,2	298,7	355,2	340,0	353,2	159,0	300,0	340,0		240,0	320,0
3. dotatie VMM	1847,6	1807,7	1847,6	1696,8	1944,1	1979,1	1944,1	1509,7	1835,5	1829,2		2115,6	2125,6
riolering gemeenten	1500,0	1500,0	1497,2	311,6	2497,6	1900,0	2496,2	445,5	1715,0	1900,0		1859,7	1872,0
Aquafin	9999,4	9999,4	9999,4	8630,6	10259,1	10870,8	10259,0	10738,3	11120,3	11120,3		12116,3	12116,3
4. milieuholding	0,0	500,0	0,0	400,4	0,0	1000,0	0,0	0,0	0,0	500,0		0,0	500,0
5. VLIM & andere proj.	12,1	16,5	8,7	66,3	8,6	79,7	8,5	31,1	0,0	0,0		0,0	12,0
6. Mestdecreet en MAP *	1396,5	1396,5	1096,5	835,8	394,0	394,0	394,0	317,0	363,9	363,9		1124,3	2238,8
7. natuurontwikkeling	680,5	627,8	653,4	446,9	632,2	972,0	517,1	487,7	638,3	680,0		831,5	873,2
8. patrimoniumbeheer	1174,6	1235,0	1170,9	837,9	1244,7	1371,0	1232,5	1216,9	1127,6	1208,8		1580,3	1589,6
9. verbintenissen '89-'90	0,0	186,0	0,0	182,3	0,0	586,0	0,0	52,3	0,0	370,0		0,0	482,0
10. convenanten	650,0	1114,5	645,3	378,9	352,4	725,0	338,5	426,8	650,0	950,0		650,0	482,1
11. diversen/MINA-raad	267,0	365,8	94,7	94,9	398,2	450,7	372,2	114,5	429,9	634,9		477,9	597,4
12. sensibilisering	76,7	73,8	63,5	47,2	78,0	123,6	59,5	65,4	81,0	73,5		131,0	123,5
13 milieuplan ed *	40,0	40,0	13,9	14,2	1694,8	1457,7	828,4	380,4	1571,0	1571,0		902,0	673,0
14 encours	0,0	6015,0	0,0	0,0	0,0	9205,4	0,0	0,0	0,0	13355,6		0,0	18131,8
TOTAAL	20596,5	27503,1	19832,4	15489,6	21644,2	34165,2	19957,7	17387,7	22037,9	37488,1		24019,7	44615,0

*milieuplan ed **

deze uitgaven bevatten voor 1998 de extra uitgaven voor het milieubeleidsplan, maar ook de uitgaven voor inkomenssteun aan landbouwers, vroeger opgenomen onder "Mestdecreet en MAP"

*Mestdecreet en MAP **

deze uitgaven werden in de ontwerp begroting voor 1998 niet langer afzonderlijk opgenomen. Zij zijn gegroepeerd met de extra uitgaven voor de uitvoering van het milieubeleidsplan onder "milieuplan"

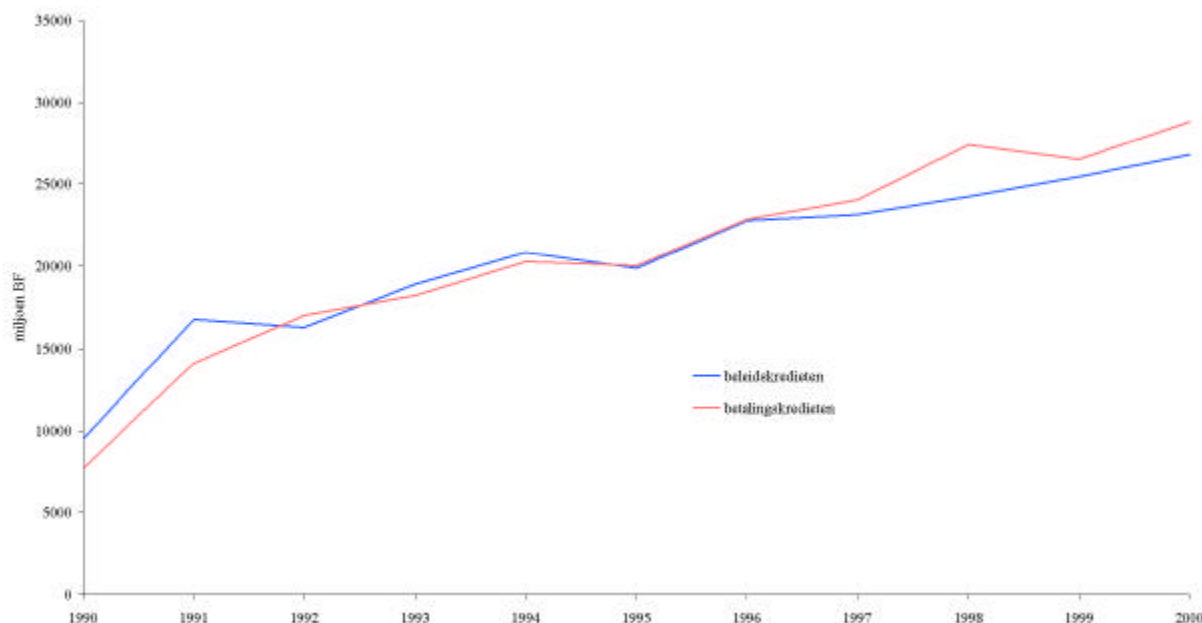
De milieu-uitgaven van de Vlaamse overheid tussen 1990 en 2000

Evolutie van de kredieten

Met 1990 als referentiejaar kan een *sterke stijging* van de milieu-uitgaven worden vastgesteld. Zij nemen toe van minder dan 8 miljard in 1990 tot bijna 29 miljard in 2000 (zie Figuur 15).

Deze groei van de uitgaven is vooral in 1991 gerealiseerd, maar ook nadien zijn de kredieten blijven stijgen. Vooral in 1996 namen de vastleggingen en ordonnanceringen, na de tijdelijke daling in 1995, opnieuw fors toe: met 15% voor de beleidskredieten en met 14% voor de betalingskredieten. In 1997 stegen de vastleggingen ten opzichte van 1996 met 1% tot 23,1 miljard, terwijl de ordonnanceringen werden verhoogd met 5% tot 24 miljard. De begroting 1998 gaf een verdere toename van de vastleggingen met ongeveer 1 miljard (+5%). De ordonnanceringen stegen met 14% (+3,4 miljard). De begroting 1999 kende een gelijkaardige toename van de beleidskredieten voor milieu en natuur als in 1998: +1 miljard of +5% (25,5 miljard). De ordonnanceringen daarentegen namen in 1999, voor het eerst sinds 1995, af (-3%). In 2000 tenslotte nemen de betalingskredieten opnieuw fors toe (+9% of +2,3 miljard) terwijl de groei van de beleidskredieten wordt verder gezet (opnieuw +5%).

Figuur 15 : Evolutie van de totale begrote milieu-uitgaven 1989-2000



Milieu-uitgaven naar ordonnancerende instantie (aanwendungen)

Vanaf zijn oprichting in 1989 heeft *het Mina-Fonds* een steeds toenemende rol toebedeeld gekregen in de milieu-uitgaven, vnl. ten koste van de *algemene uitgavenbegroting* (zie Tabel 28). Belangrijke nieuwe uitgavenstromen zoals het milieuconvenant met de gemeenten, de facturen van Aquafin e.d. werden immers rechtstreeks uit het Mina-Fonds betaald, terwijl ook verschillende uitgaven die vroeger uit de departementele begroting werden bekostigd naar het Mina-Fonds werden overgeheveld (bv. subsidies aan milieuverenigingen, uitgaven voor natuur, kredieten

voor sensibilisering, het VLINA, ...). De uitgaven van de *milieu-pararegionalen* schommelen de jongste jaren tussen 6 en 7 miljard, maar zijn uiteindelijk vrijwel constant gebleven na 1994. Hun relatieve betekenis in de milieubegroting is dan ook verminderd gezien de sterke groei van de uitgaven via het Mina-Fonds.

Meer bepaald lag in 1990 het aandeel van het Mina-Fonds in de ordonnancerings nog op 12%. Vanaf 1994 gebeurde meer dan de helft van de milieu-uitgaven rechtstreeks via het Mina-Fonds. Ook nadien is het aandeel van dit fonds in de uitgaven steeds toegenomen. In 1999 werd ongeveer 3/4^e van alle uitgaven voor milieu en natuur door het Mina-Fonds betaald. Ook in 2000 is dit met een bedrag van bijna 22 miljard het geval. Ongeveer 1/5^e van de uitgaven of 6,3 miljard gebeurt momenteel via de rekeningen van OVAM en VMM. Het aandeel van de algemene uitgavenbegroting is in teruggevallen op 2% of iets meer dan 600 miljoen.

Tabel 28 : Procentuele verdeling begrote milieu-uitgaven (aanwendungen)

	1990	1994	1998	1999	2000
Alg. Uitgavenbegroting	31%	6%	2%	2%	2%
Mina-Fonds	11%	59%	74%	74%	76%
OVAM & VMM	58%	35%	24%	23%	22%

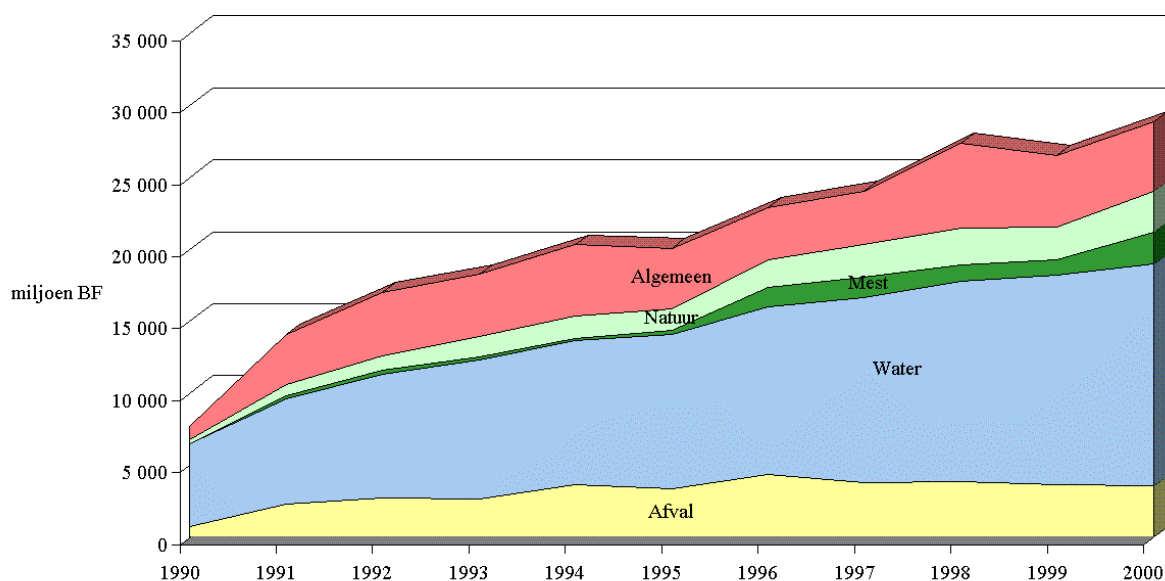
Milieu-uitgaven per beleidsdomein

De meeste middelen worden besteed aan het *afvalwaterzuiveringsbeleid* (zie Figuur 16). Dit was reeds in 1990 het geval en is in de ganse periode 1990-2000 zo gebleven met een aandeel in de uitgaven rond 50% (Tabel 29). Dit betekent gezien de expansieve groei van de totale uitgaven dat de kredieten voor water aanzienlijk zijn toegenomen.

Deze uitgaven hebben momenteel vooral betrekking op de Aquafin-vergoeding en de subsidiëring van gemeentelijke rioleringen. Zij worden betaald uit het Mina-Fonds. Met name de Aquafin-factuur is met 12,1 miljard in 2000 budgettair belangrijk (zie Tabel 30). Deze uitgaven zijn de afgelopen jaren gevoelig gestegen en nemen momenteel 42% van alle Vlaamse milieu-uitgaven voor hun rekening. Ook de ondersteuning door het Vlaamse gewest van de uitbouw van de gemeentelijke rioleringsinfrastructuur blijft met een begrote uitgave van 1,9 miljard in 2000 belangrijk. Daarnaast kunnen de personeelskosten van werknemers van VMM die geaffecteerd zijn bij Aquafin, de inningskosten van de afvalwaterheffing en de terugbetalingen voor lasten van het verleden i.v.m. waterzuivering, alle opgenomen in de begroting van VMM, eveneens tot de uitgaven voor afvalwaterzuivering worden gerekend. Bovendien bevat het Mina-Fonds op post 3.9 de cofinanciering door het Vlaamse gewest van de bouw van de waterzuiveringsstations in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest in uitvoering van het samenwerkingsakkoord terzake van 12 december 1990.

De totale begrote uitgaven voor waterzuivering bedragen in 2000 samen 15,4 miljard of 53% van de totale milieu-uitgaven van het Vlaamse gewest. De stijging met 1 miljard ten opzichte van 1999 kan worden verklaard door de toenemende uitgaven voor Aquafin.

Figuur 16 : Evolutie uitgaven Vlaams milieubeleid 1989-2000



Tabel 29 : Procentuele verdeling begrote milieu-uitgaven (beleidsdomeinen)

	1990	1994	1998	1999	2000
Afval	10%	18%	14%	14%	12%
Water	74%	49%	51%	55%	53%
Mest	0%	1%	4%	4%	8%
Natuur	3%	8%	10%	9%	10%
Algemeen	13%	24%	22%	19%	17%

De uitgaven voor het *afval- en bodemsaneringsbeleid* kenden na de gevoelige stijging in 1991 naar aanleiding van het afvalstoffenplan 1991-1995 een vrij gelijkmatig verloop. Het aandeel in de totale uitgaven schommelde steeds rond 15%. In 1994 en 1996 viel er een lichte toename van de kredieten voor afval te noteren. In 1994 was dit vooral te wijten aan de stijging van de uitgaven in het kader van de subsidiëring van containerparken, composteringsinstallaties e.d. in uitvoering van het K.B. van 23 juli 1983 en aan het gedeelte van de uitgaven voor de gemeentelijke milieuconvenanten dat betrekking heeft op het afvalstoffenbeleid (art. 12: betoelaging containerparken met chemische container en KGA inzameling; art. 13 toelage oprichting containerpark en jaarlijkse toelage werking containerpark, art. 14 toelage selectieve ophaling huishoudelijk afvalstoffen). De stijging in 1996 was vooral te wijten aan de verhoging van de uitgaven voor het Fonds Ambtshalve Verwijdering van de OVAM (FAVO), van waaruit zowel ambtshalve verwijderingen van afvalstoffen als ambtshalve bodemsaneringen worden gefinancierd. In 2000 is er een lichte daling van de uitgaven in ten opzichte van 1999. De stijging van de werkmiddelen van de OVAM wordt immers meer dan gecompenseerd door een afname van de uitgaven voor ambtshalve verwijderingen en saneringen. Met 3,5 miljard ligt het aandeel van afval in de totale uitgaven in 2000 op 12%.

Het *natuurbeleid* kende in het verleden een licht toenemend aandeel in de uitgaven. Dit impliceert dat de fondsen voor het natuurbeleid gevoelig zijn toegenomen: van minder dan 300 miljoen in 1990 tot meer dan 2 miljard vanaf 1997. Deze stijging is voornamelijk gerealiseerd op het Mina-Fonds, dat ook het merendeel van de natuuruitgaven voor zijn rekening neemt. De uitgaven gingen in 1997 voor bijna 60% naar de aankoop en het onderhoud van natuurdomeinen, bossen ed. Het overige deel was bestemd voor de werking van het Instituut voor Natuurbehoud en het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling (VLINA), studies, toelagen en subsidies (bv. voor bebossing van landbouwgronden, natuurverenigingen, gemeentelijke natuurontwikkelingsplannen, ...). De daling in 1999 van 2,6 naar 2,3 miljard was in hoofdzaak te wijten aan de vermindering van de lopende uitgaven voor natuurontwikkeling (post 2.5 van het Mina-Fonds). De gevoelige stijging in 2000 (+558 miljoen) kan worden verklaard door de stijging van de kredieten voor de aankoop van natuur- en bosgebieden. Het aandeel van natuur in de totale uitgaven ligt in 2000 op 10%.

Het aandeel van het *mestbeleid* in de totale uitgaven lag tot en met 1995 op 2% of minder. In 1996 namen de begrote kredieten evenwel fors toe door de verhoging van de werkingsdotatie aan de Mestbank voor de financiering van de bijkomende personeels- en werkingskosten van het mestactieplan en vooral door de inkomensvergoedingen aan landbouwers en veehouders ingevolge de gebiedsgerichte verscherpingen in het mestdecreet. Daardoor is het aandeel vanaf 1997 opgelopen tot 4% van de totale uitgaven. In 1999 bedroegen de begrote uitgaven voor het mestbeleid 1,1 miljard. In 2000 is 2,2 miljard voorzien in de begroting (8%). Deze stijging is te wijten aan de problematiek van de inkomensvergoedingen waarvan de uitbetaling in werd uitgesteld tot 2000 ingevolge de procedure bij de Europese Commissie terzake.

De uitgaven voor *algemeen milieubeleid* tenslotte bevatten de ordonnancerings die niet in de overige categorieën zijn opgenomen. De budgettair belangrijkste uitgavenpost is hier de VMM (meetnetten, planning, onderzoek, studie-opdrachten, ...). Daarnaast zijn ook de uitgaven voor de Vlaamse Milieuholding (VMH) in sommige jaren van belang. De stijging van de kredieten in 1998 was vooral het gevolg van de extra uitgaven voor de uitvoering van het milieubeleidsplan 1997-2001 en van de verhoging van de investeringsmiddelen voor de VMH. De uitgaven voor algemeen milieubeleid lagen mee daardoor op 5,9 miljard of 19% van de totale uitgaven. De daling in 1999 naar 4,9 miljard of 19% van de uitgaven kon voornamelijk worden verklaard door de aanpassing van de kredieten voor de VMH (-500 miljoen). In 2000 zijn de uitgaven voor algemeen milieubeleid licht afgenomen tot 4,8 miljard of 17%.

Tabel 30 : Begrote milieu-uitgaven 1990-2000

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Afval	749,9	2276,5	2738,7	2628,7	3617,6	3359,5	4337,2	3794,7	3868,6	3636,1	3558,6
OVAM	244,2	337,4	339,8	354,2	416,5	453,4	487,6	503,7	461,9	525,1	577,2
bodem	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1388,3	1834,7	1736,1	1597,0
overige	505,7	1939,1	2398,9	2274,5	3201,1	2120,4	2911,3	1902,7	1572,0	1374,9	1384,4
Water	5732,7	7322,8	8609,4	9673,3	10011,9	10749,5	11652,2	12876,9	13921,6	14566,8	15404,4
Aquafin	0,0	0,0	1812,5	3375,0	6671,0	8343,7	8803,1	9999,4	10870,8	11120,3	12116,3
riolering	0,0	0,0	0,0	100,0	395,6	500,0	1377,0	1500,0	1900,0	1900,0	1872,0
overige	5732,7	7322,8	6796,9	6198,3	2945,3	1905,8	1472,1	1377,5	1150,8	1546,5	1416,1
Natuur	265,0	753,8	1000,1	1427,2	1553,5	1532,4	1916,6	2230,1	2614,8	2284,2	2842,2
mina-Fonds	0,0	270,0	450,0	731,2	955,2	1117,7	1530,9	1862,8	2343,0	1888,8	2462,8
overige	265,0	483,8	550,1	696,0	598,3	414,7	385,7	367,3	271,8	395,4	379,4
Mest	0,0	250,0	250,0	245,0	201,0	244,2	1372,2	1396,5	1094,0	1063,9	2238,8
Mestbank	0,0	250,0	250,0	245,0	201,0	244,2	372,2	396,5	394,0	363,9	450,3
inkverg	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1000,0	1000,0	700,0	700,0	1788,5
Algemeer	979,9	3506,8	4428,2	4267,6	4917,4	4151,8	3614,1	3740,9	5888,9	4945,5	4791,5
VMM	pm	pm	pm	1292,5	1917,3	2801,5	2257,3	2214,7	2275,8	2351,8	2266,6
VMH	0,0	2131,4	655,5	1100,0	943,7	753,7	0,0	500,0	1000,0	500,0	500,0
Mina2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	63,8	40,0	717,7	831,0	633,0
overige	979,9	1375,4	3772,7	1875,1	2056,3	596,6	1293,0	986,2	1895,5	1262,7	1391,9
Totaal	7727,5	14109,9	17026,4	18241,8	20301,3	20037,4	22892,3	24039,1	27387,8	26496,5	28835,4

De milieu-inkomsten van de Vlaamse overheid in de periode 1990-2000

Evolutie van de milieu-inkomsten

Ook wat de totale milieu-inkomsten betreft, kan een *sterke stijging* worden vastgesteld in de periode 1990-2000. Zij namen toe van minder dan 8 miljard in 1990 tot bijna 29 miljard in 2000 en volgen vanzelfsprekend het verloop van de totale milieu-uitgaven (zie hiervoor). De toename van de middelen is vooral in 1991 en 1992 gerealiseerd, maar ook nadien zijn de inkomsten voor het milieubeleid, op de tijdelijke dalingen in 1995 en 1999 na, fors blijven stijgen (zie Tabel 31). In 2000 bedraagt de aangroei van de inkomsten 9%.

Tabel 31 : Begrote milieu-inkomsten 1990-2000

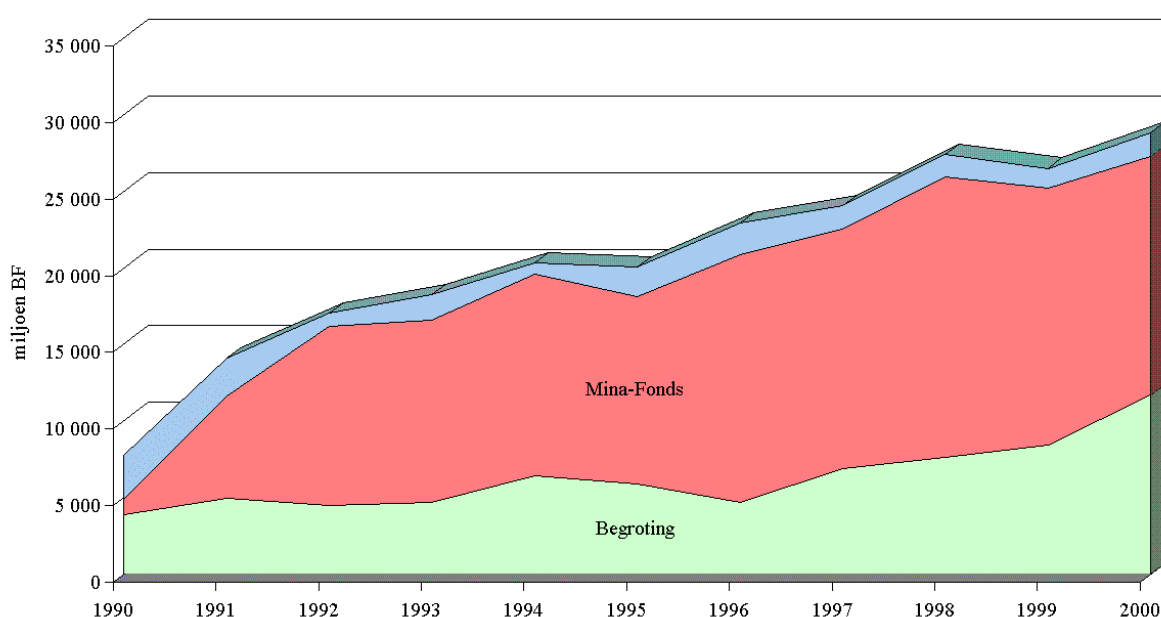
	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
heffingen	1250,0	5874,0	8124,0	9764,0	9019,0	9230,0	12573,0	13779,0	13934,0	13561,0	12661,5
afvalstoffenheffing	1250,0	1724,0	1724,0	2600,0	2585,0	3780,0	4448,0	4123,0	3486,0	3386,0	3000,0
afvalwaterheffing	0,0	3900,0	6200,0	6964,0	6300,0	5310,0	7985,0	8976,0	9708,0	9435,0	8909,0
grondwaterheffing	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	500,0	540,0	540,0	552,5
mestheffingen	0,0	250,0	200,0	200,0	134,0	140,0	140,0	180,0	200,0	200,0	200,0
alg. middelen	3908,9	4935,1	4489,3	4699,9	6390,7	5867,9	4703,6	6880,9	7599,5	8422,4	11702,1
dotatie Mina-Fonds	150,0	1022,3	553,0	553,0	2810,2	3780,4	3614,3	5852,2	6605,7	7361,0	10893,2
overige	3758,9	3912,8	3936,3	4146,9	3580,5	2087,5	1089,3	1028,7	993,8	1061,4	808,9
andere ontv.	3130,5	3300,8	4413,1	3777,9	4891,6	4939,5	5615,7	3379,2	5854,3	4513,1	4471,8
saldo Mina-Fonds	262,0	673,5	3627,7	2272,6	3618,3	2422,8	2485,6	1291,3	4125,0	2756,0	2463,5
overige	2868,5	2627,3	785,4	1505,3	1273,3	2516,7	3130,1	2087,9	1729,3	1757,1	2008,3
totaal	8289,4	14109,9	17026,4	18241,8	20301,3	20037,4	22892,3	24039,1	27387,8	26496,5	28835,4

Milieu-inkomsten naar herkomst (bronnen)

De stijging van de middelen is vooral gebeurd via inkomsten gegenereerd door het Mina-Fonds (Figuur 17). Terwijl de algemene middelen tot en met 1990 nog goed waren voor ongeveer 50% of meer van de totale inkomsten, is dit aandeel nadien teruggevallen tot 21% in 1996. Er heeft in de periode 1989-1996 m.a.w. een

verschuiving plaatsgevonden van financiering door algemene middelen naar financiering via de eigen inkomsten van het Mina-Fonds. Deze laatste omvatten vooral inkomsten uit milieuheffingen, naast enkele kleinere ontvangsten zoals inkomsten uit het saldo op het Mina-Fonds, Europese overdrachten enz. Deze verschuiving was het gevolg van opeenvolgende beslissingen -behalve in 1994- om de bijdrage uit algemene middelen voor het milieubeleid te beperken (zie tevens verder)¹. De heffingen werden in deze periode dus als sluitpost voor de milieubegroting gebruikt, zodat zij veelvuldig werden gewijzigd en gaandeweg de belangrijkste inkomstenbron voor het milieubeleid werden².

Figuur 17 : Evolutie begrote inkomsten Vlaams milieubeleid 1990-2000 (bronnen)



Nadien is in de periode 1997-2000 de bijdrage uit algemene middelen (“begroting”) als sluitpost gebruikt. Dit is een gevolg van de resolutie van het Vlaams parlement van 25 juni 1997³, waarin werd gesteld dat het “gelet op de belangrijke wijzigingen die in

¹ De daling van de bijdrage uit algemene middelen in 1995 heeft uitsluitend een technische reden. Anders dan tot en met 1994 worden vanaf 1995 immers de terugbetalingen van schulden uit het verleden ten laste van de VMM niet langer opgenomen in de milieubegroting, maar op een afzonderlijk programma “indirecte schuld” gecentraliseerd. Om deze reden worden deze terugbetalingen hier niet langer bij de algemene middelen uit de milieubegroting gerekend maar toegevoegd aan de eigen ontvangsten van VMM. Zonder deze herschikking zou er een verdere stijging van de bijdrage uit algemene middelen zijn geweest.

² Voor een beschrijving, analyse en beoordeling van deze werkwijze, zie SERV (1995). Zie voor een uitvoerige beschrijving van de maatschappelijke discussie over de financiering van het Vlaams milieubeleid: SERV, De inkomsten en uitgaven van het Vlaamse milieubeleid, situatie aangepaste begroting 1996 en prognose 1997-2001, 1996.

³ Deze resolutie werd voorbereid in de Commissie leefmilieu en natuurbehoud van het Vlaams Parlement en was het resultaat van de bespreking van twee voorstellen van resoluties die door leden van deze Commissie waren ingediend (zie stuk 331 (1995-1996) - Nr. 1 resp. stuk 667 (1996-1997) - Nr. 1). Deze voorstellen kunnen op hun beurt worden gezien als een gevolg van de hoorzittingen en

het systeem van de milieuheffingen de laatste jaren reeds werden doorgevoerd, het aangewezen is de totale druk van de milieuheffingen vanaf nu constant te houden tot het jaar 2000". Als gevolg van de resolutie gebeurden er geen verdere verhogingen van de milieuheffingen en moest de bijdrage uit algemene middelen gevoelig toenemen, niet alleen om de stijgende uitgaven te financieren, maar ook om de dalende ontvangsten uit milieuheffingen te compenseren (zie verder).

De bijdrage uit algemene middelen steeg hierdoor van 4,7 miljard in 1996 naar 8,4 miljard in 1999 of een aandeel van 32% (zie Tabel 32). Als gevolg van deze toename is het aandeel van de middelen gegenereerd door het Mina-Fonds in deze periode teruggelopen van 71% in 1996 naar 63% in 1999. In 1999 daalden deze eigen milieu-ontvangsten van 18,4 miljard naar 16,8 miljard, vooral door een vermindering van de verwachte inkomsten uit de afvalwaterheffing en van het vrij beschikbare saldo op het Mina-Fonds.

Deze evolutie heeft zich in 2000, sterker nog dan in andere jaren, doorgezet. In het regeerakkoord uit 1999 is immers eveneens opgenomen dat het "behoudens de wijzigingen die voortvloeien uit reeds genomen en aangekondigde beleidsopties, aangewezen is de totale druk van de milieuheffingen constant te houden tot het jaar 2000/2001". Daarom werden er ook voor 2000 geen aanpassingen aan de berekeningswijze van de heffingen aangebracht en diende de bijdrage uit algemene middelen opnieuw fors te worden opgetrokken, namelijk tot 11,7 miljard of 41% van de totale middelen. De eigen middelen van het Mina-Fonds lopen terug tot 15,6 miljard of 54%, vooral als gevolg van de verwachte daling van de inkomsten uit milieuheffingen.

Tabel 32 : Procentuele verdeling begrote milieu-uitgaven (bronnen)

	1991	1994	1998	1999	2000
Begroting	51%	31%	28%	32%	41%
Mina-Fonds	12%	65%	67%	63%	54%
OVAM&VMM	37%	4%	5%	5%	5%

De eigen ontvangsten van de milieupararegionalen zijn steeds beperkt geweest, behalve in 1990 toen de opbrengst van de afvalwaterheffing nog rechtstreeks aan de voorloper van de VMM toekwam. De ontvangsten van OVAM en VMM vertegenwoordigen met een bedrag van 1,5 miljard een aandeel van 5% in 2000. Het grootste deel hiervan betreft evenwel een overdracht van ongeveer 900 miljoen uit de algemene middelen aan de VMM buiten de milieubegroting om (zie noot 28).

Milieu-inkomsten per soort

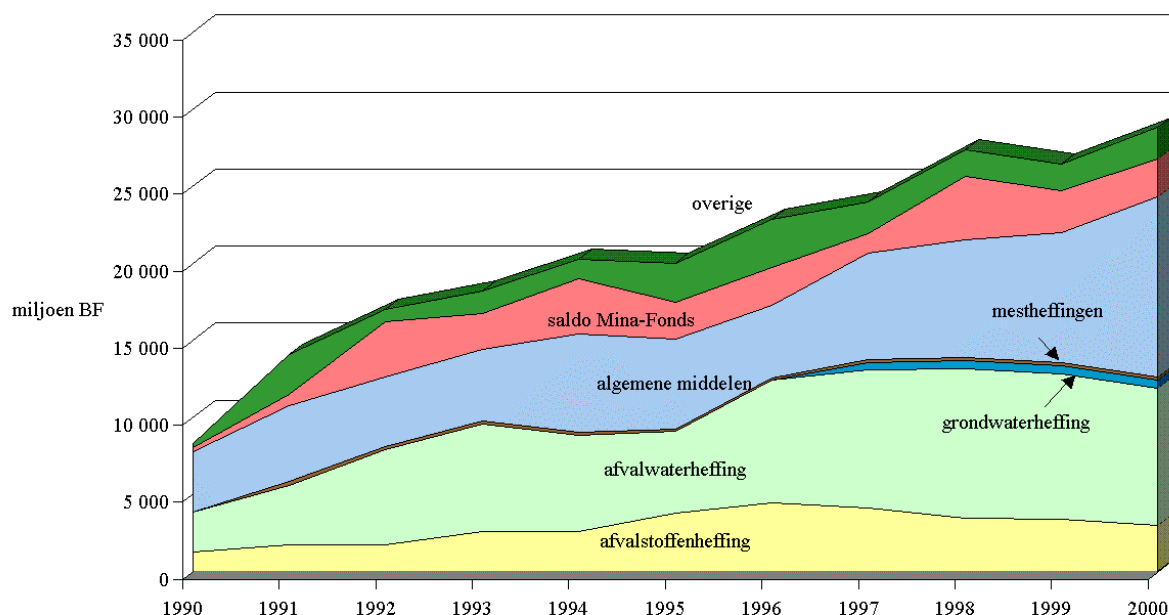
In de periode 1990-2000 waren gemiddeld de helft van de middelen voor het Vlaamse milieubeleid afkomstig uit heffingsinkomsten, 30% werd ter beschikking gesteld vanuit de algemene middelen en een vijfde bestond uit andere ontvangsten (Figuur 18 en Tabel 33). Bovendien bevatten ook deze andere ontvangsten een aanzienlijk deel heffingsinkomsten. Zij bestaan immers vooral uit saldi van vorige boekjaren op het Mina-Fonds. Deze overschotten zijn het gevolg van een situatie waarin de begrote

werkzaamheden van de Commissie in de loop van 1996 (zie stuk 166 (1995-1996) - Nrs. 1-3) waartoe het SERV-Secretariaat met zijn rapport uit 1995 een belangrijke aanzet had gegeven. Het uiteindelijke voorstel van resolutie dat op 13 juni 1997 in de Commissie werd goedgekeurd (zie stuk 667 (1995-1996) - Nr. 5), werd op 25 juni 1997 ongewijzigd door het Parlement bekrachtigd.

inkomsten (vnl. uit milieuheffingen) in realiteit vrij goed werden gerealiseerd of werden overtroffen, maar de reële uitgaven van dit fonds vaak onder de begrote uitgaven bleven (zie verder). De werkelijke bijdrage uit heffingen ligt dus hoger dan 50%.

Binnen de *heffingen* zijn vooral de afvalwater- en afvalstoffenheffing steeds een belangrijke financieringsbron geweest. Het tarief van de *afvalwaterheffing* werd verhoogd in 1990, 1991 en 1996 en vanaf het jaar 1994 geïndexeerd. De stijging van de opbrengst in 1992 en 1993 had te maken met respectievelijk de invoering van een koelwaterheffing en de wijziging van de weging van de zware metalen in de heffingsformule. De gestegen inkomsten in 1997 zijn het gevolg van de schrapping van de Ks-factoren in de formule voor kleinverbruikers. De stijging van de begrote ontvangsten in 1998 kan worden verklaard door een inhaalbeweging voor de gerechtelijke invorderingsprocedure van de milieuheffing. Aan de heffingsformule werden immers geen wijzigingen aangebracht. Ook in 1999 en 2000 werd de afvalwaterheffing niet aangepast. Dit heeft door de afname van de geloosde vuilvrachten een daling van de begrote ontvangsten voor gevolg gehad. Het aandeel van deze afvalwaterheffing in de totale middelen in 2000 ligt met 8,9 miljard op 31%. Het tarief van de *afvalstoffenheffing* werd verhoogd in 1990, 1993, 1995 en 1996 en eveneens vanaf 1994 geïndexeerd. Na 1996 gebeurden geen belangrijke wijzigingen aan deze heffing, waardoor de begrote ontvangsten terugliepen. Dit moet in hoofdzaak worden toegeschreven aan de toegenomen preventie en recyclage. De bijdrage uit de afvalheffing werd voor 2000 begroot op 3 miljard of 10%. De *grondwaterheffing* die in 1997 werd ingevoerd voor grondwaterwinningen bestemd voor productie van drinkwater, werd vanaf 1998 ook van toepassing op de industrie. Hierdoor is de begrote ontvangst gestegen van 500 naar 540 miljoen of 2%. Voor 2000 worden deze ontvangsten geraamd op 552,5 miljoen. De begrote inkomsten uit de *mestheffingen* blijven in 2000 begroot op het niveau van de voorgaande jaren (200 miljoen, 1%). De begrote opbrengst van alle milieuheffingen samen bedraagt in 2000 12,6 miljard of 44% van de middelen.

Figuur 18 : Evolutie inkomsten Vlaams milieubeleid 1990-2000 (soort)



Tabel 33 : Procentuele verdeling begrote milieu-uitgaven (soort)

	1990	1994	1998	1999	2000
afvalstoffenheffing	16%	13%	13%	13%	10%
afvalwaterheffing	34%	31%	35%	36%	31%
grondwaterheffing	0%	0%	2%	2%	2%
mestheffingen	0%	1%	1%	1%	1%
algemene middelen	51%	31%	28%	32%	41%
saldo Mina-Fonds	3%	18%	15%	10%	9%
overige	3%	6%	6%	7%	7%

De evolutie van de *algemene middelen* wordt vooral bepaald door de evolutie van de dotatie aan het Mina-Fonds. In 1994 had voor het eerst een belangrijke toename van deze dotatie plaats. Zij werd opgetrokken van 553 miljoen tot 2,8 miljard. In 1995 werd de dotatie verder verhoogd tot 3,8 miljard. In 1996 daalde zij naar 3,6 miljard. Vanaf 1997 steeg de dotatie jaarlijks: 5,9 miljard in 1997, 6,6 miljard in 1998, 7,4 miljard in 1999 en 10,9 miljard in 2000. Indien daarbij de andere middelen uit de departementale begroting worden geteld bedroeg de bijdrage uit algemene middelen in 2000 ongeveer 11,7 miljard of 40%.

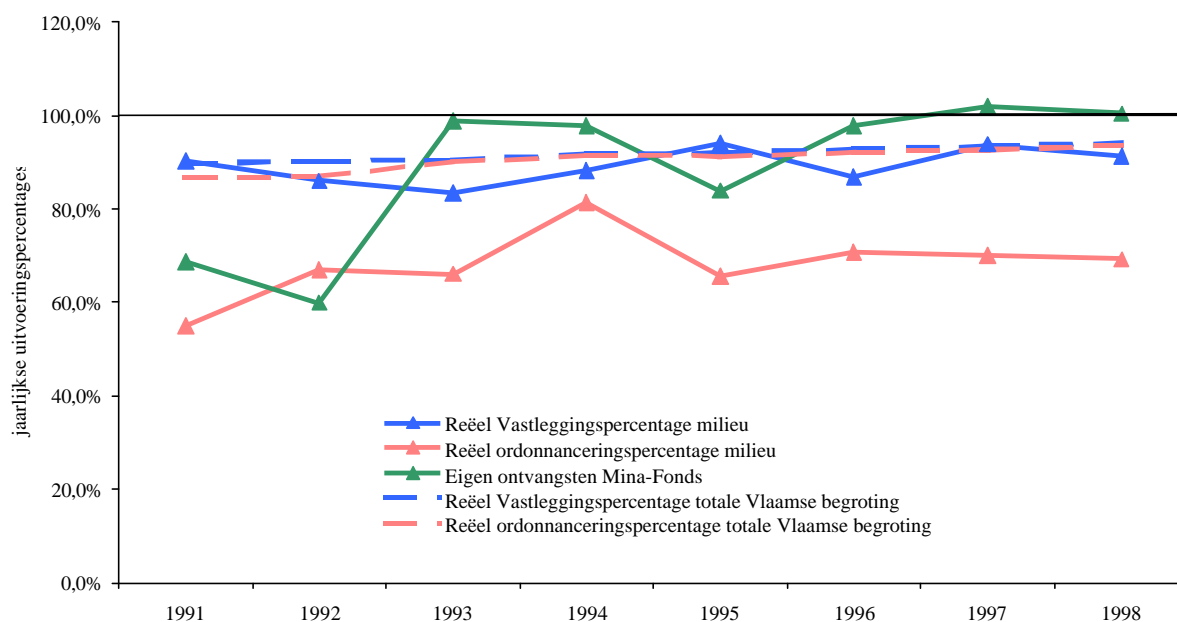
De uitvoering van de Vlaamse milieubegroting tussen 1991 en 1998

Realisatie van de uitgaven

Het reële vastleggingspercentage van de totale milieubegroting lag in de periode 1991-1998 steeds boven 80%. Over de ganse periode bedraagt het globale vastleggingspercentage 89,6%. Voor de ordonnancerings daarentegen werd in slechts één jaar een uitvoering van meer dan 80% bereikt (1994, 81,5%, zie Figuur 19). De

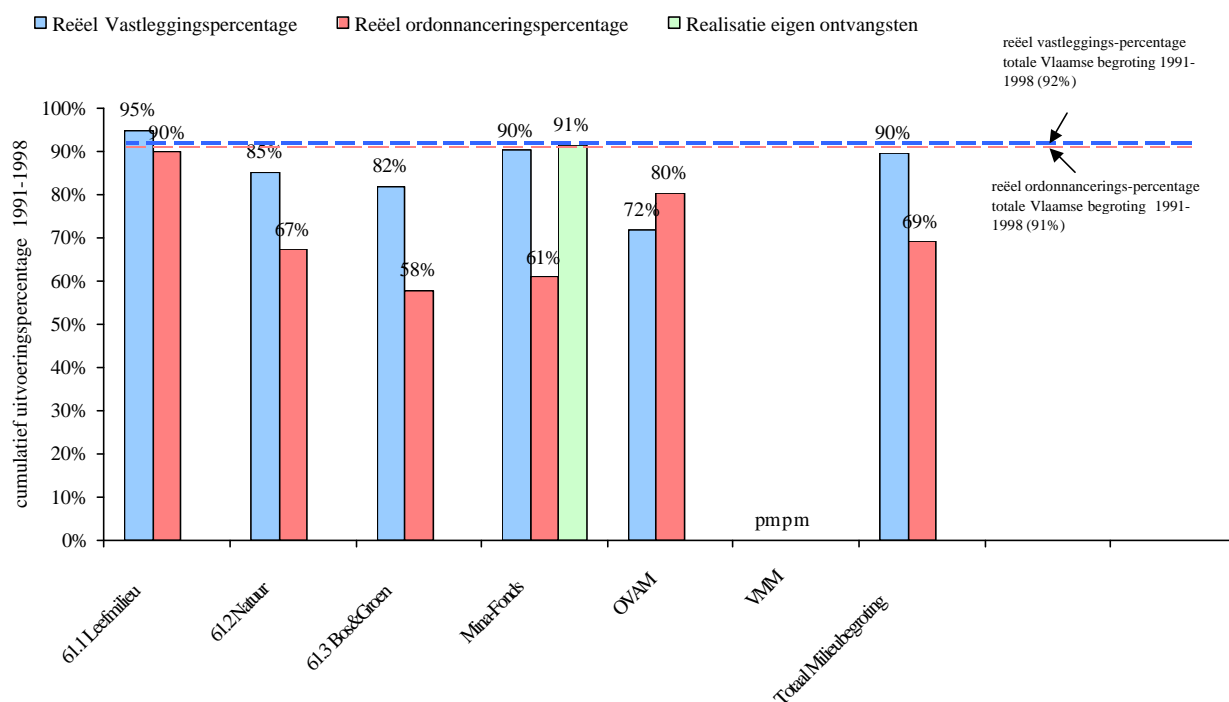
globale uitvoeringsgraad bedraagt dan ook slechts 69%. Deze ligt ver onder deze voor de totale Vlaamse uitgavenbegroting in dezelfde periode (90,9%), terwijl het globale vastleggingspercentage het Vlaamse gemiddelde (92,0%) goed benadert.

Figuur 19 : Uitvoering milieubegroting 1991-1998 (jaarlijkse realisatiepercentages)



Op programma Leefmilieu werd in de ganse periode 1991-1998 de hoogste benuttingsgraad gerealiseerd (Figuur 20). Dit is in hoofdzaak te wijten aan de dotatie aan het Mina-Fonds die vrijwel steeds voor 100% werd uitbetaald. Zonder deze dotatie ligt het reële vastleggingspercentage met 86% meer in de buurt van deze van de programma's Natuur (85%) en Bos en Groen (82%). De uitvoering op het vlak van de uitgaven blijft voor Natuur (67%) en vooral Bos en Groen (58%) evenwel gevoelig onder de realisatiegraad voor Leefmilieu (77%). Wel lijkt de realisatiegraad voor Natuur en Bos en Groen de jongste jaren te verbeteren, terwijl deze voor Leefmilieu (excl. dotatie Mina-Fonds) veeleer afneemt.

Figuur 20 : Uitvoering milieubegroting 1991-1998 (globale realisatiepercentages 1991-1998)



Op het Mina-Fonds bedraagt het globale vastleggingspercentage 90%. De hoogste realisatiegraad voor de ganse periode 1991-1998 werd gerealiseerd op de werkingsdotatie voor OVAM (100%), Aquafin (99,9%), rioleringen (99,7%), milieuconvenanten (98,3%) en de werkingsdotatie voor VMM (93,5%). De benuttingsgraad was zeer laag voor het presti-programma (24,7%), projecten inzake preventie en recyclage (42,3%), het milieubeleidsplan (48%), het afvalstoffenplan (54,6%) en de categorie diversen/Mina-Raad (59,3%). De uitvoering van de Mina-Fonds toont bovendien een groot verschil tussen de over 1991-1998 gecumuleerde reële vastleggingen (90%) en reële ordonnanceringen (61%). Deze lage reële uitgaven hebben geleid tot een omvangrijk encours op het Mina-Fonds. De op het einde van 1998 nog openstaande beleidskredieten op het Mina-Fonds belopen namelijk reeds 25,7 miljard⁴. Het verschil tussen gerealiseerde vastleggingen en ordonnanceringen is het grootst voor rioleringen (99,7% vastgelegd, 26,5% uitbetaald, encours van 4,6 miljard), milieuconvenanten (resp. 98,3%, 48,7%, 3,8 miljard) en bodemsanering (resp. 78,0%, 18,5%, 2,6 miljard).

Ingedeeld naar beleidsdomein werden de hoogste uitvoeringspercentages gerealiseerd voor afvalwater en natuur (Tabel 34). De benuttingsgraad voor het algemeen milieubeleid, het afvalbeleid en vooral het mestbeleid lag vaak onder 50%.

⁴ Een belangrijk deel van het encours van 25,7 miljard betreft echter fictieve vastleggingen, die dus nooit tot uitgaven zullen leiden.

Tabel 34 : Uitvoering milieubegroting 1995-1998

	Reële uitgaven (O)				Uitvoeringspercentages (O)			
	1995	1996	1997	1998	1995	1996	1997	1998
afval	1231,8	1681,8	2031,9	2095,5	37%	39%	54%	54%
water	8824,6	10482,3	9891,3	12117,9	82%	90%	77%	87%
natuur	1211,3	1505,8	1597,4	2004,3	79%	79%	72%	77%
mest	48,0	226,2	835,8	317,0	20%	16%	60%	29%
algemeen	1853,1	2334,9	2521,9	2434,9	45%	65%	67%	41%
totaal	13168,7	16231,1	16878,3	18969,6	66%	71%	70%	69%

Realisatie van de inkomsten

De realisatiegraad van de eigen inkomsten van het Mina-Fonds lag in vele jaren zeer hoog (99% in 1993, 98% in 1994, 102% in 1997, 100% in 1998, zie Tabel 35). Het globale realisatiepercentage voor 1991-1998 (91%) wordt neerwaarts beïnvloed door de relatief lage realisaties in 1991 (69%), 1992 (60%) en 1995 (84%). Deze waren in hoofdzaak te wijten aan vertragingen in de doorstorting van heffingsontvangsten door OVAM (1995) en VMM (1991) en in 1992 aan een onderschatting van de daling van de vuilvracht en de afhandeling van een aantal bezwaarschriften (VMM).

Tabel 35 : Realisatiepercentages eigen inkomsten Mina-fonds 1991-1998

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Afvalstoffenheffing	95%	87%	93%	90%	69%	80%	102%	90%
Retributie bodem	-	-	-	-	-	32%	91%	-
Afvalwaterheffing	59%	42%	102%	98%	105%	104%	106%	99%
grondwaterheffing	-	-	-	-	-	-	0%	188%
heffing mestdecreet	0%	44%	120%	120%	116%	41%	205%	97%
Overige	128%	109%	69%	123%	39%	115%	88%	119%
Totaal	69%	60%	99%	98%	84%	98%	102%	100%

4.3 ½ Milieu-uitgaven van de Vlaamse overheid 2001-2010*Situering en werkwijze*

De ramingen van de milieu-uitgaven van de Vlaamse overheid tot 2010 die hierna worden besproken, zijn gebaseerd op een analyse van historische gegevens en van momenteel beschikbare beleidsinformatie. Voor Aquafin werden eigen ramingen gehanteerd, gebaseerd op een zelf uitgewerkt rekenmodel. De ramingen drukken bijgevolg geenszins een wenselijkheid uit voor het ene of andere beleidsinitiatief. Nieuwe beleidsbeslissingen en gewijzigde prioriteiten kunnen vanzelfsprekend leiden tot andere uitgavenpatronen.

De gevolgde benadering is echter in een aantal gevallen nog vrij 'rudimentair', omdat de bestaande structurering van beleidsmatige en financiële milieu-informatie in Vlaanderen nog te weinig onderbouw biedt. De geplande grondige studie van de financieringsbehoeften, in relatie tot een aantal exogene gebeurtenissen (bv.

technologische vooruitgang) en een aantal beleidsvariabelen (bv. de snelheid van uitvoering van de maatregelen⁵, de beoogde kwaliteitsdoelstellingen), kan hiervoor een oplossing bieden.

Er werd *geen* raming van de toekomstige inkomsten tot 2010 gemaakt. Dit blijft immers een uitermate moeilijke aangelegenheid, zolang er niet meer duidelijkheid komt over de te hanteren financieringsprincipes. Men name is er grote onduidelijkheid over (1) de wijze waarop het Mina-Fonds wordt gefinancierd⁶, (2) de precieze rol van het Mina-Fonds ten opzichte van de departementele uitgavenbegroting⁷ en (3) het toekomstige milieuheffingenbeleid⁸. Intussen werden weliswaar reeds diverse beleidsvoornemens geformuleerd, zoals een uitzuivering van het Mina-Fonds, waarbij de werkingsmiddelen voor o.m. OVAM, VLM en VMM en het natuurbeleid voortaan vanuit de algemene middelen gefinancierd worden, de oprichting van fondsen naast het Mina-fonds voor de financiering van de sanering van verontreinigde gronden, een hervorming van de heffing voor afvalwaterlozingen op collectieve infrastructuur tot een retributie, de hervorming van de heffing op oppervlaktewaterlozingen tot een regulerende heffing, de (al dan niet gedeeltelijke) vervanging van het heffingsysteem voor oppervlaktewaterlozingen door een systeem van per bekken te bepalen verhandelbare emissierechten, enz. Deze plannen zijn op dit moment echter nog

⁵ Dua, Vera (2000). Beleidsnota Leefmilieu 1999-2004. Vlaams Parlement, Stuk 141 (1999-2000) – Nr. 1.

⁶ In het verleden werden daarvoor diverse criteria gehanteerd, die zelden of nooit langer dan één jaar stand hielden. Het uitgangspunt bij de begrotingsopmaak 1995 bijvoorbeeld was dat het toenmalige dekkingspercentage op het Mina-Fonds (d.i. de verhouding dotatie/uitgaven) behouden zou blijven. Aldus werd naast een verhoging van de bijdrage uit de algemene middelen ook een verhoging van de inkomsten uit milieuheffingen gerealiseerd. In 1996 was het financieringscriterium dat de toename van de dotatie aan het Mina-Fonds zou worden begrensd tot de groeivoet van de globale Vlaamse uitgavenbegroting, met een proportionele verdeling van het saldo op het Mina-Fonds tussen algemene middelen (dotatie) en eigen ontvangsten. Dit leidde tot een forse verhoging van de inkomsten uit milieuheffingen. Bij de opmaak van de begroting 1997 werd dit criterium verlaten, zonder dat expliciet een nieuw criterium werd vooropgesteld. In de ontwerpbegroting 1998 werd opnieuw verwezen naar de groeivoet van de globale uitgavenbegroting waartoe de stijging van de dotatie aan het Mina-Fonds zou beperkt zijn, maar dit criterium werd in de praktijk niet gehanteerd. De begrotingen 1998, 1999 en 2000 gingen uit van het reeds vermelde 'moratorium' op bijkomende heffingsopbrengsten, vermeld in de resolutie van het Vlaams Parlement uit 1997. Hierdoor is het naar de toekomst toe moeilijk een uitsplitsing te maken tussen begrotingsmiddelen (dotatie) en eigen inkomsten van het Mina-Fonds.

⁷ Een voorbeeld hiervan zijn de kredieten bestemd voor het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling (VLINA). Deze werden oorspronkelijk in de begroting 1995 op het Mina-Fonds ingeschreven. Met de aanpassing van de begroting 1995 werden zij overgeheveld van het Mina-Fonds naar de algemene uitgavenbegroting. Vanaf 1997 zijn deze kredieten opnieuw op het Mina-Fonds terug te vinden. Het Rekenhof heeft er recent voor gepleit om ze opnieuw in de algemene uitgavenbegroting op te nemen. In het verleden werden bovendien regelmatig uitgaven die vroeger rechtstreeks uit de departementele begroting werden gefinancierd overgeheveld naar het Mina-Fonds. Vaak gebeurde dit in het kader van de beheersing van de uitgaven van de begroting van de Vlaamse Gemeenschap. Door de overhevelingen naar het Mina-Fonds, komen uitgaven die vroeger uit algemene middelen werden gefinancierd immers terecht in het Mina-Fonds, waar in uitvoering van o.m. de bovenvermelde criteria de financiering gedeeltelijk of in hoofdzaak via eigen ontvangsten (milieuheffingen) gebeurt. Deze onduidelijkheid bemoeilijkt de eventuele toepassing van criteria inzake de verdeling tussen heffingsinkomsten en algemene middelen in het Mina-Fonds naar de toekomst toe.

⁸ In het verleden werden de milieuheffingen, afhankelijk van de financiële behoeften en zonder duidelijke criteria, veelvuldig gewijzigd (zie hiervoor), zodat een prognose van de opbrengsten van de verschillende heffingen niet goed mogelijk is (behoudens bij ongewijzigd beleid).

onvoldoende op mekaar afgestemd en concreet om een eenduidige doorberekening tot 2010 te verantwoorden.

Overigens kunnen deze voornemens, samen met de in het vooruitzicht gestelde hervorming van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, ook een belangrijke invloed hebben op de structuur en omvang van de *uitgavenszijde* van de leefmilieubegroting (zie Figuur 14 hiervoor). De geplande versterking van de beleidsvoorbereidende taken van de administratie en de omvorming de Vlaamse openbare instellingen tot (uitvoerings)agentschappen kan immers een aanzienlijke verschuiving van de middelen teweegbrengen. Bovendien zal, in de mate dat de geplande afvalwaterretributies, zoals dat in andere landen en regio's vaak het geval is, worden geïnd door de exploitant van de collectieve infrastructuur zelf, ter bekostiging van zijn uitgaven terzake⁹, het overgrote deel van de uitgaven voor afvalwaterzuivering en een groot deel van de inkomsten ervan uit de rekeningen op niveau van de Vlaamse overheid verdwijnen. Hiermee wordt in de hierna doorberekende scenario's geen rekening gehouden.

Scenario's

De raming van de milieu-uitgaven tot 2010 gebeurt aan de hand van twee scenario's: een BAU-scenario ('business as usual'), waarin het bestaande beleid wordt doorgetrokken naar de toekomst, en een BAU+ -scenario, waarin het milieubeleid op een aantal vlakken wordt versneld. Initieel was het de bedoeling om bij deze ramingen te kunnen uitgaan van de resultaten van de scenario's (autonoom, BAU, BAU+, duurzaamheid) van de sectoren en thema's uit MIRA-S 2000. Dit is bij gebrek aan tijdige en voldoende concrete informatie over deze scenario's echter niet mogelijk geweest. Het hier doorberekende BAU+ -scenario komt daardoor wellicht niet helemaal overeen met het BAU+ uit de overige MIRA-S 2000 delen.

Het BAU+ -scenario gaat ervan uit dat het beleid op een aantal terreinen wordt versneld, met name inzake bodemsanering, rioleringen en natuur.

Voor *bodemsanering* liggen de begrote vastleggingskredieten op post 3.16 van het Mina-Fonds momenteel rond 1 miljard. Dit is in het scenario van ongewijzigd beleid ook de hypothese voor de toekomst (BAU-scenario). OVAM schat de totale kostprijs van de saneringen echter op 280 miljard. Indien men de bodemsaneringsoperaties zoals voorzien in het milieubeleidsplan 1997-2001 zou willen spreiden over een periode van 40 jaar, impliceert dit een jaarlijkse uitgave van 7 miljard. Dit bedrag zou volgens de eerste ramingen voor 1/3 worden gedragen door de overheid in het kader van ambtshalve saneringen, en voor 2/3 door de saneringsplichtigen of aansprakelijken¹⁰. Dit betekent voor het Mina-Fonds een uitgave van 2,33 miljard per jaar, te

⁹ Voor een uitgebreide analyse, zowel theoretisch als in de praktijk, van retributies inzake afvalwaterzuivering, zie SERV 1995 alsmede bijlage 3 bij SERV 1995.

¹⁰ Deze hypothese is voortgaande op de beleidsnota van de Minister van Leefmilieu te optimistisch voor de overheidsuitgaven omdat zou blijken dat de bijdrage van de overheid (incl. de prefinanciering) veel hoger dan 1/3 ligt en wellicht eerder 2/3 zal bedragen. In dat geval zou de jaarlijkse uitgave voor bodemsanering 4,66 miljard zijn. Anderzijds dateert de raming van 280 miljard reeds van voor het bodemsaneringsdecreet van 22 februari 1995. In het BAU+ -scenario wordt voorzichtigheidshalve gerekend met een overheidsaandeel van 1/3^e.

vermeerderen met de uitgaven voor ambtshalve verwijderingen van afvalstoffen die eveneens in post 3.16 zijn begrepen¹¹.

Voor subsidiëring van gemeentelijke *rioleringen* wordt een jaarlijks bedrag van 2 miljard aan vastleggingskredieten gebruikt als basishypothese bij ongewijzigd beleid (BAU-scenario). Dit is gebaseerd op de oorspronkelijke raming voor het zgn. RIO-project van 90 miljard. Dit is wellicht een grove onderschatting geweest. Nieuwe schatting van de vereiste middelen lopen op tot 135 miljard (100% gemengd stelsel, geen renovaties) tot 250 miljard (100% gescheiden stelsel zowel voor nieuwe riolering als voor de renovatie). Indien deze investeringen zoals oorspronkelijk gepland worden gespreid over 15 jaar en een subsidiepercentage van 37,5% wordt gehanteerd¹², betekent dit een jaarlijkse uitgave voor het Mina-Fonds tussen 3,3 miljard en 6,3 miljard. De hypothese in het BAU+ -scenario gaat uit een jaarlijkse uitgave van ongeveer 5 miljard. Hiermee wordt getracht rekening te houden met het effect van een versnelling van de programmatie van het investeringsprogramma voor rioleringen en waterzuivering ten gevolge van de kritiek van de Europese Commissie op het niet naleven van de Europese Richtlijn inzake de zuivering van stedelijk afvalwater.

Over de toekomstige uitgaven voor de uitvoering van het decreet natuurbehoud en het actieplan bosbouw is nog weinig beleidsinformatie beschikbaar. De doelstelling van de Vlaamse Regering om jaarlijks bijkomend 3000 hectare te verwerven aan natuur, bos of duinengebied, vereist in elk geval meer middelen dan in het verleden. Hiervoor wordt in het BAU+ -scenario conform de beleidsnota van de Minister van Leefmilieu een extra miljard BEF per jaar voorzien. Samen met het verhoogde aankoopritme nemen ook de beheerskosten toe.

Raming uitgaven Vlaamse overheid 2001-2010

Evolutie van de kredieten

In het BAU-scenario wordt *een geleidelijke verdere stijging* van het globale uitgavenniveau verwacht (BAU-scenario). De totale uitgaven voor milieu- en natuur nemen toe van 28,8 miljard in 2000 naar 31,4 miljard in 2002 en 2005, en 32,4 miljard in 2010¹³. In het BAU+ -scenario liggen de betalingskredieten vanzelfsprekend hoger. Zij lopen op tot 37,3 miljard in 2002, 37,8 miljard in 2005 en 38,8 miljard in 2010¹⁴.

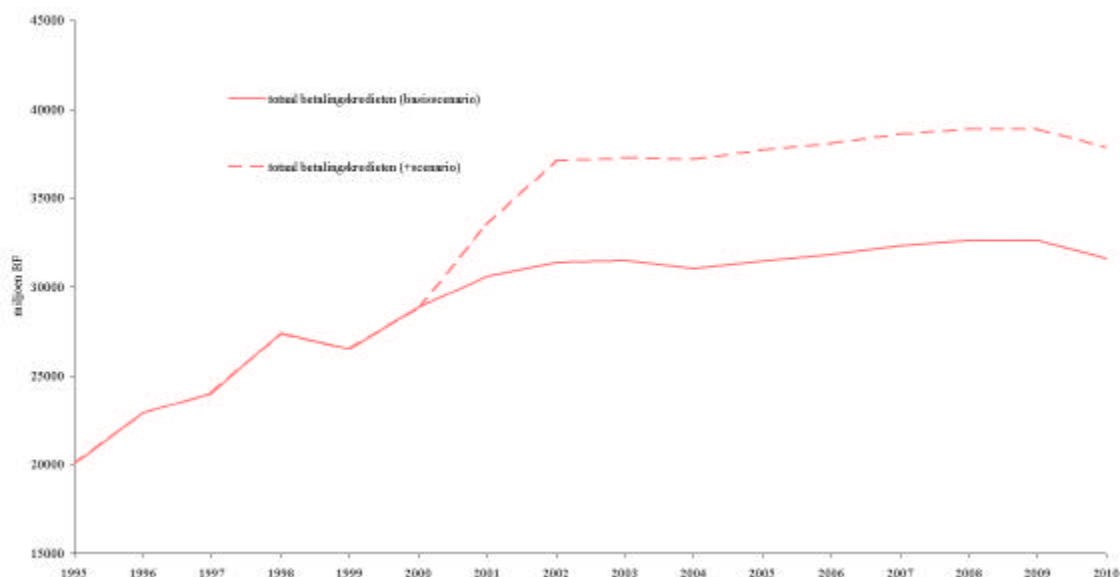
¹¹ OVAM heeft van de Minister van Leefmilieu recent de taak gekregen om een meer gedetailleerde analyse van de kosten van de bodemsanering te maken met verschillende scenario's in functie van de beoogde kwaliteitsdoelstellingen, saneringsmethodes en tijdshorizons.

¹² In het nieuwe subsidiëringsbesluit bedraagt deze subsidie verhoogd tot 75% van de rioleringskosten. Deze kosten betreffen ongeveer de helft van de totale kostprijs van de werken, waardoor het werkelijke subsidiepercentage ongeveer 37,5% bedraagt.

¹³ Hiervan verloopt in 2006 30,0 miljard via het Mina-Fonds, te vergelijken met de 29,6 miljard uit de beleidsnota 1999-2004 van de Minister van Leefmilieu.

¹⁴ Waarvan in 2006 35,5 miljard via het Mina-Fonds verloopt, te vergelijken met de 35,7 miljard uit de beleidsnota 1999-2004 van de Minister van Leefmilieu.

Figuur 21 : Raming van de milieu-uitgaven 2001-2010



Milieu-uitgaven naar ordonnancerende instantie

Volgens de ramingen stijgt, zonder ingrepen in de rol van het Mina-Fonds (cfr. supra), het aandeel van het Mina-Fonds in de uitgaven van 76% in 2000 naar 79% in 2002 en 2005 en 80% in 2010 (BAU-scenario). Het aandeel van de milieupararegionalen OVAM en VMM in de uitgaven neemt, zonder ingrepen in de taken van deze instellingen (cfr. supra) af van 22% in 2000 naar 18% in 2010. Het aandeel van de algemene middelen als directe ordonnancier blijft gering (2%). In het BAU+ -scenario verandert deze situatie nauwelijks.

Tabel 36 : Raming verdeling uitgaven (aanwendungen)

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2010
Alg. Uitgavenbegroting	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%
Mina-Fonds	76%	78%	79%	79%	79%	79%	80%
OVAM & VMM	22%	20%	19%	19%	19%	19%	18%

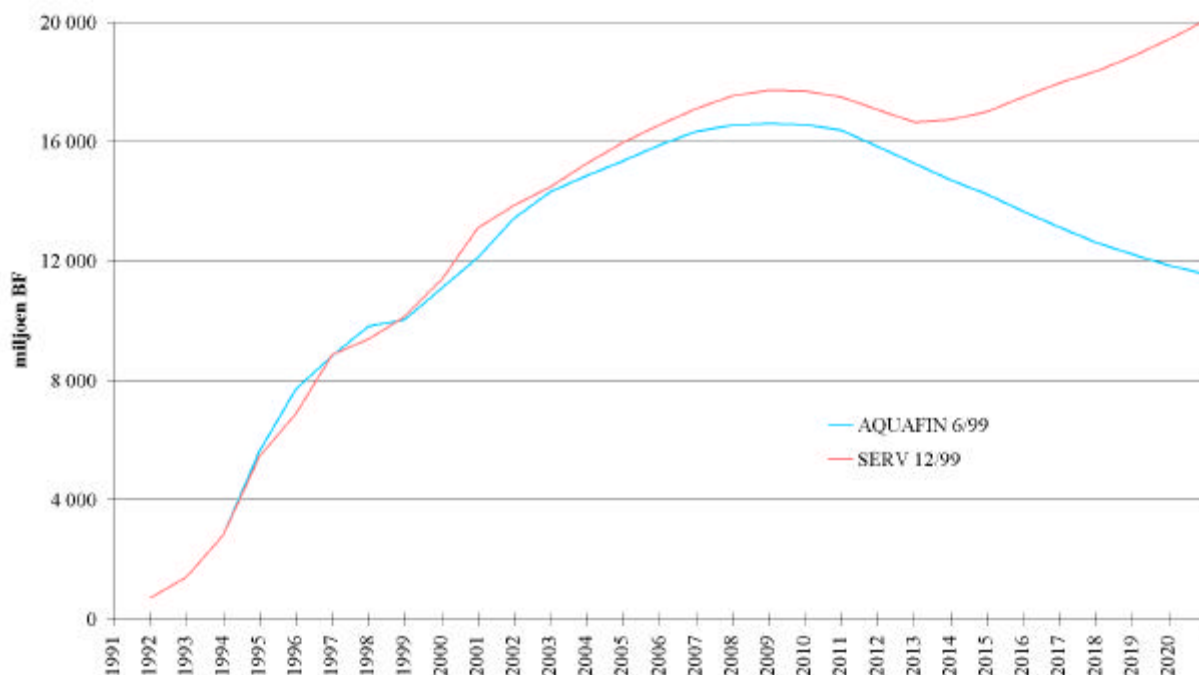
Milieu-uitgaven per beleidsdomein

Het merendeel van de uitgaven blijft ook in de toekomst gaan naar afvalwaterzuivering. Zelfs in het BAU-scenario is de stijging opmerkelijk: van 15,4 miljard in 2000 naar 18,2 miljard in 2002, 19,3 miljard in 2005 en 20 miljard in 2010 (Tabel 37). Het aandeel van het beleidsdomein afvalwater neemt daardoor verder toe van 53% in 2000 naar 62% in 2005 en 2010. Dit kan vrijwel geheel op rekening van Aquafin worden geschreven, waarvoor de betalingen als gevolg van het financieringsmechanisme vervat in het lopende contract blijven toenemen (zie Figuur 22)¹⁵. De uitgaven voor afval en

¹⁵ Hierbij werd nog geen rekening gehouden met het effect van een eventuele versnelling van de programmatie van het investeringsprogramma voor waterzuivering ten gevolge van de kritiek van de Europese Commissie op het niet naleven van de Europese Richtlijn inzake de zuivering van stedelijk afvalwater.

bodem bedragen 3,5 miljard in 2005 en 2010, de uitgaven voor het mestbeleid 1,2 resp. 1,3 miljard, voor natuur 3 resp. 3,2 miljard en de uitgaven voor algemeen (overig) milieubeleid 4,4 resp. 4,3 miljard.

Figuur 22 : Prognose Aquafin-vergoeding 2001-2020



Tabel 37 : raming van de milieu-uitgaven 2001-2010 (BAU -scenario)

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2010
Afval	3558,6	3812,1	3918,3	3534,3	3484,4	3501,5	3566,5
Water	15404,4	17622,3	18213,3	18922,2	18789,1	19340,9	20039,5
Mest	2238,8	1190,0	1215,2	1186,7	1204,5	1222,6	1317,1
Natuur	2842,2	3262,2	3300,7	3246,9	2927,5	2967,8	3178,2
Algemeen	4791,5	4713,3	4720,5	4609,7	4642,6	4398,0	4299,7
Totaal	28835,4	30599,9	31367,9	31499,9	31048,1	31430,8	32401,0

Het BAU+ -scenario doet de uitgaven voor afval en bodem toenemen ten opzichte van het BAU-scenario, te wijten aan de versnelde ambtshalve bodemsanering (Tabel 38). Hierdoor stijgt het aandeel van afval en bodem in de totale uitgaven in 2010 van 11% in het BAU-scenario naar 14% in BAU+. Ook de uitgaven voor water en natuur stijgen ten opzichte van het BAU-scenario (cfr. hypothesen rioleringsbeleid resp. aankoop natuurgebieden). De aandelen van deze beleidsdomeinen in 2010 liggen op resp. 62% en 10% in het BAU-scenario en op 60% resp. 12% in BAU+.

Tabel 38 : raming van de milieu-uitgaven 2001-2010 (BAU+ -scenario)

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2010
Afval	3558,6	4678,8	5651,6	5267,7	5217,8	5234,8	5299,9
Water	15404,4	19340,0	21431,2	22122,3	21973,2	22510,6	23156,0
Mest	2238,8	1190,0	1215,2	1186,7	1204,5	1222,6	1317,1
Natuur	2842,2	3762,2	4300,7	4257,1	4313,1	4481,1	4688,2
Algemeen	4791,5	4713,3	4720,5	4609,7	4642,6	4398,0	4299,7
Totaal	28835,4	33684,2	37319,1	37443,5	37351,1	37847,2	38760,9

4.4 ½ Milieu-inkomsten en -uitgaven lokale overheden 1991-1999

De gemeentelijke milieu-uitgaven

Samen met de stroomversnelling die zich in het Vlaamse milieubeleid in het algemeen in de jaren '90 heeft voorgedaan, is ook de positie van de *gemeenten* sterk geëvolueerd. De belangrijkste milieutaken van gemeenten waren lange tijd de afvalverwijdering, de waterzuivering en de aanleg en het onderhoud van riolering. Nadien werden gemeenten enerzijds door de wet op de bescherming van de oppervlaktewateren tegen verontreiniging verplicht afstand te doen van de zuiveringsinfrastructuur die in bedrijf of opbouw was. Deze werd overgenomen door de toenmalige waterzuiverings-maatschappijen. Anderzijds hebben de gemeenten op andere vlakken een steeds belangrijker rol in het milieubeleid toegewezen gekregen. Het aantal en de omvang hun taken is dan ook gevoelig toegenomende jongste jaren, in uitvoering van onder meer de zgn. gemeentelijke en provinciale milieuconvenant en van aantal decreten (bv. decreet algemene bepalingen milieubeleid), besluiten (bv. Vlarem) en uitvoeringsplannen (bv. uitvoeringsplan GFT- en groenafval).

Deze taakuitbreiding heeft, samen met de stijgende afvalverwijderingskosten, tot toenemende gemeentelijke milieu-uitgaven geleid. Dit kan worden vastgesteld op basis van een analyse van de gemeenterekeningen en begrotingen¹⁶. De gemeenten gebruiken de indeling gewone dienst - buitengewone dienst. Dit komt overeen met respectievelijk lopende uitgaven en investeringsuitgaven. Verder zijn de rekeningen en begrotingen opgedeeld volgens een functionele classificatie. De statistieken van de Administratie Binnenlandse Aangelegenheden zijn opgemaakt volgens hoofdfunctie, maar niet tot op het detail van de posten die de hoofdfunctie samenstellen.

De meest relevante hoofdfuncties met betrekking tot leefmilieu zijn:

- code 876: ontsmetting, reiniging en huisvuil;
- code 877: afvalwater;
- code 879: begraafplaatsen en milieu.

We beschikken niet over gegevens om het deel "begraafplaatsen" te kunnen afzonderen. Hierdoor zullen we de totale milieu-uitgaven overschatten. Anderzijds nemen we code 789 "Jeugd, Volksontwikkeling, Kunst" niet op, hoewel deze hoofdfunctie ook de milieupost "natuurbescherming" bevat (omdat we ook deze post niet kunnen afzonderen). We nemen evenmin de hoofdfuncties "Verkeer en waterstaat",

¹⁶ Deze worden verzameld en geanalyseerd door de Administratie Binnenlandse Aangelegenheden van de Vlaamse Gemeenschap.

“Landbouw, visserij, voedselvoorziening” of “Volkshuisvesting en ruimtelijke ordening” op, hoewel ook deze elementen van milieubeleid kunnen bevatten.

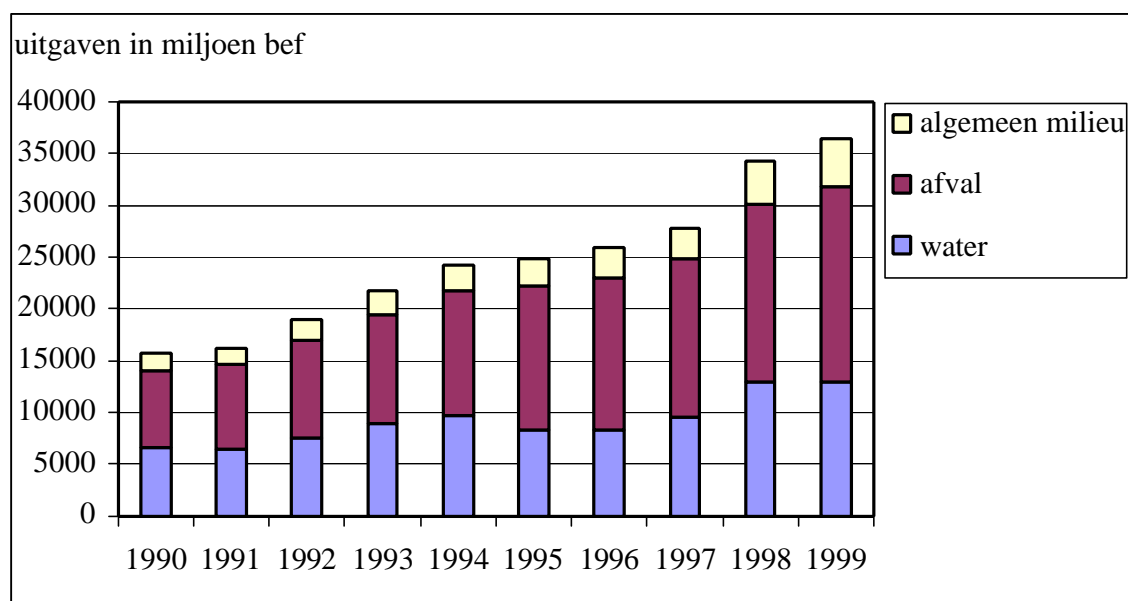
Figuur 23 toont de evolutie, in nominale termen, van 1990 tot 1999 van de totale Vlaamse gemeentelijke milieu-uitgaven voor de drie hogergenoemde hoofdfuncties. Tot en met 1997 zijn dit de cijfers uit de gemeentelijke rekeningen, voor 1998 en 1999 zijn het begrotingscijfers. Hoofdfunctie 876 wordt toegewezen aan het beleidsdomein afval, hoofdfunctie 877 aan water en hoofdfunctie 879 aan algemeen milieu.

Hieruit blijkt dat de gemeentelijke uitgaven voor leefmilieu tussen 1990 en 1999 meer dan verdubbeld zijn. Zij stegen van 15,7 miljard BEF in 1990 naar 36,4 miljard BEF in 1999 (zie tevens Tabel 39), met een gemiddelde jaarlijkse groei van 10%.

Het merendeel van de gemeentelijke milieu-uitgaven heeft duidelijk betrekking op afval. Gemiddeld over deze ganse periode heeft afval het grootste aandeel in de totale milieu-uitgaven, nl. 52%, gevolgd door water met 38% en algemeen milieu met 11%. Tabel 39 geeft de totale en aandelen voor verschillende jaren weer. De stijging van de uitgaven sinds 1990 was het kleinst voor water (+ 97%) en het grootst voor algemeen milieubeleid (+183%).

Deze totale milieu-uitgaven maken een stijgend deel uit van de totale gemeentelijke uitgaven: in 1990 was het aandeel milieu in de totale uitgaven 8,2% en volgens de begroting zal het in 1999 11,4% bedragen (Tabel 39).

Figuur 23: Evolutie van de gemeentelijke milieu-uitgaven (nominaal in miljoen bef)



Tabel 39: Gemeentelijke milieu-uitgaven.

	1990		1994		1998		1999	
	mio BEF	%	Mio BEF	%	mio BEF	%	mio BEF	%
Water	6573	42%	9699	40%	12849	38%	12934	36%
Afval	7449	47%	12070	50%	17250	50%	18789	52%
Alg. milieu	1666	11%	2379	10%	4118	12%	4706	13%
Totaal milieu	15688	100%	24148	100%	34217	100%	36430	100%
totale alle gemeentelijke uitgaven		Milieu = 191863 8,2%		Milieu = 230093 10,5%		Milieu = 308146 11,1%		Milieu = 320661 11,4%

De gemeentelijke milieu-inkomsten

De gemeenten beschikken over een grote vrijheid om hun milieu-uitgaven te financieren. Zij beslissen, behoudens enkele beperkingen, autonoom op welke financieringsmiddelen zij een beroep doen. In de praktijk worden diverse subsidies en milieuheffingen aangewend.

Met name draagt het Vlaamse gewest via verschillende mechanismen bij in de gemeentelijke milieu-uitgaven. Dit gebeurt onder meer via het *Vlaams Investeringsfonds* voor gemeentelijke investeringsprojecten zoals onroerende investeringen in rioleringen en pompstations, natuurgebieden, -reservaten en -parken, via het *MiNa-Fonds*, voor werken, leveringen en diensten in uitvoering van het K.B. van 23 juli 1983 (containerparken, composteringsinstallaties e.d.), voor de uitvoering van de gemeentelijke milieuconvenanten (gemeentelijke milieu- en natuurbeleid, exploitatie van containerparken, ophaling van KGA-afval, huis-aan-huis ophaling van de droge of natte fractie, opmaak van een gemeentelijk natuurontwikkelingsplan, ...), en voor de versnelde aanleg van gemeentelijke rioleringen en kleinschalige afvalwaterzuivering, en via de *algemene uitgavenbegroting* voor de bouw van de uitrusting van afvalverwijderingsinrichtingen en sanering van stortplaatsen (tot 1997), voor de afhandeling van de toelagedossiers van lokale besturen voor de uitvoering van rioleringswerken (tot 1994), voor boswerkzaamheden en toeristische infrastructuurwerken, voor het verwerven en aanleggen van groene ruimten en proefbeplantingen en voor de aanschaf van toestellen voor het meten van geluids-, bodem- en luchtverontreiniging.

Verder hebben vrijwel alle gemeenten voor de financiering van hun milieubeleid en -beheer specifieke *retributies of milieubelastingen* ingesteld. Zij kunnen worden ingedeeld in afvalheffingen en -belastingen, rioolbelastingen, en algemene milieubelastingen.

Daarnaast beschikken de gemeenten nog over *andere inkomstenbronnen* voor de financiering van de gemeentelijke milieu-uitgaven. Het betreft dan andere belastingen (bv. gemeentelijke opcentiemen op de onroerende voorheffing, aanvullende personenbelasting, ...), andere overdrachten van de hogere overheden (bv. Vlaams gemeentefonds, ...), leningen, inkomsten uit het gemeentelijk patrimonium, schenkingen, enz.

Het is niet de bedoeling in de context van deze bijdrage voor MIRA-S een omstandige analyse te maken van al deze inkomstensoorten (zie hiervoor SERV, 1995). We

beperken ons tot de informatie die nodig is om een totaaloverzicht van de publieke en totale (publieke en private) milieu-uitgaven op te stellen. Dit impliceert een analyse van enkele in dat verband relevante overdrachten, nl. de gemeentelijke milieuheffingen en –belastingen en de overdrachten vanuit de milieubegroting van het Vlaamse gewest.

Tabel 40 geeft een overzicht van de ontvangsten van de gemeentelijke milieuheffingen en milieubelastingen voor enkele jaren, gesorteerd naar belang van de opbrengst in 1999. Zij zijn in 1998 en 1999 samen goed voor ongeveer 7 miljard aan middelen.

Tabel 40: Ontvangsten gemeentelijke milieuheffingen en milieubelastingen

	1991 reëel	1994 reëel	1998 begroot	1999 begroot
Afgifte huisvuilzakken, recipiënten, klevers	267,3	627,7	3297,5	3100,7
Op het rioolnet aangesloten gebouwen	247,2	641,7	1435,8	1412,7
Onderhoud van het rioolnet	21,2	42,2	1105,1	1304,0
Leggen van riolen	56,8	73,9	608,5	581,3
Stortplaatsen	0,0	37,4	219,4	219,5
Aanvullende belasting op de milieuheffing	1,3	4,8	85,3	81,8
Afg. stukken, ongez. en hinderl. inrichtingen	3,6	19,3	67,7	67,0
Ophalen van nijverheidsvuil en grof vuilnis	27,6	56,2	41,8	37,5
Milieubelasting	172,8	629,9	33,7	36,3
Sluikstorten op de openbare weg	0,0	0,0	34,3	27,0
Aansluiting op riolen	11,8	45,4	24,6	25,0
Ophalen van huisvuil	1870,5	3347,9	19,5	19,6
Jaarl. gevaarl. ongez. en hinderl. inricht.	12,0	44,7	16,0	18,6
Ruiming van aalputten	111,7	40,8	19,9	18,4
Andere gevaarl. Ongez. en hinderl. inricht.	3,1	8,9	4,3	3,2
Totaal milieubelastingen	2806,9	5620,9	7013,5	6952,7

Tabel 41 geeft een overzicht van de overdrachten vanuit de Vlaamse milieubegroting naar de gemeenten. Het gaat zoals hiervoor vermeld om de middelen uit de gemeentelijke milieuconvenanten, de subsidiëring van de aanleg van gemeentelijke rioleringen, en een aantal andere overdrachten zoals de subsidiëring van werken in uitvoering van het K.B. van 23 juli 1983 (containerparken, composteringsinstallaties e.d.), subsidies (tot 1997) voor de verwijdering van afvalstoffen en de aanleg van stortplaatsen in uitvoering van et K.B. van 23 juli 1981, subsidies voor het aanschaffen van toestellen voor het meten van geluids- en luchtverontreiniging, subsidies voor boswerkzaamheden, groenvoorziening en instandhoudingswerken aan parken, enz.

Tabel 41: Overdrachten vanuit Vlaamse milieubegroting

	1991 reëel	1994 reëel	1998 begroot	1999 begroot
Convenant	0	417,1	650,0	850,0
Riolering & Waterzuivering	0	178,2	1900,0	1900,0
Andere	215,5	492,2	344,9	344,9
Totaal	215,5	1087,5	2894,9	3094,9

Milieu-uitgaven Vlaamse provincies

Voor de provinciale rekeningen en begrotingen gebeurt er, in tegenstelling tot de gemeentelijke rekeningen en begrotingen, geen gecentraliseerde verwerking door de Administratie Binnenlandse aangelegenheden.

Door het korte tijdsbestek was het echter niet mogelijk om bij elke provincie de gegevens op te vragen, op mekaar af te stemmen en te analyseren.

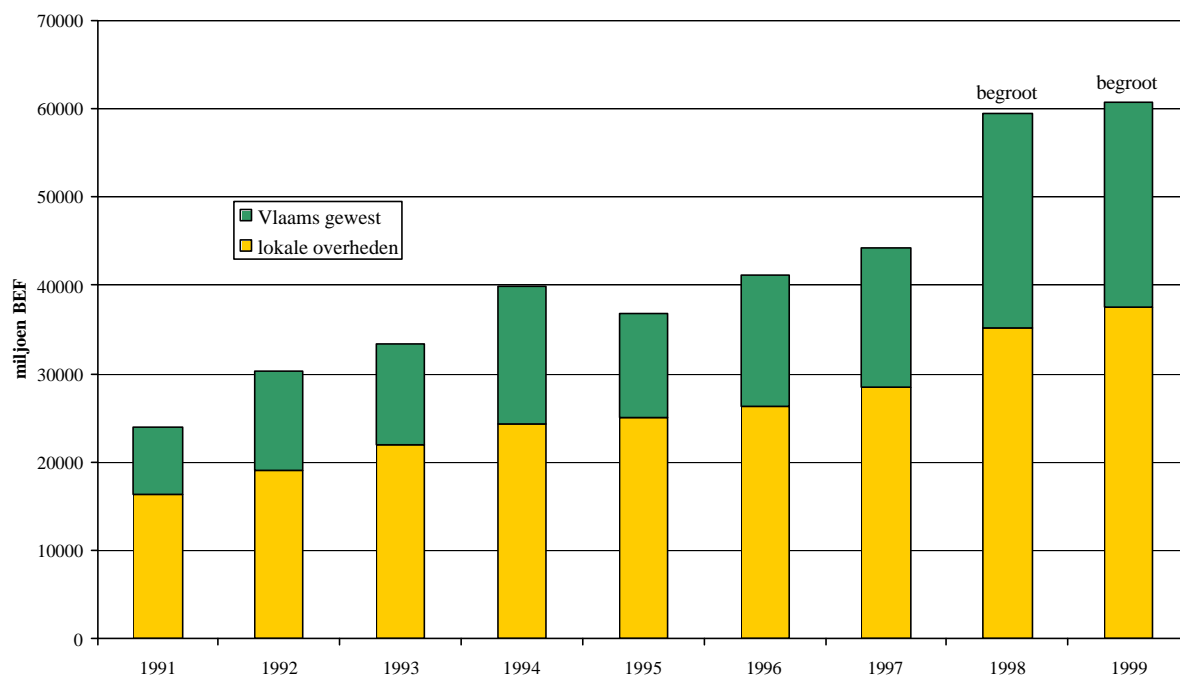
Daarom werd voor de raming van de provinciale milieu-uitgaven beroep gedaan op secundaire databronnen, waaronder KPMG, 1997 en Kestemont, 1999. Op basis hiervan worden de provinciale milieu-uitgaven geraamd op ongeveer 1 miljard per jaar.

4.5 ½ Totale publieke milieu-uitgaven

De totale milieu-uitgaven van de gewestelijke, gemeentelijke en provinciale overheden in Vlaanderen worden geraamd op meer dan 60 miljard BEF in 1999. Dit is een aanmerkelijke stijging ten opzichte van begin jaren '90 toen deze uitgaven minder dan 24 miljard bedroegen.

Ongeveer twee derde van deze uitgaven gebeurt via de lokale overheden (vnl. de gemeenten). Het gemiddelde voor de ganse periode 1991-1999 ligt op 64%. Het Vlaams gewest is goed voor een aandeel van ongeveer één derde (gemiddeld 36%).

Figuur 24: Publieke milieu-uitgaven 1991-1999 per overheid



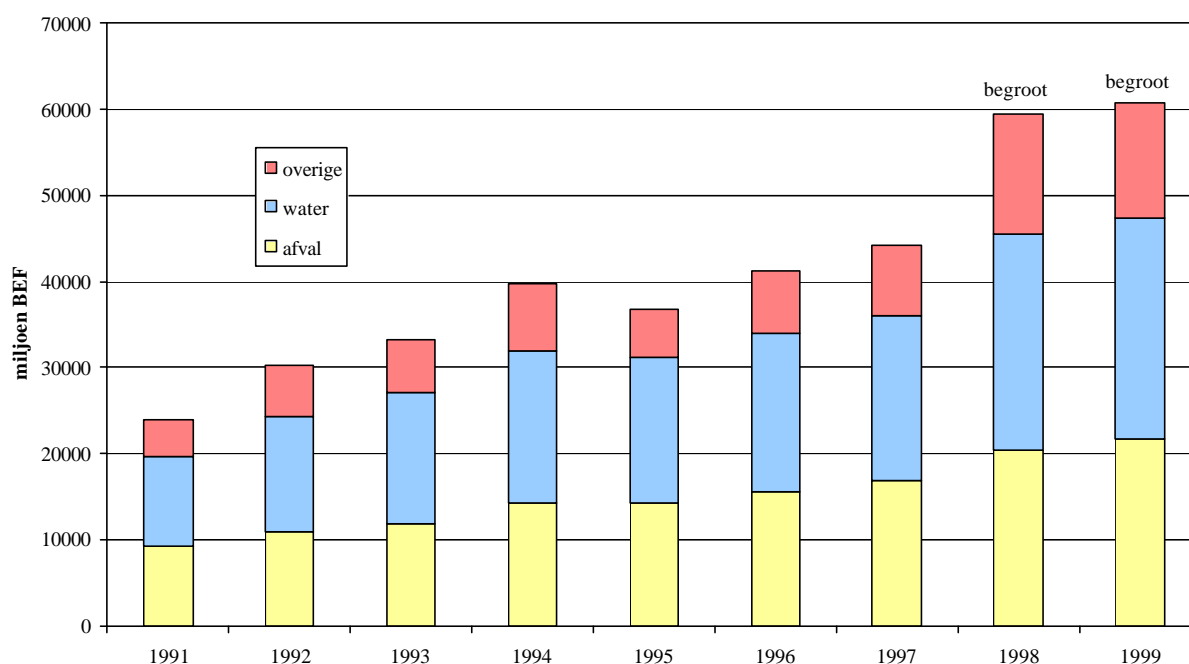
Tabel 42: Publieke milieu-uitgaven 1991-1999 per overheid

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998*	1999*
Vlaams Gewest	7772	11415	12063	16554	13169	16231	16878	27388	26497
overdrachten	-216	-300	-654	-1088	-1331	-1349	-1065	-2970	-3195
Lokale overheden	16412	19131	21891	24358	25020	26286	28434	35093	37516
totale uitgaven	23969	30246	33299	39824	36858	41168	44247	59511	60818

* begrote uitgaven

De meeste uitgaven zijn bestemd voor afvalwaterzuivering (gemiddeld 44%), gevolgd door afval (36%) en de restcategorie overig milieubeleid (20%). Over de ganse periode 1991-1999 gebeurden de meeste afval-uitgaven duidelijk via de gemeenten (bijna 90%). De gemeenten waren ook verantwoordelijk voor ongeveer de helft van de uitgaven inzake afvalwaterzuivering (52%). Het gewest heeft alleen inzake de uitgaven voor algemeen en overig milieubeleid het belangrijkste aandeel (63%).

Figuur 25: Publieke milieu-uitgaven 1991-1999 per beleidsdomein



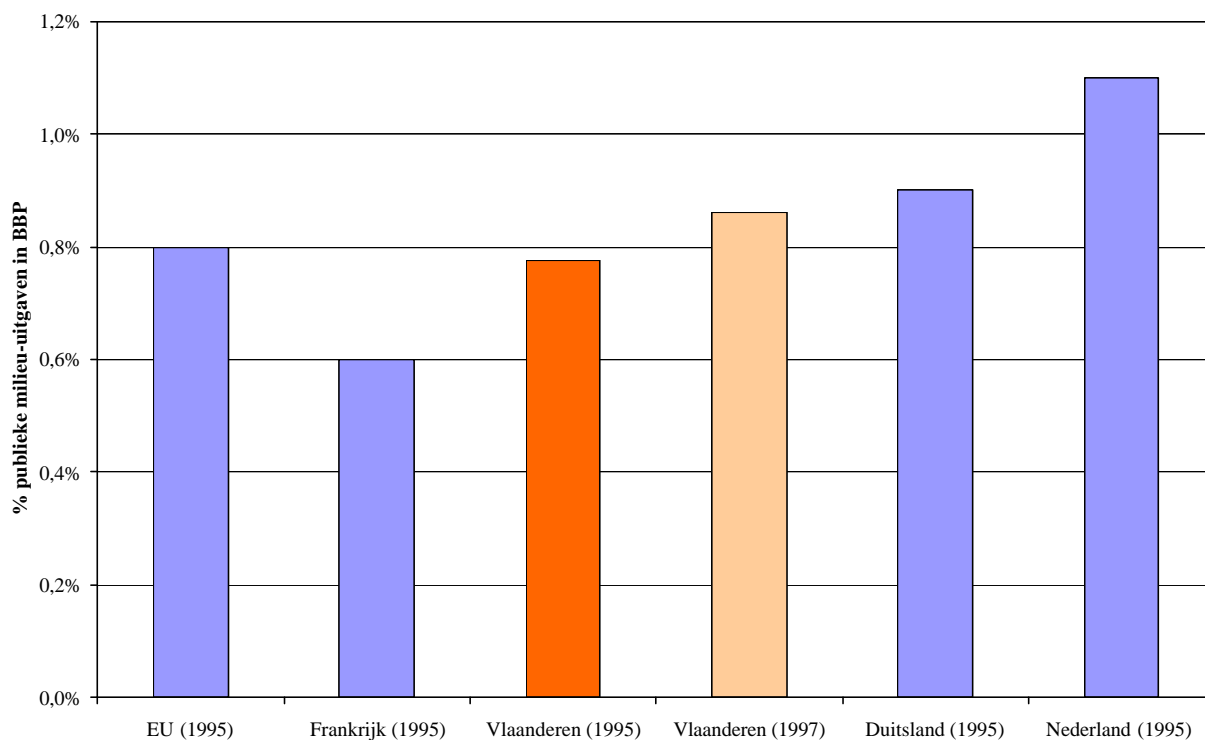
Tabel 43: Publieke milieu-uitgaven per beleidsdomein

	1991		1994		1998*		1999*	
Afval	9217	38%	14302	36%	20423	34%	21614	36%
Water	10510	44%	17667	44%	25018	42%	25784	42%
Overige	4242	18%	7854	20%	14070	24%	13420	22%
Totaal	23969	100%	39824	100%	59511	100%	60818	100%

* begrote uitgaven

Indien rekening wordt gehouden met de personeelskosten van Aminor (zie bijlage) liggen de uitgaven ongeveer 1,3 miljard BEF hoger dan hiervoor aangegeven. Dit bedrag verandert de conclusies niet wezenlijk. Zo daalt bijvoorbeeld het aandeel van de lokale overheden in de uitgaven in 1998 van 59% zonder rekening te houden met deze personeelskosten naar 58%.

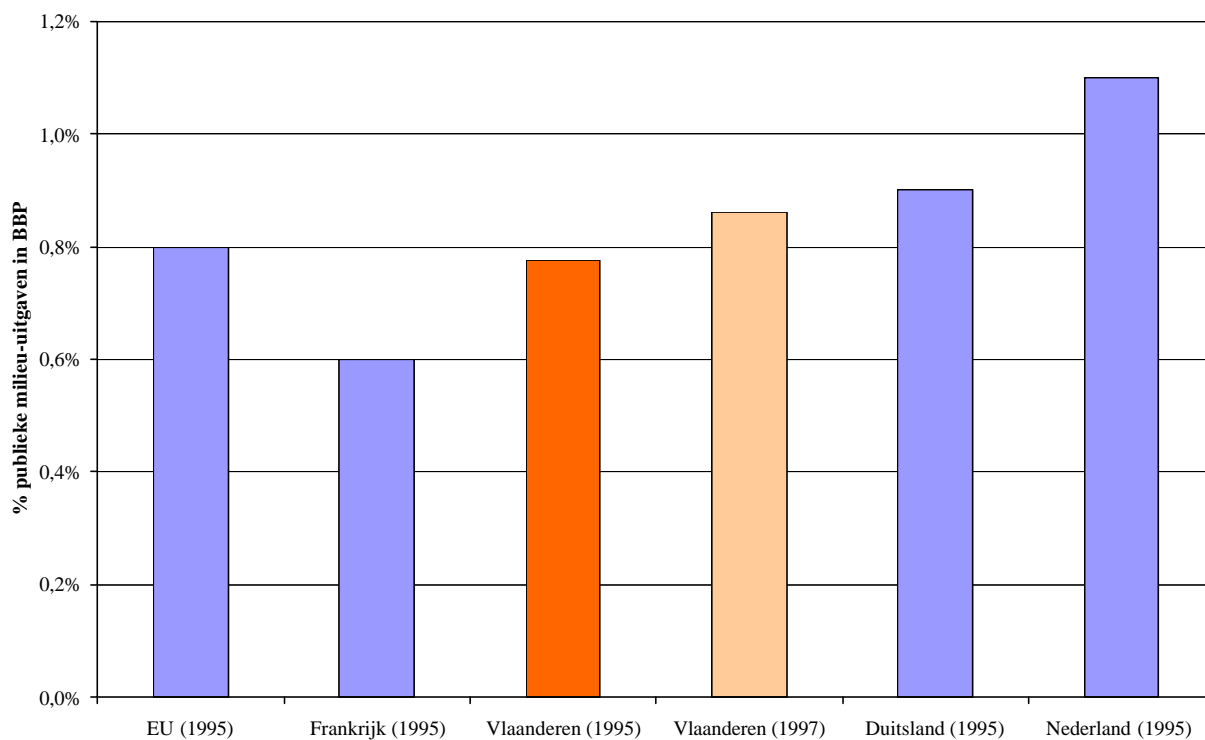
Een internationale vergelijking leert dat Vlaanderen inzake publieke milieu-uitgaven ongeveer op het Europese gemiddelde zit, met een aandeel van ongeveer 0,8% van het BBP (Figuur 26) en uitgaven rond 6000 BEF per persoon in 1995 (



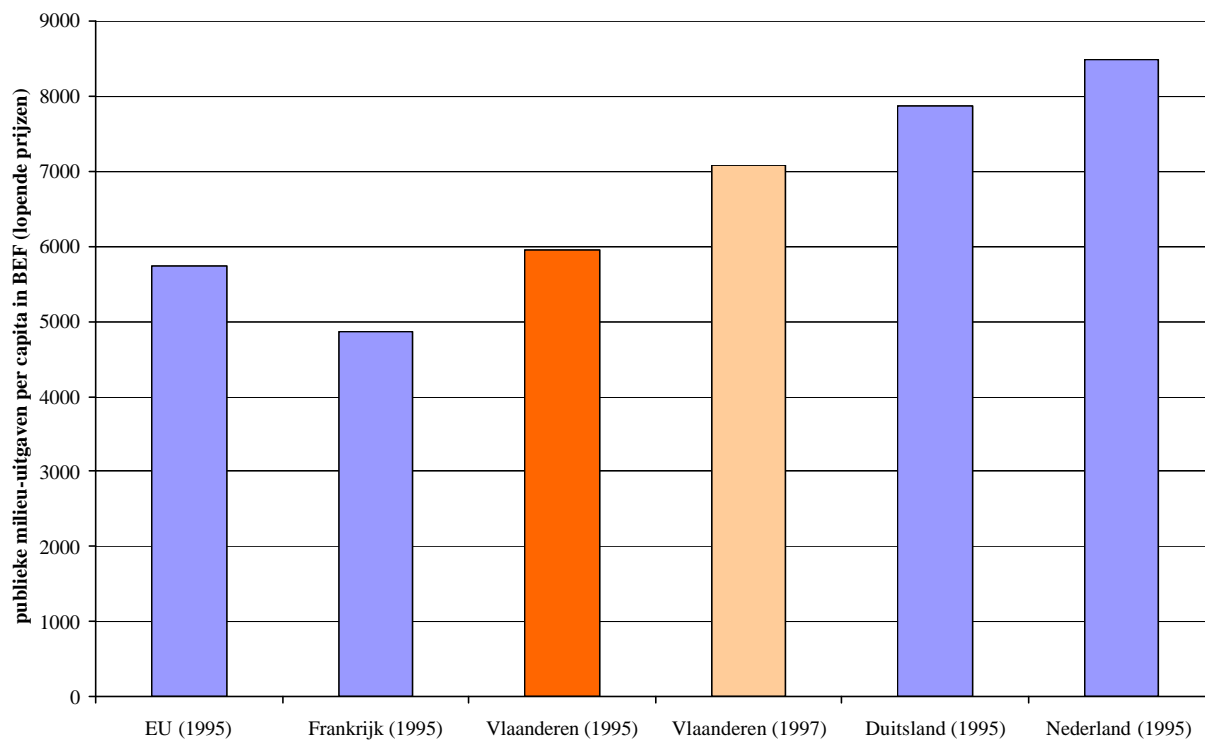
Figuur 27)¹⁷. Dit is meer dan bijvoorbeeld in Frankrijk, maar minder dan in de andere buurlanden Duitsland en Nederland. Dergelijke vergelijkingen moeten evenwel voorzichtig worden geïnterpreteerd, door verschillen in de taakverdeling tussen de publieke en private sector. In het Verenigd Koninkrijk is bijvoorbeeld de collectieve afvalwaterzuivering grotendeels geprivatiseerd, waardoor de publieke uitgaven vanzelfsprekend relatief lager liggen dan in landen waar de RWZI's in publieke handen zijn.

¹⁷ Voor deze berekeningen werden de hiervoor berekende publieke milieu-uitgaven omwille van de vergelijkbaarheid met andere landen zoveel mogelijk herwerkt volgen de SERIEE-definities. De belangrijkste verschillen zijn dat de financieringskosten (bv. van investeringen van Aquafin) moeten worden afgetrokken en de personeelskosten moeten worden toegevoegd.

Figuur 26: Publieke milieu-uitgaven in % van het bruto binnenlands product



Figuur 27: Publieke milieu-uitgaven per capita



4.6 ½ Samenvatting

Situering. Deze bijdrage analyseerde vrij uitgebreid de milieu-inkomsten en -uitgaven van de Vlaamse overheid in de periode 1990-2000, en maakte een prognose van de inkomsten en uitgaven voor de jaren 2001-2010. Hiervan werd enkel een beschrijving gegeven en geen beoordeling. Daarnaast werd een korte bespreking gewijd aan de milieu-inkomsten en -uitgaven van de lokale overheden, met het oog op het opstellen van een overzicht van de totale publieke milieu-uitgaven in Vlaanderen.

“Milieu” werd voor het gewestelijke niveau gedefinieerd als de uitgaven voor de programma’s “Leefmilieu” (61.1), “Natuur” (61.2.) en “Bos en Groen” (61.3) van de uitgavenbegroting van de Vlaamse gemeenschap. Voor de gemeentecijfers werd uitgegaan van de rubrieken ontsmetting, reiniging en huisvuil (code 876), afvalwater (code 877) en begraafplaatsen en milieu (code 879). Deze pragmatische afbakening heeft voor gevolg dat verschillende inkomsten- en uitgavenstromen op het randgebied tussen “milieu” en andere beleidsdomeinen buiten het gezichtsveld bleven. Bovendien bleven wegens het aggregatieniveau van de begrotingen noodgedwongen enkele milieu-uitgaven en inkomsten buiten beschouwing, waaronder de personeelskosten van Aminoal.

Gewestelijke uitgaven 2000-2010. Met het jaar 1989 als referentiepunt kan een *sterke stijging* van de begrote milieu-uitgaven van de Vlaamse overheid worden vastgesteld. Zij nemen toe van minder dan 8 miljard in 1990 tot bijna 29 miljard in 2000. Het aandeel van milieu in de totale Vlaamse begroting bedraagt in 2000, net zoals in voorgaande jaren, ongeveer 4%.

Veruit de meeste middelen worden aan *afvalwaterzuivering* besteed (Tabel 44). Dit was in 1990 al het geval, en dit is in de ganse periode tot 2000 zo gebleven met een aandeel in de begrote uitgaven rond 50%. Deze uitgaven hebben momenteel vooral betrekking op de Aquafin-vergoeding en op de subsidiëring van gemeentelijke rioleringen. In 2000 gaat het om 15,4 miljard of 53% van de uitgaven. Ook het *natuurbeleid* is steeds een groeier geweest, door de stijging van de kredieten voor de aankoop van natuur- en bosgebieden. In 1990 werd minder dan 300 miljoen aan uitgaven begroot; in 2000 gaat het om bijna 3 miljard, of ongeveer 10% van de uitgaven. De uitgaven voor het *afval- en bodemsaneringsbeleid* stegen in belangrijke mate in 1991 (naar aanleiding van het afvalstoffenplan 1991-1995), in 1994 (o.a. door de gemeentelijke milieuconvenanten) en in 1996 (t.g.v. het bodemsaneringsbeleid). Met 3,5 miljard ligt het aandeel ervan in de uitgaven in 2000 op 12%. De omvang van de begrote kredieten voor het *mestbeleid* namen in 1996 fors toe, door de inkomensvergoedingen aan landbouwers en veehouders ingevolge de gebiedsgerichte verscherpingen in het mestdecreet. De stijging in 2000 van 1,1 miljard tot 2,2 miljard (of 8% van de uitgaven) is een uitzonderlijke situatie, te wijten aan de problematiek van de inkomensvergoedingen waarvan de uitbetaling werd uitgesteld tot 2000 ingevolge de procedure bij de Europese Commissie terzake. De uitgaven voor *algemeen milieubeleid* tenslotte werden voor 2000 begroot op 4,8 miljard of 17%. Hierbinnen vormt de Vlaamse Milieumaatschappij de belangrijkste uitgavenpost.

Tabel 44 : Begrote milieu-uitgaven 1990-2000 (mrd BEF)

	1990	1992	1994	1996	1998	2000
Afval	749,9	2738,7	3617,6	4337,2	3868,6	3558,6
Water	5732,7	8609,4	10011,9	11652,2	13921,6	15404,4
Natuur	265,0	1000,1	1553,5	1916,6	2614,8	2842,2
Mest	0,0	250,0	201,0	1372,2	1094,0	2238,8
Algemeen	979,9	4428,2	4917,4	3614,1	5888,9	4791,5
Totaal	7727,5	17026,4	20301,3	22892,3	27387,8	28835,4

De reële uitgaven lagen echter vaak ver onder de begrote uitgaven (Tabel 45). In de periode 1991-1998 werd enkel in 1994 een uitvoeringsgraad van meer dan 80% bereikt. De globale uitvoeringsgraad bedraagt dan ook slechts 69%. Deze ligt ver onder deze voor de totale Vlaamse uitgavenbegroting in dezelfde periode (90,9%). Ingedeeld naar beleidsdomein werden de hoogste uitvoeringspercentages gerealiseerd voor afvalwater en natuur (Tabel 34). De benuttigingsgraad voor het algemeen milieubeleid, het afvalbeleid en vooral het mestbeleid lag vaak onder 50%.

Tabel 45 : Uitvoering milieubegroting 1995-1998 (mrd BEF)

	Reële uitgaven (O)				Uitvoeringspercentages (O)			
	1995	1996	1997	1998	1995	1996	1997	1998
Afval	1231,8	1681,8	2031,9	2095,5	37%	39%	54%	54%
Water	8824,6	10482,3	9891,3	12117,9	82%	90%	77%	87%
Natuur	1211,3	1505,8	1597,4	2004,3	79%	79%	72%	77%
Mest	48,0	226,2	835,8	317,0	20%	16%	60%	29%
algemeen	1853,1	2334,9	2521,9	2434,9	45%	65%	67%	41%
Totaal	13168,7	16231,1	16878,3	18969,6	66%	71%	70%	69%

Gewestelijke inkomsten 1990-2000. Voor de totale milieu-inkomsten van de Vlaamse overheid kan eenzelfde *sterke stijging* worden vastgesteld in de periode 1990-2000. Qua samenstelling van de inkomsten, kunnen duidelijk twee periodes worden onderscheiden (Tabel 46).

Tot en met 1996 werden de milieuheffingen als sluitpost voor de milieubegroting gebruikt, zodat zij veelvuldig werden gewijzigd en de belangrijkste inkomstenbron voor het milieubeleid werden. Terwijl de algemene middelen tot en met 1990 nog goed waren voor ongeveer 50% of meer van de totale inkomsten, is dit aandeel nadien teruggevallen tot 21% in 1996. Er heeft in de periode 1989-1996 dus een *verschuiving* plaatsgevonden van financiering door algemene middelen naar financiering via milieuheffingen. Die verschuiving was het gevolg van opeenvolgende beslissingen - behalve in 1994- om de bijdrage uit algemene middelen voor het milieubeleid te beperken.

Nadien is in de *periode 1997-2000* de bijdrage uit algemene middelen als sluitpost gebruikt. Als gevolg van een resolutie van het Vlaams Parlement uit 1997 gebeurden er geen verdere verhogingen van de milieuheffingen en moest de bijdrage uit algemene middelen gevoelig toenemen, niet alleen om de stijgende uitgaven te financieren, maar ook om de dalende ontvangsten uit milieuheffingen te compenseren (regulerend effect). De bijdrage uit algemene middelen steeg daardoor van 4,7 miljard in 1996 naar 11,7 miljard in 2000 of 41% van de middelen.

De realisatiegraad van de milieu-inkomsten lag in vele jaren zeer hoog (Tabel 47). Het globale realisatiepercentage voor 1991-1998 bedraagt 91%.

Tabel 46 : Begrote milieu-inkomsten 1990-2000 (mrd BEF)

	1990	1992	1994	1996	1998	2000
heffingen	3895,0	8124,0	9019,0	12573,0	13934,0	12661,5
alg. middelen	3908,9	4489,3	6390,7	4703,6	7599,5	11702,1
andere ontv.	485,5	4413,1	4891,6	5615,7	5854,3	4471,8
Totaal	8289,4	17026,4	20301,3	22892,3	27387,8	28835,4

Tabel 47 : Realisatiepercentages eigen inkomsten Mina-fonds 1991-1998

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Afvalstoffenheffing	95%	87%	93%	90%	69%	80%	102%	90%
Retributie bodem	-	-	-	-	-	32%	91%	-
Afvalwaterheffing	59%	42%	102%	98%	105%	104%	106%	99%
grondwaterheffing	-	-	-	-	-	-	0%	188%
heffing mestdecreet	0%	44%	120%	120%	116%	41%	205%	97%
Overige	128%	109%	69%	123%	39%	115%	88%	119%
Totaal	69%	60%	99%	98%	84%	98%	102%	100%

Raming gewestelijke milieu-uitgaven 2001-2010. Er kan, zonder belangrijke nieuwe uitgaven of schrapping van bestaande uitgaven (BAU-scenario), een verdere geleidelijke stijging van de milieu-uitgaven worden verwacht van 28,8 miljard in 2000 naar 31,4 miljard in 2002 en 2005, en 32,4 miljard in 2010 (Tabel 3). Het merendeel van deze uitgaven blijft ook in de toekomst naar afvalwaterzuivering gaan. Het aandeel waterzuivering in de milieu-uitgaven van de Vlaamse overheid neemt verder toe van 53% in 2000 naar 62% in 2010, ten koste van de aandelen van de andere milieubeleidsdomeinen.

Tabel 48 : raming van de milieu-uitgaven 2001-2010 (BAU -scenario)

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2010
Afval	3558,6	3812,1	3918,3	3534,3	3484,4	3501,5	3566,5
Water	15404,4	17622,3	18213,3	18922,2	18789,1	19340,9	20039,5
Mest	2238,8	1190,0	1215,2	1186,7	1204,5	1222,6	1317,1
Natuur	2842,2	3262,2	3300,7	3246,9	2927,5	2967,8	3178,2
Algemeen	4791,5	4713,3	4720,5	4609,7	4642,6	4398,0	4299,7
Totaal	28835,4	30599,9	31367,9	31499,9	31048,1	31430,8	32401,0

Het BAU+ -scenario gaat ervan uit dat het beleid op een aantal terreinen wordt versneld, met name inzake bodemsanering, rioleringen en natuur. In het BAU+ -scenario lopen de uitgaven dan verder op tot 37,3 miljard in 2002, 37,8 miljard in 2005 en 38,8 miljard in 2010 (Tabel 49).

Tabel 49 : raming van de milieu-uitgaven 2001-2010 (BAU+ -scenario)

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2010
Afval	3558,6	4678,8	5651,6	5267,7	5217,8	5234,8	5299,9
Water	15404,4	19340,0	21431,2	22122,3	21973,2	22510,6	23156,0
Mest	2238,8	1190,0	1215,2	1186,7	1204,5	1222,6	1317,1
Natuur	2842,2	3762,2	4300,7	4257,1	4313,1	4481,1	4688,2
Algemeen	4791,5	4713,3	4720,5	4609,7	4642,6	4398,0	4299,7
Totaal	28835,4	33684,2	37319,1	37443,5	37351,1	37847,2	38760,9

Totale publieke milieu-uitgaven. De uitgaven van het Vlaamse gewest vertegenwoordigen slechts een deel van de totale milieu-uitgaven van de publieke overheden in Vlaanderen. Budgettair blijken de gemeentelijke milieu-uitgaven zelfs belangrijker te zijn. Deze gemeentelijke uitgaven voor leefmilieu zijn in de jaren '90 toegenomen van 15,7 miljard BEF (reëel) in 1990 naar 36,4 miljard BEF (begroot) in 1999. Zij hebben voor ongeveer de helft betrekking op afvalverwijdering en – voorkoming.

De totale milieu-uitgaven van de gewestelijke, gemeentelijke en provinciale overheden samen worden geraamd op meer dan 60 miljard BEF in 1999. Ongeveer twee derde van deze uitgaven gebeurt via de lokale overheden, en één derde via het Vlaams gewest. De meeste uitgaven zijn bestemd voor afvalwaterzuivering (gemiddeld 44%), gevolgd door afval (36%) en de restcategorie overig milieubeleid (20%) (Tabel 50).

Een internationale vergelijking leert dat Vlaanderen inzake publieke milieu-uitgaven ongeveer op het Europese gemiddelde zit, met een aandeel van ongeveer 0,8% van het BBP en uitgaven rond 6000 BEF per persoon in 1995.

Tabel 50: Publieke milieu-uitgaven per beleidsdomein

	1991		1994		1998		1999	
Afval	9217	38%	14302	36%	20423	34%	21614	36%
Water	10510	44%	17667	44%	25018	42%	25784	42%
Overige	4242	18%	7854	20%	14070	24%	13420	22%
Totaal	23969	100%	39824	100%	59511	100%	60818	100%

Indien rekening wordt gehouden met de personeelskosten van Aminal liggen de uitgaven ongeveer 1,3 miljard BEF hoger dan hiervoor aangegeven. Dit bedrag verandert de voorgaande conclusies niet wezenlijk.

Referenties

Dua, Vera (2000). Beleidsnota Leefmilieu 1999-2004. Vlaams Parlement, Stuk 141 (1999-2000) – Nr. 1.

Kestemont, Bruno (1999). Le comte des dépenses de protection de l'environnement de Belgique. Première évaluation suivant la méthode SERIEE. Luxembourg, EUROSTAT.

KPMG (1997). Studie Milieufinanciering. Brussel, AMINAL.

SERV (1995). Rapport over de financiering van het Vlaamse milieubeleid. Brussel, SERV.

SERV (1996). De inkomsten en uitgaven van het Vlaamse milieubeleid, situatie aangepaste begroting 1996 en prognose 1997-2001. Brussel, SERV.

SERV (2000). De inkomsten en uitgaven van het Vlaamse milieubeleid, situatie begroting 2000 en prognose 2001-2006. Brussel, SERV.

Bijlage

Zoals vermeld bleven in de voorgaande berekeningen enkele milieu-uitgaven en inkomsten van de Vlaamse overheid noodgedwongen buiten beschouwing. Een belangrijk deel daarvan betreft de personeelskosten van de Administratie Milieu, Natuur, Landinrichting en Waterbeheer (Aminal), die vallen onder de interdepartementale bestaansmiddelen.

Tot voor kort bestond er geen duidelijk zicht op de precieze omvang van deze personeelskosten. Na de externe audit van de personeelsinzet bij Aminal in 1999 en op basis van informatie van de afdeling administratieve diensten van het departement Leefmilieu en Infrastructuur (LIN), werd binnen Aminal een overzicht opgesteld van het aantal voltijdsequivalenten (VTE) en de totale budgettaire last van het personeel van AMINAL (per afdeling), alsook van het Instituut voor Natuurbehoud (INB) en het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (IBW) (ander dan vast en stagedoend personeel van deze instituten)¹⁸. Tabel 51 geeft deze cijfers weer.

Tabel 51: *Personeelsaantal en personeelskost AMINAL, INB en IBW*

<i>afdeling</i>	<i>1997</i>		<i>1998</i>	
	<i>VTE</i>	<i>personeelskost</i>	<i>VTE</i>	<i>personeelskost</i>
algemeen milieu- en natuurbeleid	61	92,4	71	94,1
bos en groen	226	302,7	236	315,4
Europa en milieu	19	31,7	20	27,8
land	31	40,9	33	43,1
milieu-inspectie	113	190,2	114	194,2
milieuvergunningen	107	178,9	108	180,1
natuur	90	103,1	126	121,5
water	130	177,9	142	184,5
directoraat-generaal	38	40,3	54	77,7
IBW*	33	68,8	38	55,7
INB*	39	85,6	46	69,8
Totaal	887	1312,5	988	1363,9

* ander dan vast en stagedoend personeel

Bron: Ochelen, Sara (1999)

Wanneer deze gegevens worden samengevoegd met deze van Tabel 34 :Uitvoering milieubegroting 1995-1998, liggen de totale reële milieu-uitgaven in 1998 op 20,3 miljard in plaats van 19 miljard (zie Tabel 52).

¹⁸ Interne nota Aminal, opgesteld door Sara Ochelen.

Tabel 52: Reële uitgaven 1997-1998 inclusief personeelskosten opgenomen onder de interdepartementele bestaansmiddelen.

	1997	1998
afval	2032	2096
water	10069	12302
natuur	2158	2567
mest	836	317
algemeen	3096	3052
Totaal	18191	20333

V. Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

1 ½ Inleiding

Peter Van Humbeeck, SERV

Milieubaten betreffen de effecten van een milieuverbetering als gevolg van het gevoerde beleid en van de genomen milieumaatregelen. Het gaat daarbij in eerste instantie om effecten op de ecosystemen, maar ook om de effecten op de menselijke gezondheid, op de leefomgeving, op de landschappen, op materialen en infrastructuur (bv. gebouwen), om esthetische effecten, enz. Tot de milieubaten kunnen tevens effecten op sociaal-economisch vlak (bv. effecten op landbouw, recreatie, waterwinning, enz.) behoren, indien deze het rechtstreeks gevolg zijn van een verbetering van de milieukwaliteit. De baten van milieubeleid en milieumaatregelen zijn dan ook gelijk aan de vermeden milieuschade. Zij kunnen, in oplopende graad van aggregatie, worden uitgedrukt in bijvoorbeeld vermeden emissies (emissiereducties), toename van milieukwaliteit, reductie van milieu- en gezondheidsrisico's of in geldwaarde.

Een goed inzicht in de milieubaten is eveneens *belangrijk*. Informatie over de baten speelt een centrale rol in het maatschappelijk overleg over het milieubeleid, bij het bepalen van milieudoelstellingen en bij het evalueren van het milieubeleid. Het verzamelen van deze informatie gebeurt intussen dan ook op steeds grotere schaal door de overheden, tenminste wat monitoring van emissies en milieukwaliteit betreft. De milieubaten zijn bovendien een noodzakelijke input voor verdere analyses zoals het uitvoeren van kosteneffectiviteits- en kosten-baten-analyses en het evalueren van de sociaal-economische effecten van het milieubeleid.

Het is dan ook wenselijk een *inzicht* te verkrijgen in de baten van het huidige milieubeleid, in de aard van deze baten, in de batenevolutie in verleden en toekomst, in de batenverdeling over milieuthema's en over doelgroepen.

In MIRA-S 2000 worden gegevens over emissies en milieukwaliteit in andere hoofdstukken behandeld. Ook gezondheidseffecten komen in andere delen van MIRA-S 2000 aan bod. Daarom worden in het deel 'gevolgen voor de economie' van MIRA-S 2000 volgende *elementen* uitgewerkt: (1) begrippen, definities en methoden; (2) economische waardering van milieubaten: reiskostenmethode en contingent valuation toegepast op een natuurgebied; (3) economische waardering van milieubaten: hedonic pricing toegepast op bodemsanering; en (4) economische waardering van milieubaten: benefit transfer toegepast op luchtverontreiniging.

VII.

2 ½ Baten van milieumaatregelen en milieubeleid: begrippen, definities en methoden

Peter Van Humbeeck, SERV

Leo De Nocker, Luc Int Panis, Rudi Torfs, Vito

2.1 ½ Principes van economische waardering¹

Bereidheid tot betalen

De bepaling van de baten van een beter milieu is vanuit economische optiek niets anders dan de bepaling van het *nut* dat een schoon milieu voor de 'consument' vertegenwoordigt. 'Nut' is echter geen direct meetbare grootheid, zodat naar een alternatief moet worden gezocht, dat wel meetbaar is.

Dergelijk alternatief is de *betalingsbereidheid*. Op de vrije markt komen de voorkeuren van de consument m.b.t. bepaalde goederen of diensten immers tot uiting in de vraag. Hoe groter de voorkeur voor een bepaald goed, hoe groter de som die men bereid is eraan te besteden. De betalingsbereidheid een goed of dienst is bijgevolg in principe een goede maat voor de bepaling van de baten ervan.

De betalingsbereidheid kan in principe worden uitgedrukt in hoeveelheden goederen en diensten, maar uitgedrukt in 'geld' geeft de som van de betalingsbereidheid van individuele consumenten automatisch een geldelijke indicator van de preferenties en waarden die mensen hechten aan bepaalde (milieu)goederen en diensten. *Monetaire waardering* laat tevens toe om kosten en baten van maatregelen onderling te vergelijken omdat ze dan in dezelfde eenheden worden uitgedrukt.

Hiertoe tracht men de betalingsbereidheid van een individu in te schatten via het bedrag dat hij of zij wil betalen om bepaalde negatieve milieu-effecten te vermijden of bepaalde positieve milieu-effecten te verkrijgen ('*willingness to pay*'), of via het bedrag dat hij of zij wil ontvangen opdat een bijkomende milieuverstoring vrijwillig zou worden aanvaard ('*willingness to accept*')².

¹ In bijlage is een meer formele introductie in de economische theorie van het waarderen van milieugoederen opgenomen. Hierin wordt het verband gelegd met de standaard theorie die in elk basishandboek micro-economie kan worden teruggevonden.

² In theorie leiden beide maatstaven tot hetzelfde resultaat. In de praktijk is er echter een duidelijke asymmetrie op te merken tussen WTP en WTA. Meerdere keren bleek WTP lagere resultaten te bekomen dan WTA. Hieruit kan geconcludeerd worden dat mensen meer waarde hechten aan iets dat ze verliezen dan aan iets dat ze krijgen. Veel mensen zijn niet bereid een milieuver slechtering te accepteren omdat niemand het recht heeft te vervuilen. Zij eisen dan ook zeer hoge compensaties alvorens een verslechtering te accepteren. Hiermee moet dan ook rekening worden gehouden bij de interpretatie van resultaten. Zie Jacobs, 1994.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Totale economische waarde

Bij het evalueren van de bereidheid tot betalen wordt de waardering door de individuen niet beperkt tot de onmiddellijk meetbare economische gevolgen. Om de milieubaten volledig te omvatten, wordt uitgegaan van een verruimde visie waarin de waarde van milieu en natuur (minstens) drie componenten bevat (bv. Pearce en Turner, 1990³):

- de gebruikswaarde, die wordt verkregen door het eigenlijke, fysieke gebruik van het milieugoed in kwestie (bv. recreatie, houtproductie, ...), of indirect uit ecosysteemfuncties die de natuur vervult (bv. grondwaterreservoir).
- de optiewaarde, of de potentiële baten die het gebruik van een milieugoed in de toekomst (ook voor toekomstige generaties) eventueel kunnen opleveren;
- de bestaanswaarde, of de intrinsieke waarde die een milieu- of natuurgood heeft, los van elk daadwerkelijk of potentieel gebruik van dat goed.

Monetaire waardering

Men kan er niet vanuit gaan dat de bereidheid tot betalen voor een bepaald goed of dienst wordt volledig weergegeven door de marktprijs. De reden is dat er consumenten zijn die wellicht bereid zijn om meer te betalen dan deze prijs. In dat geval is hun 'baat' groter dan de marktprijs aangeeft. Deze extra baat wordt het consumentensurplus genoemd. De totale betalingsbereidheid voor een goed of dienst is dan ook gelijk aan de marktprijs plus het consumentensurplus. Beleidsmaatregelen die de marktprijzen doen dalen, leiden normaal tot een stijging van het consumentensurplus. De omvang van deze stijging kan worden gebruikt als een maatstaf voor de maatschappelijke baten van deze beleidsmaatregel. Monetaire waardering van milieubaten komt dan ook in feite steeds neer op het inschatten van oppervlaktes onder vraagcurves.

Slechts voor enkele milieu-effecten kan men zich hierbij op marktprijzen baseren. Dit is bijvoorbeeld het geval voor het verlies van landbouwopbrengsten of voor kosten met betrekking tot het herstel of reinigen van gebouwen. In vele andere gevallen geeft de markt geen goed beeld van de waarde van milieugoederen. Dit geldt vooral duidelijk maar niet uitsluitend voor de zgn. optiewaarden en bestaanswaarden (cfr. supra). In dergelijke gevallen worden andere waarderingstechnieken gehanteerd. Deze methoden zijn ofwel gebaseerd op prijsinformatie van markten voor aan milieukwaliteit gerelateerde goederen (zgn. *revealed preference* of indirecte methoden). Dit is bijvoorbeeld het geval voor waardevermindering van huizen omwille van geluidsoverlast. Ook de verplaatsingskosten die mensen bereid zijn te betalen om bijvoorbeeld naar een bos te gaan zijn een indicator voor de waarde die zij daaraan hechten. Ofwel zijn deze methoden gebaseerd op enquêtes die via een gerichte

³ Zie hierover tevens Verbruggen, 1998, die in totaal 8 verschillende waardeconcepten onderscheidt.

VII.

vraagstelling de waardering van individuen trachten in te schatten (*stated preference* of directe methoden).

Verder wordt een bondig overzicht gegeven van de beschikbare technieken om de 'individuele bereidheid tot betalen' te waarderen. Geen van deze technieken levert volledig betrouwbare resultaten op. Er zijn twee essentiële problemen aan verbonden (Maes, e.a. 1994). In de eerste plaats zijn gewone burgers vaak onvoldoende *geïnformeerd* om de milieuverstoring op een zinnige wijze te kunnen waarderen. In dat geval zal hun subjectieve 'bereidheid tot betalen' geen goede maatstaf zijn voor de reële (vaak toekomstige) gevolgen op hun welvaart. De resultaten van de economische waarderingstechnieken zullen in dat geval ongetwijfeld met informatie van experts moeten worden aangevuld.

In de tweede plaats moet de 'algemene' bereidheid tot betalen worden bepaald door aggregatie van de verschillende individuele waarderingen. Rijkere en armere individuen zullen dezelfde milieuverstoring verschillend waarderen, omdat de rijkere individuen het zich gemakkelijker kunnen veroorloven voor het milieu te betalen. In principe kan met dit probleem rekening gehouden worden door verdelingsgewichten toe te kennen aan de verschillende inkomensklassen. In de praktijk gebeurt dit echter zelden. Het is dan ook belangrijk de *verdelingseffecten* op een andere wijze expliciet in de analyse te introduceren (EPA, 1999).

2.2 ½ Stappen in een economische waardering

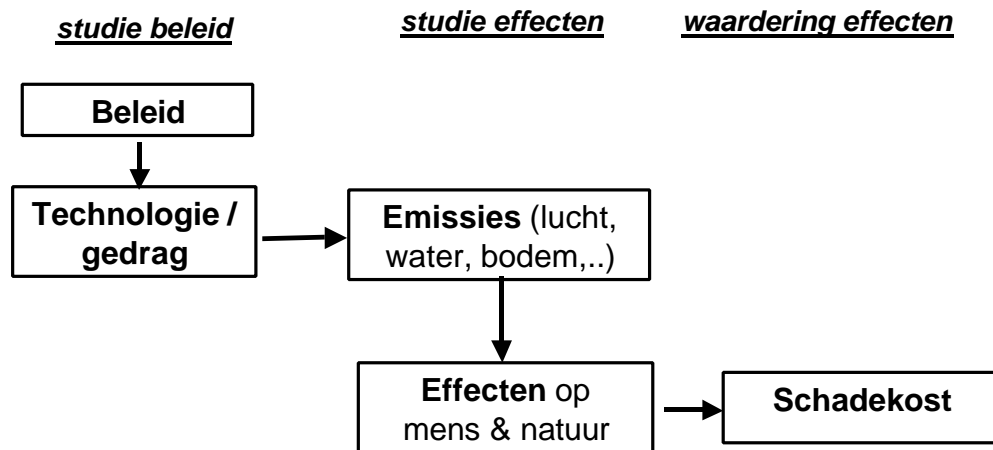
Beleid – effect - waardering

De baten van het milieubeleid kunnen we definiëren als het verschil in milieuschadeprijzen voor de maatschappij voor en na het milieubeleid. Hiertoe dienen we de milieuschadeprijzen van een referentiescenario te vergelijken met deze van één of meerdere beleidsscenario's. De milieuschadeprijs definiëren we als het welvaartsverlies dat de maatschappij als geheel lijdt ten gevolge van de verontreiniging. Hiertoe moeten we voor de verschillende beleidsscenario's 3 grote stappen doorlopen (figuur 1). In de fase van de studie van het beleid moeten we de gevolgen op gedrag en technologiekeuze evalueren en de gevolgen voor de emissies van polluenten naar lucht, water en bodem becijferen. Hiervan dienen we de effecten op mens en natuur in kaart te brengen waarna we deze effecten in geldtermen als een milieuschadeprijs kunnen waarderen.

Figuur 1: Bepaling van baten van milieubeleid en milieuschadeprijzen

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

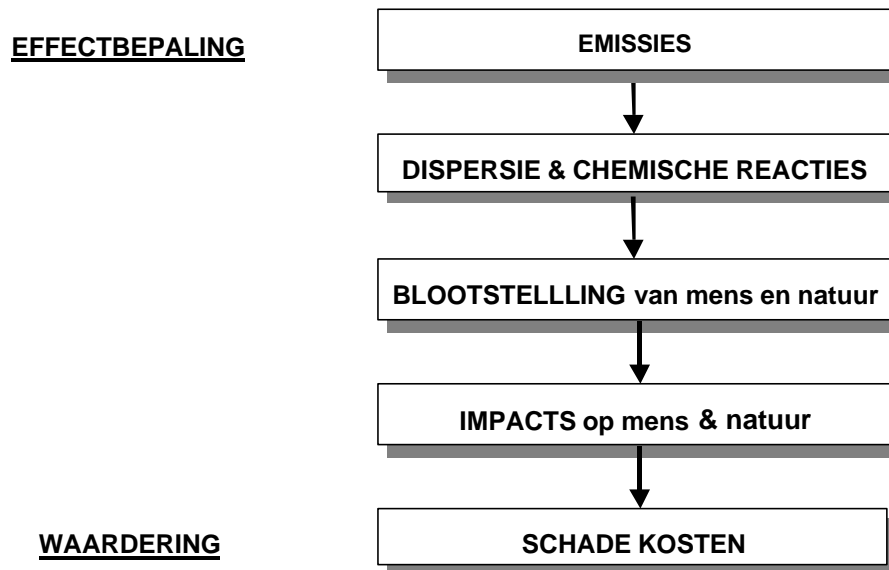
Baten van milieumaatregelen en milieubeleid



Om de milieuschade van bijvoorbeeld *luchtverontreiniging* in te schatten wordt de "schadefunctie-methode" vaak gehanteerd (figuur 2). Bij deze methode brengen we stapsgewijs in kaart hoe de verschillende geloosde polluenten onze welvaart beïnvloeden. De methode valt uiteen in 2 grote delen. Ten eerste onderscheiden we de berekening van effecten. Hierbij brengen we in kaart hoe de geloosde polluenten zich verspreiden, al dan niet chemische reacties ondergaan, en hoe de daaruit voortvloeiende daling van de luchtkwaliteit gevolgen heeft voor mens en natuur. Hiertoe berekenen we de blootstelling van mens en natuur aan de polluenten en vervolgens de gevolgen op de volksgezondheid, schade aan gebouwen, gevolgen voor de landbouw en impacts op ecosystemen. Een tweede deel betreft de waardering van deze effecten in geldtermen.

VII.

Figuur 2: De schadefunctie methode om milieuschadekosten van emissies in te schatten.



Voor de bepaling van de milieuschadekosten van typische problemen van *milieuhinder* (bijv. visuele impact) is er geen nood is aan effectbepaling en kan men vrijwel onmiddellijk tot een monetaire waardering overgaan. Dit geldt ook voor een aantal *andere milieubaten* die niet aan emissies zijn gelinkt (bv. waardering van natuurgebieden).

Toch kan het ook dan belangrijk de verschillende stappen van een milieubatenanalyse te doorlopen, met name:

- Bepaling van de potentieel belangrijke batencategorieën (zie verder), via een inventarisatie van de fysieke effecten die kunnen vermeden worden via milieumaatregelen;
- Kwantificering van de significante fysieke effecten, waarbij veelal een beroep zal moeten worden gedaan op informatie uit andere disciplines op de impact op mens en natuur na te gaan;
- Schatting van de waarde van deze effecten, via economische waarderingstechnieken of het gebruik van resultaten van eerdere studies over vergelijkbare effecten.

Hoedanook stelt de kwantificering en monetarisering van vele milieubaten enorme uitdagingen, niet in het minst omdat natuurlijke systemen inherent complex zijn en de vele diensten die ze de mens bewijzen zijn ook voor de wetenschap vaak nog onontgonnen materie zijn.

Vergelijking met andere methodes

De methode, zoals voorgesteld in figuur 2, vraagt veel data en modellen en vereist dat we de hele route van emissies tot effect kennen en kunnen kwantificeren. Omdat dit niet

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

altijd mogelijk is en/of er onvoldoende middelen voorhanden zijn om deze methode te operationaliseren worden er vaak vereenvoudigde methodes gebruikt om verschillende pollutanten en/of impacts bij elkaar op te tellen en te monetariseren.

Een eerste categorie type van vereenvoudigde methodes heeft betrekking op het onderdeel effectberekening. Als het niet mogelijk is om alle impacts in detail te berekenen kan men ook impacts op een meer arbitraire wijze toe te rekenen aan concentraties en emissies. Men kan bijv. effecten van ozonconcentraties toerekenen aan de ozonprecursoren, zonder in detail de bijdrage van deze emissies te modelleren.

Een tweede categorie betreft het gebruik van de kosten van reductiemaatregelen als indicator van de milieuschade. Deze methode bestaat erin om te berekenen welke inspanningen (in kostentermen) nodig zijn om bepaalde milieudoelstellingen te bereiken. Deze kost is dan een monetaire indicator van de 'afstand tot de milieudoelstelling' en laat toe om verschillende pollutanten en problemen onderling te vergelijken, vooruitgang of achteruitgang in de tijd te meten of om verschillende scenario's onderling te vergelijken. Belangrijk is op te merken dat deze methode logischerwijze niet gebruikt kan worden om na te gaan of de kosten van een verdere terugdringing van de emissies groter of kleiner zijn dan de baten. De milieudoelstelling waartegen de afstand wordt gemeten kan ofwel politiek bepaald zijn (bijv. voor broeikasgassen) of kan wetenschappelijk onderbouwd zijn (bijv. kritische lasten voor ecosystemen). De methode kan dus zowel vrij gedetailleerd en gesofisticeerd zijn, waarbij eerst een volledige effectberekening wordt gedaan en waarbij de kosten van de maatregelen enkel gebruikt worden bij de waardering. In dit geval wordt de doelstelling geformuleerd op impactniveau (bijv. kritische lasten ecosystemen). Ze kan ook veel eenvoudiger worden toegepast waarbij de doelstelling reeds wordt bepaald op het niveau van bijv. emissies. In feite is deze methode een specifieke, monetaire toepassing van de meer algemene 'distance to target' methode die bijvoorbeeld voor levenscyclusanalyses gebruikt wordt om verschillende types van impacts en emissies onderling te wegen. De gewichten worden dan vaak toegekend door een panel van experts.

2.3 ½ Soorten milieubaten

Batencategorieën

Milieubaten omvatten verschillende categorieën, waaronder de invloed op de volksgezondheid, de vermeden schade aan gebouwen en gewassen, effecten voor recreatie, waterwinning, esthetische effecten, vermeden effecten op ecosystemen enz.

Tabel 17 geeft een overzicht van de belangrijkste soorten maatschappelijke baten die milieuverbeteringen opleveren of kunnen opleveren, samen met de economische waarderingmethoden die voor elke categorie zoal worden gebruikt, hoewel deze lijst niet exhaustief is.

VII.

Tabel 53: Soorten milieubaten en voorbeelden

Soorten baten	Voorbeelden	Waarderingsmethoden
Menselijke gezondheid		
Mortaliteit	Verminderd risico op sterfte als gevolg van kanker of andere acute aandoeningen	Ontwijkgedrag Hedonistische methoden Uitgedrukte voorkeuren (o.a. CVM, conjoint analyses, contingent ranking)
Morbiditeit	Verminderd risico op kanker, astma, misselijkheid,...	Ontwijkgedrag Kosten van ziekte Hedonistische methoden Uitgedrukte voorkeuren
Leefbaarheid	Smaak, geur, zichtbaarheid	Ontwijkgedrag Hedonistische methoden Uitgedrukte voorkeuren
Ecologische baten		
Vermarktbaar producten	Voorziening van water, voedsel, brandstof, vezels, hout, pels, leder,...(ook betaalde recreatie)	Markt
Niet-vermarktbaar producten: (vrije) recreatie en esthetiek	Voorziening van recreatieve mogelijkheden zoals vissen, zwemmen,... en van landschappelijke zichten	Productiefunctie Ontwijkgedrag Hedonistische methoden Vraag naar recreatie Uitgedrukte voorkeuren
Indirect vermarktbaar producten: ecosysteem diensten	Klimaatsmatiging, matiging van het aantal overstromingen, aanvulling grondwater, tegengaan erosie, voedselcyclus, biodiversiteit, bodemverrijking,	Productiefunctie Ontwijkgedrag Uitgedrukte voorkeuren
Niet-gebruik van milieugoederen: bestaans-, legaat-, en quasi-optiewaarden	Geassocieerd met de wetenschap dat bepaalde dingen bestaan of beschikbaar zijn voor komende generaties, voor anderen,...	Uitgedrukte voorkeuren
Materiaalschade		Ontwijkgedrag Markt
Bron:EPA, 1999		

Totale, gemiddelde en marginale baten

De methode zoals voorgesteld in figuur 2 kan gebruikt worden om marginale, gemiddelde en totale milieuschadecosten te berekenen. Marginale baten zijn de baten van een extra eenheid emissiereductie, en zijn hangen af van de o.a. de achtergrondconcentraties. Marginale baten kunnen verschillen van de gemiddelde baten als er niet lineaire relaties zijn m.b.t. verspreiding of bepaling van de effecten. Dit is voornamelijk het geval bij chemische reacties zoals vorming van secundaire deeltjes (zie MIRA-S 2000, deel 4.5) en vooral bij vorming van ozon (fotochemische luchtverontreiniging). Ook de effecten van luchtverontreiniging op mens en natuur verlopen niet altijd lineair. Voor landbouw kunnen zowel positieve als negatieve invloeden bestaan, afhankelijk van de achtergrondconcentraties. Voor de effecten op

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

volksgezondheid gelden er drempelwaarden (waarbeneden er geen effecten zich geen effecten zouden voordoen) voor sommige pollutanten terwijl voor andere deze relatie lineair wordt geacht (zie MIRA-S 2000, hoofdstuk 4).

Directe en indirecte baten

Het schema in figuur 2 is beperkt tot de directe gevolgen en schade van luchtverontreiniging. Indirecte baten zijn bijv. de gevolgen van een daling van landbouwopbrengsten op de markt voor landbouwproducten, enz.

Een van de grote voordelen om verschillende soorten van milieuschade te kwantificeren in geldtermen is dat dit toelaat om erg uiteenlopende types van impacts op een gelijkaardige noemer te brengen en bij elkaar op te tellen. Dit is een grote verdienste maar we moeten ook rekening houden dat bij het optellen essentiële informatie verloren gaat.

Bruto en netto baten, verdelingsaspecten

Net als bij milieukosten kunnen we bij milieubaten bruto en netto baten onderscheiden omdat we voor sommige pollutanten en impactcategorieën we soms én kosten én baten als effect hebben. Dit is vooral het geval voor landbouw (waar afzonderlijk van de achtergrondconcentraties we zowel verlies als winst van opbrengst kunnen hebben bij dalende luchtverontreiniging) en voor het broeikaseffect dat aanleiding geeft tot zowel kosten (bijv. verhoging van dijken) als baten. Het onderscheid kan zin hebben als winnaars en verliezers niet dezelfde mensen zijn.

Een inschatting van de totale milieuschadeprijzen gaat meestal niet rechtstreeks in op de verdelingsaspecten van de kosten (en eventueel baten) en kijkt vanuit de maatschappij als geheel. Zo wordt er bijvoorbeeld geen onderscheid gemaakt of bijv. een gezondheidsrisico gespreid is over een grote groep mensen of regio's, dan wel geconcentreerd zijn voor een beperkte groep mensen/regio's.

Spreading van milieuschadeprijzen in ruimte en tijd

Bij het inschatten van milieuschadeprijzen mag men in principe geen arbitraire beperking afvoeren van de tijds- of ruimtewereld waarover impacts worden berekend. Zo worden effecten berekend voor de ganse wereld (verspreiding radioactieve stoffen, broeikaseffect) en voor vele toekomstige generaties. (bv. 10.000 jaar voor effecten van radioactiviteit). Het is wel nuttig om de milieuschadeprijzen in ruimte en tijd te situeren. De onderliggende hypothesen en methodes om directe, lokale impacts of verre en toekomstige impacts te berekenen kunnen immers sterk verschillen en mogen niet altijd zomaar met elkaar worden opgeteld.

VII.

2.4 ½ Waarderingsmethoden

In grote lijnen kunnen vier benaderingen voor economische waardering van milieubaten worden onderscheiden: meting via de markt, waardering op basis van observaties van marktgedrag, meting via interviewtechnieken en gebruik van resultaten van eerder uitgevoerde batenstudies.

Elk van deze benaderingen heeft zijn voor- en nadelen zodat de geschikte methode best geval per geval wordt geselecteerd. Ook combinaties kunnen aangewezen zijn, mits dubbeltellingen worden vermeden.

Meting via de markt

Milieuverstoring heeft soms onmiddellijke gevolgen op de productie van marktgoederen (bv. visvangst, landbouwgewassen, materialen, ...). In dat geval kan de marktprijs een goede indicator zijn van de waarde van een milieuverbetering. Deze waarde wordt dus bepaald door de goederen en diensten waarvan de prijs rechtstreeks afhankelijk is van de milieuverontreiniging.

Deze benadering is relatief eenvoudig, maar kan de werkelijke schade van milieuverontreiniging soms sterk onderschatten omdat geen rekening wordt gehouden met het nut dat eerder subjectieve aspecten van een schoon leefmilieu vertegenwoordigen voor de consument.

'Revealed preference' methoden

'Revealed preference' of indirecte methoden zijn gebaseerd op prijsinformatie van markten voor aan milieukwaliteit gerelateerde goederen. Deze methoden gaan ervan uit dat de waarde die mensen hechten aan een bepaalde milieukwaliteit op een of andere manier weerspiegeld wordt in de prijzen van substituten of complementen voor deze milieukwaliteit. Een nadeel van dergelijke waardering door observatie van marktgedrag is dat deze methoden enkel toelaten om de gebruikswaarde in te schatten en dit voor zover gewijzigd marktgedrag door milieuschade waarneembaar is. Niet-gebruikswaarden blijven buiten beschouwing.

Enkele veel gebruikte technieken in deze categorie zijn de volgende⁴:

Reiskostenmethode

De 'travel cost' methode wordt vooral toegepast op recreatie (complemtair goed). is gebaseerd op de veronderstelling dat de hoeveelheid geld en tijd die mensen besteden aan het recreatief bezoeken van een gebied een goede maatstaf is voor hun bereidheid tot betalen voor de faciliteiten van dat gebied. Er wordt een verband gezocht tussen de afstanden die mensen afleggen en de frequentie waarmee ze dat doen enerzijds en de kosten van die verplaatsingen anderzijds. Deze gegevens geven aanleiding tot een

⁴ Voor meer informatie, zie referentielijst.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

vraagcurve voor deze verplaatsingen. Indien er een verband is tussen de kwaliteit van het milieu en de frequentie en/of de afstand van de verplaatsingen, kan deze vraagcurve dienen om de baten van milieuverbeteringen in te schatten.

Het gebruik van de methode kent een aantal moeilijkheden. Het bezoek wordt soms gecombineerd met andere activiteiten. Het probleem bestaat dan uit het bepalen van welk deel nu toegeschreven moet worden aan het bezoek van het recreatiegebied. Daarenboven is het zeer moeilijk tijd te monetariseren en veelal wordt het er naar toe reizen niet als een kost aanzien, maar als een onderdeel van de recreatie.

Hedonische methoden

De 'hedonic pricing' methode wordt vooral toegepast op de grond-, woning- en arbeidsmarkt. Zij is gebaseerd op het waarnemen van prijsverschillen tussen bijvoorbeeld onroerende goederen (complementair goed) die zijn toe te schrijven aan bepaalde karakteristieken van de omgeving (bv. luchtverontreiniging, lawaai, ...). Met behulp van statistische technieken tracht de methode te achterhalen in welke mate het prijsverschil toe te schrijven is aan een specifiek verschil in milieukwaliteit. Met name wordt een regressie-analyse toegepast op de prijzen van de eigendommen en een aantal verklarende variabelen. De regressiecoëfficiënt van het milieukekenmerk (bijvoorbeeld luchtkwaliteit) levert informatie over de betalingsbereidheid voor dit kenmerk en wordt dan ook de hedonische prijs genoemd.

Een andere toepassing van hedonische prijsbepaling vormt de 'wage risk' methode, die wordt gebruikt voor de waardering van gezondheidseffecten. Zij trachten loonverschillen te verklaren door andere leeftijd, opleiding, bekwaamheid, locatie en milieurisico's. Aldus proberen zij te achterhalen welk bedrag individuen wensen te ontvangen als een premie op het loon (substituut) om hogere gezondheidsrisico's in het werk te aanvaarden.

Impliciet veronderstelt de methode een volledig vrije prijsvorming in een markt waarin ieder huishouden/werknemer volledig geïnformeerd is over de milieukwaliteit en risico's, wat in de realiteit niet altijd het geval is. Het kan bovendien lang duren vooraleer risico's opduiken onder de vorm van chronische ziekte, voortijdige sterfte, ...

Ontwijkgedrag

Bij de 'averting behaviour' methode wordt ervan uitgegaan dat bij een daling van de milieukwaliteit er een verschuiving zal optreden naar goederen en diensten waarvan de consument acht dat ze hem in staat stellen zich beter te beschermen tegen de milieuverontreiniging (substituten). Dit 'ontwijkgedrag' als reactie op vervuiling kan zowel preventief als curatief van aard zijn (bv. dubbele beglazing in woningen ter voorkoming van geluidshinder, luchtzuiveringsinstallaties in woningen, ...). Vanuit

VII.

informatie over de omvang van dergelijke uitgaven kan dan de bereidheid tot betalen voor milieuverbeteringen worden afgeleid.

Ziektekosten methode

De 'Cost of Illness' methode meet in feite geen bereidheid tot betalen, maar berekent de directe en indirecte kosten van ziekte ten gevolge van milieuverontreiniging. Directe kosten zijn hier uitgaven voor bv. consultaties, behandeling, herstel, e.d. Indirecte kosten omvatten bijvoorbeeld het aantal dagen ziekteverzuim, verminderd arbeidsrendement, enz. De omvang van deze directe en indirecte kosten wordt vaak gebruikt als een ondergrens voor de betalingsbereidheid.

'Stated preference' methoden

'Stated preference' methoden gebruiken vragenlijsten of experimentele technieken om de bereidheid tot betalen voor een milieuverbetering in te schatten. De milieukwaliteit wordt in deze aanpak als een gewoon goed beschouwd, waarvoor dan ook een (zij het hypothetische) markt bestaat.

De meest gevolgde methode is deze van '*Contingent Valuation*'. Hierbij wordt via een enquête of interview rechtstreeks gepeild naar de prijs die mensen bereid zijn te betalen voor welke milieukwaliteit. Soms wordt ook gebruik gemaakt van "take-it-or-leave-it" experimenten. De steekproef wordt dan onderverdeeld in subgroepen die allen een bepaalde milieuverandering voorgesteld krijgen aan een verschillende prijs op een te-nemen-of-te-laten basis. De substitutie tussen milieukwaliteit en geld komt tot uiting in zogenaamde "trade-off" experimenten. Combinaties van milieukwaliteit en andere goederen of cash geld worden aan de ondervragers voorgelegd.

'Stated preference' methoden bieden het voordeel dat ze toepasbaar is op bijna het ganse spectrum van beleidsmaatregelen en bovendien in veel gevallen de enige mogelijke techniek is voor de schatting van bepaalde milieubaten. Mits zorgvuldige formulering laten zij toe de totale economische waarde (gebruikswaarde, optiewaarde en bestaanswaarde) in te schatten.

Er zijn echter ook potentiële problemen verbonden aan deze methoden. Vaak weigeren heel wat mensen deel te nemen aan de enquête uit protest tegen de vraagstelling. Rechtstreekse vragen naar hun betalingsbereidheid blijken voor respondenten ook soms zeer moeilijke vragen te zijn waarvan de antwoorden bovendien worden beïnvloed door de gebruikte formulering, de wijze van betalen, de informatie die men vooraf krijgt, ... Dit is zeker het geval wanneer de respondenten ondervraagd worden over een milieuprobleem waarmee zij niet vertrouwd zijn. Bovendien vormen de antwoorden op een enquêtevraag niet altijd een goede voorspelling van het reële gedrag. Er is bijvoorbeeld de mogelijkheid van strategisch gedrag bij de respondenten. Enerzijds is het mogelijk dat respondenten vrezen dat de bijdrage die zij moeten betalen afhankelijk is van hun antwoord zodat zij hun waardering gaan onderschatten. Anderzijds kunnen

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

de respondenten die de schade als ernstig ondervinden hun waardering sterk overdrijven in de hoop zo de gemiddelde waardering op te drijven.

'Benefit transfer'

'Benefit transfer' of het gebruik van resultaten van eerder uitgevoerde batenstudies, kan een goed alternatief zijn voor één van de voorgaande methoden. In plaats van de primaire data te verzamelen, gaan 'benefit transfer' benaderingen verder op informatie uit bestaande studies waarin die deze methoden werden toegepast.

Het voordeel hiervan ligt voor de hand. Originele studies zijn vaak tijdrovend en duur zodat 'benefit transfer' de tijd en middelen die noodzakelijk zijn voor het ramen van milieubaten van bepaalde maatregelen kunnen verminderen. 'Benefit transfer' is echter in principe altijd minder nauwkeurig dan een originele, op de specifieke situatie toegespitste batenstudie, maar kan een goed alternatief zijn in gevallen waar reeds talrijke, kwalitatief hoogstaande batenstudies beschikbaar zijn en in gevallen waar de orde van grootte belangrijker is dan de precieze omvang van de baten.

2.5 ½ Toepassingsgebied voor economische waardering

Economische waardering van milieubaten levert informatie op die op verschillende vlakken bruikbaar is. We noemen er vier (vgl. met Navrud en Pruckner, 1999).

Kosten-batenanalyses

In de VS is een kosten-batenanalyse en dus ook een voorafgaandelijke monetaire schatting van de schade- en van de reductiekosten reeds sinds 1981 vereist bij elke belangrijke beleidsingreep inzake milieu. Ook in andere landen wordt meer en meer gebruik gemaakt van kosten-batenanalyse bij de totstandkoming en evaluatie van milieubeleid en milieureglementering, onder meer in de, EU, het Verenigd Koninkrijk, Canada, Noorwegen, Zweden, Australië, (zie Jacobs, 1997, OECD, 1996b, RPA 1998). Dit heeft tot een sterke impuls voor economische waardering van milieubaten geleid.

Internalisering van externe kosten

Een tweede belangrijke impuls komt voort uit de vraag naar schattingen van 'externe milieukosten' (t.t.z. milieuschadeprijzen). Deze vindt zijn oorsprong in het groeiende inzicht dat de allocatie van goederen, diensten en productiefactoren in de economie slechts efficiënt kan gebeuren via prijzen waarin ook de veroorzaakte milieuschade wordt gereflecteerd. Schattingen van de (marginale) milieubaten worden dan ook gebruikt voor beleidsmaatregelen zoals heffingen die zijn gericht op het 'internaliseren' van de milieuschade in de prijzen.

VII.

Aansprakelijkheid voor milieuschade

In de V.S. worden monetaire ramingen van de veroorzaakte milieuschade gehanteerd voor het bepalen van de schadevergoeding bij ongevallen (cfr. het Exxon Valdez voorbeeld). In Europa is dit gezien het verschillend juridisch kader vooralsnog niet het geval. Merk op dat voor schadevergoeding schattingen van de *totale* baten nodig zijn, in tegenstelling tot de ramingen van *marginale* baten bij internalisering van externe kosten.

Milieu-accounting

Een laatste belangrijke impuls is afkomstig uit initiatieven inzake 'groene boekhouding', waarbij metingen van de milieuschade worden gebruikt om de informatie uit nationale rekeningen te vervolledigen of om een of ander vorm van 'groen BNP' op te stellen.

Referenties

Bogaert, G., V. Brion, e.a. (2000). Prioriteitenstelling voor ambtshalve bodemsanering. Draft Eindrapport. Antwerpen, Ecolas.

Coopers & Lybrand/CSERGE (1996). Methodology for Valuing Environmental Impacts. In 'Cost-Benefit Analysis of the Different Municipal Solid Waste Management Systems: Objectives and Instruments for the Year 2000'. Appendix I. Brussels, European Commission, 1996.

Cummings, R.G., D.S. Brookshire en W.D. Schulze (1986). Valuing environmental goods. Savage, Rowman and Allenheld.

EPA (1999). Guidelines for Preparing Economic Analyses, SAB Review draft. Washington, D.C., U.S. EPA.

Freeman, A.M. (1993). The measurement of environmental and resource values: theory and methods. Washington DC, Resources for the Future.

Hanley, N. and C. Spash (1993). Cost-Benefit Analysis and the Environment. London, Edward Elgar.

Jacobs, M. (1994). The limits to neoclassicism: towards an institutional environmental economics. In Redclift, M. en Benton, T. : Social theory and the global environment, Routledge, London-new York.

Jacobs, S.H. (1997) An overview of regulatory impact analysis in OECD Countries. In OECD (1997). Regulatory Impact Analysis. Best practices in OECD Countries. Paris, OECD.

Johansson, P.O. (1987). The economic theory and measurement of environmental benefits. Cambridge, Cambridge University Press.

Kneese, A.V. (1984). Measuring the benefits of clean air and water. Washington DC, Resources for the Future.

Kuik, O.J., F.H. Oosterhuis, e.a. (1992). Assessment of Benefits of Environmental Measures. London/Dordrecht/Boston, Graham & Trotman.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Maes, J., S. Proost en E. Schokkaert (1994). Economische waardering van milieuschade. In Milieu- en natuurrapport Vlaanderen - Leren om te keren. A. Verbruggen (red). Leuven/Apeldoorn, Garant, 1994.

Navrud, S. and G. Pruckner (1999). Environmental Valuation. To use or not to use ? A comparative study of the United States and Europe. Paper presented at the Conference "Governing Our Environment. Linz, Austria.

OECD (1992). Benefits estimates and environmental decision making, Paris, OECD.

OECD (1994). Project and Policy Appraisal: integrating economics and environment. Paris, OECD.

OECD (1995). The Economic Appraisal of Environmental Project and Policies: a Practical Guide. Paris, OECD.

OECD (1996). Overview of Regulatory Impact Analysis in OECD Countries, Paris, OECD.

Pearce, D. en A. Markandya (1989). The Benefits of Environmental Policy. Paris, OECD.

Pearce, D. en K. Turner (1990). Economics of Natural Resources and the Environment. Baltimore, The Johns Hopkins University Press.

Pearce, D., A. Markandya en E.B. Barbier (1989). Blueprint for a green economy. London, Earthscan Publications.

RPA (1998). Risk & Policy Analysts Ltd. Economic Evaluation of Environmental Policy and Legislation. Brussels, European Commission (DG III).

Schokkaert, E. (1991): Het spanningsveld tussen economie en ecologie, in Selling, J.(red): Christenen en Samenleving, Uitgeverij Kok, Kampen, pp. 119-152.

Smith, V.K. en W.H. Desvousges (1986). Measuring water Quality Benefits. Boston/Dordrecht/Lancaster, Kluwer.

Verbruggen, A. (1998). Onderzoeksrichtlijnen Milieu en Economie in Vlaanderen. Brussel, MiNa-Raad.

Bijlage: Inleiding tot de economische theorie van waardering van milieugoederen

Nut

Beschouwen we een pakket van n consumptiegoederen. Elke mogelijke combinatie van de n goederen kan naar voorkeur worden gerangschikt ten opzichte van elke andere combinatie. Deze voorkeur is een uitdrukking van het nut dat het beschouwde goederenpakket vertegenwoordigt, zodat aan elk punt in de genoemde n -dimensionele ruimte een nuttigheidswaarde kan worden verbonden.

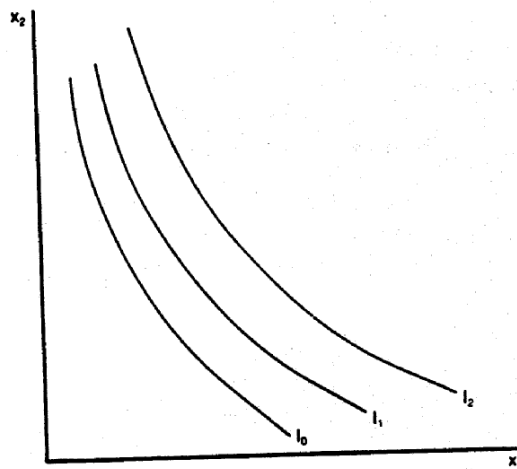
Een aantal combinaties genieten dezelfde voorkeur van de consument. De verzameling van combinaties die de consument gelijkwaardig acht, wordt in de n -dimensionele ruimte van goederencombinaties of -bundels voorgesteld door een zgn. indifferentievlak. De consument is voor elke goederenbundel binnen deze verzameling van bundels onverschillig of 'indifferent' ten overstaan van elke andere bundel binnen dezelfde verzameling.

VII.

In de n-dimensionele ruimte worden alle goederenbundels bijgevolg gerangschikt volgens voorkeur door ze te groeperen in indifferëntievlakken. De indifferëntievlakken ordenen de goederencombinaties volgens de preferenties van de consument. Men noemt deze ordening van voorkeuren het preferentieveld van de consument.

Wordt het aantal goederen beperkt tot 2, dan worden de indifferëntievlakken herleid tot een kromme in het vlak gevormd door het assenstelsel waarop de hoeveelheden van goed 1 (x_1) en van goed 2 (x_2) worden uitgezet: de zgn. *indifferentiecurve*. Deze tweedimensionele voorkeursordering kan grafisch worden weergegeven (zie figuur B.1)

Figuur B.1: de indifferentiekromme



figuur 4.1: de indifferentiekromme

Als algemene eigenschappen van indifferentiekrommen gelden:

- . ze zijn continu;
- . ze hebben een negatieve helling;
- . ze snijden of raken elkaar nooit;
- . ze zijn convex naar de oorsprong;
- . hoe verder van de oorsprong gelegen, hoe groter het totaal nut dat ze vertegenwoordigen.

Voorkeuren kunnen echter ook door middel van een numerieke waarde worden aangegeven. Aan elke indifferentiekromme kan m.a.w. een getal worden toegekend dat groter wordt naarmate voorkeur voor of m.a.w. de nuttigheid van een verzameling indifferente goederencombinaties (voorgesteld door de indifferentiecurve) toeneemt. Dit getal wordt het totale *nut* genoemd dat betreffende goederencombinatie voor de consument vertegenwoordigt. De functie die deze waarde genereert wordt navenant de *nutsfunctie* genoemd. De nutsfunctie voor een preferentieveld van n consumptiegoederen kan worden geschreven als:

$$u = u(x_1, x_2, \dots, x_n)$$

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Indifferentievlakken of, zoals zij in deze context ook kunnen worden genoemd: isonutsvlakken stellen de verzameling voor van alle combinaties van de goederen 1 tot n die de consument eenzelfde totaal nut verschaffen. Hierna wordt de verdere analyse beperkt tot 2 goederen en wordt nog enkele gesproken over *indifferentie- en isonutskrommen*.

De *substitutieverhouding* van goed 2 door goed 1 is de hoeveelheid van goed 2 die een consument minder moet verbruiken om bij een bijkomende eenheid van verbruik van goed 1 hetzelfde totale nut te genieten. In de limiet (waarbij de toename van het verbruik van goed 1 infinitesimaal klein wordt), wordt deze verhouding gelijk aan de *marginale substitutiegraad* (MSG). De MSG is de hoeveelheid van goed 2 die de consument wil afstaan om een marginale hoeveelheid van goed 1 meer te kunnen verbruiken zonder dat daardoor het totale nut van beide goederen verandert. Deze wordt gegeven door de absolute waarde van de eerste afgeleide van de indifferentiekromme en is dus in elk punt van de kromme gelijk aan de absolute waarde van de richtingscoëfficiënt van de raaklijn aan de indifferentiecurve.

$$MSG = dx_2 / dx_1$$

Er wordt aangenomen dat elke consument streeft naar een maximalisatie van het eigen nut. Dit betekent dat hij zijn consumptiepakket zo samenstelt dat deze voor hem een maximale welvaart genereert. Hij wordt in dit streven naar nutsmaximalisatie echter beperkt door het hem beschikbare budget en door de hoogte van de prijzen van de goederen in kwestie. Deze *budgetrestrictie* wordt gegeven door:

$$P_1 * x_1 + P_2 * x_2 + \dots + P_i * x_i = Y$$

met P_1, P_2, P_i : Prijs van goed 1, goed 2, goed i
 x_1, x_2, x_i : hoeveelheid van goed 1, goed 2, goed i
 Y : beschikbaar inkomen, bestedingen

In het geval waarbij slechts twee (combinaties van) goederen worden beschouwd, is dit de vergelijking van een rechte in het assenstelsel x_1, x_2 , anders te schrijven als:

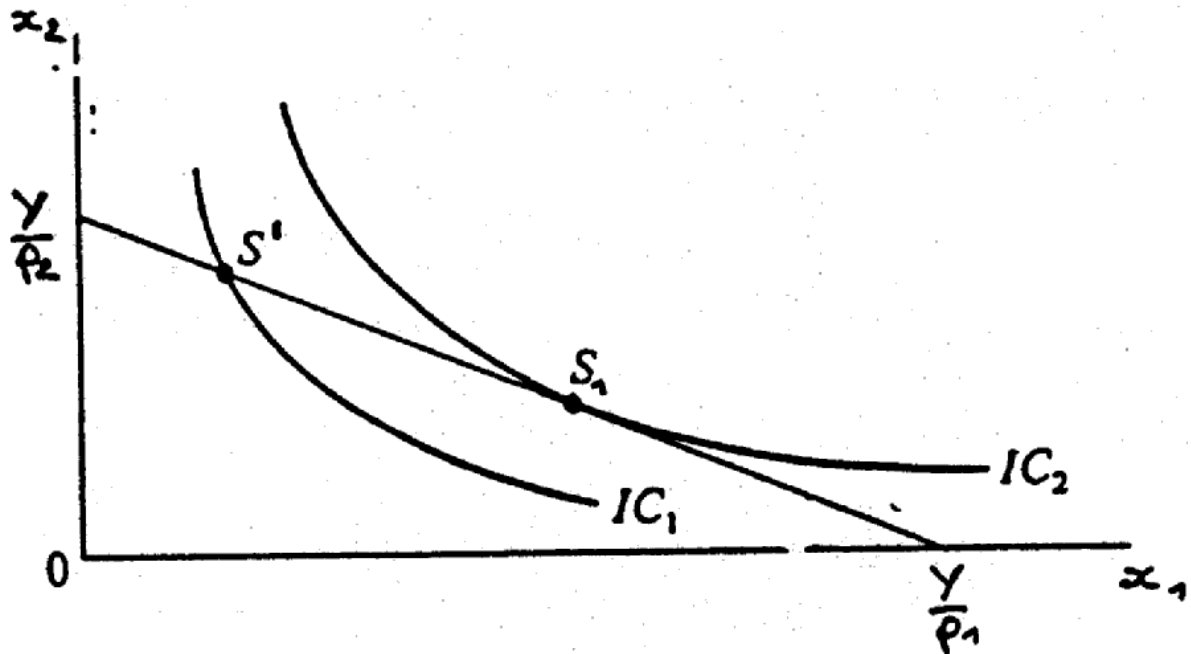
$$x_2 = Y/P_2 - P_1/P_2 * x_1$$

Men noemt deze rechte de *budgetlijn* (zie figuur B.2)

Waar de *indifferentiekromme* de goederenbundels aangeeft die de consument zou bereiken, geeft de *budgetlijn* de goederencombinaties die door de consument *kunnen* worden bereikt met het hem beschikbare budget.

VII.

Figuur B.2: budgetrestrictie



In deze grafiek wordt de vanuit het oogpunt van welvaartsmaximalisatie wenselijke goederencombinatie weergegeven door het punt waar de budgetlijn aan een indifferentiecurve raakt. Deze kromme (IC_2 in figuur B.2) geeft de hoogte van het verwezenlijkte maximum nut aan. Elke andere goederencombinatie (S' in figuur B.2) geeft aanleiding tot een lagere behoeftebevrediging (cf. IC_1 in figuur B.2).

In het punt dat het maximaal bereikbare totale nut vertegenwoordigt, is de negatieve waarde van de marginale substitutieverhouding (de mate waarin goed 2 door goed 1 kan worden gesubstitueerd bij gelijkblijvend totaal nut) gelijk aan de richtingscoëfficiënt van de budgetlijn, zijnde de verhouding van de prijzen:

$$p/p_2 = -dx_2 / dx_1$$

Milieu-nutsfuncties

Het nut dat mensen betrekken uit een bepaalde situatie, wordt niet enkel bepaald door de mogelijkheid om bepaalde goederen in bepaalde hoeveelheden te kunnen consumeren. Ook andere, niet-geprijsde factoren bepalen mee de welvaartstoestand van de consument. Milieukwaliteit is zo'n factor.

Over het algemeen beschouwt men in de welvaartstheorie milieukwaliteit als een publiek goed, dat geproduceerd wordt door de overheid (via het milieubeleid) en waarvan de 'consumptie' net als deze van zgn. private goederen aanleiding geeft tot een bepaald nut. Een publiek goed verschilt hierin van private goederen dat verbruik van een bepaalde hoeveelheid ervan niet betekent dat dit goed voor andere 'consumenten' in mindere mate beschikbaar is.

Gezien de hoger beschreven maatstaven voor de bepaling van de baten van een milieubeleid ook voor publieke goederen gelden, heeft men meteen de beschikking over een instrument om de baten van een 'schoon milieu' te meten.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

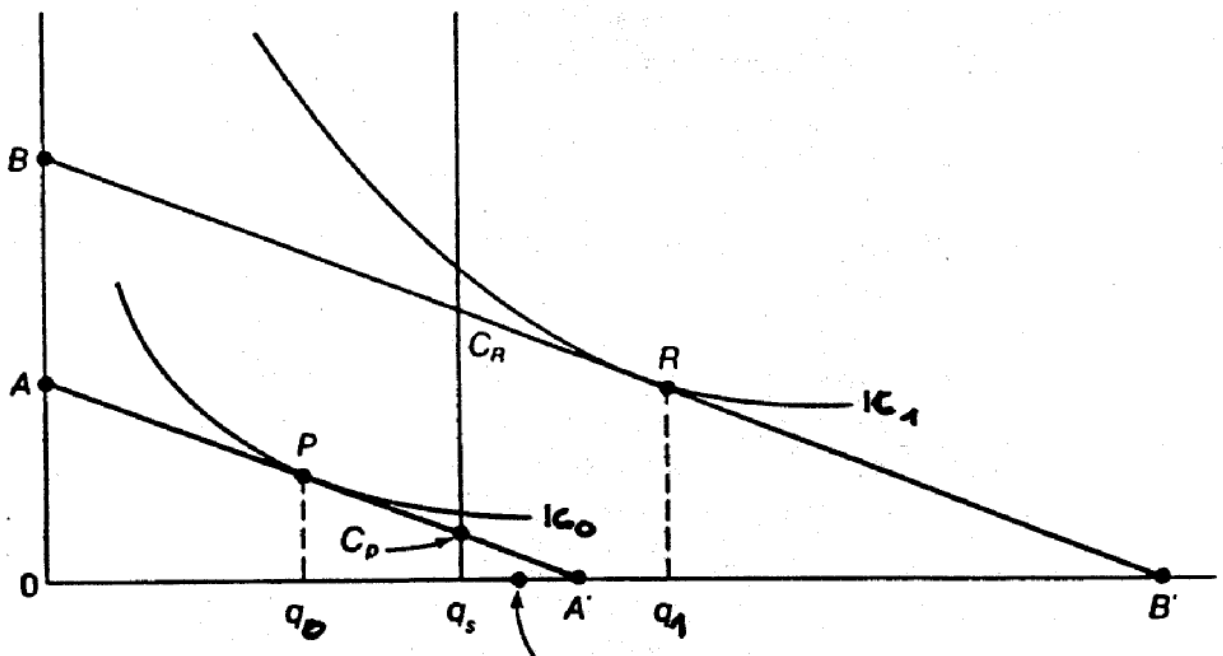
Er zal een preferentieveld bestaan waarin naast de consumptie van goederen en diensten ook milieukwaliteit figureert. Dit preferentieveld wordt bepaald door een nutsfunctie van de vorm:

$$u = u(x, q)$$

met u totaal nut
 x consumptie van private goederen
 q milieukwaliteit

In figuur B.3 wordt een dergelijke, hypothetische nutsfunctie door indifferentiekrommen voorgesteld.

Figuur B.3: een milieunutsfunctie



Aan de hand van deze krommen is het mogelijk het belang dat door verschillende groepen van consumenten aan milieu wordt gehecht in te schatten.

Uit de configuratie in figuur B.3 kan bijvoorbeeld worden afgeleid dat de consument wiens maximale indifferentieniveau door zijn of haar budget wordt beperkt tot de curve IC_0 een milieukwaliteit q_0 optimaal acht, terwijl een consument met een groter besteedbaar inkomen aan milieukwaliteit q_1 de voorkeur zal geven.

De marginale substitutieverhouding bepaalt in elk punt van de indifferentiekromme welke offers men in termen van consumptie bereid is te doen voor een verbetering van de milieukwaliteit.

Betalingsbereidheid

De marginale substitutiegraad van de 'milieu-indifferentiekrommen' kan worden beschouwd als een maatstaf voor de kwantificering van de baten van een verbeterde milieukwaliteit en dus van een milieubeleid. Deze geeft echter enkel de relatieve baten van een milieuverbetering tegenover deze van de private goederenconsumptie.

VII.

Om kosten en baten met elkaar te kunnen vergelijken en zo de netto-welvaartseffecten van een verandering in milieukwaliteit te kunnen bepalen, moeten deze laatste ook in monetaire eenheden kunnen worden uitgedrukt. Monetaire baten worden in de welvaartstheorie gemeten door de betalingsbereidheid van de consument. Deze betalingsbereidheid wordt benaderd resp. gemeten door het consumentensurplus, de compenserende variatie en de equivalente variatie.

Consumentensurplus

Van de individuele indifferentiecurven kunnen de individuele vraagcurven voor een bepaald goed (of voor de milieukwaliteit) worden afgeleid.

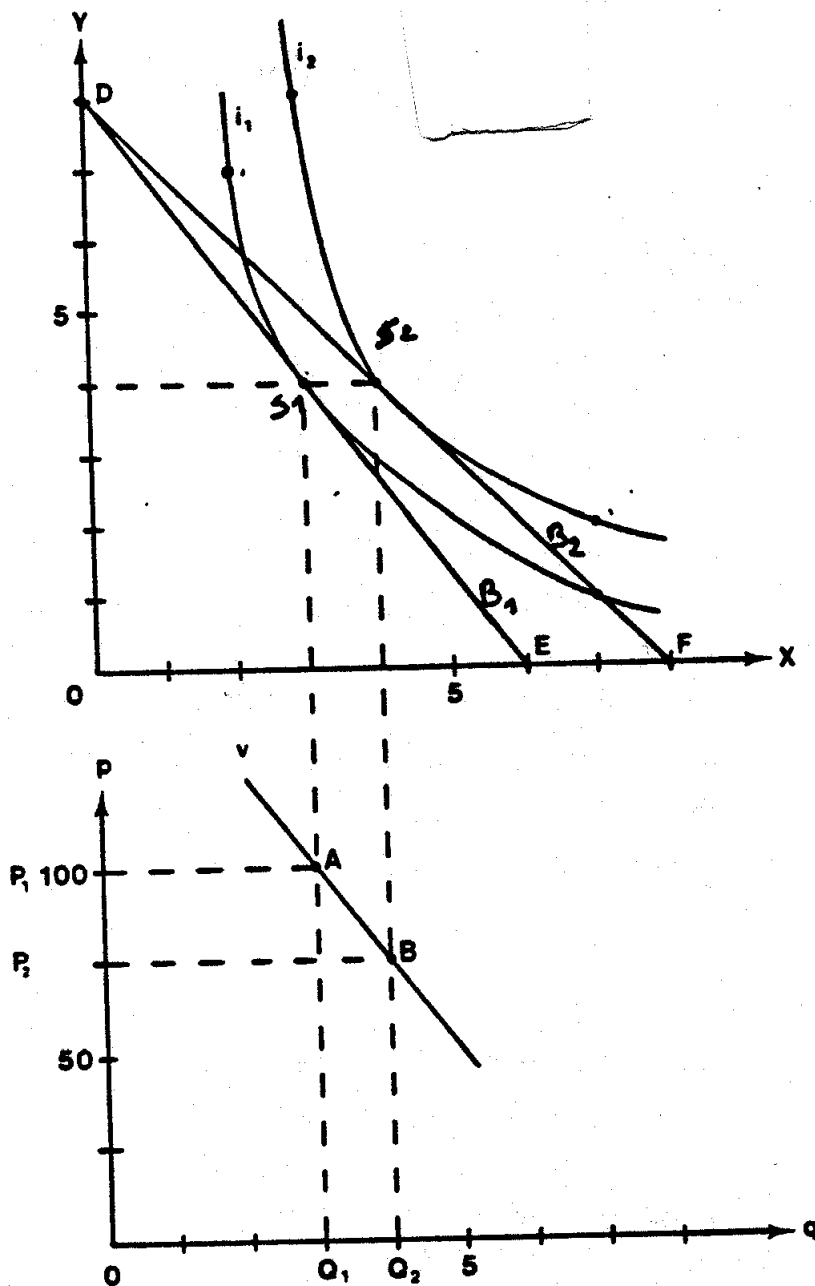
Vraagcurven geven weer welke hoeveelheden de consument van een goed zal afnemen (welke milieukwaliteit hij zal wensen) bij een bepaalde prijs. Andersom weerspiegelt deze curve de prijs die men bereid is te betalen voor een bepaalde hoeveelheid van het goed in kwestie (voor een bepaalde milieukwaliteit).

Transformeren we milieunutsfuncties naar vraagcurven, dan kunnen we daaruit de prijs afleiden die men bereid is te betalen voor elke milieukwaliteitwaarde.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Figuur B.4: Indifferentiekrommen en Marshall-vraagkromme



Zgn. Marshall-vraagcurves voor een bepaald goed worden uit indifferentiecurves afgeleid door de prijs van het goed in kwestie te laten variëren en telkens te bepalen welke de consumptie van dat goed is bij het door de budgetrestrictie (het bestede inkomen) beperkte maximale nut (dat bij prijsdalingen resp. stijgingen zal toenemen of afnemen).

VII.

Grafisch laten we hiervoor de budgetlijn rond zijn snijpunt met de ordinaat (indien we de milieukwaliteit op de absis uitzetten) roteren (cf. figuur B.4: $B_1 \rightarrow B_2 \rightarrow B_3$). In elke stand van de budgetrechte noteren we de optimale milieukwaliteit (abscis van het raakpunt aan de hoogst bereikbare indifferentiecurve; cf. fig. B.4 punten S_1, S_2, S_3) en de prijs (richtingscoëfficiënt van de budgetrechte maal prijs van de geaggregeerde consumptie in de ordinaat).

Een set van indifferentiekrommen (die elk overeenstemmen met een bepaald nutsniveau) wordt op die manier getransformeerd naar een set vraagcurven (die eik overeenstemmen met een bepaald bestedingsniveau).

De transformatie van nutsfunctie naar vraagfunctie kan ook onder analytische vorm worden geschreven:

Gegeven de nutsfunctie,

$$\begin{aligned} U &= U(q, x) \\ &= U(q, Y/p_x - p \cdot p_x q) \\ &= U(q, pq, Y) \end{aligned}$$

met p_x geaggregeerde prijs van de consumptiegoederen
 p_q betalingsbereidheid voor milieukwaliteit

kan de vraagfunctie worden geschreven als:

$$p_q = p_q(u, y^0, q)$$

met u het nutsniveau
 q milieukwaliteit
 y^0 inkomen, bestedingen (constante per vraagkromme)

De individuele vraagkromme drukt uit voor welke prijs de consument bereid is een extra eenheid van het beschouwde goed te verbruiken. De ligging van de individuele vraagkrommen van een goed wordt bepaald door de prijs van de private goederen (p_x) waarop de indifferentiekrommen betrekking hebben, door het besteedbaar inkomen (y^0) en door het preferentieschema (u) zelf van de consument.

Uit de individuele vraagcurves van alle consumenten kan de marktvaart worden afgeleid onder vorm van een geaggregeerde vraagcurve.

Er werd hoger reeds gesteld dat de baten van een goed (van een bepaalde milieukwaliteit) overeenstemmen met de betalingsbereid van de consument voor dat goed (voor die milieukwaliteit).

Vraagcurves zijn de weergave van deze betalingsbereidheid. Geeft de vraagcurve de marginale prijs die de consumenten voor de aanschaf van een bepaald goed (voor een bepaalde milieukwaliteit) bereid zijn te betalen, dan worden de totale baten van de consumptie van een hoeveelheid q' (van een milieukwaliteit q') benaderd door de totale oppervlakte onder de vraagcurve in figuur B.5, links van de verticale doorheen ($q', 0$).

De consument zal, om een bepaald goed te kunnen aanschaffen (of, in ons geval, om van een bepaalde milieukwaliteit te kunnen genieten), niet enkel *bereid* zijn te betalen, hij zal ook werkelijk *moeten* betalen (in het geval het om de milieukwaliteit gaat bijvoorbeeld via een milieuheffing).

Deze 'marktprijs' (p in figuur B.5) die voor alle consumenten geldt, zal echter niet voor alle consumenten overeenstemmen met hun betalingsbereidheid.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

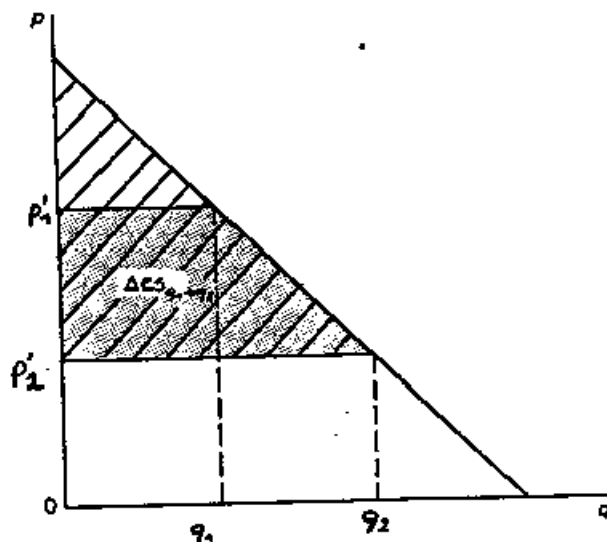
Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

De netto-baten consumenten (zowel individueel als geaggregeerd) van de aanschaf van het beschouwde goed (van een bepaalde milieukwaliteit) worden dan ook gegeven door het verschil tussen enerzijds wat de consumenten zelf bereid zijn te betalen voor een bepaalde hoeveelheid van het goed in kwestie (van de milieukwaliteit) en anderzijds de betaalde prijs.

Deze waarde wordt het *consumentensurplus* (CS) genoemd. Het CS is de geldwaarde van het nut dat de consument wint indien de marktprijs van een goed kleiner is dan de prijs die de verbruiker bereid zou zijn te betalen voor het goed. Op de figuur B.4 is het CS voor de situatie q_2 gelijk aan de grootte van het oppervlak begrensd door vraagcurve aan de bovenzijde en door de hoogte van de 'marktprijs' aan de onderzijde (totale gearceerde oppervlak in figuur B.5).

De baten van een toename van de milieukwaliteit ($q_1 \rightarrow q_2$) worden gegeven door de toename van het consumentensurplus (CS in figuur B.5).

Figuur B.5: Baten van milieukwaliteit: het consumentensurplus



Compenserende en equivalente variatie

De betalingsbereidheid voor een schoon milieu kan op nog een andere manier worden geïnterpreteerd, naast het consumentensurplus. Maatstaven voor de betalingsbereidheid zijn de zgn. *compenserende* en de *equivalente variatie* (CV & EV).

Voor de bepaling van CV en EV kan eveneens gebruik gemaakt worden van vraagfuncties, zij het in dit geval niet van de hierboven beschreven Marshall-vraagfuncties, maar van zgn. *Hicks' gecompenseerde vraagfuncties*.

Anderzijds kunnen CV en EV worden bepaald aan de hand van zgn. *bestedingsfuncties* ('expenditure functions').

VII.

Gecompenseerde vraagfuncties

Gecompenseerde vraagfuncties worden net als Marshalliaanse afgeleid van indifferentiekrommen. Ze geven de relatie weer tussen prijs en gevraagde hoeveelheid, waarbij nu echter wordt uitgegaan dat de met elk punt van de vraagkromme eenzelfde nutsniveau overeenstemt (waar dat bij de Marshalliaanse krommen een constant bestedingsniveau was).

Gecompenseerde vraagfuncties zijn dan ook van de vorm:

$$P_q = p_q(u^\circ, Y, q)$$

met u° het nutsniveau (constant voor elke vraagkromme)
 q milieukwaliteit
 Y inkomen, bestedingen

Nagegaan wordt welke stijgingen of dalingen van de bestedingen in termen van nut hetzelfde effect ressorteren als prijsdalingen resp. prijsstijgingen. In concreto gaat dat als volgt in zijn werk:

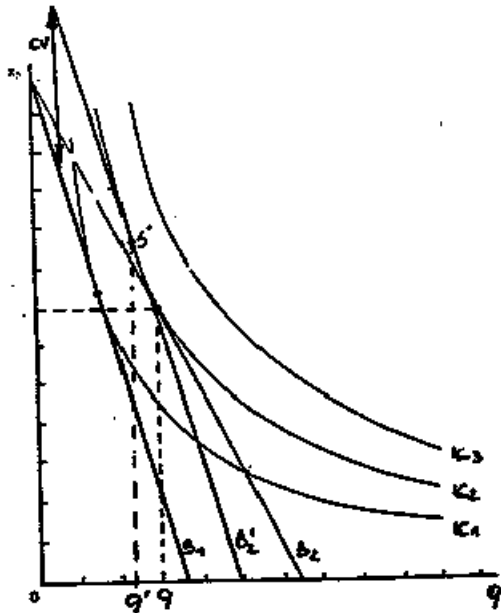
Men laat de prijs van het goed in kwestie (van de milieukwaliteit) stijgen. Dit heeft bij gelijkblijvende bestedingen een daling van het nut tot gevolg, in de figuur B.6 voorgesteld door een rotatie van de budgetlijn (cf. figuur B.6: $B_2 \rightarrow B_1$), zodat ze aan een lagere Indifferentiekromme (IC_1) raakt. Deze nutsdaling kan echter worden gecompenseerd door de bestedingen te laten stijgen. Grafisch betekent dit een evenwijdige verschuiving van de budgetlijn van de oorsprong weg tot deze de oorspronkelijke indifferentiekromme opnieuw raakt ($B'_1 \rightarrow B_2$). In dit nieuwe raakpunt (S') geldt natuurlijk een verschillende goederenbundel van de originele. De hoeveelheid van het goed waarvan de prijs werd verhoogd zal met name zijn verkleind ($q \rightarrow q'$). In de gecompenseerde vraagcurve wordt deze nieuwe hoeveelheid uitgezet tegen de nieuwe prijs, die uit de helling van de budgetlijn wordt afgeleid.

De nieuwe budgetlijn geeft de bestedingen aan nodig om bij de prijsstijging hetzelfde nutsniveau te behouden. Het verschil tussen de originele bestedingen en de bestedingen nodig om bij een prijsstijging toch hetzelfde nutsniveau te bereiken is per definitie gelijk aan de *equivalente variatie* (EV). Deze grootheid geeft met andere woorden weer welke extra bestedingen nodig zijn om bij een prijsstijging geen nutsverlies te lijden of nog welke som geld de consument in compensatie van een prijsstijging moet toegestopt krijgen om zijn welvaartsniveau te kunnen handhaven.

Figuur B.6: Indifferentiekrommen en Hicks' gecompenseerde vraagkrommen

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid



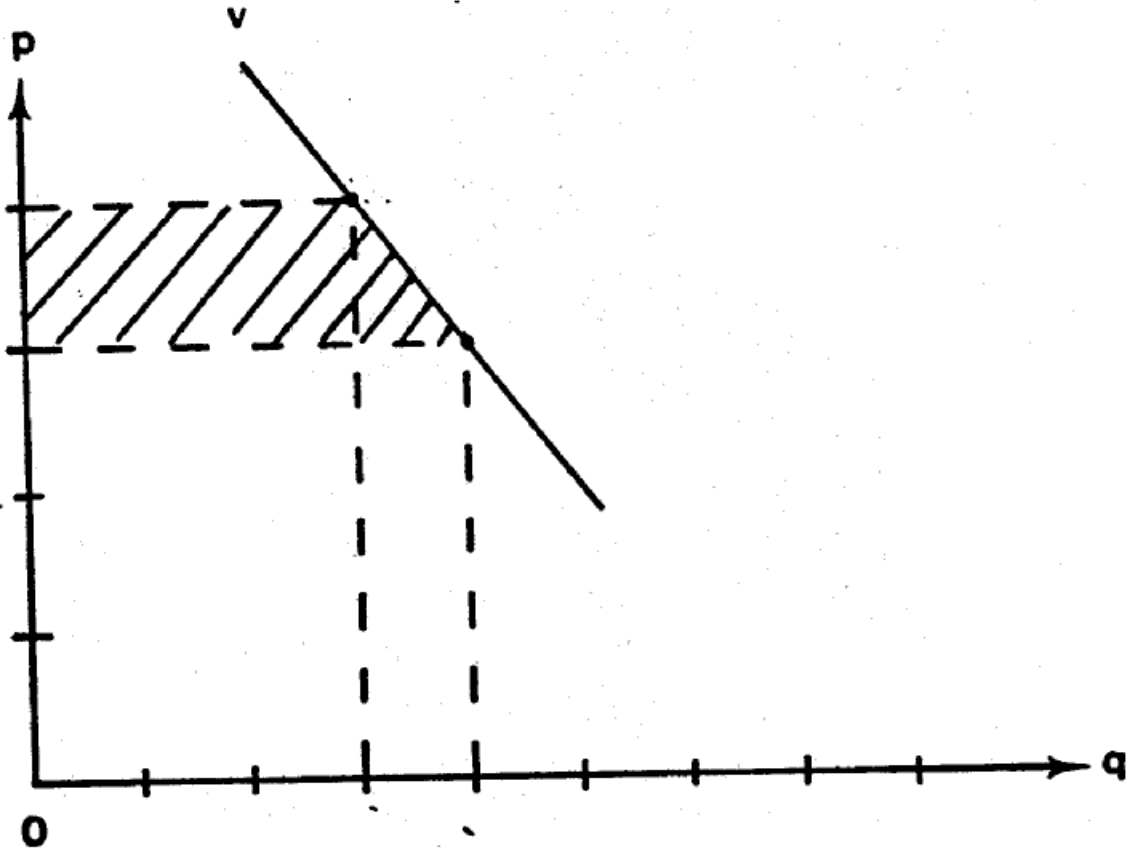
Anderzijds kan men de prijs ook laten dalen, wat bij ongewijzigde bestedingen een stijging van het verbruik tot gevolg heeft en een verhoging van het nut (cf. figuur B.6: $IC_2 \rightarrow IC_3$).

Deze prijsdaling kan eveneens worden gecompenseerd zodat het nut ongewijzigd blijft. Hetzelfde indifferentieniveau als voor de prijsdaling (IC_2) kan nu immers worden bereikt met een lager inkomen. Deze daling van de bestedingen wordt grafisch weergegeven door een evenwijdige verschuiving van de budgetlijn naar de oorsprong toe, tot deze de oorspronkelijke Indifferentiekromme (IC_2) raakt (in punt S''). De consumptie (q'') van het beschouwde goed (de gewenste milieukwaliteit) in dat nieuwe raakpunt vormt, in combinatie met de prijs die daarmee overeenstemt, een punt van de gecompenseerde vraagcurve. Het verschil tussen het nieuwe bestedingsniveau en het originele wordt gedefinieerd als *compenserende variatie* (CV). De CV is met andere woorden de maximale hoeveelheid geld die men de consument bij een prijsdaling mag afnemen, zonder dat diens welvaart daardoor daalt.

CV en EV worden gegeven door het oppervlak links van de gecompenseerde vraagcurves waarbij de compensaties prijsdalingen resp. prijsstijgingen betreffen (zie figuur B.7)

Figuur B.7: Equivalente en compenserende variatie en de gecompenseerde vraagkromme

VII.



Bestedingsfuncties

CV en EV kunnen ook worden gedefinieerd in functie van de zgn. *bestedingsfunctie* ('expenditure function'). Deze functie geeft weer over welk inkomen Y de consument moet beschikken om bij een prijs p van het beschouwde goed een bepaald nut u^0 te kunnen bereiken.

$$E = E(p, u^0)$$

Grafisch kan deze functie worden voorgesteld zoals in figuur, B.8(b). Ze wordt afgeleid van de indifferetiekromme. Een prijswijziging voor het goed op de abscis wordt weergegeven door een rotatie van de budgetlijn om het snijpunt met de ordinaat. Het snijpunt met de abscis verschuift van Y_0/p_0 naar Y_1/p_1 . De voorwaarde van een constant blijvend nut u^0 kan worden voldaan door de nieuwe budgetlijn te verschuiven, tot ze opnieuw aan de oorspronkelijke indifferetiekromme raakt. Deze verschuiving is het grafische equivalent van een wijziging van het besteedbaar inkomen. Het nieuwe snijpunt met de abscis is dan ook het punt $(Y_1/p_1, 0)$. Het laat toe de minimale hoogte van het inkomen te bepalen om de consument ondanks gewijzigde prijzen toch zijn oorspronkelijke nutsniveau te behouden.

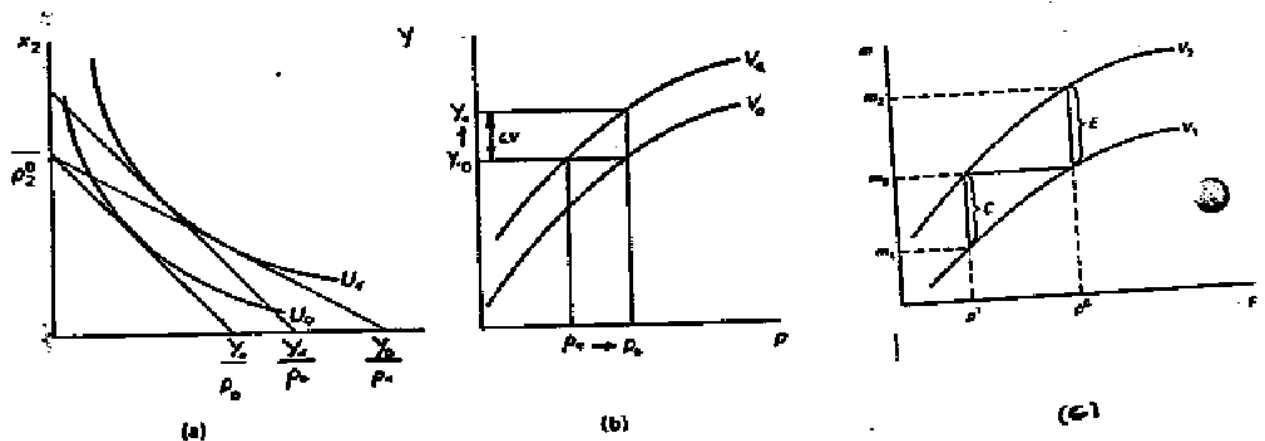
Wanneer we dit doen voor alle indifferetiekrommen in de grafiek, dan wordt aldus een bundel 'bestedingskrommen' geconstrueerd. Beschouwen we de prijsstijging $p_1 \rightarrow p_0$. Zonder inkomenscompensatie heeft deze een daling van het welvaartsniveau van u^0 naar u^1 tot gevolg. Deze welvaartsdaling kan echter worden gecompenseerd door het inkomen met het bedrag C te verhogen. Per definitie is dit bedrag gelijk aan de compenserende variatie. Omgekeerd veroorzaakt een prijsdaling van p_1 naar p_2 een stijging van de welvaart van u^1 naar u^2 . De

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

nutstoename ten gevolge van deze prijsdaling had echter eveneens kunnen worden verwezenlijkt door de verhoging van het besteedbare inkomen met E. Dit bedrag is per definitie gelijk aan de equivalente variatie.

Figuur 4.8: De bestedingsfunctie



De compenserende variatie voor een prijsstijging $p_1 \rightarrow p_0$ wordt dus van de vorm:

$$CV = E(u^1, p_1) - E(u^1, p_0)$$

De equivalente variatie voor een prijsdaling $p_1 \rightarrow p_2$ wordt:

$$EV = E(u^1, p_1) - E(u^1, p_2)$$

Uitbreiding van de begrippen CV en EV

In meer algemene termen worden CV en EV niet langer alleen in functie van prijsdalingen resp. prijsstijgingen gedefinieerd maar in functie van elke economische verandering.

Milieubeleidsmaatregelen hebben meestal eerder betrekking op veranderingen in hoeveelheid (de hoeveelheid van een milieugoed of -dienst) dan op veranderingen in prijs. De hoeveelheid die een individu van het beschouwde milieugoed consumeert d.w.z. de milieukwaliteit die hij of zij moet ondergaan, wordt bepaald door de heersende immissiewaarden van verontreinigende factoren. Deze worden op hun beurt gedetermineerd door het overheidsbeleid terzake.

Beschouwen we een bepaalde overheidsmaatregel die de milieukwaliteit van q_1 , naar q_2 laat stijgen (zie figuur B.9). Bij gelijkblijvende bestedingen Y^0 en onveranderde prijzen p_x voor private goederen, heeft dit voor de consument een stijging van het indifferentieniveau voor gevolg ($U_1 \rightarrow U_2$).

Vermits compenserende variatie werd gedefinieerd als het bedrag dat van het inkomen van de consument mag worden afgetrokken, zodat hij ondanks een 'gunstige' economische verandering toch zijn zelfde nutsniveau blijft behouden, wordt deze in de figuur voorgesteld door het lijnstuk BC. Analoog wordt de equivalente variatie voor een daling van de milieukwaliteit van q_2 naar q_1 , door de lengte van het lijnstuk AD weergegeven.

In de limiet wordt de marginale compenserende variatie (MCV), voor een marginale milieukwaliteitsverandering:

VII.

$$MCV = dp/dq$$

De bestedingsfuncties, waaruit EV en CV eveneens kunnen worden afgeleid zijn dan van de vorm:

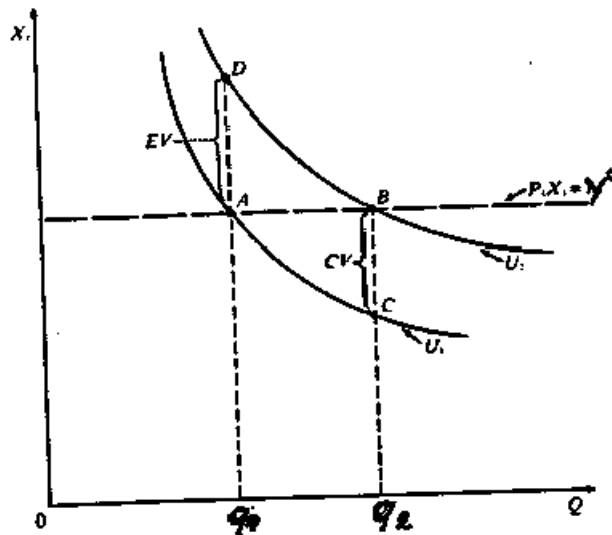
$$E = E(p_x, q, u^0)$$

De compenserende variatie van een milieukwaliteitsverbetering ($p_1 \rightarrow p_2$) wordt dan:

$$CV = E(p_x, q_2, U^0) - E(p_x, q_1, U^0)$$

De equivalente variatie van een daling van de milieukwaliteit kan in een gelijkaardige formule worden vervat.

Figuur B.9: CV en EV van milieuveranderingen



Willingness to pay –willingness to accept

Compenserende en equivalente variatie kunnen empirisch worden bepaald door de Willingness to Pay (WTP) resp. Willingness to Accept (WTA) van de consument voor milieukwaliteit na te gaan. In concreto noemt men WTP het bedrag dat men bereid is te betalen om een bepaalde milieubaat te verwerven of een bepaald verlies te vermijden en WTA het bedrag dat men wil aanvaarden om een bepaald verlies te tolereren of een bepaalde baat te moeten ontberen. Hiervoor bestaan verschillende economische waarderingstechnieken. Alle hebben ze de bepaling van de betalingsbereidheid van de consument voor de (verbetering van) de milieukwaliteit tot doel.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

3 ½ Economische Waardering van Heverleebos-Meerdaalwoud: reiskostenmethode en contingent valuation toegepast op een natuurgebied⁵

Ellen Moons, Centrum voor Economische Studiën, K.U.Leuven

Stef Proost, Centrum voor Economische Studiën, K.U.Leuven

3.1 | Inleiding

In deze bijdrage worden de resultaten besproken van één van de eerste economische waarderingsstudies van natuurgebieden in België. Economische waardering van natuurgebieden is nuttig voor twee doeleinden: ten eerste voor de optimalisatie van de *hoeveelheid* natuurgebieden gezien uitbreiding van natuurgebieden ten koste gaat van andere functies (landbouw, woonzone, industrie, ...). Het is belangrijk een juiste inschatting te maken van de baten en de opportuiniteitskost van een uitbreiding. Ten tweede draagt een economische waarderingsoefening bij tot een optimaal gebruik van bestaande natuurgebieden. Bestaande natuurgebieden worden gebruikt voor recreatie, natuurbescherming, houtexploitatie. Binnen recreatie zijn er nog mogelijk conflicterende functies: wandelen, mountainbike, paardrijden enz. De verschillende functies zijn niet noodzakelijk complementair en dan is het nuttig de economische waarde van alternatieve gebruiken te kennen.

Bij een economische waardering wordt uitgegaan van de meting van de individuele bereidheden tot betalen voor de verschillende aspecten van natuurgebieden. Deze individuele waarden kunnen na aggregatie dan gebruikt worden voor het beleid inzake natuur.

Ook in Vlaanderen groeit de behoefte (onder meer dankzij de aandacht voor de multifunctionaliteit in het Bosdecreet) om de niet-productieve waarden (i.e. andere dan houtproductie en jacht) van het bos te waarderen. Zeker bij het bepalen van de optimale verdeling van bosfuncties stelt zich steeds de vraag naar een methode om deze functies tegen elkaar af te wegen. Niet alleen in het kader van het bosbeheer maar ook om het effect van infrastructuurwerken op ecosystemen (MER-studies) te bepalen, is waardebeoordeling belangrijk. In deze studie wordt de economische waarde van Heverleebos-Meerdaalwoud bepaald voor de hele Vlaamse bevolking, zowel bezoekers als niet-bezoekers. De economische waarden van een natuurgebied bevatten immers zowel gebruikswaarden, optiewaarden als niet-gebruikswaarden. Hierop wordt verder ingegaan in deel 3.2. Om een monetaire inschatting te maken van de verschillende waarden zijn diverse waarderingsmethodes beschikbaar (deel 3.3).

⁵ Deze bijdrage is gebaseerd op onderzoek uitgevoerd in het kader van het VLINA-project 9636 "Economische Waardering van Bossen". Achtergrondinformatie en referenties vindt u in het eindrapport: Eggermont, K., Moons, E., Hermy, M., Proost, S. en Nunes, P. (2000), "Economische waardering van bossen – een case study voor Heverleebos-Meerdaalwoud".

VII.

Gebruikswaarden of recreatiebaten worden in onze studie bepaald m.b.v. de reiskostenmethode, niet-gebruikswaarden m.b.v. de contingente waarderingsmethode.

De gebruikswaarde of recreatieve waarde van het studiegebied wordt bepaald aan de hand van de gegevens van een grootschalige enquête van bezoekers van Heverleebos en Meerdaalwoud (deel 0). Met deze gegevens kan een duidelijk profiel van de bosbezoeker en zijn gedrag tijdens het bezoek aan het bos worden opgemaakt. Deze gegevens worden gebruikt om een reiskostenmodel op te stellen dat een idee geeft van de waarde van een bosbezoek voor een gemiddelde bezoeker. Niet-gebruikswaarden kunnen enkel bepaald worden met behulp van een contingente waarderingsstudie. Aan een steekproef van Vlaamse gezinnen werd gevraagd naar hun betalingsbereidheid voor een hypothetisch project dat de kwaliteit van Heverleebos-Meerdaalwoud wijzigt. De resultaten worden besproken in deel 0. Deel 3.6 vat de belangrijkste resultaten van het onderzoek samen.

3.2 | Typologie van economische waarden van milieugoederen

De totale economische waarde van milieugoederen, zoals het boscomplex Heverleebos-Meerdaalwoud, kan worden ingedeeld in drie grote groepen van waarden: *gebruikswaarden*, *niet-gebruikswaarden* en *optiewaarden*.

Gebruikswaarden worden verkregen door het eigenlijke, fysieke gebruik van het milieugoed in kwestie. Ze kunnen verder worden onderverdeeld in *directe* en *indirecte gebruikswaarden*. In het geval van een openlucht recreatiegebied zoals Heverleebos-Meerdaalwoud, resulteren de *directe gebruikswaarden* uit de verschillende recreatievormen die voorkomen in het bos: wandelen, fietsen, mountainbiking, joggen, paardrijden,... De *indirecte gebruikswaarden* verwijzen naar de baten die resulteren uit de ecosysteemfuncties die het milieugoed vervult. Ecosysteemfuncties van toepassing op bossen zijn onder andere klimaatregulering, biodiversiteit, vermindering van luchtvervuiling, CO₂-captatie, voorkomen van bodemerosie, Bovendien rekent men ook de houtproductie en de jacht bij de indirecte gebruikswaarden.

Optiewaarden slaan op de potentiële baten die het gebruik van een milieugoed eventueel kunnen opleveren. Ook al heeft men het natuurgebied in kwestie nog nooit bezocht, kan het zijn dat men het bos in de toekomst toch een bezoek brengt.

Tot slot bespreken we kort de *niet-gebruikswaarden*. Ook wanneer mensen zelf geen gebruik maken van een milieugoed en de kans onbestaande is dat ze er in de toekomst gebruik van zullen maken, levert een milieugoed een zekere baat voor hen op. Voor het studiegebied Heverleebos-Meerdaalwoud betekent dit dus dat het bos niet enkel een surplus of waarde creëert voor de bezoekers van het bos, maar ook voor niet-bezoekers.

Er wordt een onderscheid gemaakt tussen *bestaans-* en *legaatwaarden*. *Bestaanwaarden* verwijzen naar de waarden die mensen hechten aan milieugoederen, die los staan van het eigenlijke gebruik van dat goed. *Legaatwaarden*, resulteren uit de

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

wetenschap van mensen dat het milieugoed in zijn huidige staat er ook zal zijn voor toekomstige generaties.

Heverleebos en Meerdaalwoud hebben dus ook een zekere waarde voor mensen die het bos zelf nooit bezochten en dat ook niet zullen doen in de toekomst, omdat ze wensen dat anderen er in de toekomst wel gebruik van kunnen maken.

Om gebruiks-, niet-gebruiks- en optiewaarden in monetaire termen uit te drukken moeten specifieke waarderingstechnieken gebruikt worden. Deze technieken worden besproken in de volgende secties.

3.3 | Economische Waarderingstechnieken

De beschikbare technieken verschillen in gegevensvereisten, in de veronderstellingen in verband met economische agenten en de fysieke omgeving en in de waarden van milieugoederen die ze kunnen meten.

Algemeen wordt een onderscheid gemaakt tussen *monetaire* en *niet-monetaire* (of productiekosten-) *technieken*. *Niet-monetaire waarderingstechnieken* zijn bijvoorbeeld de dosis-responsfunctie en de schadefunctie. Deze methoden gaan ervan uit dat er een bepaalde technische of biologische relatie is tussen het milieugoed in kwestie en de consument.

Van belang voor dit onderzoek zijn de *monetaire waarderingstechnieken*. Hier maakt men een onderscheid tussen *gereveleerde voorkeurmethode* en *uitgedrukte voorkeurmethode*. Bij de gereveleerde voorkeurmethode bespreken we uitvoerig de *reiskostenmethode*. Een andere veelvuldig gebruikte gereveleerde voorkeurmethode is de *hedonische prijsmethode*. Deze methode gebruikt verschillen in prijzen van gerelateerde goederen (vb. prijzen van woningen) om de betalingsbereidheid of de waarde voor een bepaald milieugoed (vb. een bos) te bepalen, rekening houdend met andere relevante factoren die de prijs van het gerelateerde goed bepalen. Gezien deze methode niet toegepast wordt in ons onderzoek, wordt er verder niet op ingegaan.

De meest gekende uitgedrukte voorkeurmethode is de *contingente waarderingmethode*. Varianten zijn de *contingente gedragsmethode* en de *contingente rangordemethode*.

Tabel 4 geeft een overzicht van de verschillende waarderingstechnieken die kunnen gebruikt worden om de verschillende waarden van Heverleebos-Meerdaalwoud te meten.

VII.

Tabel 54: De verschillende waarden van milieugoederen en de meest geschikte waarderingsmethoden

WAARDE	WAARDERINGSMETHODE
Directe gebruikswaarden – recreatie	Reiskostenmethode en Contingente waarderingsmethode
Indirecte gebruikswaarden - ecosysteem	Productiekostenmethode zoals schadefunctie en dosis-responsfunctie
Indirecte gebruikswaarden – jacht, hout	Zie markt voor hout en jacht (gezien er een markt voor bestaat zijn er ook marktprijzen bekend)
Optiewaarden	Contingente waarderingsmethode
Niet-gebruikswaarden – legaat- en bestaanswaarden	Contingente waarderingsmethode

In deze bijdrage wordt enkel de waardering van recreatie- en niet-gebruikswaarden aan de hand van de reiskosten- en contingente waarderingsmethode besproken.

De reiskostenmethode

Deze waarderingstechniek wordt voornamelijk gebruikt om de recreatieve of directe gebruikswaarde te bepalen van natuurgebieden en is dus de meest geschikte methode om de waarde van Heverleebos-Meerdaalwoud te bepalen voor de bezoekers. Het boscomplex Heverleebos-Meerdaalwoud is immers een gratis, publiek toegankelijk recreatiegebied.

De reiskostenmethode relateert verschillen in reiskosten aan verschillen in consumptie, in dit geval het aantal bezoeken aan Heverleebos-Meerdaalwoud in een bepaalde periode. Vervolgens kan een vraagcurve (aantal bosbezoeken in functie van de kostprijs per bezoek) worden opgesteld en is het mogelijk om het consumentensurplus of de waarde van een bosbezoek voor een specifieke persoon te bepalen.

We beginnen met een eenvoudig voorbeeld om het basisidee van de reiskostenmethode te illustreren. Veronderstel identieke individuen die echter op verschillende afstand wonen van het recreatiegebied. We kennen hun totale reiskost (geld + tijd) en het aantal bezoeken per jaar (Tabel 55).

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

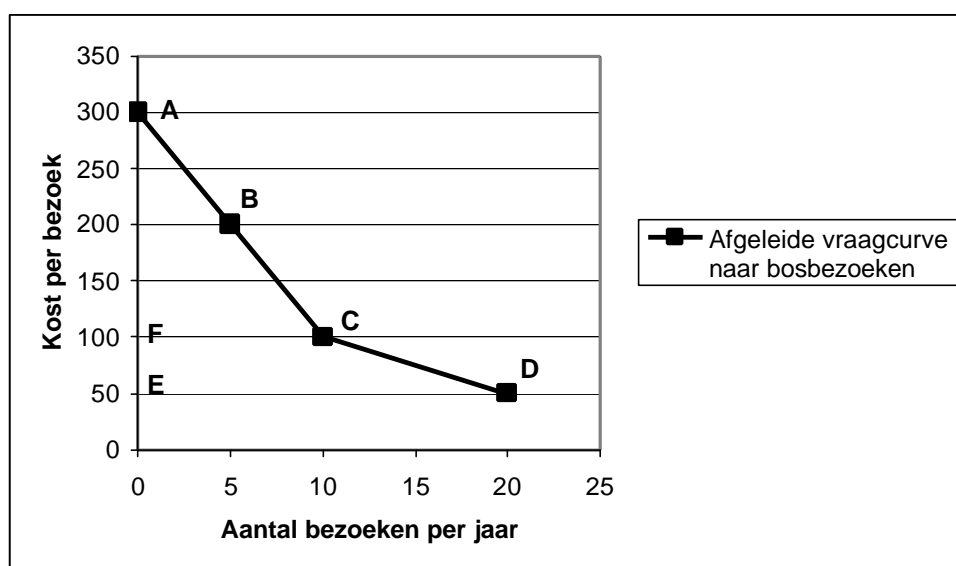
Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Tabel 55: Afstand, kosten en aantal bezoeken

Persoon	Afstand	Berekende kost (aan 10 BEF per km)	Aantal bezoeken per jaar
Els	5 km	50 BEF	20
An	10 km	100 BEF	10
Sigrid	20 km	200 BEF	5
Ellen	30 km	300 BEF	0

Indien we veronderstellen dat deze vier personen dezelfde voorkeuren hebben, kunnen we uit deze gegevens een vraagfunctie/-curve afleiden (Figuur 28).

Figuur 28: De vraagcurve naar bosbezoeken



Deze vraagcurve gaan we nu gebruiken voor de vier individuen. Het consumentensurplus van Els is dan de oppervlakte ABCDE, het consumentensurplus voor An is ABCF, enz.

Drie voorwaarden moeten voldaan zijn om de reiskostenmethode te kunnen toepassen:

- De kost van een bezoek aan een recreatiegebied omvat niet alleen de toegangsprijs, maar ook de monetaire en tijdskosten van de verplaatsing naar en van het bos;
- Mensen die op verschillende afstanden van het recreatiegebied wonen hebben verschillende kosten om het bos te bezoeken;
- Wanneer de waarde die mensen aan een recreatiegebied hechten niet systematisch afhankelijk is van de afstand, dan kunnen de reiskosten gebruikt worden als een benadering van de prijs om een vraagcurve voor het recreatiegebied op te stellen.

VII.

Om de vraag naar bosbezoeken te bepalen, hebben we in de eerste plaats gegevens nodig over de kosten van een bosbezoek. Deze omvatten zowel monetaire kosten, zoals de toegangsprijs en de vervoerskosten, als opportuïteitskosten van de tijd die wordt besteed aan de verplaatsing.

De waarde van een tijdsbesparing is een begrip uit de transporteconomie. De waarde van één uur dat gespendeerd wordt in transport noemt men de opportuïteitskost van deze tijdseenheid. De tijd nodig voor een verplaatsing kan men immers niet aan andere activiteiten, zoals arbeid of ontspanning, besteden. Wanneer mensen vrij zijn hun tijd in te delen, zou elk uur dat niet besteed wordt aan transport, kunnen besteed worden op de arbeidsmarkt. De opportuïteitskost van dit uur besteed aan transport is dan het uurloon. Gezien voor het overgrote deel van de bevolking de werkduur echter vastligt (vb. 38- of 40-uren week) en deze personen recht hebben op (betaalde) vakantie, kan het alternatief voor een uur besteed aan transport enkel een uur vrije tijd of ontspanning zijn. Er gaat geen arbeidstijd verloren tijdens de verplaatsing en bijgevolg is er ook geen loonverlies. Toch is de waarde van een besparing in de verplaatsingstijd niet nihil. Bekijken we het voorbeeld van een bezoek aan Heverleebos-Meerdaalwoud. Stel dat men over drie uren vrije tijd beschikt en dat de verplaatsing naar het bos 30 minuten in beslag neemt. Éénderde van de tijd (één uur) gaat naar de verplaatsing van en naar het bos en kan niet gebruikt worden voor het eigenlijke doel van de uitstap: het bosbezoek. Het is duidelijk dat een bosbezoeker een kortere verplaatsingsduur en een langer bosbezoek zou verkiezen. Enkel het bosbezoek levert baten op. De tijd besteed aan de verplaatsing levert geen enkele baat op, integendeel, men zou de verplaatsing liever vermijden. De waarde van de verplaatsingstijd wordt dus bepaald door het onnut dat vermeden wordt door een verkorting van de verplaatsingsduur, uitgedrukt in monetaire termen. Deze waarde wordt niet alleen bepaald door het inkomen.

De tijd die men doorbrengt in het bos mag echter niet beschouwd worden als een *kost* omdat het hier gaat om vrije tijd. Wanneer deze vrije tijd niet besteed wordt aan bezoeken aan Heverleebos-Meerdaalwoud, wordt deze tijd aan een andere vrijetijdsactiviteit besteed. Met deze andere vrijetijdsactiviteit kan geen inkomen worden verkregen, zodat de opportuïteitskost van de tijd besteed aan het bos nihil is.

Andere factoren die de bezoekfrequentie bepalen zijn de natuurlijke en beheerskenmerken van het bos, mogelijke substituten voor Heverleebos-Meerdaalwoud en de socio-demografische karakteristieken van de bezoekers (leeftijd, geslacht, beroep, loon, ...). Gegevens over de bezoeker en zijn bezoeken aan het bos kunnen enkel verkregen worden uit een enquête die al dan niet ter plaatse (i.e. in het bos) wordt afgenomen.

Wanneer alle informatie beschikbaar is, kan met behulp van regressietechnieken de vraag naar bosbezoeken worden geschat in functie van de kostprijs van een bosbezoek (i.e. de monetaire reiskosten en de tijdskosten van de verplaatsing), de kenmerken van het bos, de prijs van substituten en de socio-demografische gegevens van de bezoekers. Deze functie heeft de volgende algemene vorm:

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

$$Aantalbosbezoeken = f \left(\begin{array}{l} \text{monetaire reiskosten, tijdskosten, boskenmerken,} \\ \text{prijsvan substituten, socio – demografische kenmerken, } \mathbf{b, e} \end{array} \right) \quad (1)$$

met: \mathbf{b} = vector van de te schatten parameters
 \mathbf{e} = foutterm

Hieruit kan een traditionele vraagcurve worden afgeleid (aantal bezoeken in functie van de prijs) wanneer men de waarden voor alle variabelen behalve de monetaire reiskost vastprijkt. Het consumentensurplus of de waarde van het aantal bosbezoeken voor een individu kan hieruit worden afgeleid

Hoewel de toepassing van de reiskostenmethode op het eerste gezicht vrij eenvoudig lijkt, moeten er toch enkele belangrijke opmerkingen worden gemaakt:

- De reiskostenmethode kan enkel *directe gebruikswaarden* bepalen. Enkel bezoekers hebben een positieve waardering voor het bos, niet-bezoekers worden verondersteld geen waarde te hechten aan het bos;
- De gegevens over de bezoekers zijn steeds afkomstig van een enquête. Bij de uitvoering van de enquête moet men aandacht hebben voor problemen in verband met steekproeftrekking en non-respons. Mogelijke problemen in verband met steekproeftrekking zijn *truncation* en *endogenous stratification*⁶;
- Bij het opstellen van de vraagfunctie die moet worden geschat, moet men controleren of er geen relevante variabelen zijn weggelaten en of de vraagfunctie correct gespecificeerd is;
- Om de totale economische waarde van het natuur- en recreatiegebied voor de bezoekers te kennen, moet het consumentensurplus per bezoeker geaggregeerd worden over de totale bezoekerspopulatie.

De contingente waarderingmethode

De contingente waarderingmethode (*Contingent Valuation Method* of *CVM*) is in staat om de economische waarde te meten van goederen die niet verhandeld worden in traditionele markten. Aan de hand van enquêtes worden personen rechtstreeks gevraagd naar hun betalingsbereidheid voor een (verbetering in de kwaliteit van) een milieugoed in een hypothetische markt. Gezien de betalingsbereidheid afhangt (of *contingent* is)

⁶ Truncation betekent dat, wanneer de enquête ter plaatse wordt afgenomen, er geen observaties zijn van individuen die het bos niet bezocht hebben in de relevante periode. Alle geïnterviewde personen hebben het bos minstens één keer bezocht in de relevante periode. Endogenous stratification verwijst naar het feit dat, wanneer de enquête ter plaatse wordt afgenomen, meer frequente bezoekers een grotere kans hebben om geïnterviewd te worden dan minder frequente bezoekers.

VII.

van de specifieke hypothetische markt die wordt voorgesteld in de enquête, noemt men deze methode de contingente waarderingmethode.

Het grote voordeel van deze methode is dat ze als enige niet-gebruikswaarden kan meten.

Zoals reeds werd aangehaald, is de informatie met betrekking tot de waardering van het milieugoed steeds afkomstig van een enquête. Drie onderdelen komen terug in elke CVM-enquête:

- Een gedetailleerde beschrijving van het milieugoed dat men wil waarderen en de hypothetische omstandigheden (of markt) waarin het goed ter beschikking wordt gesteld van de respondent. Deze hypothetische markt wordt beschrijft het basisaanbod van het goed, de structuur waarin het goed beschikbaar wordt gesteld, mogelijke substituten voor het goed en de wijze waarop de respondent voor het goed moet betalen;
- Eén of meerdere vragen die de betalingsbereidheid van de respondent voor het goed zo nauwkeurig mogelijk achterhalen, zonder de betalingsbereidheid van de respondent te beïnvloeden;
- Enkele vragen in verband met de socio-economische en demografische karakteristieken van de respondent en enkele vragen in verband met de voorkeuren van de respondent met betrekking tot het goed in kwestie en het gebruik dat de respondent van het goed maakt. Deze informatie wordt gebruikt als een (gedeeltelijk) bewijs van geloofwaardigheid en redelijkheid van de antwoorden van de respondent met betrekking tot de betalingsbereidheid voor het goed.

Met de informatie die uit de enquête wordt verkregen wordt vervolgens een waarderingfunctie geschat die de karakteristieken van de respondenten in verband brengt met hun betalingsbereidheid. Zo krijgt men een schatting van het verwachte consumentensurplus of de totale betalingsbereidheid van de respondenten voor het milieugoed in kwestie. Door deze waardering te extrapoleren naar de totale relevante populatie en te verdisconteren naar de relevante periode, krijgt men de monetaire waardering van de relevante populatie voor het milieugoed. De vereisten om het consumentensurplus van de respondenten te extrapoleren zijn: een random of toevallige steekproeftrekking; een voldoende hoge responsgraad en een correcte aanpassing voor deze respondenten die geen antwoord geven op de betalingsbereidheidvraag (de *non-respondents*).

Bij het opstellen van een CVM-enquête moeten een aantal keuzes gemaakt worden wat betreft de wijze van ondervraging, de wijze waarop de vraag naar betalingsbereidheid wordt gesteld en de manier waarop voor het goed moet worden betaald. Deze drie aspecten worden besproken in de volgende secties.

Wijze van ondervraging

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Met betrekking tot de wijze van ondervraging, zijn er drie mogelijkheden: het *persoonlijk interview*, het *interview per telefoon* en het *interview per post*. Elk van deze interviewtechnieken heeft een aantal voor- en nadelen. De keuze voor één van deze interviewtechnieken is afhankelijk van drie specifieke karakteristieken van de contingente waarderingmethode. Ten eerste vraagt een CVM-enquête een duidelijke uitleg bij de vaak complexe scenario's i.v.m. de hypothetische markt waarin het goed ter beschikking wordt gesteld van de respondent. Hiervoor zijn het gebruik van visuele hulpmiddelen en een controle over de volgorde waarin de vragen worden beantwoord van groot belang. Ten tweede vereist de vraag naar betalingsbereidheid een grote inspanning van de respondent en ten derde is het noodzakelijk dat de enquête zodanig is opgesteld en wordt afgenomen dat er kan gecorrigeerd worden voor ontbrekende gegevens. Dit laatste is immers nodig wanneer men de gegevens over de betalingsbereidheid gaat extrapoleren naar de totale relevante populatie om een totale waardering van het natuurgebied in kwestie te verkrijgen. Wanneer we al deze aspecten in acht nemen, lijkt het persoonlijk interview de meeste geschikte interviewtechniek voor CVM-enquêtes. Bovendien is de non-responsgraad lager bij persoonlijke interviews.

Vraag naar betalingsbereidheid

Het doel van een CVM-enquête is een indicatie te krijgen van het consumentensurplus van de respondent met betrekking tot een specifiek milieugoed. Met andere woorden, wat is het maximum bedrag dat de respondent bereid is te betalen om over het goed te beschikken? Een eerste mogelijkheid is om de respondent rechtstreeks te vragen welke prijs hij maximaal wil betalen voor het goed in kwestie. De twee grote nadelen van deze methode zijn een hoge non-responsgraad en veel protestantwoorden (i.e. personen die een betalingsbereidheid van 0 BEF aangeven als protest op de manier van vraagstelling, hoewel hun eigenlijke betalingsbereidheid hoger is) enerzijds en een mogelijkheid voor strategisch gedrag (een lagere of hogere betalingsbereidheid opgeven dan wat men eigenlijk bereid is te betalen) anderzijds.

De nadelen die verbonden zijn aan de open vraag techniek, hebben vele onderzoekers aangespoord tot het ontwikkelen van nieuwe manieren van vraagstelling. De belangrijkste alternatieve *elicitation formats* zijn: biedspel, betalingskaart, enkelvoudige dichotome keuze en tweevoudige dichotome keuze. Wij beperken ons tot een bespreking van de tweevoudige dichotome keuzetechniek (double bounded dichotomous choice) die door ons gebruikt werd.

Deze methode werd voorgesteld door Carson et al. (1986) om de efficiëntie van de enkelvoudige dichotome keuze methode te verhogen. De respondent wordt een startbedrag voorgesteld en gevraagd of hij dit bedrag zou willen betalen in ruil voor het milieugoed. Wanneer de respondent "ja" antwoordt, wordt hem een hoger bedrag voorgesteld en wordt hem opnieuw gevraagd of hij dit bedrag zou willen betalen. Antwoordt de respondent "neen" op de eerste vraag, dan wordt hem gevraagd of hij

VII.

bereid is om een lager bedrag te betalen. Er zijn meerdere startbedragen en daarbij horende lagere en hogere bedragen die lukraak worden verdeeld over de respondenten. De combinatie van een startbedrag en bijhorend hoger en lager bedrag noemt men een *biedkaart*. Tabel 56 geeft een schematisch overzicht van deze manier van vraagstelling.

Tabel 56: De tweevoudige dichotome keuze

Vraag 1		Bent u bereid B BEF te betalen?		
Antwoord		Neen		Ja
Vraag 2	Bent u bereid B ^L BEF te betalen?	Bent u bereid B ^H BEF te betalen?		
Antwoord	Neen	Ja	Neen	Ja
Betalings- bereidheid	$0 - B^L$	$B^L - B$	$B - B^H$	$\exists B^H$

Het voordeel van deze tweevoudige dichotome keuze vragen is dat de statistische kwaliteit van de geschatte betalingsbereidheid sterk verbetert, i.e. de betrouwbaarheidsintervallen zijn veel kleiner.

Betalingswijzen

Tot slot bekijken we de verschillende betalingswijzen die in de CVM-enquête kunnen worden gebruikt. Mogelijkheden zijn een vermogensbelasting, inkomensbelasting, vrijwillige of verplichte bijdragen in een speciaal fonds, lidgeld voor een specifieke vereniging of, wanneer de CVM wordt gebruikt om gebruikswaarden of recreatieve waarden te bepalen, een toegangsprijs (per bezoek, of een jaarlijkse betaling voor een ongelimiteerd aantal bezoeken). Wat de belastingen, bijdragen en het lidgeld betreft heeft men de keuze tussen een jaarlijks terugkerende betaling of een éénmalige betaling.

Mogelijke vertekeningen

De volgende mogelijke vertekeningen van de CVM-techniek worden kort besproken: *strategische, ontwerp-, informatie, hypothetische en bruikbaarheidsvertekeningen*.

Strategische vertekeningen betreffen het doelbewust aangeven van een andere betalingsbereidheid dan de eigenlijke betalingsbereidheid. Het beste voorbeeld hiervan is het *vrijbuitersprobleem*. Respondenten geven een lager bedrag op dan ze eigenlijk bereid zijn te betalen omdat ze ervan uit gaan dat ze niet kunnen uitgesloten worden wanneer het publieke milieugoed wordt aangeboden.

Een tweede afwijking die men moet vermijden houdt verband met het *ontwerp van de enquête*. De manier waarop alle informatie wordt voorgesteld, de hoeveelheid informatie die men geeft en de volgorde van de verschillende vragen zijn van zeer groot belang. Ontwerpvertekeningen omvatten ook het effect van het startbedrag op het antwoordgedrag van de respondent bij de vraag naar betalingsbereidheid en de keuze van de betalingswijze (belasting, toegangsprijs, ...).

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Informatievertekeningen kunnen ook voor moeilijkheden zorgen. Het antwoord op de cruciale vraag naar de betalingsbereidheid voor het milieugoed zal immers in zeer grote mate afhankelijk zijn van de hoeveelheid en het soort informatie dat de interviewer geeft met betrekking tot de huidige toestand en de voorgestelde verandering in het milieugoed.

Men moet er ook rekening mee houden dat in CVM-enquêtes de respondenten niet gevraagd worden om het voorgestelde bedrag effectief te betalen. Het gaat slechts om *hypothetische betalingen*. Foutieve inschattingen van de betalingsbereidheid worden niet gestraft zoals dat gebeurt in reële markten.

Tot slot kan de eigenlijke betalingsbereidheid ook afwijken van de geschatte betalingsbereidheid voor het goed in kwestie omdat *niet alle respondenten vertrouwd zijn met het milieugoed* waarvoor ze gevraagd worden een bijdrage te leveren. De kans bestaat dan dat de respondenten antwoorden wat zij denken dat van hen verlangd wordt, of dat ze hun betalingsbereidheid geven voor het milieu of voor het goede doel in het algemeen.

3.4 ½ De recreatieve waarde van Heverleebos-Meerdaalwoud: een toepassing van de reiskostenmethode

Gevolgde onderzoeksprocedure

De recreatieve waarde van Heverleebos-Meerdaalwoud zal worden bepaald a.d.h.v. de reiskostenmethode.

De gegevens werden bekomen door enquêtering van de bezoekerspopulatie van het studiegebied tijdens hun bezoek aan het bos.

Vooraleer de enquête op grote schaal werd afgenomen, werd de vragenlijst bij wijze van proef afgenomen bij een klein aantal bezoekers. Deze *pretest* liet toe na te gaan of bepaalde vragen onduidelijk zijn voor de respondent en bijgevolg gewijzigd dienen te worden. Door effectief interviews in het bos af te nemen, werd getest hoe groot de bereidwilligheid is bij de verschillende recreantengroepen om mee te werken en of er aspecten zijn die de aandacht van de geïnterviewde afleiden.

Vervolgens ging de eigenlijke enquête van start met enerzijds tellingen en mini-interviews, anderzijds enquêtes.

Tellingen hadden niet tot doel een exact overzicht te geven van de bezoekersaantallen in een bepaald gebied, maar waren in eerste instantie bedoeld om een indruk te krijgen van de verdeling van de bezoekers over het gebied en voor het bepalen van het aantal recreanten dat per recreantengroep moest worden bevraagd. Verder lieten tellingen toe te controleren of respondenten uit de enquêtes een goede afspiegeling zijn van de

VII.

waargenomen bezoekers bij de telpunten. De *mini-interviews* konden door de respondent gemakkelijk zelf ingevuld worden. Het vragenblad bevatte een tiental hoofdvragen zoals de bezoekfrequentie, de bosactiviteit, de woonplaats, het transportmiddel waarmee de recreant naar het bos kwam, als ook socio-demografische informatie (b.v. geslacht en leeftijd) en een betalingsbereidheidvraag voor het bosbezoek. Ruim 600 bezoekers vulden een mini-interview in.

Interviews werden afgenomen door een professionele interviewer en duurden ongeveer 20 minuten. Deze persoonlijke interviews hadden het voordeel dat complexe vragen een betere kans van slagen hebben. Er was controle op de volgorde waarin de vragen worden beantwoord wat ten goede komt aan de betrouwbaarheid van het onderzoek. Ruim 500 bezoekers namen deel aan de uitgebreide enquête.

De interviews bestonden uit vier delen. In het eerste deel werden 18 vragen gesteld over het huidige bosbezoek. Het ging om vragen over de bezoekfrequentie, de reden van het bosbezoek, de gependeerde tijd in het bos alsook vragen naar bepaalde voorkeuren qua bostype, infrastructuurvoorzieningen enzomeer. Daarna werden de respondent enkele (vier) algemene vragen gesteld over het bosbezoekgedrag. In een derde deel werden een viertal vragen gesteld naar de attitude van de respondent ten opzichte van maatschappelijke en milieuproblemen. Tot slot werden een negental persoonsgegevens gevraagd. Hierbij ging het bijvoorbeeld om leeftijd, grootte van het huishouden, opleidingsniveau en huidige beroepssituatie. Dit laat ons onder meer toe om na te gaan in hoeverre het profiel van de bosbezoeker overeenkomt met dit van de gemiddelde Vlaming. Er werden geen vragen gesteld naar het inkomen van de respondenten gezien deze vraag in de pretests slechts door 10 % van de ondervraagden werd beantwoord.

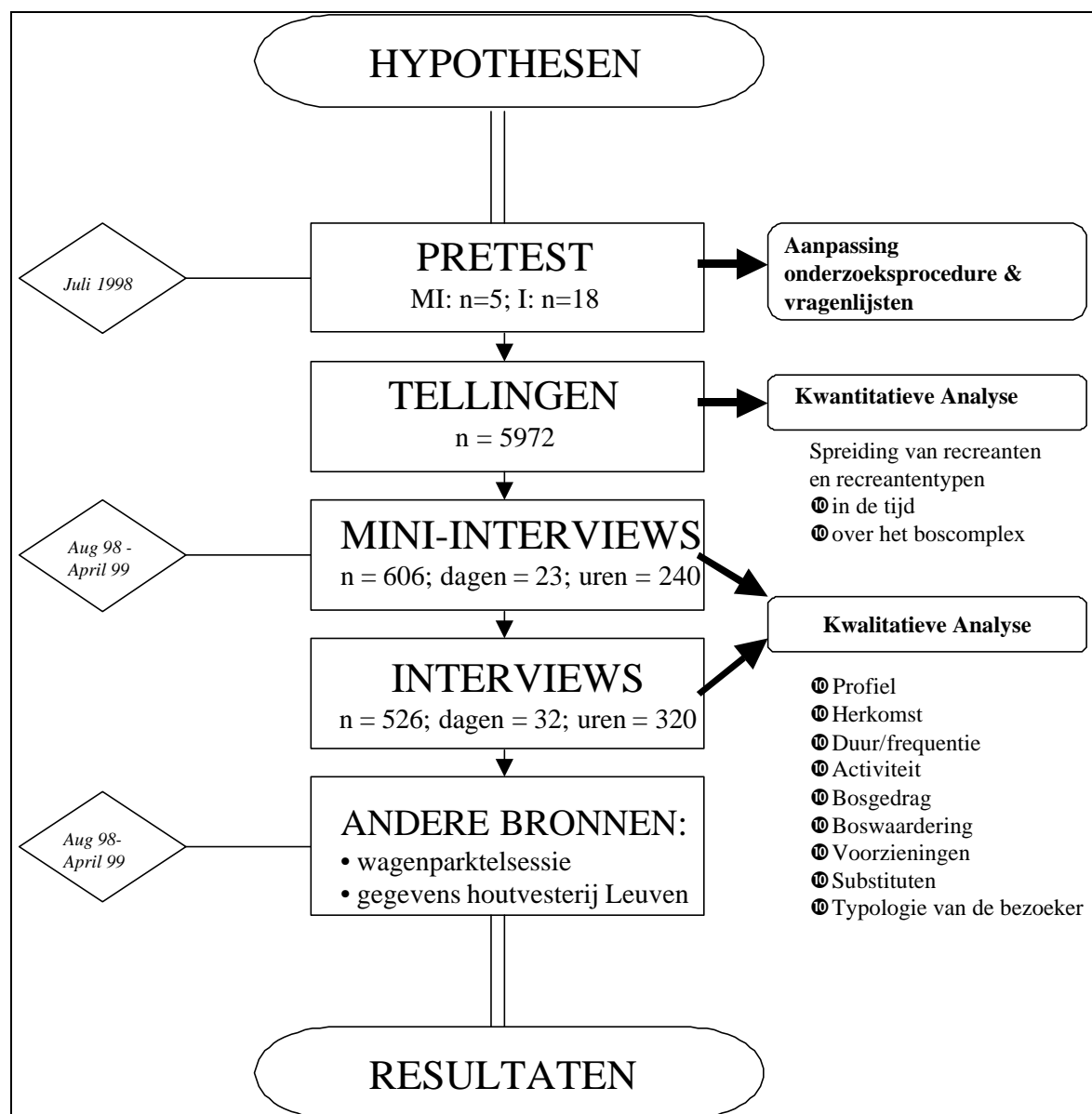
Aan de hand van de gegevens die deze interviews opleverden werd een uitgebreide statistische analyse gemaakt van het profiel van de bezoekers van Heverleebos en Meerdaalwoud. Deze gegevens werden ook gebruikt bij het opstellen van het reiskostenmodel om de waarde van een bezoek aan het bos te bepalen.

Figuur 29 geeft een schematisch overzicht van de gevolgde onderzoeksprocedure.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Figuur 29: De gevolgde onderzoeksprocedure voor de recreatiefunctie



De vraagfunctie naar bosbezoeken

De vraagfunctie naar bosbezoeken voor Heverleebos-Meerdaalwoud geeft het verband weer tussen het aantal bezoeken enerzijds en de kosten van een bezoek, de karakteristieken van de bezoeker en van het bos en de prijs van bezoeken aan andere bossen anderzijds. Om een vraagfunctie op te stellen zijn vier soorten gegevens nodig. Ten eerste zijn er gegevens nodig over de bezoekers van het bos. Ten tweede zijn er gedetailleerde gegevens nodig over de verplaatsingskosten – zowel monetaire als

VII.

tijdskosten. Ten derde moet een indicatie voor de prijs van een substituuat, i.e. een alternatief bos met gelijkaardige recreatiemogelijkheden, berekend worden. Tot slot zijn er gegevens nodig over het studiegebied zelf. In de volgende delen bespreken we elke gegevenssoort in meer detail.

Gegevens over de bezoekers van Heverleebos-Meerdaalwoud

Informatie over bezoekers is afkomstig van een enquête die werd afgenomen in Heverleebos-Meerdaalwoud tussen augustus 1998 en april 1999⁷. (cfr. Figuur 2)

Gegevens over verplaatsingskosten

Enerzijds zijn gegevens nodig over de monetaire kosten verbonden aan de verplaatsing (afhankelijk van afstand en kost per kilometer), anderzijds zijn gegevens nodig over de tijdskosten van de verplaatsing, waarvoor zowel verplaatsingsduur en de waarde van een tijdsbesparing moeten gekend zijn.

Voor alle respondenten werden de verplaatsingsafstand en de duur van de verplaatsing gemeten met GIS-software. Het merendeel van de respondenten (57 %) gebruikte de auto voor de verplaatsing van en naar het bos, 23 % kwam met de fiets en 17 % van de respondenten kwam te voet. Slechts 2 % van de respondenten gebruikte de bus (1 % openbaar vervoer, 1 % privé-autocar).

Auto. De monetaire reiskosten voor autogebruikers worden bepaald als het product van de verplaatsingsafstand⁸ en een marginale kostprijs per kilometer. In de TCM-literatuur is er geen eensgezindheid over wat de juiste marginale kostprijs per kilometer is die moet worden gebruikt. Het is niet duidelijk of mensen rekening houden met enkel brandstofkosten of met de volledige marginale kost per voertuigkilometer (i.e. brandstofkosten + kosten voor onderhoud, banden, batterij, aankoop en verzekering). Voor alle respondenten werden zowel de brandstofkosten als de volledige monetaire kosten berekend.

Bus-openbaar vervoer. De monetaire reiskosten voor personen die met het openbaar vervoer naar het bos komen worden berekend als het product van de afstand en een kostprijs per passagierkilometer. Deze kostprijs bedroeg in 1998 5,38 BEF per kilometer.

Bus-autocar. Om de monetaire reiskosten voor personen die de verplaatsing naar het bos met een privé-autocar maken te berekenen, wordt gebruik gemaakt van de kostprijs

⁷ Opzet en uitvoering van de enquête werden uitvoerig besproken in deel 4.1. Gevolgde onderzoeksprocedure. We herhalen hier de belangrijkste aspecten en vragen uit de enquête voor de toepassing van de verplaatsingskostenmethode.

⁸ Het gaat hier telkens om de verplaatsing van en naar het bos. Ook voor de verplaatsingsduur nemen we steeds de volledige trip, i.e. heen en terug.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

die de respondent zelf opgeeft. In dit geval zijn de objectief berekende kosten dus gelijk aan de kosten die de respondent zelf opgeeft. De respondent heeft immers als enige de correcte informatie over de prijs die hij voor de busrit moet betalen.

Fiets – te voet. Voor personen die de verplaatsing naar het bos met de fiets of te voet maken, veronderstellen we dat er geen monetaire kosten verbonden zijn aan de trip. We gaan ervan uit dat de respondent zijn fiets niet enkel gekocht heeft om zich van en naar het bos te verplaatsen. Een extra rit brengt geen extra kosten met zich mee. Voor voetgangers is er geen enkel materieel transportmiddel nodig om de verplaatsing te maken.

Tijdskosten worden voor alle bezoekers berekend als het product van de verplaatsingsduur en de waarde van een tijdseenheid. Cijfergegevens over de waarde van de tijd zijn afkomstig van een studie van de Hague Consulting Group voor Nederland. Wij nemen als relevante tijdschaarde 178.8 BEF per uur (zie Tabel 58).

Tabel 58: De waarde van een tijdsbesparing (één uur) voor verschillende transportmiddelen en –doelen (in BEF, 1998)

	Pendelen	Zaken	Andere
Wagen	269.13	930.72	185.29
Trein	270.8	572.57	166.19
Bus en tram	251.32	439.4	159.7
<i>Gemiddelde</i>	<i>267.64</i>	<i>897.15</i>	178.8

Bron: Gunn et al. (1997)

De totale verplaatsingskosten voor de verschillende transporttypes bestaan uit de som van monetaire en tijdskosten.

De prijs van het substituu

In de vragenlijst (deel 2) werd aan de respondenten gevraagd welke andere recreatiegebieden ze gedurende de afgelopen 12 maanden bezocht hadden. *Bossen in de Ardennen* bleken het meest bezochte substituu zijn. Gezien de uitgestrektheid van dit gebied is het echter moeilijk om de verplaatsingsafstand te berekenen tussen de woonplaats van de respondenten en dit gebied. Daarom werd gekozen voor Zoniënwoud, dat op de tweede plaats kwam. Een bijkomend voordeel is dat de kenmerken van Zoniënwoud meer gelijken op deze van ons studiegebied dan de kenmerken van *Bossen in de Ardennen*.

Gegevens over het studiegebied

VII.

De laatste reeks van gegevens die nodig zijn om een reiskostenmodel op te stellen zijn gegevens over het studiegebied. Het gaat hier om natuurlijke (vb. reliëf) en beheerskenmerken (vb. uitgestippelde paden, horeca, enz.) van het bos. Hoe beter de natuurlijke kwaliteit, hoe vaker men het gebied zal bezoeken. Voor Heverleebos-Meerdaalwoud werden verschillende terreinkenmerken verzameld voor de negen verschillende locaties die werden onderscheiden.

Specificatie van de te schatten vraagfunctie

Nu alle gegevens die nodig zijn om een vraagfunctie op te stellen besproken zijn, kunnen we de vraagfunctie voor Heverleebos-Meerdaalwoud correct specificeren.

$$V_i = f(TC_i, Q, A_i, \mathbf{b}, \mathbf{e}_i) \quad (2)$$

met: V_i = het aantal bezoeken aan een bepaalde locatie in het bos van individu i in de afgelopen twaalf maanden

TC_i = de reiskosten (heen en terug, inclusief tijdskosten) per bezoek aan een bepaalde locatie in het bos voor individu i (in BEF)

Q = een maatstaf voor de kwaliteit/aantrekkelijkheid van een bepaalde locatie in Heverleebos-Meerdaalwoud, vb. 'HBMW' (1 = Heverleebos, 2 = Meerdaalwoud)

A_i = de leeftijd van individu i op het moment van ondervraging (in jaren)

\mathbf{b} = de te schatten parameters

\mathbf{e}_i = de storingsterm

Schatting van de vraagfunctie naar bosbezoeken

De oorspronkelijk steekproef bestond uit 1132 observaties (afkomstig van mini-interviews en interviews). Na het verwijderen van onvolledige en foutieve observaties en outliers, werden 909 observaties opgenomen in de uiteindelijke steekproef, waarvan 48 % wandelaars, 17 % joggers, 24 % fietsers, 3.6 % ruiters en 7 % 'andere' gebruikers.

Schattingsresultaten

⁹ Voor de observaties afkomstig van de mini-interviews zijn slechts een beperkt aantal socio-demografische gegevens beschikbaar (leeftijd, geslacht). Hoewel er meer gegevens beschikbaar zijn voor de personen die de uitgebreide interviews beantwoordden (opleiding, beroep, gezinssamenstelling, duur van de werkweek, ...) worden enkel leeftijd en geslacht opgenomen als socio-demografische gegevens.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

De variabelen die werden opgenomen in de regressie werden gekozen op basis van de beschikbaarheid van gegevens, hun gebruik in de bestaande recreatie-literatuur en de resultaten van de geschatte vraagfuncties. De volgende vraagfunctie(s) werden geschat (3)¹⁰:

$$\begin{aligned} LNVISITS_i = & a + b_1 TRAVCOST_i / TOTCOST_i + b_2 HBMW_i + b_3 SUBDIST_i \\ & + b_4 AGE_i + b_5 DACT1_i + b_6 DACT2_i + b_7 DACT3_i + b_8 DACT4_i + e_i \end{aligned} \quad (3)$$

De belangrijkste variabele is de reiskost. We maken een onderscheid tussen twee kostenbegrippen: het eerste kostenbegrip (TRAVCOST) is de som van brandstofkosten en tijdskosten, het tweede kostenbegrip (TOTCOST) is de som van de volledige monetaire kosten en tijdskosten.

We maken ook een onderscheid tussen de verschillende activiteitengroepen. Aan de hand van de significantie van de activiteitendummies (DACT1 t.e.m. DACT4) kan worden nagegaan of er significante verschillen zijn tussen de recreantengroepen. Is de coëfficiënt voor een bepaalde dummy significant, dan zijn bijgevolg de vraagfuncties en ook de vraagcurven die hiervan worden afgeleid verschillend. De curven hebben een verschillend intercept maar de helling van de curven is hetzelfde voor de twee gevallen. Wanneer een respondent tot geen enkele van de vier recreantengroepen behoort, dan hebben alle dummy's de waarde '0'. Deze vraagfunctie voor *andere gebruikers* is ons vertrekpunt, waarmee de vraagfuncties voor de vier recreantengroepen kunnen worden vergeleken.

De resultaten voor deze vraagfuncties worden weergegeven in Tabel 60.

¹⁰ De semi-logaritmische functionele vorm krijgt de voorkeur in de bestaande TCM-literatuur. Dit resultaat werd bevestigd in een vergelijking van de resultaten van de semi-log specificatie met andere functionele vormen (lineair, kwadratisch en dubbel-logaritmisch).

VII.

Tabel 60: Geschatte parameters (standaardfouten) voor OLS-schatting van de semi-logaritmische vraagfunctie voor bosbezoeken met interceptdummy's voor activiteiten ($n = 909$)¹¹

VARIABELE	TRAVCOST	TOTCOST
CONSTANTE	3,2266** [‡] (0,3238)	3,2191** [‡] (0,3168)
COST	-0,0011** [‡] (0,0003)	-0,0012** [‡] (0,0002)
HBMW	-0,5718** [‡] (0,1177)	-0,4826** [‡] (0,1163)
SUBDIST	-0,0020** [‡] (0,0009)	-0,0016* (0,0009)
AGE	0,0239** [‡] (0,0039)	0,0249** [‡] (0,0038)
DACT1	-0,4407* (0,2312)	-0,3978* (0,2268)
DACT2	1,3706** [‡] (0,2572)	1,39621 [‡] (0,2522)
DACT3	0,2900 (0,2462)	0,1988 (0,2419)
DACT4	1,9905** [‡] (0,3863)	2,1301** [‡] (0,3796)
R ² -adj	0,19181	0,22273
Log-likelihood	-1781,2396	-1763,5118

* significantieniveau 90 %

** significantieniveau 95 %

*** significantieniveau 99 %

De algemene kwaliteit van de geschatte vraagfuncties kan worden beoordeeld door de twee *Gooness-of-Fit* maatstaven, de gecorrigeerde R² (R²-adj) en de log-likelihoodwaarde. De vraagfunctie met als kostvariabele TOTCOST presteert het best. Dit wordt afgeleid uit de hogere R²-adj en de lagere log-likelihoodwaarde. De vraagfuncties zoals hier gespecificeerd verklaren 19 tot 22 % van de variatie in het

¹¹ Definities van de gebruikte variabelen

VISITS: aantal bezoeken aan een bepaalde locatie in Heverleebos-Meerdaalwoud in de afgelopen 12 maanden; **TRAVCOST:** totale verplaatsingskosten (a): brandstofkosten + tijdskosten (in BEF, heen en terug); **TOTCOST:** totale verplaatsingskosten (b): volledige monetaire kosten + tijdskosten (in BEF, heen en terug); **HBMW:** locatie in het bos (1 = Heverleebos, 2 = Meerdaalwoud); **SUBDIST:** afstand woonplaats respondent – Zoniënwood (in km, heen en terug); **AGE:** leeftijd respondent; **GENDER:** geslacht respondent (1 = vrouw, 0 = man); **DACT1:** dummy wandelaars (1 = wandelaar, 0 = anders); **DACT2:** dummy joggers (1 = jogger, 0 = anders); **DACT3:** dummy fietsers (1 = fietser, 0 = anders); **DACT4:** dummy ruiters (1 = ruiter, 0 = anders)

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

aantal bosbezoeken. Ongeveer 80 % van de variatie in de bezoekfrequentie blijft dus onverklaard. Dit zijn aanvaardbare cijfers voor doorsnede-analyses.

Vervolgens bekijken we de geschatte coëfficiënten. De kostvariabele heeft in elk van de vraagfuncties een significante invloed op het aantal bosbezoeken en heeft het verwachte negatieve teken: wanneer de reiskosten toenemen, vermindert het (natuurlijk logaritme van het) aantal bezoeken op jaarbasis.

Het negatieve teken van HBMW geeft aan dat de respondenten meer bezoeken brengen aan Heverleebos dan aan Meerdaalwoud. Ook deze variabele heeft een significante invloed op het aantal bosbezoeken op jaarbasis.

De afstand tot Zoniënwoud heeft een significant negatieve invloed op het aantal bezoeken aan Heverleebos-Meerdaalwoud. Het negatieve teken van de geschatte coëfficiënt voor SUBDIST geeft aan dat een grotere afstand tussen de woonplaats van de respondent het aantal bezoeken aan ons studiegebied doet dalen. De ruimtelijke verdeling van de respondenten is zodanig dat, wanneer de afstand (en bijgevolg ook verplaatsingskosten en -tijden) tot Heverleebos-Meerdaalwoud toeneemt, ook de afstand tot Zoniënwoud toeneemt. Door in de vraagfunctie voor bezoeken aan Heverleebos-Meerdaalwoud rekening te houden met een substituuut, wordt de vraagcurve voor het studiegebied minder elastisch, i.e. minder gevoelig voor schommelingen in de eigen prijs – de kost van een verplaatsing naar het studiegebied.

Leeftijd (AGE) blijkt een positief significant effect te hebben op het aantal bosbezoeken.

Tot slot gaan we na of er significante verschillen zijn in het aantal bezoeken tussen de verschillende recreantengroepen – wandelaars (DACT1=1), joggers (DACT2=1), fietsers (DACT3=1), ruiters (DACT4=1) en andere gebruikers (referentiegroep). Wandelaars brengen significant minder bezoeken aan het studiegebied dan de *andere gebruikers*¹². Alle andere recreantengroepen brengen meer jaarlijkse bezoeken aan het bos dan de andere gebruikers, hoewel dit verschil niet significant is voor fietsers. Het verschil is het grootst voor ruiters en andere gebruikers.

Tot slot bekijken we ook voor deze geschatte vraagfuncties de elasticiteit van de vraag voor bosbezoeken m.b.t. de verplaatsingskosten (Tabel 61)

¹² De voorspelling voor het natuurlijke logaritme van het aantal bezoeken van de referentiegroep 'andere gebruikers' wordt gegeven door de geschatte constante term (wanneer alle andere variabelen constant blijven).

VII.

Tabel 61: Elasticiteit van de vraag voor bosbezoeken m.b.t. tot de verplaatsingskosten

TRAVCOST	TOTCOST
-0,2085	-0,3889

Een toename van 1 % in de verplaatsingskosten brengt een daling in het aantal bezoeken met zich mee van ten minste 0,21 % (TRAVCOST) en ten hoogste 0,39 % (TOTCOST).

De vraagcurve voor bosbezoeken

De geschatte vraagfuncties kunnen nu gebruikt worden om een individuele vraagcurve voor bosbezoeken af te leiden. Gezien we de semi-logaritmische vorm gebruikt hebben voor onze vraagfuncties, zullen de vraagcurven ook semi-logaritmisch gespecificeerd zijn.

De vraagcurve geeft de wijziging in het (natuurlijke logaritme van het) aantal bosbezoeken weer bij een wijziging in de kost die met een bezoek verbonden is, wanneer alle andere variabelen onveranderd blijven. Door elke regressiecoëfficiënt (behalve de kostvariabele) te vermenigvuldigen met het gemiddelde van de variabele en de som te maken van deze producten en de constante term, krijgen we het intercept van de vraagcurve, i.e. het (natuurlijke logaritme van het) aantal bezoeken aan het bos wanneer de kost 0 is. Met behulp van de variabelen die de verschillende recreantengroepen onderscheiden, kunnen vraagcurven worden afgeleid voor deze recreantengroepen. Het vertrekpunt is de vraagcurve voor *andere gebruikers*.

Voor wandelaars, joggers en ruiters is het intercept van de vraagcurve verschillend van dat van de andere gebruikers. Voor fietsers is dit niet het geval gezien de geschatte coëfficiënt van DACT3 niet significant verschillend is van 0.

Dit geeft de volgende vraagcurven:

Wandelaars:
$$\text{Invisits} = (-0,6790 - 0,0844 + 1,0505 + 2,8213) - 0,0012 \text{totcost}$$
$$= 3.1084 - 0.0012 \text{totcost}$$

Joggers:
$$\text{Invisits} = (-0,6790 - 0,0844 + 1,0505 + 4,6153) - 0,0012 \text{totcost}$$
$$= 4.9024 - 0.0012 \text{totcost}$$

Fietsers:
$$\text{Invisits} = (-0,6790 - 0,0844 + 1,0505 + 3,2191) - 0,0012 \text{totcost}$$
$$= 3.5062 - 0.0012 \text{totcost}$$

Ruiters:
$$\text{Invisits} = (-0,6790 - 0,0844 + 1,0505 + 5.3492) - 0,0012 \text{totcost}$$
$$= 5.6363 - 0.0012 \text{totcost}$$

Andere gebruikers:
$$\text{Invisits} = (-0,6790 - 0,0844 + 1,0505 + 3,2191) - 0,0012 \text{totcost}$$
$$= 3.5062 - 0.0012 \text{totcost}$$

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Het consumentensurplus

Het consumentensurplus geeft voor elke individuele bezoeker weer wat hij voor zijn bezoek zou willen betalen boven op de prijs die hij reeds voor het bezoek betaalt. Wanneer de vraagcurve op de conventionele manier is afgeleid, kan het consumentensurplus grafisch worden berekend als de oppervlakte onder de vraagcurve, boven de prijslijn. Maar de semi-logaritmische functionele vorm van onze vraagfunctie laat toe om het consumentensurplus op een zeer eenvoudige manier te berekenen, nl. als de inverse van de coëfficiënt horende bij de kostvariabele. De cijfers worden samengevat in Tabel 62.

Tabel 62: Puntschattingen en 95 % betrouwbaarheidsintervallen voor het consumentensurplus per bezoeker per bezoek (BEF)

TRAVCOST	TOTCOST
909	833
(592-1 953)	(628-1 238)

Het consumentensurplus per bezoek per bezoeker is lager wanneer TOTCOST wordt opgenomen in de vraagfunctie dan wanneer TRAVCOST het gebruikte kostenbegrip is, hoewel het verschil niet significant is (de 95 % betrouwbaarheidsintervallen overlappen).

Aggregatie van de resultaten

Om de totale waarde van het studiegebied voor de recreanten te bepalen, moeten verschillende stappen doorlopen worden. Ten eerste moet een schatting gemaakt worden van het totaal aantal bezoeken dat alle bezoekers samen aan het bos brengen op jaarbasis. Vervolgens kan de jaarlijkse recreatieve waarde van Heverleebos-Meerdaalwoud bepaald worden door deze totale jaarlijkse bezoekomvang te vermenigvuldigen met de waarde van één bezoek voor één bezoeker (het *consumentensurplus*). Dit bedrag wordt tenslotte geactualiseerd zodat we de totale toekomstige stroom van recreatiebaten kunnen berekenen voor Heverleebos-Meerdaalwoud.

Totale bezoekomvang op jaarbasis

De totale bezoekomvang (het totaal aantal bezoeken van alle bezoekers) kan worden bepaald aan de hand van gegevens van de tellingen die op negen locaties in Heverleebos en Meerdaalwoud werden gehouden (zie Tabel 63)..

VII.

Tabel 63: De totale bezoekomvang op jaarbasis¹³

Methode	10 uur dag	12 uur dag
1	798 985	822 345
2	628 764	754 298

Deze gegevens werden bekomen door een lukrake steekproef op het terrein die zowel de georganiseerde als niet-georganiseerde activiteiten omvatten. Aangezien echter slechts op 23 verschillende dagen is geteld zouden eventueel een aantal grote activiteiten onvoldoende tot uiting kunnen komen in de telresultaten. De houtvesterij van Leuven is echter onvoldoende op de hoogte van het aantal deelnemers per activiteit, zodat we dit niet konden in rekening brengen.

Totale jaarlijkse recreatiebaten

De totale jaarlijkse recreatiebaten worden berekend als het product van de jaarlijkse bezoekomvang en de waarde van een bezoek door één bezoeker, het consumentensurplus.

Tabel 64: Totale jaarlijkse recreatiebaten (in BEF)

	TRAVCOST (909 BEF)	TOTCOST (833 BEF)
Methode 1 – 10 uur dag	571 546 476	523 760 412
Methode 1 – 12 uur dag	685 056 882	628 330 234
Methode 2 – 10 uur dag	726 277 365	665 554 505
Methode 2 – 12 uur dag	747 511 605	685 013 385

De recreatiebaten van Heverleebos-Meerdaalwoud op jaarbasis variëren van bijna 525 miljoen BEF tot bijna 750 miljoen BEF. De resultaten zijn afhankelijk van de manier waarop de bezoekomvang wordt bepaald en van het gebruikte consumentensurplus.

Netto actuele waarde van de recreatiebaten van Heverleebos-Meerdaalwoud

Totnogtoe werden de recreatiebaten van het studiegebied voor één jaar berekend. Het bos zal echter tot ver in de toekomst recreatiemogelijkheden bieden aan de Vlaamse bevolking. Om de totale recreatiebaten van het bos te kennen, moeten we de netto actuele waarde van de stroom van baten berekenen. Dit gebeurt aan de hand van de volgende formule (4):

$$\text{Nettoactuelewaarde} = \frac{X_t}{(1+r)^t} \quad (4)$$

met: X_t = baat in jaar t

¹³ **Methode 1**: gemiddeld aantal bezoekers per dag (10 of 12 uur) per locatie * 365 dagen; **Methode 2**: \sum gemiddeld aantal bezoekers per dag (10 of 12 uur) op een weekdag/zaterdag/zondag * aantal weekdays/zaterdag/zondagen per jaar.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

r = jaarlijkse discontovoet (drukt de maatschappelijke
tijdsvoorkeur uit)

Deze formule berekent de huidige waarde van de baten in een bepaald jaar in de toekomst. Gezien het bos in principe nog oneindig lang zal blijven bestaan, moet men in principe een perpetuele stroom van baten tellen (5):

$$\text{Nettoactuelewaarde} = \frac{X}{r} \quad (5)$$

Nemen we een discontovoet van 5 %, dan variëren de totale geactualiseerde recreatiebaten van 10 miljard BEF tot bijna 15 miljard BEF, afhankelijk van de geschatte bezoekomvang en het gebruikte consumentensurplus per bezoek per bezoeker.

Het gaat hier om de totale stroom van toekomstige baten van het bos voor de recreanten. Het betreft *bruto* baten gezien er geen rekening wordt gehouden met de kosten van het onderhoud van het bos enz. Het zijn de baten die men opgeeft bij een alternatieve aanwending van het bos.

3.5 ½ De niet-gebruikswaarde van heverleebos-meerdaalwoud: een toepassing van de contingente waarderingmethode

Gevolgde onderzoeksprocedure

Om de niet-gebruikswaarde van Heverleebos-Meerdaalwoud te bepalen, werd een contingente waarderingstudie opgezet. In een CVM-studie worden hypothetische markten beschreven waarin de respondenten/consumenten de kans krijgen de goederen – in ons geval natuur-/milieugoederen – te kopen of te verkopen. In tegenstelling tot de studie over de recreatieve waarde van het studiegebied, worden zowel bezoekers als niet-bezoekers geïnterviewd. Beide groepen hechten belang aan het bestaan van het boscomplex en kunnen een positieve waardering voor het bos hebben, net zoals wij ook belang hechten aan het voortbestaan van het Amazonewoud of aan het opruimen van de stranden na de ramp met de olietanker Erica voor de Bretoense kust (1999).

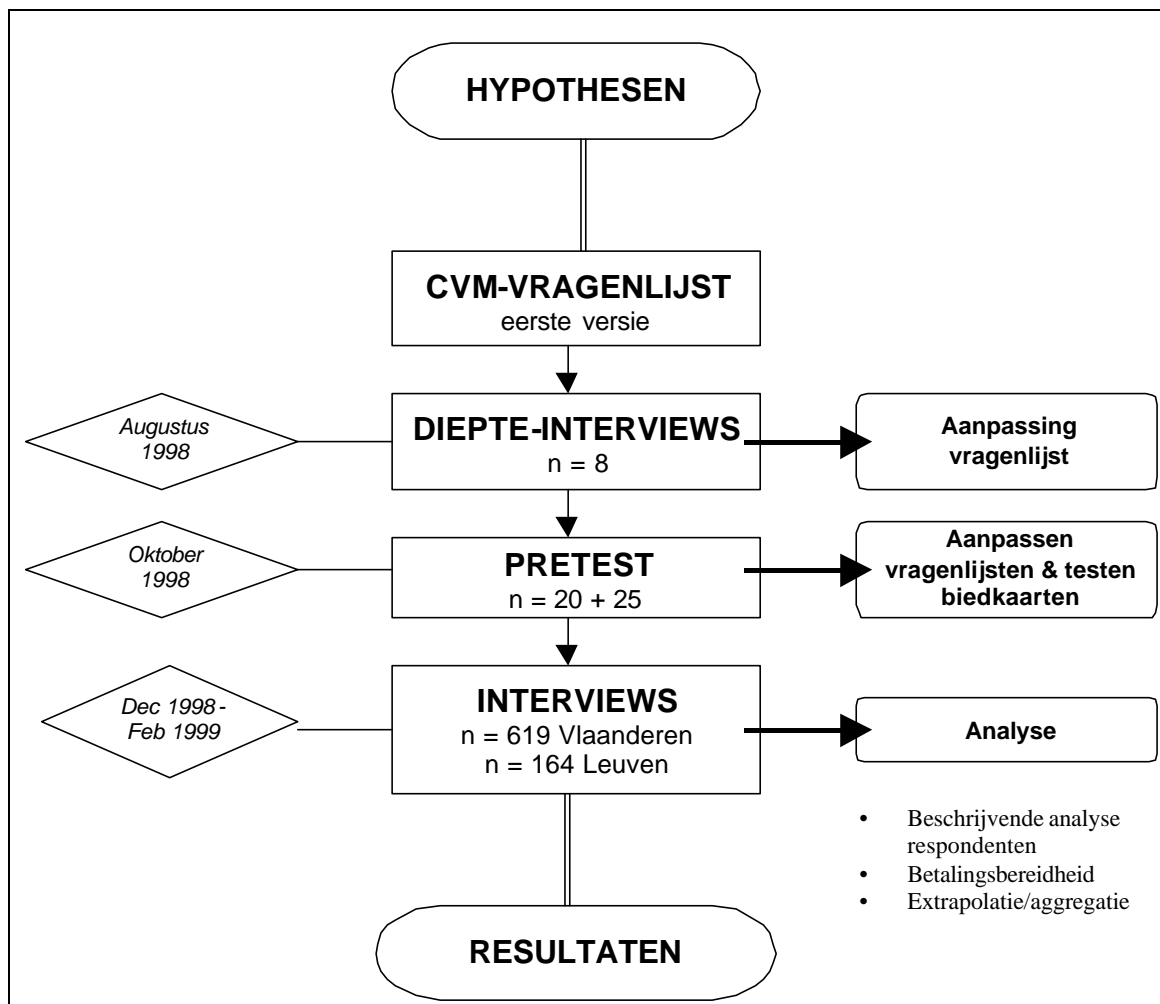
Een eerste versie van de enquête werd opgesteld met behulp van de expertise van enkele buitenlandse experts. Vooraleer de uiteindelijke enquête dan van start ging werden de vragenlijst, de biedkaarten en de hypothetische scenario's uitvoerig getest in diepte-interviews en pretests.

De gegevens van de interviews werden gebruikt voor de analyse van het profiel van een gemiddeld Vlaams huisgezin en voor de univariate en multivariate analyse van de betalingsbereidheid voor de aanleg van een ecoduct boven de Naamsesteenweg.

Onderstaande figuur (Figuur 30) geeft een samenvatting van de gevolgde procedure in de opbouw van de CVM-studie van Heverleebos-Meerdaalwoud.

VII.

Figuur 30: De gevolgde onderzoeksprocedure voor de niet-gebruiksfunctie



De vragenlijst

De vragenlijst bevatte vier delen en enkele vragen die door de interviewer zelf beantwoord dienden te worden.

In een korte inleiding werd niets vermeld over het soort vragen of het onderwerp dat in de vragenlijst behandeld wordt.

In het eerste deel van de enquête werden vragen gesteld over de houding van de respondent ten aanzien van enkele algemene thema's en de milieuproblematiek in het bijzonder. Er werd ook gevraagd of men lid is van een natuurvereniging en of men al dan niet bijdragen stort voor een milieu-organisatie of een milieuproject. De vragen spitsten zich vervolgens toe op bossen. Er werd gepolst waarom de respondent bossen belangrijk vindt, of men bossen of recreatiegebieden bezoekt, welke dat zijn en hoeveel

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

uitstapjes men gedurende de afgelopen twaalf maanden heeft gemaakt. Vervolgens werden enkele vragen gesteld over Heverleebos-Meerdaalwoud: of men er al van gehoord heeft, of men het al bezocht heeft, hoe vaak men het bos bezocht in de afgelopen twaalf maanden en waarom en tot slot hoe groot de kans is dat men het bos in de toekomst zal bezoeken.

Vervolgens werd in deel 2 een voorstelling gegeven van het bos. Hierbij werd veelvuldig gebruik gemaakt van foto's en kaarten. Er werd in enkele punten iets verteld over de ligging en de geschiedenis van het bos, fauna en flora, recreatiemogelijkheden en het beheer.

In deel 3 werd één van de drie scenario's gedetailleerd beschreven met behulp van foto's en kaarten (zie Tabel 6). Eerst werd de huidige situatie voorgesteld en daarna werd zeer duidelijk aangegeven welke veranderingen de uitvoering van het project met zich meebrengt. Vervolgens werd gevraagd naar de betalingsbereidheid van de respondenten. Er werd aangegeven dat elk gezin in Vlaanderen gevraagd zou worden een éénmalige bijzondere belasting te betalen waarvan de opbrengst alleen kan aangewend worden om het project uit te voeren. Als de meerderheid van de Vlaamse gezinnen (50 %) NIET bereid is om de belasting te betalen dan wordt het project niet uitgevoerd. Er werd gekozen voor de tweevoudige dichotome keuzemethode. Afhankelijk van de gebruikte biedkaart (zie Tabel 66) werden dan twee bedragen aan de respondenten voorgesteld (startbedrag en hoger of lager bedrag). Er werd ook gevraagd wat het absolute maximale bedrag is dat men zou willen betalen (een open vraag) en aan de respondenten die noch het startbedrag noch het lager bedrag willen betalen, werd gevraagd waarom men niet bereid is de belasting te betalen.

Deel 4 tenslotte bevatte enkele persoonlijke vragen. Er werden vragen gesteld naar leeftijd, gezinssamenstelling, burgerlijke stand, beroep, opleiding en inkomen.

VII.

Tabel 65: De 3 hypothetische scenario's van de CVM-studie voor Heverleebos-Meerdaalwoud

Huidige situatie	Voorgesteld scenario	Omschrijving
Militair Domein	Recreatiegebied	Het domein wordt toegankelijk voor het publiek, militair materiaal wordt verwijderd, er worden recreatiepaden aangelegd en ander infrastructuur voorzien
	Bosreservaat	Het domein blijft afgesloten voor het publiek maar alle militair materiaal wordt verwijderd en het bos wordt beheerd als reservaat
Naamsesteenweg snijdt Meerdaalwoud doormidden	Ecoduct voor dieren	Er wordt een tunnel aangelegd onder de Naamsesteenweg waar de auto's door moeten, erboven wordt de natuurlijke vegetatie hersteld zodat (enkel) dieren veilig van de ene naar de andere kant van het bos kunnen

Tabel 66: De biedkaarten

Biedkaart	Lager bedrag	Startbedrag	Hoger bedrag
1	250	1 000	2 000
2	1 000	3 000	5 000
3	3 000	9 000	20 000

De verschillende versies van de enquête

Niet alle ondervraagde personen kregen dezelfde vragenlijst. Elke respondent werd gevraagd naar zijn betalingsbereidheid voor één van de drie scenario's aan de hand van één van de drie biedkaarten. Bovendien werden twee groepen van respondenten (i.e. twee steekproeven) onderscheiden. Gezien het bos beheerd wordt door de afdeling Bos en Groen van het Vlaamse Gewest en gezien het feit dat de relevante bevolkingsgroep bestaat uit zowel bezoekers als niet-bezoekers van het bos, werd als relevante bevolkingsgroep gekozen voor Vlaanderen. Om echter een vergelijking te kunnen maken tussen de betalingsbereidheid van bezoekers en niet-bezoekers en om na te gaan of afstand tot het bos de betalingsbereidheid beïnvloedt, werd een aparte steekproef genomen uit de bevolkingsgroep die woont binnen een straal van 15 km rond een centraal punt in Heverleebos-Meerdaalwoud omdat uit de recreatie-enquête is gebleken dat het overgrote deel van de bezoekers op een afstand van minder dan 15 km van het bos woont. Binnen dit gebied werden enkel Vlaamse (dus geen Waalse) huisgezinnen ondervraagd. Deze tweede steekproef noemen we LEUVEN.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

In totaal zijn er 15 verschillende versies van de enquête (Tabel 67). Er werden 783 interviews afgenomen. De tabel geeft het aantal gevraagde (tussen haakjes) en gerealiseerde interviews aan.

Tabel 67: Overzicht van de verschillende enquêteversies¹⁴

Steekproef	MD-recreatie		MD-bosreservaat		Ecoduct
	Leuven	Vlaanderen	Leuven	Vlaanderen	Vlaanderen
N	81(75)	206(205)	83(75)	199(205)	207(205)
Biedkaart 1	28(22)	68(61)	26(22)	69(61)	71(61)
Biedkaart 2	28(31)	70(83)	29(31)	70(83)	69(83)
Biedkaart 3	25(22)	68(61)	28(22)	67(61)	67(61)

Het *Ecoduct*-project dat in deze bijdrage wordt besproken, werd enkel voorgelegd aan de respondenten uit de steekproef VLAANDEREN.

Betalingsbereidheid voor de aanleg van een ecoduct

Antwoorden op de betalingsbereidheidvragen

De respondenten werden gevraagd hun betalingsbereidheid aan te geven voor de aanleg van een ecoduct (omschrijving zie Tabel 6). Om de betalingsbereidheid van de respondenten voor elk van deze projecten te achterhalen werd gebruik gemaakt van de tweevoudige dichotome keuze methode.

Antwoordt een respondent “ja” op zowel de eerste als de tweede betalingsbereidheidvraag, dan is zijn betalingsbereidheid hoger dan het bedrag voorgesteld in de tweede vraag (het hoger bedrag - zie Tabel 66). Tabel 68 toont aan dat het percentage “ja-ja” antwoorden daalt naarmate men een biedkaart gebruik met een hoger startbedrag. Deze trend vindt men terug bij de drie projecten.

Antwoordt de respondent tweemaal “nee”, dan ligt zijn betalingsbereidheid voor het project lager dan het lager bedrag. Het percentage “nee-nee” antwoorden is lager voor biedkaarten met een lager startbedrag. Ook deze trend doet zich voor bij alle projecten (Tabel 68).

Een “ja-nee” antwoord, i.e. een “ja” antwoord voor het startbedrag en een “nee” antwoord voor het hoger bedrag, geeft aan dat de betalingsbereidheid ligt tussen het startbedrag en het hoger bedrag. Uit een “nee-ja” antwoord daarentegen kunnen we afleiden dat de betalingsbereidheid ligt tussen het lager bedrag en het startbedrag.

¹⁴ Wegens beperkingen op het aantal interviews dat kan worden afgenomen, werd beslist om het derde project (ecoduct) enkel in de steekproef Vlaanderen op te nemen.

VII.

Voor alle projecten en alle biedkaarten samen antwoordde 7,62 % van de ondervraagden “ja” op het hoger bedrag, i.e. deze gezinnen zijn bereid meer dan 2 000/5 000 of 20 000 BEF te betalen voor de aanleg van het ecoduct.

Tabel 68: Steekproeffrequenties (in procent)

Kaart	Project											
	MD: recreatie				MD: bosreservaat				Ecoduct			
	NN	NJ	JN	JJ	NN	NJ	JN	JJ	NN	NJ	JN	JJ
1	40,63	20,8	20,83	17,71	41,05	16,84	27,37	14,74	33,80	23,94	30,99	11,27
2	62,24	14,2	14,29	8,16	63,64	10,10	16,16	10,10	69,57	14,49	13,04	2,90
3	81,72	9,68	6,45	2,15	71,58	15,79	12,63	0,00	75,76	15,15	7,58	1,52

Om een idee te krijgen van de redenen waarom respondenten noch het startbedrag noch het lager bedrag willen betalen, werd een lijst toegevoegd met mogelijke redenen waarom het gezin niet bereid was om de éénmalige bijzondere belasting te betalen. Deze lijst wordt weergegeven in Tabel 69. Het overgrote deel van de “nee-nee” respondenten vindt dat het bosbeheer een verantwoordelijkheid is van de Vlaamse overheid. Op de tweede plaats komt “natuurbehoud/bescherming heeft geen prijs” en de derde belangrijkste reden is dat men niet akkoord gaat met de manier waarop de vraag naar de betalingsbereidheid wordt gesteld.

Twee van de vijf redenen opgesomd in Tabel 69 kunnen worden beschouwd als echte protest antwoorden: redenen 1) en 3). Deze twee redenen geven aan dat de respondent niet akkoord gaat met de wijze waarop het probleem van waardering van milieugoederen wordt benaderd. Ze betekenen echter niet dat de respondent geen positieve waardering heeft voor het goed in kwestie.

Slechts 9,6 % nee-nee antwoorden zijn dus echte protest-antwoorden.

Tabel 69: Redenen waarom gezin niet bereid is de éénmalige bijzondere belasting te betalen

1	Ik geloof niet in het vooropgestelde project	3,29
2	Het vooropgestelde project is niet zoveel waard	2,79
3	Ik ben niet akkoord met de manier waarop deze vraag wordt gesteld	6,49
4	Natuurbehoud/bescherming heeft geen prijs	14,19
5	Het bosbeheer is een verantwoordelijkheid van de Vlaamse overheid	44,39

Univariate schatting van de betalingsbereidheid voor de aanleg van een ecoduct¹⁵

¹⁵ De multivariate analyse wordt beschreven in het eindrapport van het VLINA-project “Economische waardering van bossen - een case study voor Heverleebos-Meerdaalwoud”.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

In dit deel schatten we de (gemiddelde en mediaan) betalingsbereidheid van de respondenten voor de aanleg van een ecoduct aan de hand van een *ordered multi-response model with limited dependent variables*

Het model. Bekijken we de keuze tussen M alternatieven, genummerd van 1 tot M. Als er een logische ordening is tussen die alternatieven (b.v. geen wagen, 1 wagen, meer dan 1 wagen) kan een 'ordered response model' worden gebruikt. Dit model is gebaseerd op een onderliggende latente variabele y_i^* die afgeleid wordt uit de geobserveerde waarden $y_i = 1, 2, \dots, M$. Gewoonlijk wordt dit als volgt uitgedrukt:

$$y_i^* = x_i' \mathbf{b} + \mathbf{e}_i$$

(6)

$$y_i = j \text{ als } \mathbf{g}_{j-1} \leq y_i^* \leq \mathbf{g}_j \quad (7)$$

Bijgevolg is de waarschijnlijkheid dat alternatief j wordt gekozen, de waarschijnlijkheid dat de latente variabele y_i^* tussen de grenzen \mathbf{g}_{j-1} en \mathbf{g}_j ligt.

Laat ons dit nu concreet uitleggen aan de hand van onze eigen CVM- studie. In dit geval stelt de latente variabele y_i^* de *eigenlijke betalingsbereidheid van een individu voor*. Om de individuele betalingsbereidheid voor een bepaald project te bepalen, wordt het bedrag niet rechtstreeks gevraagd aan de respondent, maar wordt gebruik gemaakt van de tweevoudige dichotome keuzemethode. Elke respondent i in de steekproef wordt een bepaald startbedrag B_i^I voorgelegd en gevraagd of hij bereid is dit bedrag te betalen. Elke respondent krijgt vervolgens een *follow-up* bedrag dat hoger (lager) is dan het eerste indien het startbedrag wordt aanvaard (verworpen). Voor elke respondent kennen we dus het initiële bedrag (startbedrag) B_i^I en één van de follow-up bedragen (B_i^L , B_i^U), waar $B_i^L < B_i^I < B_i^U$, waarbij de geobserveerde variabele $y_i = 1, 2, 3, 4$ aangeeft dat de *eigenlijke betalingsbereidheid resp. ligt tussen en 0* B_i^L , tussen B_i^L en B_i^I , tussen B_i^I en B_i^U of tussen B_i^U en B_i^{MAX} .

De geschatte betalingsbereidheid. Bij een parametrisch model als de lognormaalverdeling worden de gemiddelde en mediaan bereidheid-tot-betalen (= BB) gedefinieerd als volgt:

$$\text{gemiddelde BB} = e^{b+0.5s^2} \quad (8)$$

$$\text{mediaan BB} = e^b \quad (9)$$

waar \mathbf{b} en \mathbf{s} respectievelijk slaan op de locatie en schaalparameter van het model. Het doel is de maximum likelihood schatter van de locatie, $\hat{\mathbf{b}}$ en van de schaal, $\hat{\mathbf{s}}$ te bekomen en deze te gebruiken om de gemiddelde BB van de populatie te schatten. Door

VII.

maximalisatie van de likelihoodfunctie voor onze data bekomen we de geschatte gemiddelde en mediaan BB.

Tabel 70: Lognormale BB schattingen voor gemiddelde en mediaan (totale steekproef)

Parameter schattingen	Locatie	Schaal	Log-likelihood	Gemiddelde BB	Mediaan BB
	6,34	1,65	-202,14	2 211 (1 206-4 282)	567 (442-726)
bezoekers	6,94	1,59	-37,59	3 656	1 033
Niet-bezoekers	6,22	1,65	-162,94	1 961	503

Gezien de sterke rechtse scheefheid van de verdeling zijn de schattingen voor de gemiddelde BB veel hoger dan de schattingen voor de mediaanwaarden.

Om de kwaliteit van onze schattingsresultaten te verhogen, herhalen we dezelfde analyses voor de populatie zonder de protest-antwoorden (Tabel 71).

Tabel 71: Lognormale BB schattingen voor gemiddelde en mediaan (zonder protestantwoorden)

Parameter schattingen	Locatie	Schaal	Log-likelihood	Gemiddelde BB	Mediaan BB
	7,74	0,97	-109,41	3 679 (2 742-5 023)	2 298 (1 929-2 739)
Bezoekers	7,81	1,1	-25,48	4 514	2 465
Niet-bezoekers	7,71	0,92	-83,58	3 406	2 231

Voor de volledige steekproef krijgen we een gemiddelde bereidheid tot betalen van een éénmalige bijzondere belasting per gezin van ruim 2 200 BEF. Wanneer de protestantwoorden niet worden opgenomen in de analyse krijgen we een merkkelijk hogere gemiddelde betalingsbereidheid (bijna 3 700 BEF per gezin). Ook de mediaanwaarden volgen dezelfde trend, hoewel de betrouwbaarheidsintervallen enger zijn en lager liggen dan deze van de gemiddelde schattingen.

Aggregatie van de resultaten

In deze laatste sectie extrapoleren we de geschatte betalingsbereidheid van één gezin om een idee te krijgen van de totale betalingsbereidheid van de hele relevante populatie (Vlaanderen).

Totaal aantal gezinnen

Om de totale waardering van de bevolking voor de niet-gebruiksfunctie van het studiegebied te kunnen bepalen, zijn naast gegevens over de waardering per gezin ook gegevens nodig over het aantal gezinnen in de relevante populatie. Het aantal gezinnen

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

aan in het Vlaamse Gewest bedroeg in 1999 2 373 796 (N.I.S. Bevolking van het rijksregister 1-1-1999).

Totale betalingsbereidheid Vlaanderen

De totale betalingsbereidheid wordt berekend als het product van de gemiddelde/mediaan betalingsbereidheid per gezin en het aantal gezinnen in de populatie.

Er is een aanzienlijk verschil in de resultaten al naargelang men rekening houdt met de zogenaamde *protestantwoorden*. Wanneer de personen die uit protest een *zero* betalingsbereidheid aangeven uit de steekproef worden gehaald, zijn de gemiddelde en mediaanschattingen voor de BB aanzienlijk hoger.

Voor de aanleg van het ecoduct willen alle Vlaamse huisgezinnen samen 5,5 (mediaan) à 9 (gemiddelde) miljard BEF bijdragen wanneer hiervoor een éénmalige verplichte belasting zou gevraagd worden.

Tabel 72: Totale betalingsbereidheid Project 3: Ecoduct (in BEF)

Totale steekproef	Gemiddelde BB	5 248 462 9:
	Mediaan BB	1 345 942 3:
Zonder protestantwoorden	Gemiddelde BB	8 733 195 4:
	Mediaan BB	5 454 983 2:

3.6 ½ Besluit

In deze bijdrage werd de recreatieve en niet-gebruikswaarde van Heverleebos-Meerdaalwoud onderzocht aan de hand van resp. de reiskostenmethode en de contingente waarderingsmethode. De onderzoeksprocedure voor elk van de toegepaste methodes werd gedetailleerd beschreven.

In een eerste deel werd de recreatieve waarde van het bos bepaald. Verschillende recreantengroepen zijn vertegenwoordigd in het bos. Wandelaars zijn de grootste groep, gevolgd door fietsers, joggers en ruiters.

Aan de hand van geschatte vraagfuncties werden vraagcurven voor bosbezoeken opgesteld voor verschillende recreantengroepen. Hiervan kon vervolgens het consumentensurplus of de waarde van een bezoek door één bezoeker worden afgeleid. De waarde van een bezoek voor één bezoeker ligt tussen 833 BEF en 909 BEF, afhankelijk van het kostenbegrip dat gebruikt werd in de geschatte vraagfunctie. Tot slot berekenden we de totale recreatieve waarde van Heverleebos-Meerdaalwoud voor alle bezoekers. Afhankelijk van de schatting van de totale bezoekomvang en het gehanteerde consumentensurplus per bezoek per bezoeker, ligt de geschatte jaarlijkse recreatieve

VII.

waarde van het studiegebied tussen 523 miljoen BEF en 748 miljoen BEF. De totale netto actuele waarde van het bos ligt tussen 12 miljard BEF en 13,5 miljard BEF. Het gaat om de baten die verloren gaan wanneer recreatie in het gebied onmogelijk wordt. Het zijn bruto baten, d.w.z. dat er geen rekening wordt gehouden met allerlei kosten voor onderhoud van het bos enz.

In een tweede deel werd de niet-gebruikswaarde van Heverleebos-Meerdaalwoud geschat aan de hand van de resultaten van een contingente waarderingsevenquête die bij een lukrake steekproef van Vlaamse gezinnen. Er werd gevraagd naar de bereidheid tot betalen van een éénmalige bijzondere belasting voor de aanleg van een ecoduct boven de Naamsesteenweg die Meerdaalwoud doormidden snijdt.

Uit de univariate analyse van de betalingsbereidheid van de ondervraagde gezinnen bleek dat de gemiddelde (mediaan) bereidheid tot betalen van een éénmalige bijzondere belasting per gezin ongeveer 2 200 BEF (600 BEF) bedroeg wanneer alle observaties worden gebruikt. Wanneer de observaties van respondenten die aangeven dat ze niets willen betalen voor de aanleg van het ecoduct uit protest tegen de manier van vraagstelling worden verwijderd, dan ligt de gemiddelde (mediaan) betalingsbereidheid per gezin aanzienlijk hoger: bijna 3 700 BEF (2 300 BEF). De betalingsbereidheid werd ook berekend voor bezoekers en niet-bosbezoekers afzonderlijk. Hoewel we tot doel hadden om enkel niet-gebruikswaarden van Heverleebos-Meerdaalwoud te meten met deze CVM-studie, zou het mogelijk zijn dat bezoekers een hogere betalingsbereidheid hebben omdat de aanleg van het ecoduct voor hen de kans op het zien van dieren tijdens een bezoek aan het bos verhoogt. Uit de statistische testen bleek er echter geen significant verschil te zijn in de betalingsbereidheid.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

4 ½ Baten van bodemsanering: een toepassing van de hedonische prijs methode¹⁶

Theo Thewys, Centrum Milieukunde, Limburgs Universitair Centrum

Annemie Draye, Departement Economie en Recht, Limburgs Universitair Centrum

Ann Kwanten, Centrum Milieukunde, Limburgs Universitair Centrum

4.1 ½ Inleiding

Het doel van de onderzoeksopdracht bestaat erin de economische baten van bodemsanering zo goed mogelijk te omschrijven en te kwantificeren. De bevoegde overheid beschikt immers reeds over uitgebreide informatie met betrekking tot de kosten die verbonden zijn aan de sanering van vervuilde bodems; over de baten die het resultaat zouden zijn van een dergelijke sanering, zijn heel wat minder gegevens voorhanden. Dit laatste is nochtans noodzakelijk wil men gebruik maken van een kosten-batenanalyse in het kader van bodemsanering¹⁷.

Om het onderzoeksproject concreter te maken en de uitgewerkte methode meteen ook aan de praktijk te toetsen, werd overeengekomen uit te gaan van een aantal casussen, waarop de hierna beschreven empirische schattingsmethoden inzake saneringsbaten zouden worden toegepast. Hierna worden enkel de werkwijze en resultaten van de batenschattings voor een vervuilde site, gelegen op het grondgebied van de gemeenten Overpelt-Lommel beschreven. Voor de resultaten van de andere uitgevoerde gevalstudies wordt verwezen naar Thewys, Draye en Kwanten, 2000a en Thewys, Draye en Kwanten 2000b.

Om de baat van bodemsanering in monetaire termen in te schatten doen we een beroep op de 'hedonistische prijs' methode. Deze gaat ervan uit dat de waarde van milieukwaliteit, in ons geval de waarde van een zuivere bodem, kan gemeten worden via de waarde van het onroerend goed dat zich op of in de nabijheid van een verontreinigde bodem bevindt. Een deel van de prijsverschillen is de reflectie van het meer of minder 'genieten' van de aanwezigheid van een risicoloze bodem. Als de bodemkwaliteit vermindert omwille van vervuiling, dan zal de waarde van de onroerende goederen in de nabijheid ook verminderen. Onze opdracht bestaat erin (i)

¹⁶ Deze bijdrage is een samenvatting, gebaseerd op de resultaten van twee recente onderzoeksprojecten. Een eerste werd in opdracht van de OVAM uitgevoerd (Thewys T., Draye A., & Kwanten A., Economische baten van bodemsanering, Studierapport in opdracht van de OVAM, te verschijnen). De hierin ontwikkelde methodiek werd nadien toegepast in opdracht van MIRA op andere verontreinigde woonwijken enerzijds en voor een vervuilde 'brownfield' anderzijds (zie Thewys T., Draye A., & Kwanten A., Baten van bodemsanering: een toepassing van de hedonische prijs methode en de contingent valuation methode, Studierapport in opdracht van MIRA-VMM, 2000).

¹⁷ Thewys, T., Kosten-batenanalyse en kosteneffectiviteitsanalyse in het kader van bodemsanering, Energie & Milieu, mei/juni 1998, p.116-119.

VII.

na te gaan of dit verband vast te stellen is, en (ii) welke monetaire bedragen ('premies') betaald worden voor een betere bodemkwaliteit.

4.2 ½ Waarom baten van bodemsanering meten?

Bodemsanering en economische efficiëntie

De groeiende omvang van de bodemsaneringsoperaties enerzijds, en de beperkte budgettaire middelen anderzijds, dwingen tot een zo kosteneffectief mogelijk optreden. Daartoe wordt meer en meer een beroep gedaan op "kosten-batenanalyse (KBA)". Om te oordelen of een saneringsproject om *economische* redenen - zeker niet alle baten en kosten kunnen immers in monetaire grootheden vertaald worden - kan *aanvaard* worden hanteert men het criterium dat de netto-actuele waarde (het gediscoteerde verschil tussen monetaire baten en monetaire kosten) ervan dient positief te zijn. Vanuit het standpunt van de overheid dienen de baten en kosten van een sanering uiteraard begroot te worden vanuit de brede *sociale* invalshoek, met name inclusief de zogenaamde *externe effecten* van de vervuiling. In se slaat dit laatste op de gezondheidsbedreiging voor betrokken omwonenden of voor de eventuele werknemers bedrijvig op de site. Het uitvoeren van een dergelijke *sociale* KBA is *zéér* veeleisend m.b.t. de benodigde informatie. In het bijzonder ten aanzien van de baten beschikt men veelal slechts over schaarse gegevens, die dan nog meestal slaan op de private potentiële baten van de eigenaar of uitbater van het vervuilde goed. Dit onderzoek is precies een eerste aanzet voor Vlaanderen tot inzicht in de *sociale baten* van de sanering van enkele sites.

Als in het bijzonder het in geld uitdrukken van de sociale baten teveel inspanning vergt, te onzeker of te onvolledig is, gaat men er liever *van afzien*. KBA is dan ook niet mogelijk. Voor de beoordeling van een saneringsproject grijpt men dan terug naar de *kosteneffectiviteitsanalyse* (KEA), waarbij men enkel data omtrent kosten en fysische effecten van een saneringsmethode nodig heeft. Risico-baten analyse, waarbij de vermeden risico's als 'effecten' beschouwd worden, is hieraan verwant.

Ook wanneer vooraf preventieve milieunormen als doelstelling opgelegd zijn (bv. door de overheid), wordt de KBA veranderd in een KEA. Het Vlaamse Bodemsaneringsdecreet (22.02.1995, zoals gewijzigd dd 26.05.1998) stelt in artikel 8, §1 dat "Bodemsanering is erop gericht de achtergrondwaarden¹⁸ voor de bodemkwaliteit te realiseren". Het decreet gaat er vanuit dat, eens tot sanering moet worden overgegaan, het de principiële bedoeling moet zijn de multifunctionaliteit van de bodem te herstellen. Bij deze doelstelling gaat het Decreet wel in bepaalde *uitzonderingen* voorzien (art.8, §2 en 3). Hierbij gaat het principe van *kosteneffectiviteit* als basis optreden. Met name wordt een beroep gedaan op het

¹⁸ Onder achtergrondwaarde verstaat men het gehalte aan verontreinigde stoffen of organismen dat als, normale achtergrond in niet-verontreinigde bodems met vergelijkbare bodemkenmerken wordt teruggevonden. Bij deze 'achtergrondwaarden' (VLAREBO bijlage 6) wordt geen rekening gehouden met de bestemming van de grond, dit in tegenstelling met de 'bodemsaneringsnormen' (VLAREBO bijlage 4).

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

concept “Best Beschikbare Techniek” (BBT - BATNEEC¹⁹) als centraal criterium dat in feite geldt voor alle beslissingen. De definitie van BATNEEC in het Decreet luidt (art.2, 15°): “Maatregelen die overeenstemmen met de stand van de techniek en die geen onredelijk hoge kosten meebrengen: de best beschikbare technische oplossingen die met succes in de praktijk zijn toegepast en waarvan de kostprijs niet onredelijk is in verhouding tot het te bereiken resultaat op het vlak van de bescherming van mens en milieu, dit onafhankelijk van de financiële draagkracht van degene op wie de saneringsverplichting rust.” Deze definitie legt aldus een afweging tussen kosten en resultaten (‘effecten’) op, waardoor kosteneffectiviteitsanalyse (KEA) een essentiële rol kan spelen.

Kosten-batenanalyse versus kosteneffectiviteitsanalyse

Bij een kosteneffectiviteitsanalyse worden de baten niet gemeten in geldeenheden, terwijl dit wel het geval is voor de kosten. KEA wordt gebruikt om de meest kosteneffectieve techniek aan te duiden wanneer er verschillende saneringsmethoden voorhanden zijn.

Het nadeel hierbij is dat men *niet weet* of de - weliswaar geminimaliseerde - *sociale kosten wel lager zijn dan de sociale baten* van het saneringsproject. Er kan immers geen vergelijking gemaakt worden met de sociale baten aangezien deze niet in geld geraamd worden. Bovendien heeft men ook geen zicht op de vraag of dit ene – op basis van een KEA geselecteerde project – wel datgene is dat het meest sociaal economisch wenselijk (efficiënt) is. Men zou immers de netto sociale baat van dit ene project moeten kunnen vergelijken met de netto sociale baat van andere saneringsprojecten, om aldus te komen tot een rangorde. KEA wordt dan ook maar aanzien als de ‘ene helft’ van een KBA²⁰.

Kosten-effectiviteitsanalyse kan dan ook een essentiële rol spelen bij de *ambtshalve bodemsanering* door de Vlaamse overheid. Volgens het decreet moet de Vlaamse regering jaarlijks een prioriteitenlijst opstellen van de bodemsaneringen die in de loop van het volgende jaar ambtshalve moeten uitgevoerd worden. Kosteneffectiviteitsanalyse kan onmisbare informatie opleveren inzake de aanduiding van de saneringstechnieken en -locaties met het hoogste fysisch milieurendement: waar halen we de grootste kwantiteit vervuilde materie weg voor één BEF saneringskosten ?

¹⁹ BBT is te begrijpen als aangeduid door de gangbare engelse term BATNEEC: “best available technique non entailing excessive costst”.

²⁰ Wanneer echter een politieke beslissing omtrent de te behalen normen reeds getroffen werd, is KEA een belangrijke procedure ter verzekering van het rationeel gebruik van beperkte (budgettaire) middelen. Het is nochtans belangrijk op te merken dat, éénmaal de besluitvormers een beslissing treffen, positief of negatief, zij impliciet een monetaire waarde van de baten erkend hebben. Het treffen van een positieve beslissing houdt immers in dat men de totale baten groter acht - of tenminste gelijk aan - dan de (beter bekende) kosten. Een negatieve beslissing impliceert dat de totale baten kleiner zijn dan de kosten.

VII.

Inzake de optimalisatie van het *saneringsprogramma* spreekt men van economische efficiëntie indien rekening gehouden wordt met de vraag “waar brengt één BEF het meest sociale baat op?”. Hiervoor is een ‘volledige’ - inclusief de inschatting van de monetaire (sociale) baten - KBA aangewezen. Een rangschikking van de projecten kan dan opgemaakt worden volgens de ratio ‘netto-actuele sociale waarde per geïnvesteerd kapitaal’. Zo liet Kiel (1995, p.428) zich kritisch uit over de 'bodemsanerings-prioriteitenlijst' opgesteld door het 'Environmental Protection Agency (EPA) van de de VSA. Deze rangschikking gebeurde op basis van "best engineering judgment and does not consider socioeconomic factors; the cost to physically clean the site is estimated, but the social costs from the existence of the site (the social benefits of the cleaning) are not calculated". In haar besluit (p.434) stelt de auteur dan ook : "Knowledge of these costs and benefits would give government officials at all levels a more complete framework within which they can allocate scarce financial resources for cleaning up toxic sites in a more efficient and equitable way. It would also allow for the design of a more complete compensation program to help those who have been harmed by the existence of these sites”.

4.3 ½ Meten van baten van bodemsanering

De 'meetbaarheid' van de baten

Bij het bespreken van de baten van bodemsanering luidt de eerste vraag: welk standpunt wordt er ingenomen? Regelmatig beperkt men zich tot het (enge) standpunt van de direct ‘verantwoordelijken’ (eigenaar van het bedrijf, van de stortplaats, van de woonzone enz.). Vanuit deze partiële benadering worden o.a. volgende elementen als *baten* aangeduid: (i) het *vermijden van individuele kosten* zoals boetes bij het niet naleven van de normering, of de vergoeding van ziektekosten van het tewerkgestelde personeel vanwege het verhoogde risico van werkongevallen en beroepsziektes omwille van de vervuiling; (ii) het verbeteren van het ‘groene’ *imago* van het bedrijf en de daarvan verhoopte omzetsijging; (iii) de opbrengst van het gezuiverde goed, te meten via de *herstelde bruikbaarheid* voor toepassingen die omwille van de vervuiling verloren gegaan waren. Ook gedeeltelijk gezuiverde grond kan bvb. aangewend worden voor bepaalde vormen van bebouwing.

Vanzelfsprekend is een dergelijke benadering maar *partieel*. Met zorg voor het niet begaan van dubbeltellingen, dient zij ingepast in een benadering van de baten vanuit het standpunt van *alle* rechtstreeks of *onrechtstreeks betrokkenen*. Het meest toepasselijke voorbeeld is hier wel het feit dat bodemvervuiling in vele gevallen (na verloop van tijd) ook vervuiling van het grondwater met zich meebrengt. Hierdoor wordt schade aangebracht aan de gewassen of aan de kwaliteit van het drinkwater *in de omgeving*. Aldus worden personen, ‘*extern*’ aan wat er zich afspeelt op het terrein van de bodemeigenaar, getroffen. Er wordt dan ook gesproken van ‘*externe effecten*’ van de milieuvervuiling.

Milieukwaliteit is een *publiek* goed. Een vervuilde bodem levert op diverse manieren gevaren op voor de omgeving. In essentie komt dit neer op risico's voor de

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

volksgezondheid en gevaren voor het ecosysteem. Zoals bij elke milieubescherpende maatregel heeft de sanering van de bodem *sociale* baten die véél groter zijn dan de private opbrengsten. De sociale baten van een bodemsanering bestaan in het vermijden van potentiële schade - en de daaraan verbonden herstelkosten - aan mens en milieu. De saneringsbaten worden aldus begroot op basis van de daarmee *vermeden kosten of vermeden waardeverlies*. Inzake de schatting van deze kosten vertoef men nog maar in het verkennende stadium, althans wat de praktische, concrete metingen betreft.

Vooreerst dient men te weten in welke mate (welke aard van) bodemvervuiling een risico inhoudt (risico-analyse). De praktische moeilijkheid hierbij is de grote onzekerheid omtrent oorzaak en gevolg en - vandaar - de ruime marges die de risico-analyse oplevert. Vervolgens moet men aan die (vermoede) effecten een geldwaarde toekennen. De meer *directe* - aldus genoemd in de literatuur - werkwijze, met name het uitvoeren van enquêtes bij de (direct) betrokkenen omtrent de '*bereidheid tot betalen*' voor een zuivere bodem, ook genoemd de '*contingente waarderingsmethode*', kende tot nu toe weinig toepassingen inzake bodemvervuiling. Wat wél opgang begint te maken, is de methode die *onrechtstreeks* die bereidheid tot betalen probeert te achterhalen, op basis van *prijverschillen in onroerend goed* gerelateerd aan de milieukwaliteit van de bodem.

De 'hedonistische prijs' methode

Inzake milieukwaliteit kan men spreken van een 'ontbrekende markt'. De waarde van het milieu kan niet direct afgeleid worden uit prijzen en kwantiteiten geobserveerd bij milieutransacties. Men koopt niet rechtstreeks milieukwaliteit. Nochtans kan de voorkeur van de burgers omtrent milieukwaliteit onrechtstreeks afgeleid worden uit hun *gedrag op markten die verbonden zijn met het milieu*. Men spreekt hier van 'indirecte' meetmethodes. In verband met bodemsanering is de belangrijkste hiervan de *hedonistische prijs* methode. De waarde van milieukwaliteit, in ons geval de waarde van een zuivere bodem, kan gemeten worden via de waarde van het onroerend goed dat zich op of in de nabijheid van een verontreinigde bodem bevindt. Als de bodemkwaliteit vermindert omwille van vervuiling, dan zal de waarde van de onroerende goederen in de nabijheid ook verminderen. Zoals eerst door R. Lind (1973) werd gesuggereerd, zal de waarde van een milieuerslechtering gelijk zijn aan de som van de waardedalingen van de nabijgelegen eigendommen. Men vertrekt dus van het uitgangspunt dat de prijs van een eigendom de reflectie is van - onder andere - de kwaliteit van de omgeving waarin die eigendom gelokaliseerd is. Met betrekking tot bodemvervuiling wordt aldus meestal als indicator voor de milieukwaliteit *de afstand* tot het gebied met de grootste contaminatie genomen. Hoe groter de afstand, hoe minder de impact van de vervuiling, hoe groter de waarde van het onroerend goed. Hoe kleiner de afstand, hoe lager de waarde, m.a.w. hoe groter de risicopremie die de bewoners 'wensen te ontvangen' om de nabijheid van de vervuiling te aanvaarden. Dit waardeverlies van het onroerend goed in de nabijheid van de ergste vervuiling levert

VII.

een schatting op van de 'sociale baat' die zou ontstaan wanneer de bodem gesaneerd wordt.

Met behulp van gepaste statistische technieken poogt de hedonistische benadering (i) te *identificeren* hoeveel van die prijsverschillen te wijten zijn aan milieu-attributen; en (ii) *af te leiden* hoe groot de sociale waarde van een verbetering in de milieukwaliteit (i.c. een bodemsanering) is. Deze waarde wordt afgescheiden van de andere elementen (bvb. voor een woning: het type van de woning, de oppervlakte van het perceel, de ouderdom, het aantal kamers, het comfort van de inrichting, enz.) die de specifieke prijs van een eigendom bepalen.

De algemene vorm van de "*hedonistische prijsvergelijking*" ziet er uit als:

$$\text{Log}(P) = B_0 + B_1 * A_1 + B_2 * A_2 + \dots + B_N * A_N$$

Waarbij P de prijs van het onroerend goed is, A_i ($i=1, \dots, N$) de attributen zijn die de prijs beïnvloeden, en B_i ($i=1, \dots, N$) de coëfficiënten zijn omtrent het belang (en significantie) van de invloed van de diverse attributen.

Resultaten van empirische studies

Inzake de baat van bodemsanering in het geval van verontreinigde woonwijken werden vooral in de Verenigde Staten en in het Verenigd Koninkrijk reeds een aantal empirische studies uitgevoerd.

Als een eerste gevalstudie halen we een onderzoek aan omtrent de invloed van historische bodemverontreiniging veroorzaakt door een oude (nu gesloten) *ertsmeltery*, op de verkoopprijzen van ééngezinswoningen in de USA (Kinnard W.N. Jr., e.a., 1996). De verkochte woningen werden ingedeeld naargelang de afstand tot de smeltery. De prijzen per m² van de woningen op minder dan 0.5 mijl van de smeltery werden vergeleken met deze van de woningen op een afstand van méér dan 2 mijl (hier beschouwd als de 'controle zone', d.i. de zone niet beïnvloed door de vervuiling). Beklemtonen we dat het effect van andere karakteristieken²¹ (d.i. andere dan de afstand) uit de prijzen verwijderd werden.

Over de periode 1978-1994 bedroeg het prijsverschil per m² gemiddeld 14.1%. Opvallend is dat dit prijsverschil reeds aanwezig is sinds 1978, daar waar de auteurs vermelden dat pas vanaf in 1992 het publieke bewustzijn omtrent de pollutie in het gebied groter werd. Ten opzichte van 1991 werd het prijsverschil in 1992 dan ook groter, maar dit was vroeger nog groter geweest. Nadat in datzelfde jaar 1992 bekend geraakte dat vanaf 1994 de eigenaar tot sanering verplicht werd, ging het verschil terug verminderen.

21 Hierbij vermelden we: de ouderdom van het huis; de grootte van de living; de oppervlakte van het terrein; het aantal slaapkamers, badkamers, bergruimten; de grootte van de garage; het type van verwarming; en de aard van het uitzicht.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Het toepassen van het gemiddelde procentuele prijsverschil (14%) op de waarde van de in het bedreigde gebied aanwezige woningen, levert dan een schatting op voor de geaggregeerde waarde van de schade vanwege de bodemvervuiling. Dit bedrag is dan ook een indicatie voor de waarde van de *baten* van de bodemsanering voor dit geval.

Verschillende andere studies van auteurs zoals Kohlhase J.E. (1992), Mendelsohn e.a. (1992), Ketkar (1992) en Kiel K.A. (1995), leverden in het algemeen de bevestiging op dat men een 'premie' wil betalen voor een gezonder leefmilieu²². Tegelijk wezen de onderzoekers er echter ook op dat er nog veel te leren valt over risico-evaluatie. Deze blijkt erg *context-gevoelig*, zodat de er op gebaseerde besluiten niet automatisch geldig zijn in andere omstandigheden.

Omtrent de invloed van het "announcement effect", met name dat pas wanneer de overheid een reeds lang bestaande site officieel als een 'black point' declareert, de prijzen van de omliggende onroerend goederen naar beneden zouden gaan, leveren de onderzoeken verdeelde resultaten op, en dit naargelang de gevalstudie. Voor een site waarvan de vervuiling *reeds tientallen jaren bij de bevolking bekend is*, zal de 'officiële bevestiging' hiervan het reeds bestaande nadelige prijsverschil allicht versterken, maar niet plots doen ontstaan. Het hedonistische prijs onderzoek, gebaseerd op de lokale gegevens, dient hier voor elk geval apart duidelijkheid te brengen.

Voor gevallen waarbij de bewoners *tot dan toe geen vermoeden* hadden omtrent vervuiling, gaan de negatieve resultaten van het bodemonderzoek en daaropvolgend het versturen van negatieve attesten, uiteraard wél een plotse prijsdaling teweegbrengen.

Bij het schatten van de baat van bodemsanering voor een woonwijk maken wij dan ook het onderscheid tussen enerzijds het geval van een reeds lang bekende verontreiniging en anderzijds de casus waarbij de bekendheid van de vervuiling plots en zeer recentelijk is opgedoken.

4.4 ½ Het onderzoeksproject Overpelt - Lommel

Situering

De site van de oude zinkfabriek bevindt zich op de grens van Overpelt-Lommel. Per 1.1.1998 bedraagt het bevolkingsaantal in Overpelt 6.602 eenheden, in Lommel 29.946. Overpelt kent een relatief hoge industriële tewerkstelling (45% van de RSZ-tewerkstelling), voor Lommel bedraagt deze verhouding 34%.

Voor wat de aard van de vervuiling aangaat, worden we in deze tweede casus hoofdzakelijk geconfronteerd met zware metalen, met name cadmium. Deze vervuiling

²² De essentiële kenmerken en besluiten van deze studies worden samengevat in: Thewys T., Draye A., & Kwanten A., Economische baten van bodemsanering, Studierapport in opdracht van de OVAM, 2000 (te verschijnen).

VII.

is het gevolg van de industriële zinkproductie die sinds de tweede helft van de 19e eeuw in de Noorderkempen op gang kwam. Binnen dit ruimere gebied zijn er een aantal sterker vervuilde kernen; de omgeving van de oude zinkfabriek, grondgebied Lommel-Overpelt, is daar één van.

Gezien de reeds zéér lange aanwezigheid van de zinkfabriek is de bevolking uiteraard bewust van de vervuiling. Dit bewustzijn werd nog bevorderd doordat van officiële zijde verschillende malen informatie werd verstrekt en ook beperkingen inzake het gebruik van de moestuinen werden opgelegd.

De woonhuizen

Voor de site Overpelt-Lommel hebben we de gelegenheid om de invloed van de afstand op de marktwaarde van de onroerende goederen op een meer continue manier in de analyse te betrekken. Als uitgangspunt fungeerden kaarten waarop de contouren van de cadmium bodemverontreiniging rond de kern, de oude zinkfabriek in Overpelt, zijn aangegeven. De centrale contour (12 mg Cd/ kg droge stof) duidt het gebied aan met de hoogste graad van vervuiling, het zogenaamde "kerngebied". Aansluitend bij de vorm van dit gebied werden afstandscontouren getrokken, met telkens een tussenafstand van 500 meter. Daarna werden de verkopeningen van woonhuizen, gelegen tot op 2500 meter afstand van het kerngebied, geregistreerd gedurende de periode 1989-1998²³.

Voor deze verkopeningen was volgende informatie beschikbaar:

²³ Bron: Kamer van de Notarissen van het arrondissement Hasselt, Resultaten van de verkopeningen in het arrondissement Hasselt, ANHYP, jaargangen 1989-98.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Tabel 73 Site Overpelt: kenmerken van de verkochte woningen

Attribuut	Variabele
Straat en nummer	
Datum van verkoping	
Soort verkoop: uit de hand, openbaar (vrijwillig of gedwongen)	
Klasse woning: kleiner woonhuis, middelgrote woning, grotere woning, villa	WONKLAS
Oppervlakte van het perceel in ca	OPPCA
De nominale verkoopprijs. Aan de hand van de prijsindex van de verkopen van woningen (ingedeeld naar de oppervlakte van het perceel) in de gemeente Overpelt en Lommel deflateerden we de nominale prijs tot de <i>reële</i> verkoopprijs (in prijzen van 1998).	PRRE
Voor een beperkter aantal gevallen:	
het kadastraal inkomen (beperkt aantal gevallen)	KADINK
het bouwjaar (beperkt aantal gevallen)	BOUWJ
het aantal slaapkamers, garages, kelders, bouwlagen (beperkt aantal gevallen)	SLPKS GARAGE KELDER
de onderhoudstoestand: slecht, normaal, goed. (idem)	ONDERH
de inrichting: minder comfort, normaal comfort, groot comfort (idem)	INRICODE
Door ons werd gecodeerd:	
de afstandszone waarin het woonhuis zich ten opzichte van de vervuilde site bevindt	ZONE
de ligging: binnen of buiten het centrum van de gemeente	LIGCODE

We merken op dat we werken met de reële verkoopprijzen (prijzen van 1989). Hiertoe deflateren we de nominale prijzen met de prijsindex van de verkopen van woningen (ingedeeld naar de oppervlakte van het perceel) voor elk van de betrokken gemeenten. Dit gebeurt dus voor alle verkopen zonder onderscheid naar de ligging van de woning (ver of dichtbij de vervuilde site). Op die manier wensen we de rol van plaatselijke invloeden (zoals specifieke vraag en aanbod factoren) die verrekend zitten in de prijsindex weg te nemen. Ons onderzoek betreft immers prijsverschillen die toe te schrijven zijn *aan verschillen in bodemvervuiling* (waarvoor de afstand tot de vervuiling als maatstaf genomen wordt).

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de reële verkoopprijs (mediaanwaarde) per afstandszone en per klasse woning van woningen in de nabijheid van Site Overpelt-Lommel gedurende de periode 1989-1998. Dit overzicht houdt rekening met het woningtype en de afstand van het meest vervuilde 'kern'-gebied. Vergeten we hierbij niet dat deze mediaanwaarden ook beïnvloed worden door andere determinanten niet

VII.

vermeld in de tabel, zoals bvb. de oppervlakte van het perceel, het comfort van de woning, de ligging t.o.v. het centrum van de gemeente, enz....

Tabel 74 Site Overpelt-Lommel: Gemiddelde reële prijs van de verkopen uit de hand van woningen (1989-98)

	(1)	(2a)	(2b)	(3a)	(3b)	(4a)	(4b)	(5a)	(5b)	(6a)	(6b)
		Totaal		Kleiner Woonhuis		Middelgrote woning		Grotere woning		Villa	
	Afstand v/h kerngebied	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan
a1	0-500 m	23	2.427.788	13	1.995.065	9	3.038.870	1	4.858.898		,
b1	500-1000 m	43	3.276.443	15	2.269.517	26	3.437.151		,	2	11.643.820
c1	1000-1500 m	31	3.587.132	10	2.898.219	20	3.783.422		,	1	8.449.816
d1	1500-2000 m	27	3.313.411	9	2.962.144	16	3.543.569	2	3.309.903		,
e1	2000-2500 m	49	3.180.426	14	2.905.023	34	3.300.688	1	3.589.199		,
f1	Totaal	173	3.163.214	61	2.629.727	105	3.501.026	4	3.575.488	3	8.449.816

		Totaal		Kleiner Woonhuis		Middelgrote woning		Grotere woning		Villa	
	'Afstands'-zone	Aant %	Med. Index	Aant %	Med. Index	Aant %	Med. Index	Aant %	Med. Index	Aant %	Med. Index
a2	0-500 m	13	77	21	76	9	87	25	136		
b2	500-1000 m	25	104	25	86	25	98			67	138
c2	1000-1500 m	18	113	16	110	19	108			33	100
d2	1500-2000 m	16	105	15	113	15	101	50	93		
e2	2000-2500 m	28	101	23	110	32	94	25	100		
f2	Totaal	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Bron: eigen berekeningen op basis van notariële gegevens **Opmerking:** de mediaan is de waarde (in dit geval van de verkoopprijs) waarbij de steekproef net in twee gedeeld wordt, m.a.w. de ene helft waarnemingen is gekenmerkt door prijzen kleiner dan de mediaan, de andere helft waarnemingen is gekenmerkt door prijzen groter dan de mediaan.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Tabel 75 Gemiddelde reële prijs van de openbare verkopeningen van woningen (1989-98)

Afstand v/h kerngebied	Totaal		Kleiner Woonhuis		Middelgrote woning	
	aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan
0-500 m	11	2.649.621	7	2.422.281	4	3.285.610
500-1000 m	25	2.565.244	12	2.515.795	13	2.565.244
1000-1500 m	26	2.990.332	7	2.678.325	19	3.367.446
1500-2000 m	26	2.849.935	8	2.698.079	18	2.997.216
2000-2500 m	20	3.001.331	12	2.400.279	8	3.173.002
Totaal	108	2.841.990	46	2.602.680	62	3.093.150
Index over de zones						
'Afstands'-zone	Aant %	Med. Index	Aant %	Med. Index	Aant %	Med. Index
0-500 m	10	93	15	93	6	106
500-1000 m	23	90	26	97	21	83
1000-1500 m	24	105	15	103	31	109
1500-2000 m	24	100	17	104	29	97
2000-2500 m	19	106	26	92	13	103
Totaal	100	100	100	100	100	100

Bron: eigen berekeningen

Woonhuizen: schattingsresultaten voor de hedonistische prijsvergelijking

De mediaanwaarden uit Tabel 74 houden enkel rekening met de klasse van de woning en de afstand tot de vervuiling. Natuurlijk spelen er tegelijkertijd nog tal van andere invloeden mee, bv. de oppervlakte van het perceel (significant in de regressies). Vandaar dat een meervoudige regressie aangewezen is om de belangrijke determinanten van de prijs simultaan hun plaats te geven.

In deze regressies verklaren we de reële prijs van de in de periode 1989-98 verkochte woonhuizen aan de hand van de volgende *onafhankelijke variabelen* (of: 'determinerende kenmerken'):

- De zone waarin het goed zich bevindt (continue variabelen ZONE en ZONKWAD)
- De klasse van de woning: kleiner woonhuis, middelgrote woning, grotere woning, villa (variabele WONKLAS)
- De oppervlakte (in ca.) van het perceel (variabele OPPCA)
- De ligging van het goed: binnen of buiten het centrum (LIGGING), deze variabele bleek niet significant en is niet weerhouden in de twee volgende tabellen.

VII.

Wegens het kleiner aantal observaties omtrent de andere invloeden (bv. onderhoudstoestand, aantal kamers enz. - zie hoger) kan het opnemen van deze elementen het aantal waarnemingen zodanig beperken dat statistische afleidingen (op basis van een te kleine steekproef) in het gedrang komen. Als we wél beschikken over voldoende observaties, verschijnen deze determinanten uiteraard ook in de schattingsresultaten.

De **hedonistische prijsvergelijking** ziet er – na de vorige bemerking – dan uit als volgt:

In de log-lineaire specificatie (Model "1"):

$$\text{Log}(\text{prijs}_i) = B_0 + B_1 * \text{ZONE}_i + B_2 * \text{WONKLAS}_i + B_3 * \text{OPPCA}_i + e_i$$

In de log-kwadratische specificatie (Model "2"):

$$\text{Log}(\text{prijs}_i) = B_0 + B_1 * \text{ZONE}_i + B_2 * (\text{ZONE}_i)^2 + B_3 * \text{WONKLAS}_i + B_4 * \text{OPPCA}_i + e_i$$

De log-kwadratische specificatie laat toe rekening te houden met een degressieve invloed van de afstand op de woningprijzen.

Het beperkt aantal variabelen - én voor sommige dan nog het kleine aantal observaties - leidde tot de regressieresultaten samengevat in onderstaande Tabel 76 (verkopten uit de hand) en Tabel 77 (openbare verkopen).

Tabel 76 Regressieresultaten Woningen site Overpelt-Lommel (verkopten uit de hand)

	Model "1"			Model "2"		
	B _i	Beta _i	t	B _i	Beta _i	t
(Constance)	13,9		81,	13,69		59
WONKLAS	0,2	0,3	4,	0,28	0,	4
OPPCA	0,0	0,2	4,	0,00	0,	4
ZONE	0,0	0,1	2,	0,29	0,	2
ZONKwad				-0,03	-0,	-1
Aantal	171			171		
R ² aangep.	0,2			0,27		
F	20,8			16,35		

Bron: eigen berekeningen

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Tabel 77 Regressieresultaten Woningen site Overpelt-Lommel (openbare verkopen)

	Model "1"			Model "2"		
	B _i	Beta _i	t	B _i	Beta _i	t
(Constante)	14,09		65,	13,94		52,
WONKLAS	0,20	0,1	2,	0,17	0,	2,
OPPCA	0,00	0,0	1,	0,00	0,	1,
ZONE	0,05	0,	2,	0,23	0,	1,
ZONKwad				-0,02	-0,	-1,
Aantal	105			105		
R ² aangep.	0,09			0,09		
F	4,42			3,63		

Bron: eigen berekeningen

Interpretatie

Voor de verkopen uit de hand, wordt 26% van de variatie in de logaritme van de prijs verklaard door de geschatte prijsvergelijking ($R^2_a = 0.26$). Voor de verkopen uit de hand is de verklaringsgraad groter dan voor de openbare verkopen ($R^2_a = 0.09$). Het ter beschikking krijgen van gegevens omtrent méér variabelen zou deze verklaring kunnen verbeteren. Zo beschikt Kohlhase (1991) in haar onderzoek over gegevens (i) omtrent tien kenmerken van de woning, en (ii) omtrent acht karakteristieken van de buurt waarin de huizen gelegen zijn; het aantal observaties bedraagt bovendien 1500. In ons onderzoek hadden we maar de beschikking over gegevens omtrent vier variabelen: woningtype, oppervlakte van het perceel, de ligging t.o.v. het centrum²⁴ en de zone (afstand van de ergste vervuiling).

Voor *het model "1"*, zowel voor de verkopen uit de hand als voor de openbare verkopen, is de coëfficiënt van de zonevariabele (ZONE) significant verschillend van nul. De geschatte waarden voor de coëfficiënten voor de verkopen uit de hand enerzijds, en voor de openbare verkopen anderzijds, liggen zéér dicht bij elkaar: 0,0549 versus 0,0598.

Bovendien merken we op dat het woningtype (WONKLAS) voor beide soorten verkopen relevant is voor de hoogte van de prijs, terwijl de invloed van de oppervlakte alleen duidelijk is bij de verkopen uit de hand.

Voor *model "2"* - de kwadratische specificatie - zijn de zonevariabelen (ZONE en ZONKwad) enkel significant in geval van verkopen uit de hand. De (niet significant

²⁴ De variabele 'ligging t.o.v. het centrum' bleek niet significant, en wordt niet opgenomen in de voorgaande tabellen.

VII.

gevonden waarden voor de coëfficiënten) in geval van openbare verkopen sluiten echter opnieuw dicht aan bij deze in geval van verkopen uit de hand. Bij openbare verkopen blijkt het verband afstand-reële prijs van de woningen aldus lineair, en niet degressief (binnen de zone 0-2500 meter).

Uit de bovenstaande resultaten kunnen we **besluiten** dat het *verder verwijderd zijn* van de kern van de bodemvervuiling wel degelijk *een positieve invloed* heeft op de reële prijs van de verkochte woningen. Om de positieve invloed van de afstand beter te vatten berekenen we de "marginale prijs van de afstand".

De "Marginale prijs v/d afstand"

Op basis van de geschatte waarden van de coëfficiënten omtrent de invloed van de afstand (zie de variabelen ZONE en ZONKwad) kunnen we de "Marginale prijs v/d afstand" (MPA) berekenen (cfr. Kohlhasse, 1991, p.15).

Voor de log-lineaire regressievergelijking (model "1"):

$$\text{Log}(\text{prijs}_i) = B_0 + B_1 * \text{ZONE}_i + B_2 * \text{WONKLAS}_i + B_3 * \text{OPPCA}_i + e_i$$

wordt de MPA gevonden op basis van de formule:

$$\text{MPA} = B_1 * \text{Gemiddelde Prijs} \quad (1)$$

Voor de log-kwadratische regressievergelijking (model "2"):

$$\text{Log}(\text{prijs}_i) = B_0 + B_1 * \text{ZONE}_i + B_2 * \text{ZONKwad}_i + B_3 * \text{WONKLAS}_i + B_4 * \text{OPPCA}_i + e_i$$

wordt de MPA gevonden op basis van de formule:

$$\text{MPA} = (B_1 + 2 * B_2 * \text{Gemiddelde Afstand}) * \text{Gemiddelde Prijs} \quad (2)$$

Omwille van de betere kwaliteit van de schatting van de hedonistische prijsvergelijking in geval van *verkopen uit de hand*, baseren we ons op de coëfficiënten van deze laatste. Zo krijgen we volgende resultaten:

Tabel 78 Woningen: Marginale prijs v/d afstand

Marginale prijs v/d afstand (per 500 m)		
(1)	(2)	(3)
Model	In BEF	% mediaan pr
1 (lineair)	174.001	5,5%
2 (kwadr)	168.095	5,3%

Bron: eigen berekeningen

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

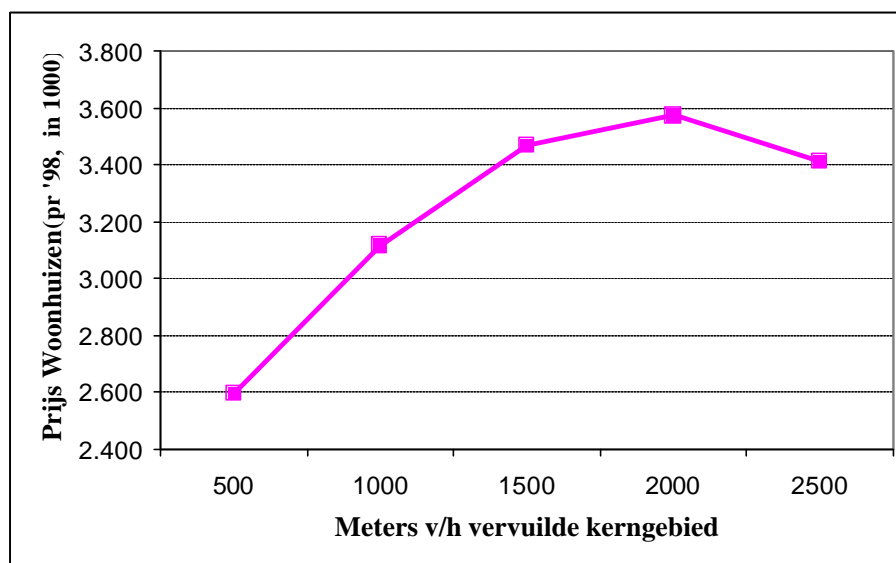
Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Zo blijkt het dat per zone van 500 meter de reële verkoopprijs (verkopen uit de hand) met *ca. 5% stijgt*. De nabijheid van de site wordt blijkbaar als een 'disamenity' aanzien. In een analoge studie omtrent de invloed van bodemvervuiling schatten Mendelsohn et. al. (1992, p.266), met gebruik van een lineair model, het pollutie-effect van een eerste site op 8% van de waarde van de woningen in de omringende zone, van een tweede site op 3 à 7%. Kiel (1995, p.434) schat het degressieve pollutie-effect van de nabijheid van 'Superfund sites' gemiddeld op 3 à 4.9% per mijl.

De kwadratische specificatie (model b) laat bovendien zien dat de relatie afstand - prijs niet lineair is. De woningprijzen stijgen aan een degressief tempo tot in zone 1500-2000 meter (zie onderstaande figuur). Op basis van een onderzoek voor het jaar 1985, ook gebaseerd op een kwadratische specificatie voor de hedonistische prijsvergelijking, besluit Kohlhase, (1991, p.15) eveneens tot een degressief stijgend verband tussen de afstand en de woningprijzen tot op 6 mijl van de vervuilde site. Het prijsverschil tussen de woningen vlakbij de site en deze op 6 mijl afstand bedraagt in deze studie 14%.

Volgens onze resultaten is voor de site Overpelt-Lommel het pollutie-effect sterker maar beperkter in afstand: het prijsverschil tussen de meest nabije woningen en deze op 2000 meter afstand bedraagt circa 38% : het procentueel verschil tussen 3.584.000 BEF (2000 meter afstand) en 2.603.000 BEF (500 meter afstand).

Fig. 1 Overpelt-Lommel: woningprijzen (verk. uit de hand) en afstand van de vervuilde site



Bron: eigen berekeningen

VII.

Opmerking: de grafiek is de voorstelling van de volgens het kwadratische model '2' voorspelde reële woningprijs in functie van de afstand, waarbij de invloeden van het woningtype en de oppervlakte van het perceel geneutraliseerd werden.

De waardevermindering vanwege de nabijheid van de vervuiling

Bij de berekening van het waardeverlies vanwege de nabijheid van de vervuiling gaan we als volgt te werk. Onderstaande Tabel 79, deel A geeft een overzicht van de via de hedonistische prijsvergelijking gesimuleerde prijs van de woonhuizen (alle verkopeningen) volgens de afstand van de kernvervuiling (prijzen van 1998). Zoals op bovenstaande Fig. 1 afgebeeld, stijgen de prijzen in functie van de afstand, tot in zone 1500-2000 meter. Voor de drie zones dichterbij de vervuiling berekenen we het prijsverschil t.o.v. de zone 1500-2000 meter (zie Tabel 79 deel B, de rijen b1, b2, b3 zijn respectievelijk het verschil tussen de rijen a1, a2, a3 en de rij a4). Hoe kleiner de afstand van de vervuiling, hoe groter het waardeverlies is.

Tabel 79: Woningprijzen per afstandszone

A) Model gesimuleerde Prijs van de woonhuizen (1.000 BEF), alle verkopeningen					
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
	Afstand v/h kerngebied	Woningtype			TOTAAL
		Kleiner	Middelgroot	Groter+Villa	
(a)	0-500 m	2.137	2.829	4.309	2.603
(a)	500-1000	2.566	3.397	5.175	3.126
(a)	1000-1500	2.855	3.779	5.756	3.478
(a)	1500-2000	2.942	3.895	5.932	3.584
B) Prijsverschil t.o.v. zone 1500-2000 m (1.000 BEF), alle verkopeningen					
	Afstand v/h kerngebied	Kleiner	Middel	Groter+Villa	TOTAAL
(b)	0-500 m	805	1.066	1.623	981
(b)	500-1000	376	497	757	458
(b)	1000-1500	87	115	176	106

Bron: eigen berekeningen

Vermenigvuldigen we de bedragen uit Tabel 79, deel B, met het aantal verkopeningen (uit de hand plus openbare), dan bekomen we volgende reële bedragen (prijzen van 1998) voor het waardeverlies van de *in de periode 1989-98 verkochte* woningen in drie meest nabij gelegen zones:

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Tabel 80 Waardeverlies verkochte woningen (uit de hand + openbare verkopen) in 1.000 BEF

Afstand v/h kerngebied	Woningtype			Totaal
	Kleinere	Middelgrote	Grotere + Villa	
0-500 m	16.100	13.854	1.411	31.364
500-1000 m	10.142	19.394	1.743	31.279
1000-1500 m	1.480	4.495	202	6.177
Totaal	27.722	37.742	3.356	68.820

Bron: eigen berekeningen

Het door de hedonistische prijsvergelijking gesimuleerde - centrale - bedrag voor het totale waardeverlies voor de drie zones samen komt aldus op circa 68,8 miljoen BEF (in prijzen van 1998). Rekening houdend met het op de schattingen gebaseerde 95% betrouwbaarheidsinterval²⁵ belooft dit waardeverlies minimaal 66,6 mln tot maximaal 78 mln BEF.

Om het potentieel waardeverlies van *de thans aanwezige* woningen te schatten, dienen we te beschikken over het aantal aanwezige woningen per zone. Hieromtrent zijn we vooralsnog genoodzaakt een schatting te maken gebaseerd op het aantal verkopen de afgelopen 10 jaar, aangevuld met 50% nieuwbouw. Het resultaat - dat wij als onderschatting beschouwen - is te lezen in Tabel 81, kolom (1). Geconditioneerd door de accuraatheid van deze schatting krijgen we als resultaat voor het potentieel waardeverlies voor de *in de thans aanwezige woningen*:

Tabel 81 Schatting Potentieel waardeverlies thans aanwezige woningen (1.000 BEF)

Afstand v/h kerngebied	Schatting waardeverlies			
	(1)	(2)	(3)	(4)
Aantal Woningen	Laagste	Centrale	Hoogste	
0-500 m	418	397.081	409.895	464.928
500-1000 m	673	298.328	307.955	349.302
1000-1500 m	948	97.394	100.537	114.036
Totaal	2.039	792.804	818.388	928.266

Bron: eigen berekeningen

Deze - voorzichtige - schattingen liggen aldus binnen een vork van 793 à 928 mln. BEF.

²⁵ Stellen we de door de hedonistische prijsvergelijking gesimuleerde gemiddelde prijs (alle woningtypes) op 1, dan zijn de op het 95% betrouwbaarheidsinterval gebaseerde uiterste waarden: 0,9687 (minimum) en 1,1343 (maximum).

VII.

Bouwgronden

Bouwgronden: aantallen en gemiddelde reële prijzen

Als uitgangspunt verzamelden we de gegevens omtrent de verkopeningen van bouwgronden in Overpelt en Lommel, gedurende de periode 1989-1998²⁶. We selecteerden die verkopeningen gelegen tot op 2500 meter afstand van het ergst vervuilde kerngebied. Voor deze verkopeningen was volgende informatie beschikbaar:

Tabel 82 Site Overpelt: kenmerken van de verkochte bouwgronden

	Attribuut	Variabele
	Datum van verkoping	
	Soort verkoop: uit de hand, openbaar (vrijwillig of gedwongen)	
	Perceelstype: bouwgrond niet gespecificeerd; open bebouwing, villagrond; halfopen bebouwing; gesloten bebouwing	PERCKLAS
	Oppervlakte van het perceel in ca	OPPCA
	De nominale verkoopprijs. Aan de hand van de prijsindex van de verkopeningen van bouwgronden (ingedeeld naar de oppervlakte van het perceel) in de gemeente Overpelt en Lommel deflateerden we de nominale prijs tot de <i>reële</i> verkoopprijs (in prijzen van 1998).	PRRE
	Door ons werd gecodeerd:	
	de afstandszone waarin de bouwgrond zich ten opzichte van de vervuilde site bevindt	ZONE
	de ligging: binnen of buiten het centrum van de gemeente	LIGGING

Onderstaande Tabel 83 en Tabel 84 geven een overzicht van de reële prijs van de verkopeningen van bouwgronden in de nabijheid van Site Overpelt-Lommel gedurende de periode 1989-1998. Dit overzicht houdt rekening met het perceelstype en met de afstand tot het meest vervuilde 'kern'-gebied.

Tabel 83 Site Overpelt-Lommel: reële prijs v/d nabije bouwgronden (verkop. uit de hand)

Deel 1 : Verkoopprijs per perceel (in prijzen van 1998), absolute cijfers										
	Perceelstype								Totaal	
	Bouwgrond niet gespecificeerd		Open bebouw, Villagrond		Halfopen bebouwing		Gesloten bebouw		Aantal	Mediaan
Zone (m)	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan
0-1000	2	908.572	12	1.325.566					14	1.325.566
1000-1500	2	1.116.702	13	1.564.774					15	1.498.605
1500-2000			27	1.663.429					27	1.663.429
2000-2500	13	1.312.140	37	1.472.003	3	3.069.581	1	1.083.185	54	1.463.007
2500-3000	11	1.207.346	33	1.284.043			5	1.312.140	49	1.291.032

²⁶ Bron: Kamer van de Notarissen van het arrondissement Hasselt, Resultaten van de verkopeningen in het arrondissement Hasselt, ANHYP, jaargangen 1989-98.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Totaal	28	1.271.426	122	1.411.510	3	3.069.581	6	1.312.140	159	1.404.942
Deel 2 : Indexen over alle zones										
Zone (m)	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan
0-1000	2	71	12	94					14	94
1000-1500	2	88	13	111					15	107
1500-2000			27	118					27	118
2000-2500	13	103	37	104	3	100	1	83	54	104
2500-3000	11	95	33	91			5	100	49	92
Totaal	28	100	122	100	3	100	6	100	159	100

Bron: eigen berekeningen

In de periode 1989-98 gebeurden 80% van de transacties (159 op het geheel van 200) in bouwgronden via verkopeningen uit de hand. Hierbij zijn de prijzen in de zone 0-1000 meter lager dan in de zone 1000-1500, waar de gronden op hun beurt weer lager geprijsd zijn dan in zone 1500-2000 meter. We wensen echter nogmaals te beklemtonen dat de in Tabel 83 en Tabel 84 vermeldde mediaanprijzen enkel ingedeeld zijn naar de afstand tot de ergste vervuiling. Daarnaast spelen simultaan nog andere determinanten een rol. Om het effect van de afstand uit te zuiveren van deze ander invloeden is de schatting van een hedonistische prijsvergelijking aangewezen.

Deze bemerking geldt evenzeer voor de prijzen gevormd bij de openbare verkopeningen, waar trouwens het effect van de afstand op de prijzen helemaal niet duidelijk is.

VII.

Tabel 84 Site Overpelt-Lommel: reële prijs v/d nabije bouwgronden (openbare verkop.)

Deel 1 : Verkoopprijs per perceel (in prijzen van 1998), absolute cijfers										
Zone (m)	Perceel type								Totaal	
	Bouwgrond niet gespecificeerd		Open bebouw, Villagrond		Halfopen bebouwing		Gesloten bebouw		Aantal	Mediaan
0-1000	2	5.728.481	0		0		3	2.640.000	5	2.640.000
1000-1500	2	2.255.227	1	950.000	0		4	1.487.500	7	1.500.000
1500-2000	0		3	700.000	2	2.051.215	2	1.105.000	7	1.000.000
2000-2500	8	1.967.643	0		0		10	2.060.577	18	1.967.643
2500-3000	4	2.079.967	0		0		0		4	2.079.967
Totaal	16	2.211.173	4	825.000	2	2.051.215	19	1.875.000	41	1.873.256

Deel 2 : Indexen over alle zones										
Zone (m)	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan	Aantal	Mediaan
0-1000	13	259					16	141	12	141
1000-1500	13	102	25	115			21	79	17	80
1500-2000	0	0	75	85	100	100	11	59	17	53
2000-2500	50	89					53	110	44	105
2500-3000	25	94							10	111
Totaal	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Bron: eigen berekeningen

Bouwgronden: schattingsresultaten voor de hedonistische prijsvergelijking

Zoals daarnet aangekondigd proberen we het belang van de diverse prijsinvloeden te bepalen aan de hand van de econometrische schatting van de hedonistische prijsvergelijking waarbij we twee vormen uitproberen:

- Model "1" : de log-lineaire specificatie:

$$\text{Log}(\text{prijs}_i) = B_0 + B_1 * \text{LIGCODE}_i + B_2 * \text{PERCKLAS}_i + B_3 * \text{OPPM2}_i + B_4 * \text{ZONE}_i + e_i$$

- Model "2" : de log-kwadratische specificatie:

$$\begin{aligned} \text{Log}(\text{prijs}_i) = & B_0 + B_1 * \text{LIGCODE}_i + B_2 * \text{PERCKLAS}_i + B_3 * \text{OPPM2}_i + B_4 * \text{ZONE}_i \\ & + B_5 * (\text{ZONE}_i)^2 + e_i \end{aligned}$$

Zoals reeds aangehaald laat de log-kwadratische specificatie toe rekening te houden met een degressief stijgende invloed van de afstand op de bouwgrondprijzen.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Tabel 85 Regressieresultaten reële prijs bouwgronden Site Overpelt-Lommel (verkopingen uit de hand)

	Model "1"			Model "2"		
	B _i	Beta _i	t	B _i	Beta _i	t
(Constante)	12,94		90,5	12,73		73,7
LIGCODE	0,1153	0,16	3,5	0,0959	0,14	2,8
PERCKLAS	0,0337	0,09	2,0	0,0319	0,09	1,9
OPPCA	0,06	0,68	14,7	0,0006	0,68	14,9
ZONE	0,0355	0,10	2,1	0,2309	0,64	2,4
ZONKwad				-0,0292	-0,55	-2,1
Aantal	247			247		
R ² aangep.	0,48			0,49		
F	58,07			47,99		

Bron: eigen berekeningen; Legende variabelen: zie Tabel 82

Tabel 86 Regressieresultaten reële prijs bouwgronden Site Overpelt-Lommel (openbare verkopen)

	Model "1"			Model "2"		
	B _i	Beta _i	t	B _i	Beta _i	t
(Constante)	13,01		20,6	13,61		14,5
LIGCODE	0,135	0,11	0,9	0,0734	0,06	0,5
PERCKLAS	0,0487	0,12	1,1	0,0531	0,13	1,1
OPPCA	0,0361	0,83	7,1	0,0339	0,77	14,9
ZONE	0,110	0,24	1,9	-0,187	-0,40	-0,5
ZONKwad				0,0481	0,62	0,9
Aantal	40			40		
R ² aangepast	0,57			0,57		
F	14,14			11,39		

Bron: eigen berekeningen; Legende variabelen: zie Tabel 82

Interpretatie

Vooreerst is het opvallend dat voor de bouwgronden de geschatte hedonistische prijsvergelijking een dubbel zo grote verklaring biedt (circa 50%) voor de variatie in de logaritme van de prijs ervan dan voor de woningen: R²_a varieert nu van 0.47 voor de verkopingen uit de hand, tot 0.57 voor de openbare verkopingen. In het geval van de

VII.

woningen is het aantal determinanten van de waarde veel groter. Het slechts kunnen opnemen in de prijsvergelijking van de woningen van enkele van deze determinanten is dan ook een relatief zwaardere lacune dan bij de bouwgronden. Voor deze laatste zijn de invloeden op de waarde minder talrijk (zo bv. spelen de kenmerken van de woning qua grootte, comfort e.d. geen rol aangezien het huis er nog niet staat). Het slechts kunnen opnemen in de hedonistische prijsvergelijking voor de bouwgronden, omwille van gegevensbeperkingen, van enkele - weliswaar belangrijke - invloeden is dan ook een minder grote handicap. Vandaar dat de verklaring (R^2_a) voor de variatie in de bouwgrondprijzen dan ook groter is vergeleken met het geval van de woningen.

Voor *het model "1"*, zowel voor de verkopeningen uit de hand als voor de openbare verkopeningen, is de coëfficiënt van de zonevariabele (ZONE) significant verschillend van nul. De geschatte waarden voor de coëfficiënten voor de verkopeningen uit de hand enerzijds, en voor de openbare verkopeningen anderzijds, zijn weliswaar verschillend: 0,035 versus 0,11.

De perceelsoppervlakte is uiteraard voor beide soorten verkopeningen de belangrijkste invloed op de hoogte van de prijs, terwijl de invloed van de ligging en het perceelstype alleen duidelijk is bij de verkopeningen uit de hand.

Voor *model "2"* - de kwadratische specificatie - zijn de zonevariabelen (ZONE en ZONKwad) enkel significant in geval van verkopeningen uit de hand.

Ook voor de verkochte bouwgronden kunnen we dus **besluiten** dat het *verder verwijderd zijn* van de kern van de bodemvervuiling wel degelijk *een positieve invloed* heeft op de reële prijs ervan

Om de positieve invloed van de afstand beter te vatten berekenen we de "marginale prijs van de afstand".

De "Marginale prijs v/d afstand"

Op dezelfde manier als voor de woningen kan men op basis van de bovenstaande waarden voor de coëfficiënten van de zonevariabelen overgaan tot het berekenen van de "marginale prijs van de afstand" van de bouwpercelen tot de kern van het vervuilde gebied. Omwille van het groter aantal waarnemingen werd gekozen voor de geschatte coëfficiënten gebaseerd op de verkopeningen uit de hand (158 observaties t.o.v. 40 voor de openbare verkopeningen).

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Tabel 87 de "marginale prijs v/d afstand" voor bouwgronden

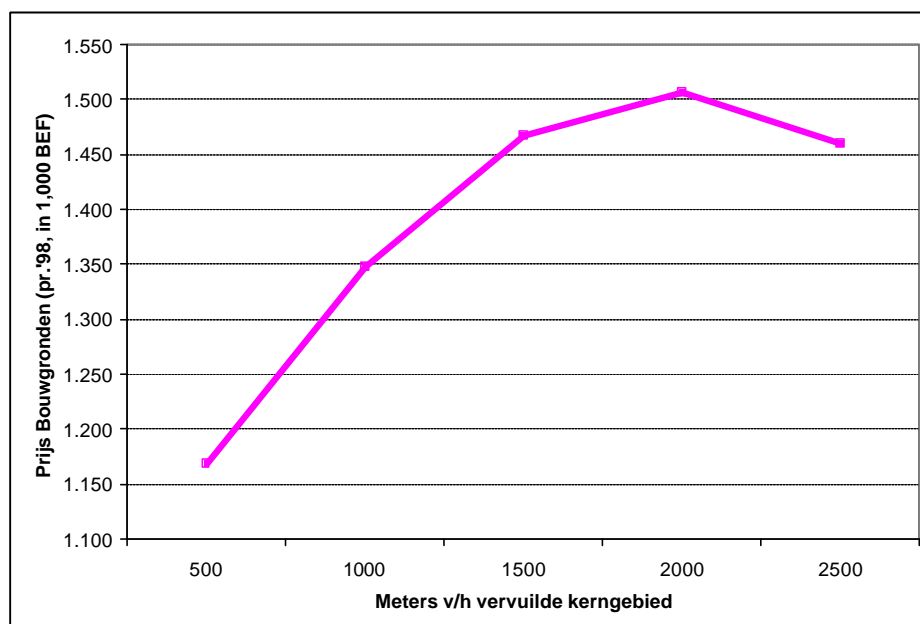
Marginale prijs v/d afstand (per 500 m)		
Model	Absoluut	% mediaan prijs
1 (lineair)	49.872	3,5%
2 (kwadratisch)	22.237	1,6%

Bron: eigen berekeningen

Per zone van 500 meter afstand van het vervuilde kerngebied stijgt de reële verkoopprijs. Volgens het log-lineaire model "1" bedraagt deze invloed, binnen de afstand 0 tot 2500 meter, 3.5% per 500 meter. Het log-kwadratische model "2" wijst daarentegen op een degressief afstandseffect, met name gemiddeld 1.6% per 500 meter. In de literatuur zijn ons geen vergelijkbare studies, specifiek omtrent de invloed van een vervuilde site op de prijs van *bouwgronden*, bekend.

Op basis van de resultaten uit model "2" kunnen we de degressieve invloed van de afstand grafisch afbeelden op onderstaande figuur.

Fig. 2 Overpelt-Lommel: prijs bouwgrond (per perceel) en afstand van de vervuilde site



Bron: eigen berekeningen

Deze evolutie is 'gezuiverd' van de invloed van de oppervlakte, de ligging en het type van het perceel.

VII.

Het waardeverlies vanwege de nabijheid van de vervuiling

Bij de berekening van het waardeverlies vanwege de nabijheid van de vervuiling gaan we analoog te werk als voor de berekening van het waardeverlies van de woningen.

Onderstaande Tabel 88, deel A geeft een overzicht van de via de hedonistische prijsvergelijking gesimuleerde prijs van de woonhuizen (alle verkopen) volgens de afstand van de kernvervuiling (prijzen van 1998). Zoals op bovenstaande Fig. 2 afgebeeld, stijgen de prijzen in functie van de afstand, tot in zone 1500-2000 meter. Voor de drie zones dicht bij de vervuiling berekenen we het prijsverschil t.o.v. de zone 1500-2000 meter (zie Tabel 88 deel B, de rijen b1, b2, b3 zijn respectievelijk het verschil tussen de rijen a1, a2, a3 en de rij a4). Hoe kleiner de afstand van de vervuiling, hoe groter het waardeverlies is.

Tabel 88: Bouwgrondprijzen per afstandszone

A) Model gesimuleerde Prijs van de bouwgronden (1.000 BEF), alle verkopen						
	(1)	(2)	(3)	(4)		(5)
Afstand v/h kerngebied	Perceelstype					Totaal
	Bouwgrond niet gespecificeerd	Open bebouw, Villagrond	Halfopen bebouwing	Gesloten bebouw		
(a1)	0-500 m	1.079.198	1.187.721	1.114.224	1.150.386	1.165.037
(a2)	500-1000 m	1.245.555	1.370.807	1.285.980	1.327.716	1.344.625
(a3)	1000-1500 m	1.356.069	1.492.433	1.400.080	1.445.519	1.463.929
(a4)	1500-2000 m	1.392.700	1.532.748	1.437.900	1.484.567	1.503.474
B) Prijsverschil t.o.v. zone 1500-2000 m (1.000 BEF), alle verkopen						
	Afstand v/h kerngebied	Bouwgrond niet gespecificeerd	Open bebouw, Villagrond	Halfopen bebouwing	Gesloten bebouw	Totaal
(b1)	0-500 m	313.502	345.027	323.676	334.181	338.437
(b2)	500-1000 m	147.145	161.941	151.920	156.851	158.848
(b3)	1000-1500 m	36.631	40.315	37.820	39.047	39.545

Bron: eigen berekeningen

Vermenigvuldigen we de bedragen uit Tabel 88, deel B, met het aantal verkopen (uit de hand plus openbare), dan bekomen we volgende reële bedragen (prijzen van 1998) voor het waardeverlies van de *in de periode 1989-98 verkochte bouwgronden in drie meest nabij gelegen zones*:

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Tabel 89 Waardeverlies verkochte bouwgronden (verkopingen uit de hand plus de openbare verkopingen), 1.000 BEF

Zone (m)	Bouwgrond niet gespecificeerd	Open bebouw, Villagrond	Halfopen bebouwing	Gesloten bebouw	Totaal
0-1000	1.881	4.140	0	1.003	7.024
1000-1500	1.324	4.210	0	784	6.319
1500-2000	183	2.137	151	78	2.549
Totaal	3.388	10.487	151	1.865	15.892
Aantal percelen	62	191	7	29	289

Bron: eigen berekeningen

Zoals aangegeven in deze tabel, bedraagt het globale waardeverlies inzake verkopingen van bouwgronden in de volledige onderzochte zone (periode 1989-98) circa 16 miljoen BEF.

4.5 ½ Besluit

In Vlaanderen werd voor het eerst een reeks onderzoeken gedaan naar de saneringsbaat op basis van de hedonistische prijs methode. In deze bijdrage werden de werkwijze en resultaten beschreven van één van de uitgevoerde gevalstudies; Het betreft een reeds lang bekende vervuiling rond een zinkfabriek op de grens van de gemeenten Overpelt-Lommel in het noorden van de provincie Limburg²⁷. De aard van de vervuiling bestaat hoofdzakelijk uit de aanwezigheid van zware metalen, met name cadmium. Deze vervuiling is het gevolg van de industriële zinkproductie die sinds de tweede helft van de 19e eeuw in de Noorderkempen op gang kwam. Binnen dit ruimere gebied zijn er een aantal sterker vervuilde kernen; de omgeving van de oude zinkfabriek, grondgebied Overpelt-Lommel, is daar één van.

Gezien de reeds zéér lange aanwezigheid van de zinkfabriek is de bevolking uiteraard bewust van de vervuiling. Dit bewustzijn werd nog bevorderd doordat van officiële zijde verschillende malen informatie verstrekt werd en ook beperkingen inzake het gebruik van de moestuinen werden opgelegd.

In het onderzoek werd de bodemkwaliteit van bouwgronden en woonhuizen gemeten via de grootte van *de afstand* van het berokken perceel tot de 'kern van de vervuiling'. Als uitgangspunt fungeerden kaarten waarop de contouren van de cadmium bodemverontreiniging rond de kern, de oude zinkfabriek in Overpelt, zijn aangegeven. De centrale contour (12 mg Cd/ kg droge stof) duidt het gebied aan met de hoogste graad van vervuiling, het zogenaamde "kerngebied". Aansluitend bij de vorm van dit

²⁷ Zie: Thewys T., Draye A. & Kwanten A., op. cit., 2000

VII.

gebied werden afstandscontouren getrokken, met telkens een tussenafstand van 500 meter. Daarna werden de verkopeningen van woonhuizen en bouwgronden, gelegen tot op 2500 meter afstand van het kerngebied, geregistreerd gedurende de periode 1989-1998. Volgens de hedonistische prijs methode worden de reële prijzen van de verkopeningen dan gerelateerd aan een reeks van kenmerken zoals de klasse van de woning, de oppervlakte van het perceel, het comfort van de woning, de ligging t.o.v. het centrum van de gemeente, en ook de *afstand* tot de ergste vervuiling.

De invloed van de afstand bleek statistisch significant. Op basis van de geschatte coëfficiënt voor de variabele 'afstand' werd afgeleid dat de reële verkoopprijs van *woonhuizen* (verkopen uit de hand) per zone van 500 meter met *ca. 5% stijgt*. De nabijheid van de site wordt blijkbaar als een 'disamenity' aanzien.

Het prijsverschil tussen de meest nabije woningen en deze op 2000 meter afstand bedraagt circa 35%: het procentueel verschil tussen 3.580.000 BEF (2000 meter afstand) en 2.650.000 BEF (500 meter afstand). Ook voor de verkoopprijzen van de *bouwgronden* was de invloed van de ligging significant. Naarmate de afstand van de vervuiling toenam stegen de prijzen met 1,6% per zone van 500 meter.

In het geval van de site Overpelt-Lommel leidt de bodemvervuiling dus wel degelijk tot aantoonbare en kwantificeerbare waardeverminderingen van onroerende goederen; het saneren van de vervuilde gronden kan dan ook duidelijk baten genereren

De onderzoeksresultaten duiden op de noodzaak om in de toekomstige discussies en de besluitvorming over bodemsanering niet langer alleen uit te gaan van de kosten maar ook de baten in acht te nemen.

Referenties

Buurman J. e.a., Een economische analyse van bodemsanering, *Bodem*, nr.2, 1999, pp.72-74.

Garrod G. and Willis K., Using Contingent Ranking to Estimate the Loss of Amenity Value for Inland Waterways from Public Utility Service Structures, *Environmental and Resource Economics* 12, 1998, p. 241-247.

Groothuis P.A., Van Houtven G. and Whitehead J.C., Using contingent valuation to measure the compensation required to gain community acceptance of a LULU: The case of a hazardous waste disposal facility, *Public Finance Review* Vol. 26 No. 3, p. 231-249, 1998

Hanley, N. & C.L. Spash, Cost-Benefit analysis and the environment, Aldershot, 1993.

Ide, G. & A. Ectors, Bodemverontreiniging en bodemsanering, Handboeken Stichting Leefmilieu 13, Antwerpen 1996.

Ketkar, K., Hazardous waste sites and property values in the State of New Jersey, *Applied Economics*, Vol.24, 1992, pp.647-659.

Kiel, K., Measuring the impact of the discovery and cleaning of identified hazardous waste sites on house values, *Land economics*, Vol.71, no.4, 1995, pp.428-35.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Kinnard W.N. Jr., e.a., The effects of varying levels of negative publicity on single-family property values: a case study of soil contamination, *Assessment Journal*, Sept/Octob., 1996, pp.35-44.

Kohlhase, J., The impact of toxic waste sites on housing values, *Journal of Urban Economics*, Vol.30, 1991, pp.1-26.

Lind, R., Spatial equilibrium, the theory of rents, and the measurement of benefits from public programs, *Quarterly Journal of Economics*, Vol.87, 1973, pp.188-207.

Loomis J.B., Expanding contingent value sample estimate to aggregate benefit estimates: Current practices and proposed solutions, *Land Economics* 63, p. 396-402, 1987

Mendelsohn, R, D. Hellerstein, M. Huguenin, R. Unsworth & R. Brazee, Measuring hazardous waste damages with panel models, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.22, 1992, p..259-271.

Nelson, A.C., J. Genereux & M. Genereux, Price effects of landfills on house values, *Land Economics*, Vol. 68, November 1992, pp.359-365.

Thewys T., Draye A, & Kwanten A. (2000a). Economische baten van bodemsanering, Studierapport in opdracht van de OVAM. Mechelen, OVAM

Thewys T., Draye A, & Kwanten A. (2000b). Baten van bodemsanering: een toepassing van de hedonische prijs methode en de contingent valuation methode, Studierapport in opdracht van MIRA-VMM. Mechelen, VMM.

Thewys T., Kosten-batenanalyse en kosteneffectiviteitsanalyse in het kader van bodemsanering, *Energie & Milieu*, 14^e jg, nr.3, 1998, pp.116-119.

Wierstra E., Van Der Veen A. en Geurts P., Monetaire waardering van milieuveranderingen: de Contingent Valuation methode, *Maandschrift Economie*, jaargang 60, 1996, p. 155-176.

VII.

5 ½ Milieuschadeposten van luchtverontreiniging

Leo De Nocker, Vito

Luc Int Panis, Vito

Rudi Torfs, Vito

5.1 ½ Inleiding en doelstelling

Luchtverontreiniging door de traditionele pollutanten SO₂, NO_x en stof is een belangrijk milieuprobleem, met grote impacts op ecosystemen (verzuring en eutrofiëring), op volksgezondheid, op landbouw en op (al dan niet historische) gebouwen. Sommige van deze impacts zijn vooral lokaal, andere hebben een sterk grensoverschrijdend karakter. Het grootste gedeelte van deze emissies worden veroorzaakt door de verbranding van brandstoffen. Daarenboven leidt dit ook tot de uitstoot van broeikasgassen, vnl. CO₂. Op internationaal vlak zijn er reeds verregaande afspraken gemaakt om deze emissies te reduceren (vnl. voor SO₂ en NO_x), wat tot potentieel hoge kosten van reductiemaatregelen kan aanleiding geven. Het is dus nodig een goed inzicht te verkrijgen in de baten voor de maatschappij van deze verwachte reductiemaatregelen.

In MIRA S is veel info op een consistente wijze samengebracht met betrekking tot deze emissies, hun verspreiding en effecten op mens en natuur. Hierbij werden drie verschillende scenario's voor de ontwikkeling 2000-2010 doorgerekend en onderling vergeleken. In dit hoofdstuk bespreken we de milieuschadeposten van deze scenario's en schatten we de baten van de voorgestelde beleidsmaatregelen in. De inschatting van de milieuschadeposten is gebaseerd op de Europese ExternE-2000 methodologie (EC, 1995,1999; Bickel et al, 2000) – zoals door Vito toegepast - en is aangepast om consistent te zijn met de verschillende relevante hoofdstukken uit MIRA-S 2000 m.b.t. emissies, verspreiding en evaluatie van effecten op mens en landbouw.

Deze bijdrage is ingedeeld in 5 grote delen. In deel 1 bespreken we eerst de algemene methode. Vervolgens wordt een inschatting gegeven van de (marginale) milieuschadeposten per ton pollutant voor SO₂, NO_x en deeltjes. Daarna wordt een inschatting gemaakt van de schadeposten van het geheel van emissies uit de Vlaamse sectoren. Vervolgens worden de totale milieuschadeposten voor de verschillende scenario's besproken en de baten van de bijkomende maatregelen becijferd. Omwille van het specifieke karakter worden de impacts van broeikasgassen afzonderlijk besproken. Tot slot worden enkele illustraties gegeven van het gebruik van deze info voor het milieubeleid.

5.2 ½ De schadefunctie-methode

Structuur van de methode

Om de milieuschade van luchtverontreiniging in te schatten hanteren we de “schadefunctie-methode” (Figuur 1) Bij deze methode brengen we stapsgewijs in kaart

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

hoe de verschillende geloosde polluenten onze welvaart beïnvloeden (zie milieubaten, deel 2: begrippen, definities en methoden).

De methode bestaat aldus uit twee grote delen: het grootste deel behelst de effectbepaling, (stappen 1 tot en met 4 in) en hiervoor wordt beroep gedaan uit verschillende disciplines van de positieve wetenschappen. In het tweede deel worden deze effecten op mens en natuur gewaardeerd via marktprijzen of data uit milieu-economische studies.

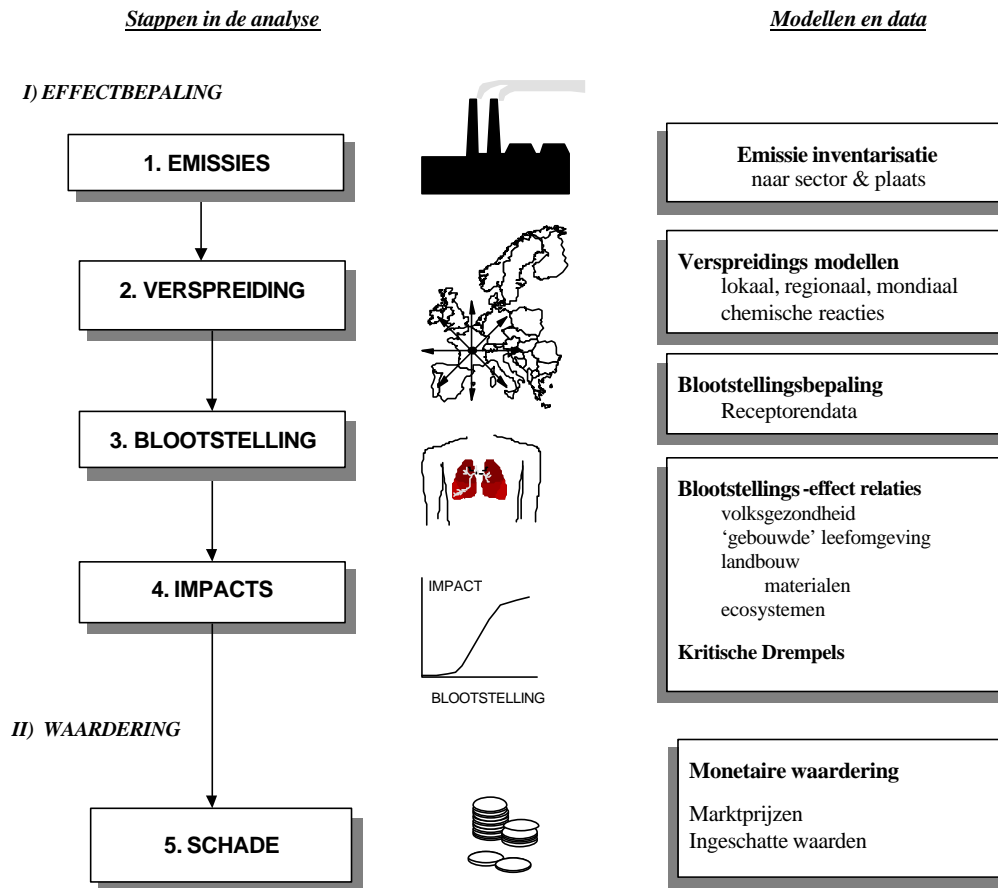
Ten eerste worden de emissies geïnventariseerd, waarbij men rekening houdt met de plaats (bijv. in de stadskern of op een industriezone) en met de kenmerken van de emissie (hoge versus lage schouw, temperatuur). Een tweede stap betreft het modelleren hoe deze emissies zich verspreiden en hoe secundaire polluenten worden gevormd (vooral ozon en secundaire deeltjes zijn belangrijk, zie verder). Het resultaat van deze modellen informeert ons in welke mate concentraties van vervuilende stoffen in de atmosfeer toenemen. Ten derde wordt de blootstelling van de verschillende receptoren aan toegenomen concentraties berekend, rekening houdend met de bevolkingsdichtheid in verschillende gebieden, de verbouwde gewassen en aanwezige ecosystemen. Aan de hand van blootstellings-effect relaties kunnen we dan de impacts becijferen op de volksgezondheid, gebouwen, gewassen en ecosystemen. Dit resulteert in een brede waaier van impactindicatoren zoals bijkomende gevallen van ziektes, verminderde opbrengst van landbouwgewassen, corrosie aan gebouwen.

In stap 5 worden deze impacts gemonetariseerd aan de hand van marktprijzen of ingeschatte waarden. De waardering is gebaseerd op de 'bereidheid tot betalen', welke aansluit bij de vorming van marktprijzen. Dit laat toe – althans in zoverre data beschikbaar zijn - om de verschillende impacts op een gemeenschappelijke noemer te brengen en deze te vergelijken met andere marktprijzen (zoals bijvoorbeeld kosten van milieumaatregelen).

Voor deze studie is vooral de waardering van gezondheidseffecten van belang. Deze worden verder gedetailleerd besproken bij de behandeling van gezondheidsaspecten. Daarnaast zou ook de waardering van ecologische impacts van belang moeten zijn, maar helaas zijn hierover te weinig data voorhanden in de literatuur om de meest belangrijke ecologische impacts, met name m.b.t. verzuring en vermesting, te waarderen. Tot slot zijn er specifieke problemen bij de waardering van impact van broeikasgassen, vnl. m.b.t. het verdisconteren van lange termijn impacts (over meerdere generaties) en in armere landen. Deze worden verder besproken.

VII.

Figuur 1: De schadefunctie methode om milieuschadecosten van emissies in te schatten.



Toepassingen van de methode in het ExternE project

Het schema uit figuur 1 lijkt logisch en simpel maar de toepassing in de praktijk vergt de integratie van vele data en modellen uit de verschillende stappen tot één consistent rekenraamwerk. Hierbij moeten uitgangspunten en meeteenheden uit de verschillende wetenschappelijke disciplines op elkaar worden afgestemd. Als voor één stap de data of modellen ontbreken is er geen resultaat en de onzekerheden worden gecumuleerd over de verschillende stappen. Dit verklaart waarom er al bij al maar weinig toepassingen zijn van deze methode op complexe problemen zoals luchtverontreiniging. Eerdere studies m.b.t. schade door luchtverontreiniging in de jaren 80 gebruikten aldus andere methodes (kosten van reductiemaatregelen) of maakten een hele reeks zeer sterke vereenvoudingen in de verschillende stappen.

De Europese Unie zag wel de noodzaak in om op deze wijze de schade van emissies naar lucht te meten, en zette begin jaren 90 hiervoor een groot wetenschappelijk project op, in samenwerking met het Amerikaanse Department of Energy. De focus hierbij was

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

om de externe kosten van energiegebruik te kwantificeren voor alle energiedragers. Externe kosten van energie zijn alle kosten met betrekking tot de productie en distributie van energie, die – in tegenstelling tot de ‘interne’ kosten - niet in de prijs zijn inbegrepen. Energieprijzen weerspiegelen “slechts” de inbreng van arbeid en kapitaal, van grondstoffen en werkingskosten, van taksen en verzekeringen, maar niet de schadekosten voor de volksgezondheid en voor het milieu.

Binnen het Joule programma van de EC werd aldus tussen 1991-1995 de ExternE methodologie ontwikkeld om de milieuschadekosten te bepalen van energiegebruik in de EU. Het laat toe om de externe kosten van verschillende vormen van elektriciteitsproductie te berekenen en dit model werd toegepast voor een alle EU lidstaten, inclusief België. (1997) Sinds 1996 is dit model verder uitgebreid om de externe kosten van transport te berekenen.(1996-2000) Voor België werd de methodologie geïmplementeerd door Vito voor elektriciteitsproductie (1997) en transport (2000). (Voor een overzicht zie www.vito.be) Dit rekenraamwerk is de laatste jaren in een hele reeks Europese lidstaten, waaronder België, verder ontwikkelt en toegepast in het kader van wetenschappelijke programma’s en in beleidsstudies voor de energie-industrie en voor overheden. Op internationaal vlak werden de resultaten gebruikt door de EU en ter voorbereiding van het protocol van Göteborg (UN/ECE) om de baten van reductie van grensoverschrijdende luchtverontreiniging te evalueren.

Toepassing van de ExternE methode voor het MIRA-S rapport

De cijfers in dit hoofdstuk zijn voornamelijk gebaseerd op berekeningen aan de hand van het ExternE rekenraamwerk 2000, en aanpassingen voor Vlaanderen en België van dit rekenraamwerk door Vito. Deze cijfers kunnen verschillen ten overstaan van vroegere publicaties die zich baseren op de ExternE 1995 of ExternE 1999 methode, alhoewel aan al deze edities van ExternE dezelfde basisprincipes ten grondslag liggen. De cijfers in dit rapport zijn geactualiseerd m.b.t. de ExternE-2000 methodologie waarbij vorige elementen van het rekenraamwerk zijn aangepast aan nieuwe gegevens (bijv. achtergrondconcentraties) en nieuwe wetenschappelijke inzichten, en zijn doorgaans een 50 % lager dan deze gebaseerd op ExternE 1998.

Deze cijfers zijn verder aangepast om ze consistent te maken met de andere hoofdstukken van MIRA S. De aanpassingen aan het rekenraamwerk voor MIRA S betreffen voornamelijk consistentie met elementen uit de hoofdstukken over verzurende emissies (SO₂, NO_x), verspreiding van fijn stof, fotochemische ozon en impacts op de mens. Het gaat hem voornamelijk om de gehanteerde verspreidingsmodellen (OPS, Lotos) en hun inputs (emissies voor Vlaanderen en het buitenland) en om de blootstellings-effect relaties die consistent werden gemaakt met deze uit het hoofdstuk over de gezondheidseffecten. In dit hoofdstuk wordt voornamelijk teruggegrepen naar relaties zoals ze gerapporteerd werden door de WHO. De verschillen met ExternE 2000 zijn echter miniem omdat beide terugvallen op dezelfde bronnen (epidemiologische studies). Dit heeft bijgevolg ook geen grote gevolgen voor de

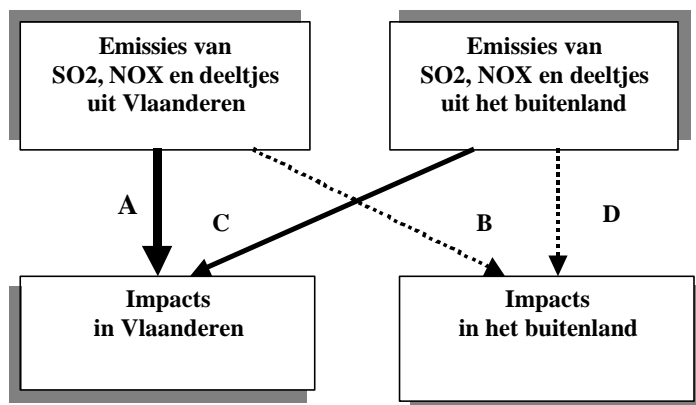
VII.

vergelijkbaarheid met andere cijfers uit de recente literatuur, die niet specifiek werden geactualiseerd voor dit rapport.

Milieuschadekosten van emissies en van immissies.

Ten eerste bespreken we de impacts en schade van emissies uit Vlaanderen. Deze schade situeert zich voor een deel in Vlaanderen (pijl A in Figuur 2) en voor een deel in het buitenland (pijl C in Figuur 2). In een volgende punt worden dan de impacts m.b.t. luchtverontreiniging in Vlaanderen besproken, waarbij het gaat om de impacts in Vlaanderen van zowel binnenlandse emissies (pijl A) als emissies uit het buitenland (pijl D). Figuur 2 geeft de verhouding tussen beide elementen weer. De schade in Vlaanderen door emissies uit Vlaanderen (pijl A) vormt de overlapping van beide stukken, en is tevens de marge die Vlaanderen zelf in handen heeft om haar eigen luchtkwaliteit te bepalen.

Figuur 2: onderscheid tussen milieuschadekosten van emissies uit Vlaanderen en luchtverontreiniging in Vlaanderen.



MSK : milieuschadekosten

Bron : Vito, 2000

5.3 ½ Marginale schadekosten per ton emissie van SO₂, NO_x, VOS en deeltjes.

Een multi-polluent multi-effect benadering.

Effecten van luchtverontreiniging moeten bekeken worden vanuit een multi-polluent multi-effect benadering. De verschillende emissies dragen immers bij tot verschillende milieuproblemen (of thema's) die op hun beurt onderscheiden impacts hebben op de verschillende receptorengroepen (mens, natuur,...) Tabel 90 geeft een overzicht van deze relaties. Voor een goed begripen van de rest van dit hoofdstuk moeten we vooral onthouden dat SO₂ en NO_x naast hun bijdrage aan verzuring, vermisting en ozonvorming, ook aanleiding geven tot de vorming van ammoniumnitraten en -sulfaten. Deze zogenaamde secundaire deeltjes (aërosolen) dragen bij tot de fijn stof problematiek, net als primaire deeltjes (vnl. roetdeeltjes van verbrandingsprocessen). Fijn stof heeft belangrijke effecten op de volksgezondheid.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Verder moeten we onthouden dat NO_x en Vluchtige organische stoffen (VOS) bijdragen tot de vorming van fotochemische luchtverontreiniging (NO_x). De bijdrage van beide stoffen aan de productie van ozon verloopt evenwel zeer complex en laat zich niet makkelijk vatten. Het effect is niet lineair en is afhankelijk van de NO_x-VOS verhouding. Daarom kan een beperking van NO_x emissies bijvoorbeeld aanleiding geven tot een stijging van de ozonconcentraties bij een marginale emissiereductie in 1998. Voor 2010 ligt de situatie anders en zullen verdere emissiedalingen eerder aanleiding geven tot een beperkte vermindering van ozon.

Tabel 90 Relatie tussen milieuthema's, emissies die hiertoe bijdragen en de beschouwde impactcategorieën

Milieuthema of probleem	emissies die bijdragen tot het probleem	impacts op	in welke mate gekwantificeerd
SO ₂ directe effecten	SO ₂	volksgezondheid gewassen gebouwen	ja ja verrekenend met verzuring
Fijn stof	(roet)deeltjes SO ₂ , NO _x , NH ₃ via ammoniumnitraten en -sulfaten	volksgezondheid materialen broeikaseffect	ja nee nee
Fotochemische luchtverontreiniging (Ozon)	NO _x , VOS	volksgezondheid landbouw materialen	ja ja -
Verzuring	SO ₂ , NO _x , NH ₃	materialen ecosystemen	ja nee
Vermesting *	NO _x , NH ₃	ecosystemen	nee

* voor zover link met luchtverontreiniging

Marginale schadekost per ton emissie

Tabel 91 geeft een overzicht van de orde van grootte van de schadekosten voor de emissies van verschillende klassieke pollutanten. Deze cijfers hebben betrekking op de bijkomende milieuschade voor Vlaanderen en Europa van een bijkomende ton emissie uit Vlaanderen. (marginale kosten) Omdat schadekosten afhankelijk zijn van de locatie en aard van de emissie (bijv. schouwhoogte) geven we een grootteorde van de schadekost (voor zover hij kan berekend worden) voor de verschillende types locaties en type bron. Tevens geven we een indicatie van het relatieve aandeel van de verschillende impactcategorieën in deze totale berekende schadekost.

VII.

Tabel 91 Aandeel van verschillende categorieën in de milieuschadeprijzen van luchtverontreiniging

Impact categorie	Totaal in milieuschade kost				
	SO ₂ direct en via sulfaten	NO _x via nitraten	NO _x via ozon	VOS via ozon	primaire deeltjes
Volksgezondheid					
Mortaliteit	72%	72 %	35 %	35 %	70 %
Morbiditeit	26 %	28 %	25 %	25 %	30 %
Landbouw	0.4%	-	40 %	40 %	-
Gebouwen	3 %	-	-	-	f)
Ecosystemen	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	-
Subtotalen (KEuro/ton) voor emissies van					
Transport (uitlaat) ^a			-2 ^{d)}	1.5 ^{d)}	
stedelijke gebied	4	3			400 ^{c)}
landelijk gebied	15	4.5			100 ^{c)}
schouwen Vlaanderen ^b	7	3.5		1.5 ^{d)}	12
Schouwen EU gemid. ^e	1.5 - 7	1.1 - 7		1	1- 13

N.M. = niet gemonetariseerd, maar info mbt overschrijding kritische lasten beschikbaar, en belangrijke impact

a : Vito 99

b : per ton PM10 gemiddelde voor verschillende schouwhoogtes en locaties in België

c : per ton PM2.5

d : marginale impacts voor emissie uit België in 1998, op basis van het EMEP model

e : minimum, ongewogen gemiddelde en maximum van de gemiddelde schadeprijzen per land voor de lidstaten van de EU en Noorwegen.

f : niet meegerekend in beste centrale schatting, wel voor sensitiviteitsanalyse

Bronnen : Vito, 2000

Het waarderen van de milieuschade is enkel gebeurd voor de effecten op de volksgezondheid, landbouw en gebouwen, en voor zover die gekend zijn en kunnen gekwantificeerd en gemonetariseerd worden. Over effecten op ecosystemen zijn vandaag te weinig data voorhanden om ze economisch te waarderen. Zij zijn echter wel belangrijk omdat de kritische lasten voor ecosystemen in Vlaanderen en Europa in grote mate worden overschreden. Omdat niet alle effecten worden beschouwd, moeten de totale geraamde schadeprijzen van luchtverontreiniging worden gezien als een *ondergrens* voor de orde van grootte van de totale effecten.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Impacts op volksgezondheid zijn dominant

Voor de ‘klassieke’ polluenten zoals SO₂, NO_x, CO, VOS en deeltjes is duidelijk dat de gevolgen voor de volksgezondheid de voornaamste impact uitmaken van de totale gekwantificeerde en in geldtermen vertaalde schade. (Tabel 91) Zij omvatten luchtweginfecties, cardiovasculaire aandoeningen, hospitaalopnames en vervroegd overlijden. Deze dominantie is weliswaar mede te verklaren door het feit dat de ecologische impacts niet gemonetariseerd kunnen worden, maar duidt toch voornamelijk op de potentieel grote impacts van luchtverontreiniging op de volksgezondheid. Daarom worden zij hier eerst in detail besproken. Het betreft hier voornamelijk de impacts van fijn stof en ozon.

Zoals hierboven uiteengezet betreffen de impacts van fijn stof zowel de impacts van primaire deeltjes (roet) als van secundaire deeltjes (met name nitraat en sulfaat aerosolen). Deze cijfers weerspiegelen het groeiend bewustzijn en evidentie van de laatste jaren dat fijn stof potentieel belangrijke gezondheidseffecten kan hebben. In epidemiologische studies - zoals het APHEA project in Europa – stelt men een verband vast tussen luchtverontreiniging door SO₂, fijn stof en ozon enerzijds en gezondheidsklachten (bijv. ziekenhuisopnames en mortaliteit anderzijds. Alhoewel de juiste oorzaken niet gekend zijn zou het nu toch onvoorzichtig zijn om deze relaties niet mee te nemen bij het bepalen van het milieubeleid. Daarom heeft ook de WHO deze gezondheidseffecten weerhouden voor haar aanbevelingen m.b.t. luchtverontreiniging. Onze berekening is hierop gebaseerd. Daarnaast is ook nog het chronische effect van lange termijn blootstelling aan fijn stof meegerekend. Enkele Amerikaanse studies hebben immers een verkorte levensverwachting gerelateerd aan lange termijn blootstelling aan fijn stof. In Europa zijn hierover evenwel nog geen studies gedaan die dit effect bevestigen of ontkennen. Dit effect blijkt potentieel heel belangrijk te zijn, en daarom is het meegerekend maar tevens als een aparte categorie van impacts aangeduid.

De gezondheidsimpacts wegen zo zwaar door omdat de beschikbare evidentie suggereert dat er geen veilige limietwaarde bestaat waaronder we geen effecten op de volksgezondheid meer mogen verwachten. De relatief hoge cijfers zijn dan te verklaren door het feit dat de emissies uit Vlaanderen aanleiding geven tot een beperkt verhoogd gezondheidsrisico waaraan veel mensen worden blootgesteld. De schadekost hangt verder af van de bevolkingsdichtheid en het aantal blootgestelde mensen. Daarom zijn de impacts van sommige emissies uit de transportsector hoger voor emissies in stedelijke gebieden dan voor landelijke gebieden, vooral voor primaire deeltjes omdat hiervoor de impacts dicht bij de bron het zwaarste doorwegen.

Voor emissies van NO_x en SO₂ zijn voornamelijk de impacts m.b.t. de vorming van secundaire deeltjes (ammoniumsulfaten en ammoniumnitraten) van belang. Deze impacts spelen zich verder van de schouw af en het onderscheid tussen stedelijke en landelijke gebieden is nog weinig belangrijk. Wel zijn deze schadekosten hoger voor

VII.

emissies uit dichtbevolkte gebieden zoals Vlaanderen dan uit bijv. de Scandinavische landen.

Er zijn weliswaar nog vele onzekerheden m.b.t. de juiste kwantificering en waardering van deze effecten, en hun toewijzing aan specifieke polluenten. Deze onzekerheid is het grootst voor de lange termijn mortaliteitseffecten (verkorte levensduur) a.g.v. lange termijn blootstelling, omdat hiervoor slechts enkele Amerikaanse studies beschikbaar zijn. Anderzijds is het net deze impact die het zwaarste doorweegt voor de verschillende klassieke polluenten.

Waardering van de schade aan de gezondheid

De waardering van de schade aan de gezondheid moet gebeuren aan de hand van de 'bereidheid tot betalen' van de Vlaamse of Europese burger om deze specifieke gezondheidseffecten of een verhoogd risico op vroegtijdig overlijden te vermijden. Hierbij kunnen we vertrekken van de maatschappelijke kosten van toegenomen gezondheidsklachten (zoals bijv. van medicijnen en ziekenhuisopname) en ook de kosten a.g.v. van het verlies van inkomen bij ziekte en vroegtijdig overlijden. Deze kosten kunnen redelijk eenvoudig worden bepaald. Daarenboven moet men ook rekening houden de bereidheid tot betalen om het lijden m.b.t. ziektes en overlijden te vermijden, zowel voor de betrokkene als voor zijn omgeving. Daarenboven hechten we nog een bijkomende waarde aan 'niet-vroegtijdig overlijden', zowel voor onszelf als voor onze naasten. Om al deze aspecten te vatten kunnen we geen beroep doen op marktprijzen maar moeten we methodes uit de (milieu)-economie hanteren. Sommige studies proberen aan de hand van gedrag op verwante markten (bijv. het kopen van extra veiligheid via bijv. een airbag) na te gaan hoeveel mensen bereid zijn te betalen om de kans op vroegtijdig overlijden te verlagen. Een andere methode bestaat erin om deze bereidheid te achterhalen via bevraging (contingent valuation methode).

Data m.b.t. gezondheidsklachten en ziektes komen uit de literatuur van de VS en recente studies in Europa. De waardering van acute en chronische mortaliteit is het meest moeilijk. In ExternE is deze waardering gebaseerd op een literatuuronderzoek m.b.t. de 'statistische waarde van een leven'. Dit concept zegt niks over de waarde van een leven op zich, maar is afgeleid uit inschattingen van de bereidheid tot betalen om risico's op vroegtijdig overlijden te veranderen. Het gemiddelde uit een reeks van Amerikaanse en Europese studies leidt tot een 'statische waarde van het leven' van 3.4 miljoen EURO. Dit cijfer moet terug omgerekend worden naar de "statische waarde van een verloren levensjaar" omdat bij luchtverontreiniging de verhoogde kans op vroegtijdig overlijden de verwachte levensduur maar beperkt verkleint (enkele dagen weken of maanden voor acute sterfte tot enkele jaren voor het effect van lange termijn blootstelling). Ongevallen in het verkeer daarentegen treffen vooral jonge, gezonde mensen, waardoor er gemiddeld meer levensjaren verloren gaan per geval van vervroegde sterfte. Voor de waardering van impacts op mortaliteit is het dus belangrijk om in termen van verloren levensjaren te rekenen in plaats van gevallen. Dit kan aanpassing of bijkomende interpretaties van de dosis-effect relaties vergen. Zo zijn de

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

inschattingen m.b.t. de gezondheidsimpacts uit MIRA S – op basis van aantal gevallen – omgerekend naar verloren levensjaren op basis van de aanbevelingen van ExternE.

Aan de hand van de statistische waarde van het leven wordt dan een verloren levensjaar gewaardeerd aan ongeveer 100000 Euro. Deze schatting is zeer onzeker, vooral om het lange-termijn effect van langdurige blootstelling te waarderen. De meeste studies hebben immers betrekking op het risico m.b.t. ongevallen voor volwassenen. Er bestaan nauwelijks studies die specifiek de bereidheid tot betalen hebben ingeschat voor het vermijden van een kleine kans op een beperkte verkorting van de levensverwachting a.g.v. langdurige blootstelling aan gangbare concentraties van luchtverontreiniging. Er zijn wel dergelijke studies lopende in de VSA en gepland in Europa.

De waardering van de andere gezondheidseffecten (morbiditeit) gebeurt volgens hetzelfde principe, met name het gemiddelde van een reeks studies of de beste schatting. Waar vroegere schattingen zich vooral moesten baseren op Amerikaanse studies, zijn er nu een reeks Europese studies beschikbaar m.b.t. de waardering van morbiditeitimpacts.

Omdat economen van mening verschillen over de te hanteren discontovoet worden in ExternE verschillende discontovoeten naast elkaar gehanteerd. De gerapporteerde basisschatting gaat uit van een 3% discontovoet voor impacts binnen één generatie. Voor de klassieke pollutanten is dit vooral van belang voor de chronische gezondheidsimpacts. In het licht van de totale onzekerheden is dit aspect evenwel van minder belang.

Impacts op landbouw

De impacts van luchtverontreiniging op landbouw zijn het netto-effect van enerzijds productiviteitswinsten omwille van het bemestende effect van zwavel en stikstof via SO₂ en NO_x emissies en anderzijds het productiviteitsverlies bij hoge concentraties van SO₂ en ozon. Tot slot worden ook de kosten van bekalking om de effecten van verzuring te compenseren meegerekend. De blootstellings-effect relaties zijn gebaseerd op experimentele studies. Omdat zij niet voor alle gewassen beschikbaar zijn dienen zij geëxtrapoleerd te worden naar andere gewassen, in functie van hun gevoeligheid voor de verschillende pollutanten. Op deze wijze worden er voor Vlaanderen en Europa productieverliezen of -winsten berekend voor graangewassen, maïs, graslanden, klaver, aardappelen, suikerbieten, bonen, tomaten, fruitbomen, druiven, tabak en zonnebloemen. Al deze impacts kunnen gewaardeerd worden aan marktprijzen. Voor Vlaanderen is het aandeel van de (netto) impacts op landbouw voor SO₂ en NO_x (stikstofdepositie en via verzuring) in het geheel van de impacts miniem tot verwaarloosbaar. Voor ozon zijn de impacts op landbouw daarentegen wel relatief belangrijk. (één derde van de totale impacts).

VII.

Schade aan gebouwen

Voor schade aan gebouwen onderscheiden we het effect van verzuring op materialen en dat van vervuiling door stof. De evaluatie van de schade van verzuring is voornamelijk gebaseerd op blootstellings-effect relaties van het ICP Materials²⁸ programma van de VN-ECE. Zij zijn gebaseerd op experimentele studies die de schade aan materialen a.g.v. luchtverontreiniging trachten te meten. De effecten van verzuring zijn de som van deze van droge depositie (de blootstelling aan SO₂ concentraties) wat versterkt of verzwakt wordt door natte depositie (zuurtegraad van de regen). Effecten van verzuring treffen een brede waaier van materialen zoals bouwstenen (kalksteen (belangrijk voor historische gebouwen), zandsteen, mortel, beton), metalen (gegalvaniseerd staal, zink) en verf. Deze schade leidt tot versnelde erosie (materiaalverlies) en corrosie, zodat de levensduur van materialen en gebouwen wordt verkort en zij vroeger moeten hersteld en onderhouden worden. Hiervan kan men dan de economische herstelkost of onderhoudskost inschatten.

Een tweede soort impacts betreft de vervuiling van gebouwen door stof (roet). Ook hiervan zijn er blootstellings-effect relaties uit de literatuur. Deze vervuiling leidt tot versnelde reiniging of onderhoud van gebouwen in kalksteen, gele baksteen,... en van geverfde oppervlaktes. Vervuiling leidt ook tot een esthetische schade, die ook al optreedt zonder dat er tot reiniging wordt besloten.

Het is evenwel moeilijk om de schade aan gebouwen a.g.v. verzuring en vervuiling door stof op te tellen. Ten eerste is er een interactie tussen beide fenomenen. Ten tweede is er een probleem van potentiële dubbeltelling omdat de economische analyse gebaseerd op versneld onderhoud, waartoe beslist wordt omdat ofwel corrosie ofwel vervuiling dit noodzakelijk maakt. Afhankelijk van de gekozen onderhoudsstrategie (bijv. herschilderen versus reinigen) leidt dit tot verschillende effecten voor corrosie en vervuiling.

Een probleem m.b.t. de kwantificering van de schade aan gebouwen is het gebrek aan informatie over de blootgestelde oppervlaktes voor de verschillende materialen. Op basis van studies in het buitenland zijn beperkte materialen inventarissen opgesteld en geëxtrapoleerd op basis van de bevolkingsaantallen. Deze aanpak is echter zeer rudimentair en houdt weinig rekening met grote verschillen in de gebruikte materialen en onderschat de totale hoeveelheid blootgesteld materiaal.

Tot nu toe rekenen we met de effecten van verzuring en SO₂. Deze schade maakt ongeveer 3 % uit van de totale schade a.g.v. SO₂ emissies. Eerste inschattingen van de schade aan gebouwen a.g.v. vervuiling door emissies van stof geeft aan dat dit een relatief belangrijke impact kan zijn, maar dit cijfer moet door verder onderzoek bevestigd worden. Naar waardering toe is de voornaamste beperking van onze data dat er geen rekening is gehouden met de esthetische effecten of verlies aan cultureel

²⁸ International Cooperative programme on Effects on materials, including historic and cultural monuments.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

patrimonium. Uit gevalstudies blijkt dat deze kosten van dezelfde grootte orde zijn als de herstelkosten.

Schade aan ecosystemen

Emissies van SO₂, NO_x, VOS en NH₃ dragen bij tot verzuring, vermisting en ozon wat tot potentieel belangrijke impacts voor ecosystemen kan leiden, zowel m.b.t. verzuring van het oppervlaktewater (bijv. in de Kempische vennen) als gevolgen voor fauna en flora in heide, graslanden en bossen. Hierbij zijn vooral indirecte effecten van belang, zoals de verschuivingen in soortensamenstelling en vegetatiestructuur, waarbij zuurtolerantere soorten toenemen en/of domineren. Voor deze problemen kan men wel berekenen in welke mate de kritische lasten voor verzuring en vermisting worden overschreden. De huidige stand van het milieu-economisch onderzoek laat evenwel niet toe om deze effecten ook in geldtermen te waarderen.

Er zijn wel aanwijzingen dat dit een potentieel belangrijke impactcategorie is. Ten eerste worden de kritische lasten op grote schaal overschreden. Studies tonen verder aan dat ook bij de verwachte daling van de luchtverontreiniging deze kritische lasten zullen worden overschreden in Vlaanderen. Ten tweede kunnen we afleiden uit het belang dat wordt gehecht aan de terugdringing van de verzurende en vermistende emissies in internationale context (UN/ECE; Europese Unie), en de economische kosten van deze terugdringingsprogramma's, dat de politieke overheden de bereidheid tot betalen om deze impacts te reduceren vrij hoog inschatten.

5.4 ½Schadekosten van de totale emissies uit Vlaanderen.

Wat zijn de schadekosten van het geheel van emissies uit alle sectoren in Vlaanderen? Kunnen we hiervoor de schattingen van de marginale schadekosten uit Tabel 91 vermenigvuldigen met de totale emissies? Dit mogen we maar doen in de mate dat de impacts lineair zijn, wat niet altijd en overal het geval is. De voornaamste beperking komt van de verspreidingsmodellen.

Het grootste probleem stelt zich voor de modellering van ozon. Marginale impacts voor 1998 zijn negatief voor NO_x, gegeven de verhouding voor NO_x en VOS concentraties in Vlaanderen. Bij sterke reducties van NO_x en VOS verandert deze verhouding en ook het effect, zodat we de cijfers uit tabel 2 voor ozon niet kunnen aggregeren en dat we bijkomende analyses met verspreidingsmodellen moeten doen. (zie verder) Voor de vorming van secundair fijn stof (amonium nitraten en sulfaten) hanteert het gebruikte dispersiemodel OPS weliswaar een lineaire relatie, maar deze is enkel gevalideerd om 'marginale' veranderingen te modelleren. Dit vormt een belangrijke beperking op de aggregatie.

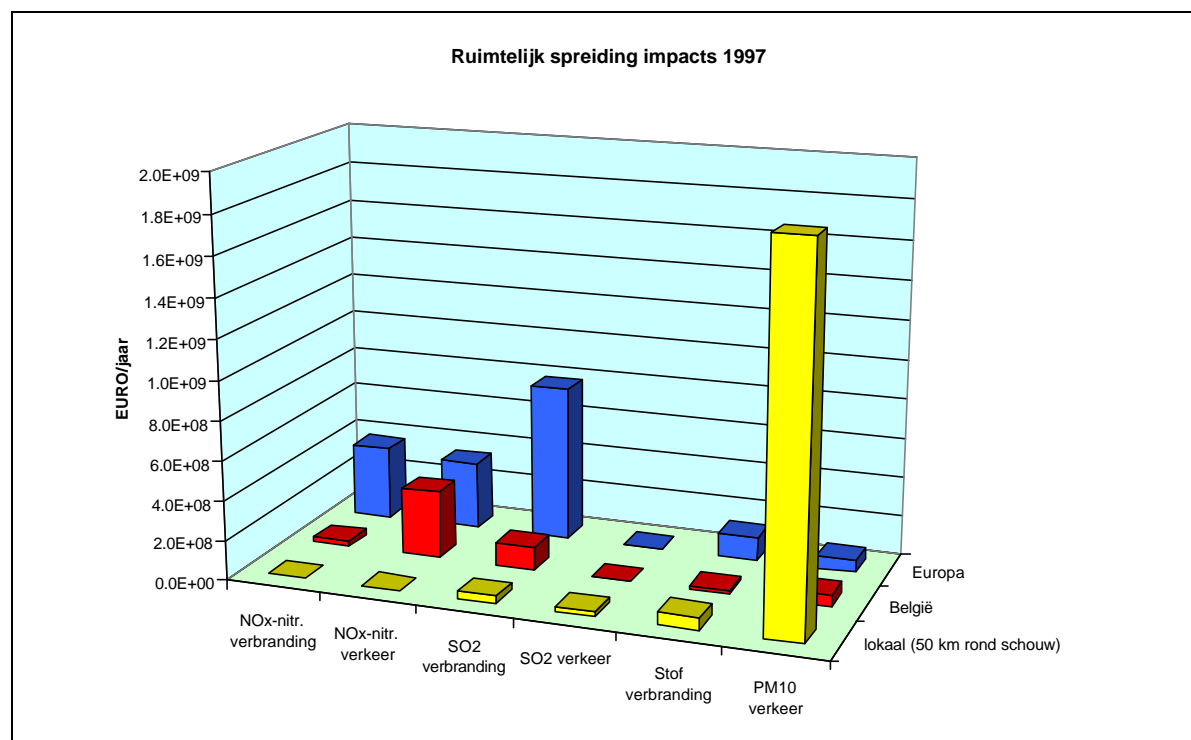
Bij de berekening van de effecten vormt aggregatie minder een probleem. Voor volksgezondheid is het probleem van aggregatie beperkt omdat voor de belangrijkste

VII.

impactcategorie lineaire dosis-effect relaties worden gehanteerd, in overeenstemming met de huidige wetenschappelijke inzichten m.b.t. deze effecten. Voor ozon wordt dit niet algemeen aanvaard en dit wordt verder besproken. Voor landbouw zijn er belangrijke niet lineaire impacts (die zowel tot een onder- en overschatting kunnen aanleiding geven), maar zij wegen weinig door in het geheel. Hetzelfde geldt voor schade aan gebouwen. Aggregatie is vooral moeilijk m.b.t. schade aan ecosystemen, maar zij worden niet gemonetariseerd en dus niet meegerekend in het geheel.

Binnen deze veronderstellingen kunnen we de marginale schadekosten aggregeren en de schadekosten voor het geheel van de *emissies* van SO₂, NO_x, VOS, fijn stof uit alle Vlaamse sectoren inschatten. De basisschatting voor 1997 komt aldus neer op ongeveer 175 miljard BEF per jaar, of ongeveer 3% van het BGP van Vlaanderen. Omdat deze luchtverontreiniging in grote mate grensoverschrijdend komt ongeveer de helft van deze schade voor rekening van de buurgewesten en -landen en de andere helft doet zich voor in Vlaanderen (figuur 4). Vooral de effecten van deeltjes uit de transportsector hebben een lokaal effect. De effecten van SO₂ en NO_x treffen vooral onze buurlanden.

Figuur 4 Geografische situering van de milieuschadekosten van emissies uit Vlaanderen in 1997.



Basis: emissies, verspreidingsmodellen, blootstellings-effect relaties en waardering: ExternE '99-Vito.

Bronnen : Vito, 2000

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

5.5 ½Schadekosten van luchtverontreiniging (*immissies*) in Vlaanderen, 1998.

De totale milieuschade van luchtverontreiniging in Vlaanderen (*immissies*) wordt bepaald door emissies in Vlaanderen en het buitenland. Om hun relatieve bijdrage aan de luchtverontreiniging in te schatten maken we gebruik van verspreidingsmodellen. Met deze modellen kunnen we dan ook de impacts van toekomstige emissie-scenario's evalueren. Voor MIRA-S is het OPS en ozon-94 model gebruikt (hoofdstukken 4.13 en 4.14) om de impacts van verschillende emissie-scenario's te vergelijken. Om een consistente vergelijking mogelijk te maken zijn ook de emissies voor het basisjaar 1998 gemodelleerd.

De totale berekenbare schade in Vlaanderen van deze (gekende) emissies van SO₂, NO_x, VOS, en fijn stof wordt ingeschat op ongeveer 140 miljard BF per jaar of zo'n 2,5 % van het Vlaams BGP (Tabel 92). Het is de schade a.g.v. de emissies in Vlaanderen en het buitenland, maar de effecten van niet gekende emissies (bijv. opwaaiend stof) zijn hier niet in begrepen.

De impact van zwevend stof op volksgezondheid vormt de grootste impactcategorie (89%) Zwevend stof omvat zowel primair stof als ammonium nitraten en sulfaten waartoe SO₂ en NO_x bijdragen. Deze relatief grote impact wordt verklaard doordat bij de huidige concentraties er geen veilige drempelwaarden zijn waaronder geen gevolgen voor de volksgezondheid worden waargenomen.

Tabel 92: Schadekosten van luchtverontreiniging en baten voor BAU, 1998. in Vlaanderen door SO₂, NO₂, zwevend stof en ozon, in miljard BEF/jaar

Impactcategorie	1998	Aandeel	Polluent	1998	Aandeel
Volksgezondheid			SO ₂	2,7	2%
Korte Termijn	12,7	9%	NO ₂	3,1	2%
Lange Termijn	121,7	87%	PM	124,5	89%
landbouw, gebouwen	4,9	4%	Ozon	9,2	7%
ecologische impacts	-	-			
Totaal	139,4	100%	Totaal	139,4	100%

Basis : emissies, immissies en blootstellings-effect relaties: conform met MIRA S, met maximum schatting voor impacts van ozon op gezondheid, waardering ExternE-Vito.

Bronnen : Vito, 2000

De inschatting van de impacts van ozon op de volksgezondheid ligt moeilijker, omdat er minder eensgezindheid is of er al dan niet een drempelwaarde moet gehanteerd worden. Net als andere studies m.b.t. het inschatten van de impacts van ozon, veronderstelt onze basisschatting dat er geen drempelwaarde voor impacts van ozon op de volksgezondheid is. Hierdoor lopen de totale impacts van ozon op tot zo'n 10 % van de totale milieuschadecosten. Het rekenen zonder drempelwaarde lijkt ons verantwoord

VII.

voor dit soort studies : De lange termijn doelstelling van $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wordt door de WGO weliswaar aanzien als een waarde waarbij de acute effecten op de volksgezondheid waarschijnlijk klein zijn. Anderzijds is er evidentie dat er nog effecten optreden beneden deze waarde. Op basis van de huidige informatie kan men evenwel niet bepalen hoe hoog een eventuele drempelwaarde zou zijn.

Voor landbouw zijn vooral de gevolgen van ozon belangrijk. De netto-effecten van emissies van SO_2 en NO_x zijn tamelijk beperkt, en worden gewaardeerd op basis van de marktprijs van gewassen. De effecten van SO_2 en zure neerslag op gebouwen kunnen gedeeltelijk worden berekend en vormen ongeveer 2% van de totale milieuschade van luchtverontreiniging. Ze zijn gewaardeerd op basis van de kosten voor herstel of reiniging. Effecten van vervuiling van gebouwen door zwevend stof (roet) en schade aan historische gebouwen is hierin niet volledig verrekend. Ecologische impacts konden niet gemonetariseerd worden.

Al deze effecten op volksgezondheid, landbouw en gebouwen doen zich ofwel onmiddellijk voor, of treffen de huidige generatie, hetzij onmiddellijk, hetzij na enkele tientallen jaren (lange termijn gezondheidseffecten).

5.6 $\frac{1}{2}$ De baten van de maatregelen uit BAU en BAU+ voor Vlaanderen

In MIRA S worden drie verschillende scenario's voor de evolutie van de emissies van SO_2 , NO_x , VOS en fijn stof tussen 1998 en 2010 ontwikkeld. Het 'business as usual' scenario (BAU) houdt rekening met het vastgelegde milieubeleid, BAU + is strenger en houdt rekening met extra maatregelen (vnl. technologiemaatregelen) in de sectoren bevolking, industrie, landbouw en verkeer en vervoer. In het duurzaamheidsscenario (DO) wordt nog een stap verder gegaan en worden ook volumemaatregelen meegenomen (evenwel niet voor alle pollutanten en sectoren). Naast de invoering van de emissies voor Vlaanderen zijn ook de emissie-scenario's van de andere gewesten en de ons omringende landen opgesteld. Voor BAU wordt rekening gehouden met de verwachte emissiedaling voor die regio's en landen a.g.v. bestaande afspraken en trends, terwijl BAU+ rekening houdt met de emissieplafonds van het Göteborg protocol.

Door de daling van de emissies naar 2010, zowel in Vlaanderen als in het buitenland, wordt een daling van de milieuschadecosten verwacht met 26% in BAU en met 33% in BAU+ (Tabel 93). De baten van BAU kunnen worden ingeschat op 36 miljard BEF per jaar in 2010. De maatregelen uit BAU+ voegen daar nog 10 miljard BEF aan toe. Deze baten situeren zich voornamelijk bij zwevend stof, NO_2 en SO_2 . Aangenomen dat de economie verder groeit, komen de resterende schadecosten in 2010 overeen met ongeveer 1.3 % van het Vlaams BGP.

Voor ozon lijken de baten van BAU en BAU+ m.b.t. de volksgezondheid eerder beperkt. De modellen berekenen dat tegen 2010 de ozonpieken wel zullen dalen, maar dat de achtergrondconcentraties nauwelijks zullen veranderen. Omdat de basisberekening ervan uitgaat dat er geen drempelwaarde is voor de effecten van ozon

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

op volksgezondheid, zijn de milieuschadecosten in 1998 relatief hoog en voornamelijk te wijten aan de invloed van de achtergrondconcentraties, die een heel jaar lang vrij hoog blijven. De kortstondige ozonpieken zijn relatief minder belangrijk. Onder deze assumpties heeft het verdwijnen van de ozonpieken bijgevolg weinig effect op de totale kosten van ozon. Als we met een drempelwaarde rekenen; dalen de totale schadecosten voor ozon in 1998. Tegenover deze lagere schadecosten zullen de baten van het verdwijnen van de ozonpieken relatief groter lijken, maar in absolute zin zullen de totale baten niet stijgen.

Tabel 93: Schadecosten van luchtverontreiniging en baten van BAU en BAU+ in Vlaanderen door SO₂, NO₂, zwevend stof en ozon, in miljard BEF/jaar

Impactcategorie	schadecosten		baten BAU		baten BAU+	
	1998Aandeel 1998	2010 BAU	Aandeel 2010	2010 BAU+	Aandeel 2010	
Volksgezondheid						
Korte Termijn	12,7	9%	2,17	6%	3,02	7%
Lange Termijn	121,7	87%	32,86	92%	41,52	91%
landbouw, gebouwen	4,9	4%	0,59	2%	1,13	2%
ecosystemen	nm	nm	nm	nm	nm	nm
<i>Totaal</i>	139,4	100%	35,6	100%	45,7	100%
Polluent (immissies)						
SO ₂	2,7	2%	0,5	1%	1,3	3%
NO ₂	3,1	2%	1,1	3%	1,3	3%
zwevend stof	124,5	89%	33,7	94%	42,5	93%
Ozon	9,2	7%	0,4	1%	0,6	1%
<i>Totaal</i>	139,4	100%	35,6	100%	45,7	100%

Basis: emissies, immissies en blootstellings-effect relaties conform met MIRA S 2000, *effecten van ozon op de gezondheid zijn enkel voor zomerseizoen en zonder drempelwaarde. Zwevend stof = primair stof + ammonium nitraten (NO_x) + ammonium sulfaten (SO₂) nm : niet gemonetariseerd

Bron: MIRA S 2000

5.7 ½ Onzekerheidsanalyse

De bovenvermelde cijfers moeten gezien worden als een indicator van de orde van grootte, omdat er vele onzekerheden zijn m.b.t de kwantificering van blootstelling en impacts, en hun waardering. De cijfers weerspiegelen de stand van zaken m.b.t. onze kennis van luchtverontreiniging en haar effecten, en omdat we niet alle effecten kunnen verrekenen geven zij een ondergrens van de totale schade.

De onzekerheden m.b.t. de geciteerde cijfers zijn niet in de eerste plaats toe te schrijven aan de economische waardering op zich, maar hebben betrekking op alle stappen van de analyse: van het bepalen van emissies, modelleren of meten van concentraties,

VII.

inschatten van effecten tot de monetaire waardering. De onzekerheidsmarges zijn dus relatief zeer groot, maar moeilijk te vatten met één cijfer. Sommige elementen kan je statistisch vatten (met name de statistische onzekerheden op bijv. inschatting blootstellings-effect relaties), sommige kan je enkel vatten via sensitiviteitsanalyse (bijv. keuze van omschalingsfactoren), en een hele reeks onzekerheden kan je niet kwantitatief inschatten.

Tabel 94 geeft ter informatie de waaier voor het 68 % interval voor de statische onzekerheden. De statische fout op het absolute cijfer van de inschatting van schade in 1998 is zeer groot. Daarbovenop komen nog de niet gekende impacts en andere vormen van onzekerheden. Maar de onzekerheid voor het berekenen van de baten bij wijze van een consistente vergelijking van verschillende scenario's is kleiner. De voornaamste conclusie, met name dat de baten belangrijk zijn, en dat zij vooral betrekking hebben op de baten voor de volksgezondheid voor primair en secundair fijn stof, zijn vrij robuust.

Tabel 94: De waaier voor het 68 % interval voor de statische onzekerheden voor de schadekosten van luchtverontreiniging en baten van BAU en BAU+ in Vlaanderen door SO₂, NO₂, zwevend stof en ozon, in miljard BEF/jaar

	Milieuschadekosten			Baten van	
	1998	BAU	BAU +	BAU	BAU +
Centrale schatting	139	104	94	36	46
minimum	35	26	23	9	11
maximum	396	295	266	101	130

Basis: zie Tabel 93.

Bron: Vito, 2000

Naast het inschatten van de onzekerheid op de absolute cijfers is het voor het beleid ook nuttig om de robuustheid van bepaalde conclusies af te tasten via sensitiviteitsanalyse of via het indelen van de verschillende impactcategoriën in onzekerheidsklassen. Vooral als de baten veel hoger zijn in vergelijking met de kosten van maatregelen is deze laatste piste een dankbare wijze om met onzekerheid om te gaan. (Holland et al). Deze methode wordt ook verder geïllustreerd (Figuur 7) Een andere wijze is de robuustheid af te tasten via bijv. monte carlo analyse (Int Panis et al, 2001).

5.8 ½ Milieuschadekosten van broeikasgassen

Ook voor het broeikas effect kan men de schade aan mens, milieu en economie inschatten aan de hand van de combinatie van een reeks van modellen. Hierbij is niet enkel de schade belangrijk (bijv. economische kosten van verhoging van dijken, schade aan volksgezondheid a.g.v. hittestress) maar zijn er ook belangrijke potentiële baten (productiviteitswinst in de landbouw, minder gevolgen van koudstress op de volksgezondheid). De modellen berekenen de impacts van het broeikas effect op volksgezondheid, landbouw, watervoorziening, de vraag naar energie voor verwarming en koeling, en de impacts van de stijging van de zeespiegel en van extreme

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

weersituaties (stormen, droogtes,...). Ook hier kunnen impacts op ecosystemen nauwelijks worden gekwantificeerd en/of gemonetariseerd, alhoewel zij potentieel zeer belangrijk zijn. In het algemeen zijn er nog grote leemtes in onze kennis van klimaatsverandering en haar effecten, zodat de resultaten vooral informatief zijn over het relatief belang van de gekende impacts, maar een zeer onzekere indicator over de totale impact van broeikasgassen.

In de literatuur worden de impacts en schadekosten berekend voor een tijdshorizon tot 2100 of 2200. Verder kijken is moeilijk, niet alleen omwille van een hele reeks onzekerheden m.b.t. de ontwikkeling van het klimaat en haar gevolgen, maar ook hoe de maatschappij en de economie zich aan deze nieuwe situaties zullen aanpassen. Voor de waardering van de impacts spelen naast de wetenschappelijke onzekerheden ook enkele keuzes die eerder van ethische en politieke dan van wetenschappelijk aard zijn: zij hebben vooral te maken met de te hanteren discontovoet (waarvoor een waaier van 0% tot 3 % voor de pure tijdspreferentie kan hanteren), en met en de waardering van effecten in de armere landen. Worden zij gewaardeerd aan lokale prijzen en inkomensverliezen, dan wegen zij veel minder zwaar dan indien gewaardeerd aan prijzen en inkomens in OESO landen.

Voor de gekende impacts hanteert het ExternE project 2000 een schadekost van 2.5 euro per ton CO₂, voor de schade tot 2100, met een onder- en bovengrens van 0.1 tot 16 euro per ton CO₂. Deze waaier dekt het geheel van andere uitgangspunten. Dit cijfer is lager dan vroegere schattingen omdat de laatste jaren de potentiële baten van het broeikas effect beter worden ingeschat. De schade in OECD-Europa en OECD in het algemeen is hierbij erg beperkt, de meeste schade is te verwachten in armere landen.

Als we de tijdshorizon verdubbelen tot 2200 dan stijgen de gekende impacts in Europa met ongeveer 25%, maar in de rest van de wereld kunnen de impacts verdrievoudigen, alhoewel de onzekerheden dan zeer groot worden. De beste schatting van de impact tot 2200 valt binnen de ruime waaier zoals hierboven aangegeven.

De schatting voor de (gekende) netto schadekosten tot 2100 van emissies uit Vlaanderen van broeikasgassen bedraagt ongeveer 8 miljard BEF per jaar, met een waaier van 4 miljard tot 60 miljard BEF. Dit lijkt beperkt in vergelijking met de schadekosten van fijn stof. Deze cijfers mogen evenwel niet direct vergeleken worden omdat het ten eerste om andere impactcategorieën gaat. In tegenstelling tot de impacts van klassieke pollutanten - die vooral de huidige generatie in Europa treft - hebben broeikasgassen voornamelijk gevolgen voor de volgende generaties in armere landen. Ten tweede is de inschatting van effecten van broeikasgassen nog zeer onvolledig en veel meer onzeker. De inschattingen bevatten voornamelijk positieve en negatieve impacts op volksgezondheid, landbouw, water- en energievoorziening en uitgaven m.b.t. dijkverhogingen. Er zijn echter ook nog een reeks gekende impacts op klimaatscenario die niet worden meegerekend (bijv. impacts op ecosystemen of impacts na 2200).

VII.

5.9 ½ Illustraties van het potentieel gebruik van milieuschadeposten

De resultaten van milieuschadeposten studies kunnen gebruikt worden voor verschillende vormen van beleidsstudies, en vooral voor kosten-baten studies. Hieronder worden enkele voorbeelden opgesomd:

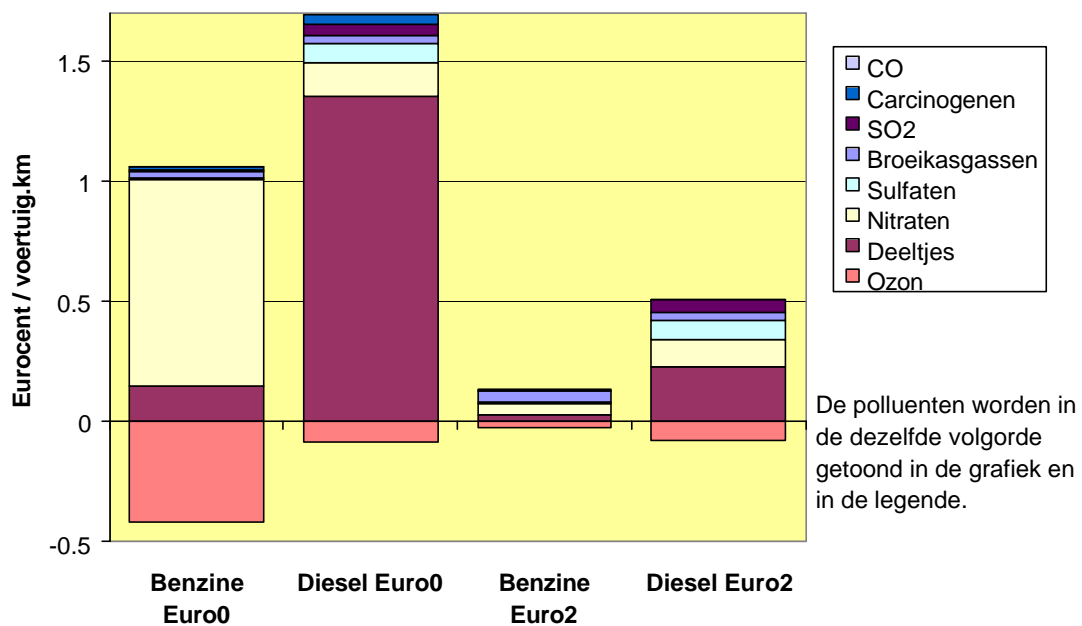
Milieuschadeposten kunnen helpen om vooruitgang van milieubeleid te evalueren en prioriteiten te zetten voor het toekomstig beleid. Een van de lessen die hieruit het sterkst naar voren komen zijn de potentieel belangrijke impacts van fijn stof, wat een verantwoording vormt voor het stijgend belang dat aan deze problematiek wordt gehecht. Anderzijds toont de evaluatie van de impacts van luchtverontreiniging door voertuigen aan dat de totale impact van sommige pollutanten zoals bijv. CO beperkt zijn, omdat dit enerzijds in het verleden reeds goed gereguleerd is, anderzijds omdat de totale impacts relatief beperkt zijn, zelfs al gaat het om potentieel zeer gevaarlijke gassen. (Figuur 3).

Milieuschadeposten kunnen helpen bij de keuze van technologieën die verschillende pollutanten uitstoten in verschillende omstandigheden of plaatsen. Zo kan een vergelijking worden gemaakt van de verschillende voertuigen en transportmodi in functie van specifieke trajecten en transporttaken, zowel voor goederen als personenvervoer. Hierbij is een weging van de verschillende pollutanten noodzakelijk omdat er nauwelijks technologieën zijn die in alle omstandigheden en voor alle pollutanten beter scoren.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Figuur 3 Voorbeeld van milieuschadecosten voor oude en nieuwe personenwagens, voor diesel en benzine, voor een landelijk traject.

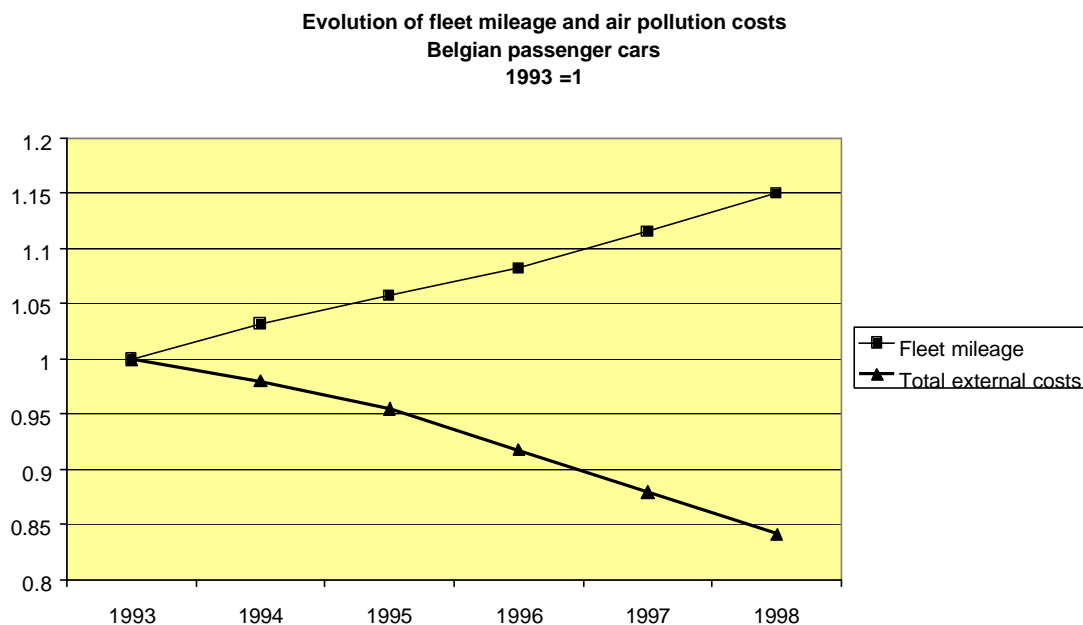


Bronnen : Vito, 2000

Milieuschadecosten tonen ook aan dat de totale schade van transport in de jaren negentig maar heel beperkt is gedaald, omdat de daling van de emissies voor individuele voertuigen minder groot was voor de polluenten die zwaar doorwegen, terwijl het aantal gereden km sterk is gestegen. (Figuur 4).

VII.

Figuur 4 Evolutie van de totale milieuschadeposten van transport voor personenwagens in België (1990-1998) en totaal aantal gereden km.



Basis: emissies, verspreidingsmodellen, blootstellings-effect relaties en waardering: ExternE 2000-Vito.

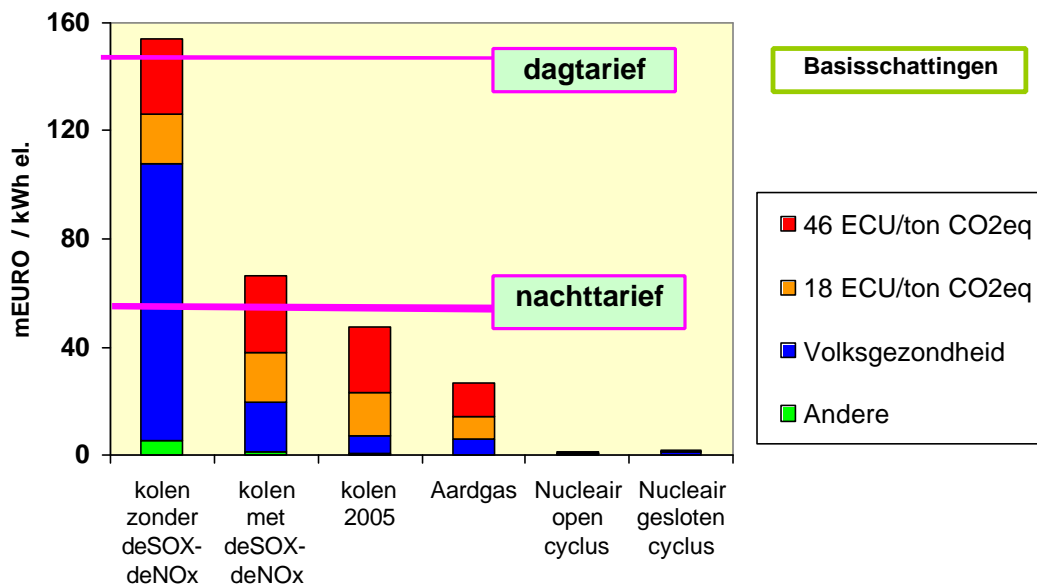
Bronnen : Vito, 2000

Milieuschadeposten geven informatie in welke mate een bepaald goed onderprijsd is omdat de schade aan mens en milieu niet in de marktprijs is meegerekend. Zo tonen berekeningen aan dat voor oude kolencentrales in België deze externe milieukosten van dezelfde orde van grootte kunnen zijn als de marktprijs. Voor elektriciteit uit aardgas, kerncentrales of windmolens is deze externe kost dan weer een bijna verwaarloosbare fractie van de marktprijs. (Figuur 5) Op deze informatie m.b.t. de externe kosten van elektriciteitsproductie heeft de Europese Commissie zich gebaseerd om de subsidies voor hernieuwbare energiebronnen te evalueren. (op basis van vermeden externe kosten)

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Figuur 5: Vergelijking van de milieuschadeprijs (externe kost) per kWh met de prijs voor elektriciteit voor particulieren in België, 1999



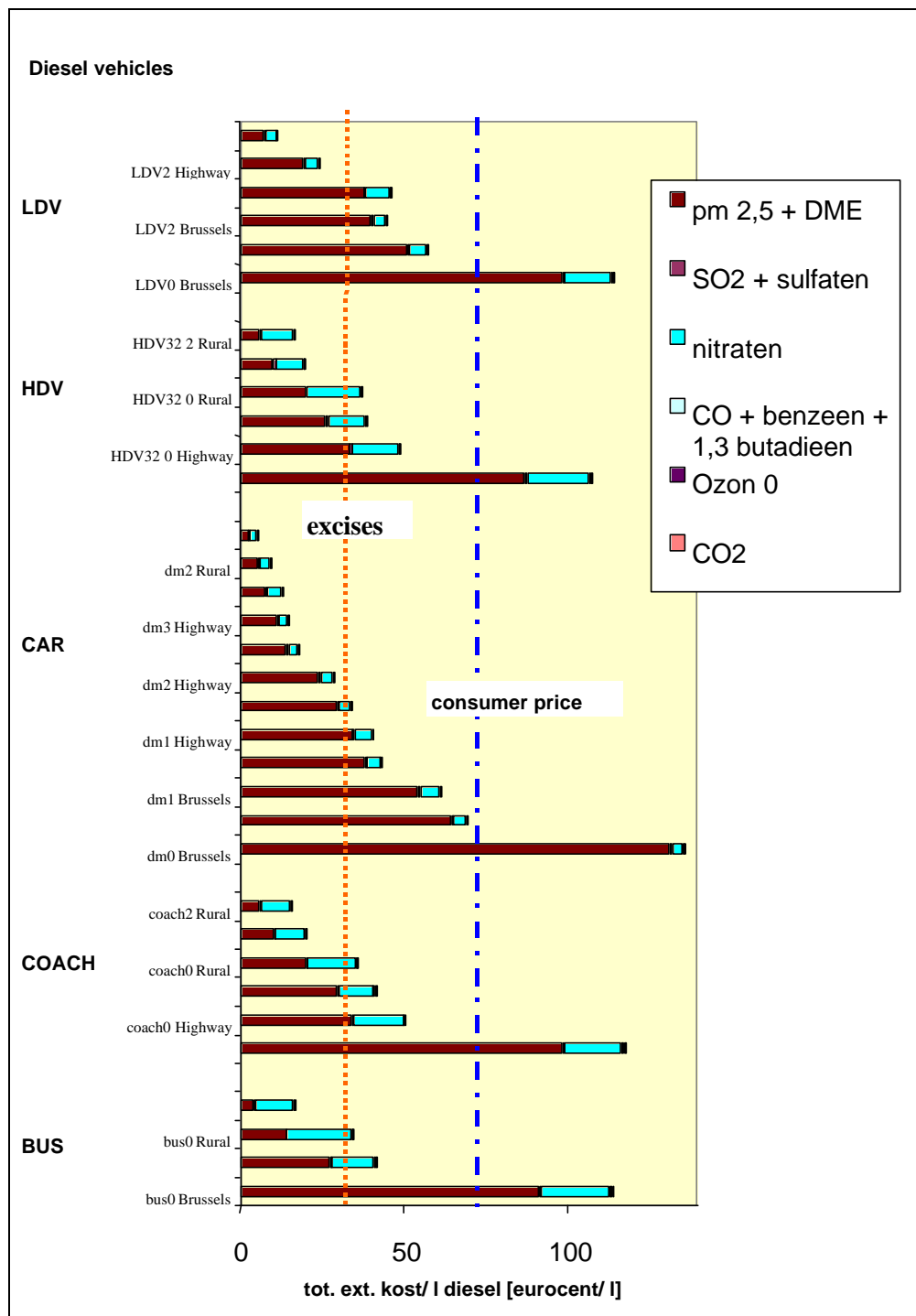
Basis: emissies, verspreidingsmodellen, blootstellings-effect relaties en waardering: ExternE '98 - Vito.

Bronnen : Vito, 1999

Milieuschadeprijzen kunnen gebruikt worden voor fiscaal beleid, bijv. voor de bepaling van accijnzen op transportbrandstoffen. De totale milieuschadeprijzen van transport zijn van dezelfde orde van grootte als de accijnzen die men heft op transportbrandstoffen. Toch is het quasi onmogelijk om via accijnzen een gericht milieubeleid m.b.t. transport te voeren omdat de milieuschadeprijzen per liter benzine en diesel heel sterk kunnen uiteenlopen, in functie van de leeftijd van het voertuig en de plaats en wijze van gebruik. (Figuur 6) Niettegenstaande deze beperking tonen de cijfers (Figuur 3) wel duidelijk aan dat er vanuit milieuoogpunt geen reden is om op diesel een lagere accijns te heffen in vergelijking met benzine.

VII.

Figuur 6 Milieuschadetekosten per liter diesel voor verschillende dieselveertuigen in verschillende types van trajecten (stad, snelweg, landelijk) en vergeleken met consumentenprijzen en accijnzen voor diesel, alles in Eurocent/liter.



Basis: emissies, verspreidingsmodellen, blootstellings-effect relaties en waardering: ExternE 2000-Vito.

Bronnen : Vito, 2000

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

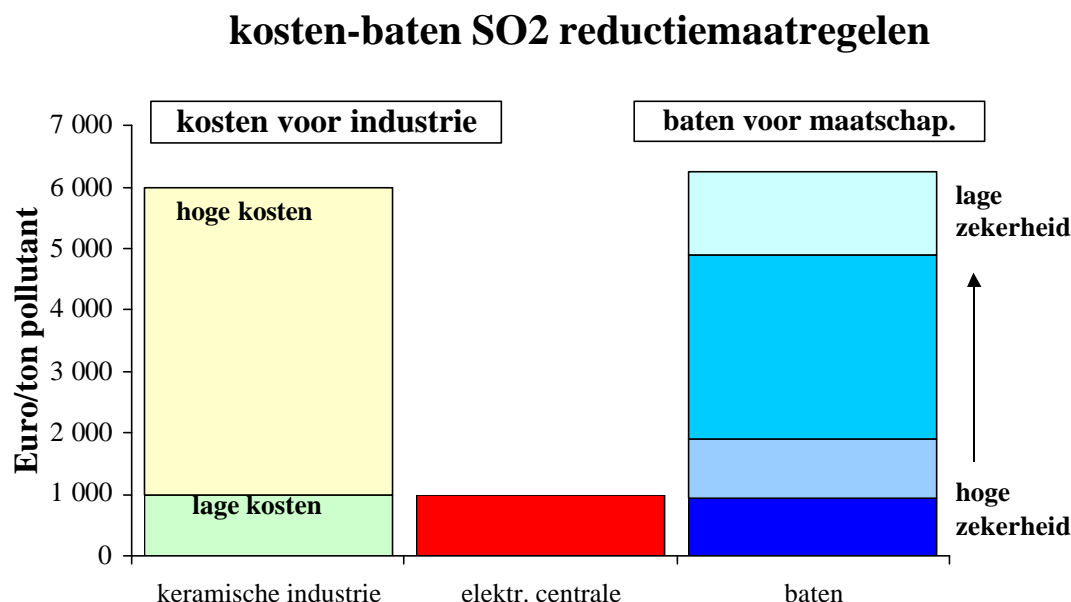
Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Omwille van de onzekerheden m.b.t. milieuschadecosten kan men ze moeilijk hanteren om in kosten-baten studies kosten en baten tot op de frank nauwkeurig te vergelijken. Ze kunnen wel goed aangeven waar de gekende baten te verwachten zijn, en of we al dan niet te maken hebben met een geval waarin de baten duidelijk groter zijn dan de kosten van de maatregelen. Uit enkele gevalstudies is gebleken dat de baten meestal een stuk groter zijn dan de goedkoopste maatregelen m.b.t. luchtverontreiniging, ook als we heel voorzichtige hypothesen hanteren om milieuschade in te schatten. In Figuur 7 vergelijken we bijv. de baten van SO₂ reducties met de kostprijs van maatregelen van deSOX in grote stookinstallaties (elektriciteitscentrales) en in kleinere installaties (bijv. keramische nijverheid). Uit deze analyse blijkt dat de baten reeds groter worden dan de kosten als we ons enkel baseren op de baten waar we het meest zeker van zijn. Als we verregaande emissiereducties nastreven moeten we echter ook duurdere maatregelen nemen, zoals bijv. introductie van deSOX op kleinere installaties. In die gevallen worden kosten en baten van een gelijke grootte orde, en met de gegeven onzekerheden kunnen we dan niet meer zeggen of de baten groter of kleiner zijn dan de kosten.

Een dergelijke analyse kan eveneens gebruikt worden om het geheel van een pakket van voorgestelde beleidsmaatregelen te evalueren. Op internationaal vlak werden de resultaten aldus gebruikt door de EU en ter voorbereiding van het protocol van Göteborg (UN/ECE) om de baten van reductie van grensoverschrijdende luchtverontreiniging te evalueren. (Holland et al, Krewitt). Deze resultaten m.b.t. de baten komen in grote lijnen overeen met de inschattingen voor MIRA S.

VII.

Figuur 7 Milieuschadeprijzen per liter diesel voor verschillende dieselveertuigen in verschillende types van trajecten (stad, snelweg, landelijk) en vergeleken met consumentenprijzen en accijnzen voor diesel, alles in Eurocent/liter.



5.10 ½ Besluit

Voor MIRA-S 2000 is een inschatting gemaakt van de baten van een strenger beleid ten aanzien van luchtverontreiniging door SO₂, NO_x, VOS en fijn stof. De berekening van effecten houdt rekening met de verschillende relevante hoofdstukken uit MIRA-S 2000 m.b.t. emissies, verspreiding en evaluatie van effecten op mens en landbouw, en vertaalt deze impacts verder tot schadeprijzen.

Voor 1998 wordt de totale berekenbare schade in Vlaanderen van de emissies van SO₂, NO_x, VOS, en fijn stof in Vlaanderen en omliggende gewesten en landen ingeschat op ongeveer 140 miljard BF per jaar of zo'n 2,5 % van het Vlaams BGP. De impact van zwevend stof op volksgezondheid vormt de grootste impactcategorie. Impacts op landbouw en gebouwen zijn veel kleiner, terwijl de data niet toelaten om de impacts van verzuring en vermisting in geldtermen te waarderen.

Door de daling van de emissies naar 2010, zowel in Vlaanderen als in het buitenland, wordt een daling van de milieuschadeprijzen verwacht met 26% in BAU en met 33% in BAU+, of met respectievelijk 36 en 46 miljard BEF per jaar. Alhoewel deze cijfers enkel een orde van grootte geven duiden zij aan dat de baten van een verdergaand beleid zeer groot kunnen zijn, en kunnen zij worden gebruikt om prioriteiten te zetten voor het milieubeleid.

VIII. MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie

Baten van milieumaatregelen en milieubeleid

Referenties

Bickel et al (ed.), External costs of energy conversion – improvement of the ExternE methodology and assessment of energy-related transport externalities, Final report to the EC, April 2000.

De Nocker Leo, Rudi Torfs and Luc Int Panis, The use of data on environmental benefits for BAT selection, paper presented at the International Conference on ‘Economic Aspects of BAT’, Brussels, February 2000.

De Nocker L., Torfs R., Wouters G., Externe kosten van elektriciteitsproductie, VITO, 1999. Rapport N° 1999/PPE/R/019

European Commission, DGXII : ExternE, Externalities of Energy Vol 1-8, EC, 1995 and EC, 1999.

Holland M, Forster D, King K. (1998a) Economic evaluation of proposals for emission ceilings for atmospheric pollutants, AEA Technology, UK. Report for IIASA.

Int Panis L. , L. De Nocker, R. Torfs, I. De Vlieger Ina, G. Wouters, S. Vergote, the environmental external costs of transport, Studie uitgevoerd in opdracht van DWTC, , Vito/B/93.101, Vito, IMS, 2001

Int Panis L., Rabl A., De Nocker L, Torfs R., 2001. Diesel or Petrol ? An environmental comparison hampered by uncertainty. Submitted to Transport and Air Pollution 2001. National Center for Atmospheric Research Boulder CO.

Krewitt, W., Holland, M., Trukenmüller, A., Heck, T., Friedrich, R.: Comparing Costs and Environmental Benefits of Strategies to Combat Acidification in Europe. Environmental Economics and Policy Studies, Vol 2, N°4, 1999, pp. 249-289.

VI. Economische afwegingsmethoden

1 ½ Inleiding

Peter Van Humbeeck, SERV

De vraag naar milieubescherming is groot, maar de middelen zijn hoedanook beperkt zodat best wordt gestreefd naar een zo groot mogelijk milieurendement. Dit betekent, gegeven het bedrag dat beschikbaar is voor milieu-uitgaven, dat wordt gezocht naar een zo groot mogelijke milieuverbetering of omgekeerd dat, indien men een vooraf bepaald milieuresultaat wil bereiken, wordt gezocht naar de goedkoopste manier om dit te bereiken. De afweging van *kosten en baten* moet het dus mee mogelijk maken om de schaarse middelen die voor het milieubeleid (kunnen) worden ingezet op de meest efficiënte wijze aan te wenden, en om de maatschappelijke discussie rond prioriteiten van het milieu- en natuurbeleid op een zinvolle wijze te structureren.

Deze vergelijking tussen kosten en baten is *belangrijk* in elk van de hoofdvragen in het voeren van een milieubeleid: welke milieudoelstelling wordt gekozen (hoever; bijvoorbeeld: met hoeveel moeten de emissies gereduceerd worden), welk tijdspad (wanneer; hoe snel moeten de emissies worden verminderd), welke methode (hoe; welke milieubeleidsinstrumenten worden ingezet om de emissiereductie te realiseren) en welke verdeling (wie; welke doelgroepen dienen hun emissies te verminderen en met hoeveel) ?

Het is dan ook wenselijk een *inzicht* te verkrijgen in de globale kosten/baten verhouding van het milieubeleid, in deze verhouding voor het extra beleid, in de kosten/batenverhouding van milieuthema's, en in de kosten/batenverhouding voor de doelgroepen.

Specifiek voor MIRA-S 2000 worden volgende *elementen* uitgewerkt: (1) begrippen, definities en methoden; (2) risico-kostenanalyse toegepast op ambtshalve bodemsanering; (3) kosten-effectiviteitsanalyse toegepast op emissiegrenswaarden voor lozingen in water en lucht.

2 ½ Economische afweging: begrippen, definities en methoden

Peter Van Humbeeck, *SERV*¹

Saar Van Hauwermeiren, *Bond Beter Leefmilieu Vlaanderen*²

2.1 ½ Het economisch afwegingskader

Bij het nemen van beslissingen vergelijkt de overheid in feite steeds de voordelen en de nadelen van een actie tegenover mogelijke alternatieven, zij het dat dit vaak op een intuïtieve en kwalitatieve manier gebeurt. De milieu-economische theorie biedt een analytisch denkkader om de gevolgen van mogelijke beleidsacties op een meer expliciete en kwantitatieve wijze te vergelijken.

Het vertrekpunt van economische afweging is eenvoudig: men kan elke frank maar één keer uitgeven. Het komt er dus op aan deze frank zo goed mogelijk te spenderen. Zo goed mogelijk betekent in de context van het milieubeleid dat voor elke frank die in het milieu wordt geïnvesteerd, wordt gestreefd naar een zo groot mogelijk milieurendement. Indien dit niet zou gebeuren, worden middelen verspild die bijgevolg niet langer bruikbaar zijn voor andere milieu-uitgaven. Gegeven het bedrag dat beschikbaar is voor milieu-uitgaven moet dus worden gestreefd naar een zo groot mogelijke milieuverbetering. In economisch jargon: gegeven de kosten, maximaliseer de baten. Omgekeerd komt het erop aan dat indien men een vooraf bepaald milieuresultaat wil bereiken, dit op een zo goedkoop mogelijke manier zou moeten gebeuren. In economisch jargon: gegeven de baten, minimaliseer de kosten.

Naast milieudoelstellingen stelt de overheid zich vanzelfsprekend nog vele andere doelstellingen (tewerkstelling, economische productie, armoedebestrijding, ...). Dezelfde redenering als hiervoor kan dan worden gemaakt op niveau van de ganse maatschappij. Om verspilling van geld te vermijden, komt het er ook hier op aan de beschikbare schaarse middelen efficiënt in te zetten, d.w.z. daar waar het maatschappelijk nut het grootst is. Voor elke frank dient m.a.w. een zo groot mogelijk rendement in termen van nut of welvaart te worden nagestreefd. Vertaald in economisch jargon betekent dit dat voor elke frank die wordt uitgegeven het verschil tussen de baten en de kosten positief en maximaal moet zijn. Indien men een goed beleid wil voeren, dient men vanuit economische optiek zowel rekening te houden met wat het beleid aan inspanningen vergt (de kosten) als met wat het beleid oplevert (de baten).

Het economische beoordelingscriterium voor beleid is dus eenvoudig en rechtlijnig : een actie is gerechtvaardigd indien de kosten ervan lager liggen dan de baten die de actie oplevert. Indien er meerdere alternatieven zijn, dient men te kiezen voor de actie waarvan het verschil tussen de baten en de kosten het grootst is. Een economisch efficiënt milieubeleid is dus een beleid dat de netto baten (de maatschappelijke welvaart) maximaliseert, of m.a.w. een beleid waarvan het verschil tussen de baten en de kosten van de milieumaatregelen positief en maximaal is.

Deze beslissingsregel kan worden toegepast op elk van de hoofdvragen in het voeren van een milieubeleid : Een efficiënte *milieudoelstelling* veronderstelt dat de emissies

¹ Voor de onderdelen 1, 2, 3 en 5 en deel 4 samen met Saar Van Hauwermeiren.

² Voor het onderdeel 4 samen met Peter Van Humbeeck.

worden verminderd tot het niveau waar de marginale milieubaten van een bijkomende eenheid emissiereductie gelijk zijn aan de marginale kost van emissiereductie. Op dit niveau zijn de netto-baten immers maximaal. Het vraagstuk van de *timing* kan worden beantwoord door optimalisering van de implementatiemogelijkheden in de tijd. Een efficiënt tijdspad wordt dan gegeven door die portfolio van opties waarvan de contante waarde van de vermeden milieuschade (milieubaten) verminderd met de kosten van emissiereductie maximaal is. *Milieubeleidsinstrumenten* zijn efficiënt indien zij een vooropgestelde milieudoelstelling (m.a.w. gegeven milieubaten) tegen zo gering mogelijke kosten realiseren. Hier gaat het erom dat de ingezette milieubeleidsinstrumenten ervoor zorgen dat de goedkoopste technieken en maatregelen ook effectief (kunnen) worden toegepast. De vraag naar de *verdeling van de inspanningen* over de doelgroepen tenslotte is nauw verwant met de overige vragen. Bij efficiënte verdeling zijn de marginale kosten van een extra eenheid emissiereductie overal gelijk. Dit impliceert dat de grootste inspanningen gebeuren waar deze het goedkoopst zijn, d.w.z. waar de marginale kosten het kleinst zijn.

De onderstaande kader illustreert het economisch denkkader voor het bepalen van *milieudoelstellingen*. De milieubestrijdingskostencurve aangegeven in de daarin besproken figuren, is een synthese van uiteenlopende soorten informatie. Hetzelfde geldt voor de milieubatencurve. Voor meer details hierover wordt verwezen naar de delen over milieukosten en resp. milieubaten betreffende de definities, begrippen en methoden (cf. supra).

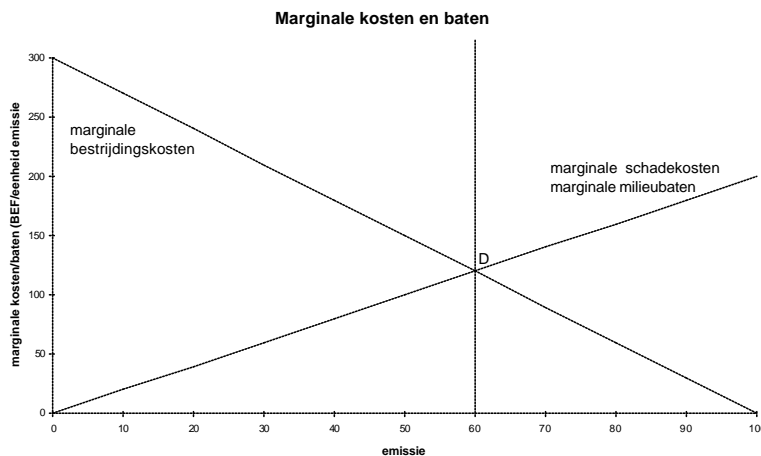
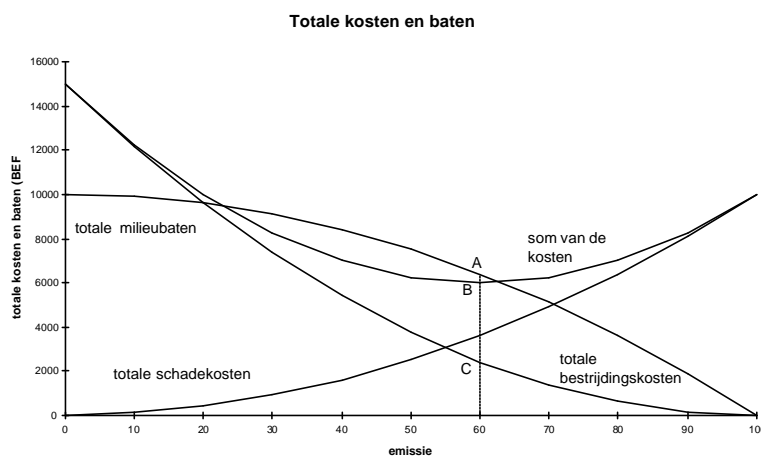
De hiervoor vermelde beslissingsregels zijn zoals gezegd eenvoudig en vrij rechtlijnig, maar in de praktijk niet steeds onmiddellijk toepasbaar. Er doen zich ten eerste immers verschillende complicaties voor, die te maken hebben met o.m. een gebrek aan kwantitatieve en monetariseerbare informatie, met onzekerheden over de toekomstige kosten en baten, met het vergelijken van huidige en toekomstige kosten en baten (verdiscontering), met drempel- en onomkeerbare effecten bij milieuschade, enz. Dit moet duidelijk zijn na de bespreking van de kosten en baten, die theoretisch met elkaar vergeleken zouden moeten worden.

Ten tweede is het efficiëntie criterium dat aan de economisch-theoretische beslissingsregels ten grondslag ligt belangrijk, maar kan het geenszins het enige beoordelingscriterium voor beleid zijn. Een efficiënt milieubeleidsinstrument is immers niet noodzakelijk juridisch uitvoerbaar, een efficiënte verdeling is niet noodzakelijk rechtvaardig enz. Bij de keuze van de doelstellingen, de tijdspaden, de instrumenten en de verdeling van de inspanningen moeten m.a.w. meerdere beoordelingscriteria spelen.

Toch blijft het geschetste afwegingskader van groot belang omdat het toelaat de gedachten en de beschikbare informatie op een zinvolle wijze te structureren. Dat wordt hierna verder toegelicht bij de bespreking van de methoden die voor afweging kunnen worden gebruikt.

Een efficiënte milieudoelstelling

De onderstaande grafieken geven de totale kosten en baten en de daarvan afgeleide marginale kosten en baten van een bepaalde emissiebestrijding. Het emissieniveau 100 is het niveau zonder enige vorm van bestrijding. Op dit punt zijn vanzelfsprekend zowel de milieubaten als de bestrijdingskosten van emissiereductie onbestaande. Bij emissiereductie (een beweging op de x-as van rechts naar links) zullen zich stijgende kosten en baten voordoen. De baten van een emissiereductie kunnen rechtstreeks worden afgelezen op de totale milieubatencurve op de bovenste grafiek en zijn tevens gelijk aan de oppervlakte onder de marginale milieubatencurve op de onderste grafiek vanaf het nieuwe emissieniveau naar rechts. De kosten van een emissiereductie kunnen eveneens rechtstreeks worden afgelezen op de bovenste grafiek (totale bestrijdingskosten) en zijn tevens gelijk aan de oppervlakte onder de marginale bestrijdingskostencurve vanaf het nieuwe emissieniveau naar rechts (onderste grafiek).



Het economisch optimale emissiereductieniveau ligt bij een vermindering van de emissies tot 60. Op dat punt is de verticale afstand tussen de totale batencurve en de totale bestrijdingskostencurve immers positief en maximaal (d.i. de afstand AC op de bovenste figuur) en zijn de marginale bestrijdingskosten gelijk aan de marginale milieubaten (punt D).

De milieubaten van emissiereductie kunnen ook anders worden voorgesteld, m.n. als de door emissiereductie vermeden milieuschade.

In dat geval wordt de beslissingsregel het minimaliseren van de totale kosten (= kosten van emissiereductie + kosten van milieuschade). De totale milieuschadeposten verbonden aan een bepaalde emissie zijn nu gelijk aan de oppervlakte onder de marginale schadepostencurve vanaf het emissieniveau naar links. Deze beslissingsregel leidt tot dezelfde efficiënte milieudoelstelling, nl. een reductie tot een niveau 60.

Op dat niveau zijn de totale kosten minimaal (d.i. punt B op de bovenste grafiek) en zijn de vermeden marginale schadeposten van een bijkomende eenheid emissiereductie gelijk aan de marginale bestrijdingskost van de emissiereductie (punt D op de onderste grafiek).

2.2 ½ Economische Afwegingsmethoden

Voor de expliciete afweging tussen voor- en nadelen van beleidsalternatieven bestaan verschillende afwegingsmethoden. Deze beslissingskaders, die elkaar niet noodzakelijk uitsluiten, kunnen gebruikt worden in de selectie van investeringsprojecten, beleidsmaatregelen enz. Elk voorzien zij de beslissingsnemer in variërende mate van richtlijnen voor de informatievereisten en de organisatie en manipulatie van gegevens en van beslissingsregels die kunnen worden toegepast.

Enkele belangrijke grondvormen worden hierna kort beschreven: de formele kosten-batenanalyse (KBA) en impliciete waarderingsregel, kosten-effectiviteitsanalyse (KEA), risico-batenanalyse (RBA), multi-criteria-analyse (MCA) en beslissingsanalyse.

Vooraf wordt opgemerkt dat deze methoden op verschillende niveaus kunnen worden toegepast. Zo kan bijvoorbeeld een onderscheid worden gemaakt tussen een private KBA en sociale KBA. Een sociale KBA bekijkt de kosten en baten van overheidsbeslissingen vanuit het perspectief van de ganse maatschappij. Een private KBA daarentegen bekijkt de kosten en baten van private beslissingen vanuit een beperktere invalshoek (bv. vanuit een ondernemingsperspectief). De hierna volgende bespreking van afwegingstechnieken is gericht op de 'sociale versies'.

Binnen een sociale KBA bijvoorbeeld kan een verder onderscheid worden gemaakt tussen drie soorten: (1) een KBA waarin milieu-effecten geen rol spelen, (2) een KBA waarin milieu-effecten een rol spelen en (vooral) aan de kostenkant te situeren zijn (bv. een KBA waarin alternatieve tracés voor infrastructuurwerken worden geanalyseerd) en (3) een KBA waarin milieu-effecten een rol spelen en (vooral) aan de batenzijde gesitueerd zijn (bv. een KBA van milieubeleidsmaatregelen). De verdere bespreking is heeft vooral betrekking op deze laatste categorie.

Formele kosten-batenanalyse

De kosten-batenanalyse (KBA) is een van de oudere analysetechnieken en bouwt voort op de traditionele wijze van evaluatie door economen, nl. op basis van afweging tussen kosten en baten. Om die afweging mogelijk te maken, worden kosten en baten monetair, d.w.z. in geldbedragen weergegeven. Toekomstige kosten en baten worden door verdiscontering herleid tot contante waarden, d.w.z. gecorrigeerd voor het renteverlies (toekomstige baten) of het rentevoordeel (toekomstige kosten). Door rekening te houden met de tijdsvoorkeur (individuen ontvangen baten liever vandaag dan morgen en betalen kosten liever morgen dan vandaag) ontstaat een positieve discontovoet waarmee zowel toekomstige als huidige kosten en baten systematisch met elkaar kunnen worden vergeleken in een KBA.

De formele, eng gedefinieerde KBA vereist dus dat zowel de kosten als de baten van een project of van een beleid worden uitgedrukt in monetaire termen. Het project of beleid is wenselijk indien de netto sociale baten (NSB), die verkregen worden door de kosten (K) in mindering te brengen van de baten (B), positief zijn.

$$NSB = (B - K) > 0$$

Het beleid wordt dus beoordeeld aan de hand van het efficiëntie criterium : positieve netto sociale baten impliceren een verhoging van de welvaart (ten opzichte van een status quo). Indien er meerdere alternatieven zijn, dient men te kiezen voor de actie waarvan het verschil tussen de baten en de kosten positief en maximaal is. Een economisch efficiënte maatregel is m.a.w. een maatregel die de netto baten (de maatschappelijke welvaart) maximaliseert.

Het voordeel van de formele KBA analyse bestaat erin dat zowel kosten als baten in monetaire termen uitgedrukt worden, zodat zij onderling vergelijkbaar zijn. Bovendien wordt een eenduidig criterium (economische efficiëntie) gehanteerd zodat harde uitspraken mogelijk zijn. Dit zijn vanuit een ander perspectief echter meteen ook twee belangrijke nadelen. De toepassing van KBA vereist immers een grote hoeveelheid informatie en daarbij bestaat het gevaar dat effecten die niet of moeilijk gekwantificeerd en gemonetariseerd kunnen worden, buiten beschouwing worden gelaten. Bovendien is, onder meer in het kader van het milieubeleid, de monetaire uitdrukking van de baten soms een zeer precieze en betwistbare oefening, bijvoorbeeld wanneer het gaat om moeilijk in te schatten waarden (bv. bestaanswaarde) en verschijnselen (bv. onomkeerbare effecten). Zelfs wanneer baten monetariseerbaar zijn, zullen zij niet altijd eenduidig vastliggen. De keuze van de discontovoet is eveneens moeilijk maar tegelijk zeer belangrijk omdat deze soms de uitkomst van de analyse in grote mate kan bepalen. Daarnaast kan efficiëntie niet het enige beoordelingscriterium voor beleid zijn zodat de harde uitspraken van een formele KBA in realiteit misschien weinig waarde of impact zullen hebben. Soms worden ook meer principiële bezwaren tegen een formele KBA geformuleerd. Het gaat dan vooral om politieke, filosofische en ethische overwegingen³.

Indien sommige kosten of baten niet gemonetariseerd kunnen worden, kan de *impliciete waarderingsregel* worden gebruikt. In dat geval worden deze zgn. imponderabilia kwalitatief meegewogen. Stel dat het beleid ongunstige effecten heeft op de menselijke gezondheid, maar dat deze effecten niet in monetaire termen kunnen worden vertaald. De beslissingsregel kan dan als volgt herschreven worden :

$$NSB = (B - K - H) > 0$$

H geeft in deze uitdrukking de onmeetbare gezondheidskosten weer. Indien B en K in monetaire termen kunnen worden uitgedrukt, dan kan (B - K) worden geschreven als een monetaire waarde (x BEF). Het beleid zal dan volgens de impliciete waarderingsregel enkel aanvaardbaar zijn indien de netto monetaire baten (x BEF) meer waard zijn dan de onmeetbare gezondheidseffecten van het beleid.

$$NSB = (x BEF - H) > 0 \quad \text{of} \quad x BF > H$$

Hieruit kan tevens worden afgeleid wat de impliciete waarde is die de beslissingnemers toekennen aan de onmeetbare gezondheidseffecten.

Kosten-effectiviteitsanalyse

Een kosteneffectiviteitsanalyse (KEA) is beperkter van opzet dan een kosten-baten analyse, omdat de kosten wel maar de baten niet in monetaire eenheden worden

³ Voor een overzicht zie bv. HANLEY en SPASH (1993), en MILTZ, D. en PROOST, S. (1992).

uitgedrukt. Met deze techniek is het mogelijk te analyseren welke maatregelen het meest geschikt zijn om een vooraf bepaalde beleidsdoelstelling te realiseren of zoveel mogelijk te benaderen, rekening houdend met de kosten van die maatregelen. Het beleidsalternatief dat een gegeven doelstelling tegen de laagste kosten kan realiseren, wordt beschouwd als het meest kosteneffectieve alternatief.

Deze techniek wordt in het milieubeleid vaak toegepast omdat meestal reeds een voorafgaandelijke politieke beslissing is genomen over de milieudoelstellingen. Een KEA kan dan een belangrijke rol spelen door ervoor te zorgen dat deze doelstelling tegen minimale kosten wordt bereikt. Ook wanneer monetarisering van de baten niet mogelijk of niet opportuun is, is KEA een goed alternatief. Meer algemeen is deze techniek dus een belangrijk hulpmiddel om te verzekeren dat de beperkt beschikbare geldmiddelen rationeel worden aangewend. Een KEA laat immers toe om kosteneffectieve maatregelen en instrumenten te selecteren en een kosteneffectieve verdeling van de inspanningen te bevorderen.

Een bijkomend voordeel van de KEA is dat de vereiste informatie over het algemeen gemakkelijker te verkrijgen is dan in het geval van de KBA. De KEA kan bovendien vermijden dat informatie over de kosten van het beleid niet zou worden gebruikt in de besluitvorming als gevolg van het eventuele verzet tegen de monetaire waardering van baten. De methode heeft echter ook een aantal nadelen. De analyse zegt namelijk niets over de voorafgaande beslissing over de milieudoelstellingen. Deze worden als gegeven beschouwd. De toepassing van deze techniek veronderstelt m.a.w. overeenstemming over de wenselijkheid van het realiseren van een bepaald beleidsdoel. Daarnaast kunnen er ook bij een KEA informatieproblemen optreden. De kosten kunnen immers evengoed moeilijk kwantificeerbaar of monetariseerbaar zijn⁴. De mate waarin alle kosten beschouwd worden, zal van belang zijn voor de kwaliteit van de analyse.

Risico-batenanalyse

De risico-batenanalyse (RBA) is een specifieke vorm van kosten-batenanalyse, waarin expliciet rekening wordt gehouden met de risico's van bepaalde activiteiten of beleidsstrategieën. RBA heeft tot doel de kosten en de baten van het wel of niet ondernemen van bepaalde risicovolle activiteiten tegen elkaar af te wegen. In plaats van de kosten en de baten van een beleid te beschouwen, beschouwt men de risico's en de baten wanneer men geen beleid voert. Stel dat men overweegt geen beleid te ondernemen om de concentratie van bepaalde chemicaliën in het milieu te verminderen. De risico's die samenhangen van deze keuze, worden bepaald door de omvang en de kans op negatieve milieu-effecten daarvan (uitgedrukt in bijvoorbeeld aantal sterftegevallen). De baten worden gegeven door de kosten die men kan vermijden door geen beleid te voeren. Deze techniek komt dus eigenlijk neer op een KBA maar dan in de context van risicovolle gebeurtenissen. Indien men een bepaald milieurisico (bv. sterftegevallen door kankerverwekkende stoffen) wil verkleinen, kan men nagaan waar

⁴ Een voorbeeld is de inschatting van de milieuschade bij een vergelijking tussen alternatieve locaties voor een nieuwe luchthaven (in de veronderstelling dat een nieuwe luchthaven -de doelstelling- niet ter discussie staat). In dat geval zijn de waarderingsproblemen vergelijkbaar met een formele KBA. Voor de evaluatie van maatregelen in het milieubeleid is deze vaststelling vanzelfsprekend van minder belang gezien de waardering van milieu-effecten er in principe aan de batenzijde gebeurt.

dit het goedkoopste kan. In een RBA worden m.a.w. de resultaten van een risico-evaluatie gecombineerd met informatie over de kosten van risicoreductie.

Deze techniek kan op verschillende niveaus worden ingezet. RBA kan bijvoorbeeld worden gebruikt om de ernst van uiteenlopende milieuproblemen met elkaar te vergelijken en om prioriteiten binnen en tussen milieuthema's te leggen (comparative risk analysis)⁵. RBA kan ook op beperktere schaal worden gebruikt (bv. voor de bepaling van de prioriteiten bij de sanering van verontreinigde bodems)⁶.

De RBA benadering geeft echter geen automatische beslissingsregels. In tegenstelling tot de kosten-baten analyse kunnen de kosten en de baten niet direct met elkaar worden vergeleken, omdat zij niet in dezelfde (monetaire) eenheid worden uitgedrukt. Bovendien is het besluitvormingscriterium van deze techniek niet steeds éénduidig, omdat ook de risico's in verschillende eenheden kunnen worden weergegeven waardoor ze niet direct met elkaar kunnen worden vergeleken.

Multicriteria-analyse

Een multicriteria-analyse (MCA) onderscheidt zich van een KBA doordat deze techniek in één evaluatie verschillende dimensies of meetschalen combineert. Daarbij worden subjectieve wegingsfactoren toegekend aan vooropgestelde criteria waartegen een actie/maatregel wordt beoordeeld. Het fundamentele verschil met KBA ligt in de erkenning dat economische efficiëntie niet de enige doelstelling is van het beleid. De benadering houdt expliciet rekening met verschillende doelstellingen. Typische doelstellingen in een MCA zijn economische efficiëntie; verdeling van kosten en baten, werkgelegenheid, publieke aanvaardbaarheid, duurzaamheid, en competitiviteit (Pearce, 1999).

Soms tracht men met deze techniek, net zoals bij de KBA, alle kosten en baten in monetaire termen te vertalen om tot een eenduidige evaluatie te kunnen komen. In de meeste gevallen worden de effecten van de verschillende alternatieven echter in hun eigen eenheden uitgedrukt en niet tot één noemer herleid. Afhankelijk van de benadering zullen zich de reeds vermelde voor- en nadelen bij monetarisering voordoen.

Multicriteria-analyse heeft als bijkomend nadeel dat het meestal zeer moeilijk is om de wegingsfactoren te bepalen die aan de verschillende doelstellingen moeten worden toegekend. Er bestaan verschillende manieren om deze gewichten toe te kennen (bv. het gebruik maken van de kennis van experts, het interviewen van individuen, de gewichten laten vaststellen door de besluitvormer), maar uiteindelijk bieden zij nog veel ruimte voor subjectieve oordelen. Ook dubbeltellingen zijn mogelijk indien de criteria gedeeltelijk overlappen.

⁵ EPA. US Environmental Protection Agency. *Reducing Risk: Setting Priorities and Strategies for Environmental Protection*. Washington DC, US EPA, 1990; DAVIES, T. *Comparing Environmental Risks*. Tools for setting government priorities. Washington DC, Resources for the Future, 1996; PEARCE, D. *The current economic costs of not using risk assessment in European Community environmental policy*. Brussel, Koning Boudewijn Stichting, 1996.

⁶ Zie EPA (1990), FINKEL, A. en D. GOLDING (1994), DAVIES, T. (1996) en PEARCE, D. (1996).

Belissingsanalyse

Het bestaan van talrijke onzekerheden, ook bij milieubeleid, heeft geleid tot verdere uitbreidingen van de hiervoor vermelde technieken, die kunnen worden gegroepeerd onder de algemene term “beslissingsanalyse”. Dit is een besluitvormingstechniek die expliciet aandacht besteedt aan de onzekerheid van kosten en baten van bepaalde beleidsstrategieën. De techniek bestaat uit het opstellen van een zgn. ‘pay-off’-matrix, waarin voor de verschillende beleidsalternatieven de resultaten van de analyse (bv. de netto monetaire baten) worden weergegeven bij variërende externe omstandigheden. Uitgangspunt is dat deze externe omstandigheden niet beheersbaar en dus onzeker zijn. Deze onzekerheden kunnen betrekking hebben op het milieu (bv. over de gevolgen van het broeikas-effect) of op de maatschappij (bv. over prijs- en gedragseffecten, over de macro-economische ontwikkeling, ...).

2.3 ½ Kosten-batenanalyse concreet

Gezien één of andere vorm van KBA voorkomt in vrijwel elke economische afwegingsmethode, wordt hierna de algemene werkwijze bij de uitvoering van een KBA beschreven. De meeste ‘richtlijnen’ of ‘aandachtspunten’ zijn echter ook voor andere afwegingstechnieken van belang.

In een KBA moeten steeds verschillende stappen worden doorlopen. Hierna wordt een mogelijk stappenplan voorgesteld⁷. Het geeft het chronologisch verloop van een KBA weer, nadat een opdracht tot uitvoering van een KBA is gegeven. Het stappenplan mag evenwel niet te strikt worden geïnterpreteerd. KBA is immers zoekwerk. Het is normaal dat men tijdens de analyse nieuwe alternatieven ontdekt en vroegere fouten corrigeert. Het stappenplan reflecteert tevens de inhoud van een KBA-rapport, al mag het ook op dit punt niet te strikt geïnterpreteerd worden. Afhankelijk van de concrete situatie kan een andere presentatie aangewezen zijn.

Stap 1: probleemdefiniëring

De eerste stap in een KBA bestaat erin de probleemstelling scherp te stellen. Er moet een antwoord worden geformuleerd op de vragen: Welke maatregel/actie wordt er precies geëvalueerd? Welke doelstelling wordt beoogd? Wat zijn de grenzen van de analyse (geografisch, tijdshorizon, behandeling van indirecte en afgeleide effecten ...)? Welke alternatieven bestaan er en moeten worden onderzocht?

Het belang van een goede probleemdefiniëring en selectie van alternatieven moet worden beklemtoond. De grootste fout bij een KBA is immers een interessant alternatief te vergeten in de analyse. Naast de analyse van de situatie onder ongewijzigd beleid (waartegenover de extra kosten en baten van alternatieven worden gesitueerd) dienen in principe ook beleidsalternatieven gezocht te worden binnen het voorgestelde beleid (bv. andere fasering in de tijd), andere categorieën beleidsinstrumenten (bv. milieuheffingen) en andere mogelijkheden buiten een wettelijke regeling (bv. onderhandelde vrijwillige initiatieven). Anderzijds kan er een afweging nodig zijn tussen meer alternatieven onderzoeken of meer gedetailleerde, diepgaande ramingen maken van de kosten en baten voor een kleiner aantal

⁷ Dit deel is gebaseerd op EPA (1991), GRAMLICH (1981), HANLEY en SPASH (1993), LAYARD en GLAISTER (1994) en PROOST (1996).

alternatieven. Het is belangrijk de problematiek in deze fase reeds te bespreken met de betrokken partijen. Zij zijn vaak een belangrijke inspiratiebron voor alternatieven. Het overleg moet daarnaast een consensus over het opzet van de KBA helpen realiseren.

Stap 2: bepaling van de effecten

Na de definiëring van de actie/maatregel is de volgende stap het identificeren van de effecten ervan. Daartoe wordt een lijst opgemaakt van alle effecten en betrokken partijen (zie onderstaande tabel)⁸, met een onderscheid tussen effecten in binnen- en buitenland. Een berekening gebeurt in deze fase nog niet.

	Groep 1	Groep2	...	Anderen	Totaal
Baten					
baat 1					
baat 2					
...					
Kosten					
kost 1					
kost 2					
...					

Belangrijke aandachtspunten hierbij zijn het additioneel karakter en het vermijden van dubbeltellingen. Additionaliteit verwijst naar de netto-effecten van een actie/maatregel. Enkel de extra kosten ten gevolge van de actie/maatregel mogen worden meegerekend. De kosten en baten worden m.a.w. vergeleken met de situatie zónder de voorgenomen actie/maatregel (het referentiescenario)⁹. In sommige gevallen kunnen belangrijke onzekerheden nopen tot meerdere referentiescenario's. Dubbeltellingen kunnen onder meer ontstaan bij transferten tussen betrokkenen. Een bekend voorbeeld zijn hogere belastingen voor de financiering van een actie/maatregel. Zij kunnen voor de ene groep (bv. gezinnen) een extra uitgave betekenen, maar vormen voor een andere groep (de overheid) een even grote extra ontvangst. Zij zijn daarom geen maatschappelijke kost en mogen dan ook niet meegeteld worden in een KBA¹⁰.

Stap 3: keuze van de analysemethode

In principe kan de voorkeur worden gegeven aan een formele KBA. In vele gevallen zijn de baten echter moeilijk kwantificeerbaar en monetair waardeerbaar of staan de doelstellingen buiten discussie. In dat geval kan overgestapt worden op een KEA,

⁸ De doelgroep bedrijfsleven bijvoorbeeld wordt meestal best verder gedifferentieerd naar (sub)sectoren en bedrijfsomvang, zo blijkt uit de praktijk. Zie bv. Vianen en Nijssen (1993).

⁹ Opgemerkt wordt dat de situatie met en zonder actie/maatregel doorgaans verschilt van de situatie voor en na een actie/maatregel. Bij de inschatting van het aantal vermeden dodelijke verkeersslachtoffers (baat) t.g.v. van de invoering van lagere maximumsnelheden (maatregel) bijvoorbeeld, mogen de effecten van andere maatregelen niet worden meegeteld (bv. van veiligere wagens).

¹⁰ Dit voorbeeld moet in praktijk verder genuanceerd worden, afhankelijk van de aard van de belasting, de behandeling van verdelingseffecten enz. Bovendien kan worden opgemerkt dat overdrachten wel belangrijk zijn om de sociaal-economische effecten van het milieubeleid te kunnen inschatten. Vandaar dat soms een onderscheid wordt gemaakt tussen brutomilieukosten (kosten van milieumaatregelen) en nettomilieukosten of milieulasten (brutomilieukosten verminderd met ontvangen overdrachten en vermeerderd met betaalde overdrachten).

waarbij wordt onderzocht hoe een gegeven baat tegen zo laag mogelijke kosten kan worden bereikt. Een andere mogelijkheid bestaat erin de baten niet te monetariseren maar uit te drukken in termen van risicoreductie (RBA). Er moet in elk geval worden bepaald op welke wijze niet of moeilijk kwantificeerbare effecten in de analyse worden betrokken en hoe verdelingsaspecten zullen worden behandeld.

Naast de keuze van het algemene afwegingskader moet tevens worden bekeken op welke wijze de effecten zullen worden gewaardeerd. Voor marktgoederen kan dit gebeuren aan de hand van een partieel evenwichtsmodel, vertrekkende van de marktprijzen¹¹. Voor niet-marktgoederen of niet-geïnternaliseerde externe effecten van marktgoederen moeten andere waarderingsmethoden worden gebruikt (zie verder).

Stap 4: inschatting van de kosten

Het kostenconcept dat relevant is, zijn de totale maatschappelijke (of sociale) kosten. Dit betekent ten eerste dat een KBA de kosten voor de ganse maatschappij bepaalt, en niet slechts de kosten voor een bepaalde onderneming, sector of doelgroep. Ten tweede worden in een KBA de opportunitetskosten voor de maatschappij ten gevolge van het beleid gebruikt. Het gaat daarbij om de waarde van goederen en diensten die onttrokken worden aan het voldoen van andere behoeften. Dit impliceert dat marktprijzen gecorrigeerd moeten worden voor marktimperfecties en overdrachten (schaduwrijzen). Toegepast op acties/maatregelen in het milieubeleid kan men vier categorieën kosten onderscheiden: de directe kosten van de vervuilers voor de middelen die moeten ingezet worden om aan het beleid te voldoen, het welvaartsverlies verbonden aan outputvermindering, de reguleringskosten voor de overheid en tenslotte de aanpassingskosten. Meestal zullen de rechtstreekse kosten voor de vervuilers verantwoordelijk zijn voor het grootste deel van de kosten. Voor een goed begrip moet worden opgemerkt dat in een KBA onder deze kostencategorieën ook kostenbesparingen vallen. Besparingen op werkingskosten, vermindering van reguleringskosten voor de overheid, enz. worden dan onder de kostenzijde opgenomen als “negatieve kosten”.

Stap 5: inschatting van de baten

Ook aan de batenzijde is het relevante uitgangspunt dat van de ganse maatschappij. Toegepast op milieubeleid betreffen milieubaten de effecten van een milieuverbetering als gevolg van het gevoerde beleid en van de genomen milieumaatregelen. Dat kunnen effecten zijn op de menselijke gezondheid, de leefomgeving, de ecosystemen en landschappen, materialen en infrastructuur (bv. gebouwen), sociaal-economische activiteiten (bv. landbouw, recreatie, waterwinning, enz.) en ook esthetische effecten. Soms zal men zich beperken tot een kwalitatieve of kwantitatieve opsomming van de verschillende effecten. In andere gevallen kan men beslissen de effecten monetair te waarderen, rechtstreeks als er een markt bestaat (bv. de baten van een milieuverbetering voor de commerciële visvangst), maar aangezien de geldelijke waardering van milieubaten niet volledig via marktprijzen tot uiting komt, meestal ook

¹¹ Partiële modellen hebben als kenmerk dat ze zich enkel toespitsen op een sector/bedrijf/product en geen rekening houden met de gevolgen op andere sectoren/bedrijven/producten en op de globale economie, noch met de gevolgen van mogelijke gedragswijzigingen van de andere sectoren op de betrokken sector, het bedrijf of het product zelf. Er zijn m.a.w. geen terugkoppelingen. De analyse is meestal beperkt tot de directe effecten.

via technieken zoals 'Contingent valuation', 'Hedonic pricing' 'Travel cost', 'Value of life' en 'wage risk' methode. De monetarisering is dus een middel om de vergelijking tussen kosten en baten te vergemakkelijken, maar is geen onmisbaar onderdeel van de kosten-baten techniek. Groepering van milieubaten in één maatstaf is ook op andere manieren mogelijk (bv. risico's, functies, ...). Ook hier moet voor een goed begrip worden opgemerkt dat in een KBA onder deze batencategorieën ook de effecten van een verslechtering van de milieukwaliteit vallen. Deze worden dan onder de batenzijde opgenomen als "negatieve baten".

Stap 6: vergelijking van kosten en baten

Het hoofddoel van een KBA is de vergelijking van de kosten en baten van de onderzochte actie/maatregel en zijn alternatieven. Een KBA dient dan ook idealiter alle kosten en baten naast elkaar te plaatsen, door verdiscontering terug te brengen naar één basisjaar, en de netto baten (netto contante waarde) van elk alternatief te presenteren. Deze netto baten moeten echter onmiddellijk worden geplaatst tegenover de niet-gekwantificeerde en niet-monetariseerde kosten en baten. Een KBA moet m.a.w. ook alle kosten en baten vermelden die enkel gekwantificeerd werden of die enkel kwalitatief beschreven konden worden. Indien een groot aantal baten niet werden gemonetariseerd of vooraf specifieke beleidsdoelstellingen werden vooropgesteld, moeten de resultaten van een KEA worden getoond. Een KEA zal overigens altijd een onderdeel van een KBA moeten vormen vermits daarmee zoals gezegd kosteneffectieve maatregelen kunnen worden geselecteerd (bv. technieken met de laagste kost per eenheid emissiereductie) en een kosteneffectieve verdeling van de inspanningen kan worden bevorderd (bv. selectie van sectoren met een lage kost per eenheid emissiereductie).

In aanvulling op deze basisresultaten wordt in een KBA soms reeds andere informatie bij de evaluatie betrokken¹². Een voorbeeld zijn de verdelingseffecten, zowel tussen bevolkingsgroepen op een bepaald moment in de tijd als tussen verschillende generaties. Deze kunnen worden geanalyseerd in een sensitiviteitsanalyse (zie hierna) waarin gewichten worden gegeven aan bevolkingsgroepen resp. verschillende waarden aan de gebruikte discontovoet worden toegekend. Ook andere specifieke klemtonen kunnen worden gelegd¹³.

Stap 7: sensitiviteitsanalyse

Door een sensitiviteitsanalyse wordt nagegaan hoe gevoelig de bekomen uitkomsten zijn voor wijzigingen in de aangenomen hypothesen en de gebruikte gegevens (bv. discontovoet). Het belangrijkste motief daarvoor heeft te maken met de onzekerheden en subjectieve keuzen in de analyse. De sensitiviteitsanalyse vormt de basis om in een KBA naast de verwachte waarde van de geaggregeerde kosten en baten (die doorgaans mee gebaseerd is op een probabiliteitsberekening) ook de mogelijke boven- en

¹² EPA (1991).

¹³ In de Verenigde Staten vereist de Regulatory Flexibility Act (5 U.S.C. 601 et seq.) bijvoorbeeld dat de effecten van de voorgenomen maatregelen op kleine ondernemingen, kleine non-profit organisaties en kleine overheidsinstellingen expliciet worden geanalyseerd. De Paperwork Reduction Act (44 U.S.C. 3501 et seq.) vraagt een analyse van ontwerp-reglementering op het vlak van de rapporteringsverplichtingen die worden opgelegd aan de industrie en de overheid. Deze vereisten dienen volgens de richtlijnen van het Office of Management and Budget in de KBA (Regulatory Impact Analysis) geïntegreerd te worden. Zie EPA (1987).

ondergrenzen aan te geven. Onzekerheden kunnen trouwens ook implicaties hebben voor de opzet van de onderzochte actie/maatregel. Indien men verwacht dat men in de toekomst over belangrijke bijkomende informatie zal kunnen beschikken, kan het aangewezen zijn om flexibiliteit in de actie/maatregel in te bouwen.

Stap 8: evaluatie van de ontwerp KBA

De volgende stap is de evaluatie van de uitgevoerde KBA. Dit is mogelijk door bijvoorbeeld de resultaten met de betrokkenen te bespreken of door een onafhankelijke peer-review. Een ontwerp KBA dient publiek beschikbaar te zijn en er moet inspraak mogelijk zijn. Om de duidelijkheid en de toegankelijkheid te vergroten is het aangewezen dat elke KBA in deze fase reeds een niet-technische samenvatting bevat. Deze samenvatting moet niet alleen de netto-kosten of -baten van de onderzochte alternatieven aangeven (met naast meest waarschijnlijke schattingen ook boven- en ondergrenzen en naast monetaire ook belangrijke niet-gemonetariseerde of niet-gekwantificeerde elementen) en -indien mogelijk- een uitspraak doen over het te verkiezen alternatief. Ook de beperkingen van de analyse, de hiaten in kennis en de onzekerheden waarop men bij het verzamelen van gegevens is gestuit, moeten worden vermeld.

Stap 9: aanpassing van de ontwerp KBA

In de voorlaatste stap wordt de ontwerp KBA aangepast aan de opmerkingen die tijdens de evaluatiefase werden gemaakt. Dit kan gaan van het weerleggen van geformuleerde opmerkingen tot het herwerken van hele onderdelen.

Stap 10: definitieve KBA

Eindresultaat is een definitieve KBA die in het besluitvormingsproces wordt ingebracht.

2.4 ½ Economische afwegingsmethoden: enkele kritische reflecties

De hiervoor beschreven afwegingsmethodes beogen alle hetzelfde doel, namelijk de plannings- en besluitvormings problemen rationeel te beredeneren door systematisch alle relevante aspecten van de beleidskeuzes te structureren. De vooronderstellingen die aan de basis liggen van de verschillende methodes zijn echter sterk uiteenlopend. De evaluatie van de rol van de methodes als besluitvormingsinstrument binnen het milieubeleid zal bijgevolg niet alleen afhangen van de praktische toepasbaarheid ervan. Ook de vooronderstellingen die aan de basis liggen van de methodes dienen geëxpliciteerd te worden. Daarbij komen vooral politieke en ethische overwegingen op de voorgrond.

Eén van de belangrijkste karakteristieken waarop men een onderscheid kan maken binnen de verschillende evaluatiemethodes is de monetaire en de niet monetaire evaluatie. Methodologische, politieke en ethische overwegingen m.b.t. de monetariseerbaarheid van het milieu zijn dan ook belangrijke elementen in de keuze tussen de verschillende afwegingsmethodes. Elementen zoals de complexiteit van ecosystemen, onzekerheid, cumulatieve effecten, verdelingsaspecten, de onomkeerbaarheid van schade, ethische aspecten, technische beperkingen van de waarderingsmethodes, enz. hebben al heel wat discussie teweeg gebracht rond de

plaats die de monetaire waardering soms toegewezen krijgt als het meest aangewezen evaluatieinstrument. Zeker als specifieke aspecten van duurzame ontwikkeling, zoals het lange termijn perspectief, verdeelingsaspecten en onzekerheid in het geding zijn, worden de grenzen van de monetaire waarderingmethodes duidelijk.

Bij de bespreking van de economische waarderingmethodes in het hoofdstuk 'Baten van milieumaatregelen en milieubeleid' werd reeds stilgestaan bij de mogelijkheden en beperkingen van monetarisering van milieukenmerken en milieu-effecten. We beperken ons daarom hier tot enkele aanvullende bemerkingen bij twee aspecten: (1) is kosten-baten analyse compatibel met het concept duurzame ontwikkeling? En (2) in welke fase van het beleidsbeslissingsproces worden economische afwegingsmethoden bij voorkeur ingezet?

Aspecten van duurzame ontwikkeling

De problematiek van duurzame ontwikkeling wordt gekenmerkt door heel wat aspecten die moeilijk kunnen geanalyseerd worden op monetaire basis. Een duurzaamheidsbeleid moet ten eerste rekening houden met de grenzen aan de hoeveelheid milieuvorraden¹⁴. Maatschappelijke activiteiten moeten bijgevolg onderworpen worden aan randvoorwaarden m.b.t. de duurzaamheidsgrenzen. Daarnaast is een rechtvaardige verdeling, zowel inter- als intra-generatieel van groot belang. Ten derde is er de voor duurzame ontwikkeling noodzakelijke macro-en langetermijnbenadering, die bovendien de vermelde verdeelingsopdracht erg complex maakt¹⁵. Tot slot wordt de problematiek gekenmerkt door de complexiteit van de ecosystemen, waarbij het voorzorgsbeginsel¹⁶ vooropgesteld wordt m.b.t. de onzekerheid over effecten van beslissingen.

Bij het duurzaamheidsbeleid komt de traditionele taakstelling van de economie, nl. de efficiëntie bijgevolg slechts als één van de taakstellingen aan bod. Het definiëren van de optimale (duurzame) schaal van de economie, zodat die de draagkracht van het natuurlijk systeem niet overschrijdt, en de rechtvaardige verdeling van de maatschappelijke kosten en baten, gaan volgens een aantal economen vooraf aan de efficiëntie-taakstelling¹⁷. Beslissingen rond publieke goederen zouden bijgevolg moeten gebaseerd zijn op meer dan de monetaire waardering van kosten en baten.

Het resultaat van een formele KBA is echter uitsluitend gebaseerd op de analogie tussen geproduceerde economische goederen en milieugoederen- en diensten. KBA

¹⁴ Voorraadbeheer in de ruime zin van het woord, nl. m.b.t. bron-, opvang- en kaderfuncties van natuurlijke systemen. Zie terzake het hoofdstuk 'Theoretisch kader voor de wisselwerking tussen milieu en economie' hiervoor.

¹⁵ Deze problematiek van de langetermijn dimensie in het milieubeleid wordt uitvoerig besproken in Goeteyn, L (1999).

¹⁶ Het voorzorgsbeginsel wordt geformuleerd als volgt: "waar er dreiging is van ernstige of onomkeerbare schade aan mens, dier, plant of milieu, daar zal het ontbreken van volledige wetenschappelijke zekerheid geen voorwendsel zijn om preventieve maatregelen toe te passen". De Europese Commissie bracht er begin 2000 een mededeling over uit. De Centrale Raad voor het Bedrijfsleven (CRB) publiceerde erover in zijn sociaal-economische nieuwsbrief van september 2000. De Federale Raad voor Duurzame Ontwikkeling (FRDO) bracht er in oktober 2000 een advies over uit. Over onzekerheid, het voorzorgsbeginsel en duurzame ontwikkeling zie tevens Dovers, S.R. en J. W. Handmer (1995).

¹⁷ Zie bijvoorbeeld Daly (1992), Daly en Cobb (1989), Page (1977) en Norton (1986), Costanza, R., Cumberland, J., Daly, H., Goodland, R. en Norgaard, R. (1997), O'connor (1997).

tracht individuele voorkeuren te reveleren en definieert de maatschappelijke voorkeur als de som van de individuele preferenties. Daarbij wordt KBA nog te vaak voorgesteld als een ethisch-neutrale techniek. De grenzen van de KBA worden echter duidelijk als men bijvoorbeeld enkele aspecten van duurzame ontwikkeling tracht op te nemen in de analyse.

Verdelingsaspecten

Zo zullen bijvoorbeeld twee soorten 'ver verwijderde groepen' niet in acht genomen worden bij de waardering: diegene die niet leven waar de beslissing getroffen wordt, en de toekomstige generaties. Vele milieuproblemen hebben echter juist een internationaal en mondiaal karakter, waarbij de kosten en baten ongelijk verdeeld worden (grondstoffen, klimaat, biodiversiteit).

Een KBA telt ook dikwijls alle kosten en baten van een project op zonder er rekening mee te houden voor wie de kosten en baten zijn (cf. supra). Als er een optimaal resultaat is, blijft echter de vraag voor wie de kosten zijn, en voor wie de baten. Verdelingsaspecten vereisen morele en politieke oordelen. KBA gaat echter enkel uit van een utilitaristisch criterium: het houdt enkel rekening met persoonlijke voorkeuren, en het meet alleen totalen voor alle individuen samen, niet de spreiding over verschillende individuen. Individuele voorkeuren zijn echter een functie van inkomen zijn. De 'bereidheid tot betalen' kan niet gescheiden worden van het in staat zijn tot betalen¹⁸. De uitkomst van een KBA zal dus mee bepaald worden door de huidige inkomensverdeling. Indien men KBA aanvaardt als enige beslissingsinstrument, aanvaardt men dus ook impliciet de bestaande inkomensverdeling.

Wetenschappelijke onzekerheid en onbekendheid

KBA is ook niet de geschikte methode om rekening te houden met onzekerheden, onbekendheden en complexe ecologische relaties. Er bestaat nog veel onzekerheid en onwetendheid¹⁹ omtrent milieuprocessen, zoals bijvoorbeeld het geval is bij de introductie van genetisch gemodificeerde organismen in de natuur. Dat maakt de evaluatie van alternatieve politieke beslissingen bijzonder moeilijk. Een ander probleem bestaat erin dat de effecten soms cumulatief zijn: CO₂-emissies nu worden in de atmosfeer bij een voorraad gevoegd en zullen pas over enkele decennia broeikaseffecten ressorteren. Bovendien zijn er interdependenties tussen verschillende milieu-effecten. De ecologische gevolgen die bepaalde verontreiniging met zich zal brengen hangt bv. af van de aanwezigheid van andere verontreinigingen (synergische effecten). De milieukosten die een bepaalde verontreiniging met zich meebrengt, en bijgevolg de baten van het milieubeleid kunnen gemakkelijk worden onderschat omwille van bovenstaande redenen (synergische en cumulatieve effecten, onzekerheid, ongekend,...).

Bovendien spelen ook hier dynamische effecten. Zo kunnen nieuwe epidemiologische of ecotoxicologische studies nieuwe effecten van verontreiniging op de gezondheid en

¹⁸ Jacobs, M. (1994)

¹⁹ Wetenschappelijke onzekerheid verwijst naar het (eventueel voorlopig) gebrek aan wetenschappelijke kennis omtrent de waarschijnlijkheid van het ontstaan van een precieze schade. Wetenschappelijke onwetendheid verwijst naar een situatie waarbij niet enkel de waarschijnlijkheid van het ontstaan van schade niet is gekend, maar bovendien is het niet zeker dat alle mogelijkheden van schade duidelijk zijn gedefinieerd door de wetenschap.

op de ecosystemen blootleggen, waardoor nieuwe met milieuverontreiniging gepaard gaande kosten worden ontdekt²⁰. Omgekeerd worden naarmate de wetenschap vordert ook nieuwe voordelen of toepassingen ontdekt die samengaan met een bepaalde hoge milieukwaliteit, zoals bijvoorbeeld het belang van de biodiversiteit voor de ontwikkelingen binnen de biotechnologie of de farmaceutische wetenschap.

Waar er onzekerheid in het spel is pleiten sommigen ervoor om aan de milieukosten een groter gewicht te geven dan de monetaire baten²¹. Volgens anderen is de meest aangewezen manier om met onzekerheid om te gaan de toepassing van het voorzorgsbeginsel (cfr. supra)²².

Lange termijndimensie

Ook de keuze van de discontovoet zal het uiteindelijke resultaat van de KBA sterk beïnvloeden. De net present value (NPV) zal sterk afhankelijk zijn van de gekozen discontovoet. Aangezien de kosten en de baten bijna nooit betrekking hebben op dezelfde periode, dienen ze eerst te worden verdisconteerd, voor ze kunnen worden vergeleken. Er bestaat veel discussie over de keuze van de discontovoet. Bij de methode waarbij de sociale tijdsvoorkeur wordt afgeleid uit het dalend grensnut van consumptie, wordt niet expliciet rekening gehouden met de preferenties van toekomstige generaties. Voor het bepalen van die preferenties moet men zich noodgedwongen richten tot de leden van de huidige maatschappij. Men neemt daarbij aan dat, bij het nemen van beslissingen, de huidige leden rekening houden met het nut van de toekomstige leden. Maar de maatschappij als geheel zou echter een lagere discontovoet prefereren dan de (geïsoleerde) individuele consumenten. In dit verband wordt er gewezen op de zogenaamde “isolatieparadox”, die kan worden beschouwd als een toepassing van het zgn. ‘gevangenendilemma’. Dit dilemma illustreert dat wanneer de individuen elk afzonderlijk rationele keuzen maken op microniveau, vanuit hun individueel standpunt, dit kan leiden tot een resultaat dat, op macroniveau vanuit het standpunt van de gemeenschap een suboptimaal resultaat kan inhouden²³.

Door de techniek van het disconteren tegen om het even welke positieve discontovoet kan om het even welk milieueffect, hoe nefast ook, tot een zeer kleine huidige waarde worden herleid, op voorwaarde dat het effect zich voldoende ver in de toekomst situeert²⁴. Om dit ethisch probleem af te zwakken stelt Spash (1993) voor om bepaalde intrinsieke “onschendbare” rechten toe te kennen aan toekomstige generaties.

In feite kan men stellen dat, terwijl de discontovoet een normatieve functie zou moeten vervullen in de KBA -hoeveel wil men rekening houden met toekomstige generaties?-, de sociale tijdsvoorkeur afgeleid wordt uit de feitelijke observatie van de markt, en niet op basis van een sociale doelstelling. Over de keuze van de geschikte

²⁰ Bijvoorbeeld de gevolgen van weekmakers op de vruchtbaarheid.

²¹ In Hanley, N. en C. Spash (1993)

²² Functowicz en Ravetz (1991) en (1994) stellen dat bij grote onzekerheid, waarbij ook de belangen die op het spel staan hoog oplopen, en er dringend beslissingen genomen moeten worden (wat veelal het geval is bij milieuproblemen) de traditionele wetenschap niet meer voldoet. Dergelijke situatie vereist een ‘post-normale’ wetenschap (of “second order science”), waarbij een open forum geboden wordt aan alle belanghebbenden. Daarbij wordt het bestaan van onzekerheid expliciet erkend in plaats van buiten beschouwing gelaten wegens wetenschappelijk niet vatbaar.

²³ Zie De Brucker, K. (2000).

²⁴ Hanley en Spash (1993) en Spash (1993)

discontovoet in situaties waarin de uitputting van natuurlijke hulpbronnen en de uitsterving van soorten tot de mogelijkheden behoren werd veel discussie gevoerd. Pearce en Markandya (1988) stellen bijvoorbeeld dat in uitzonderlijke omstandigheden waarin het disconteren een gevaar inhoudt van uitputting van natuurlijke hulpbronnen en/of het uitsterven van diersoorten, de instelling van een duurzaamheids criterium gerechtvaardigd is.

Sterke vs. zwakke duurzaamheid

Een laatste punt betreft de impliciete 'zwakke duurzaamheid' die aan KBA ten grondslag ligt. De potentiële Pareto-verbetering die aan de basis ligt van de SKBA houdt namelijk in dat een project als aanvaardbaar wordt beschouwd indien de nettobaten positief zijn. Dit betekent dat onbeperkte compensatie mogelijk is tussen effecten. Een project dat het milieu op onaanvaardbare wijze schade toebrengt, zou toch kunnen worden aanvaard, op voorwaarde dat dit project voldoende monetaire baten doet ontstaan. Men veronderstelt dus dat er ruime substitutie-mogelijkheden zijn tussen natuurlijk kapitaal en andere kapitaalvormen. Bij de benadering van sterke duurzaamheid wordt echter weinig substitutie aanvaard tussen milieukapitaal en ander kapitaal.

De plaats van economische afwegingstechnieken binnen het beleidsproces

De belangrijkste verdienste die wordt toegeschreven aan KBA is dat ze waarden commensurabel maakt. Maar tegelijk impliceert dit dat er heel wat informatie verloren gaat over de standpunten en voorkeuren van de verschillende actoren, wat het beslissingsproces minder transparant maakt. Dit pleit voor meer expliciete besluitvormingsmethodes. Bovendien zijn de hiervoor beschreven problemen inzake monetaïsering en de beperkingen van KBA om aspecten van duurzame ontwikkeling te vatten, niet te verwaarlozen.

Daarom wordt soms gesteld dat het beleidsvormingsproces beter zou vertrekken van een beschrijving in wetenschappelijke termen van milieufuncties, met daarbij de erkenning van onzekerheden. Deze informatie kan dan als basis gebruikt worden voor de afweging van schade en risico's door een sociaal proces van waardetoekenning. De wetenschappelijke en breed maatschappelijke inschatting van milieuschade en de daaruit volgende vastlegging van milieukwaliteitsdoelstellingen moet dan (pas) in een tweede fase vergezeld gaan van een inschatting van de economische kosten van de reactie-opties.

Deze benadering sluit eerder aan bij de neo-institutionalistische denkrichting binnen de economie, waarbij de maatschappij wordt opgevat als een geheel dat meer is dan de som van de individuele onderdelen. De KBA is daarentegen een product van de neoklassieke benadering, die uitgaat van het methodologisch individualisme. Daarbij wordt de som van de individuele voorkeuren gelijk gesteld aan de maatschappelijke voorkeur. Bijgevolg gaat men het milieu analyseren in aparte goederen en diensten die geconsumeerd worden door individuen. De neo-institutionele benadering gaat ervan uit dat het milieu in de meeste gevallen een typisch voorbeeld is van een publiek goed, een goed waarvan het gebruik ondeelbaar is: het is onmogelijk het milieu van de ene te scheiden van dat van de andere. De maatschappelijke welvaart is meer dan de som van de welvaartsniveaus van de individuen.

Volgens die benadering kan de waarde van publieke goederen en beslissingen daaromtrent niet afgeleid worden van individuele marktvoorkeuren. Net zo min als men de waarde van bv. defensie of politiewerk, cultuur e.d. op deze manier gaat bepalen. Men stelt daarbij dat neo-classicistische economen m.b.t. milieu een categoriefout maken²⁵: de mensen hebben geen voorkeuren met betrekking tot het milieu, maar wel attitudes. Het milieu hoort niet thuis in de sfeer van de monetaire waardebeoordeling, maar wel in die van morele waardering: de mensen kiezen wat ze denken dat goed is als burgers, eerder dan wat in hun belang is als consument. De bescherming van het milieu kan bijgevolg moeilijk afgeleid worden op basis van vergelijking met de aanschaf van een verbruiksartikel. In die zin zou men bij waardering twee soorten waarden kunnen onderscheiden: enerzijds de korte termijn waarde gebaseerd op individuele preferenties, en anderzijds de lange termijn of duurzame waarde gebaseerd op preferenties die nodig zijn om duurzame ontwikkeling te waarborgen²⁶.

Deze benadering gaat er echter vanuit dat de doelstellingen van het milieubeleid grotendeels wetenschappelijk vaststelbaar zijn en zonder veel 'schade' aan andere maatschappelijke belangen kunnen worden gerealiseerd. Dit is, in tegenstelling tot defensie, politiewerk, cultuur enz., bij milieubeleid meestal niet het geval. Daarom kunnen milieukwaliteitsnormen en milieudoelstellingen niet anders zijn dan het resultaat van een maatschappelijke afwegingsproces. De maatschappelijke doelen (doelen van overheidsbeleid én van duurzaamheidsbeleid) bevinden zich immers ook buiten het milieubeleid (tewerkstelling, economische productie, armoedebestrijding, ...), zodat bij de formulering van concrete *doelstellingen* van beleidsvoering een zekere afweging moet gebeuren. Zij kunnen nooit eenzijdig vanuit één bepaald doel worden vastgesteld. Er zijn steeds andere evenzeer legitimeerbare maatschappelijke doelen. Dit geldt niet alleen voor milieubeleid, maar voor elke vorm van overheidsbeleid. Aan afweging van doelen valt dus ook bij het bepalen van milieudoelstellingen niet te ontkomen²⁷.

Afwegen impliceert dat men niet alleen een inzicht heeft in (de waardering van) wat het beleid aan milieubaten en verminderde milieu-risico's oplevert, maar ook in de maatregelen en maatschappelijke kosten die daartoe noodzakelijk zijn (Wat is er nodig? En wat moeten we ervoor laten?) Informatie over de beide zijden van de afweging is noodzakelijk. Zoniet levert het maatschappelijk debat wellicht ambitieuze, maar door zijn maatschappelijke consequenties onhaalbare milieudoelstellingen en milieukwaliteitsnormen op, waarvan overschrijdingen in de praktijk worden gedoogd en de milieukwaliteitsnormen elke geloofwaardigheid, mobiliserend karakter en juridische kracht verliezen²⁸. Dit is geen gezonde situatie. Milieukwaliteitsnormen en milieudoelstellingen moeten dus tot stand komen na evaluatie en afweging van milieurisico's en maatschappelijke risico's, of m.a.w. van opvattingen over wat het milieu aan impact kan verdragen en wat de maatschappij aan veranderingsprocessen kan verwerken²⁹.

Dergelijke afweging gebeurt best op basis van een open en goed gestructureerd maatschappelijk debat, dat kan steunen op natuur- en menswetenschappelijke informatie

²⁵ Sagoff, M. (1998). *The Economy of the Earth*. Cambridge University Press.,

²⁶ Costanza, R., Cumberland, J., Daly, H., Goodland, R. en Norgaard, R. (1997)

²⁷ Zie bv. WRR (1994) en SERV (2000).

²⁸ Zoals vandaag in Vlaanderen onder meer het geval is voor het oppervlaktewater. Zie terzake MIRA-S 2000, p. 470. Zie tevens SERV (2000).

²⁹ WRR (1994).

over alle relevante effecten en neveneffecten (zgn. integrale beleidseffectenrapportage). Daarbinnen hebben economische afwegingsmethoden zeker hun plaats. Maar het is zeker niet de taak van de milieu-economie alleen om de doelstellingen van het milieubeleid te bepalen.

Om de milieudoelstellingen te bepalen dienen uiteindelijk eerder multicriteria methodes te worden gebruikt om de veelheid aan informatie, uitgedrukt in verschillende waarde eenheden of maatstaven te ordenen als basis voor besluitvorming in het milieubeleid. Deze methodes baseren zich niet op de commensurabiliteit van waarde dimensies. Ze voorzien niet in één specifiek keuzecriterium, maar helpen wel de informatie ordenen om tot een maatschappelijk compromis te komen. Ze plaatsen alternatieven tegenover elkaar en beoordelen ze op basis van verschillende evaluatiecriteria - economische, sociale en ecologische - en op hun relevantie voor verschillende actoren. Deze analyse kan vooral belangrijk zijn als beslissingen eerst een functie-analyse en -keuze vereisen, zoals bij ruimtelijke ordening, management van waterbekkens, infrastructuurplanning, enz.

De multicriteria methode sluit monetaire waarderingsmethodes niet uit, maar het verschil met de KBA is dat er geen unieke maatstaf (monetair of niet-monetair)-vooropgesteld wordt waartegen zowel economische, biologische, esthetische en culturele waarden die aan de basis van de keuzes liggen toe herleid worden. Er is m.a.w. geen gemeenschappelijke noemer waartoe de verschillende waarden herleid worden. Een multicriteria model is meestal zo dat een actie **a** beter kan zijn dan een actie **b** volgens één criterium, maar slechter op basis van een ander criterium³⁰.

KBA blijft belangrijk als één van de mogelijke inputs in het beslissingsproces, zolang de beleidsmakers ook de beperkingen van deze methode in acht nemen. Op die manier kunnen traditionele evaluatiemethodes en multidimensionale analyse beschouwd worden als complementaire analytische instrumenten, die elkaar kunnen versterken. Maar in elk geval zal KBA steeds moeten toegepast worden onder kwaliteitsvoorwaarden en randvoorwaarden van institutionele aard (cf. supra) en m.b.t. duurzame ontwikkeling, zoniet kan dit besluitvormingsinstrument leiden tot niet duurzame (zowel van uit milieuoogpunt als wat betreft verdelingsaspecten) en weinig democratische beleidsbeslissingen.

In de tweede fase van de beleidscyclus heeft de milieu-economie echter wel een centrale rol te vervullen, m.n. bij het zoeken naar de meest kosteneffectieve maatregelen om een vooraf vastgelegde milieudoelstelling te bereiken. Een KEA kan ervoor zorgen dat deze doelstelling tegen minimale kosten wordt bereikt.

Besluit

Als conclusie kan men stellen dat aan KBA als instrument voor beleidsbeslissingen een aantal problemen en nadelen zijn verbonden. Zo is onder meer de behandeling van inter-generatiele en intra-generatiele verdelingsaspecten, twee aspecten die belangrijk zijn in het kader van duurzame ontwikkeling, vaak problematisch. Hetzelfde geldt voor het rekening houden met onzekerheden en onbekendheden. Er zou dan ook meer onderzoek moeten gebeuren naar het ontwikkelen van methodes die ten volle rekening kunnen houden met die elementen.

³⁰ Munda, Nijkamp en Rietveld (1998)

Het belang van onzekerheid en verdelingsaspecten bij de milieuproblematiek benadrukt ook de rol van een breed maatschappelijk proces tussen verschillende actoren met verschillende waardesystemen. In die zin onderstreept O'Connor (1997) het belang van het internaliseren van externe kosten in de brede zin, m.n. maatschappelijk en institutioneel, tegenover het internaliseren in de enge zin, nl. de monetaire³¹.

KBA kan een belangrijke rol spelen als onderdeel van een ruimere multicriteria-analyse voor een breed maatschappelijk beslissingsproces rond de gewenste milieukwaliteitsdoelstellingen. Maar het efficiëntie criterium is in die beleidsfase slechts één van de criteria. Eens de milieukwaliteitsdoelstellingen vastliggen, kan de kosteneffectiviteitsanalyse een belangrijke bijdrage leveren voor het afwegen van de verschillende mogelijke opties om de doelstellingen te realiseren.

2.5 ½ Economische afweging in de praktijk

Keuze van afwegingsmethode

De afwegingsmethoden die in de praktijk worden gebruikt lopen sterk uiteen. Elk van de hiervoor vermelde methoden heeft immers voor- en nadelen. Daarom staat in vele landen *flexibiliteit* in de keuze van de te hanteren methodologie centraal, zodat geval per geval de beste techniek voor het vraagstuk in kwestie kan worden gebruikt. De keuze van de methode zal m.a.w. worden bepaald door de verwachtingen en doelstellingen van de evaluatie, de aard en verwachte omvang van de directe en indirecte effecten, de beschikbaarheid van informatie, de aanwezige kennis en deskundigheid, enz. Toch kunnen vanuit de praktijk drie belangrijke vaststellingen worden vermeld.

In de meeste landen is ten eerste een afweging van de kosten en baten van de regelgeving een essentieel onderdeel van de evaluaties of evolueert de praktijk in die richting³². Over de eng geformuleerde, formele kosten-batenanalyse, die alleen kwantitatieve en gemonetariseerde informatie bevat en acties louter op grond van hun efficiëntie beoordeelt, bestaat overeenstemming dat deze louter op zich niet geschikt is om milieuvraagstukken te analyseren. Belangrijk is echter de vaststelling dat de principes van een kosten-batenanalyse (KBA) niet overboord worden gegooid omdat kwantificering soms moeilijk is. Uit de praktijk blijkt dat de idee achter KBA belangrijker zijn dan de methodologisch correcte en volledige toepassing ervan. Deze idee is dat men bij elke overheidsbeslissing ernaar zou moeten streven, zonder dat dit een harde voorwaarde is, dat de baten van reglementering de kosten verantwoorden, en dat de gekozen optie de baten maximaliseert en de kosten minimaliseert. Dit principe de kern van KBA en is ruim aanvaard in OESO-landen als één van de centrale beginselen in analyses en evaluaties van regelgeving, onafhankelijk van de concrete

³¹ O'Connor formuleert het als volgt: "*Internalisation in a broad sense refers to the emergence of political processes and institutions specifically intended for resolving conflicts over environmental concerns ...*). Valuation practice then becomes more than just scientific and economic analyses of opportunity costs and consequences of resource management options. It is also a matter of practical ethics and political philosophy for establishing norms of proper social conduct and conflict resolution".

³² Illustratief in dit verband is de vervanging in 1996 van de vroegere 'Compliance Cost Assessment' in het Verenigd Koninkrijk, die uitsluitend gericht was op het in kaart brengen van de kosten van reglementering voor het bedrijfsleven, naar de 'Regulatory Appraisal' die een analyse van zowel de kosten als de baten van de reglementering vereist.

analysemethode die wordt gevolgd. Vele evaluatiesystemen erkennen formeel dat het *kosten-batenprincipe belangrijk* is voor de beoordeling van overheidsacties, maar dat een volledige, formele kosten-batenanalyse niet altijd mogelijk, wenselijk of nodig is. De concrete keuze van analysetechniek moet gebaseerd zijn op het praktische oordeel over de noodzaak, de haalbaarheid en de kostprijs (OECD, 1997a). Dit is duidelijk de benadering die men in een heel aantal OESO-landen heeft gekozen (bv. het Verenigd Koninkrijk, Nederland, Noorwegen, Zweden, de Verenigde Staten, Canada en Australië).

Een tweede vaststelling nuanceert het voorgaande. De KBA methodiek is belangrijk, maar economische evaluaties zijn daartoe zeker niet beperkt. De verdelingseffecten, de uitvoerbaarheid en de handhaafbaarheid worden zeer dikwijls mee onderzocht. *Ook de effecten op specifieke aandachtspunten* van het beleid worden vaak in kaart gebracht (bv. effecten voor KMO's, gevolgen voor de administratieve lasten, effecten voor het milieu, coördinatie met reeds bestaande regelgeving, ...). Dezelfde minimale inhoud van evaluatierapporten komt overgens vrij algemeen terug in verschillende landen:

- Beschrijving: uitleg van het doel en de inhoud van het voorstel;
- Alternatieven: aangeven waarom de gekozen optie beter voldoet dan mogelijke alternatieven (rechtvaardigt het probleem overheidsinterventie?, als dit het geval is, is regulering de meest effectieve en efficiënte manier van overheidstussenkomst?, waarom is de gekozen reguleringsvorm het meest aangewezen?);
- Kosten en baten: indentificeren en kwantificeren van de kosten en baten van de reglementering en kwalitatieve analyse indien kwantificering niet (volledig) mogelijk is; (leidt de voorgenomen regelgeving tot een redelijke verhouding tussen baten en kosten?);
- Verdeling van kosten en baten: in kaart brengen van de kosten en baten voor groepen van de economie en de bevolking (Hoe zijn de baten verdeeld? Wie draagt de kosten?);
- Andere effecten: wat zijn de effecten op specifieke aandachtspunten (bv. internationale concurrentiepositie, KMO's, andere relevante factoren, ...);
- Uitvoering en handhaving: beschrijving van de genomen en te nemen maatregelen om de correcte uitvoering en handhaving te garanderen (Hoe zal de uitvoering gebeuren en de naleving van de reglementering worden opgevolgd en gehandhaafd?);
- Consultatie: samenvatting van de consultaties die intern en extern hebben plaatsgevonden met het oog op de probleemanalyse, de uitwerking van de regelgeving, en de analyse van kosten en baten (op welke manier werden de doelgroepen geconsulteerd en wat is hun mening over de voorgenomen regelgeving en zijn effecten?).

Een derde vaststelling is dat de noodzakelijke flexibiliteit in vele landen enigszins wordt ingeperkt door een gestandaardiseerd afwegingskader dat de mogelijke analysemethoden aangeeft en de richtlijnen voor de toepassing van elke methode vastlegt. Dergelijke *standaardisering* blijkt belangrijk te zijn voor de effectiviteit van de evaluaties en voor de vergelijkbaarheid van de analyses en analyseresultaten (bv. Hahn 1996). In verschillende landen werden daartoe schriftelijke richtlijnen of

handleidingen opgesteld (o.m. in Canada, Australië, de Verenigde Staten, het Verenigd Koninkrijk en Nederland, Noorwegen en Zweden)³³.

Ervaringen met economische afwegingsmethoden

De praktijkervaring met economische afwegingstechnieken, en specifiek KBA, in het milieubeleid is het grootst en het best gedocumenteerd in de Verenigde Staten. Bij de ontwikkeling van het milieubeleid maakt het US Environmental Protection Agency (EPA) veelvuldig gebruik van informatie over de kosten, baten en sociaal-economische gevolgen van milieumaatregelen. Dit is voor een deel voorgeschreven in milieuwetgeving, en voor een deel het gevolg van een reeks Executive Orders gericht op de voorafgaandelijke evaluatie van de kosten, baten en sociaal-economische gevolgen van belangrijke beleidsmaatregelen. Meer algemeen worden binnen EPA, los van elke wettelijke verplichting of administratieve richtlijn, kosten-batenanalyses en kosteneffectiviteitsstudies opgemaakt met de bedoeling het milieubeleid te onderbouwen.

In de meeste andere OESO-lidstaten komen kosten-baten analyses komen veel minder frequent voor. De toepassing ervan op grote schaal wordt onder meer belemmerd door ethische overwegingen (bv. rond het toekennen van een monetaire waarde aan het milieu), door technische problemen (bv. overeenstemming over de keuze van actualisatievoet) en door het gebrek aan ervaring met kosten-batenanalyses (bv. met de toepassing van de beschikbare waarderingstechnieken). Niettemin kent de toepassing van KBA in het milieubeleid een groeiende belangstelling en is het in aan aantal landen formeel voorgeschreven dat de kosten en baten van milieumaatregelen tegenover elkaar moeten worden afgewogen (zie verder).

De belangrijkste bevindingen uit de toepassing in het milieubeleid van economische afwegingstechnieken, en van KBA in het bijzonder, kunnen als volgt wordt samengevat:

- *Een KBA opmaken is niet gemakkelijk* als gevolg van kennis-, informatie- en waarderingproblemen, naast problemen van beperkte tijd en middelen die beschikbaar zijn. Een kosten-batenanalyse zal daardoor zelden harde uitspraken toelaten over de netto maatschappelijke kost of baat van een beleidsmaatregel. In de praktijk wordt daarom vaak een beperkter analysekader gebruikt (bv. KEA) of een meer pragmatische aanpak gevolgd (gegroepeerd onder de term Regulatory Impact Analysis of RIA). Er wordt m.a.w. gezocht naar een evenwicht tussen de theoretische vereisten en de praktische mogelijkheden en behoeften.
- *De ervaring met KBA in het milieubeleid is globaal positief.* Het beste bewijs is misschien dat alle landen die ermee begonnen zijn, nadien het gebruik van KBA's alleen maar hebben verbreed en meer geformaliseerd. Ondanks de moeilijkheden en beperkingen verbetert KBA de besluitvorming. Dit uit zich in de praktijk vooral doordat men via KBA een beter inzicht heeft in de kosten van verschillende alternatieven om een bepaalde milieudoelstelling te bereiken.
- *KBA leidt niet per definitie tot een versoepeling van de milieuwetgeving.* Integendeel misschien zelfs. De conclusie van een KBA is in vele gevallen geweest dat men *hetzelfde* milieuresultaat op een goedkopere manier kon realiseren dan men van plan was door bijvoorbeeld een andere maatregel te nemen of de inspanningen anders te verdelen. Een ander opvallend punt is dat de maatschappelijke baten van

³³ Voor een beschrijving en beoordeling zie Hopkins (1997a en 1997b).

een milieuverbetering door beleidsmakers dikwijls onderschat blijken te worden. Verschillende KBA's kwamen tot de conclusie dat bijvoorbeeld de positieve gezondheidseffecten en welvaartseffecten veel groter waren dan op voorhand werd gedacht.

- *Het opmaakproces is in wezen belangrijker dan de uitkomst van de analyse.* Eén van de grootste misvattingen is dat een KBA vooral bedoeld is om de juiste cijfers te produceren. Uit de praktijk blijkt de waarde van KBA niet in de eerste plaats daar te liggen. De grootste bijdrage aan de kwaliteit van de regelgeving komt niet van de precieze berekeningen en getallen in de analyses, maar van het proces of de activiteit van het analyseren, het samenbrengen van informatie, het in vraag stellen, het vergelijken, het begrijpen van effecten en verbanden, meer algemeen het inzicht dat men door het uitvoeren van een kosten-batenanalyse verkrijgt in de problematiek. Op termijn blijken er tevens belangrijke leereffecten te ontstaan omdat dat overheden veel bewuster worden van de soms verborgen kosten van regulering.
- *De kwaliteit van vele economische analyses kan aanzienlijk worden verbeterd.* Globaal kunnen drie types beperkingen worden vermeld: deze die samengangen met de aard van de analyse, met de beschikbare informatie en met tekortkomingen in de uitvoering. De meest voorkomende tekortkoming, de verwerking van het element 'tijd', de niet overtuigende behandeling van niet-monetaire effecten, de verwaarlozing van het aspect onzekerheid, de onvoldoende aandacht voor alternatieven, de oppervlakkige behandeling van de kosten en het overdreven optimisme over de effectiviteit van maatregelen. Mits voldoende deskundigheid, middelen, richtlijnen en kwaliteitscontrole kunnen deze vele van deze tekortkomingen worden vermeden³⁴.
- *De impact van KBA op de besluitvorming is variabel.* Er bestaan in andere landen voorbeelden van goede KBA's die geen beleidsimpact hebben gehad en voorbeelden van slechte analyses die wel de besluitvorming hebben beïnvloed. Daarvoor bestaan verschillende verklaringen van inhoudelijke, praktische, politieke en juridische aard. Algemeen wijst de praktijk uit dat aan de ene kant het gevaar bestaat dat KBA wordt misbruikt om te bewijzen wat op voorhand al op grond van andere overwegingen werd beslist. Aan de andere kant bestaat het gevoel in vele landen dat de doorwerking van de goede analyses in de besluitvorming beter zou kunnen. In de meeste landen is men dan ook meer en meer aandacht gaan schenken aan de institutionele inkleding, m.a.w. aan de procedurele en bestuursmatige randvoorwaarden voor economische afwegingstechnieken.

Randvoorwaarden voor economische afwegingen

Op basis van de praktijkervaringen in andere landen kunnen enkele institutionele aandachtspunten of succesfactoren worden vermeld:

- Er is *politieke steun* van de regering en het parlement nodig. Zonder steun op het hoogste niveau kunnen economische afwegingen nooit een goede doorwerking in de besluitvorming hebben en kunnen ook de andere hierna vermelde randvoorwaarden moeilijk worden gerealiseerd.

³⁴ Terzake kan worden verwezen naar de recente actualisering van de richtlijnen van het Amerikaanse EPA voor het uitvoeren van economische analyses, zie EPA (1999). Intussen werden zij gefinaliseerd en kunnen zij vanaf begin 2001 op de website van het USEPA worden gedownload.

- Economische analyses zouden niet op zich mogen staan, maar een onderdeel moeten uitmaken van een *globaal pakket maatregelen* gericht op het verhogen van de *kwaliteit van het beleid en van de regelgeving*. Alleen op die manier kan de integratie van KBA-RIA in het administratieve en politieke besluitvormingsproces worden gerealiseerd. Twee zaken blijken in dit verband belangrijk te zijn: (1) het vastleggen van duidelijke en toetsbare kwaliteitscriteria voor regelgeving, met daarbij als één van de criteria het zorgen voor een goede kosten-batenverhouding en het vermijden van overbodige kosten en lasten; en (2) het vastleggen van de wijze waarop zal worden gecontroleerd of aan de vooropgestelde principes van goede regelgeving wordt voldaan. In sommige landen moeten de resultaten van deze toetsing bijvoorbeeld worden opgenomen in een verslag of in de memorie van toelichting bij een nieuwe wet (Australië, Canada, Nederland, Noorwegen, Verenigd Koninkrijk, Verenigde Staten).
- Het ontwikkelen van een *goede institutionele structuur* -de vraag wie doet wat- is essentieel. Twee benaderingen blijken duidelijk niet te werken in de praktijk: de analyses volledig overlaten aan de beleidsmakers zelf, d.w.z. aan de afdelingen en personen die de nieuwe regelgeving voorbereiden, of een aparte centrale gespecialiseerde cel oprichten die alle analyses verricht. Het is belangrijk dat de beleidsverantwoordelijken zélf de analyses uitvoeren, maar daarbij worden ondersteund door een apart orgaan of een cel binnen de overheid. Dergelijke cellen bestaan in vele landen en hebben dikwijls handleidingen opgesteld, verzorgen opleidingen en begeleiden de opmaak van de analyses. Daarnaast spelen deze cellen vaak een rol bij het coördineren van de verschillende effectenstudies en bij de kwaliteitscontrole achteraf.
- Ook *inspraak en openbaarheid* blijken belangrijk te zijn om de kwaliteit van analyses te bewaken en om het draagvlak voor de techniek en de resultaten te verhogen. Wat men trouwens in een aantal landen heeft vastgesteld is dat economische analyse en afweging de betrokkenheid van de bevolking tijdens allerhande bestaande inspraakprocedures verhoogt omdat de implicaties van voorgenomen regelgeving en plannen veel duidelijker worden. De openheid en transparantie van het beleid verbetert.
- Tenslotte is een goede *planning en fasering* van belang. Economische afweging en zeker KBA blijft controversieel. Er bestaat in het begin meestal veel wantrouwen of zelfs weerstand bij de tegenstanders en bij de voorstanders zijn de verwachtingen dikwijls hooggespannen. Het is dan ook belangrijk dat men in het begin oplet met de timing die men vooropstelt, de diepgang die men verwacht en de verwachtingen die men creëert. Men kan niet tegelijk alles analyseren, veel kennis en ervaring opdoen of alle informatietekorten wegwerken. Er moet dan ook een realistisch en haalbaar programma worden opgesteld dat de prioriteiten aangeeft, niet alleen voor nieuwe regelgeving of beleid maar ook voor de evaluatie van bestaande reglementering en beleid.

Besluit

De conclusie van het US EPA in 1987 was dat economische afwegingstechnieken in het milieubeleid, ondanks hun beperkingen, zeer nuttig zijn: “While recognizing their limitations, EPA finds benefit-cost and similar analyses to be increasingly useful tools in helping provide the balance required when choosing appropriate levels of

environmental control³⁵. Midden 1996 werd deze conclusie hernomen door EPA, en werden daaraan enkele randvoorwaarden gekoppeld: “The results of this Retrospective Study provide useful lessons with respect to the value and the limitations of cost-benefit analysis as a tool for evaluating environmental programs. Cost-benefit analysis can provide a valuable framework for organizing and evaluating information on the effects of environmental programs. When used properly, cost-benefit analysis can help illuminate important effects of changes in policy and can help set priorities for closing information gaps and reducing uncertainty. Such proper use, however, requires that sufficient levels of time and resources be provided to permit careful, thorough, and technically and scientifically sound data-gathering and analysis. When adequate resources are not provided, however, or when cost-benefit analyses are presented without effective characterization of the uncertainties associated with the results, cost-benefit studies can be used in highly misleading and damaging ways. Given the substantial uncertainties which permeate cost-benefit assessment of environmental programs, as demonstrated by the broad range of estimated benefits presented in this study, cost-benefit analysis is best used to inform, but not dictate, decisions related to environmental protection policies, programs, and research”³⁶.

Besluitend kan dus worden gesteld dat in de meeste economische en beleidsmatige literatuur een genuanceerd positieve appreciatie wordt gegeven van de mogelijkheden en voordelen van het gebruik van economische afwegingstechnieken in het milieubeleid, op voorwaarde dat wordt erkend dat:

- zij slechts hulpmiddelen zijn voor de besluitvorming en deze besluitvorming niet kunnen vervangen;
- gemonetariseerde informatie niet mag primeren over andere overwegingen en samen met andere informatie moet worden beoordeeld;
- kwantitatieve factoren niet mogen doorwegen op belangrijke kwalitatieve elementen;
- efficiëntie en kosten-effectiviteit niet de enige beoordelingscriteria voor beleid mogen zijn.

Bovendien, zo leert de praktijk, ligt de werkelijke waarde van economische analyses misschien niet in de eerste plaats in de uitkomsten op zich (die steeds zullen afhangen van de gebruikte hypothesen en technieken), maar in het proces van het opmaken van dergelijke analyse, dat dwingt tot het samenbrengen, vergelijken en afwegen van kwalitatieve, kwantitatieve en monetaire informatie.

Referenties

Apogee Research (1997). Regulatory reform through regulatory impact analysis: the Canadian Experience. In OECD (1997). Regulatory Impact Analysis. Best practices in OECD Countries. Paris, OECD.

Arrow, K. e.a. (1996). Benefit-Cost Analysis in Environmental, Health and Safety Regulations. A Statement of Principles. Washington D.C., American Enterprise Institute/The Annapolis Center and Resources for the Future, 1996;

³⁵ EPA (1987).

³⁶ EPA (1996).

- BRU (1997). Regulatory Compliance Cost Assessment: UK experience. In OECD (1997). Regulatory Impact Analysis. Best practices in OECD Countries. Paris, OECD.
- BRU (1998). Cabinet Office/Office of Public Service. Better Regulation Unit. Better Regulation Guide. London, HMSO.
- Costanza, R., Cumberland, J., Daly, H., Goodland, R. en Norgaard, R. (1997): *An introduction to Ecological Economics*, St. Lucie Press.
- CRB (2000). Milieu: het voorzorgsbeginsel. *Sociaal-economische nieuwsbrief van de Centrale Raad voor het bedrijfsleven*. september 2000.
- Daly, H. E. (1991): Allocation, distribution, and scale: Toward an economics that is efficient, just and sustainable, in: *Ecological Economics* 6: 185-194.
- Daly, H.E. en J. Cobb (1989). *For the common good: Redirecting the economy towards community, the environment and a sustainable future*. Boston: Beacon Press.
- Davies, T (1996). Comparing Environmental Risks. Tools for setting government priorities. Washington DC, Resources for the Future, 1996.
- De Brucker, K. (2000). *Ontwikkeling van een eclecticisch evaluatie-instrument voor de sociaal-economische evaluatie van complexe investeringsprojecten, met een toepassing op het project Seine-Scheldeverbinding*. Faculteit Toegepaste Economische Wetenschappen, Universiteit Antwerpen .
- De Brucker, K., Verbeke, A. en Winkelmanns, W. (1998). *Sociaal-economische evaluatie van overheidsinvesteringen in transportinfrastructuur*. Garant, Leuven/Apeldoorn.
- Deighton-Smith, R. (1997), Regulatory Impact Analysis: Best Practices in OECD Countries”, in OECD (1997). Regulatory Impact Analysis. Best practices in OECD Countries. Paris, OECD.
- Dovers, S.R. en J.W. Handmer (1995): Ignorance, The precautionary principle and Sustainability, in: *Ambio* Vol.24 N2.
- DTI (1992). UK Department of Trade and Industry. Checking the cost to business. A guide to Compliance Cost Assessment. London, DTI.
- Eijgenraam C.J.J. (1995): Macroeconomische effecten van een infrastructuurproject in Nederland, in: *Openbare Uitgaven*, vol.27, nr.6, PP. 263-273.
- Environment Canada (1994), Regulatory Review, Final Report. Environment Canada, Ottawa.
- EPA (1987). Office of Policy, Planning and Evaluation. EPA's use of benefit-cost analysis 1981-1986. Washington DC, US EPA.
- EPA (1991). US Environmental Protection Agency. Guidelines for performing Regulatory Impact Analysis. Washington DC, US EPA.
- EPA (1996). The benefits and costs of the Clean Air Act, 1970 to 1990. Washington DC, US EPA, 1996.
- EPA (1999). Guidelines for Preparing Economic Analyses, SAB Review draft. Washington, D.C., U.S. EPA.
- European Environmental Bureau (1998). *Economic Evaluation methods of environmental measures*, Seminar Reader, seminar 11-12 December 1998, Brussels.
- Farrow, Scott and Michael Toman. (1998). Using environmental benefit-cost analysis to improve government performance. Discussion Paper 99-11. Washington, D.C., Resources for the Future.
- Federale Raad voor Duurzame Ontwikkeling (2000): *Advies over de mededeling van de Europese Commissie over de toepassing van het voorzorgsbeginsel – (COM (2000)1)*,

- Functowicz, S. en J. Ravetz. (1994): The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science” in: *Ecological Economics* N10.
- Funtctowicz, S. and J. Ravetz (1991): *A new scientific methodology for global environmental problems*, in R. Costanza (ed.), *Ecological economics: the science and management of sustainability*, pp. 137-152. New York: Colombia University Press.
- Garcia, R. (1998). *Federal Regulatory Reform: An Overview*. Washington D.C., Committe for the National Institute for the Environment, Environment and Natural Resource Division.
- Gimeno, P., Weiler, R. en Holemans, D.(red.) (1996). *Ontwikkeling en Duurzaamheid*. VUBPress, Brussel.
- Goeteyn, Luc (1999). *De langetermijndimensie in het milieubeleid*, studie uitgevoerd in opdracht van de MiNa-Raad.
- Gramlich, E.M. (1990). *A guide to Benefit-Cost Analysis*. 2nd ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Hanley, N. and C. Spash. (1993). *Cost-Benefit Analysis and the Environment*. London, Edward Elgar.
- HM treasury (1991). *Economic Appraisal in Central Government: A Technical Guide for Government Departments*. HMSO.
- Holmes S. en S. Argy (1997). *Reviewing existing regulations: Australia's national legislative review*. In OECD (1997). *Regulatory Impact Analysis. Best practices in OECD Countries*. Paris, OECD.
- Hopkins, T.D. (1997a). *Alternative Approaches to Regulatory Analysis: Designs from Seven OECD Countries*, In OECD (1997). *Regulatory Impact Analysis. Best practices in OECD Countries*. Paris, OECD.
- Hopkins, T.D. (1997b). *Alternative Approaches to Regulatory Analysis: Description and Assessment*, In OECD (1997). *Regulatory Impact Analysis. Best practices in OECD Countries*. Paris, OECD.
- IC (1997). *Industry Commission. Regulation and its Review 1996–97*, AGPS, Canberra.
- Jacobs, M. (1991). *The Green Economy . Environment, Sustainable Development and the Politics of the Future*. Pluto press, London.
- Jacobs, M. (1994). *The limits to neoclassicism : towards an institutional environmental economics* in Redclift, M en Benton, T. : *Social theory and the global environment*, Routledge, London-new York.
- Jacobs, S.H. (1997) *An overview of regulatory impact analysis in OECD Countries*. In OECD (1997). *Regulatory Impact Analysis. Best practices in OECD Countries*. Paris, OECD.
- Jones-Lee, M.W. (1989). *The economics of safety and physical risk*, Oxford, Basil Blackwell.
- Kopp, R.J., A.J. Krupnick, M. Toman. (1997). *Cost-Benefit Analysis and Regulatory Reform: An Assessment of the Science and the Art*. Washington D.C., Resources for the Future.
- Layard, R. and S. Glaister (ed.) (1994). *Cost-Benefit Analysis*. Cambrigde, Cambrigde University Press, 2nd. Ed.
- Luken, Ralph A. *Efficiency in Environmental Regulation. A Benefit-Cost Analysis of Alternative Approaches*. *Studies in Risk and Uncertainty*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 1992.
- Martinez-Alier, J. en O’Connor, M. (1996). *Ecological and Economic Distribution Conflicts* in Segura,O., Costanza, R. en Martinez-Alier, J. (Ed.) *Getting Down to Earth : Practical Applications of Ecological Economics*, Island Press/ISEE, Washington DC.

- Mazijn, B. (ed.) (2000). *Duurzame ontwikkeling meervoudig bekeken*. Centrum voor Duurzame Ontwikkeling, Gent, Academia Press.
- Mazurek, Jan (1996). The Role of Health Risk Assessment and Cost-Benefit Analysis in Environmental Decision Making in Selected Countries. Washington DC, Resources for the Future, Center for Risk Management discussion paper 96-36.
- Mc Garity, T.D (1985). The role of regulatory analysis in regulatory decision making. A report prepared for the Administrative Conference of the United States. Austin.
- Miltz, D. en Proost, S. Handleiding Instrumentenkeuze - voorlopige versie. Werkdocument. Leuven, KUL, 1992.
- MiNa-Raad (1999). *Advies van 21 januari 1999 over het Wetenschappelijk Onderzoek Milieu en Economie in Vlaanderen*.
- Moore, J.L. (1995). Cost-Benefit Analysis: Issues in Its Use in Regulation. Washington D.C., Committee for the National Institute for the Environment, Environment and Natural Resource Division.
- Morall, John, F. (1997a). An Assessment of the US Regulatory Impact Analysis Programme. In OECD (1997). Regulatory Impact Analysis. Best practices in OECD Countries. Paris, OECD.
- Morall, John, F. (1997b). Using Regulatory Impact Analysis to Improve Legislation and Regulation: The American Experience and its relevance for Central and Eastern European Countries. In OECD (1997). Assessing the Impacts of proposed laws and regulations. Sigma Paper no. 13. Paris, OECD.
- Morgenstern Richard D. (Ed.). (1997) Economic Analysis at EPA: Assessing Regulatory Impact. Washington DC, Resources for the Future.
- Munda, G., Nijkamp, P. en Rietveld, P. (1998). *Environmental decision making : a comparison between cost-benefit analysis and multicriteria decision aid* in Faucheux, S., O'Connor, M. en van der Straaten, S. : Sustainable Development : Concepts, rationalities and strategies. Kluwer Academic Publishers – Dordrecht.
- Nas, T.F. Cost-Benefit Analysis: theory and applications. London, SAGE publications, 1996.
- Norton, B. G. (ed.) (1986): *The preservation of species: The value of biological diversity*. Princeton University Press.
- O'Connor, M. (1997). *The Internalisation of environmental costs : implementing the Polluter Pays principle in the European Union*, in Int. J. Environment and Pollution, Vol. 7, N4 (Special issue) PP. 450-482.
- OECD (1993). The Design and Use of Regulatory Checklists in OECD Countries. Paris, OECD.
- OECD (1994). Improving the Quality of Laws and Regulations: Economic, Legal and Managerial Techniques. Paris, OECD.
- OECD (1994). Project and Policy Appraisal: integrating economics and environment. Paris, OECD.
- OECD (1995a). Control and Management of Government Regulation. Paris, OECD.
- OECD (1995b). The Economic Appraisal of Environmental Project and Policies: a Practical Guide. Paris, OECD.
- OECD (1996a). Control and Management of Government Regulation. Paris, OECD.
- OECD (1996b). Overview of Regulatory Impact Analysis in OECD Countries, Paris, OECD.
- OECD (1997a). Regulatory Impact Analysis. Best practices in OECD Countries. Paris, OECD.

- OECD (1997b). Environmental Regulatory Reform in OECD Countries. Paris, OECD;
- OECD (1997c). The OECD Report on Regulatory Reform. Synthesis Report. Paris, OECD.
- OECD (1997d). Assessing the Impacts of proposed laws and regulations. Sigma Paper no. 13. Paris, OECD.
- OECD (1998) Checklist on law drafting and regulatory management in Central and Eastern Europe. sigma papers: no.15, Paris, OECD.
- OMB (1996). Office of Management and Budget. Economic Analysis of Federal Regulations Under Executive Order 12866. Washington DC, OMB
- OMB (1997). Office of Management and Budget. Report to Congress on the Costs and Benefits of Federal Regulations. Washington DC, OMB
- ORR (1997). Office of Regulation Review. Guide to Regulation. Canberra, ORR.
- Page, T. (1995): Harmony and pathology, in: *Ecological Economics* 15: 141-144.
- Pearce, D. Cost-Benefit Analysis. London, Macmillan, 1986.
- Pearce, D. en A. Markandya(1988): *The Benefits of Environmental Improvement: An Appraisal of the Economic Value of Environmental Improvement and the Economic Cost of Environmental Damage*. Paris, OECD.
- Proost, S (1996). Werkwijze kosten-batenanalyse. Leuven, KUL, mimeo.
- Rowe, R. en G. Chestnut (1982): *The Value of Visibility: Economic Theory and Applications for Air Pollution Control*. Cambridge, Mass; Abt, , pp.80-81.
- RPA (1998). Risk & Policy Analysts Ltd. Economic Evaluation of Environmental Policy and Legislation. Brussels, European Commission (DG III).
- Sagoff, M. (1981): Economic Theory and Environmental Law, in: *Michigan Law Review* 1981, blz. 1393-1419.
- Sagoff, M. (1998). *The Economy of the Earth* . Cambridge University Press.
- Schmid, A.A. Benefit-Cost Analysis: a political economy approach. Boulder, Westview Press, 1989.
- Schokkaert, E. (1991): *Het spanningsveld tussen economie en ecologie*, in Selling, J.(red): Christenen en Samenleving, Uitgeverij Kok, Kampen, pp. 119-152.
- SERV (1996). Het inschatten van kosten en sociaal-economische gevolgen van milieumaatregelen in theorie en praktijk. Brussel, SERV.
- SERV (1998). Voorstellen voor de uitbouw van een evaluatiesysteem voor de Vlaamse milieureglementering. Een alternatief voor de CEM.. Brussel, SERV.
- SERV (2000). Discussienota Milieukwaliteitsnormen. Brussel, Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen.
- Spash C.L. (1993): Economics, ethics and long-term environmental damages, in *Environmental Ethics*, vol. 15, pp. 117-132.
- TBS (1994a). Treasury Board Canada Secretariat. Technical Guide to Regulatory Impact Analysis. Ottawa, TBS..
- TBS (1994d). Treasury Board Canada Secretariat. Consultation Guidelines for Managers in the Federal Public Service, Ottawa, TBS.
- TBS (1995a). Treasury Board Canada Secretariat. Federal Regulatory Policy. Ottawa, TBS.
- TBS (1995b). Treasury Board Canada Secretariat. Benefit/Cost Analysis Guide for Regulatory Programs, Ottawa, TBS.

TBS (1996a). Treasury Board Canada Secretariat; Managing Regulation in Canada. Ottawa, TBS.

TBS (1996b). Treasury Board Canada Secretariat; Federal Regulatory Process Management Standards: Compliance Guide. Ottawa, TBS.

Van Humbeeck, Peter (2000). Wetsevaluatie vanuit bestuurskundig perspectief. Analyse van de aanpak en ervaringen in andere landen met evaluatie van regelgeving en voorstel voor de uitbouw van een evaluatiesysteem in Vlaanderen. Te verschijnen in Adams, M en P. Popelier (Ed.) Wetsevaluatie. Brugge, Die Keure.

Verbruggen, A. (1998). Onderzoeksrichtlijnen Milieu en Economie in Vlaanderen. Brussel, MiNa-Raad.

Vianen, J. en A. Nijsen. Cost-Benefit Analysis. A modular approach for assessing effects of EC legislation on the European business sector. Zoetermeer, EIM, 1993.

Viscusi, K. W. (1997). Improving the Analytical Basis for Regulatory Decision Making. In Regulatory Impact Analysis. Best practices in OECD Countries. Paris, OECD.

WRR (1994). Duurzame risico's: een blijvend gegeven. 's-Gravenhage, Wetenschappelijke Raad voor het Regeringsbeleid.

3 ½ Prioriteitenstelling voor ambtshalve bodemsanering via risico-batenanalyse

Geert Bogaert, ECOLAS N.V.

3.1 ½ Inleiding

De studie 'Prioriteitenstelling voor ambtshalve bodemsanering'³⁷ had tot doel een instrument te ontwikkelen dat in staat is om een rangorde te bepalen voor de ambtshalve uit te voeren bodemsaneringsonderzoeken/projecten. De beste manier om deze rangorde te bepalen, is op basis van een kosten-baten analyse. Daarin worden alle baten, verbonden aan de bodemsanering, gemonetariseerd en nadien tegenover alle kosten, verbonden aan de bodemsanering, gesteld. Een uitgebreid onderzoek naar de mogelijkheden om (vooral) de baten, maar ook de kosten volledig te monetariseren, leidde tot de conclusie dat een pure kosten-baten analyse voorlopig niet haalbaar is.

De tweede beste manier om de rangorde te bepalen, een kosteneffectiviteitsanalyse gebaseerd op de principes van de risico-baten analyse, kon wel worden uitgewerkt. Dit instrument voor prioriteitsbepaling stelt de saneringskosten tegenover de vermeden risico's van bodemsanering. Voor de saneringskost werd door Ecolas een bodemsaneringskostenmodel ontwikkeld. Voor de inschatting van het vermeden risico kon gebruik gemaakt worden van een risico-model van Vito. Het resultaat is een praktisch bruikbare methodiek die een rangordebepaling toelaat op basis van de beste informatie die momenteel beschikbaar is.

3.2 | Onderzoeksopzet

Begripsverduidelijking en situering

Voor een goed begrip van het doel van het project is het nuttig de opeenvolgende stadia bij bodemonderzoek te schetsen. We onderscheiden het oriënterend bodemonderzoek, het beschrijvend bodemonderzoek, het bodemsaneringsproject en de bodemsaneringswerken:

Oriënterend bodemonderzoek Onderzoek van de bodem en het grondwater op de verschillende risicolocaties van een terrein.

Doel: Uitspraak door de bodemsaneringsdeskundige over de aanwezigheid van een ernstige aanwijzing voor een ernstige bedreiging, de aard van de aangetroffen verontreiniging (historisch,/gemengd/nieuw) en de noodzaak tot verder bodemonderzoek.

Beschrijvend bodemonderzoek Gericht bodemonderzoek naar de verontreiniging, aangetroffen in het oriënterend bodemonderzoek.

³⁷ De Administratie Milieu, Natuur-, Land- en Waterbeheer (AMINAL–Afdeling milieuvergunningen) heeft in het kader van de Commissie Evaluatie Milieu-uitvoeringsreglementering (CEM) opdracht gegeven om een eenvormig instrument te ontwikkelen voor het bepalen van een lijst van prioritair op te stellen (ambtshalve) bodemsaneringsprojecten.

Doel: Ruimtelijke horizontale en verticale afperking van de verontreiniging, bevestigen van de aard van de verontreiniging, bepalen van de omvang en de oorzaak van de verontreiniging. De bepaling van de humane, ecologische en verspreidingsrisico's. Het bepalen van de saneringsnoodzaak en –urgentie; de bodemsaneringsdeskundige doet een uitspraak over de aanwezigheid van een ernstige bedreiging op het terrein

Bodemsaneringsproject Bepaling van de saneringstechnieken, de saneringskosten en de termijnen voor de uitvoering van de saneringswerken

Doel: Op basis van de gegevens uit het beschrijvend bodemonderzoek over de verontreiniging wordt een omschrijving gegeven van de mogelijke saneringsalternatieven, met een uitspraak over de te volgen technieken en de termijnen.

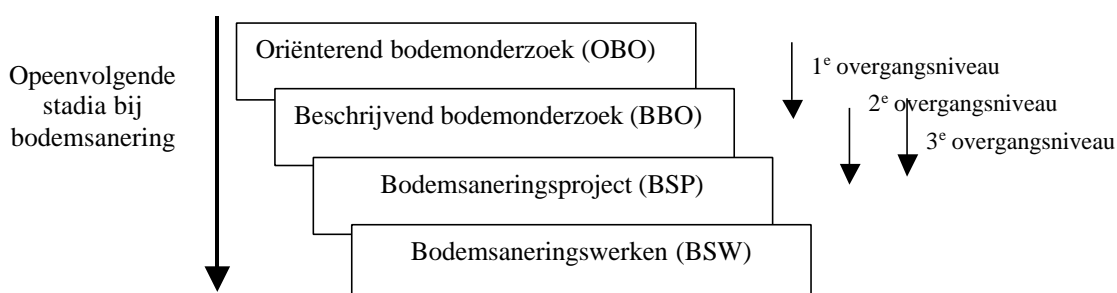
Bodemsaneringswerken Uitvoering van het bodemsaneringsproject.

De OVAM kan ambtshalve optreden in volgende gevallen:

- wanneer de persoon die tot bodemsanering of andere maatregelen moet overgaan, dit niet of onvoldoende doet, zelfs na aanmaning
- wanneer noch de eigenaar, noch de gebruiker van de gronden waar de bodemverontreiniging tot stand kwam, saneringsplichtig is
- wanneer de bodemverontreiniging een onmiddellijk gevaar vormt en de OVAM veiligheidsmaatregelen kan treffen

De Vlaamse regering stelt jaarlijks een lijst op van bodemsaneringen die in de loop van het volgende jaar ambtshalve uitgevoerd moeten worden. De kosten van ambtshalve optreden kunnen verhaald worden op de persoon die zijn verplichtingen, vastgesteld in het decreet van 22 februari 1995, niet nakomt of op de aansprakelijke.

Binnen het geheel van ambtshalve bodemsaneringen bestaat er een behoefte tot het bepalen van de meest prioritaire bodemsaneringen. Hiertoe dient een instrument ontwikkeld te worden dat op één of andere manier kosten en baten, verbonden aan de bodemsanering, afweegt. De behoefte aan prioriteitsbepaling bestaat voor OVAM op het niveau waarbij het oriënterend bodemonderzoek overgaat naar een beschrijvend bodemonderzoek en op het niveau waarbij het beschrijvend bodemonderzoek overgaat naar het bodemsaneringsproject, doch niet op het niveau waarbij het bodemsaneringsproject overgaat naar de uitvoering van de bodemsaneringswerken (zie onderstaand schema). De prioriteitsbepaling op het tweede overgangsniveau (van beschrijvend bodemonderzoek naar bodemsaneringsproject) vormt het eerste objectief.



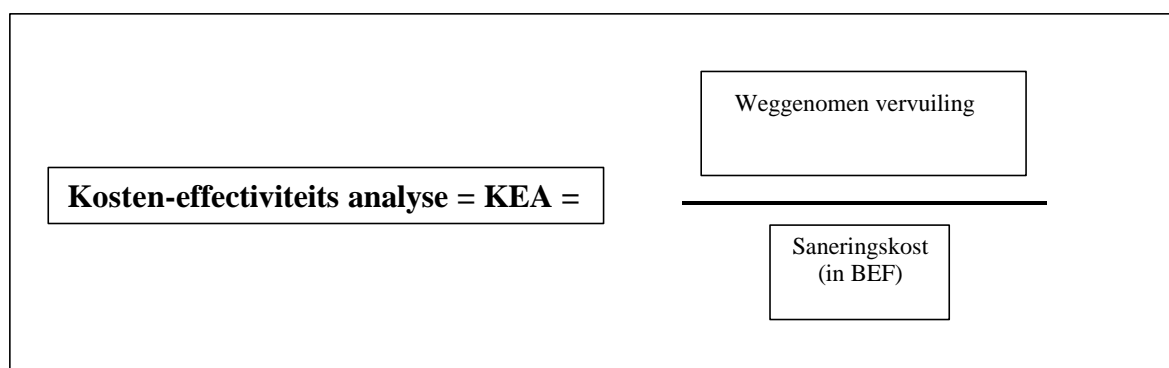
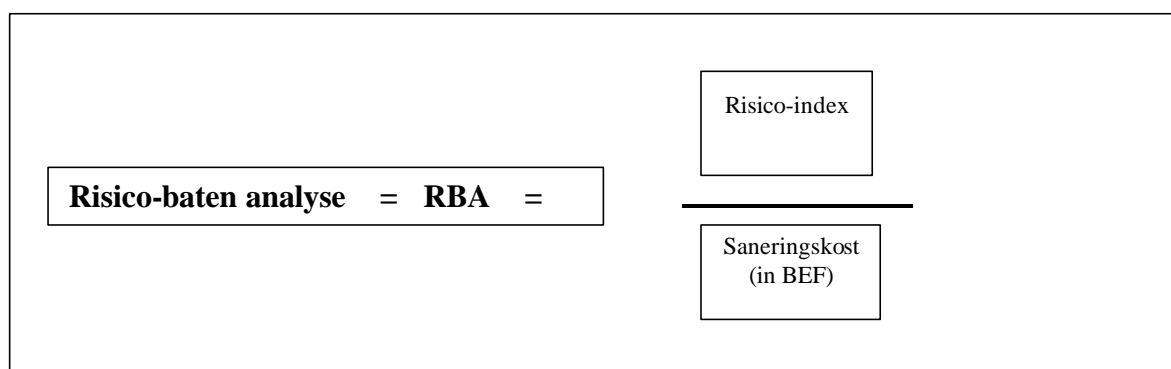
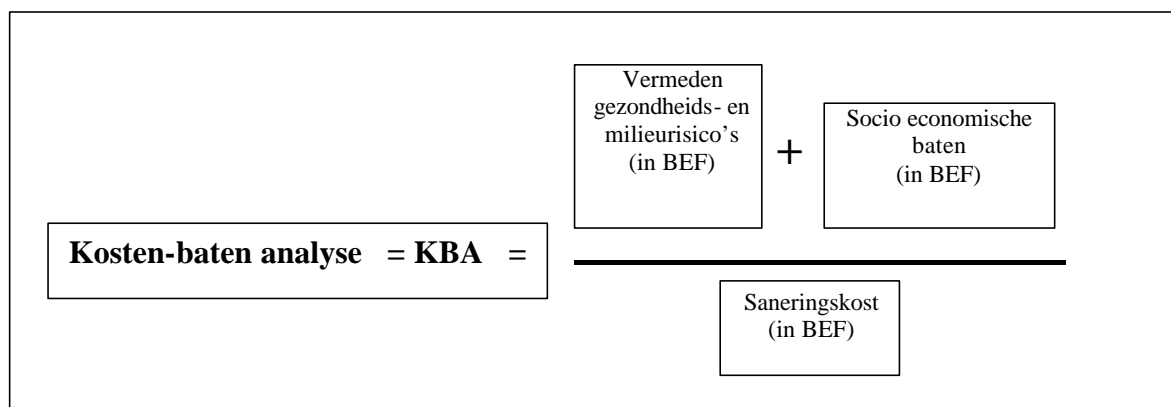
De informatie voor de prioriteitsbepaling zal dus in de eerste plaats in het BBO gezocht moeten worden. In het BBO zijn de resultaten van zowel het BBO als het OBO opgenomen. Meer concreet zijn o.a. volgende elementen terug te vinden³⁸:

- omschrijving omgevings- en bodemkarakteristieken;
- aard en oorzaak van de bodemverontreiniging (welke stoffen);
- omvang van de verontreiniging (o.a. oppervlakte terrein, berekening hoeveelheden verontreinigde specie) van grond en grondwater;
- datering van de bodemverontreiniging (historisch, nieuw, gemengd);
- verspreidingsrisico's (en de evaluatie daarvan);
- blootstellingsrisico's voor mens, dier, plant en ecosysteem (en de evaluatie daarvan);
- saneringsurgentie.

Probleemstelling

Een *eerste probleem* dat zich stelt, is dat er geen kostprijsraming gebeurt en geen saneringstechnieken worden voorgesteld in het BBO. Nochtans maakt de 'saneringskost' een essentieel onderdeel uit van de beoogde analysemethoden (zie onderstaande voorstelling). De noemer kan niet weggelaten of vervangen worden in de breuk; in het project is het juist de bedoeling om de baten, de risico's of de weggenomen vuilvracht per BEF saneringskosten te kunnen bepalen. De saneringskosten moeten dus, nog vóór het eigenlijke onderzoek daarnaar (nl. in het BSP), op een zoveel mogelijk verantwoorde manier geraamd worden.

³⁸ Opmerking: Het protocol voor het opstellen van een BBO is nog in conceptversie bij de OVAM.



Opm. : De KEA kan ook gebruikt worden om de kostprijs van saneringsalternatieven voor het behalen van een vooropgestelde saneringsnorm te vergelijken.

Een *tweede probleem* heeft te maken met de groepering van milieubaten in één maatstaf (vuilvracht, risico's, geld, ...). Zowel het bepalen van een vuilvracht-eenheid als de bepaling van een risico-index of de monetarisering van gezondheids- en milieurisico's en socio-economische verliezen stellen specifieke problemen zodat een stijgende moeilijkheidsgraad ontstaat wanneer van KEA over RBA naar KBA gegaan wordt. Bovendien neemt ook de benodigde detailinformatie toe waarover men dient te beschikken; deze graad van informatie wordt niet teruggevonden in het BBO. De berekening van de blootstellingsrisico's voor mens, dier, plant en ecosysteem wordt niet systematisch in het BBO opgenomen; de mogelijke socio-economische verliezen moeten ingeschat worden a.h.v. een onvolledige beschrijving van omgevings- en terreinkarakteristieken en het verspreidingsrisico verbonden met de bodemverontreiniging. Het vertalen van de gezondheids- en milieurisico's in geldwaarde is een gewaagde en tijdrovende bezigheid. Dit geldt ook, zij het in mindere mate, voor de inschatting van de socio-economische verliezen.

Onderzoeksvragen

Om uit te maken welke analyse-techniek in aanmerking kon genomen worden voor de beoogde prioriteitsbepaling, werden een drietal vragen onderzocht :

- Kunnen de kosten van bodemsanering worden ingeschat vóóordat een saneringsdeskundige zich hierover uitspreekt in het bodemsaneringsproject ?
- Kunnen de baten (of de risico's) van (niet-) sanering worden ingeschat of gemonetariseerd ?
- Op welke wijze kan bij de inschatting van kosten en baten gebruik gemaakt worden van reeds ontwikkelde schattingsinstrumenten of expertsystemen ?

Bijkomend diende bij de ontwikkeling van de methodiek voor prioriteitsbepaling nagegaan te worden in welke mate:

- bestaande of ontwikkelde instrumenten kunnen helpen om teller (baten) en noemer (kosten) van de KBA, de RBA of de KEA te berekenen. Hierbij werd gedacht aan o.m.:
 - de inschatting van socio-economische baten van bodemsanering (LUC³⁹)
 - de bepaling van een risico-index voor bodemverontreiniging (VITO⁴⁰)
 - het BOSS-expertsysteem voor de aanwijzing van de geschikte saneringstechnieken (Vito⁴¹)
- kosten en baten verschillend kunnen ingeschat worden in functie van de aard van de doelstelling (b.v. saneren tot de A-norm, saneren tot 'exit register', saneren tot onder de aantoonbare risico's, saneren tot een welbepaald risico-niveau waarbij gebruiksbepalingen gelden). Volgens het Milieubeleidsplan staat bij sanering het BATNEEC-principe centraal, waardoor de sanering niet altijd afgestemd dient te worden op het multifunctionele karakter van de bodem (=A-norm). In de plaats daarvan dient een realistische inschatting van kosten en milieurendement gemaakt te worden (MINA-plan 2, 1997-2201);
- de methodiek (in vereenvoudigde vorm) ook kan toegepast worden voor prioriteitsbepaling op het eerste overgangsniveau (van oriënterend bodemonderzoek naar beschrijvend bodemonderzoek);
- de analyses geografisch dienen te worden beperkt of de effecten dienen te worden afgebakend in de tijd of in hoofde van welke betrokkenen, direct of indirect, enz...;
- de gebruikte analyse-techniek effectief bijdraagt tot de maximalisatie van de netto-maatschappelijke baten.

³⁹ Draye A., Thewys T. en Kwanten A., 'Economische baten van bodemsanering', eindrapport in het kader van het OVAM-project 'Beoordelingskader best beschikbare techniek bodemsanering', LUC, Diepenbeek, februari 2000, 63 p.

⁴⁰ Bronders J., Cornelis C., Geuzens P., Prioriteitstelling bodemsanering, eindrapport Vito, Mol, 1997, 34 p.

⁴¹ Van Deinze, e.a., Gids bodemsaneringstechnieken (met CD-rom BOSS-systeem), Vito-Academia Press, Gent, 1998, 214 p.

3.3 | Onderzoeksresultaten

Onderzoeksvraag 1: Is inschatting van de kosten van bodemsanering mogelijk?

De vraag naar de inschatbaarheid van de saneringskosten is, zoals reeds werd gesteld, cruciaal omdat geen enkel instrument dat onder één of andere vorm kosten en baten vergelijkt (KBA of KEA) bruikbaar is wanneer geen saneringskosten kunnen worden ingeschat.

De binnen Ecolas opgedane ervaring met bodemonderzoeken en bodemsaneringen werd aangewend om een rekenmodel⁴² op te stellen dat in staat is om de saneringskost voor bodemverontreiniging in te schatten, vertrekkende van de volgende aspecten welke (zouden moeten) gekend zijn in het beschrijvend bodemonderzoek :

- aard van de pollutent(en);
- volume van de verontreiniging;
- hoogte grondwatertafel;
- aanwezigheid van gebouwen, leidingen, ... in de buurt of ter hoogte van de verontreiniging;
- de hoogste aangetroffen concentratie per pollutent;
- structuur van de bodem (voornamelijk doorlaatbaarheid).

Het model is onderverdeeld in 3 grote modules :

- grondverzet, inclusief de verwerking van de verontreinigde bodem;
- de éénmalige kosten die verband houden met de installatie van de saneringstechnieken;
- de werkingskosten (onttrekking, injectie en zuivering).

De verschillende modules gaan uit van hetzelfde basisprincipe, nl. een vooropgestelde basisprijs die vermenigvuldigd wordt met een bepaalde factor afhankelijk van de van toepassing zijnde saneringstechniek. De bekomen prijzen uit de verschillende modules dienen gesommeerd te worden om de totale kostprijs te krijgen voor de sanering. De begeleiding en de opvolging van de sanering wordt op gemiddeld 10% van de saneringskost begroot en dient tevens in de totale prijs te worden opgenomen⁴³.

Voor het vaststellen van de prijzen werd beroep gedaan op literatuurgegevens, gekende bodemsaneringsprojecten en offertes van aannemers voor het uitvoeren van saneringen in het bezit van Ecolas nv. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de bekomen prijs een richtprijs, dus een grootteorde weergeeft en geen exacte saneringskost.

Het ontwikkelde model werd aangevuld met een meer vereenvoudigde versie die over 2 modules beschikt:

⁴² De idee om het BOSS expertensysteem te koppelen aan een kostendatabank (op basis van bij OVAM ingediende bodemsaneringsprojecten) werd te omslachtig en tijdrovend bevonden. Vandaar de meer uniforme aanpak die werd voorgesteld via de ontwikkeling van een rekenmodel.

⁴³ Uit Nederlands onderzoek (de Greef, Sonnemans, Voogd, 1997) bleek dat de hoogte van de werkelijke saneringskosten een samenhang vertoonde met de onderzoekskosten (= de som van de definitieve kosten van het oriënterende, het nader- en het saneringsonderzoek); de totaal verklaarde variantie (R^2) bedroeg 67%.

- grondverzet, inclusief de verwerking van de verontreinigde bodem;
- de gezamenlijke inschatting van de installatie en de werkingskosten.

Het gebruik van het model vraagt toch enig inzicht in het type verontreiniging, de terreinspecifieke omstandigheden en de bodemsaneringstechnieken die voor de sanering in aanmerking komen. De graad van voorkennis is minder groot bij het gebruik van het vereenvoudigde model. Desgewenst kan het, in opdracht van Vito ontwikkelde, model BOSS gebruikt worden om de saneringstechniek mee te bepalen.

Basismodel - module 'grondverzet en verwerking'

De berekening van de saneringskost houdt, mbt grondverzet, rekening met de soort van verwerking die nodig is om de vastgestelde verontreiniging te verwijderen en met terreinspecifieke gegevens (o.m. nabijheid van gebouwen, noodzaak tot bemaling).

De basisprijs voor de module grondverzet bevat het afgraven, het transport en het biologisch verwerken van de verontreinigde bodem, het heraanvullen van de put met zuivere aarde en het nivelleren ervan. Deze basisprijs werd vastgelegd op 2500 BEF/ton verontreinigde bodem. Deze prijs dient jaarlijks te worden herzien op basis van nieuwe marktprijzen.

Voor het verwerken van de verontreinigde grond werden rekening houdend met de aard van de verontreiniging 4 mogelijkheden weerhouden:

- biologische reiniging (factor 1);
- fysico-chemische reiniging (factor 1,4);
- thermische reiniging (factor 1,8);
- storten (factor 0,5 voor klasse 3 en factor 2 voor klasse 1 – incl. milieuheffingen).

Per verwerkingsmethode wordt een factor gegeven die representatief is voor de kost van de gekozen methode. De basisprijs wordt dus vermenigvuldigd met deze factor (zie voorbeeld 1).

Voorbeeld 1: Op site is er een bodemverontreiniging aangetroffen met PAK's over een oppervlakte van 100 m² tot op een diepte van 2 m-mv. Deze hoeveelheid verontreinigde bodem wordt afgegraven en dient thermisch behandeld te worden. De basisprijs per ton verontreinigde bodem, incl. afgraven, transport en biologisch verwerken van de verontreinigde bodem en het heraanvullen van de put, dient dan met een factor 1,8 vermenigvuldigd te worden gezien thermische reiniging van de bodem duurder is dan biologische. De bekomen prijs van 4500 BEF/ton dient vervolgens nog vermenigvuldigd te worden met de hoeveelheid verontreinigde bodem. De kostprijs komt dan op 1.440.000 BEF (4500 BEF/ton x 320 ton).

De kostprijs dient ook aangepast te worden in functie van de terreinspecifieke gegevens. Het betreft hier een meerprijs die dient bepaald te worden en verband houdt met volgende aspecten:

- Is bemaling noodzakelijk? Het grondwaterpeil ten opzichte van maaiveld en de diepte van de afgraving zijn hier de nodige parameters.
- Is er verharding aanwezig op de plaats waar de verontreiniging zich bevindt? De oppervlakte van de weg te nemen verharding dient dan gekend te zijn.

- Is er een gebouw in de nabijheid waarvoor er stabiliteitsvoorzieningen dienen getroffen te worden ? De oppervlakte van de bodemkerende constructie en dus niet van de verontreiniging dient hier in de berekening gebruikt te worden.
- Moeten er één of meerdere tanks verwijderd worden?

Voor deze terreinspecifieke omstandigheden dient een meerprijs in rekening gebracht te worden.

Voorbeeld 2: Nemen we terug de gegevens van voorbeeld 1 en stel dat het grondwater op een diepte van 50 cm-mv zit zodat bemaling noodzakelijk is. Er komt dan een meerkost van 150 000 BEF ($1500\text{BEF}/\text{m}^2 \times 100 \text{ m}^2$). De saneringkost wordt dan begroot op een kostprijs van 1 590 000 BEF.

Basismodel - module 'in-situ technieken'

In deze module worden verschillende mogelijke saneringstechnieken behandeld voor verschillende pollutanten. Een combinatie van enkele technieken is natuurlijk ook mogelijk. Voor de keuze van de technieken is enige kennis noodzakelijk omtrent de verontreiniging en de mogelijke behandeling ervan. Het model BOSS kan hierbij als hulpmiddel aangewend worden.

Het toegepaste principe blijft hetzelfde waarbij uitgegaan wordt van een basisprijs die aangepast wordt aan de hand van toegekende factoren bepaald voor de verschillende saneringstechnieken. Deze basisprijs is een prijs per m^3 verontreinigde bodem en/of grondwater en dekt enkel de eenmalige kosten (nl. plaatsen van onttrekking- en/of injectiefilters, leggen van leidingen, zagen van beton voor o.m. het leggen van leidingen, het herstellen van de oorspronkelijke staat) en niet de werkingskosten tijdens de sanering. Deze laatste komen aan bod in de derde module. Bij deze eenheidsprijs wordt er ook van uitgegaan dat de verontreiniging niet dieper zit dan 6 m onder het maaiveld. Is dit wel het geval dan wordt de basisprijs vermenigvuldigd met een bepaalde factor (factor 0,5) en dient deze bekomen prijs verder als basisprijs voor het terrein gehanteerd te worden.

De basisprijs werd vastgelegd op $350 \text{ BEF}/\text{m}^3$.

Er wordt onderscheid gemaakt tussen de volgende soorten technieken:

- standaard toegepaste technieken (pump and treat, bioventing, airsparging, bodemluchtexttractie, spoelen van de bodem, biodegradatie);
- Technieken voor diffuse verontreiniging (fyto remediatie, immobilisatie);
- Technieken met een verticale constructie (bioscherm, isolatie en beheersing);
- Passieve techniek (monitoring).

Voornamelijk de eerste groep van technieken werd uitgewerkt omdat hierover de meeste informatie beschikbaar was daar deze veruit het meest worden toegepast bij saneringen. Gezien de 2^{de} groep nog in ontwikkeling is, is deze momenteel nog niet bestudeerd. Wat de isolatietechnieken betreft, waren er onvoldoende bodemsaneringsprojecten beschikbaar waardoor een validatie niet mogelijk is. Deze groep zal dan ook in de toekomst nog verder moeten uitgewerkt worden.

Voorbeeld 3: Er wordt op een terrein een grondwaterverontreiniging van minerale olie en aromaten vastgesteld over een oppervlakte van 150 m² tot een diepte van 6 m-mv en de grondwaterstand is 2 m-mv. Het volume verontreinigd grondwater is dan 200 m³ (porositeit van 30 %). De deskundige besloot het grondwater op te pompen en boven-gronds te reinigen over een olie-water afscheider, stripper en luchtzijdig actief koolfilter. In het rekenblad wordt voor deze module dan enkel de factor voor pump and treat ingevuld. De eenmalige kost is dan 52.500 BEF.

Basismodel - module 'werkingskosten'

Deze module is verdeeld in 2 groepen :

- Een eerste module met de basisuitrusting zoals een blower, pompen en de container, de mob/demob van de installatie zit ook in deze prijs. De basisprijs is hier 35 BEF/m³ onttrokken water/lucht. Het volume verontreinigd grondwater wordt dan ook eerst vermenigvuldigd met een bepaalde doorspoelfactor, deze werd in het model gelijkgesteld aan 25.
- Een tweede module geeft de verschillende zuiveringsmethoden voor het verontreinigde grondwater weer zoals een biofilter, actief koolfilter, olie-water afscheider, De basisprijs is voor deze technieken gelijkgesteld aan 20 BEF/m³, en dient vermenigvuldigd te worden met de factor(en) bepaald voor de gekozen zuiveringstechnieken van toepassing op de desbetreffende situatie. Hier wordt enkel rekening gehouden met het volume verontreinigd grondwater/bodemlucht en niet met de doorspoelfactor.

Voor de berekening van de basisprijs werd uitgegaan van een realistisch debiet van 1 m³/u.

Voorbeeld 4: Vertrekkend van voorbeeld 3 wordt voor deze module de factor ingevuld voor onttrekken grondwater, olie-waterafscheider, stripper en actief koolfilter. De werkingskost bedraagt dan 154.000 BEF. De totale saneringskost voor deze kleine vlek bedraagt dan 227.150 BEF, rekening houdend met de 10% begeleiding.

Vereenvoudigd rekenmodel - module 'grondverzet en verwerking'

Deze module is identisch aan deze in het volledige model.

Vereenvoudigd rekenmodel - module 'in-situ technieken'

Deze module vormt een combinatie van de 2^{de} en 3^{de} module van het volledig model. In de praktijk is het meestal zo dat er geopteerd wordt voor eenzelfde combinatie om een bepaalde verontreinigingssituatie op te lossen.

Hier worden dan ook 8 saneringstechnieken aangeboden, gekoppeld aan een bepaalde zuiveringinstallatie. Per alternatief wordt een basisprijs per m³ verontreinigd grondwater en/of grond gegeven. De basisprijs is hier vastgelegd op 2500 BEF/m³.

Bij deze module is het voldoende het volume van de verontreiniging te kennen en te vermenigvuldigen met de basisprijs voor de gekozen optie.

De verschillende opties zijn:

- Bodemluchtexttractie en air-sparging (vluchtige pollutanten);
- Pump and treat met zeker een olie-water afscheider (puur product aanwezig of hoge concentraties kws);

- Pump and treat met een stripper of plaatbeluchter (vluchtige polluenten);
- Pump and treat met ionenwisselaar (zware metalen);
- Pump and treat and bodemluchtexttractie (vluchtige polluenten);
- Bioventing (vluchtige polluenten);
- Spoelen van de bodem en pump and treat (slecht doorlatende bodem);
- Monitoring (lage begin concentraties).

Het rekenblad in Excel

Voor de berekening van de saneringskost werd een rekenblad in Excel opgesteld. Op het eerste blad dienen een aantal basisgegevens te worden ingevuld zoals de algemene locatiegegevens, de volumes verontreinigde bodem en grondwater, de terreinspecifieke gegevens en de soort polluent. De eerste rubrieken zijn analoog aan het model voor de berekening van de risico-index van Vito (Bronders, e.a., 1997). Aan de hand van deze gegevens wordt de saneringskost dan berekend. Zowel het volledige als het vereenvoudigd model kan berekend worden.

In de module van grondverzet dient niets ingevuld te worden, de berekening wordt uitgevoerd met de gegevens die in de algemene rubriek zijn aangegeven. Zodoende wordt de kost berekend voor het totaal aangegeven volume verontreinigde bodem. Indien slechts een deel wordt afgegraven moet deze hoeveelheid aangepast worden. Vindt er geen grondverzet plaats dan moet de soort polluent op 0 worden gezet waardoor de basisprijs met 0 wordt vermenigvuldigd en de module grondverzet aldus geen invloed heeft op de berekende kostprijs.

Op het werkblad van module 2 en 3 dient de factor van de gekozen techniek(en) ingevuld te worden. De technieken staan allen op nul en enkel de gekozen techniek(en)/installatie dient ingevuld te worden. Dit geldt ook voor het werkblad van het vereenvoudigd model.

Op werkblad “totaal” wordt dan de totale saneringskost voor de gekozen techniek weergegeven (inclusief de begeleiding).

Calibratie van de basisparameters

Het model werd op 9 sites toegepast. Hiervoor werden bodemsaneringsprojecten gebruikt die in het bezit zijn van Ecolas (al of niet door Ecolas opgemaakt). De belangrijkste kenmerken voor deze sites betreffen de aard van de verontreiniging, de omvang van de verontreiniging en de voorgestelde bodemsaneringstechniek. De gegevens van ieder van deze projecten werden in het rekenblad ingebracht en de saneringskost werd berekend. In de tabel zijn de berekende saneringskosten vergeleken met de in het project uitgewerkte saneringskost.

Uit deze vergelijking blijkt dat de berekende kostprijs van dezelfde grootte-orde is als de in het bodemsaneringsproject uitgewerkte kost. In één case is er een duidelijk verschil vastgesteld dat vermoedelijk te wijten is aan het grote volume verontreinigd grondwater.

De berekeningen geven reeds een eerste calibratie van het model ten opzichte van de inschatting van de saneringskost door verschillende bodemsaneringsdeskundigen.

Een eigenlijke validatie zou later op basis van de werkelijke saneringskost kunnen gebeuren. Hierbij kunnen grotere verschillen verwacht worden. Nederlands onderzoek (de Greef, 1996) wees uit dat de in het saneringsonderzoek geschatte kosten de werkelijke kosten gemiddeld met 26% overschrijden; het gewogen gemiddelde bedraagt echter maar 8% (gemeten op 21 projecten). De overschrijdingen treden vooral op bij saneringsprojecten tussen 500.000 en 1.000.000 gulden, eerder dan bij goedkopere of duurdere projecten. Er werd tevens een verklaringsmodel opgesteld waarbij de beste schatting werd bekomen door de werkelijke saneringskosten te relateren aan een geconstrueerde variabele, waarbij de combinatie van doorlatendheid van de bodem, type van verontreiniging en aanwezigheid van bebouwing gekoppeld werd aan het volume van de verontreiniging zoals ingeschat vóór de eigenlijke sanering. Dit model verklaart 63% van de totale variantie. Deze onderzoeksresultaten riepen de vraag op of organisatorische variabelen, zoals de wijze van projectuitvoering, de kosten van uitvoerder/aannemer en/of de wijze van budgettering niet van veel doorslaggevend betekenissen zijn voor de hoogte van de saneringskosten dan puur ruimtelijk-inhoudelijke factoren.

Er moet mee rekening gehouden worden dat het BATNEEC-principe bij bodemsanering, wat saneren naar verschillende saneringsdoelstellingen mogelijk maakt, er voor zorgt dat er geen echte 'vergelijkingsbasis' bestaat voor de vergelijking van saneringskosten van verschillende verontreinigde sites.

Conclusies

Uit het voorgaande kunnen volgende conclusies getrokken worden:

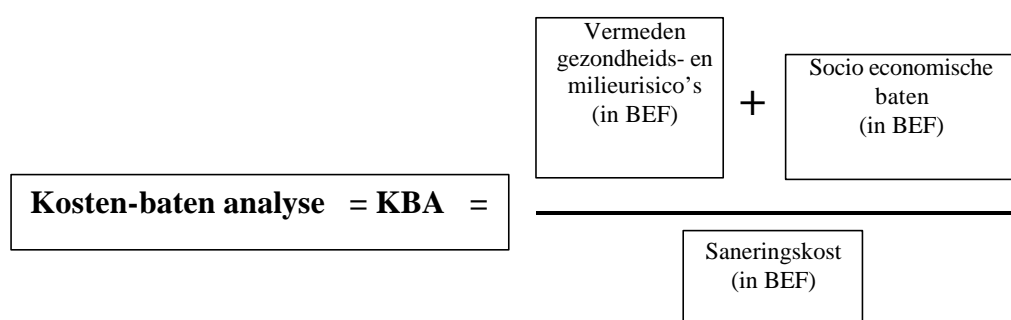
- Op basis van de resultaten van een eerste validering kan gesteld worden dat de inschatting van de saneringskosten mogelijk is.
- Tevens is het mogelijk om de saneringskosten verschillend in te schatten alnaargelang de beoogde saneringsdoelstelling (A-norm, BSN, 80% BSN type II), op voorwaarde dat de te saneren volumes voor het bereiken van de verschillende saneringsdoelstellingen in het BBO berekend werden.
- Tegelijk wordt het duidelijk dat het niet mogelijk is om met het ontwikkelde rekenmodel de saneringskosten in te schatten zonder te beschikken over de noodzakelijke informatie inzake de omvang van de bodemverontreiniging zoals deze in het BBO onderzocht wordt. Een prioriteitsbepaling op het niveau van het OBO op basis van analyse-technieken zoals KBA, RBA of KEA is derhalve niet mogelijk.
- Met de tijdswaarde van het geld wordt in het rekenmodel geen rekening gehouden. Een kostprijsraming van verschillende saneringsprojecten die een looptijd hebben van meer dan een jaar komt neer op een investeringsanalyse, waarbij de netto actuele waarde (NAW) van de projecten dient vergeleken te worden. De NAW geeft de actuele waarde of de contante waarde weer van alle toekomstige kasstromen geactualiseerd op basis van de gepaste actualisatie- of discountvoet. Voor een juiste afweging dienen alle kasstromen geactualiseerd te worden ten opzichte van een referentietijdstip. Het is echter zeer moeilijk om juist in te schatten hoeveel tijd het zal kosten om een saneringsdoelstelling te halen.
- De saneringskost van bodemverontreiniging kan heel ruim of heel eng geïnterpreteerd worden. Het rekenmodel gaat eerder uit van de makkelijker in te schatten directe kosten die met de sanering verband houden. Met betrekking tot een

prioriteitsbepaling is niet de volledigheid van het kostenbegrip maar wel de éénduidigheid ervan van belang. Voor een goed begrip sommen wij hieronder op wat wel en wat niet in de kostenraming vervat zit :

- De energiekosten zitten vervat in de basisprijs voor de installatie.
- De begeleidingskosten voor de uitvoering van de bodemsanering zijn inbegrepen (=10%), maar de studiekosten (OBO, BBO, BSP) zijn niet inbegrepen.
- Aanpassingswerken ter preventie van toekomstige bodemverontreiniging zijn niet inbegrepen ; anderzijds zijn herinrichtingswerken en herstelwerken (b.v. verharding die werd opgebroken) wel inbegrepen.
- Productieverlies voor de op het terrein gevestigde bedrijvigheid tijdens de uitvoering van de bodemsaneringswerken is niet inbegrepen.
- Milieuheffingen zijn wel vervat in de correctiefactor voor het storten van vervuilde grond, maar zijn niet inbegrepen voor wat betreft het lozen van afvalwater (OVAM wil hierop in de toekomst een uitzondering krijgen).
- Eventueel toewijsbare reguleringskosten vanwege de overheid zijn niet inbegrepen.
- Er zijn geen indirecte of 2^e-orde-effecten inbegrepen (vraag-effect, concurrentie-effect,...), behalve een micro-economisch substitutie-effect wanneer een discontovoet zou gehanteerd worden⁴⁴.

Onderzoeksvraag 2: Is de monetaarisering van de baten praktisch uitvoerbaar ?

Het antwoord op de vraag of de inschatting/ monetaarisering van de risico's/ baten praktisch uitvoerbaar is, is van belang voor de bepaling van het soort instrument (KBA of KEA) dat kan gebruikt worden in het kader van een prioriteitsbepaling voor ambtshalve bodemsanering. Idealiter zou het instrument voor prioriteitsbepaling dienen te vertrekken van een afweging tussen gemonetariseerde baten en saneringskosten (KBA), zoals in onderstaand schema is aangegeven.



Via het antwoord op de vraag of de monetaarisering van de baten praktisch uitvoerbaar is, zullen we kunnen uitmaken of KBA tot de mogelijkheden behoort als instrument voor prioriteitsbepaling, dan wel of we moeten uitkijken naar een andere techniek, b.v. de berekening van een risico-index of een andere groepering van milieubaten in één maatstaf (b.v. vuilvracht). Om de vraag te beantwoorden, zullen we de verschillende

⁴⁴ Verdisconteren is een impliciete afweging van/vergelijking met andere investeringsopportunities.

baten-categorieën⁴⁵ afzonderlijk evalueren op praktische haalbaarheid, daarna volgt een conclusie.

De baten van verminderde gezondheidsrisico's

De berekening van de baten van verminderde gezondheidsrisico's gebeurt in verschillende stappen, zoals weergegeven in het schema in hoofdstuk 2 (Pearce, 1996) :

Berekening van de humane blootstelling.

De eerste stap is de berekening van de wijziging in de 'omringende concentratie'. Aan de hand van computermodellen zoals Vlier-humaan kan de blootstelling van de mens aan verontreinigende stoffen die zich in de bodem bevinden, berekend worden. Deze blootstelling wordt berekend aan de hand van parameters m.b.t. de aard van de vervuiling, de bodem en de wegen waarlangs de mens aan de vervuiling kan worden blootgesteld. De verontreiniging in de bodem wordt een risico wanneer de mens rechtstreeks in contact komt met de grond (stofopwaaiing op een onverhard terrein, inname via de mond door spelende kinderen) of de vrijkomende bodemlucht (vluchtige pollutanten), of onrechtstreeks via inname van verontreinigd drinkwater, vlees, melk en groenten (permeatie van drinkwaterleidingen, drijfslag op het grondwater, drinkwater voor dieren, atmosferische depositie van stofdeeltjes,...).

Het blootstellingsmodel Vlier-humaan (Cornelis, 1999) berekent voor een reeks van stoffen de dagelijkse inname (DI) door de mens en stelt die tegenover de toelaatbare dagelijkse inname (TDI)⁴⁶. Er is sprake van een risico wanneer die verhouding groter is dan 1. Er zijn echter enkele beperkingen :

- er wordt enkel een blootstelling berekend voor de actuele bodemverontreiniging; er wordt m.a.w. geen rekening gehouden met het verspreidingsrisico (de mobiliteit van de verontreiniging in de grond en in het grondwater). Cornelis vermeldt dat bij de onderbouwing van de bodemsaneringsnormen met de factor tijd geen rekening werd gehouden. Met als gevolg dat in het Vlier-humaan-model de door tijd beïnvloede processen niet worden meegenomen of tijdsafhankelijk worden gemaakt. De concentratie in de bodem blijft steeds op dezelfde waarde ongeacht vervluchting, uitloging of plantopname die kan optreden. Ook biologische afbraak werd niet in het model ingebouwd.
- er is geen berekening voor minerale oliën (die nochtans een belangrijk deel van de bodemverontreiniging uitmaken).
- er gebeurt zelden⁴⁷ een inschatting van het humaan risico (m.b.v. Vlier-humaan) in het BBO. Enkel wanneer dat het geval is, zal het mogelijk zijn om verschillende

⁴⁵ Zie het hoofdstuk I, deel 2 over de economische waardering van de schade die processen van milieudruk en -verstoring teweegbrengen. Deze schade omvat de gevolgen voor de mens, voor de natuur, en voor de economie, die, wanneer ze vermeden wordt, als de baten van milieubeleid en milieumaatregelen worden beschouwd.

⁴⁶ Deze waarden kunnen in functie worden gesteld van het lichaamsgewicht of van het onderscheid 'kind/volwassene'.

⁴⁷ Vlier-humaan wordt vooral gebruikt bij historische verontreiniging waarbij moet worden aangetoond of er al dan niet sprake is van een ernstige bedreiging voor de gezondheid van mensen, dieren en planten of bij nieuwe verontreiniging als het er om gaat de urgentie van de sanering in te schatten.

verontreinigde terreinen enigszins met elkaar te vergelijken met betrekking tot de humane blootstelling⁴⁸.

Bepaling van de risico-factor.

De tweede stap is de bepaling van de risico-factor. De verhoogde blootstelling, die tot toename van de dagelijkse inname van (een) bepaalde stof(fen) heeft geleid tot boven de toelaatbare dagelijkse inname, moet via 'dosis-respons relaties' vertaald worden naar een sterfterisico of diverse ziekterisico's. Voor 'dosis-respons relaties' moet te rade gegaan worden bij de medische wetenschap. Hieruit kan afgeleid worden wat de toename in de kans op (statistische) sterften of ziekten is van de verhoogde blootstelling (b.v. 1/100.000 of 1/10.000). Niet alleen de kans op sterfte of ziekte maar ook de aard (acuut/chronisch) en de duur van de ziekte of de leeftijd waarop de toegenomen sterftetekans zich voordoet is belangrijke informatie die de economische waardering zal bepalen.

De dosis-repons relaties dienen uit epidemiologische studies⁴⁹ verzameld te worden voor de relevante stoffen die bij bodemvervuiling kunnen voorkomen. Het leggen van de relatie tussen dosis en respons dient voor de verschillende afzonderlijke stoffen te gebeuren (bodemvervuiling is vaak een coctail van vervuilende stoffen), maar er zal ook rekening moeten gehouden worden met het gecombineerde effect van al deze stoffen. Het verzamelen van deze informatie uit epidemiologische studies is een studie-opdracht op zich. Wij hebben de indruk dat er over de gezondheidseffecten van blootstelling aan verontreinigende bodems relatief weinig onderzoek is verricht in vergelijking met bijvoorbeeld de gezondheidseffecten van blootstelling aan luchtverontreiniging. In vergelijking met de blootstelling aan verontreiniging via de voedselketen (b.v.: consumptie van vis uit verontreinigd oppervlaktewater) stellen Burtraw en Krupnick (1999) dat "Also, health effects from air pollution are thought to be more prominent, have been more widely studied and are better understood". Eén van de redenen is dat de inschatting van de effecten van vervuiling via bepaalde blootstellingswegen extra gecompliceerd wordt door de rol die (aquatische of terrestrische) eco-systemen spelen vooraleer de vervuiling tot bij de mens komt.

De paper van Burtraw en Krupnick (1999) over de economische waardering van verbeteringen in de gezondheid als gevolg van de sanering van de Great Lakes illustreert de verscheidenheid van de negatieve gezondheidseffecten als gevolg van verontreiniging waarmee moet rekening gehouden worden in de evaluatie. De pollutanten (o.a. PCB's) worden via het eten van verontreinigde vis opgenomen in het bloed langswaar ze belangrijke organen zoals lever, nieren, zenuwstelsel, endocrine systeem, voortplantingsorganen en immuuniteitsstelsel beïnvloeden. De opgeslagen stoffen worden doorgegeven aan het kind in de baarmoeder met zowel subtiele abnormaliteiten (slechtere motorische reflex en visuele herkenning) als lager geboortegewicht en kleinere hoofdomtrek tot gevolg. Bij deze kinderen worden ontwikkelingsstoornissen vastgesteld tot op latere leeftijd (11 jaar). Daarnaast werken de giftige stoffen in het bloed ook nefast in op de vruchtbaarheid van man en vrouw (en op die van hun kinderen). Een ander effect bestaat uit een toegenomen risico op kanker. Een andere blootstellingsweg verloopt via de luchtvervuiling: als gevolg van aërosolen nemen mortaliteits- en morbiditeitsrisico's eveneens toe.

⁴⁸ Zie Bronders, e.a., (1997), p. 26.

⁴⁹ Voorbeelden in Krupnick, e.a., 1999.

Bepaling van de betrokken populatie

De derde stap is het afbakenen van de met de verhoogde concentratie of blootstelling bedreigde populatie. De vermenigvuldiging daarvan met de risico-factor(en) geeft het totaal aantal statistische sterften of ziekten als gevolg van de vervuiling. Voor de directe blootstellingswegen 'grond' en 'lucht' zal de afbakening van de bedreigde populatie eenvoudiger zijn dan voor de blootstelling via de voedselketen (wie eet/drinkt wat en hoeveel dat afkomstig is uit het vervuilde gebied?). De analyse via Vlier-humaan geeft wel een procentuele verdeling van de blootstelling over de verschillende blootstellingswegen, hetgeen een eerste aanknopingspunt is voor de berekening van de betrokken populatie.

Bepaling van de economische eenheidswaarde

Als laatste stap dient de 'waarde van een statisch leven', 'waarde van het rest-leven', de ziektekost, enz... bepaald te worden en dat is afhankelijk van het risico waarover men het heeft. De vermenigvuldiging van deze economische eenheidswaarde(n) met het aantal risico-gevallen berekend uit de vorige stap geeft de totale gezondheidskost van de vervuiling.

Economische eenheidswaarden kunnen via diverse waarderingsmethoden worden geschat (Zie het hoofdstuk I, deel 2) en het was niet de bedoeling deze technieken in het kader van deze opdracht toe te passen. Het alternatief is dat de economische eenheidswaarden uit de literatuur verzameld worden en gerangschikt worden naar toepassingsgebied. Uit het literatuuronderzoek bleek immers dat deze economische eenheidswaarden zeer sterk kunnen verschillen alnaargelang de aard van de vraagstelling of van het risico dat wordt onderzocht in bijvoorbeeld contingente waardebepalingsmethoden. Ook hier is het samenzoeken en structureren van de beschikbare informatie een studie op zich.

Productieve en consumptieve baten

De baten van een milieuverbetering kunnen tot uiting komen als toenames van het producenten- en consumentensurplus voortvloeiende uit lagere kosten en prijzen en een toename van de beschikbaarheid van een product. Dit is vooral het geval wanneer het milieugoed rechtstreeks wordt gebruikt als productiefactor of de productiefactoren op een onrechtstreekse maar belangrijke wijze beïnvloedt. Veranderingen in het producenten- of consumentensurplus kunnen ook optreden in hoofde van privé-personen (of de informele markt).

Eens men beschikt over het effect van de vervuiling op b.v. de teelt van een bepaald gewas of het al of niet gebruik van een moestuin, zijn de gevolgen (baten) voor producenten en consumenten makkelijker te waarderen dan de baten van een verbeterde gezondheid omdat voor vis, teeltgewassen en hout meestal marktprijzen lokaal voorhanden zijn. Dit wil echter niet zeggen dat waarderingen via marktprijzen altijd eenvoudig zijn.

Het is belangrijk om na te gaan hoe ver de reacties op gewijzigde marktomstandigheden (als gevolg van milieuverandering) doorwerken in b.v. andere markten of, verticaal, naar leveranciers of klanten toe (EPA, 1999). Worden belangrijke marktaanpassingen over het hoofd gezien, dan zal dit leiden tot verkeerde schattingen. De

marktaanpassingen worden ingeschat a.h.v. prijselasticiteiten, kruiselingse prijselasticiteiten en substitutiemogelijkheden en via kost- en productiefuncties. Ook deze methoden stellen dus hoge eisen aan de beschikbaarheid van informatie over de verschillende markten, de marktstructuur, de aanwezigheid van marktdistorties, het type producent, enz...

Waarde van economische goederen (materialen).

Deze batencategorie bevat de effecten van wijzigingen in de dienstenstroom vanuit de 'materiaal'-omgeving. De 'materiaal'-omgeving of de 'culturele' omgeving wordt onderscheiden van de 'natuurlijke' omgeving (ecologische goederen). De wijzigingen in de voorraad of de kwaliteit van de bronnen uit de 'materiaal'-omgeving worden op een gelijkaardige manier gewaardeerd als deze uit de natuurlijke omgeving (land- en bosbouw) met de meeste baten te berekenen via directe markteffecten of gebruikswaarden.

De meest voorkomende toepassingen hebben betrekking op corrosie van materialen als gevolg van luchtverontreiniging (b.v.: inwerking van zure neerslag op kalkhoudende natuursteen of op staal).

Waarde van ecologische goederen.

Wanneer is er een ecologisch risico? Enkel als er een groengebied in de omgeving is dat kan aangetast worden door de bodemverontreiniging? Wat met de ecologische waarde van 'gewone' bodems (=andere bestemmingstypes zoals bewoning, industriegebied) ? Of is er ecologische schade vanaf de overschrijding van de achtergrondwaarden (en dus verlies van de multifunctionaliteit van de bodem)?

Voor een evaluatie van de risico's voor delen van ecosystemen, worden de effecten onderzocht bij bepaalde gevoelige species van dat ecosysteem. Op die manier wordt een inschatting bekomen van het totaaleffect van een complexe verontreiniging.

In Nederland (VROM, 1995) wordt het ecologisch risico bepaald aan de hand van de HC-50 contour, d.w.z. de oppervlakte waarin de HC-50 waarde wordt overschreden. De HC-50 waarde is die gemiddelde concentratie van vervuilende stoffen waarbij 50% van de in de bodem levende soorten een negatief effect van de pollutie ondervinden. Voor de verschillende bestemmingstypes en afhankelijk van het feit of de HC-50 waarde al dan niet meer dan 10x overschreden wordt, werden maximale oppervlaktes vastgesteld. Bij overschrijding daarvan is er sprake van een ecologisch risico.

Bestemmingstype	Opp (conc < 10 * HC-50)	Opp (conc > 10 * HC-50)
I	< 50 m ²	< 50 m ²
II, III	< 5000 m ²	< 50 m ²
III, IV, V	< 0,5 km ²	< 5000 m ²

Blijkt er geen actueel risico aanwezig te zijn dan wordt de beoordeling opnieuw uitgevoerd, maar voor een gecombineerde blootstelling aan meerdere stoffen binnen een stofgroep. De relevante oppervlakte is de oppervlakte waarbinnen twee of meer van de vervuilende stoffen uit dezelfde stofgroep de HC-50 waarde overschrijden. De

gemiddelde concentraties binnen de HC-50 contour geeft het aantal overschrijdingen weer.

Bij de beoordeling van de ecologische risico's wordt een onderscheid gemaakt tussen de beoordeling van bodemverontreiniging en waterbodemverontreiniging. Als een terrein zowel op een water- als landbodem ligt en er op basis van een individuele toetsing geen actuele risico's blijken dan dient een combinatiebeoordeling uitgevoerd te worden. Voor de stoffen, die zowel in waterbodems als in landbodems voorkomen, die de HC-50 waarde overschrijden, wordt de HC-50 contour gedeeld door een referentieoppervlakte en opgeteld. Is deze som groter of gelijk aan 1 dan is er sprake van actuele ecologische risico's.

Benadering van de baten van bodemsanering aan de hand van de hedonische methode

In de vorige punten werd voor de afzonderlijke batencategorieën nagegaan welke waarderingmethoden er bestaan en praktisch toepasbaar zijn voor de inschatting van de baten van bodemsanering. De hedonische methode is een andere manier om de kosten (baten) van bodemvervuiling (bodemsanering) te meten (zie hoofdstuk baten van milieumaatregelen en milieubeleid, deel 4).

Als besluit kunnen we stellen dat de inschatting van waardeveranderingen aan onroerend goed via hedonistische prijsfuncties het voordeel heeft dat de markt een impliciete waardering toekent aan een geheel van effecten (gezondheidseffecten, gebruikswaardedaling,...) die samenhangen met het wonen in een door (bodem)vervuiling verontreinigd gebied. In die zin kunnen we zeggen dat dit de best mogelijke schatting is die er momenteel gemaakt kan worden m.b.t. de baten van bodem- /milieusanering. Maar deze methode heeft enkele belangrijke beperkingen: er moet bewoning zijn en de aanbieders en vragers op de lokale woningmarkt moeten perfect geïnformeerd zijn. We denken dat de meeste 'black points' in Vlaanderen vooral aan deze laatste voorwaarde niet voldoen. Dit maakt dat de methode voorlopig slechts op beperkte schaal toepasbaar is. Het alternatief is de 'contingent valuation'-methode waarbij de mensen eerst geïnformeerd worden over het milieuprobleem en daarna een waarderingvraag voorgelegd krijgen.

Conclusie: monetarisering van de baten is (voorlopig) geen haalbare kaart.

Uit de afzonderlijke evaluatie van de mogelijkheid tot monetariseren van diverse batencategorieën is gebleken dat, globaal genomen, monetarisering van de baten (voorlopig) geen haalbare kaart is in het kader van een vlot toepasbaar instrument voor prioriteitsbepaling bij ambtshalve bodemsanering. In de toekomst zou kunnen gedacht worden in de richting van expert-systemen waarbij de resultaten van recente en betrouwbare waarderingstudies, die bovendien via voldoende gedetailleerde parameters overdraagbaar zijn naar andere contexten, gekoppeld worden aan bepaalde in te brengen meetgegevens over een verontreinigde site, waarna een (semi-)automatische berekening wordt uitgevoerd. We hebben de indruk dat op het vlak van de monetarisering van gezondheidsrisico's de wetenschap (in het buitenland) al het

verst is gevorderd in de richting van zo'n expertsystemen. Voor wat betreft de waardering van de ecologische baten⁵⁰ staat de wetenschap nog het minst ver.

Expertsystemen blijven voorlopig nog altijd grove vereenvoudigingen van de werkelijkheid. De baten die in ogenschouw worden genomen dienen te worden afgebakend in tijd (toekomst = verspreidingsrisico?) en ruimte (vervuilingslijnen volgens norm, eigenaar en/of omwonenden, directe en indirecte effecten). Zelfs indien we over dergelijke expertsystemen zouden beschikken dan zouden deze bovendien ook nog moeten in staat zijn om de baten verschillend in te schatten alnaargelang de beoogde saneringsdoelstelling.

Onderzoeksvraag 3: Kan gebruik gemaakt worden van bestaande instrumenten?

De laatste onderzoeksvraag bestond erin na te gaan in welke mate gebruik kon gemaakt worden van reeds bestaande instrumenten die de afweging tussen kosten en baten in het kader van een prioriteitenstelling voor ambtshalve bodemsaneringsprojecten vergemakkelijken. In dit kader bleek vooral de door Vito ontwikkelde risico-index (Bronders, e.a., 1997) voor prioriteitenstelling na beschrijvend bodemonderzoek bruikbaar. De risico-index bestaat uit het product van drie factoren: de concentratiefactor (Cf), de verspreidingsfactor (Vf) en de blootstellingsfactor (Bf):

Risico-index = concentratiefactor x verspreidingsfactor x blootstellingsfactor

$$GS = Cf * Vf * Bf$$

$$\text{Met } CF = [(CI_{bd} + CIV_{bd}) * m3] + [(CI_{grw} + CIV_{grw}) * m5] + m4$$

$$Vf = [m1 + m2 + m6] + [m7 + m8 + m9] / m10$$

$$Bf = m11$$

Factoren die de omvang en concentratie van de verontreiniging bepalen.

Concentraties in bodem en grondwater (concentratie-index: CI).

De saneringsnormen opgesteld in het VLAREBO gelden hier als referentiepunt. Enkel de parameters groter of gelijk aan 0,8 keer de bodemsaneringsnorm worden in rekening genomen. Daarbij zal de gemiddelde concentratie van elke parameter gebruikt worden. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen de concentraties in de bodem en deze teruggevonden in het grondwater. Deze worden dan ook als afzonderlijke factoren in de prioriteitenbepaling opgenomen.

⁵⁰ Baten van niet-vermarktbaar milieugoederen, indirecte ecosysteem-diensten of niet-gebruik (EPA, 1999).

Aanwezigheid van verdachte stoffen (concentratie-index: CIV).

Stoffen waarvoor nog geen normen zijn vastgelegd, worden geëvalueerd op basis van toetsingswaarden. Door de OVAM werd voor een beperkt aantal parameters een lijst opgesteld met dergelijke toetsingswaarden. Stoffen die niet op de lijst voorkomen, worden geëvalueerd door een fictieve saneringsnorm rekening houdende met de eigenschappen van de stof, toxiciteit en reacties in combinatie met andere producten. De gemiddelde waarden worden in rekening gebracht voor zover deze hoger zijn dan 0,8 keer de toetsingswaarde. De prioriteitsberekening is identiek aan CI.

Grondwaterkwetsbaarheid (GWK).

Grondwaterkwetsbaarheidskaarten worden gebruikt om een evaluatie van de kwetsbaarheid van het terrein te bepalen. De geologische en hydrogeologische eigenschappen en de aanwezigheid van eventuele grondwaterwinning worden in kaart gebracht. De code kan de waarde 5 (uiterst kwetsbaar) tot 1 (weinig kwetsbaar) aannemen. Indien de kwetsbaarheid niet gekend is of er geen duidelijkheid is over de aanwezigheid van een waterwinningsgebied of een beschermingszone wordt ook een code 5 gehanteerd. De GWK wordt gebruikt om de saneringswaarden in functie van de kwetsbaarheid aan te passen.

Volumefactor van de verontreinigde grond (volumefactor bodem: m3).

Deze factor staat in verhouding tot het volume verontreinigde grond dat op het terrein wordt aangetroffen waarvoor de concentraties 0,8 keer de bodemsaneringsnorm of toetsingswaarde overschrijden. Naargelang het volume wordt een score van 1 (<100m³) tot 5 (>10 000m³) toegekend.

Drijf- of zinklagen rekening houdende met de grootte van de verspreiding: factor m4.

De aanwezigheid (1) of de niet-aanwezigheid (0) van drijf- of zinklagen wordt in de index opgenomen. Bijkomend wordt weergegeven in welke zones de lagen zich bevinden en hoe omvangrijk deze zijn. De oppervlakte wordt weergegeven in m².

Volume van het verontreinigd grondwater (volumefactor grondwater m5).

Deze volumefactor omvat de som van alle volumes voor de verschillende aangetroffen stoffen met een concentratie hoger dan 0.8 keer de bodemsaneringsnorm of toetsingswaarde. De parameter varieert tussen 1 en 5.

Terreinkarakteristieken die de verspreiding naar het milieu omschrijven

Bodemgebruik van omliggende terreinen (bodemgebruikcoëfficiënt: m1).

Het bodemgebruik van omliggende terreinen kan een belangrijke rol spelen bij de prioriteitsbepaling. Naargelang de aard van de omliggende terreinen en de afstand t.o.v. de grens van het onderzochte terrein worden code's toegekend. Indien meerdere bestemmings-types aanwezig zijn, wordt het meest kwetsbare type in rekening gebracht.

Afstand tot het oppervlaktewater (oppervlaktewatercoëfficiënt: m2).

Het oppervlaktewater waarmee rekening gehouden wordt, is permanent aanwezig gedurende het jaar. Het oppervlaktewater wordt vastgelegd in functie van de afstand tov de rand van het terrein. Is er geen water aanwezig dan wordt de score gelijk aan 0, is er water aanwezig op meer dan 100 meter dan wordt die invloed gelijk gesteld aan 0,1.

Mobiliteit bepaald door de kd-waarde (mobiliteitsfactor: m6).

De mobiliteit van een stof wordt bepaald door de distributiecoëfficiënt gedefiniëerd als de KD-waarde (in l/kg). De parameter krijgt een waarde van 1 (zeer mobiel) tot 0 (immobiel) toegekend.

Grondwater drainage of voeding (drainagefactor: m7).

Een eventuele voeding van de grondwaterlaag door insijpelend regenwater zorgt voor een sneller verspreiding van de pollutanten. Dit in tegenstelling tot zone's waar het grondwater gedraineerd wordt zodat de pollutanten wegspoelen in grachten en minder snel in de bodem zullen doordringen. Drainage krijgt een score 0, voeding krijgt een score 1 toegekend.

Grondwaterstromingssnelheid (grondwatersnelheidsfactor: m8).

Hoe sneller een verplaatsing van de pollutanten, hoe groter het verontreinigd gedeelte van het grondwater. Naargelang de gemiddelde stromingssnelheid wordt een waard 0,1 tot 1 toegekend.

Stroomtijden van grondwater naar receptor (stroomtijden: m9).

Hoe sneller een receptor (waterwinning, waterput, natuurgebied) kan bereikt worden, hoe groter het risico op pollutie. De scores variëren van 1 tot 0,25.

Kwaliteit diep grondwater (diep grondwater: m10).

Ook de kwaliteit van het diep grondwater, gelegen onder een afsluitende laag, is een belangrijke factor voor de verspreiding van de verontreiniging en ook hier wordt een score aan toegekend.

Humane blootstelling.

De humane blootstelling wordt bepaald aan de hand van een blootstellingsmodel (Vlier-humaan) en is parameter m11 in de prioriteitsbepaling. De gemiddelde dagelijkse opname (DI-waarde) wordt berekend en vergeleken met de toelaatbare dagelijkse opname (TDI-waarde) voor kinderen. Het gecombineerde effect van al de aanwezige stoffen is in rekening gebracht door de som van de DI / TDI-waarden te nemen.

Voor vervuiling met minerale olie wordt in Vlier-humaan geen humane blootstelling berekend. Aangezien dit toch een vrij belangrijke parameter is, moet de risicofactor noodgedwongen op een andere manier berekend worden.

Door het (voorlopig) ontbreken van een protocol voor beschrijvende bodemonderzoeken (BBO) worden in de BBO's niet altijd uniforme gegevens

aangereikt waardoor de berekening van de risico-index bemoeilijkt wordt. Verder speelt ook het reeds gemelde feit mee dat de berekening van de humane blootstelling (met Vlier-humaan) slechts zelden wordt toegepast in het BBO. Daardoor kan de blootstellingsfactor voor de risico-index niet berekend worden, wat als gevolg heeft dat de risico-index zelf in principe niet kan berekend worden.

3.4 | Het instrument voor de prioriteitsbepaling: de risico-baten analyse

Een risico-index is natuurlijk beperkter van opzet dan een monetaire waardering van de baten. Juist omwille van het feit dat gezondheidsrisico's niet in geld worden uitgedrukt, wordt ook geen rekening gehouden met mogelijke verschillen in kosten van de gezondheidseffecten die met een bepaalde verontreinigende stof gepaard gaan⁵¹. Ecologische baten zoals het behoud van de multifunctionaliteit van een bodem (voor toekomstige generaties) en biodiversiteit worden niet meegerekend. Socio-economische baten zoals het gebruik van (gesaneerde) moestuinen, de mogelijkheid om putwater te gebruiken op de belendende percelen of andere gebruiksbepalingen, worden niet gespecificeerd maar zitten gedeeltelijk vervat in de verspreidingsfactor die in de risico-index is opgenomen. Deze risico-index is momenteel het enige haalbare alternatief voor de monetarisering van de baten.

Gezien reeds een instrument werd ontwikkeld om de risico's van verontreinigde bodems te kwantificeren en onderling vergelijkbaar te maken (risico-index Vito) en gezien het antwoord op de eerder gestelde onderzoeksvragen, werd als instrument voor prioriteitsbepaling bij ambtshalve bodemsanering voor een soort kosteneffectiviteitsanalyse gekozen, gebaseerd op de principes van de risico-baten analyse.

Een risico-baten analyse beschouwt niet de kosten en baten van een bepaalde activiteit of beleid, maar onderzoekt de risico's en baten in geval geen beleid gevoerd wordt (in geval de sites niet gesaneerd worden) (OECD, 1995). De risico's die samenhangen met de keuze eventueel geen bodemsanering uit te voeren, worden bepaald door de omvang en de kans op negatieve milieu-effecten. De baten worden gegeven door de kosten die men kan vermijden door geen beleid te voeren (dit zijn dan de saneringskosten). De 'risico-baten analyse' kan ook omgekeerd benoemd worden als de 'vermeden risicokosten analyse', maar de inhoud blijft dezelfde : de saneringskosten (ditmaal als 'kost' i.p.v. als 'vermeden kost' of baat beschouwd) worden tegenover het vermeden risico gesteld (i.p.v. het risico). Deze verhouding kan voor elke verontreinigde bodem waarvoor een beschrijvend bodemonderzoek bestaat, berekend worden. Zij geeft aan wat de gemiddelde kost (in BEF) is per eenheid risico voor de sanering van een bepaalde bodem.

De risico-baten analyse waarbij ervan uitgegaan wordt dat gesaneerd wordt tot het bereiken van de bodemsaneringsnorm, wordt als volgt gedefinieerd :

⁵¹ Het hangt wellicht af van concrete situaties (bijvoorbeeld gezondheidseffecten van vervuiling) of, en in welke mate, een risico-index een andere prioriteit zou impliceren dan een gemonetariseerde inschatting.

$$RBA_{BSN} = \frac{SK_{BSN}}{RI_{TOT} - RI_{BSN}}$$

Met BSN = bodemsaneringsnorm

Door de risico-index twee keer te berekenen (één keer vóór de sanering en één keer na de sanering) is het mogelijk de RBA te berekenen voor verschillende saneringsdoelstellingen. Voor de berekening van de risico-index na sanering gebruikt men dan de concentraties die door de sanering zullen gerealiseerd worden, b.v. de bodemsaneringsnormen, de 80% BSN type II of de achtergrondwaarden.

Hoe kleiner de waarde van de RBA, hoe meer prioritair het saneringsproject.

Het zou interessant zijn om voor een lijst van saneringsprojecten zowel RBA_{BSN} (of $RBA_{BSN80\%}$) als RBA_A te berekenen. Zo kan gekeken worden naar de verschillen in de prioriteitslijst als gevolg van een gestelde saneringsdoelstelling. Daaruit zou kunnen blijken dat bepaalde projecten hoog scoren op de prioriteitenlijst wanneer de saneringsdoelstelling de bodemsaneringsnormen zijn en laag scoren op de prioriteitenlijst die de achtergrondwaarden als doelstelling neemt. Dit wil dan zeggen dat het minder kosten-efficiënt is om 'het onderste uit de kan' te halen. Het spreekt vanzelf dat kostenefficiëntie maar één criterium is en dat uit andere overwegingen (b.v. het bewaren van de multi-functionaliteit van de bodem) toch kan besloten worden om te saneren tot de achtergrondwaarden.

De inschatting van de saneringskosten is een momentopname; de risico-index is dat in mindere mate omdat via de verspreidingsfactor in zekere zin rekening gehouden wordt met toekomstige ontwikkelingen. Dit betekent dat een prioriteitsbepaling op basis van de voorgestelde RBA het snelst zal 'verouderd' zijn aan de kostenzijde. Dit euvel kan misschien verholpen worden door de volumes te saneren bodem en grondwater na verloop van een bepaalde tijd te vermenigvuldigen met een verspreidingsfactor (eventueel afgeleid van de verspreidingsfactor uit de risico-index berekening).

3.5 | Prioriteitsbepaling voor een 10-tal verontreinigde sites

Om de uitgewerkte methodologie te toetsen, werden, in overleg met OVAM, 10 case-studies geselecteerd. Voor al de geselecteerde sites zijn beschrijvende bodemonderzoeken (met uitzondering van één) en bodemsaneringsprojecten beschikbaar. Een aantal van deze saneringen zijn reeds beëindigd waardoor het mogelijk is om in een later stadium de werkelijke saneringskost aan de evaluatie toe te voegen.

Bepalen van de risico-index

RI_{TOT}

Zoals reeds voorgesteld, bestaat de risico-index uit het product van 3 factoren, met name de concentratiefactor (Cf), de verspreidingsfactor (Vf) en de blootstellingsfactor

(Bf). De berekening van de risico-index gebeurt volgens het door het Vito ontwikkelde model.

Om een snelle toepassing mogelijk te maken, werden alleen de concentraties ingegeven van parameters die de bodemsaneringsnorm overschreden en niet 0,8 maal de bodemsaneringsnorm. Tevens betreft het ook de maximale concentratie die is teruggevonden en geen gemiddelde concentratie.

Op deze manier is het vrij eenvoudig de Cf en de Vf te berekenen. Het grootste probleem is de bepaling van de Bf (of parameter m11). Deze gegevens zijn standaard niet terug te vinden in het beschrijvend bodemonderzoek. Voor de verschillende cases werd dan ook overgegaan tot het versneld toepassen van Vlier-Humaan en werd een sommatie gemaakt van de bekomen risico-indices die dan gelijkgesteld werd met Bf. Met betrekking tot minerale olie werden de parameters hexaan, heptaan en octaan getoetst. De ingebrachte concentraties werden in elk van deze gevallen gelijkgesteld met de maximale concentratie die voor minerale olie werd aangetroffen.

In onderstaande tabel zijn de resultaten van de uitgevoerde simulaties gegeven. Het betreft de verschillende factoren Cf, Bf en Vf, evenals de bekomen globale score GS die in het kader van deze studie aan de risico-index wordt gelijkgesteld. Bij een vlugge vergelijking kan besloten worden dat de grootte-orde van Vf slechts weinig verschilt. De grootste verschillen worden aangetroffen voor Cf en Bf. Dit houdt rechtstreeks verband met de grootte-orde van de verontreiniging en meer bepaald de maximale concentraties die ingegeven worden. De omvang van de verontreiniging komt bij de risico-afweging niet in aanmerking.

	Verontreiniging	Volumes	Concentratie-factor Cf	Verspreidings-factor Vf	Blootstellings-factor Bf	Globale score
1	Bodem en grondwaterverontreiniging van aromaten en minerale olie	bodem: 150 m ³ grondwater: 1050 m ³	621	4,3	1,96	5246
	Bodem en grondwaterverontreiniging van trichlooretyleen	bodem: 60 m ³ grondwater: 3150 m ³	234	4,3	1,52	1524
	Bodemverontreiniging van chroom en grondwaterverontreiniging van trichlooretyleen	bodem: 100 m ³ grondwater: 3800 m	1488	4,3	1,26	8064
2	Grondwaterverontreiniging van benzeen, toluen, minerale olie	grondwater: 100 m ³	350	3,6	3,7	4599
3	Bodem en grondwaterverontreiniging van aromaten en minerale olie	bodem : 140 m ³ grondwater: 430 m ³	1284	3,7	6	28106
4	Bodem- en grondwaterverontreiniging van aromaten.	bodem: 40 m ³ grondwater: 100 m ³	325	3,9	270,2	338202
5	Bodemverontreiniging met zware metalen en minerale	bodem: 140 m ³	75	5	17,03	6319
6	Bodemverontreiniging met zware metalen, benzo(a)pyreen en kern minerale olie	bodem: 105 m ³ grondwater: tss 100 en 1000 m ³	34	4,5	15,81	2426
7	Bodem- en grondwaterverontreiniging met minerale olie	bodem: 2800 m ³ grondwater: 1350 m ³	617	4,3	3,01	7990
8	Bodem- en grondwaterverontreiniging van aromaten en minerale olie	bodem: 170 m ³ grondwater: 1400 m ³	689	3,4	5,33	1248
9	Bodem- en grondwaterverontreiniging met minerale olie	bodem: 310 m ³ grondwater: 120 m ³	46	4,3	5,94	117
10	Diepe bodem- en grondwaterverontreiniging met aromaten en gechloreerden	bodem: 1920 m ³ grondwater: 183333 m ³	76800	12,7	103,63	10107344

De toepassing van dit model resulteert in een volgende rangorde, bepaald op basis van de berekende globale scores. De rangschikking is gegeven van hoogste naar laagste prioriteit:

case 10, case 4, case 3, case 1, case 8, case 7, case 5, case 2, case 6, case 9.

RI_{BSN}

Het Vito-model werd tevens toegepast om de risico-index te bepalen na sanering van het terrein. Hierbij is uitgegaan van het principe dat gesaneerd wordt tot de bodemsaneringsnorm. Deze berekening is, mede rekening houdend met de beschikbare tijd en budget, uitgevoerd voor 3 cases, met name case 2, case 4 en case 7. De resultaten worden in onderstaande tabel gegeven.

BEF	Concentratie-factor Cf	Verspreidings-factor Vf	Blootstellings-factor Bf	Globale score
2	6	3,6	0,83	18
4	6	3,9	0,56	13
7	5	4,3	0,8	17

De berekende globale score komt nu overeen met het risico dat uitgaat van een site waar tot de bodemsaneringsnorm is gesaneerd. Het betreft hier een restrisico die blijft bestaan. Het is evengoed mogelijk om dit te doen met betrekking tot 80% bodemsaneringsnorm type II, de achtergrondwaarde of de concentraties, die in het afsluitend oriënterend bodemonderzoek uitgevoerd bij beëindiging van de sanering, nog worden vastgesteld.

$$RI_{TOT} - RI_{BSN}$$

De risicovermindering, gekoppeld aan de gerealiseerde sanering, wordt gegeven door het verschil van de totale RI en de RI bepaald na sanering tot de bodemsaneringsnorm.

Uit de 3 getoetste cases is gebleken dat de bekomen grootte-orde voor de RI bij sanering tot bodemsaneringsnorm dezelfde is en gemiddeld ca. 15 zal bedragen. Dit betekent dat naar prioriteitstelling de bekomen rangorde van de risico-baten analyse niet zal veranderen.

In de verdere bespreking wordt dan ook alleen uitgegaan van de RI_{tot} .

Bepalen van de saneringskost

De kostprijs voor elk van de cases werd bepaald met zowel het volledig als het vereenvoudigd model en vervolgens vergeleken met de kostprijs opgesteld door de bodemsaneringsdeskundige in het bodemsaneringsproject. De berekende prijzen uit het model en de prijzen uit de bodemsaneringsprojecten bleken in het algemeen goed overeen te komen. De resultaten worden weergegeven in onderstaande tabel.

BEF	volledig model	vereenvoudigd model	prijs bsp	opmerking
1(I)	4.810.713	4.480.300	4.439.000	
1(II)	3.872.000	3.641.000	1.930.116	In case 1 wordt één zuiveringsinstallatie gebruikt, bij het weglaten van de operationele kost in het volledig model wordt de kostprijs: 984.500 BEF
1(III)	5.667.090	6.607.590	2.756.000	In case 1 wordt één zuiveringsinstallatie gebruikt, bij het weglaten van de operationele kost in het volledig model wordt de kostprijs: 2.202.090 BEF
2	1.131.350	1.240.250	1.219.500	
3	4.991.580	4.950.000	3.534.560	
4	266.750	312.125	354.800	
5	1.039.500	1.039.500	1.112.000	
6	1.017.441	1.007.600	1.600.700	in bsp werd het heraanleggen van de volledige parking opgenomen (500 m ²): 425.000 BEF. Deze kost werd niet opgenomen in het model
7	11.588.280	11.715.000	12.807.620	
8	2.644.950	2.521.750	2.896.740	
9	2.593.250	2.593.250	2.254.846	
10	261 941 625	229 900 000	133.772.200	De gehele verontreiniging wordt in het model behandeld met air-sparging en bodemluchtexttractie en wordt er geen rekening gehouden met de hydraulische barrières voorzien in het bsp

Het model (de eenheidsprijzen) blijkt voor de in-situ technieken niet van toepassing op grotere volumes verontreinigd grondwater of bodem. Dit bleek ook reeds bij de eerste validatie uitgevoerd in het kader van de ontwikkeling van het model ter bepaling van de saneringskosten. Bij een volume verontreiniging die groter is dan 10000 m³ dienen de eenheidsprijzen te worden aangepast of een bepaald percentage van de kost te worden afgetrokken. Hoeveel dit is, kan in het kader van deze studie niet bepaald worden.

De berekende prijzen van het vereenvoudigd model sluiten het best aan bij de prijzen uit het bodemsaneringsproject, deze werden dan ook genomen voor de verdere berekening van de risico-baten index.

Risico baten index

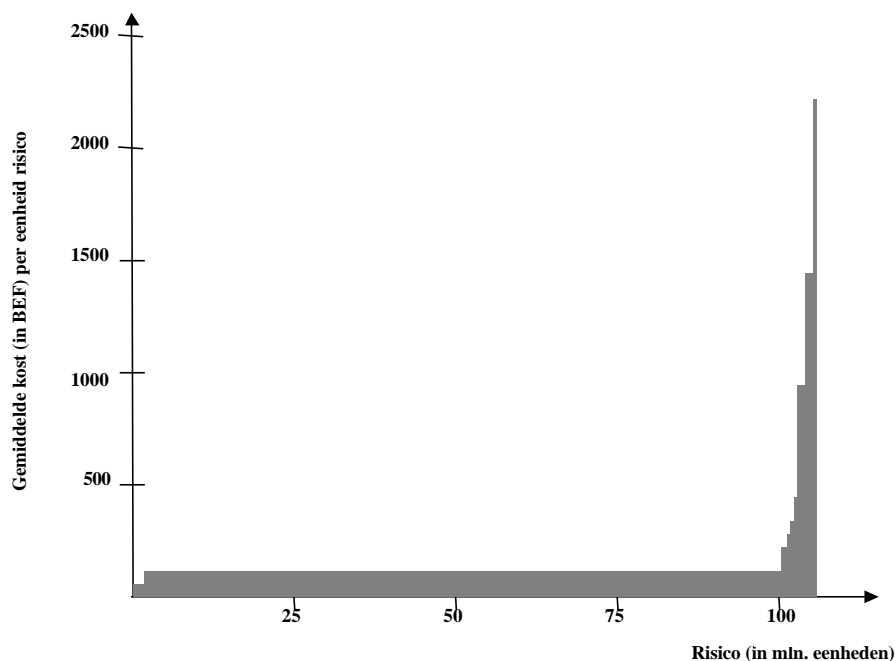
Aan de hand van de bepaalde risico-index en de saneringskostprijs is het nu mogelijk om de saneringskosten/ vermeden risico-waarde te bepalen, zijnde de gemiddelde kostprijs per eenheid risico. In de onderstaande tabel worden de resultaten voor de 10 bestudeerde cases gegeven. Tevens is de prioriteit aangegeven met 1 als hoogste prioriteit op basis van de meest kostenefficiënte risicoreductie.

Cases	Risico	Kostprijs	RBA	Prioriteit
1 (I)	5246	4.480.300 BEF	993 (*)	8
1 (II)	1524	3.641.000 BEF		
1 (III)	8064	6.607.590 BEF		
2	4599	1.240.250 BEF	270	6
3	28106	4.950.000 BEF	176	4
4	338202	312.125 BEF	1	1
5	6319	1.039.500 BEF	165	3
6	2426	1.007.600 BEF	415	7
7	7990	11.715.000 BEF	1466	9
8	12480	2.521.750 BEF	202	5
9	1173	2.593.250 BEF	2210	10
10	101073447	229.900.000 BEF	2,6	2

* som voor de 3 zones

We kunnen het resultaat uitzetten in een grafiek.

Grafiek: Verontreinigde gronden gerangschikt volgens prioriteit (Y-as) en uitgezet op risico (X-as)



Knelpunten

Het is zeer moeilijk om, uitgaande van de beschrijvende bodemonderzoeken, alle informatie te vinden die de input moet vormen van het ontwikkelde model. Dit probleem stelt zich voornamelijk op basis van de definiëring van de verontreinigde volumes grond en grondwater. Indien volumes zijn opgegeven, is het evenmin altijd mogelijk om te definiëren of het volumes betreft, gedefinieerd ten opzichte van de achtergrondwaarde of de bodemsaneringsnorm (of andere zoals 80% bodemsaneringsnorm type II). De volumes, indien al teruggevonden in het beschrijvend

bodemonderzoek, stemmen ook niet noodzakelijk overeen met de volumes waarbij in het bodemsaneringsproject wordt uitgegaan.

Voor het vinden van alle nodig basisgegevens voor het invullen van het rekenblad werd ook beroep gedaan op de bodemsaneringsprojecten en niet enkel op de beschrijvend bodemonderzoeken wat niet de doelstelling van de studie is. Het blijkt echter dat niet alle gegevens in de beschrijvend bodemonderzoeken zijn terug te vinden, het gaat dan voornamelijk om terreinspecifieke gegevens zoals verhardingen, gebouwen in de buurt van de ontgraving, De gekozen saneringstechniek werd ook gelijkgesteld aan deze in het bodemsaneringsproject, om andere keuzes en dus ook de validatie van het model niet uit te sluiten. Een andere mogelijkheid zou zijn om een aantal opties per beschrijvend bodemonderzoek te berekenen en deze later te toetsen aan ingediende projecten.

Voor het bepalen van de risico-index was het belangrijkste probleem dat zich stelde dat er geen informatie beschikbaar was met betrekking tot de blootstellingsfactor. Om een toetsing mogelijk te maken, is er dan ook voor geopteerd om via Vlier-Humaan alsnog de blootstellingsfactor te bepalen. Om een vlugge toetsing mogelijk te maken werd met de standaardscenario's gewerkt en werden steeds de hoogste waargenomen concentratie ingevoerd.

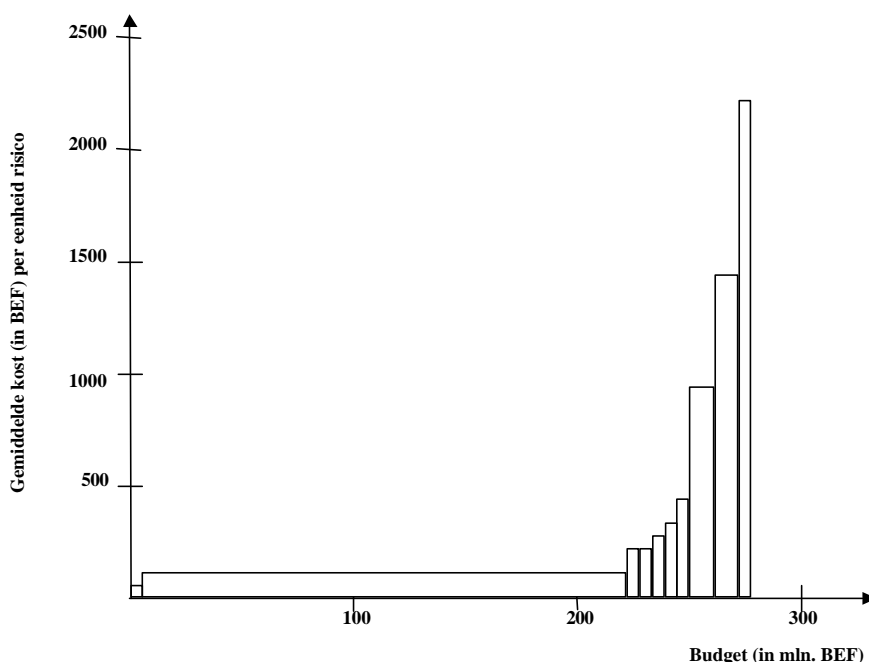
3.6 | Conclusies

De voorgestelde RBA is in de gegeven omstandigheden de best haalbare methode om een prioriteitenstelling, gebaseerd op de afweging van het vermeden risico en de saneringskost, op te stellen. Er zijn echter twee belangrijke bemerkingen te maken.

1) De prioriteit, berekend op basis van de verhouding tussen de kost en het vermeden risico, is slechts één criterium. Verontreinigde sites met een zeer hoog risico (zoals b.v. case 10) die bovendien niet prioritair gerangschikt zijn (omwille van zeer hoge saneringskosten) dienen al dan niet in functie van de urgentie van het risico voorrang te krijgen.

2) Het uiteindelijk doel van de prioriteitenstelling is de maximalisatie van de netto-maatschappelijke baten. De maximalisatie van de netto-maatschappelijke baten betekent in dit geval dat voor een gegeven budget zoveel mogelijk risico-eenheden gereduceerd worden. Het simpelweg selecteren van milieusaneringsprojecten op basis van de RBA-prioriteit is geen automatische garantie voor een maximalisatie van de netto-maatschappelijke baten. De prioriteitsbepaling leidt enkel tot de maximalisatie van de netto-maatschappelijke baten in het geval van een veelheid aan saneringsprojecten met een verschillend rendement (of in het geval van een onbeperkt budget maar dan is er geen prioriteitsbepaling nodig). Wanneer er maar een beperkt aantal saneringsprojecten met een verschillend rendement zijn en wanneer het budget relatief beperkt is t.o.v. de saneringskosten van het gemiddelde saneringsproject, zullen maar enkele projecten kunnen uitgevoerd worden. In dat geval is het beter voort te gaan op absolute dan op relatieve grootheden, d.w.z. dat voor een gegeven budget het totaal aantal risico-eenheden dat gereduceerd wordt, wordt geoptimaliseerd. Daartoe kunnen de verschillende projecten ook op onderstaande manier in een grafiek worden uitgezet.

Grafiek: Verontreinigde gronden gerangschikt volgens prioriteit (Y-as) en uitgezet op saneringskost (X-as)



Aangezien het protocol van het beschrijvend bodemonderzoek nog moet gefinaliseerd worden, is de belangrijkste beleidsaanbeveling die we kunnen doen de elementen aan te geven die het BBO zou moeten bevatten om de voorgestelde kosteneffectiviteitsanalyse mogelijk te maken.

Op basis van de uitgewerkte 10 cases blijkt het momenteel zeer moeilijk om alle gegevens die noodzakelijk zijn voor de toepassing van de ontwikkelde methodologie, in de beschrijvende bodemonderzoeken terug te vinden. In het kader van het toekomstige protocol dient dan ook overwogen te worden om de erkende bodemsaneringsdeskundige een samenvattende bijlage te laten opmaken waarin alle noodzakelijk gegevens in opgenomen zijn. In deze bijlage worden alle elementen samengebracht die nodig zijn om de kosteneffectiviteitsanalyse uit te voeren. Het betreft enerzijds het Vito-model ter bepaling van de risico-index en anderzijds het door Ecolas ontwikkelde model om de grootte-orde van de saneringskost te bepalen.

Wat dit laatste model betreft, is het wenselijk te benadrukken dat dit model momenteel gecalibreerd werd aan de hand van een 18-tal bodemsaneringsprojecten. Voor de bestudeerde projecten wordt een goed resultaat bekomen of is het mogelijk een realistische verklaring te vinden waarom een afwijkend resultaat werd bekomen. Ideaal zou zijn indien het kostenmodel op nog meer bodemsaneringsprojecten kan getoetst worden om verdere optimalisatie toe te laten. In de loop van de tijd zal het model ook moeten gevalideerd worden en eventueel ook uitgebreid in functie van het gebruik van nieuwe saneringstechnieken.

Momenteel is de calibratie alleen gebeurd ten opzichte van de kostenramingen gemaakt door de deskundige in het project. De validatie heeft echter een grotere waarde indien deze gebeurt ten opzichte van de werkelijk gemaakte kosten. Momenteel is dit zeer moeilijk te realiseren door een gebrek aan gegevens omtrent de werkelijke saneringskosten.

Om de validatie in de toekomst te vereenvoudigen, kan het opmaken van een databank waarin gegevens bijgehouden worden met betrekking tot de in de praktijk gebruikte sanerings-technieken, de gerealiseerde terugsaneerwaarden, de werkelijke saneringskosten en dergelijke meer, overwogen worden.

Referenties

- De Nocker L., Torfs R., Int Panis L., The use of data on environmental benefits for BAT selection, In proceedings of the international workshop on economic aspects of BAT, Vito, Brussels, 10-11 february 2000.
- Winpenny, J.T., Values for the environment : A guide to economic appraisal, Overseas Development Institute, 1991.
- Torfs R., De Nocker L. en G. Wouters, Externe kosten van elektriciteitsproductie in België, *Energie & Milieu*, 3: 123-128, 1998.
- Eitjes en De Haan, Kosten-baten analyses, Vrije Universiteit Amsterdam
- Landefeld J.S. en Seskin E.P., The Economic Value of life: linking theorie to practice, Economics of the environment; selected readings, W.W. Norton & Company, 1993
- Van Deinze, W., e.a., Gids bodemsaneringstechnieken (met CD-rom BOSS-systeem), Vito-Academia Press, Gent, 1998, 214 p.
- Bronders J., Cornelis C., Geuzens P., Prioriteitsstelling bodemsanering, Vito, Mol, augustus 1997, 34 p.
- Thewys T., Draye A. en Kwanten A., 'Economische baten van bodemsanering' (voorlopige versie), LUC, februari 2000, 63 p.
- Kopp R.J, Krupnick A.J. and Toman M., Cost-Benefit Analysis and Regulatory Reform: An Assessment of the Science and the Art, Discussion paper, Resources for the Future, januari 1997, 60 p.
- Pearce D., Economic valuation and health damage from air pollution in the developing world, In: Energy policy, vol.24, n°7, pp.627-630, 1996.
- Krupnick A., e.a., Mortality risk valuation for environmental policy, Resources for the Future, Discussion paper, august 1999, 22 p.
- VROM, Urgentie van bodemsanering. De handleiding, Sdu Uitgeverij Koninginnegracht, 1995, 94 p.
- Servicecentrum Uitgevers, Handboek bodemsaneringstechnieken, Sdu Uitgeverij Koninginnegracht, Den Haag, 1995.
- Barbier Edward, Economic Valuation of environmental impacts: data and methodology requirements with the example of Indonesia, Uit: The economics of project appraisal and the environment, John Weiss, p.16-30, Edward Elgar Publishing Limited, 1994, 197 p.
- SERV, Het inschatten van kosten en sociaal-economische gevolgen van milieumaatregelen in theorie en praktijk, Technische bijlage, Brussel, 1996, 204 p.
- De Greef D., Sonnemans J., Voogd H., De kosten van bodemsanering : een ongrijpbare grootheid, In : Bodem, nummer 4, november 1997.
- De Greef D., De kosten van bodemsanering : een verkenning, FRW-Rijksuniversiteit Groningen en Grabowsky & Poort BV, Groningen/Den Haag, 1996.
- Burtraw D., Krupnick A., Measuring the value of health improvements from Great Lakes cleanup, Resources of the future, discussion paper, april 1999, 21 p.
- EPA, Guidelines for Preparing Economic Analyses, SAB Review draft, juni 1999.

- Johannesson M. & P-O Johansson, Quality of life and the WTP for an increased life expectancy at an advanced age, In: Journal of Public Economics, vol. 65, 1997, p. 219-228
- Pearce D. & Tom Crowards, Particulate matter and human health in the United Kingdom, In: Energy Policy, vol. 24, N° 7, 1996, p. 609-619
- Dubourg W.R., R.A. Sedjo and J.W. Reid, Valuing biodiversity for use in pharmaceutical reseach, In: Journal of Political Economy, vol. 104, N° 1, 1996,p. 163-185
- Viscusi K.W., W.A. Magat and Joel Huber, Pricing environmental health risks: survey assessments of risk-risk and risk-dollar trade offs for chronic bronchitis, In: Journal of Environmental Economics and Management, vol. 21, 1991, p. 32-51
- De Boer B., P.R. Bosch, R. Brouwer en F. Duijnhouwer, Monetarisering van milieuverliezen, Eindrapport van het discussieplatform, CBS, 1997, 74p.
- Krewitt W et al, Environmentl damage costs from fossil electricity generation in Germany and Europe, In: Energy Policy, N. 7, 1999, p. 173-183
- Kohlhase J.E., The impact of toxic waste sites on housing values, In: Journal of Urban Economics, vol.30, 1991, p.1-26
- Kiel K.A., Measuring the impact of the discovery and cleaning of identified hazardous waste sites on house values, In: Land Economics, vol.71, november 1995, p.428-435
- Mendelsohn R., Measuring hazardous waste damages with panel models, In: Journal of Environmental Economics and Management, vol.22, 1992, p.259-271
- Jones-Lee M.W., The value of safety: results of a national sample survey, In: The Economic Journal, vol.95, march 1985, p.49-72
- Viscusi Kip W. , The value of risk to life and health, In: Journal of Economic Literature, vol. XXXI, december 1993, p.1912-1946
- Alberini A. et al, Valuing heath effects of air pollution in developing countries: the case of Taiwan, In: Journal of Environmental Economics and Management, vol.34, 1997, p.107-126
- Van Houtven G. and M. L. Cropper, When is life too costly to save? The evidence from US Environmental Regulations, In: Journal of Environmental Economics and Management, vol.30, 1996, p.348-368
- Cornelis C., Blootstellingsscenario's volgens "Basisinformatie voor risico-evaluaties", uit cursus Risicobeoordeling bij bodemverontreiniging met behulp van het computerprogramma VLIERHUMAAN, 28 en 29 oktober 1999, universiteit Gent
- De Nocker Leo, The use of data on environmental benefits for BAT selection, discussion paper, VITO,1999,14 p.
- Dietz Frank; Wim Hafkamp en Jan Van Der Straaten, Basisboek Milieu-economie, Tilburg, 1994, 367 p.
- Dubourg W.R., "Estimating the mortality costs of lead emissions in England and Wales", In: Energy Policy, 1994, vol.24, No.7: 621-625
- Simpson R. David, Roger A. Sedjo and John W. Reid, "Valuing Biodiversity for Use in Pharmaceutical Research", In: Journal of Political Economy, 1996, vol.104, No.1:163-185
- Johannesson M., Quality of life and the WTP for an increased life expectancy at an advanced age, In: Journal of Public Economics, vol.65, 1997, p.219-228
- Freeman III A. Myrick, The measurement of environmental and resource values, Resources for the future, 1993, 516p.
- Freeman III A. Myrick, The Benefits of Environmental Improvement: theory and practice, Resources for the future, 1979, 272p.

- Bentkover Judith D., *The role of Benefits Assessment in Public Policy Development*, uit: *Benefits Assessment, The State of the Art*, D. Reidel Publishing Company, 1986, 236p.
- Brent Robert J., *Applied Cost-Benefit Analysis*, Edward Elgar Publishing limited, 1996, 336p.
- Michaels R. Gregory en V. Kerry Smith, *Market segmentation and Valuing Amenities with Hedonic Models: The Case of Hazardous Waste Sites*, In: *Journal of Urban Economics*, vol.28, 1990, p.223-242
- Kiel Katherine A. en Katherine T. McClain, *House Prices during Siting Decision Stages: The Case of an Incinerator from Rumor through Operation*, *Journal of Environmental and Economics Management*, vol.28, 1995, p.241-255
- Cox Louis Anthony Jr., *Theory of Regulatory Benefits Assessment: Econometric and Expressed Preference Approaches*, p.85-160, Uit: *Benefits Assessment: The State of the Art*, D. Reidel Publishing Company, 1986, 236p.
- Viscusi W. Kip, *The Valuation of Risks to Life and Health: guidelines for Policy Analysis*, p. 193-210, Uit: *Benefits Assessment: The State of the Art*, D. Reidel Publishing Company, 1986, 236p.
- OECD, *Environmental project and policy appraisal: a manual for policy analysts*, Group on economic and environment policy integration, 1985, 68 p.

4 ½ **Kosten-effectiviteitsanalyse van emissiegrenswaarden**

G. Bogaert, ECOLAS N.V.

4.1 | **Inleiding**

De Administratie Milieu, Natuur-, Land- en Waterbeheer (AMINAL – Afdeling milieuvergunningen) heeft in het kader van de Commissie Evaluatie Milieu - uitvoeringsreglementering (CEM) opdracht gegeven de bestaande emissiegrenswaarden voor het lozen van afvalwater en voor luchtverontreiniging te evalueren op kosteneffectiviteit. Deze kosteneffectiviteit wordt vergeleken met deze van een aantal alternatieve beleidsinstrumenten. Hieruit volgt een methodiek die toegepast kan worden voor de kosteneffectiviteitsanalyse en evaluatie van emissiegrenswaarden in het algemeen. Het toepassen van de theorie op twee praktijksituaties heeft voornamelijk tot doel de bruikbaarheid van de methodiek aan te tonen.

Bij de praktische toepassingen (de deelstudies ‘afvalwater’ en ‘luchtverontreiniging’) was het opzet zo veel mogelijk te vertrekken van specifieke bedrijfsgegevens. Voor wat de deelstudie ‘afvalwater’ betreft werd een steekproef van 56 bedrijven en RWZI's uit het Denderbekken samengesteld op basis van de emissiedatabank van VMM. Een schriftelijke bevraging leverde een 10-tal bruikbare enquêtes op.

De deelstudie ‘luchtverontreiniging’ zou zich aanvankelijk toespitsen op de VOS-emissies in drie sectoren, met name de grafische sector, de petroleumraffinage en de automobielassemblage. De schriftelijke bevraging van zo'n 65 bedrijven leverde echter enkel een bruikbare respons op in de grafische sector. De gegevens van een 6-tal bedrijven met belangrijke VOS-emissies werden verwerkt.

Dit verslag licht enerzijds de gehanteerde methodiek voor de economische evaluatie van milieubeleidsinstrumenten toe en anderzijds de resultaten van de deelstudies. Het geheel wordt afgerond met een aantal conclusies.

4.2 | **Algemene methodiek**

De marginale kostenbenadering

Het begrip ‘marginale kost’ speelt een belangrijke rol in de methodiek die tot doel heeft de kosteneffectiviteit van milieubeleidsmaatregelen (zoals emissiegrenswaarden) te evalueren. De marginale kost wordt uitgedrukt als een eenheidskost, d.w.z. als een kost per kg (of ton) emissiereductie. De marginale kosten geven weer tegen welke kost per eenheid een bijkomende emissiereductie kan gerealiseerd worden bij toepassing van een bepaalde emissiereductie-techniek (of combinatie van emissiereductietechnieken). Milieumaatregelen kunnen aldus tegenover mekaar worden afgewogen en de goedkoopste maatregelen kunnen eerst worden ingezet om bijkomende reducties te realiseren. De naar marginale kost gesorteerde milieumaatregelen kunnen in een grafiek worden uitgezet; dat is een zogenaamde kosteneffectiviteitscurve. In deze curve kunnen zowel de (per maatregel gekende) totale kosten als de marginale kosten worden uitgezet tegenover de emissies of de vermeden emissies. Naarmate de emissies verminderen of de emissiereductie verhoogt, nemen de marginale kosten toe omdat steeds duurdere technieken moeten worden toegepast om nog verdere reductie te bekomen.

Kosteneffectiviteitscurves geven ook veelal het maximale emissiereductiepotentieel weer. Dit is de maximale reductie die wordt bekomen door alle mogelijke technische reductiemaatregelen te implementeren, en dit ongeacht de soms zeer hoge kostprijs.

Kosteneffectiviteitscurves kunnen opgesteld worden op verschillende niveau's: op nationaal niveau, op sectorniveau, op bedrijfsniveau, ... Ze worden onder meer opgesteld om te bepalen, in functie van vooropgestelde milieudoelstellingen, op welke plaats (land, sector, bedrijf,...) emissiereducties het meest kosteneffectief kunnen plaatsvinden.

De deelstudie 'luchtverontreiniging door VOS' geeft een illustratie van hoe marginale kostencurves op het niveau van een bedrijf toelaten de verschillende milieubeleidsinstrumenten en het bedrijfseconomisch afwegingsproces in beeld te brengen. Daarenboven kan de optimalisatie of de kosteneffectieve verdeling van emissiereductie-inspanningen tussen bedrijven onderling via de marginale kostenbenadering makkelijk worden aangetoond. Deze optimale verdeling van de reductie-inspanningen kan dan vergeleken worden met de bestaande verdeling. Dit vormt de kern van de evaluatie van de emissiegrenswaarden als milieubeleidsinstrument.

Milieubeleidsinstrumenten en het bedrijfseconomisch afwegingsproces

De marginale kostencurve op bedrijfsniveau stelt een reeks van emissiereductiemaatregelen of combinatie van emissiereductiemaatregelen voor die het bedrijf kan toepassen om zijn emissies te reduceren. De maatregelen kunnen bestaan uit organisatorische maatregelen, volumemaatregelen, productwijzigingen, procesgeïntegreerde voorzieningen en 'end-of-pipe' technieken. Een maatregel kan bestaan uit een eigenlijke techniek welke omgeven kan zijn door voorafgaandelijke (b.v. toevoerleidingen en bufferbekkens) of nakomende (b.v. slibverwerking na actief slib zuivering) maatregelen of technieken.

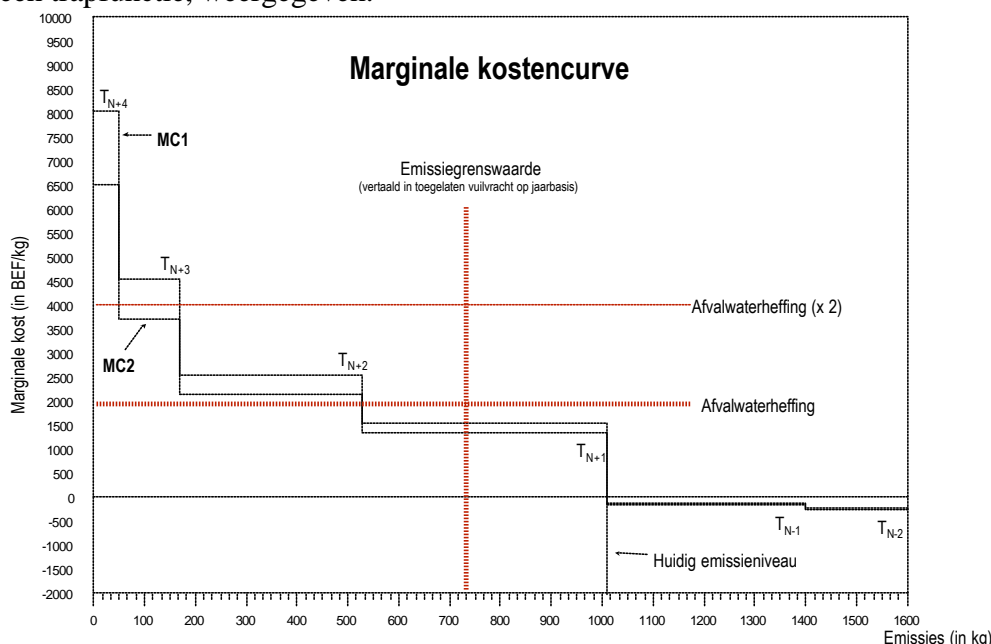
Elke maatregel of combinatie van maatregelen heeft een bepaalde kost en een bepaald reductiepotentieel of -rendement. De jaarlijkse kost van een maatregel valt te berekenen als een deel kapitaalkost, zijnde de annuïteit van een investering met een bepaalde looptijd en tegen een bepaalde discontovoet, en een deel lopende of exploitatiekosten (eventueel verminderd met de lopende opbrengsten). Het rendement van een maatregel is het product van het technisch rendement en het toepasbaarheidspercentage (of de mate waarin de techniek kan worden toegepast op een deel of het geheel van de emissies van een bedrijf).

De maatregel of combinatie van maatregelen met de laagste eenheidsreductiekost wordt als eerste punt van marginale kostencurve genomen. Daarna wordt de marginale kost van de overblijvende technieken t.o.v. van dit eerste punt berekend. De maatregel met de goedkoopste marginale kost wordt het tweede punt op de grafiek, enz... Niet-effectieve maatregelen worden door dit selectieproces niet in de curve opgenomen (daarom dat men van een kosteneffectiviteitscurve spreekt).

Speciale aandacht dient uit te gaan naar de keuze van het referentiepunt van de marginale kostencurve. Dit kan het punt zijn vóór de toepassing van enige emissiereductiemaatregel (dit is het punt van de potentiële emissies) of een ander referentiepunt (b.v. de huidige emissies). In het laatste geval zullen we de bestaande

reductiemaatregelen in beeld brengen met een (doorgaans) negatieve marginale kost gezien de uitschakeling ervan een besparing oplevert⁵².

In de onderstaande grafiek wordt het resultaat, een marginale kostencurve in de vorm van een trapfunctie, weergegeven.



Een aantal milieubeleidsinstrumenten werden in de grafiek in beeld gebracht. Gezien kosteneffectiviteitscurves altijd uitgaan van gereduceerde of resterende emissies, dienen de *emissiegrenswaarden*, die meestal als concentraties worden uitgedrukt, naar een toegelaten vuilvrucht of massastroom op jaarbasis omgerekend te worden om ze in de analyse te kunnen betrekken. Dit gebeurt door de emissiegrenswaarden te vermenigvuldigen met het (toegestane) jaardebiet (in m³, Nm³,...). Dit wordt grafisch weergegeven als een verticale lijn. Het bedrijf in kwestie voldoet aan de emissiegrenswaarde wanneer het links van de dikke verticale lijn blijft (op de X-as staan resterende emissies), wat in bovenstaande grafiek niet het geval is.

De (afvalwater)heffing is een vast bedrag per vervuilingseenheid en kan aldus gemakkelijk in beeld gebracht worden als een horizontale lijn.

Investeringsubsidies verlagen de jaarlijkse kosten voor het bedrijf en hebben dus invloed op de hoogte van de marginale kostencurve. In de bovenstaande grafiek vindt men de marginale kostencurve MC1 en MC2. Deze laatste is de marginale kostencurve m.i.v. investeringsubsidies.

Winstmaximaliserende bedrijven zullen bereid zijn te investeren in milieutechnologie zolang de marginale kost van een milieumaatregel lager ligt dan de heffingsvoet (techniek T_{N+1} bij een afvalwaterheffing van 2.000 BEF/kg en techniek T_{N+2} bij een afvalwaterheffing van 4.000 BEF/kg). Is enkel een emissiegrenswaarde van toepassing dan zal techniek T_{N+1} toegepast worden. Zijn beide milieubeleidsinstrumenten van toepassing, dan geldt de emissiegrenswaarde als minimum; wat daarboven zal

⁵² Bij de uitschakeling van bestaande emissiereductiemaatregelen kunnen enkel de exploitatiekosten bespaard worden. De investering (en de jaarlijkse kapitaalkost) wordt als een 'sunk cost' beschouwd, d.w.z. daarop kan niet meer bespaard worden (herverkoopwaarde uitgezonderd).

gereduceerd worden, hangt af van hoogte van de marginale kostencurve en de afvalwaterheffing. Het verlagen van de jaarlijkse totale kosten van een milieu-investering door subsidies kan tot gevolg hebben dat extra reducties worden gerealiseerd.

Optimalisering van de kosteneffectiviteit voor meerdere vervuilers

De marginale kostencurve voor één bedrijf geeft aan welke milieumaatregelen (op het niveau van één vervuiler) eerst kunnen worden ingezet om kosteneffectief bijkomende emissiereducties te realiseren. Wanneer we te maken hebben met meerdere vervuilers (b.v. : alle bedrijven uit een sector) kan men evenzeer wensen een gegeven globale emissiedoelstelling te realiseren op een globaal kosteneffectieve manier. Wanneer blijkt dat de marginale kosten om de emissies van een bepaalde vervuilende stof te reduceren sterk verschillen van bedrijf tot bedrijf, dan is het mogelijk om een kosteneffectieve en optimale verdeling van emissiereductie-inspanningen te berekenen die dan kan vergeleken worden met de bestaande verdeling van reductie-inspanningen. Beleidsinstrumenten zoals emissiegrenswaarden, heffingen en subsidies, normdifferentiatie, bubbles of verhandelbare emissierechten kunnen worden geëvalueerd op hun kosteneffectiviteit door vergelijking met de meest optimale situatie.

Deze optimalisatie-oefening kan grafisch, wiskundig (enkel voor continue functies) of via een matrix-optimalisatie (voor discontinue of trapfuncties) uitgevoerd worden. Bij deze optimalisatie wordt uitgegaan van de marginale kostencurve van elk bedrijf die samen geaggregeerd worden tot een marginale kostencurve voor de sector. Op deze geaggregeerde marginale kostencurve kan bijvoorbeeld voor een gegeven emissieplafond de optimale heffing worden afgelezen.

De totale kostenbenadering

Het opstellen van marginale kostencurves als middel tot het bepalen van kosteneffectieve verdelingen van reductie-inspanningen heeft een aantal beperkingen. Zo is het bijvoorbeeld moeilijk om marginale kostencurven te berekenen wanneer de inzetbare reductietechnieken gericht zijn op de reductie van meerdere stoffen tegelijk die duidelijk van een andere aard en toxiciteit zijn (zoals in de deelstudie 'afvalwater'). Het is minder opportuun om in dat geval de marginale kostenbenadering te gebruiken omwille van de vele aannames die daarvoor nodig zijn. Andere technieken kunnen dan worden aangewend om het kosteneffectieve optimum te bepalen. Indien de trappen van de marginale kostencurves te groot zijn, zal de marginale kostenbenadering eveneens falen in het aanwijzen van het kosteneffectieve optimum; ook in dat geval moeten andere technieken worden aangewend.

Daarom maken we in de deelstudie 'afvalwater' gebruik van een totale kostenbenadering die erin bestaat om de totale kost van elke mogelijke verdeling van emissiereductie-inspanningen (=combinaties van technieken binnen en tussen bedrijven) te berekenen met de bedoeling uit het geheel van oplossingen die voldoen aan de gestelde reductiedoelen die oplossing te kiezen met de laagste totale kost. Dit genereert dezelfde 'meest kosteneffectieve oplossing' (= verdeling van de emissiereductie-inspanningen over alle bedrijven) als de marginale kostenbenadering.

Het aantal te berekenen combinaties is afhankelijk van het aantal technieken (of combinatie van technieken) die elk bedrijf ter beschikking staan om een bepaalde

reductie te realiseren. Bijvoorbeeld: 10 bedrijven met elk 10 technieken geven 10 miljard combinaties. Aangezien elke combinatie bij voorkeur eerst berekend wordt (om nadien een selectie te kunnen maken), hebben we gebruik gemaakt van een speciaal daartoe in JAVA ontworpen rekenprogramma. Op de snelste pc's neemt de berekening van 1 miljard combinaties al gauw een paar uur tijd in beslag. De berekening moet echter enkele tientallen keren worden overgedaan om diverse emissiereductie-scenario's in beeld te kunnen brengen. Het is duidelijk dat bij een verdere toename van het aantal bedrijven, deze exhaustieve manier van berekenen ondoenbaar wordt en dat andere benaderingsmethoden meer aangewezen zullen zijn. Hierbij denken we aan rekenmodellen die niet meer alle combinaties uitrekenen, maar door een proces van 'trial and error' een goede benadering van het optimum geven. Anderzijds kan het gebruik van supercomputers een oplossing bieden.

Het milieukwaliteitscriterium

De kosteneffectiviteitsanalyse in het kader van milieubeleid bestaat erin dat nagegaan wordt of dezelfde milieukwaliteit te bereiken is tegen lagere kosten. De kosteneffectiviteitsanalyse kan dus niet werken zonder een specificatie van het verband tussen de verschillende emissies en de milieukwaliteit. Hierbij kunnen diverse hypothesen (van eenvoudige tot meer complexe) tot zelfs integrale milieukwaliteitsmodellen gebruikt worden.

In het eenvoudige geval is de milieukwaliteit per (groep van) pollutant(en) proportioneel met de som van de emissies, welke ook hun tijd en plaats is. Dit zal voor de beide deelstudies 'afvalwater' en 'luchtverontreiniging' het uitgangspunt vormen van de berekeningen. Complexe milieukwaliteitsmodellen zullen in het kader van onze studie, waar de emissies van een zeer beperkt aantal bedrijven worden beschouwd (die minder dan 2% van de totale emissies vertegenwoordigen), weinig significante verschillen in de 'globale' milieukwaliteit opleveren. Anderzijds wordt de 'lokale' milieukwaliteit, die wel significant kan worden beïnvloed door de in onze studie beschouwde beleidsinstrumenten, door deze modellen te weinig in beeld gebracht.

4.3 | Resultaten van de deelstudie 'luchtverontreiniging door VOS'

Wettelijk kader m.b.t. luchtverontreiniging door VOS

Voor de lozing van vluchtige organische stoffen (VOS) in de lucht gelden de algemene en sectorale emissiegrenswaarden zoals die in VLAREM II werden opgenomen. De algemene emissiegrenswaarden, uitgedrukt als een bepaalde concentratie vanaf een bepaalde massastroom, gelden onmiddellijk voor nieuwe inrichtingen en vanaf 1 januari 1999 voor bestaande inrichtingen⁵³. De sectorale emissiegrenswaarden voor drukkerijen en fotografische industrieën staan vermeld in art. 5.11.0.5. van VLAREM II. Voor een beperkt aantal sectoren of activiteiten, waaronder de drukkerijen en (foto)grafische industrieën, geldt een langere overgangstermijn voor de bestaande inrichtingen, namelijk: 1 januari 2003. Er bestaat geen rechtstreekse milieukwaliteitsnorm voor VOS; onrechtstreeks echter wel via de milieukwaliteitsnorm voor ozon⁵⁴.

⁵³ Het begrip 'inrichting' moet beschouwd worden als 'machine'.

⁵⁴ VOS is één van de belangrijke precursoren voor de vorming van ozon.

De terugdringing van VOS-emissies wordt vooral aangemoedigd vanuit het internationale vlak via het verdrag van Genève betreffende de grensoverschrijdende luchtverontreiniging over lange afstand (LRTAP: Long Range Transboundary Air Pollution)⁵⁵, de Europese solventrichtlijn⁵⁶ en de ontwerprichtlijn 'nationale emissieplafonds' (NEC ontwerprichtlijn uit 1999)⁵⁷.

Afbakening en representativiteit van de steekproef van bedrijven

De 'grafische sector' in deze studie omvatte in oorsprong: de grafische sector in 'enge zin' (waarbij de informatieoverdracht de belangrijkste functie is van het grafische eindproduct), de drukkerij-activiteiten binnen de papier- en kartonverwerkende sector (verpakkingen) en de drukkerij-activiteiten binnen de kunststofverwerkende nijverheid (verpakkingen uit zacht plastic).

De onderstaande tabel geeft de solventemissies aan die we in beeld konden brengen via een beperkte enquêtering van de bedrijven in de diverse sectoren.

Tabel: *Verdeling en representativiteit van de steekproef*

Sector	Omschrijving	Steekproef Ecolas (1998)		RUG (1994)	VMM (1998)	Vito (1998)
		Potentiële solventemissies naar lucht (in ton)	Effectieve solventemissies naar lucht (in ton)			
Grafische sector in 'enge zin'	Heatset rotatie-offset					
Papier- en kartonverwerkende sector	Inkten op waterbasis	52,0	52,0			
	Inkten op solventbasis	3.229,1	1.310,7			
Kunststofverwerkende nijverheid	Inkten op solventbasis	3.271,0	1.991,4			
Totaal		6.552,1	3.354,1	13.655,0	5.912,4*	3.802,5

Opm.: De potentiële emissies zijn de emissies als geen van de bestaande emissiereductiemaatregelen zouden worden toegepast.

* Berekend door toepassing van een globale emissiefactor voor drukkerijen afkomstig van TNO (Nederland) uit 1988: 1kg NMVOS/inwoner.



Niet inbegrepen in het totaal.

Niettegenstaande we geen respons kregen van de bedrijven uit de grafische sector in 'enge zin', m.n. de heatset rotatie-offset drukkers, hebben we met de 16 responderende bedrijven toch een vrij belangrijk deel van de geschatte emissies voor de

⁵⁵ Het verdrag werd opgemaakt in het kader van de Economische Commissie voor Europa van de Verenigde Naties (UNECE). Recent (1/12/99) werd in Göteborg een nieuw protocol ondertekend welke voorziet in de vermindering van de uitstoot van verschillende luchtverontreinigende stoffen. Voor VOS werd een vermindering opgelegd van 55,5% in 2010 tegenover 1990.

⁵⁶ RICHTLIJN 1999/13/EG VAN DE RAAD van 11 maart 1999 inzake de beperking van de emissies van vluchtige organische stoffen ten gevolge van het gebruik van organische oplosmiddelen bij bepaalde werkzaamheden en in installaties.

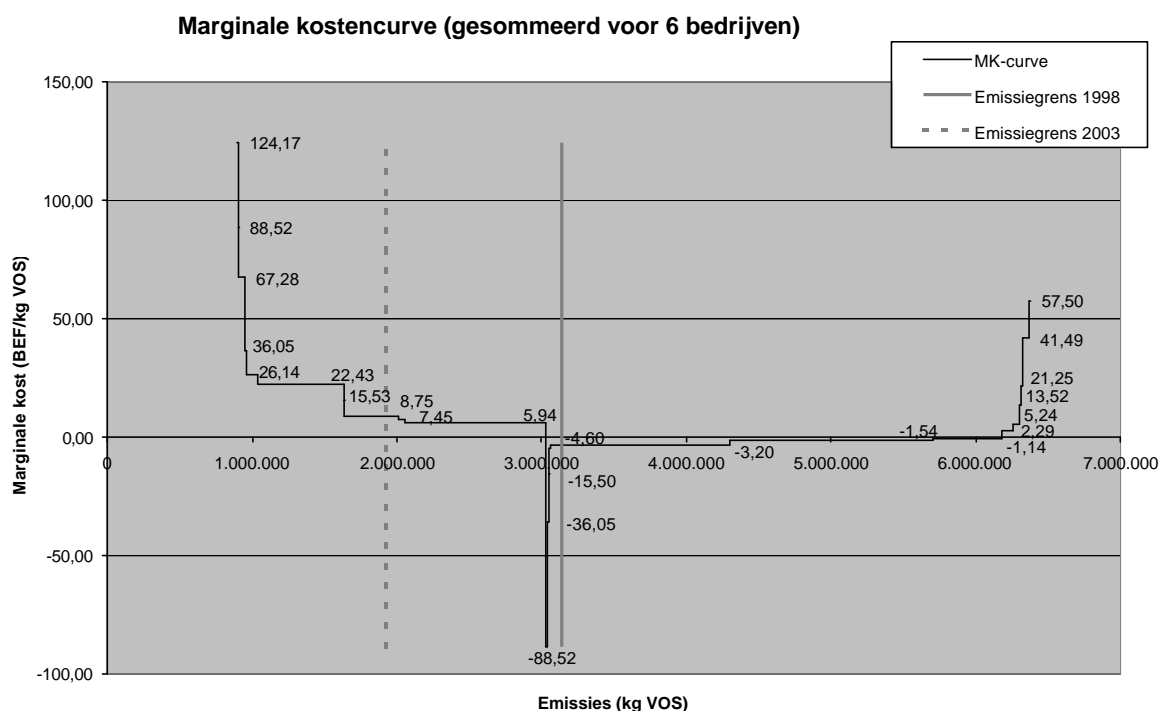
⁵⁷ De NEC ontwerprichtlijn uit 1999 werd in juni 2000 besproken en aangepast door de Raad (van milieuministers).

drukkerijsector in beeld gebracht. Indien we het VMM-cijfer voor VOS-emissies van drukkerijen voor 1997 als uitgangsbasis nemen, hebben we met onze steekproef een representativiteit van 56,5% van de totale VOS-emissies door drukkerijen. Het realistischer cijfer voor VOS-emissies in de grafische sector dat in een recente studie van de RUG (Van Hyfte en Van Langenhove, 2000) werd berekend, m.n. 13.655 ton, geeft een representativiteit van 24,4%.

Om de marginale kostenbenadering te illustreren en de oefening m.b.t. de economische evaluatie van verschillende milieubeleidsinstrumenten uit te voeren, hebben we enkel de bedrijven genomen met voldoende gedetailleerde gegevens en belangrijke VOS-emissies. Dit zijn er in totaal zes (emissie in 1998 = 3.032 ton VOS), waarvoor hieronder de samengevoegde marginale kostencurve wordt gepresenteerd.

Marginale kostencurve

In de onderstaande grafiek wordt de samengestelde marginale kosten-curve voor de steekproef van 6 bedrijven weergegeven.



Voor de constructie van deze samengestelde marginale kostencurve worden alle maatregelen/ technieken van alle bedrijven gesorteerd volgens hun berekende marginale kost⁵⁸. We hebben ervoor gekozen om 31/12/1998 als referentiepunt te nemen. Dit betekent dat we uitgaan van de emissies op dat moment (3.032 ton VOS) en van de technieken die op dat moment reeds geïmplementeerd zijn⁵⁹. De marginale en totale kosten dienen te worden geïnterpreteerd vanuit dit referentiepunt. Rechts van dit punt hebben we het over de mogelijkheid om bestaande technieken uit te schakelen (en de

⁵⁸ In deze synthese wordt niet ingegaan op de aard van de reeds geïmplementeerde of mogelijk nog te implementeren technieken en maatregelen.

⁵⁹ Het punt van de huidige emissies is in het midden van de grafiek gesitueerd, op de plaats waar de marginale kostencurve de X-as snijdt.

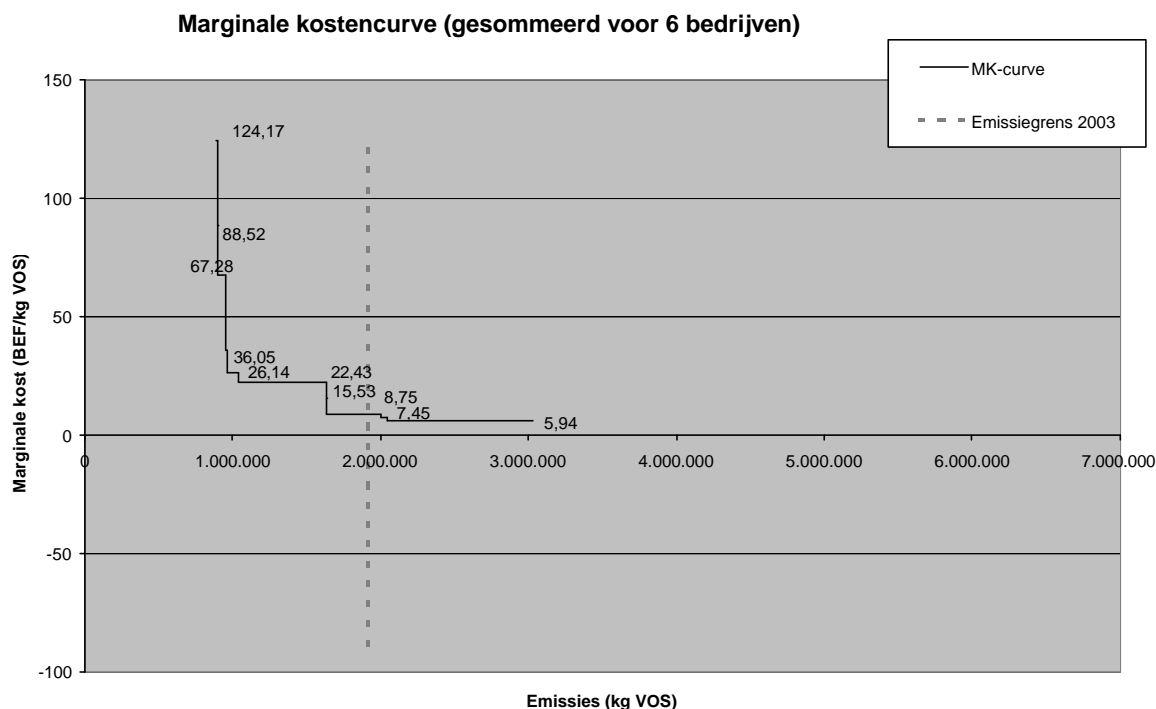
emissies te laten toenemen), links van dat punt hebben we het over de mogelijkheid bijkomende technieken in te voeren (en de emissies verder te reduceren). De marginale kostencurve vertrekt rechts in het punt van de potentiële (= initiële) emissies.

De bestaande of reeds geïmplementeerde technieken worden gesorteerd van netto-opbrengende maatregelen over goedkope netto-kostende maatregelen, naar de dure netto-kostende maatregelen. Deze curve wordt gespiegeld om de X-as om het referentiepunt te verleggen van potentiële naar huidige emissies. Dit maakt dat er bij relaxatie van de inspanningen voor emissiereductie logischerwijs eerst een baat optreedt doordat operationele kosten wegvallen. Maar bij doorgedreven relaxatie kunnen er ook kosten optreden doordat maatregelen niet verder worden geïmplementeerd die netto opbrengen (zie curve helemaal rechts)⁶⁰.

De nieuwe, mogelijk te implementeren technieken worden eveneens gesorteerd volgens hun marginale kost. Ook hier kan het voorkomen dat maatregelen die netto-opbrengen nog niet werden geïmplementeerd in het bedrijf. Dit zou in de marginale kostencurve de eerste maatregel zijn (met een negatieve marginale kost) die zou geïmplementeerd worden (na de reeds bestaande maatregelen). Voor een juiste inschatting van de kosten van emissiereductie mogen we er dus niet van uitgaan (zoals volgens de economische theorie van winstmaximaliserende bedrijven) dat alle maatregelen die netto opbrengen al zeker geïmplementeerd zijn.

Het weergeven van de reeds geïmplementeerde maatregelen is een belangrijk verschil met de traditionele manier van weergeven van marginale kostencurves. Samen met de bedrijfsgerichte benadering die we gevolgd hebben, verhoogt deze manier van voorstellen de realiteits- en informatieve waarde van de marginale kostencurve. Wat in andere publicaties meestal gepresenteerd wordt, is enkel het deel van de marginale kostencurve links van het referentiepunt, zoals hieronder wordt weergegeven.

⁶⁰ Traditioneel worden maatregelen die netto opbrengen vaak niet worden beschouwd als maatregelen die uit milieuverplichtingen worden genomen.



De naar emissies op jaarbasis ‘vertaalde’ emissiegrenswaarden voor de zes bedrijven werden opgeteld en weergegeven door een verticale lijn. De volle lijn (grafiek met de volledige marginale kostencurve) geeft de emissiedoelstelling voor 1998 aan. De zes bedrijven voldoen samen aan de norm. De stippellijn geeft de emissiedoelstelling voor 2003 aan; om die te bereiken zullen extra maatregelen moeten ingezet worden.

De potentiële emissies van VOS, die voor de zes beschouwde bedrijven samen zo’n 6.400 ton per jaar bedragen, werden in 1998 al voor 52,5% gereduceerd door reeds geïmplementeerde maatregelen. Door het toepassen van een aantal bijkomende maatregelen is een reductie tot 86% van de potentiële emissies mogelijk. Deze (voorlopig) maximale emissiereductie kan gerealiseerd worden tegen een marginale kost van 124 BEF/kg VOS of tegen een totale kost van ongeveer 30 miljoen BEF per jaar. De toepassing van de VLAREM-normen voor de drukkerij-sector vanaf 2003 stemt overeen met een 70%-reductie van de potentiële emissies (maximaal toelaatbare emissies = 1.917 ton VOS). De extra emissiereductie (= 1.115 ton VOS) die nodig is om onder het emissieplafond voor 2003 te komen, kan gerealiseerd worden tegen een marginale kost van 8,75 BEF/kg VOS (snijpunt van de marginale kostencurve met de verticale stippellijn) bij een optimale kosteneffectieve verdeling van de reductie-inspanningen.

Evaluatie kosteneffectiviteit van verschillende beleidsinstrumenten

Om aan de strengere voorwaarden in 2003 te voldoen, zullen de zes bedrijven zo’n 1.115 ton VOS extra reducties moeten realiseren t.o.v. 1998. De evaluatie van de kostenverschillen van de verschillende beleidsinstrumenten die kunnen ingezet worden om deze emissiereductiedoelstelling te behalen, wordt in onderstaande tabel weergegeven. Op basis van de geglobaliseerde MK-curve werd reeds afgeleid dat aan de emissiedoelstelling voor 2003 kan voldaan worden vanaf een heffing groter dan 8,75 BEF/kg VOS, bijvoorbeeld 10 BEF/kg VOS. De evenwichtsprijs op de markt van

de verhandelbare emissierechten zal gelijk zijn aan 8,75 BEF/kg VOS. In het uitgewerkte voorbeeld werden de emissierechten gratis verdeeld op basis van de potentiële emissies.

Tabel : Berekening extra kosten voor het bereiken van de emissiedoelstelling voor 2003 (in BEF/jaar)

Kostenaspecten voor de sector	Individuele emissiegrenswaarden	Heffingen (à 10 BEF/kg VOS)	Verhandelbare emissierechten (evenwichtsprijs = 8,75 BEF:kg VOS)
Bedrijf 1	5.838.427	5.838.427 (+3.401.980)	5.838.427
Bedrijf 2	0	0 (+1.818.170)	0
Bedrijf 3	3.753.976	3.253.976 (+718.250)	3.253.976
Bedrijf 4	3.083.101	0 (560.810)	0
Bedrijf 5	2.242.742	303.536 (+939.650)	303.536
Bedrijf 6	13.369.604	0 (+8.926.960)	0
Totale kost reductietechnieken Heffingen	28.287.850	9.395.939 (+16.365.820)	9.395.939 (0)

Opm.: De scenario's m.b.t. de aan-en verkopen op de markt van verhandelbare emissierechten werden niet uitgewerkt maar we weten dat hun som gelijk is aan nul.

Het huidige systeem van individuele emissiegrenswaarden

Om aan de strengere voorwaarden in 2003 te voldoen, zullen de zes bedrijven samen minstens 1.115 ton VOS extra reducties moeten realiseren. In het systeem van individuele emissiegrenswaarden zal elk bedrijf moeten beantwoorden aan de haar opgelegde emissiegrenswaarde. Daardoor zullen vijf van de zes bedrijven moeten overgaan tot het nemen van extra reductiemaatregelen die samen 2.124 ton VOS zullen reduceren (1.009 ton VOS méér dan strikt gezien noodzakelijk). De totale jaarlijkse emissiereductiekosten belopen daardoor meer dan 28 miljoen BEF.

Dit voorbeeld geeft aan dat het naleven van individuele emissiegrenswaarden sub-optimaal kan zijn t.o.v. van het opleggen van een emissiegrenswaarde voor de sector als geheel. Het is immers mogelijk om, van overheidswege, met andere milieubeleidsinstrumenten hetzelfde globale resultaat voor de sector te bekomen tegen een lagere kost (zie verder). Het huidige beleidsinstrument, het opleggen van individuele emissiegrenswaarden, kan echter volkomen verantwoord zijn wanneer daarmee een noodzakelijk geacht behoud van de lokale milieukwaliteit bereikt wordt.

Heffingen

Het is theoretisch aantoonbaar dat bij een heffingensysteem bedrijven hun totale kosten, zijnde de emissiereductiekosten en de heffingen die ze moeten betalen op de resterende emissies, gaan minimaliseren en dat de daardoor bekomen globale emissiereductie wordt gerealiseerd op de meest kosteneffectieve manier. Het probleem voor de overheid is echter het bepalen van de heffingswaarde die tot de vooropgestelde emissiereductie of

het toegelaten emissieplafond leidt. Hiervoor heeft zij informatie nodig over de geaggregeerde marginale kostenfunctie of dient zij een trial- en errorprocedure te gebruiken. Beide oplossingen zijn niet zo eenvoudig te realiseren.

Voor onze 6 bedrijven beschikken we nu wel over zo'n geaggregeerde of samengestelde marginale kostencurve. Om in 2003 de reductie te bekomen die nodig is voor het behalen van de emissiegrenswaarden en in de veronderstelling dat deze norm voor de sector als geheel moet gehaald worden (geen individuele emissiegrenzen), moet volgens deze curve een heffing van bijvoorbeeld 10 BEF/kg VOS ingesteld worden. Immers, dan zullen drie van de zes bedrijven overgaan tot het implementeren van de maatregelen die tot de gewenste emissiereductie voert : een extra-reductie van 1.395 ton VOS per jaar wordt gerealiseerd tegen de laagste marginale kost. Deze bedrijven zullen deze maatregelen implementeren omdat het goedkoper is dan de heffing te betalen. De andere bedrijven zullen eerder geneigd zijn de heffing te betalen omdat de maatregelen die zij kunnen implementeren een marginale kost hebben die hoger ligt dan 10 BEF/kg VOS.

Een eerste belangrijke opmerking hierbij is dat de voorgestelde heffing om in 2003 de nodige reductie te bekomen, uitgaat van een situatie waarbij reeds maatregelen werden genomen als gevolg van individuele emissiegrenswaarden voor 1998 die voorheen werden opgelegd. Het vervangen van de individuele emissiegrenswaarden voor 1998 door een heffing van 10 BEF/kg VOS zal het gewenste resultaat hebben op voorwaarde dat er geen bedrijven zijn waarvan de bestaande, reeds geïmplementeerde technieken een operationele netto-kost hebben die hoger is dan 10 BEF/kg VOS, zodat het niet interessant wordt een bestaande techniek uit te schakelen. (De volledige marginale kostencurve toont aan dat er inderdaad reeds geïmplementeerde technieken bestaan die een operationele netto-kost hebben die hoger is dan 10 BEF/kg VOS – dit toont nogmaals het belang aan van het in kaart brengen van de bestaande maatregelen.) Om te vermijden dat bedrijven bestaande technieken zouden uitschakelen, is het aangeraden de heffing in te voeren *bovenop* de individuele emissiegrenswaarden voor 1998. De individuele emissiegrenswaarden voor 1998 kunnen beschouwd worden als een minimale garantie voor het behoud van de lokale milieukwaliteit, terwijl de ruimere doelstelling is : voor de sector als geheel nog meer te reduceren. Voor deze extra-reductie in hoofde van de sector als geheel kan de meest kostenefficiënte verdeling van de reductie-inspanningen nagestreefd worden.

Een tweede belangrijke opmerking is dat er nu, in tegenstelling tot de situatie waarin het huidig beleidsinstrument (het systeem van individuele emissiegrenswaarden) behouden blijft, een voortdurende aansporing blijft voor de bedrijven om minder te emitteren aangezien ze elk jaar betalen voor de resterende emissies (meer dan 16 miljoen BEF per jaar). Merk ook op dat het met heffingen, ondanks de netto-belastingsinkomsten voor de overheid, de totale kost voor de bedrijven (25,8 mln.BEF/jaar) lager is dan de kosten met emissiegrenswaarden (28,3 mln.BEF/jaar). Dit positieve verschil is echter niet noodzakelijk altijd aanwezig; dit blijkt uit gelijkaardige berekeningen met 3 i.p.v. 6 bedrijven.

Verhandelbare emissierechten

De overheid kan, i.p.v. de emissieheffing vast te leggen, ook onmiddellijk de totale vervuiling vastleggen die samenhangt met de beoogde milieukwaliteit. Deze totale emissierechten kunnen dan verhandeld worden tussen de vervuilers. In het uitgewerkte

voorbeeld werden de emissierechten gratis verdeeld op basis van de potentiële emissies.

Uit een oefening met drie bedrijven is gebleken dat de evenwichtsmarktprijs bij verhandelbare emissierechten dezelfde optimale oplossing genereert als het heffingensysteem en dat, als de overheid in dat systeem perfect op de hoogte zou zijn van de marginale kostencurves van elk van de bedrijven, de optimale heffing gelijk zou zijn aan de evenwichtsmarktprijs die ontstaat op de markt van de verhandelbare emissierechten.

Belangrijkste besluiten

De totale jaarlijkse kosten van emissiereductie voor het behalen van dezelfde doelstelling voor 2003 zijn drie keer groter bij het systeem van individuele emissiegrenswaarden dan bij de optimale verdeling van de reductie-inspanningen (heffingensysteem of systeem van verhandelbare emissierechten).

Het verschil tussen het kosteninefficiënte systeem van individuele emissiegrenswaarden en de efficiëntere systemen van heffingen en verhandelbare emissierechten loopt op naarmate er meer bedrijven vergeleken worden; het bedraagt voor de steekproef van 6 bedrijven 19 miljoen BEF/jaar t.o.v. 4 miljoen BEF/jaar voor de oefening met drie bedrijven.

4.4 | Resultaten van de deelstudie ‘afvalwater’

Wettelijk kader m.b.t. afvalwater

Voor de lozing van afvalwater gelden eveneens de algemene en sectorale emissiegrenswaarden zoals die in VLAREM II werden opgenomen. De algemene lozingsvoorwaarden hebben betrekking op de zuurtegraad en de temperatuur van het afvalwater en op de emissiegrenswaarden (uitgedrukt als concentraties) voor enkele (groeps)vervuilingsparameters⁶¹. De sectorale emissiegrenswaarden bevatten meer gedetailleerde emissiegrenswaarden en worden opgesplitst alnaargelang op riool dan wel rechtstreeks op oppervlaktewater geloosd wordt⁶². Gezien de activiteiten van de bedrijven uit de steekproef voor afvalwater tot diverse VLAREM-rubrieken behoren, verschillen de sectorale normen van bedrijf tot bedrijf. Tenslotte kunnen in de milieuvergunning van het bedrijf nog bijzondere lozingsvoorwaarden worden opgenomen die specifiek voor dat bedrijf gelden. Alle gevaarlijke stoffen⁶³ waarvoor emissiegrenswaarden in de milieuvergunning ontbreken mogen in principe niet worden geloosd in concentraties hoger dan de milieukwaliteitsnormen (zie hieronder).

Voor het ontvangende water (in casu: de Dender) bestaan milieukwaliteitsnormen. Vooreerst zijn er de basismilieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater; daarnaast bestaan er ook nog normen die betrekking hebben op oppervlaktewateren met een andere bestemming: zwemwater, viswater, drinkwater. Voor de volledige waterloop van de Dender en haar zijbeken wordt viswaterkwaliteit nagestreefd⁶⁴.

⁶¹ Vermeld in hoofdstuk 4.2 van VLAREM II (Afdeling 4.2.2 - 4.2.4).

⁶² Zie Afdeling 5.3.2 en Bijlage 5.3.2. van VLAREM II.

⁶³ Zie Bijlage 2C, VLAREM I.

⁶⁴ Zie bijlage 2.3.4. Vlarem II.

Vanuit de Europese gemeenschap werden eveneens diverse richtlijnen uitgevaardigd m.b.t. afvalwater. Hierbij denken we vooral aan de richtlijn inzake de behandeling van stedelijk afvalwater, de nitraatrichtlijn, enz...

Naast het systeem van emissiegrenswaarden is ook een afvalwaterheffing van toepassing. Deze wordt berekend als het product van het eenheidstarief (dat in 1998 997 BEF/VE bedroeg) met een aantal vervuilingseenheden (VE). Het aantal vervuilingseenheden kan op verschillende manieren berekend worden, waaronder een berekening op basis van metingen van concentraties van vervuilingparameters in het afvalwater.

Afbakening en representativiteit van de steekproef van bedrijven

Als regio voor de toepassing van het afvalwateronderzoek werd het Dender-bekken voorgesteld. Omtrent dit hydrologisch bekken is reeds heel wat basisinformatie voorhanden in de vorm van meerdere studies. Bovendien wordt het als een prioritair bekken beschouwd door de VMM. Binnen het Denderbekken werd besloten om enkel de bedrijven als doelgroep te bestuderen en niet de huishoudens of de landbouw. In 1998 waren er in Vlaanderen 1.945 bemonsterde bedrijven (waarvoor er gecontroleerde emissiemetingen bestaan). Dit op een totaal van 20.000 à 25.000 bedrijven die tot de grootverbruikers kunnen worden gerekend (> 500 m³/jaar). Bij de bemonstering van de bedrijven poogt de VMM 100% de grootste bedrijven mee te hebben inzake waterverbruik en waterverontreiniging.

Voor het Denderbekken werden in 1997 54 bedrijven bemonsterd, waaronder ook 5 RWZI's. Deze lijst van (meestal) prioritaire bedrijven, die zowel op oppervlaktewater als op riool lozen, werd nog aangevuld met een viertal 'nullozers'⁶⁵. Er werd van uitgegaan dat voor deze bedrijven de meest gedetailleerde gegevens voorhanden waren inzake emissiemetingen.

De respons op de enquête bedroeg 19 op 56 aangeschreven bedrijven; daarvan waren er 5 RWZI's. Uit de groep van 14 'bedrijven' in strikte zin hebben we 10 bedrijven geselecteerd waarvoor na evaluatie van de enquête en het bedrijfsbezoek bleek dat er voldoende gegevens beschikbaar waren om de berekeningen te maken.

Onderstaande tabel geeft een idee van de representativiteit van de steekproef van 10 bedrijven t.o.v. de door de VMM bemonsterde bedrijven in het Denderbekken (excl. RWZI's) in 1997. De door de VMM bemonsterde bedrijven zijn dan weer op hun beurt een steekproef van alle afvalwater-lozende bedrijven⁶⁶ zoals hierboven werd toegelicht. Uit de vergelijking blijkt dat ondanks het relatief klein aantal bedrijven in de steekproef er toch een vrij grote representativiteit is, gemeten aan de geloosde vuilvracht per vervuilingparameter.

⁶⁵ Omtrent de juistheid van het 'nullozer'-statuut van de bijgevoegde bedrijven werd een schriftelijke vraag gesteld aan VMM, Dienst Heffingen, die echter onbeantwoord bleef.

⁶⁶ Deze steekproef zou op Vlaams niveau 80% à 90% van de industriële lozingen vertegenwoordigen, te verklaren door het overwicht in de totale vuilvracht van een paar honderd grote lozers.

Tabel : *Vuilvracht (in kg/dag) voor de steekproef en de bemonsterde bedrijven in het Denderbekken (1997)*

	COD	N	P	ZM*
Steekproef (10 bedr.)	3.086	163	142	(9)
Bemonsterde bedrijven (49 bedr.)	7.876	362	178	22
Aandeel (in %)	39,2	45,0	79,8	(40,9)

* De zware metalen zijn een gewogen optelling met als gewichten de coëfficiënten uit de heffingsformule. Het cijfer voor de steekproef heeft betrekking op het jaar 1998.

Bron : VMM, voorlopige tabellen nieuw AWP II voor het Denderbekken.

Overzicht emissies, emissiegrenswaarden en emissiereductiescenario's

De bedrijven zijn verplicht, afhankelijk van of zij op riool of rechtstreeks op de Dender lozen, bepaalde emissiegrenswaarden na te leven. De individuele emissiegrenswaarden per bedrijf worden in de onderstaande tabel omgerekend naar toegelaten vuilvrachten op jaarbasis via vermenigvuldiging met het (impliciete of expliciete) toegelaten debiet. De toegelaten vuilvrachten zijn te vergelijken met de huidige (1998) vuilvracht.

Tabel : *Huidige emissies (1998) en emissiegrenswaarden (vuilvracht in kg/jaar)*

Bedrijf	Toegelaten vuilvracht (volgens milieuvergunning)				Huidige vuilvracht			
	COD	N	P	ZM	COD	N	P	ZM
1	273.750	22.995	3.066	2.091	113.468	18.372	7.048	460
2	687.436	36.500	110	432	687.436	15.734	5.693	352
3	175.200	22.601	263	28.787	119.984	1.594	170	1.506
4	53.202	1.168	22	74	53.202	649	80	57
5	328.500	52.560	2.628	9.563	277.473	13.304	855	412
6	530	106	93	190	530	40	24	13
7	21.900	365	183	5	3.046	57	42	10
8	33.710	894	17	725	33.710	1.352	1.811	46
9	36.695	11.680	35	725	36.695	3.092	368	297
10	111.690	33.361	202	653	50.159	8.129	649	287
TOTAAL	1.722.612	182.230	6.617	43.245	1.375.703	62.322	16.739	3.440

Een eerste vaststelling is dat de bedrijven niet altijd voldoen aan de geldende emissiegrenswaarden. Dit komt vooral voor bij fosfor: vaak is noch in de bijzondere voorwaarden van de milieuvergunning, noch in de sectorale emissiegrenswaarden (VLAREM II) een norm voor fosfor opgenomen en ook in de algemene emissiegrenswaarden voor de lozing van bedrijfsafvalwater is geen fosfornorm opgenomen. Nochtans is fosfor als gevaarlijke stof voor het aquatisch milieu gecatalogeerd. In het geval een emissiegrenswaarde ontbreekt, gelden de basismilieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater of de normen voor viswaterkwaliteit, die bij overschrijding aanleiding zouden moeten geven tot een aanvraag tot wijziging van de milieuvergunning⁶⁷.

⁶⁷ Een bedrijf kan wel meer fosfor dan de basiskwaliteitsnorm lozen, maar moet daarvoor een vergunning hebben. In het ontbrekende geval kan men ook spreken van een 'niet-gereguleerde toestand', wat in verband met fosfor vaak schijnt voor te komen.

Zoals reeds gezegd, gelden binnen eenzelfde bedrijfsactiviteit verschillende normen alnaargelang op riool of op oppervlaktewater geloosd wordt. Zo bijvoorbeeld hebben de meeste bedrijven die op riool lozen geen norm opgelegd gekregen i.v.m. COD, in tegenstelling tot de bedrijven die rechtstreeks op de Dender lozen⁶⁸. De RWZI's kunnen deze vervuiling immers in de plaats van het bedrijf zuiveren (RWZI's hebben trouwens een zekere vuilvracht nodig om hun biologische afvalwaterzuivering in werking te kunnen houden).

We zullen in verdere berekeningen verschillende emissiereductiescenario's in ogenschouw nemen. Deze zullen rekening houden met de hierboven gedane vaststellingen. Zo zal één scenario ervan uitgaan dat de toegelaten vuilvracht op basis van de momenteel geldende emissienormen gehaald wordt. Een ander scenario zal een hypothetisch 'afkoppelingsbeleid' simuleren waarbij de bedrijven die nu op riool lozen, zullen moeten beantwoorden aan de normen voor lozing op oppervlaktewater voor iedere stof waarvoor geen individuele norm in de bijzondere voorwaarden van de huidige milieuvergunning werden opgelegd. Tenslotte hebben we een reeks reductiescenario's die geen rekening meer houden met de VLAREM-normen of de normen in de milieuvergunning, maar een procentuele vermindering (per stof) van de huidige emissies opleggen. Dit wordt weergegeven in onderstaand overzicht.

Tabel : *verschillende globale reductiedoelstellingen (in kg/jaar)*

Reductie-scenario's		Globale reductie			
		COD	N	P	ZM
Scenario 1	Huidige normen halen	0	0	10.122	0
Scenario 2	Afkoppeling van riool	284.740	0	8.413	0
Scenario 3	10% reductie huidige emissie	137.570	6.232	1.674	344
Scenario 4	30% reductie huidige emissie	412.711	18.697	5.022	1.032
Scenario 5	50% reductie huidige emissie	687.852	31.161	8.370	1.720
Scenario 6	70% reductie huidige emissie	962.992	43.625	11.717	2.408
Scenario 7	90% reductie huidige emissie	1.238.133	56.090	15.065	3.096

Opm: De globale reductie is de extra-reductie die nodig is bovenop de bestaande emissiereductie.

Zoals hierboven opgesteld, gaat het om globale emissiereductiedoelstellingen voor de 10 bedrijven samen, zoals bijvoorbeeld bij verhandelbare emissierechten (en onrechtstreeks ook bij het heffingsysteem). Dezelfde scenario's kunnen echter ook individueel (per bedrijf) worden toegepast; dit is wat gebeurt in het systeem van individuele emissiegrenswaarden. Zo kan binnen elk emissiereductiescenario een vergelijking gemaakt worden tussen het systeem van individuele normen en het systeem van globale normen.

Evaluatie kosteneffectiviteit van verschillende beleidsinstrumenten

De evaluatie van de kosteneffectiviteit van het systeem van individuele emissiegrenswaarden zal gebeuren a.h.v. de vergelijking met de optimale

⁶⁸

Daarom ook dat hun toegelaten vuilvracht gelijk is aan de huidige vuilvracht.

kosteneffectieve verdeling van de reductie-inspanningen (bijvoorbeeld een systeem van globale reductienormen), gegeven een bepaalde emissiereductiedoelstelling of -scenario. Daartoe moeten eerst voor elk milieubeleidsinstrument (individuele normen versus globale normen) en reductiescenario de totale emissiereductiekosten worden uitgerekend. Dit gebeurde met behulp van het in Java ontwikkelde rekenmodel dat de totale kosten van emissiereductie (voor 10 bedrijven) minimaliseert. Het rekenmodel gaat op zoek naar een reeks van 10 technieken (of combinaties van technieken)⁶⁹ waarvoor aan de door het scenario gestelde reductiedoelstellingen beantwoord wordt en dit tegen de laagst mogelijke kost.

In onderstaande tabel presenteren we de gerealiseerde reducties en de totale extra kosten voor het systeem van individuele emissiegrenswaarden (= individueel systeem) en vergelijken het met het meest kosteneffectieve systeem waarbij één globale reductiedoelstelling voor de groep van 10 bedrijven geldt (= globaal systeem). Deze vergelijking gebeurt zowel voor scenario 1 als voor scenario 2.

Tabel : *Vergelijking kosten en reducties van verschillende beleidsinstrumenten*

Scenario	Systeem	Emissiereductie (in kg/jaar)				Totale extra kost (BEF/jaar)
		COD	N	P	ZM	
Scenario 1 (huidige normen behalen)	Individueel	894.852	20.524	14.845	874	25.938.302
	Globaal	672.115	12.316	10.830	73	2.294.434
Scenario 2 (afkoppeling van riool)	Individueel	851.318	18.096	14.415	533	20.652.903
	Globaal	284.916	11.005	8.523	1.303	171.417

De in de tabel opgenomen gerealiseerde emissiereducties kunnen vergeleken worden met de beoogde globale emissiereducties van scenario 1 & 2 (zie vorige tabel). Voor scenario 1 werd enkel een extra-reductie beoogd voor fosfor. Toch geeft bovenstaande tabel aan dat bij het bereiken van deze doelstelling er tegelijk ook aanzienlijke reducties optreden van de andere vervuilingparameters. Dit vloeit logischerwijze voort uit de aard van de ingezette technieken die bijna allemaal meer dan één vervuilingparameter tegelijk reduceren.

De belangrijkste vaststelling is dat er in de twee scenario's een enorme meerkost is wanneer de 10 bedrijven elk afzonderlijk worden verplicht om de emissienormen te halen t.o.v. de situatie waarin ze gezamenlijk de globale emissienormen kunnen nastreven.

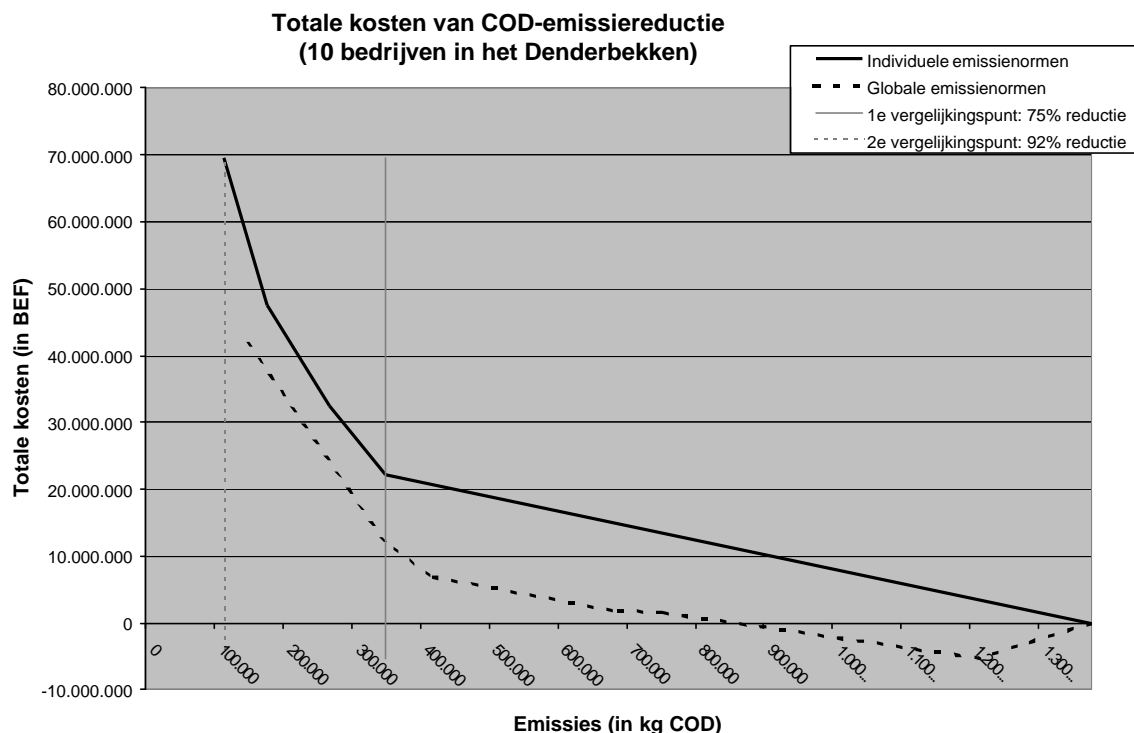
Bovenstaande vaststelling roept onmiddellijk de vraag op of met de alternatieve verdeling van de reductie-inspanningen (globaal systeem) de milieukwaliteit tenminste dezelfde gebleven is als vóór de toepassing ervan (d.w.z. in het nul-scenario, het scenario zonder extra emissiereducties). We gaan ervan uit dat de milieukwaliteit per (groep van) pollut(en) proportioneel is met de som van de emissies, welke ook hun tijd en plaats is (= eenvoudig milieukwaliteitscriterium). In het systeem van globale emissienormen werd in eerste instantie ook toegelaten dat de bedrijven extra emissies kunnen lozen door het uitschakelen van bestaande emissiereductiemaatregelen. Dit

⁶⁹ Voor elk bedrijf wordt één techniek of combinatie van technieken gekozen.

maakt dat lokaal beschouwd, aan het lozingspunt van de bedrijven die meer mogen emitteren, er dan zeker sprake is van een achtergang van de waterkwaliteit. Volgens het gehanteerde milieukwaliteitscriterium is echter enkel de gewone som van de toenames en de afnamen van belang. Tegelijk met de toename van de emissies bij enkele bedrijven is er in elk scenario een veel sterkere afname van de emissies elders. Bovendien zijn de bedrijven waar de emissies toenemen in dit geval allemaal bedrijven die op riool lozen. We besluiten dat in ons concrete geval de (globale) waterkwaliteit in het systeem van globale emissienormen voor elk scenario beter is dan de huidige waterkwaliteit (= het nul-scenario, d.w.z. zonder extra emissiereducties).

Naast de voorwaarde dat het systeem van globale emissienormen minstens dezelfde waterkwaliteit moet garanderen als de huidige waterkwaliteit, stelt zich ook het probleem van de evaluatie van verschillen in waterkwaliteit tussen de systemen binnen een scenario. In scenario 1 is de reductie voor elke vervuilingparameter groter in het individueel systeem dan in het globaal systeem. Daartegenover staat dat het individueel systeem 11 keer meer kost dan het globale systeem. Gezien de evaluatie van de kosteneffectiviteit in de eerste plaats nagaat met welk beleidsinstrument een gegeven milieudoelstelling op de goedkoopste manier kan bereikt worden, zullen we ons niet verder bezighouden met het evalueren van verschillen in waterkwaliteit tussen systemen.

In het derde en de volgende reductiescenario's wordt een procentuele vermindering (-10%, -30%, -50%, -70%, -90%) van de huidige emissies opgelegd. De vergelijking tussen het systeem van individuele emissienormen en het systeem van globale emissienormen werd uitgewerkt voor één vervuilingparameter, m.n. COD. Voor elke procentuele vermindering van de COD-emissies kan de minimale totale kost worden berekend in het geval elk bedrijf individueel de gestelde emissiereductiedoelstelling moet halen (individueel systeem) en in het geval de totale groep van bedrijven gezamenlijk aan de gestelde emissiereductiedoelstelling moet voldoen (globaal systeem). Door de emissiereductiedoelstelling telkens te laten variëren, krijgen we een puntenreeks ('least-cost'-oplossingen) die in een grafiek kunnen worden uitgezet.



Uit de vergelijking die in bovenstaande grafiek wordt gemaakt, blijkt opnieuw het belang van het kostenvoordeel van het globaal systeem t.o.v. het individueel systeem. Op een bepaald vergelijkingspunt (zie verticale lijn) bedraagt de emissiereductie van COD ongeveer 75% van de huidige emissies. In het systeem van individuele emissienormen zullen de 10 bedrijven samen jaarlijks een extra kost van 22 miljoen BEF moeten dragen; in het systeem van globale emissienormen bedraagt die extra kost slechts 12 miljoen BEF. Daar waar in scenario 1 & 2 de vergelijking in één punt werd gemaakt, krijgen we nu meer zicht op wat er met het kostenverschil gebeurt naarmate de reductiedoelstelling strenger wordt. Het kostenverschil wordt met name steeds groter. Bij een 75%-reductie beliep het kostenverschil zo'n 10 miljoen; bij een 92%-reductie belooft het kostenverschil al 20 miljoen BEF.

We zien ook dat wanneer wordt overgeschakeld naar een systeem van globale emissienormen in eerste instantie kostenbesparingen kunnen worden gerealiseerd t.o.v. het nulscenario (waarin de kosten van de bestaande emissiereductiemaatregelen gelijk werden gesteld aan nul): de stippellijn gaat onder de nul-kostenlijn.

Tenslotte werd een oefening gemaakt die aangeeft hoe het verband kan worden gelegd tussen de totale kostenbenadering en de marginale kostenbenadering (in casu: de afvalwaterheffing). Deze oefening (voor één bedrijf dat al een vergaande afvalwaterzuivering heeft geïnstalleerd) gaf aan dat om nog belangrijke extra emissiereducties te verkrijgen t.o.v. het huidige emissieniveau, een veelvoud van de huidige heffingsvoet voor afvalwater dient gehanteerd te worden.

4.5 | Conclusies

De conclusies betreffen enerzijds de gehanteerde methodiek en anderzijds de resultaten van deelstudies.

M.b.t. de methodiek :

- Het bepalen van de optimale kosteneffectieve verdeling van de reductie-inspanningen die nodig zijn om een bepaalde emissiereductiedoelstelling te bereiken, is de kern voor de evaluatie van de kosteneffectiviteit van de verschillende milieubeleidsinstrumenten.
- Aan de idee van ‘optimalisering van de kosteneffectiviteit’ liggen twee basisgedachten ten grondslag:
 - 1) het bestaan van kostenverschillen (in emissiereductie) tussen vervuilers;
 - 2) de mogelijkheid dat de vervuilers gezamenlijk een emissieplafond respecteren of een emissiereductiedoelstelling kunnen behalen.
- De optimalisering houdt (als gevolg van het bovenstaande) in eerste instantie geen rekening met de lokale milieukwaliteit, maar die kan wel op verschillende manieren ingebracht worden (b.v. door het geografisch beperken van de ‘optimalisatie-zone’, minimale individuele emissiegrenswaarden, enz ...).
- De uitgewerkte methodiek geeft aan hoe de marginale kostenbenadering kan worden uitgewerkt, hoe bepaalde moeilijkheden (referentiepunt van de marginale kostencurve, netto opbrengende technieken,...) kunnen worden opgelost, hoe kosten worden berekend en afgebakend, met welke methoden kosteneffectieve optima kunnen worden berekend en welke de beperkingen zijn van deze benadering.
- Het opstellen van marginale kostencurves als middel tot het bepalen van kosteneffectieve verdelingen van reductie-inspanningen is mogelijk wanneer de inzetbare reductietechnieken gericht zijn op de reductie van één stof of éénzelfde groep van stoffen (deelstudie luchtverontreiniging door VOS). Indien ze meerdere stoffen tegelijk reduceren die duidelijk van een andere aard en toxiciteit zijn (deelstudie afvalwater), is het minder opportuun marginale kostencurves op te stellen omwille van de vele aannames die daarvoor nodig zijn. Andere technieken kunnen dan worden aangewend om het kosteneffectieve optimum te bepalen. In dat verband werd een programma ontwikkeld in Java dat de matrix-optimalisatie op basis van een minimalisatie van de totale kosten automatiseert. Indien de trappen van de marginale kostencurves te groot zijn, zal de marginale kostenbenadering eveneens falen in het aanwijzen van het kosteneffectieve optimum; ook in dat geval moeten andere technieken worden aangewend.
- De marginale kostenbenadering werd op theoretische wijze toegepast op een aantal milieubeleidsinstrumenten (emissiegrenswaarden, heffingen en verhandelbare emissierechten). Uit de theoretische vergelijking van het systeem van emissiegrenswaarden met de alternatieve beleidsinstrumenten kwamen volgende aspecten naar voor:
 - De belangrijkste eigenschap waaraan de optimale verdeling van reductie-inspanningen over verschillende vervuilers moet voldoen, is dat de (gewogen) marginale kosten van emissiereductie aan elkaar gelijk moeten zijn.
 - Het systeem van emissiegrenswaarden is normaal gesproken minder kosteneffectief dan de beschouwde alternatieven (bubbles, heffingen, verhandelbare emissierechten). Indien de overheid perfect de kosten kent van de individuele vervuilers, kan zij een minimale kosten oplossing bereiken. Dit zou onrealistisch veel informatie vergen.

- Er bestaan beleidsinstrumenten die de overheid toelaten de minimale kostenoplossing te bereiken met minder informatieproblemen. Deze beleidsinstrumenten kunnen bovendien flexibeler inspelen op wijzigingen :
 - Door een systeem van (gewogen) *emissieheffingen* bereikt men steeds een oplossing die de totale emissiereductiekosten voor een gegeven milieukwaliteitsobjectief minimeert. Het enige informatieprobleem dat de overheid daarbij moet oplossen is het bepalen van de heffingswaarden. Hiervoor heeft zij informatie nodig over de geaggregeerde marginale kostenfunctie of dient zij een trial- en errorprocedure te gebruiken. Beide oplossingen zijn ook niet zo eenvoudig te realiseren (cfr. deelstudie 'luchtverontreiniging door VOS').
 - De overheid kan, i.p.v. de emissieheffing vast te leggen ook onmiddellijk de totale vervuiling vastleggen die samenhangt met de beoogde milieukwaliteit. Deze totale vervuilingrechten kunnen dan verhandeld worden tussen de vervuilers. De handel in (gewogen) *emissierechten* kan gemakkelijk georganiseerd worden indien er genoeg vervuilers zijn en deze vervuilers elk voldoende groot zijn zodat de transactiekosten beperkt blijven.
 - Er zijn verschillende combinaties van beleidsinstrumenten denkbaar:
 - ongewogen emissiehandel binnen zones waar de transfercoëfficiënten niet sterk verschillen
 - bubbles (al of niet gewogen) met de mogelijkheid tot verschuiving binnen 1 bedrijf.
 - gemengde systemen met emissiegrenswaarden en emissieheffingen.
- De kosteneffectiviteitsanalyse kan niet werken zonder een specificatie van het verband tussen de verschillende emissies en de milieukwaliteit. Ook hieraan werd de nodige aandacht besteed. Het milieukwaliteitscriterium kan erin bestaan dat bij het doorvoeren van kosteneffectiviteits-verbeteringen de 'milieukwaliteit' minstens behouden blijft. Er kan een onderscheid gemaakt worden tussen het eenvoudige en het complexe milieukwaliteitscriterium. In het eenvoudige geval is de milieukwaliteit per (groep van) pollutant(en) proportioneel met de som van de emissies, welke ook hun tijd en plaats is. Dit heeft voor de beide deelstudies 'afvalwater' en 'luchtverontreiniging' het uitgangspunt gevormd van de berekeningen.
- Met de ontwikkelde methodologie is het mogelijk om emissiegrenswaarden (of milieubeleidsinstrumenten in het algemeen) zowel *ex post*, bij de evaluatie van de reglementering als *ex ante*, bij de ontwikkeling en vastlegging van nieuwe emissiegrenswaarden in de reglementering of de vergunning, te beoordelen op kosteneffectiviteit. De *ex ante* benadering heeft echter de voorkeur.

M.b.t. de resultaten van de deelstudie 'luchtverontreiniging door VOS' :

- In deze deelstudie kon met de marginale kostenbenadering worden gewerkt. Eerst werden de individuele marginale kostencurve voor elk van de zes bedrijven opgesteld. Daarna kon de geaggregeerde marginale kostencurve en ook de totale kostencurve worden samengesteld. Hieruit bleek dat de potentiële emissies van VOS, die zo'n 6.400 ton per jaar bedragen, in 1998 al voor 52,5% gereduceerd werden door reeds geïmplementeerde maatregelen. Door het toepassen van een

aantal bijkomende maatregelen is een reductie tot 86% van de potentiële emissies mogelijk. Deze (voorlopig) maximale emissiereductie kan gerealiseerd worden tegen een marginale kost van 125 BEF/kg VOS of ongeveer 30 miljoen BEF per jaar. De toepassing van de VLAREM-normen voor de drukkerij-sector vanaf 2003 stemt overeen met een 70%-reductie van de potentiële emissies. Deze emissiereductie kan gerealiseerd worden tegen een marginale kost van 8,75 BEF/kg VOS bij een optimale kosteneffectieve verdeling van de reductie-inspanningen. De totale jaarlijkse kosten van emissiereductie voor het behalen van dezelfde doelstelling voor 2003 zijn drie keer groter bij het systeem van individuele emissiegrenswaarden dan bij de optimale verdeling van de reductie-inspanningen (heffingsysteem of systeem van verhandelbare emissierechten).

- Eén van de grootste problemen bij de kosteneffectiviteitsanalyse van milieubeleidsmaatregelen is het informatieprobleem. Evenals de overheid die een kosteneffectief milieubeleid wenst te voeren, moet men kunnen beschikken over technische en financiële detailinformatie waarover de vervuilers zelf vaak niet eens beschikken, die door hen niet werd bijgehouden of niet beschikbaar is in de gewenste vorm of op het gewenste tijdstip. Nochtans tonen buitenlandse voorbeelden (Nederland) aan dat deze kennis (langzaam aan) kan opgebouwd worden. Het lijkt ons mogelijk om met gerichte en beperkte analyses en met behulp van een vervuilers-gerichte benadering sector per sector de nodige kennis te verwerven op basis waarvan kosteneffectieve milieubeleidsinstrumenten kunnen ingevoerd worden. Eens deze informatie aanwezig en bruikbaar is, is ze zeer performant voor een gericht milieubeleid. Zo kan b.v. de evolutie van de heffing wetenschappelijk onderbouwd worden met het oog op het bereiken van de gewenste effecten.
- Verhandelbare emissierechten lijken een aantrekkelijk milieubeleidsinstrument omdat er minder informatie nodig is (t.o.v. een heffingsysteem) om van overheidswege een kosteneffectief beleid te voeren. Verder onderzoek kan een aantal onbekendheden die nog over blijven uitklaren :
 - 1) Kunnen de krijtlijnen die de (lokale) milieukwaliteit aan de kostenoptimalisatie stelt duidelijk worden aangegeven en geïntegreerd in het systeem? Een snelle oplossing voor het aangeven van de gewenste milieukwaliteit kan erin bestaan dat we de huidige of geplande emissiegrenswaarden in eerste instantie aannemen als waarborg voor de gewenste lokale milieukwaliteit. Boven dit minimum kan er op een geografisch ruimere schaal naar kostenoptimalisatie gestreefd worden.
 - Hoe hoog zullen de administratieve (controle)kosten oplopen en is er per saldo nog een netto-winst voor de maatschappij?
- Er werden duidelijke kostenverschillen tussen de bedrijven vastgesteld (bijvoorbeeld schaaleffecten op het vlak van de naverbranding van VOS), waardoor zeker aan één van de basisvoorwaarden voor kostenoptimalisatie voldaan is.
- De praktijk leert dat bedrijven niet noodzakelijk netto opbrengende maatregelen implementeren. Dit maakt het noodzakelijk ook deze maatregelen in de marginale kostencurves mee te nemen.

M.b.t. de resultaten van de deelstudie 'afvalwater' :

- In deze deelstudie werd met de matrix-optimalisatiemethode gewerkt. Deze methode is een totale kostenbenadering (in tegenstelling tot de marginale kostenbenadering) die erin bestaat om de totale kost van elke mogelijke verdeling van emissiereductie-inspanningen (=combinaties van technieken binnen en tussen bedrijven) te berekenen met de bedoeling uit het geheel van oplossingen die voldoen aan de gestelde reductiedoelen die oplossing te kiezen met de laagste totale kost. Uit de verwerkte gegevens bleek dat de potentiële emissies van COD, stikstof en zware metalen in 1998 al voor 93% à 94% gereduceerd werden door de reeds geïmplementeerde maatregelen; voor fosfor beliep de reductie in 1998 66%. Door het toepassen van een aantal bijkomende maatregelen is een reductie van 97% tot 99% van de potentiële emissies voor elk van de beschouwde vervuilingsparameters mogelijk.
- Een andere vaststelling is dat de bedrijven niet altijd voldoen aan de geldende emissiegrenswaarden. Dit komt vooral voor bij fosfor: vaak is noch in de bijzondere voorwaarden van de milieuvergunning, noch in de sectorale emissiegrenswaarden (Vlarem II) een norm voor fosfor opgenomen en ook in de algemene emissiegrenswaarden voor de lozing van bedrijfsafvalwater is geen fosfornorm opgenomen. Nochtans is fosfor als gevaarlijke stof voor het aquatisch milieu gecatalogeerd. In het geval een emissiegrenswaarde ontbreekt, gelden de basiskwaliteitsnormen of de normen voor viswaterkwaliteit, die bij overschrijding aanleiding zouden moeten geven tot een aanvraag tot wijziging van de milieuvergunning⁷⁰.
- De berekeningen geven aan dat bij het bereiken van de reductiedoelstelling voor één bepaalde vervuilingsparameter er tegelijk ook aanzienlijke reducties optreden van de andere vervuilingsparameters. Dit vloeit logischerwijze voort uit de aard van de ingezette technieken die bijna allemaal meer dan één vervuilingsparameter tegelijk reduceren.
- Uit de berekeningen voor het reductiescenario dat uitgaat van het behalen van de huidige normen en voor het reductiescenario dat uitgaat van een afkoppelingsbeleid, blijkt een enorme meerkost wanneer de 10 bedrijven elk afzonderlijk worden verplicht om de emissienormen te halen t.o.v. de situatie waarin ze gezamenlijk de globale emissienormen kunnen nastreven. Uit de berekeningen voor de reductiescenario's die een procentuele COD-vermindering beogen t.o.v. de huidige emissies, blijkt dat een 75% reductie van COD t.o.v. de huidige emissies de 10 bedrijven samen in het systeem van individuele emissienormen jaarlijks 22 miljoen BEF kost (extra kost bovenop de kost van de bestaande emissiereductiemaatregelen); in het systeem van globale emissienormen bedraagt die extra kost slechts 12 miljoen BEF.
- We zien ook dat wanneer wordt overgeschakeld naar een systeem van globale emissienormen in eerste instantie kostenbesparingen kunnen worden gerealiseerd t.o.v. het nulscenario (waarin de kosten van de bestaande emissiereductiemaatregelen gelijk werden gesteld aan nul): de stippellijn gaat onder de nul-kostenlijn.

⁷⁰ Een bedrijf kan wel meer fosfor dan de basiskwaliteitsnorm lozen, maar moet daarvoor een vergunning hebben. In het ontbrekende geval kan men ook spreken van een 'niet-geregulariseerde toestand', wat in verband met fosfor vaak schijnt voor te komen.

- In het kader van de afvalwaterproblematiek is het duidelijk dat het instellen van globale emissienormen (b.v. bubblesysteem) met het oog op een kosteneffectiever beleid maar kan binnen zeer kleine geografisch afgebakende gebieden waarbij rekening wordt gehouden met de draagkracht van het plaatselijk milieu en met de functies die aan het milieu op die plaats worden toegekend. De aard van de vervuilingproblematiek zal duidelijk mede de toepassingsmogelijkheden van de verschillende beleidsinstrumenten bepalen.
- Ook met de totale kostenbenadering kan de hoogte van de optimale heffing berekend worden. Om tot een berekening van de optimale heffing te komen, kan best via de totale kostenbenadering op zoek gegaan worden naar de reeks van technieken (of combinaties van technieken)⁷¹ die beantwoordt aan de gestelde reductiedoelstellingen en dit tegen de laagst mogelijke kost. Op basis van de reducties die deze optimale reeks van technieken realiseert, kan een omrekening naar vervuilingseenheden gebeuren waaruit een heffingsvoet kan worden afgeleid. Uit de berekeningen blijkt dat men al snel tot een veelvoud van de huidige heffing komt wanneer maximale reductie beoogd wordt.

Algemene conclusies en aanbevelingen

De belangrijkste conclusie is dat het milieubeleid van de overheid op een goedkopere manier ten uitvoer kan gelegd worden. De in de deelstudies aangetoonde kosten van alternatieve milieubeleidsinstrumenten (zoals heffingen en verhandelbare emissierechten) voor het behalen van een bijkomende emissiereductie, liggen tussen 10 keer en de helft lager dan de kosten van het systeem van individuele emissiegrenswaarden dat momenteel gehanteerd wordt.

Men moet echter voor ogen houden dat bij de kostenvergelijking uitgegaan werd van een eenvoudig milieukwaliteitscriterium waarbij de milieukwaliteit per (groep van) pollutant(en) proportioneel is met de som van de emissies, welke ook de tijd en de plaats van deze emissies is. Dit heeft als gevolg dat te weinig werd rekening gehouden met de draagkracht van het lokale milieu. Het hanteren van een complexer milieukwaliteitscriterium (wat voor onze studie niet mogelijk bleek) zou de aangetoonde kostenverschillen wellicht doen verminderen, zonder ze echter geheel te laten verdwijnen. De ontwikkeling van milieukwaliteitsmodellen die zowel op zeer lokaal als op globaal niveau simulaties kunnen maken, lijkt ons dan ook van groot belang. Dit geldt trouwens ook voor het onderzoek naar de effecten van milieuvervuiling op de menselijke gezondheid en op ecosystemen dat de basis moet vormen voor de bepaling van de milieudoelstellingen. Zonder duidelijke milieudoelstellingen, hebben kosteneffectiviteitsanalyses immers weinig zin.

Bij bepaalde vormen van vervuiling, waar de lokale milieukwaliteit van groot belang is (b.v. vervuiling van een rivier door afvalwater), zal één van de voorwaarden om kostenbesparingen te realiseren, m.n. de mogelijkheid voor de verschillende vervuilers om gezamenlijk een emissiereductiedoelstelling te halen, sterk beperkt worden. Maar wellicht kunnen ook in het geval van een rivier voorzichtige ingrepen in het bestaand milieubeleidsysteem tot substantiële kostenbesparingen aanleiding geven. Hierbij kan gedacht worden aan het toelaten van kleine 'bubbles'. Een andere mogelijkheid is het verlagen van de emissiegrenswaarden waar mogelijk en het verhogen van de

⁷¹ Voor elk bedrijf wordt één techniek of combinatie van technieken gekozen.

afvalwaterheffing; dit om de kosteneffectieve werking van het instrument heffingen meer armslag te geven.

Bij de andere vorm van vervuiling die we hebben bestudeerd, luchtverontreiniging door VOS, waar de lokale milieukwaliteit een minder dwingende rol speelt, kan gedacht worden aan de invoering van een systeem van verhandelbare emissierechten. In het kader van de Europese Solventrichtlijn kan namelijk geopteerd worden voor een nationaal (reductie)plan als alternatief voor de opname van de EU-emissiegrenswaarden.

Om te eindigen willen we erop wijzen dat het zeer de moeite zou lonen om ook de kosten van emissiereductiemaatregelen te onderzoeken bij andere doelgroepen-vervuilers dan de industrie, zeker m.b.t. afvalwater (huishoudens en landbouw).

Referenties

- Amann, M., Cofala, J., Klimont, Z., (1997) Estimating Costs for Controlling Emissions of VOC from stationary sources in Europe, IIASA, december 1997, 42 p. (samenvatting)
- Aminal (1999a). Analyse van de kostencurve voor NO_x, SO₂ en VOS (intern document). Brussel, AMINAL, 1999
- Aminal (1999b), Milieujaarprogramma 1999. Brussel, AMINAL, 299 blz.
- Aminal (1999c), Mina-plan 2, Het Vlaamse milieubeleidsplan 1997-2001. AMINAL, Brussel, 256 blz.
- Bauwens W., De Pauw, e.a., Evaluatie van de waterkwaliteit van Dender- en Markbekken en voorstellen tot sanering, uitgevoerd in opdracht van de Kamer van Koophandel van Aalst en Gewest door de dienst Hydrologie (VUB), het Labo voor Biologisch Onderzoek van Waterverontreiniging (RUG) en Centexbel, juli 1995.
- Bel-first (CD-ROM), update 8 - november 1998, EHSAL.
- Benijts, F. (1999). Ecotoxicologisch onderzoek: een nieuwe aanpak binnen het Vlaamse milieubeleid. Laboratorium ECCA N.V. – Merelbeke, p39-40
- Carvajal Group Case Study. *Eco-Efficiency Case Study Collection. Eco-efficient cleaning process*. 1998. (<http://www.wbcsd.ch/eedata/carvajalcase.htm>)
- CEM –Wergroep Kosten-Batenanalyse, Kosten-batenanalyse, milieubeleid en de CEM. Ontwerp Eindverslag van de CEM-Wergroep KBA. 25 februari 1997.
- Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique. Control of emissions of volatile organic compounds from printing industries. Nadine Allemand. Final Report. October 1999.
- Concawe. Best available techniques to reduce emissions from refineries. Brussel mei 1999.
- De Clercq, M., *Economie toegelicht*. Leuven/Apeldoorn, Garant, 1995, 561 blz.
- De Nocker, L. & J. Jantzen. (1994). *Milieu- en Natuurrapport Vlaanderen, Wetenschappelijk verslag*, Voorbeelden van reductiekosten, Leuven, Vlaamse Milieumaatschappij
- De Nocker, L. en Jantzen, J. Milieu- en natuurrapporten Vlaanderen 1994. V.2B Voorbeelden van reductiekosten. Brussel, VMM, 1994, 105 blz.
- De Pue, E., Lavrysen, L. en Stryckers, P., Milieuzakboekje. Antwerpen, Kluwer Rechtswetenschappen, 1999, 839 blz.
- Delink, R. en Van Der Woerd, F., Kosteneffectiviteit van milieuthema's. Amsterdam, IVM, 1997.
- Derden A., et. al., Beste Beschikbare Technieken voor de Grafische Sector. Gent, Academia Press, 1998, 204 blz.
- Dirk Van Braeckel, Bram. Arbeid & Milieu vzw, Berchem. Dossier Solventen. April 1999.
- Duerinck, J., Van Rompaey, H., Siebens, K., Analyse van de reductiekosten voor NH₃, SO₂, NO_x en VOS, VITO, januari 1999, 88p.
- Environmental protection agency (Combustion Turbine Work Group), 'Cost-Effectiveness of Oxidation Catalyst Control of Hazardous Air Pollutant (HAP) Emissions From Stationary Combustion Turbines'. Washington DC, EPA, 1998.
- Environmental protection agency, Cost-Effectiveness Analysis of proposed effluent limitations guidelines and standards for the centralized waste treatment industry. Washington DC, EPA, 1985.

- Environmental protection agency, Cost-Effectiveness Analysis of final effluent limitations guidelines and standards for the pesticide formulating, packaging and repackaging industry. Washington DC, EPA, 1996.
- Environmental Protection Agency, Guidelines for preparing Regulatory Impact Analysis. Washington DC, EPA, 1983.
- Euramse Milieumaatschappij. Activiteitenverslag 1998.
- European commission, Economic Evaluation of the Environmental Policies and Legislation. Brussels, DG III, 1998.
- F.H. Wagemaker, G.G.C. Verstappen. Verslag van de emissie-analyse. Riza werkdocument, 1997
- GOM-Antwerpen, Brochure: Steunmaatregelen voor milieu-investeringen en energiebesparende investeringen, Antwerpen, 1999.
- GOM-Antwerpen, Brochure: Steunmaatregelen voor milieu-investeringen en energiebesparende investeringen. Antwerpen, GOM-Antwerpen, 1999.
- Heyman, J. en Smout, L., Milieuwetboek Vlare II, 1e uitgave 2000. Antwerpen, Kluwer Rechtswetenschappen, 1999, 1039 blz.
- Hugo Vanderstadt. In opdracht van de Milieud adviesraad van de gemeente Herzele. Adviesstudie bronnengebied Sint-Antelinks. Kleinschalig versus grootschalig collecteren van afvalwater.
- Informatiecentrum Milieuvergunningen . Onderzoeksproject 026. KWS2000 en de Europese richtlijn inzake de beperking van VOS-emissies in de industrie. Mei 1997.
- Informatiecentrum Milieuvergunningen. KWS 2000 Jaarverslagen. Annual report 1997-1998.
- Informatiecentrum Milieuvergunningen. Overzicht KWS2000 maatregelen.
- Ing. F.H. Wagemaker, Ir. W. van Starckenburg, Drs. J. Bouma. Ing. A.P.A. van Ewijk, Ir. I.G.W.M. Kuppen, Drs. J.C. van den Roovaart. Waterverkenningen: Een strategie voor de aanpak van microverontreinigingen in communaal afvalwater, januari 1999
- Ing. F.H. Wagemaker, Ir. W. van Starckenburg, Drs. J. Bouma. Ing. A.P.A. van Ewijk, Ir. I.G.W.M. Kuppen, Drs. J.C. van den Roovaart. Waterverkenningen: Een strategie voor de aanpak van microverontreiniging in communaal afvalwater, 1999
- Instituut voor Milieuvraagstukken. (1997). Kosteneffectiviteit van milieuthema's, Amsterdam, Vrije Universiteit Amsterdam, in samenwerking met en in opdracht van het Centraal Bureau voor de Statistiek en het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
- International Institute for applied system analysis (IIASA), Review of data used in RAINS-VOC model. Country specific data set from RAINS-VOC model for Belgium. Laxenburg, Austria, IIASA, 1998, 12 blz.
- Intregraf/EGF. Printing and the environment. Guidance on Best Available Techniques (BAT) in Printing Industries. Walter Fleck, Dr. John Arnold. Paul W. Verspoor MBA. 1999.
- Ir. K. Mergaert, ing. M. De Groote, Dr.ir. P. Vanhaecke. Project regulerende heffingen, Sektoren van de groenten- en aardappelverwerking. Project in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, ontwerpversie, 1994
- Jo Raes, KUL. Waterzuivering in eigen of in openbaar beheer, 1992, 101 p.
- John B. Braden and Stef Proost. Economic assessment of policies for combatting tropospheric ozone in Europe and the United States. January 1994.
- Kooperationsstelle Hamburg. Subprint. Substitution of Organic Solvents in the Printing Industry. Results of a European Innovation Project. Subprint Final Report. Hamburg 1997.

- Lambrechts, W., *Overzicht van het Belgisch milieurecht*. Antwerpen, Kluwer Rechtswetenschappen België, 465 blz.
- Laporte, D., Milieubeheer: Deel A, cursus Ehsal. Brussel, Ehsal, 1999, 65 blz.
- Latteur, H. (1999), Een "bubble" die de bedrijven 100 miljard kost! In: VBO bulletin, september 1999: blz. 52-53.
- Mina Raad. Advies van 28 september 1999 over het protocol van het Verdrag over grensoverschrijdende luchtverontreiniging ter bestrijding van verzuring, eutrofiëring en ozon in de omgevingslucht en de Europese richtlijn nationale emissieplafonds. 24p.
- Mina-Raad, Advies van 28 september 1999 grensoverschrijdende luchtverontreiniging. Brussel, 1999, 24 blz.
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Administratie Economie, Afdeling economisch ondersteuningsbeleid, Brochure: Richtlijnen MGB 2 en VL 6 - Toekenning van ecologiesteun – Niet-limitatieve lijst van technologieën – Zwartelijststoffen, Brussel, 1997 en aanvulling 1998.
- Ministerie van Volkshuisvesting, S'Gravenhage, Nederland. Bestrijdingsstrategie voor de emissies van vluchtige organische stoffen. Project KWS 2000. Februari 1989.
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Administratie Economie, Afdeling economisch ondersteuningsbeleid, Brochure: Richtlijnen MGB 2 en VL 6 - Toekenning van ecologiesteun – Niet-limitatieve lijst van technologieën - Zwartelijststoffen. Brussel, 1997 en aanvulling 1998.
- MIRA-T 1999, Milieu- en natuurrapport Vlaanderen: thema's. Leuven/Apeldoorn, Garant, 1999, 368 blz.
- Morgenstern, R. (1997). *Economic Analysis at EPA, Assessing Regulatory Impact*, Resources for the future, Washington D.C.
- Nieuwejaers, B., (1999). Beperking op het gebruik van solventen. In: eco Tips, 99/5: blz. 37-41.
- OECD. (1994). *Evaluating economic instruments for environmental policy*, Paris, Organisation for Economic Co-operation and Development
- OECD. (1999). *Implementing Domestic Tradable Permits for Environmental Protection*, Paris, Organisation for Economic Co-operation and Development
- OVAM. Milieugevaarlijke stoffen – Solventen. September 1996.
- Paardenkoper, A. (1998), Kosteneffectiviteit van milieumaatregelen in de industrie. In: Energie & Milieu, nr. 3 mei/juni 1998: blz. 140-142.
- Porters, Y., Toelichting bij het afkoppelingsbeleid. Seminarie 'Afkoppelingsbeleid bedrijfsafvalwater', Sint-Niklaas, 27 april 1998.
- Ralph A. Luken. *Efficiency in Environmental Regulation. A Benefit-Cost Analysis of Alternative Approaches*. 1990
- Resource and Energy Economics. The NOx Budget: market-based control of tropospheric ozone in the northeastern United States. Alex Farrel, Robert Carter, Roger Rauber. Harvard University, Cambridge, USA. University of Pennsylvania, Philadelphia, USA. 1998.
- Ross, S., Westerfield, R. en Jordan, B., *Ondernemingsfinanciering*. Amsterdam, Addison-Wesley, 1994, 942 blz.
- S. Proost, C. Vinckier, I Mayeres, B. Nemery, Centrum voor economische studien. OZON – eerst denken dan doen. September 1995.
- SERV (1998), Voorstellen voor de uitbouw van een evaluatiesysteem voor de Vlaamse milieureglementering: een alternatief voor de CEM. In: Serv bericht, september - oktober 1998: blz. 6-9.

SERV, Het inschatten van kosten en sociaal-economische gevolgen van milieumaatregelen in theorie en praktijk. Technische bijlage bij de SERV-aanbeveling over de inschatting van de kosten en sociaal-economische effecten van het Vlaamse Milieubeleid, Brussel, 1996, 204 p.

TME (Institute for Applied Environmental Economic). Model on sustainable environmental economic scenarios (moses)

Van Deynze, j., Van den Steen, P. en Dijkmans, R., Beste Beschikbare Technieken voor de koetswerkerherstelbedrijven. Gent, Academia Press, 1998, 186 blz.

Van Gerwen, O.J. (1998), Economische effecten van het milieubeleid: werkwijze en resultaten in Nederland. In: Energie & Milieu, nr. 3 mei/juni 1998: 129-134.

Van Gerwen, O-J. (1996). *Economische effecten van het milieubeleid: werkwijze en resultaten in Nederland*⁷², RIVM & Bureau voor Milieu- en Natuurverkenning (MNV), Bilthoven, Nederland

Van Humbeeck, P., (1998). Werkwijze en ervaringen met kostenbatenanalyse in het milieubeleid. In: Energie & Milieu, nr. 3 mei/juni 1998: blz. 112-115.

Verbruggen, A. (red.), Milieu- en natuurrapport Vlaanderen 1996 - Leren om te keren. Leuven/Apeldoorn, Garant, 1997, 273 blz.

Vlaamse Milieumaatschappij, Bestuur Beleid en Planning, Dienst Infrastructuur. De waterzuiveringsprogramma's voor het bekken van de Dender. Overzicht en stand van zaken, Boekdeel 5, juni 1995, 26 p.

Vlaamse Milieumaatschappij, Bestuur Meetnetten en Planning. Ontwerp investeringsprogramma 1995-1999 Bekkencomité "Denderbekken", juni 1993

Vlaamse Milieumaatschappij, Lozingen in de lucht 1997-1998. Aalst, VMM, 1999, 247 blz.

Vlaamse Milieumaatschappij, Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest 1998. Antwerpen, VMM, 1999, 303 blz.

Vlaamse Milieumaatschappij, Vluchtige organische componenten in de omgevingslucht, Jaarrapport 1998. Aalst, VMM, 1999.

Vlaamse Milieumaatschappij. Afdeling Meetnetten en Onderzoek. Lozingen in de lucht 1996 – 1997.

Vlaamse Milieumaatschappij. Bestuur beleid en planning. Ontwerp-AWP-II Dender en Mark

Vlaamse Milieumaatschappij. Bestuur Meetnetten en Planning. AWP – II. Inventarisatie 1991 nr 18 Dender, 1992, 43 p

Vlaamse Milieumaatschappij. Dr. sc. E. Wauters en Lic. K. Van den Berghe. Vluchtige organische componenten in de omgevingslucht. Jaarrapport 1997.

Vlaamse Milieumaatschappij. Effectiviteitsrapport voor het zuiveringsgebied Ninove.

Vlaamse Milieumaatschappij. Luchtverontreiniging in het Vlaamse Gewest. Jaarverslag Immissiemeetnet 1991-1992.

Vlaamse Milieumaatschappij. Werken voor water. Ontwerp algemeen waterkwaliteitsplan niveau 1, 115 p.

VROM, Kosten en baten in het milieubeleid.. Definitie en berekeningsmethoden. Publicatiereeks milieustrategie VROM, nr. 1998/6.

⁷² Dit artikel is gebaseerd op een bijdrage aan een werkbezoek aan de Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen (SERV) te Brussel op 18 december 1996. De diverse bijdragen aan dit werkbezoek over 'Kosten en sociaal-economische effecten van het milieubeleid' zijn gepubliceerd in SERV-bericht nr. 10/96B.

WRC-ECOLAS-Allplan. Prepared for the European Commission Directorate-General Environment, nuclear safety and civil protection DGXI/A/2 'Markets' team. Cost-effectiveness for the control of pollution from industrial installations not falling under the scope of IPC directive, in relation to the revision of directive 76/464/EEC. EC Reference number: E1/ETU/960021. WRC plc. Allplan GmbH. April 1996.

WRC-ECOLAS-Allplan. Prepared for the European Commission Directorate-General Environment, nuclear safety and civil protection DGXI/A/2 'Markets' Team. Cost-effectiveness analysis of various policy options for the control of pollution from industrial installations not falling under the scope of the IPPC Directive, in relation to the revision of directive 76/464/EEC. Final report. January 1998.

VII. Macro-sociaal-economische effecten

1 ½ Inleiding

Peter Van Humbeeck, SERV

Sociale en macro-economische effecten die optreden als gevolg van milieubeleid en milieumaatregelen kunnen betrekking hebben op onder meer de economische groei en economische structuur, de werkgelegenheid, de draagkracht van de doelgroepen, de inkomensverdeling, de innovatie, de arbeidsorganisatie, enz. Deze effecten zijn dikwijls de resultante van een complexe interactie tussen verschillende soorten mechanismen in de economie waaronder bestedingseffecten, substitutie-effecten, prijseffecten en inkomenseffecten.

Een inzicht in deze sociaal-economische effecten is *op zich belangrijk*, in aanvulling op informatie over kosten en baten. Enerzijds zullen immers in de (directe) kosten en baten dikwijls niet alle effecten tot uiting kunnen komen, anderzijds zal de efficiëntie niet het enige beleids criterium kunnen zijn. Informatie over sociaal-economische effecten speelt dan ook een belangrijke rol in het maatschappelijk overleg over het milieubeleid. Hierdoor is het mogelijk om de afweging en prioriteitenstelling op basis van kosten/batenramingen te vervolledigen, in het kader van het doelgroepenbeleid sneller consensus te bereiken, eventuele compensatiemaatregelen gericht en doeltreffender in te zetten, en de implicaties van het milieubeleid transparanter te maken en aldus een bijdrage te leveren aan het vergroten van het maatschappelijk draagvlak voor het milieubeleid.

Bovendien kan *inzicht* in de mechanismen die de uitkomsten van het milieubeleid op sociaal en economisch vlak bepalen nuttig zijn, met name bij het selecteren van randvoorwaarden en maatregelen in het sociaal en economisch beleid die ertoe kunnen bijdragen dat noodzakelijke herstructureringen in de economie als gevolg van het milieubeleid worden begeleid en ondersteund, waardoor economische en sociale aanpassingskosten beperkt kunnen blijven en milieudoelstellingen niet in het gedrang hoeven te komen.

Specifiek voor MIRA-S 2000 worden volgende *elementen* uitgewerkt: (1) begrippen, definities en methoden; (2) sociaal-economische effecten van milieubeleid: een macro-econometrisch model toegepast op het beleid inzake luchtverontreiniging; (3) sociaal-economische effecten van milieubeleid: een I/O model met milieumodule toegepast op afvalproductie en CO₂; (4) sociaal-economische effecten van milieubeleid: een algemeen evenwichtsmodel toegepast op de Kyoto-afspraken.

2 ½ Macro-sociaal-economische effecten: begrippen, definities en methoden

Peter Van Humbeeck, SERV

2.1 ½ Sociaal-economische effecten

Bij de analyse van sociaal-economische effecten van het milieubeleid onderscheidt men dikwijls (zie bijvoorbeeld OECD, 1997):

- *positieve en negatieve effecten*: de globale sociaal-economische impact van het milieubeleid is het saldo tussen de positieve en de negatieve sociaal-economische effecten. Milieubeleid kan bv. leiden tot de creatie van tewerkstelling in de milieusector (positief effect) of kan bv. leiden tot bedrijfssluitingen en -verplaatsingen (negatief effect);
- *directe en indirecte effecten*: de directe effecten zijn de effecten die optreden bij de sectoren die rechtstreeks betrokken zijn (als vrager of als aanbieder) bij een toename van milieu-investeringen (bv. rendabiliteits- en tewerkstellingseffecten in deze sectoren). De indirecte effecten treden op wanneer de directe effecten hun doorwerking vinden bij de andere sectoren en in de globale economie. Indirecte effecten zijn bv. de toename van de vraag naar intermediaire goederen, veranderingen in lonen en prijzen, een gewijzigde inkomensverdeling, veranderingen in de handelsbalans, enz.;
- *effecten op korte-, middellange- en lange termijn*: sociaal-economische effecten kunnen zich op verschillende termijnen manifesteren. Directe effecten treden meestal reeds op korte termijn op. Indirecte effecten, zoals bv. een gewijzigde marktstructuur, doen zich meestal pas na langere tijd voor;
- *effecten op macro-, meso- of microniveau*: naargelang het schaalniveau (land, sector, individueel bedrijf) waarop de effecten worden geanalyseerd, kan een onderscheid gemaakt worden tussen effecten op macroniveau (bv. inflatie), op mesoniveau (bv. tewerkstelling) of op microniveau (bv. omzetverlies).
- *kwantificeerbare en niet-quantificeerbare effecten*: sommige effecten zoals bijvoorbeeld de directe effecten op korte termijn zijn relatief eenvoudig te kwantificeren. Andere effecten, zoals bijvoorbeeld de gevolgen voor de arbeidsorganisatie en -omstandigheden, de productkwaliteit e.d. zijn moeilijker meetbaar en in getallen of geld uit te drukken maar zijn daarom niet minder belangrijk.

2.2 ½ Economische modellen

Informatie over de macro-sociaal-economische gevolgen van milieubeleid wordt soms via specifieke enquêtes verzameld (bv. Marx, 1999), maar gebeurt in de praktijk toch vooral via *economische modellen*. Daarbij wordt analytisch vaak een onderscheid gemaakt tussen de zgn. bottom-up modellen en de top-down modellen, al bestaan ook hybride modellen die kenmerken van de beide soorten in zich verenigen (Hourcade, 1995).

Top-down modellen zijn econometrische modellen die oorspronkelijk bedoeld waren voor de analyse van het economisch beleid. Zij bevatten doorgaans vrij geaggregeerde vraagfuncties (beperkt aantal bedrijfstakken, beperkt aantal type goederen, beperkt aantal typegezinnen, ...) en beschrijven de toekomstige ontwikkelingen via

econometrische relaties tussen economische indicatoren zoals consumptie, investeringen, prijzen, inkomens, e.d.m. Deze relaties zijn veelal gebaseerd op een statische analyse van historische trends. Top down modellen bevatten relaties en terugkoppelingseffecten tussen verschillende economische sectoren, tussen economische sectoren en macro-economische prestaties, tussen binnenlandse en buitenlandse markten enz. Door de klemtoon op de macro-economische relaties en gedragseffecten, bestaat in deze modellen relatief weinig aandacht voor de details binnen sectoren en voor de diverse aangewende of bruikbare technologieën. Ook de technologische evolutie wordt immers gesimuleerd via econometrische relaties tussen economische indicatoren (intermediaire leveringen, arbeidsproductiviteit, ...). Binnen de top-down modellen wordt meestal een verder onderscheid gemaakt tussen twee categorieën modellen: de neo-keynesiaanse macro-econometrische modellen enerzijds en de algemeen evenwichtsmodellen anderzijds.

Bottom-up modellen zijn historisch ontworpen voor de analyse van een specifieke sector (bv. energie, transport, ...). Zij bevatten doorgaans een vrij gedetailleerde beschrijving van de situatie en de relaties binnen één sector. Meestal gaat het om technisch-economische modellen die van onderuit vertrekken, m.n. van aangewende technologieën en hun kosten. Deze invalshoek brengt met zich mee dat de verbanden met andere delen van de economie vaak onderbelicht zijn. Deze modellen bevatten m.a.w. weinig of geen terugkoppelingen naar andere sectoren en macro-economische indicatoren.

Zoals vermeld is het onderscheid echter meer en meer aan het vervagen, o.m. doordat in top-down modellen gegevens uit bottom-up modellen als input worden gebruikt en bottom-up modellen worden uitgebreid met modules uit top-down modellen. In de praktijk komt het erop neer dat voor elke aparte doelstelling het meest aangewezen model wordt geselecteerd:

- De inschatting van de *directe kosten* van milieumaatregelen bijvoorbeeld gebeurt meestal via technico-economische kostenmodellen (zie milieukosten, deel 4.2 | milieukosten: begrippen, definities en methoden).
- Voor de bepaling van de *sociaal-economische gevolgen in een sector of bedrijf* worden meso-economische of micro-economische partiële modellen gehanteerd. Deze gebruiken enerzijds meestal een aantal macro-economische indicatoren (bv. economische groei, inflatie, rente, ...) uit macro-economische modellen als input en anderzijds gegevens uit de sector/bedrijf zelf (economische en technologische informatie).
- De *macro-economische impact* van een beleidsmaatregel (d.w.z. de effecten op de groei, consumptie, investeringen, tewerkstelling e.d.) wordt geanalyseerd met macro-economische modellen. Hieronder vallen de macro-econometrische modellen, input-outputmodellen en dynamische algemeen evenwichtsmodellen (SERV 1996, Bréchet 1998).
- De *welvaartskosten* van een beleidsmaatregel tenslotte, die worden gebruikt in kosten-batenanalyses en meestal worden gemeten als het inkomen noodzakelijk om een gemiddeld huishouden te compenseren zodat de nieuwe situatie niet slechter is dan de oorspronkelijke situatie zonder de beleidsmaatregel, worden in principe berekend via algemeen evenwichtsmodellen. Indien evenwel de verwachte indirecte effecten klein zijn, kan ook gebruik worden gemaakt van informatie over de directe kosten of van partiële evenwichtsanalyses (EPA, 1999).

Hierna wordt nader ingegaan op de soorten modellen voor de analyse van macro sociaal-economische effecten van milieubeleid: macro-econometrische modellen, algemeen evenwichtsmodellen en input-outputmodellen. Deze modellen laten toe om de sociaal-economische impact van milieumaatregelen op macroniveau te analyseren. Dit impliceert dat kan worden nagegaan wat de impact is van milieumaatregelen op de groei van het BNP, op de componenten ervan zoals consumptie, productie, investeringen enz. en op andere kengetallen zoals inflatie, werkgelegenheid, betalingsbalans, enz. Afhankelijk van de mate waarin de economie in het model gedesaggregeerd is weergegeven, kan tevens de sociaal-economische impact op mesoniveau worden nagegaan. Voor een bespreking van de andere soorten economische modellen wordt verwezen naar SERV, 1996.

2.3 ½ Macro-econometrische modellen

Macro-econometrische modellen bestaan sinds geruime tijd en hebben een breed toepassingsgebied, zoals het voorspellen van de economische prestatie van een land in de toekomst of het analyseren van de impact op de economie van uiteenlopende beleidsmaatregelen (bv. milieubeleidsmaatregelen). De analyse-periode beperkt zich in de meeste gevallen tot 5 à 7 jaar in de toekomst (effecten op korte en middellange termijn). De voorspellingsfunctie van het model laat toe om referentiescenario's voor de toekomst te ontwikkelen (bv. bij gelijkblijvend beleid) en deze te vergelijken met een scenario waarbij milieumaatregelen, geëxpliciteerd onder de vorm van milieukosten, worden getroffen. De verschillen in de economische kengetallen die in beide scenario's worden teruggevonden geven dan een inzicht in de impact van de getroffen milieumaatregelen en van het gevoerde milieubeleid.

Macro-econometrische modellen zijn gebaseerd op de neo-Keynesiaanse theorie, wat impliceert dat de vraagzijde van de economie uitgebreid is gemodelleerd. De moderne macro-econometrische modellen incorporeren eveneens de aanbodzijde en omvatten aldus een volledige gedragsvergelijking van de economie. Aan de hand van een groot aantal vergelijkingen (vaak enkele duizenden) worden vraag en aanbod van consumptie- en investeringsgoederen beschreven en wordt rekening gehouden met de reële en de monetaire stromen. De gedragsvergelijkingen worden gevormd op basis van de onderliggende economische theorie, van historische gegevens (bv. voor wat betreft de waarde van de parameters), en van econometrische en statistische tests die de voorspellingswaarde van het model moeten optimaliseren. Bij macro-econometrische modellen geldt dat, gelet op de verbondenheid tussen de verschillende economische variabelen, de modelanalyse enkel kan uitgevoerd worden wanneer alle vergelijkingen simultaan worden opgelost. Een typisch kenmerk van deze modellen is ook dat het modelresultaat niet noodzakelijk een volledig economisch evenwicht (d.w.z. dat vraag en aanbod in alle markten aan elkaar gelijk is) voorstelt. Macro-econometrische modellen zijn dus in staat om de grootte-orde van op termijn nog niet gerealiseerde evenwichten in de markt duidelijk aan te geven. Een voorbeeld van dergelijk onevenwicht is de hoogte van de werkloosheid als resultante van een onevenwicht op de arbeidsmarkt.

Een belangrijk voordeel van een macro-econometrisch model is, dankzij de gedetailleerde beschrijving van de economische interacties, de hoge realiteitswaarde van de voorspellingen op korte en middellange termijn. Tevens geven macro-econometrische modellen duidelijk aan welke de aanpassingseffecten zijn van een economisch bestel dat evolueert naar een nieuw evenwicht. Aldus kan via deze

modellen worden nagegaan wat het gevolg is van een verschillende implementatietermijn voor de invoering van een beleidsinstrument. Een laatste sterk punt van deze modellen is dat ze de sociaal-economische effecten van nagenoeg alle vormen van milieubeleid kunnen nagaan voor zover de milieukosten van dat beleid gekwantificeerd zijn.

Een macro-econometrisch model heeft evenwel ook beperkingen. Zo is het model sterk geënt op de ontwikkelingen in het verleden waardoor de voorspellingskracht van het model gevoelig vermindert wanneer in de toekomst structurele veranderingen in het economisch bestel (bv. als gevolg van een gewijzigd overheidsbeleid, als gevolg van technologische ontwikkelingen, enz.) zich voordoen. Doordat de analyse zich beperkt op de korte en middellange termijn verschaft het model meestal geen beeld van de sociaal-economische toestand wanneer alle gedragsaanpassingen zijn voltooid. Dit maakt het model in principe minder geschikt om de uiteindelijke impact van beleidsinstrumenten die een langdurige en ingrijpende aanpassing van de economie kunnen veroorzaken (bv. CO₂/energieheffingen) te analyseren. Tenslotte zijn macro-econometrische modellen vaak onvoldoende gedesaggregeerd, waardoor de sectorale benadering tekort schiet. Voor een analyse van het milieubeleid is het nochtans belangrijk om op sectorniveau zoveel mogelijk bedrijfstakken te onderscheiden, enerzijds om met de specifieke klemtonen in het milieubeleid (t.a.v. de doelgroepen) rekening te kunnen houden en anderzijds omdat de milieugoederen en -dienstensector een belangrijke rol kan spelen bij de sociaal-economische impact op macroniveau (bv. inzake werkgelegenheid).

Een voorbeeld van een macro-econometrisch model is het HERMES¹-model. Dit model werd door het Federaal Planbureau ontwikkeld voor België in het kader van het Europese HERMES-project (Bossier, 1989). Het wordt gebruikt voor analyses van directe en indirecte sociaal-economische effecten op de korte tot middellange termijn (2 tot 8 jaar) en op macro- en meso-economisch niveau. Het is een model met een ruim toepassingsgebied op economisch/energetisch vlak, en werd in die zin reeds meerdere keren gebruikt voor de analyse van maatregelen tot vermindering van de uitstoot van broeikasgassen (bv. Bossier, 1996; Bossier, 1998). Een ander voorbeeld is het ATHENA-bedrijfstakkenmodel van het Nederlandse Centraal Planbureau (zie bv. CPB, 1990), dat onder meer werd gebruikt voor de inschatting van de gevolgen van het Nederlandse milieubeleid zoals vastgelegd in het NMP1 en het NMP2 (bv. CPB, 1989), en van de gevolgen van drie milieubeleidsvarianten uit de Nationale Milieuverkenning 1 (NMV1) (CPB, 1992), telkens op basis van de kostenprognoses van milieukostenmodellen (in casu het Tebodin/TME-milieukostenmodel en het RIM+-model, zie deel milieukosten, 4.2 | Milieukosten: begrippen, definities en methodes).

2.4 ½ Algemeen evenwichtsmodellen

Algemeen evenwichtsmodellen zijn gebaseerd op de Walrasiaanse theorie. Ze beschrijven het evenwicht in de economie als de resultante van de interactie tussen vraag en aanbod; een interactie van waaruit evenwichtsprijzen tot stand komen die de allocatie van productiefactoren en de verdeling van de inkomsten bepalen. Vraag en aanbod worden bepaald door het micro-economisch gedrag van consumenten en producenten. Consumenten streven naar nutsmaximalisatie, gegeven hun voorkeuren en beschikbaar inkomen, terwijl de producenten streven naar winstmaximalisatie, gegeven

¹ HERMES = Harmonized European research for Macrosectoral and Energy Systems.

de beschikbaarheid van productiefactoren. Deze modellen leggen tevens de nadruk op de interactie tussen de verschillende sectoren en zijn zeer geschikt voor het bestuderen van de impact van veranderingen in de prijzen (bv. als gevolg van de invoering van een milieueffing).

Voor het analyseren van de impact van beleidsinstrumenten zullen algemeen evenwichtsmodellen gebruik maken van een zogenaamde “comparatieve statische analyse”: de evenwichtssituatie vóór en na de invoering van het instrument wordt vergeleken en het verschil in economische kengetallen tussen beide evenwichtssituaties bepaalt de omvang van de impact van deze maatregelen. Deze modellen letten dus in vele gevallen - in tegenstelling tot macro-econometrische modellen - niet op de dynamische aanpassingen van het economisch bestel die plaatsgrijpen om van de ene evenwichtssituatie naar de andere evenwichtssituatie te evolueren. Recente ‘dynamische’ modellen zijn evenwel ook in staat om een beperkt aantal tussentijdse (tijdelijke) evenwichtssituaties te beschrijven (EPA, 1999). Gelet op het feit dat enige tijd kan verstrijken vooraleer de prijzen het evenwicht tussen vraag en aanbod reflecteren, kunnen algemeen evenwichtsmodellen dan ook beschouwd worden als lange termijnmodellen.

In de meeste algemeen evenwichtsmodellen worden prijzen en hoeveelheden endogeen bepaald; de enige exogene variabelen betreffen meestal de voorkeuren van de consumenten, de demografische en technologische ontwikkeling en het overheidsbeleid. Algemeen evenwichtsmodellen zijn minder homogeen dan macro-econometrische modellen. Zij worden immers veelal niet opgebouwd op basis van historische empirische informatie maar zijn gebaseerd op literatuurgegevens of op de inzichten van de modelbouwer, evenwel zodanig dat het model in staat is de data van een bepaald basisjaar te reproduceren (d.i. de zgn. calibratie van het model). Soms worden de parameters van algemeen evenwichtsmodellen evenwel ook op basis van econometrische schattingen bepaald (bv. Jorgenson, 1998; Hazilla en Kopp, 1990).

Een sterk punt van een algemeen evenwichtsmodel is de lange termijnfocus. Dit maakt het mogelijk om de globale uitwerking op de economie van ingrijpende beleidsinstrumenten na te gaan. Tevens kan rekening gehouden met wijzigingen op technologisch en demografisch vlak, op het vlak van consumentenvoorkeuren en op het vlak van de allocatie van productiefactoren. Tenslotte kunnen algemeen evenwichtsmodellen worden ingezet om aan de hand van specifieke welvaartsfuncties sommige welvaartseffecten te berekenen (bv. de wijziging van de inkomensverdeling). Algemeen evenwichtsmodellen worden vooral gebruikt voor verkennende analyses waarin, binnen het kader van een aantal specifieke veronderstellingen, de mogelijke impact van het beleid wordt onderzocht. De reële voorspellingskracht van de modellen is, zeker op de lange termijn, eerder beperkt te noemen. Tevens geven deze modellen geen zicht op de effecten (bv. inflatie, werkloosheid, enz.) die zich tijdens de aanpassingsperiode van het economisch bestel kunnen voordoen. Tenslotte gaat men in deze modellen uit van een perfecte mededinging doorheen de ganse economie, wat niet altijd strookt met de realiteit.

Een voorbeeld van een algemeen evenwichtsmodel is SPOT-E3² dat recent binnen het Federaal planbureau operationeel werd (Bréchet, 1999). Eén van de eerste toepassingen betreft een analyse van de macro-sectorale gevolgen van een markt van

² SPOT-E3 = Sustainable Policy Tool for Economy-Energy-Environment

verhandelbare CO₂-emissiequota (Bréchet, 1998). Door het CES van de KULeuven werd eveneens een algemeen evenwichtsmodel voor België ontwikkeld (*AGE*³) en een tweede voor de landen van de Europese Unie (*GEM-E3*⁴). Beide modellen worden eveneens gebruikt voor de evaluatie van het energie/CO₂-beleid (zie bv. Proost, 1994, 1998 en Van Regemorter, 1999).

2.5 ½ Input-outputmodellen

Input-outputmodellen maken gebruik van een input-outputtabel om de gevolgen op de economische structuur van beleidsinstrumenten na te gaan. Een input-outputtabel heeft de vorm van een matrix en geeft een gestructureerd overzicht van de omvang van de productie en de consumptie (uitgedrukt in monetaire hoeveelheden) van alle sectoren (producenten, consumenten, overheid, buitenland) in de economie. Hiermee worden de transacties tussen deze diverse sectoren verduidelijkt. De rijen van de tabel geven de omvang van de outputs van een sector, de kolommen de omvang van de inputs. Een eenvoudig voorbeeld van een input-outputtabel wordt gegeven in Tabel 95.

Tabel 95: voorbeeld van een IO-tabel

	landbouw	industrie	finale vraag	totale output
landbouw	25	20	55	100
industrie	15	5	30	50
productiefactoren	60	25		
totale inputs	100	50		

In het voorbeeld van Tabel 95 vereist de productie van landbouwproducten met waarde 100, volgens de kolom onder "landbouw" 25 inpuiteenheden van de landbouwsector zelf (bv. zaden), 15 inpuiteenheden van de industriële sector (bv. machines) en 60 inpuiteenheden onder de vorm van productiefactoren (arbeid, kapitaal en natuur). De rij van de sector landbouw laat zien dat van de geproduceerde landbouwgoederen met waarde 100, 25 (waarde)eenheden worden afgenomen door de landbouwsector zelf (bv. zaden), 20 eenheden door de industrie (bv. voedingsindustrie) en 55 eenheden worden geconsumeerd (niet meer gebruikt als input in een sector). Deze consumptie vormt de finale vraag (die verder zou kunnen worden onderverdeeld in consumptie door gezinnen, door de overheid en door het buitenland). Eenzelfde patroon kan in deze tabel worden afgeleid voor de industriële sector. De input-outputtabel geeft telkens een evenwichtssituatie weer op een bepaald ogenblik (meestal een jaar), aangezien de totale inputs gelijk zijn aan de totale outputs. Met een input-outputtabel kan niet alleen deze evenwichtssituatie worden beschreven, maar kan ook worden nagegaan hoe de economische structuur zich wijzigt wanneer de productie of consumptie van één of meerdere sectoren wijzigt, bv. als gevolg van beleidsinstrumenten. Tevens kan worden nagegaan wat de impact is op de vraag naar productiefactoren (bv. arbeid), zodat bv. de omvang van de werkloosheid kan worden nagegaan, en wat de impact is op het globale productieniveau (BNP).

Naast input-outputtabellen bestaan ook aanbod- en gebruikstabellen. Het input-outputstelsel dat de economie van een land beschrijft, bestaat uit immers drie soorten tabellen: (1) aanbod- en gebruikstabellen; (2) tabellen voor het koppelen van aanbod- en gebruikstabellen aan de sectorrekeningen; en (3) input-outputtabellen (Eurostat,

³ AGE = Applied General Equilibrium-Model

⁴ GEM-E3 = general equilibrium model for Economy-Energy-Environment

1996). De relatie daartussen is als volgt (Eysackers, 2000). *Aanbod- en gebruikstabellen* zijn matrices waarin per sector en productgroep een gedetailleerde beschrijving wordt gegeven van de binnenlandse productieprocessen en de transacties in producten van de nationale economie. Een aanbodtabel geeft een beeld van het aanbod van goederen en diensten, gespecificeerd naar productgroep en naar herkomst. Tabel 96 geeft een eenvoudig voorbeeld van een aanbodtabel. Een gebruikstabel geeft een beeld van het gebruik van goederen en diensten, gespecificeerd naar productgroep en naar bestemming, alsook van de componenten van de bruto toegevoegde waarde (d.w.z. beloning van werknemers, saldo van niet-productgebonden belastingen en subsidies, netto gemengd inkomen, netto-exploitatieoverschot, en verbruik van vaste activa).

Tabel 97 geeft een eenvoudig voorbeeld van een gebruikstabel. Een aanbodtabel en een gebruikstabel kunnen worden samengevoegd tot *één enkele tabel*. Dit is mogelijk door twee regels en een kolom aan de gebruikstabel toe te voegen, namelijk voor de output en de invoer (zie

Tabel 98). De regels en de kolommen van de aanbodtabel zijn daarin verwisseld ten opzichte van Tabel 96, om de integratie mogelijk te maken. In een *input-outputtabel* worden aanbod en gebruik in één tabel samengebracht, maar op een andere wijze dan in de gecombineerde aanbod- en gebruikstabel. Het belangrijkste verschil is dat in de aanbod- en gebruikstabel productgroepen worden gekoppeld aan sectoren, terwijl in de input-outputtabel sectoren aan sectoren (of productgroepen aan productgroepen) worden gekoppeld. In een IO-tabel wordt dus een sectorenclassificatie (dan wel een productenclassificatie) gebruikt voor zowel de regels als de kolommen (zie

Tabel 99). De informatie (sector&productgroep) in de aanbod- en gebruikstabellen wordt voor het opbouwen van de IO-tabellen omgezet in statistieken met gegevens van het type sector§or (of productgroep&productgroep), door bijkomende informatie over de structuur van de inputs toe te voegen of door constante inputstructuren per productgroep of sector te veronderstellen. Een aanbod- en gebruikstabel is gedetailleerder dan de input-outputtabel; de IO-tabel bevat in België 59 sectoren (of productgroepen), terwijl de SUT-tabel 120 sectoren en 320 productgroepen omvat. Globaal kan worden gesteld dat gedetailleerde analyses (van een sector, de ontwikkeling van werkgelegenheid of een verwante variabele...) zich het best baseren op de aanbod- en gebruikstabellen, en dat meer algemene analyses (over de samenhang tussen sectoren, de ontwikkeling macro-economische gegevens zoals het nationaal inkomen...) zich het best baseren op IO-tabellen⁵.

⁵ De aanbod- en gebruikstabellen en de input-outputtabel kunnen echter ook worden geïntegreerd om een gedetailleerde meso-economische analysebasis te geven: men “zoomt in” op een bepaalde problematiek, om deze meer gedetailleerd uit te werken. Dergelijke analyses gaan bijvoorbeeld over de structuur van investeringen, consumptie, uitvoer..., of ook de relatie tussen de binnenlandse productie en variabelen zoals het milieu (bijvoorbeeld door de aandacht te richten op het gebruik van specifieke producten als brandstoffen, papier en glas).

Tabel 96: eenvoudige aanbodtabel

Aanbod		Sectoren	Buitenland	Totaal
		(1)	(2)	(3)
Productgroepen		Output per productgroep en per sector	Invoer per productgroep	Totaal aanbod per productgroep
Totaal		Totale output per sector	Totale invoer	Totaal aanbod

Tabel 97: eenvoudige gebruikstabel

Gebruik		Sectoren	Buitenland	Consumptie	Investerings (bruto)	Totaal
		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
Productgroepen		Intermediair verbruik per productgroep en per sector	Uitvoer	Consumptieve bestedingen	Investerings (bruto)	Totaal gebruik per product groep
Componenten van de toegevoegde waarde		Toegevoegde waarde per component en per sector				
Totaal		Totale input per sector				

Tabel 98: eenvoudige gecombineerde aanbod- en gebruikstabel

		Productgroepen	Bedrijfstakken	Buitenland	Consumptie	Investerings (bruto)	Totaal
		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Productgroepen		-	Intermediair verbruik	Uitvoer	Consumptie	Investerings (bruto)	Totaal gebruik per productgroep
Sectoren		Output	-	-	-	-	Totale output per sector
Componenten van de toegevoegde waarde		-	Toegevoegde waarde				
Buitenland		Invoer	-				
Totaal		Totaal aanbod per productgroep	Totale input per sector				

Tabel 99:: eenvoudige symmetrische input-outputtabel (sectoren&sectoren)

		Sectoren	Buitenland	Consumptieve bestedingen	Investerings (bruto)	Totaal
		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
Sectoren		Intermediair verbruik	Uitvoer	Consumptieve bestedingen	Investerings (bruto)	Totaal gebruik per productgroep
Componenten van de toegevoegde waarde		Toegevoegde waarde	-	-	-	-
Buitenland		Invoer	-	-	-	-
Totaal		Totaal aanbod per productgroep	-	-	-	Totaal aanbod = Totaal gebruik

Om de impact van milieubeleidsinstrumenten (bv. maximale emissienormen) na te gaan, dient de input-outputtabel te worden vervolledigd met milieusatellietrekeningen en met eventueel een milieugoederen- en –dienstensector (Leontief, 1970). De milieusatellietrekeningen geven in de rij de ecologische inputs (bv. gebruik natuurlijke hulpbronnen) die door de sectoren worden gehanteerd, en in de kolom de ecologische outputs (bv. uitstoot vervuilende stoffen) die door de sectoren worden gegenereerd. Door vanuit het beleid beperkingen op te leggen inzake deze inputs of outputs voor bepaalde categorieën sectoren of voor de globale economie, kan via een lineaire programmatie worden nagegaan hoe de economische structuur zich wijzigt.

Een belangrijke voordeel van input-outputmodellen is dat ze de analyse van beleidsimpacten op een sterk gedetailleerd sectoraal niveau toelaten. Deze diepgaande desaggregatie heeft evenwel zijn prijs. Zo moeten voorafgaandelijk beperkingen worden opgelegd (bv. minimale en maximale productiemogelijkheden) voor wat betreft de structuur van de productieprocessen. Tevens geldt de aanname van constante input/output-coëfficiënten (de verhouding tussen gebruikte inputs en produceerde outputs blijft constant, onafhankelijk van de geproduceerde hoeveelheid). Zo wordt in principe geen rekening gehouden met schaalvoordelen, met technologische ontwikkelingen of met substitutie van inputs. Input-outputmodellen dienen dan ook slechts voor de korte of middellange termijn (tot 15 jaar) te worden gehanteerd, aangezien op deze tijdsspanne de industrie meestal nog niet in staat zal zijn om het productie-apparaat volledig te vernieuwen.

Een voorbeeld van een toepassing van een IO-model voor milieubeleid is het DEOS⁶-scenariomodel van het Instituut voor Milieuvraagstukken (IVM) van de Vrije Universiteit Amsterdam. Het betreft een input-outputmodel dat op basis van het stelsel van nationale rekeningen, aangevuld met milieumodules, binnen bepaalde randvoorwaarden en scenario's de toekomstige ontwikkelingen op milieu-economisch vlak tracht in te schatten (VROM, 1996; SERV, 1996).

⁶ DEOS = Duurzame Economische Ontwikkelings-Scenario's.

Referenties

- Bossier, F. L. Lemiale, S. Mertens, E. Meyermans, P. Van Brusselen, P. Zagamé (1998). An Evaluation of Fiscal Measures for Energy Products in the European Union. Results from the HERMES-Link System. Brussel, Federaal Planbureau, Working Paper 8-98.
- Bossier, F. (1996) Politiques et mesures destinées à modifier les tendances des émissions anthropiques de Gaz à Effet de Serre en Belgique, Federaal Planbureau, Planning Papers nr. 76, Brussel.
- Bossier, F., Martens B., Strumelle P. en van der Beken W. (1989). HERMES. A macrosectoral model for the Belgian Economy. *Economic Modelling*, pp. 374-396.
- Bréchet, T. (1998). Permis d'émission de CO₂ et lutte contre le changement climatique. Brussel, Federaal Planbureau Working Paper 10.98, november 1998.
- Bréchet, T. (1999). SPOT: un modèle d'équilibre général appliqué de l'économie Belge. Brussel, Federaal Planbureau, Working Paper 05-99.
- CPB (1989). Economische gevolgen van een drietal scenario's voor milieubeleid in Nederland tot 2010, Werkdocument No. 29, Den Haag, CPB.
- CPB (1989). Economische gevolgen van een drietal scenario's voor milieubeleid in Nederland tot 2010, Werkdocument No. 29, Den Haag, Centraal Planbureau.
- CPB (1990). ATHENA - Een bedrijfstakkenmodel voor de Nederlandse economie, Werkdocument no. 30, Den Haag, CPB.
- CPB (1992). Nederland in drievoud - Een scenariostudie van de Nederlandse economie 1990-2015, Den Haag, CPB.
- Dowlatabadi, H. L.H. Goulder, R.J. Kopp (1994). Integrated Economic and Ecological Modeling for Public Policy Decision Making. Discussion Paper 94-37. Washington DC, Resources for the Future, 1994.
- EPA (1999). Guidelines for Preparing Economic Analyses, SAB Review draft. Washington, D.C., U.S. EPA.
- Eurostat (1996): Europees Stelsel van Economische Rekeningen ESER, - Luxemburg: Eurostat.
- Eysackers, Erwin (2000). Indirecte werkgelegenheid en economische betekenis van sectoren: aanpak en methode. Brussel, SERV/STV innovatie en arbeid.
- Frankhouser S. en D. McCoy (1995). Modelling the economic consequences of environmental policies, in: Principles of Environmental and Resource Economics. Holmer H., Landis Gabel H., Opschoor H. (ed.). Aldershot/Brookfield, p. 253-275.
- Hazilla, M; and R.J. Kopp (1990). Social cost of environmental quality regulation: a general equilibrium analysis. *Journal of Political Economy*, 98(4), p. 853-873.
- Hourcade J.C., e.a. (1995). Estimating the costs of mitigating greenhouse gas. IPCC Working Group III Assessment Report.
- Jorgenson, Dale W. (1998). Econometric General Equilibrium Modeling. MIT Press, Cambridge, MA.
- Leontief, Wassily (1970). Environmental repercussions and the economic structure: an input-output approach. *Review of Economics and Statistics*, Vol. 52, No. 3, August.

- Marx A., K. Bachus, G. Bogaert, L. Van Ootegem, G. Janssens (1999).
Werkgelegenheidseffecten van milieubeleid. Onderzoek naar de sociaal-economische
gevolgen van het milieubeleid in het Vlaamse Gewest. Leuven, HIVA.
- OECD (1997). Environmental Policies and Employment. Paris, OECD.
- Planbureau (1993), Faire face au changement climatique - Les politiques de lutte contre
le renforcement de l'effet de serre, Planning Papers nr. 63, Brussel, Planbureau.
- SERV (1996). Het inschatten van kosten en sociaal-economische gevolgen van
milieumaatregelen in theorie en praktijk. Brussel, SERV.
- VROM (1996). Duurzame Economische Ontwikkelings-Scenario's (DEOS) voor
Nederland in 2030, Publikatierreeks milieustrategie nr. 1996/1, Den Haag, VROM.

3 ½ Een macro-econometrisch model toegepast op het beleid inzake luchtverontreiniging

Prof. Dr. Gonzales d'Alcantara, Estarte vzw

3.1 ½ Inleiding

De kwantitatieve evaluatie van de bindingen tussen macro-economische of macro-sectoriële variabelen enerzijds en milieuv variabelen anderzijds verhoogt onze kennis van de wederzijdse beïnvloeding tussen economie en milieu. Het is mogelijk om zo milieumaatregelen en milieubeleid beter voor te bereiden.

In deze bijdrage worden de effecten van de economie op een aantal emissies van luchtpolluenten behandeld. Het MIRA⁷-model van Estarte v.z.w. bevat deze interactie. Via lange termijn econometrische relaties verbindt het de lozingen in de lucht van vijf polluenten met economische variabelen. Deze polluenten zijn stikstofdioxide (NO_x), zwaveldioxide (SO₂), ammoniak (NH₃), niet-methaan vluchtige organische stoffen (VOS) en koolstofdioxide (CO₂). Emissies daarvan in duizend tonnen per jaar zijn afhankelijk gemaakt van drie determinanten: de economische activiteit, bv. de productie van een economische productiesector, de trendmatige evolutie van de algemene, autonome en kosteloze technologische vooruitgang en de jaarlijks door de overheid opgelegde milieubeheerkosten waardoor de emissies verder verminderd worden. Met deze econometrische relaties kan men projecties maken en de coherentie van toekomstgerichte scenario's verbeteren.

In het *BAU scenario*, de projectie van een referentiesituatie zonder milieubeleid, worden de macro-economische en milieuv variabelen in Vlaanderen gekwantificeerd. Dit gebeurt met het volledig model. De geschatte emissiecurven voor de vijf hoger vermelde polluenten werden opgenomen binnen de algemene economische modellen. Dan worden twee alternatieve scenario's berekend. Het eerste is het *BAU+ scenario*, een scenario met een expliciet milieubeleid, in de vorm van opgelegde emissiegrenswaarden en milieubeheerskosten. Daarna komt een scenario dat de effecten van gebeurtenissen in de economie op het milieu tracht te meten: hoe beïnvloedt bijvoorbeeld een veronderstelde verdubbeling van de gemiddelde groeivoet van de wereldhandel van 4% naar 8% de emissies van polluenten in Vlaanderen? Hierbij moet men rekening houden met alle macro-economische en sectoriële interacties. De door de overheid gewenste emissieplafonds blijven hierbij gelijk aan deze in het *BAU+* scenario.

3.2 ½ Macroeconomisch model en emissiecurven

Het *BAU* scenario wordt gedefinieerd als een projectie binnen een economische omgeving met *maximale waarschijnlijkheid*, mede rekening houdende met de 'voorspellingen' van gespecialiseerde instellingen. De projectie werd gebouwd met de hulp van officiële macro-economische projecties, recent opgesteld door het Federaal Planbureau⁸, de Europese Commissie (DG ECOFIN economie en financiën)⁹ en DG

⁷ Model Integrating the Results of the inter-Actions between economic and ecologic processes, versie S-2000; zie ook de verzameling van econometrische modellen waarvan de fiches in bijlage verzameld zijn.

⁸ Federaal Planbureau, Economische Vooruitzichten 1999-2004, april 1999 D/1999/7433/9

ENERG (energie)¹⁰ en het Instituut voor nationale rekeningen (INR)¹¹. Uiteindelijk steunt de macro-economische coherentie van onze BAU projectie op het gebruik van ons econometrisch model voor Vlaanderen, hier het MIRA S-2000 model. Zowel de macro-economische aggregaten als de vier belangrijke sectorieel variabelen voor 25 productiesectoren in Vlaanderen werden kwantitatief geprojecteerd: productie, werkgelegenheid in voltijds equivalenten, loonkost per tewerkgestelde en productieprijzen aan factorkosten. De sectoren zijn gedefinieerd volgens de oude NACE nomenclatuur. De correspondentie met de sectoren die in de studie van de milieu problematiek noodzakelijk zijn werd opgenomen bijlage onder Tabel I.

Tegelijk wordt dit BAU scenario gedefinieerd als een scenario *met ongewijzigd milieubeleid*, zonder expliciete emissiegrenswaarden en zonder bijkomende wetgeving, reglementen of overheidsmilieukosten voor de bestrijding van emissies. *Kwantitatief* betekent ongewijzigd milieubeleid dat alle eventuele milieueffingen volgens de bestaande onveranderde regels en tarieven blijven gebeuren; dat alle belastingsvoeten en aftrekken dezelfde blijven; dat alle kwantitatieve vuistregels van het beleid ongewijzigd toegepast worden. *Kwalitatief* betekent ongewijzigd milieubeleid dat alle wetten, reglementen en instellingen die gedragingen beïnvloeden dit 'gemiddeld' op een onveranderde wijze blijven doen. De sociaal en ethisch genormeerde gedragsstructuren van de economische agenten zoals consumenten, producenten, ... blijven gemiddeld dezelfde. Al deze kwalitatieve elementen worden statistisch gemiddeld weerspiegeld in de econometrische vergelijkingen en coëfficiënten van de veronderstelde gedragsrelaties, technologische relaties of institutionele relaties van de modellen. Coëfficiënten zijn, met andere woorden, rekenkundige constanten in een modelvergelijking, bij voorbeeld het intercept en de helling in de rechte waarin de emissie van een pollutant per eenheid product van een sector (Y-as) verklaard wordt door marginale kosten (X-as).

In deze kwantificaties kan slechts "een orde van grootte" aangegeven worden, overeenkomstig gemiddelde van een normale waarschijnlijkheidsverdeling, volgens de statistische wet van de grote getallen. Een scenario levert nooit een voorspelling, wel de coherente basis voor een redenering over een mogelijke toekomst, waarin iets werd veranderd. Het model laat dus toe om zeer snel talrijke varianten van mogelijke gebeurtenissen of beslissingen te kwantificeren en te visualiseren, zoals bij voorbeeld de groei van de wereldhandel, de invoering of verandering van een opgelegde milieubeheerskosten die met een bepaald emissieplafond overeenkomt.

Een aantal *emissiecurven* werden opgesteld en geschat voor de vijf hoger vermelde pollutanten. Daarin houden we rekening met drie determinanten:

- de economische activiteit in de verschillende sectoren of doelgroepen,
- de algemene en kosteloze technologische vooruitgang die trendmatig en autonoom plaatsvindt,
- de opgelegde marginale milieubeheerskosten gedragen door degene die een pollutant uitstoot, rekening houdend met een mogelijke milieu heffing of subsidie van de

⁹ André.Dramais@DG2.cec.be geraadpleegd op 20-03-2000

¹⁰ European Commission, European Energy to 2020, a scenario approach, special issue spring 1996

¹¹ Instituut voor Nationale Rekeningen: Economische Begroting, Economische vooruitzichten 2000, februari 2000

overheid om de uitstoot te bestrijden en de kost ervan bij de polluerende agent te leggen.

De *activiteit van de relevante sector* of doelgroep bepaalt de emissie volgens een elasticiteit, gewoonlijk gelijk aan één. Een elasticiteit gelijk aan één betekent dat een percentuele verandering van de activiteit leidt tot een gelijke percentuele verandering van de pollutant uitstoot. De *algemene technologische vooruitgang* wordt hier als autonome tendens beschouwd en opgenomen in een trendcoëfficiënt; dit is een constante jaarlijkse percentuele vermindering van de pollutant-uitstooten per eenheid product; deze komt bovenop de uitstooten omwille de stijging of daling van de economische activiteit. De *door de overheid opgelegde marginale kosten of milieubeheerkosten* voor de reductie van een emissie beïnvloeden de individuele beslissingen van de economische agenten. Hierna volgen de gemiddelde coëfficiënten van de emissiecurven. In tabellen V en VI van de bijlage vindt men deze cijfers voor de acht onderscheiden sectoren of doelgroepen.

Tabel 1 : *Geschatte coëfficiënten van de emissie curven*

	NOX	SO2	NH3	VOS	CO2
Totale activiteiten elasticiteit	1.	1.	.14	1.	1.
Totale trend % / jaar (alle sectoren)	-2.3	-6.5	.6	-1.9	-1.3
Totale milieubeheerkost coëf.	-3.3	-4.5	-2.6	-2.8	-4.2

De uiteindelijke geobserveerde reductiepercentages zelf zijn dus een gevolg van vele factoren, inclusief de evolutie van de activiteit van de sector en de algemene technische vooruitgang. Opgelegde emissie grenswaarden en milieubeheerkosten daarentegen worden exogeen door de Vlaamse Regering, de Federale Regering en de Europese en andere internationaal bevoegde instanties bepaald. Op de emissiegrens heeft men een technologisch bepaalde marginale kost voor de reductie van de laatste ton van de emissie. Met de hulp van een *marginale kostencurve* kan de marginale kost van de politieke doelstelling (de emissiegrens) berekend worden. Deze marginale kostencurve wordt strikt afgeleid uit uitsluitend technologische gegevens. Onder technologie verstaat men de toepassing van end-of-pipe technieken, de toepassing van nieuwe productiemethoden, het gebruik van minder polluerende feedstocks of inputs, het produceren van andere eindproducten..., alle mogelijkheden dus die toelaten om de emissies verder te verminderen. Wij beschouwen elke jaarlijkse *emissiegrenswaarde* en de *marginale milieubeheerkost* voor de reductie van de laatste ton uitstoot die hoort bij deze grenswaarde als *twee duale variabelen*, die wiskundig exact bij elkaar horen, met de hulp van de marginale kostencurve.

3.3 ½ Het BAU scenario : economische projectie en emissies in de lucht

De *macro-economische projectie* voor Vlaanderen is gemaakt met een aantal eenvoudige basisveronderstellingen:

- groei van de bevolking met .1% per jaar
- constante wisselkoers van de EURO aan 102.5 \$/EURO
- constante groei van de wereldhandel met 6%
- Brent olie prijs aan 23.5\$ per vat, stijgend met 3.5% per jaar

De gesimuleerde resultaten voor de grote aggregaten in Vlaanderen, het totaal van alle productiesectoren, zijn hieronder opgenomen en verder beschikbaar per productiesector in Tabel I in bijlage. Alle milieuscenario's (BAU, BAU+) hebben dezelfde macro economische aannames.

Tabel 100: Jaarlijkse evolutie van de macro-economische aggregaten in BAU en BAU+

Tewerkgestelden (voltijds)	Productie	Productiviteit	Loonkost per tewerkgestelde	Productprijs index
0.7%	2.7%	1.9%	4.1%	1.7%

De projectie van de emissie van elke pollutant gebeurt met de hulp van de acht emissiecurven, één voor elke sector: landbouw, energie, raffinaderijen, industrie processen, verbranding, transport en bevolking. In elke sector levert dat emissies met groeivoeten over de periode 2000-2010 (zie bijlage, tabel III). In Tabel 101 worden de emissies van het BAU scenario in 2010 getoond; samen met de gemiddelde groeivoeten van de emissies geprojecteerd tussen 1999 en 2010 vergeleken met deze gemeten tussen 1990 en 1998.

Tabel 101: Emissies in de lucht in Vlaanderen : BAU zonder opgelegde beleids grens op emissies

		Emissie 1000 ton/jaar 2010	Gem. Groei 1998/1990	Gem. Groei BAU 2010/1999	Milieubeheerkost Miljard BEF BAU
STIKSTOF OXIDEN	NOX	199.7	0.2	1.2	0.0
ZWAVELDIOXIDEN	SO2	101.6	-6.0	-3.7	0.0
AMMONIAK	NH3	80.1	-1.2	1.0	0.0
VLUCHT.ORG.STOF	VOS	230.6	-0.3	0.8	0.0
KOOLSTOFDIOXIDEN	CO2	85.4	2.7	1.8	0.0

Tabel 102 toont de ontbinding van de bekomen groeivoeten in de drie determinerende componenten. De totale groei is een simulatieresultaat van het MIRA-model, geïmpliceerd door de vergelijkingen voor de emissies. Er worden geen emissiegrenswaarden opgelegd in het BAU scenario. Dit betekent dat de exogene variabele "opgelegde marginale milieubeheerkost" gelijk is aan nul. De groei of trend te wijten aan de algemene technologische evolutie is rechtstreeks af te lezen als coëfficiënt in de emissie vergelijkingen. Deze groei gebeurt wanneer er geen milieubeleid opgelegd wordt. Men gebruikt hier het gewogen gemiddelde van de econometrisch geschatte coëfficiënten in de verschillende sectoren of doelgroepen. De groeivoet te wijten aan de activiteit, ingebouwd in de vergelijkingen, is hier eenvoudig afgeleid als het verschil tussen de groeivoet van de totale emissie en de groeivoet ervan te wijten aan de algemene technologische evolutie.

Tabel 102: *Ontbinding van de gemiddelde jaarlijkse groei van de emissies in de lucht in Vlaanderen (1999-2010) : BAU zonder beleidsgrens op emissies*

Per jaar	Emissie determinanten:			Totaal:
	a. Activiteit (= d. - b.)	b. Technologie (coëfficiënt vergelijking)	c. Beleidsgrens (geen)	d. Groei v.d. emissie (MIRA model simulatie)
NOX :	3.5%	-2.3%	0	1.2%
SO2 :	2.8%	-6.5%	0	-3.7%
NH3 :	0.4%	+0.6%	0	1.0%
VOS :	2.7%	-1.9%	0	0.8%
CO2 :	3.1%	-1.3%	0	1.8%

Men moet de nadruk leggen op het feit dat de bekomen gemiddelde groei van een emissie overschat wordt ten opzichte van de werkelijkheid, wegens het feit dat er in BAU geen nieuw beleid gevoerd wordt, onder de vorm van enige opgelegde emissie grenswaarde. De economische activiteit en de technologische vooruitgang determineren de emissies, in de afwezigheid van emissie grenswaarden of enige nieuwe wet of richtlijn door de beleidsverantwoordelijken uitgevaardigd. Voor de vijf polluenten vindt men in Tabel III in bijlage de ontbinding van de emissies over de acht sectoren.

3.4 ½ Het BAU+ scenario : economische effecten van opgelegde verminderingdoelstellingen voor de grenswaarden van de emissies

Wat zijn de effecten van opgelegde verminderingdoelstellingen voor de grenswaarden van NOX, SO2, NH3, VOS en CO2-emissies in Vlaanderen tot op een vooropgestelde niveau of met een bepaald verminderingspercentage in 2010? Wat zijn de effecten van opgelegde milieubeheerkosten die gekozen zijn om deze doelstellingen te verwezenlijken? De simulatie betreffende dit scenario wordt in deze bijdrage de *BAU+ scenario simulatie* genoemd. *De verdere macro-economische effecten van dit milieubeleid werden nog niet gesimuleerd, omdat de verdeling van de milieubeheerkosten niet expliciet bepaald werd. Milieubeheerkosten moeten namelijk verdeeld worden over de bedrijven, de consumenten en de overheid.*

Projectie van de emissies in BAU+

De bedragen van de opgelegde emissiereducties en de daarbij horende milieubeheerkosten voor NOX, SO2, NH3 en VOS in Vlaanderen, komen uit de Vlaamse beleidsnota voor het protocol van het verdrag over grensoverschrijdende luchtverontreiniging ter bestrijding van verzuring, eutrofiëring en ozon in de omgevingslucht (Göteborg, Zweden, 30 november 1999). Ze werden opgenomen in het voorstel aan de Vlaams Minister van Leefmilieu en Landbouw (zie Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, augustus 1999). De milieubeheerskost voor CO2 is overgenomen uit de studie "Prospective Study of the Emissions in Belgium until 2008/2012 of the Greenhouse Gasses included in the Kyoto Protocol, Part B", opgesteld door het Energie Instituut van de KULeuven en VITO voor het Belgisch Federaal Ministerie voor Milieu (1999).

De cijfers voor de emissieplafonds en voor de verminderingspercentages, voorgesteld door de Vlaams Minister van Leefmilieu en Landbouw, samen met de meest recente gegevens waarover wij beschikken, staan in Tabel 103. Omwille van de actualisatie van de gegevens in 1990 zijn deze becijferingen van de doelstellingen niet meer

coherent. Wij beschouwen *de in de nota opgegeven bedragen van de opgelegde milieubeheerkosten als de definitie van het beleid*. Zij werden als dusdanig in het model ingevoerd, m.a.w. als exogene variabelen. De emissies die dan in 2010 bekomen worden zijn het resultaat van de simulatie met de drie in de vergelijking ingevoerde factoren. Het zijn de opgelegde milieubeheerskosten, naast de autonome technologische vooruitgang en het niveau van de activiteit.

Tabel 103: Bepaling van het beleid in Vlaanderen: opgelegde maximale emissies

	NOX	SO2	NH3	VOS	CO2
Officieel opgelegde maximale emissies in 1000 ton/jaar 2010	102.6	84.9	43.0	101.6	46.7
Emissies in 1000 ton per jaar 1990 (observatie)	171.3	256.9	78.2	215.7	55.0
Berekende opgelegde reductiepercentages 1990-2010	-40%	-67%	-45%	-53%	-15%
Officieel opgelegde reductiepercentages tussen 1990 en 2010	-44%	-53%	-36%	-47%	-15%
Emissies in 1000 ton per jaar 1999 (simulatie)	175.2	152.1	71.6	211.6	69.7
Geïmpliceerde opgelegde reductiepercentages 1999-2010	-41%	-44%	-40%	-52%	-33%

Wat centraal staat in de bijdrage die hier beschreven wordt, is het verschil tussen de resultaten over de emissies zonder en met opgelegde milieubeheerkosten, tussen de simulatie van BAU en BAU+.

De verschillen tussen de twee projecties zijn het resultaat van één enkele verandering: bij alle emissies werd een opgelegde marginale milieubeheerkost ingevoerd in BAU+ terwijl deze gelijk is aan nul in BAU. Het bedrag komt overeen met wat er aan de minister werd aanbevolen (zie Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, augustus 1999). Het beleid en het effect van het beleid, de verschillen tussen emissies en de groeivoeten van de emissies in de twee projecties worden in Tabel 104 getoond.

Tabel 104: BAU+ en BAU: Emissies in de lucht in Vlaanderen periode 1999-2010 met opgelegde beleidsgrenzen voor de emissies

	NOX	SO2	NH3	VOS	CO2
Opgelegde marginale milieubeheerkost in miljard BEF/jaar	28.0	13.3	3.1	2.2	69.0
BAU+ gesimuleerde emissies in 2010	139.7	60.0	60.4	172.4	53.8
BAU gesimuleerde emissies in 2010	199.7	101.6	80.1	230.6	85.4
Percentueel verschil BAU+ en BAU 2010	-30%	-41%	-25%	-25%	-37%
Percentuele reductie BAU+ 2010 t.o.v. 1999	-20%	-61%	-16%	-19%	-23%
BAU+ gesimuleerde jaarlijkse groei 1999-2010	-2.1%	-8.5%	-1.6%	-1.9%	-2.4%
BAU gesimuleerde jaarlijkse groei 1999-2010	-1.2%	-3.7%	1.0%	0.8%	1.8%
Vershil jaarlijkse groei BAU+ en BAU	-3.3%	-4.8%	-2.6%	-2.7%	-4.2%
Geobserveerde jaarlijkse groei 1990-1998	0.2%	-6.0%	-1.2%	-0.3%	2.7%
Vershil jaarlijkse groei BAU+ en 1990-1998	-2.3%	-2.5%	-0.4%	-1.6%	-5.1%

Het totaal van de opgelegde jaarlijkse milieubeheerkost is 115,6 miljard BEF. Het gesimuleerde effect van dit beleid is volgens ons model een procentueel verschil in 2010 van -25% tot -41% of een jaarlijkse vermindering van de groei van de emissies van 2,6% tot 4,8%. Ten opzichte van het verleden gaat deze vermindering van de groei van 0,4% tot 5,1%.

Deze groeivoeten kunnen opnieuw ontbonden worden zoals hiervoor is gebeurd: de determinanten activiteit en algemene technologische vooruitgang zijn dezelfde gebleven als in de BAU simulatie. Het verschil in totale jaarlijkse groeivoet tussen BAU+ en BAU, in Tabel 105 berekend, is dus het netto effect van het beleid. De opgelegde emissie maxima, waarvan de marginale kost door de beleidsvoerders werd geraamd, heeft dus een effect naast de andere twee determinanten, dat berekend is als verschil tussen de bekomen jaarlijkse groeivoeten.

Tabel 105: BAU+ : Bijdragen tot de jaarlijkse groei van de emissies in de lucht in Vlaanderen periode 2000-2010

Per jaar emissie simulatie)	Emissie determinanten:			Totaal:
	a. Activiteit (BAU)	b. Technologie (BAU)	c. Beleidsgrens (d-a-b)	d. Groei v.d. (BAU+ model)
NOX :	3.5%	-2.3%	-3.3%	-2.1%
SO2 :	2.8%	-6.5%	-4.8%	-8.5%
NH3 :	0.4%	+0.6%	-2.6%	-1.6%
VOS :	2.7%	-1.9%	-2.7%	-1.9%
CO2 :	3.1%	-1.3%	-4.2%	-2.4%

Kosten van een opgelegde percentuele reductiepercentage voor de emissies

In de volgende paragraaf wordt verder ingegaan op de milieubeheerskost. De politieke doelstelling werd hier als uitgangspunt genomen in termen van jaarlijks opgelegde percentuele reductiepercentages voor de emissies en de opgelegde milieubeheerskosten zijn daaruit afgeleid.

Bij een gekozen emissiegrenswaarde doelstelling, die door de overheid wordt opgelegd vanaf een bepaalde tijdstip in de toekomst, bijvoorbeeld 2010, hoort *de marginale kost per ton voor de vermindering van deze laatste ton*. Deze kost wordt afgelezen op de marginale kostencurve. Wij hebben voor Vlaanderen specifieke marginale kosten curven van percentuele emissie reducties opgesteld: voor een gekozen cumulatieve percentuele vermindering van de emissie in Vlaanderen wordt rechtstreeks de marginale kost per ton reductie, die overeenkomt met de marginaal beste of goedkoopste techniek, afgelezen. In de bijlage ziet men ter illustratie het verloop van de jaarlijkse marginale kost van de reductie van NOX emissies met 1 bijkomende ton wanneer deze reductie een bepaald percentage moet aannemen van de emissie gemeten in 1999 in Vlaanderen. Deze marginale kosten zijn afgeleid van de marginale kosten curven gepubliceerd door IIASSA in 1995 of door VITO (Mol)¹².

De *totale milieubeheerskost* die het beleid elk jaar met zich meebrengt, moet worden berekend als de som van de jaarlijkse kost van het vorige jaar plus de bijkomende kost,

¹² Marginale kosten curven in functie van de % reductie van NOx berekend op basis van “Kosten curve IIASA, in versie 1995”; SO2 en NH3 berekend op basis van “VITO, Analyse van de reductiekosten voor NH3, SO2, NOX en VOS; rapport opgesteld door J. Duerinck, H. Van Rompaey, en K. Siebens; Januari 1999”; VOS en CO2 berekend op basis van “Energie Instituut van de KULeuven en VITO (Mol), Prospective Study of the Emissions in Belgium until 2008/2012 of the Greenhouse Gasses included in the Kyoto Protocol, Part B”, opgesteld voor het belgisch federaal ministerie voor milieu (1999)”.

nl. de bijkomende reductie van het lopende jaar maal de marginale kost per ton van deze reductie. Elke marginale kost voor een jaar is dus gelijk aan het rekenkundig product van de marginale kost per ton (die hoort bij het emissie- en activiteitsniveau van dat jaar) en het bedrag van de emissie vermindering in dat jaar in aantal ton. Om de kost van het beleid over de hele periode te kennen neemt men de som over de hele periode 2000-2010. Uiteraard mag men de totale reductie van de emissie tot in het eindjaar niet vermenigvuldigen met de marginale kost in het eindjaar. Wel zal de marginale reductie van de emissie vanaf het eindjaar jaarlijks de zeer hoge en nog hogere marginale kost per ton hebben met nog duurdere technologieën. Om de totale milieubeheerkost te berekenen hebben we de opgelegde reductie van de emissie grenzen gelijkmatig in constante jaarlijkse percentuele reducties tot in 2010 gespreid. De jaarlijkse cumulatieve reductiepercentages werden dan ingevoerd in de Vlaamse kostencurve van percentuele emissie reducties en de daaruit volgende jaarlijkse kosten uitgerekend voor Vlaanderen voor elk jaar tot in 2010, als het product van de kost per ton van de noodzakelijke technologie en het aantal tonnen van de opgelegde reductie. De opgelegde reductie percentages in 2010 en de daaruit volgende kosten zijn in Tabel 106 ondergebracht.

Tabel 106: Marginale kosten van opgelegde emissie reductiepercentages in Vlaanderen

	NOX	SO2	NH3	VOS	CO2
Emissies in 1000 ton/jaar berekeningsbasis	108.7	138.7	71.6	209.8	69.7
Opgelegde reductie percentages tussen 1990 en 2010	-44%	-53%	-36%	-47%	-15%
Emissie doelstellingen in 1000 ton/jaar 2010	60.9	65.2	45.8	111.2	59.2
Marginale reductie kost per ton (1000 BEF) in 2010	603.2	72.9	1.6	720.2	1.8
Marginale reductie kost (mia BEF) in het jaar 2010	12.7	2.3	.01	12.0	14.3
Periode 2000-2010 : Bijkomende totale marginale kost van de reductie (mia BEF)	67.9	14.3	.04	90.2	55.6

Op basis van deze emissies is de bijkomende kost van het beleid voor NOX, SO2, NH3, VOS en CO2 samen, voor de hele periode 2000 tot 2010 in Vlaanderen, 228 miljard BEF, namelijk 67,9+14,3+0,04+90,2+55,6 miljard BEF. Wanneer men de jaarlijkse uitgaven over de periode 2001-2010 verdisconteert met een intrestvoet van 6%, dan is de huidige waarde van dit bedrag gelijk aan 125,5 miljard BEF. Dit bedrag dient vergeleken te worden met de 115,6 miljard BEF (27,7+12,9+3,1+2,8+69,0 miljard BEF) die door de overheid jaarlijks wordt opgelegd.

De orde van grootte van deze bedragen kan ook vergeleken worden met de gecumuleerde productiviteitswinsten die bij het gebruik van andere productiefactoren geboekt worden over dezelfde periode, bij voorbeeld op arbeid of energie. De gecumuleerde productiviteitswinst in BEF op de factor arbeid in dezelfde periode, bij de aangenomen gemiddelde groei van de output per tewerkgestelde van 1,9% per jaar en bij het loonpeil per tewerkgestelde van 1999, is 4 053 miljard BEF. De specifieke kost van het besproken milieubeleid 10 maal 115,6 miljard BEF en 227,9 miljard BEF, vertegenwoordigen dus respectievelijk 28,5% en 5,6% van deze nieuwe middelen, over de periode 2000-2010. In het verleden werd de bijkomende jaarlijkse kostenbesparing dankzij arbeidsproductiviteitswinst in Vlaanderen vooral verdeeld onder de vorm van reële loon stijgingen per tewerkgestelde. Wanneer dit zo gebeurt is het aandeel van de bezoldiging van de arbeid in het totaal nationaal inkomen constant. Milieuzorg en emissiereducties moeten nu ook zoals een productiefactor bezoldigd worden. Volgens deze berekening moet 28,5% en 5,6% van deze bijkomende middelen

naar de milieubeheerkost voor de vermindering van emissies in de lucht van de vijf behandelde polluenten.

Milieubeheerskost van een reductiebeleid herbekeken

Wat zijn de kosten van de reductiedoelstellingen voor NOX, SO₂, NH₃, VOS en CO₂ emissies in Vlaanderen, tot op een vooropgestelde emissies grenswaarde in 2010, *wanneer al deze polluenten samen aangepakt worden?* Dit hebben wij niet zelf berekend, maar als element ter overweging melden wij een interessante stelling.

Voor de vier eerste polluenten werd op 9 juni 1999 een belangrijke Europese directieve goedgekeurd, met Nationale Emissie Plafonds (NEP) en becijferde doelstellingen, ook voor België. De Nationale Emissie Plafonds (NEP) voorgesteld door de Commissie voor 2010 en de geschatte bijkomende kosten om deze te bereiken (CEC, 1999) zijn de volgende:

Tabel 107: Nationale Emissie Plafonds voorgesteld door de Europese Commissie voor 2010 en geschatte bijkomende kosten daarvan.

	NOX	SO ₂	VOS	NH ₃	Milieubeheerkost (miljoen Euro)
In 1000 ton per jaar					
Maximale emissies België	127.	76.	102.	57.	1053.
Maximale emissies EU 15	5922.	3637	5581	2826.	7514.

Voor het geheel van de Europese Unie, zou de zogenoemde NEP directieve leiden tot een vermindering, vergeleken met de emissies van 1990, van 78 % voor SO₂, 55 % voor NOX, 60 % voor VOS, en 21 % voor NH₃. De Commissie heeft berekend dat de totale extra kost van de nieuw opgelegde emissie reducties, volgens het voorstel van de NEP directieve, 7.514 miljard Euro per jaar is in 2010. De kost van emissie reducties in het referentie scenario wordt geschat op 58 miljard Euro per jaar in 2010.

Volgens Agren (1999) zou de extra kost van de nieuw opgelegde emissie grenswaarden drastisch verminderd worden, wanneer simultaan ook een streng beleid gevoerd wordt in de energie en in de transport sectoren om CO₂ emissies te beperken. De Europese Unie en het Verdrag over grensoverschrijdende luchtverontreiniging ter bestrijding van verzuring, eutrofiering en ozon in de omgevingslucht overschatten de totale kosten van de reductie van de uitstoot van luchtpolluenten omwille van een belangrijke methodologische fout: ze behandelen elke pollutant afzonderlijk en uitsluitend op basis van "end of pipe" technieken. De maatregelen voor energie efficiëntie en primaire grondstoffensubstitutie worden niet in rekening gebracht. Het beleid voor de reductie van CO₂ emissies moet dus simultaan gevoerd worden. Met een gezamenlijke strategie, zo argumenteert de studie van Agren, bereikt men dezelfde milieu doelstellingen in 2010 met een veel lagere totale kost. Met het alternatief laag CO₂ energie scenario, gekend onder de naam CARBON 15, is de totale kost om de doelstelling te bereiken 2,7 miljard Euro in plaats van 7.514 miljard Euro. Dit betekent een vermindering van liefst 64 %. Deze lagere kosten kunnen de politieke haalbaarheid van het vooropgesteld beleid sterk vergemakkelijken.

3.5 ½ Verdubbeling van de gemiddelde groeivoet van de wereldhandel van 4% naar 8%

Hoe beïnvloedt een veronderstelde verdubbeling van de gemiddelde groeivoet van de wereldhandel van 4% naar 8% de emissies van pollutanten in Vlaanderen? Hierbij hoort uiteraard ook een volledig beeld van de effecten op alle macro-economische en sectoriele variabelen voor Vlaanderen. De door de overheid gewenste emissieplafonds blijven hierbij wel a priori gelijk aan deze in het BAU+ scenario.

Tabel 108: Gemiddelde jaarlijkse groei van de emissies in de lucht, periode 2000-2010 in Vlaanderen: Groei van de wereldhandel van 4% naar 8%

Per jaar	a. Activiteit	+	b. Technologie	+	c. Beleidgrens	=	Groei v.d. emissie
NOX :	3.7% + .8%		-2.3%		-3.3%		-2.1% + .8%
SO2 :	3.0% + .9%		-6.5%		-4.8 %		-8.5% + .9%
NH3 :	0.4% + .2%		+0.6%		-2.6%		-1.6% + .2%
VOS :	2.6% + .8%		-1.9%		-2.7%		-1.9% + .8%
CO2 :	3.3% + .8%		-1.3%		-4.2%		-2.4% + .8%

De veranderingen gebeuren niet lineair in de tijd, omwille van de complexe dynamiek van het model. Het niveau van het jaar 2005, bij voorbeeld, verandert als volgt: uitvoer van goederen +8.2%, bruto regionaal product +3.1%; het niveau van de emissies in de lucht in Vlaanderen:

NOX +4.1% SO2 +4.5% NH3 +.8% VOS +4.0% CO2 +4.2%.

Referenties

Agren Christer, Getting more for less, an alternative assessment of the NEC directive; the Swedish NGO secretariat on acid rain, T&E and, EEB; Air pollution and climate series n° 13, T&E 1999/9

CEC; Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants; and, Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council relating to ozone in ambient air. (COM(1999)125 final).

Cofala, Janus; IIASA cost curves; cofala@iiasa.ac.at

Energie Instituut van de KULeuven en VITO (Mol), Prospective Study of the Emissions in Belgium until 2008/2012 of the Greenhouse Gasses included in the Kyoto Protocol, Part B", opgesteld voor het belgisch federaal ministerie voor milieu (1999).

European Commission, European Energy to 2020, a scenario approach, special issue spring 1996

Federaal Planbureau, Economische Vooruitzichten 1999-2004, april 1999 D/1999/7433/9

Luyten, ir. Sofie, Projectverantwoordelijke 'Verzuring en Troposferisch ozon', Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap AMINAL - Afdeling Algemeen Milieu- en Natuurbeleid; Kosten curve IIASA, in versie 1995

Ministerie van Sociale Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu; tweede Belgische Nationale Mededeling conform artikels 4 en 12 van het verdrag; raamverdrag van de Verenigde Naties inzake Klimaatverandering; augustus 1997.

Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap; departement Leefmilieu en Infrastructuur; notitie aan het kabinet van de Vlaamse Minister van Leefmilieu en Landbouw; protocol van het verdrag over grensoverschrijdende luchtverontreiniging ter bestrijding van verzuring, eutrofiering en ozon in de omgevingslucht; augustus 1999

VITO, Analyse van de reductiekosten voor NH₃, SO₂, NOX en VOS; rapport opgesteld door J. Duerinck, H. Van Rompaey, en K. Siebens; Januari 1999

Instituut voor Nationale Rekeningen, Economische Begroting, Economische voorspelling 2000, juli 1999

Vlaamse Milieu Maatschappij; lozingen in de lucht 1997-1998; mei 1999; rapport

Vlaamse Milieu Maatschappij, EMEP/LRTAP rapportering, januari 1999

Bijlagen

Verdere taken voor de socio-economische studie

- Afzondering van de emissies door industriële verbranding;
- Formele invoering van de verdeling van de milieukosten bij de bedrijven, de gezinnen en de overheden. De verdere macro-economische effecten van het milieubeleid werden nog niet gesimuleerd met het volledige model, omdat de verdeling van de milieubeheerkosten niet expliciet in het model bepaald werd.
- Differentiëring van de *milieubeheerkosten-coëfficiënten per doelgroep* of productiesector in de emissie vergelijking van elke pollutant. Bij elke agent of sector, verantwoordelijk voor emissies van een pollutant, zal een milieubeheerkost een bepaalde hoeveelheid marginale vermindering van de emissie veroorzaken. Hoeveel is deze hoeveelheid? Nu hebben we de totale milieubeheerkost per pollutant evenredig verdeeld over de sectoren en een identieke gemiddelde geïnduceerde vermindering van de emissie van die pollutant in alle doelgroepen of sectoren. In Tabel VI van de bijlage ziet men de jaarlijkse percentuele reductie van elke emissie in elke polluerende sector die overeenkomt met de besliste milieubeheerkost. Een verdubbeling van de milieubeheerkost zal een verdubbeling van de jaarlijkse reductie veroorzaken.
- Uitwerking van de begrotingen van de verschillende overheden
- Verwerking van een nieuwe aangepaste productie sectoren nomenclatuur in de modellen
- Diepgaande economische studie van verscheidene milieu beleidsopties in dit en in andere domeinen van het milieu.

Tabellen en grafieken

Tabel I : Sectoriele Nomenclatuur (NACE VMM)

Deelsectoren binnen NACE 'Industrie'	NACE-omschrijving	Sector (ESTARTE)
1 Mijnbouw	10. Winning van steenkool, bruinkool en turf	2
	11. Winning van aardolie en aardgas en aanverwante diensten	2
	12. Winning van uranium- en thoriumerts	2
	13. Winning van metaalerts	3
	14. Winning van overige delfstoffen	4
2 Voeding, dranken en tabak	15. Vervaardiging van voedingsmiddelen en dranken	11
	16. Vervaardiging van tabaksproducten	11
3 Textiel, leder en kleding	17. Vervaardiging van textiel	12
	18. Vervaardiging van kleding en bontnijverheid	12
	19. Leermijverheid en vervaardiging van schoeisel	12
4 Hout- en meubelnijverheid	20. Houtindustrie en vervaardiging van artikelen van hout, kurk, riet en vlechtwerk	15
	36. Vervaardiging van meubels; overige industrie	15
5 Papier en uitgeverijen	21. Papier- en kartonnijverheid	13
	22. Uitgeverijen, drukkerijen en reproductie van opgenomen media	13
6 Raffinaderijen	23.2. Vervaardiging van geraffineerde aardolieproducten	2
7 Chemie	24. Chemische nijverheid	5
8 Rubber- en kunststofnijverheid	25. Rubber- en kunststofnijverheid	14
9 Minerale niet-metaalproducten	26. Vervaardiging van overige niet-metaalhoudende minerale producten	4
10 IJzer- en staalnijverheid	23.1. Vervaardiging van cokesovenproducten	3
	27.1. Vervaardiging van ijzer en staal en van ferro-legeringen (EGKS)	3
	27.2. Vervaardiging van buizen	3
	27.3. Eerste verwerking van staal en productie van niet-EGKS-ferrolegeringen	3
	27.51. Gieten van ijzer	3
	27.52. Gieten van staal	3
11 Non-ferro industrie	27.4. Productie van non-ferro metalen	3
	27.53. Gieten van lichte metalen	3
	27.54. Gieten van overige non-ferro metalen	3
12 Metaalverwerkende nijverheid	28. Vervaardiging van producten van metaal	6
	29. Vervaardiging van machines, apparaten en werktuigen	7
	30. Vervaardiging van kantoormachines en computers	8
	31. Vervaardiging van elektrische machines en apparaten	9
	32. Vervaardiging van audio-, video- en telecommunicatie apparatuur	9
	33. Vervaardiging van medische apparatuur, van precisie- en optische ...	9
	34. Vervaardiging van assemblage van auto's, aanhangwagens en opleggers	10
	35. Vervaardiging van overige transportmiddelen	10
	13 Afvalrecuperatie	37. Recuperatie van recycleerbaar afval
14 Nutsvoorzieningen	40.1. Productie en distributie van elektriciteit	2
	40.2. Productie en distributie van gas	2
	40.3. Distributie van stoom en warm water	2
	41.0. Winning, zuivering en distributie van water	2
15 Bouwnijverheid	45. Bouwnijverheid	16
A Afvalverwerking	90.002. Verzamelen, storten en verwerken van huisvuil	17
	90.003. Verzamelen, storten en verwerken van afval afkomstig van de landbouw, van industrieel afval en van bouwpuin	17
	90.004. Beheer van stortplaatsen en definitieve opslagplaatsen van afval	17
B RWZI's	90.001. Afvalwaterverzameling en -zuivering	17

Opmerking: NACE 23,3 (Bewerking van splijt- en kweekstoffen) wordt niet uitgewerkt binnen de sector industrie.

*Tabel II : Gedetailleerde projectie van de sectoriele economische variabelen
Gemiddelde jaarlijkse groeivoeten 1999-2010 in Vlaanderen*

Omschrijving	Tewerkgestelden (voltijds)	Productie	Productiviteit	Loonkost per tewerkgestelde	Productprijs index
	1999-2010	1999-2010	1999-2010	1999-2010	1999-2010
Landbouw, bosbouw, visserij	-0.1	1.1	1.2	4.0	0.6
Energie- en nutsbedrijven	-2.3	3.9	6.2	5.3	2.2
Basismetaleel: ijzererts, non-ferrometaal, metaal.	-1.5	3.4	5.0	4.4	0.7
Niet-metaalhoudende mineralen	0.0	1.2	1.2	3.8	1.3
Chemische industrie	-0.8	4.1	4.9	5.3	1.2
Metaalverwerking	0.0	2.5	2.5	3.0	1.4
Machines voor landbouw en industrie	0.0	1.0	1.0	3.0	1.5
Machines voor bureau, informatieverwerking, precisie-instrumenten	1.9	2.4	0.5	3.0	1.5
Electrotechnische industrie	0.0	1.9	1.9	4.1	1.4
Transportmiddelenindustrie	0.0	2.8	2.8	4.3	1.4
Voeding, drank, tabak	0.2	3.5	3.3	4.4	1.3
Textiel, leder, schoeisel, kleding	-2.1	1.8	3.9	4.7	0.9
Papiernijverheid, drukwerk	-0.5	3.0	3.5	4.7	1.0
Rubber- en plasticverwerking	1.6	3.8	2.2	4.8	0.7
Overige verwerkende nijverheid	0.0	0.0	0.0	3.7	1.5
Gebouwen, weg- en waterbouwkundige werken	0.9	2.2	1.3	3.1	1.9
Diensten van de handel, recuperatie reparatie	0.3	2.6	2.3	4.6	2.7
Diensten van hotels, cafes, restaurants	1.8	2.3	0.5	3.8	2.1
Diensten van vervoer te land en binnenvaart	1.8	2.3	0.5	4.6	2.3
Diensten van zee- en luchtvaart	1.9	3.8	1.9	4.3	0.0
Diensten van havens en vervoerverwante act.	1.9	2.4	0.5	3.0	1.4
Communicatie diensten	2.0	2.5	0.5	4.3	1.9
Diensten van bank- en verzekeringswezen	-0.4	3.5	3.9	3.8	-0.1
Overige verhandelbare diensten	2.0	3.1	1.1	4.3	1.8

Tabel III : Gemeten en geprojecteerde emissies per sector voor Vlaanderen in gemiddelde jaarlijkse groeivoeten 1999-2010

BAU REFERENTIE	NOX		SO2		NH3		VOS		CO2	
	1998/ 1990	2010/ 1999	1998/ 1990	2010/ 1999	1998/ 1990	2010/ 1999	1998/ 1990	2010/ 1999	1998/ 1990	2010/ 1999
Landbouw	0.0	0.0	0.0	0.0	-1.3	0.8	2.0	0.8	0.0	0.0
Energie	-3.3	-1.0	-4.8	-3.0	0.0	0.0	0.1	2.0	1.0	1.0
Raffinaderijen	0.3	2.0	-3.7	-2.0	0.0	0.0	0.6	4.4	2.0	2.0
Industrie	2.3	5.0	-11.4	-10.1	-1.8	-0.3	-0.6	0.7	-0.6	0.0
Verbranding	-2.0	-0.5	-4.5	-3.0	0.0	0.0	0.1	1.6	0.0	0.0
Transport	1.5	0.7	-12.5	-7.5	34.0	11.6	-0.4	-1.4	5.8	5.3
Domestic	0.8	0.1	-1.8	-2.1	0.0	0.0	0.0	0.3	0.9	1.2
Totaal	0.2	1.2	-6.0	-3.7	-1.2	1.0	-0.3	0.8	2.7	1.8
Milieubeerkost Totaal BEF	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
BAU+ ALTERNATIEF	NOX		SO2		NH3		VOS		CO2	
	1998/ 1990	2010/ 1999	1998/ 1990	2010/ 1999	1998/ 1990	2010/ 1999	1998/ 1990	2010/ 1999	1998/ 1990	2010/ 1999
Landbouw	0.0	0.0	0.0	0.0	-1.3	-2.0	2.0	-1.5	0.0	0.0
Energie	-3.3	-3.4	-4.8	-9.0	0.0	0.0	0.1	-0.3	1.0	-3.3
Raffinaderijen	0.3	-0.4	-3.7	-6.2	0.0	0.0	0.6	2.2	2.0	-2.2
Industrie	2.3	2.7	-11.4	-14.7	-1.8	-0.3	-0.6	-1.6	-0.6	-4.3
Verbranding	-2.0	-3.0	-4.5	-7.2	0.0	0.0	0.1	-0.6	0.0	0.0
Transport	1.5	-3.8	-12.5	-13.7	34.0	9.8	-0.4	-6.5	5.8	1.2
Domestic	0.8	-2.3	-1.8	-6.3	0.0	0.0	0.0	-2.0	0.9	-3.0
Totaal	0.2	-2.1	-6.0	-8.5	-1.2	-1.6	-0.3	-1.9	2.7	-2.4
Milieubeheerkost totaal in BEF	0.0	114.0	0.0	107.3	0.0	93.9	0.0	90.9	0.0	122.2
Milieubeheerkost marginaal in BEF		27.99		13.32		3.06		2.21		69.00

Tabel IV : totale groeivoeten van de emissies tussen 1999 en 2010 : projectie BAU+ en BAU

	NOX		SO2		NH3		VOS		CO2	
	BAU+	BAU	BAU+	BAU	BAU+	BAU	BAU+	BAU	BAU+	BAU
Landbouw	0.0	0.0	0.0	0.0	8.7	-19.6	9.2	-14.8	0.0	0.0
Energie	-10.5	-31.4	-28.5	-62.8	0.0	0.0	24.3	-2.7	11.6	-30.1
Raffinaderijen	24.3	-4.0	-19.9	-49.4	0.0	0.0	62.3	27.7	24.6	-21.5
Industrie	73.0	34.6	-67.2	-80.1	-3.4	-3.4	7.5	-16.2	-0.2	-37.8
Verbranding	-5.8	-27.7	-28.0	-54.7	0.0	0.0	19.9	-6.3	0.0	0.0
Transport	8.0	-34.2	-56.0	-77.8	258.2	194.0	-14.4	-50.9	78.3	14.0
Domestic	1.1	-22.3	-20.8	-50.0	0.0	0.0	3.3	-19.5	14.0	-28.5
Totaal %	14.0	-20.2	-33.2	-60.6	11.9	-15.7	9.0	-18.5	22.5	-22.8

Tabel V : Geschatte constante percentuele verandering van de emissies in de lucht omwille van de algemene technologische evolutie : per sector en gemiddeld over de sectoren voor Vlaanderen

Emissies van in	NOX			SO2			NH3			VOS			CO2		
	aandeel	coëf	gem. 2010	aandeel	coëf	gem. 2010	aandeel	coëf	gem. 2010	aandeel	coëf	gem. 2010	Aandeel	coëf	gem. 2010
Landbouw	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0	0.0	0.91	0.6	0.5	0.00	-0.3	0.0	0.00	0.0	0.0
Energie	0.16	-5.0	-0.8	0.33	-7.0	-2.3	0.00	-2.0	0.0	0.11	-2.0	-0.2	0.24	-3.0	-0.7
Raffinaderijen	0.06	-2.0	-0.1	0.24	-6.0	-1.4	0.00	-2.0	0.0	0.13	0.5	0.1	0.06	-2.7	-0.1
Industrie	0.23	2.5	0.6	0.09	-12.3	-1.1	0.04	-3.0	-0.1	0.42	-2.0	-0.8	0.22	-2.7	-0.6
Verbranding	0.04	-3.2	-0.1	0.14	-5.6	-0.8	0.00	0.0	0.0	0.02	-1.0	0.0	0.00	0.0	0.0
Transport	0.44	-4.0	-1.8	0.01	-9.5	-0.1	0.05	3.0	0.1	0.16	-3.7	-0.6	0.28	1.0	0.3
Domestic	0.06	-1.8	-0.1	0.18	-4.0	-0.7	0.00	0.0	0.0	0.15	-1.6	-0.2	0.21	-0.7	-0.1
Totaal	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Totale trend			-2.3			-6.5			0.6			-1.9			-1.3

Tabel VI : Geschatte coëfficiënten voor de effecten van de milieubeheerkosten op de emissies in de lucht per productiesector voor Vlaanderen

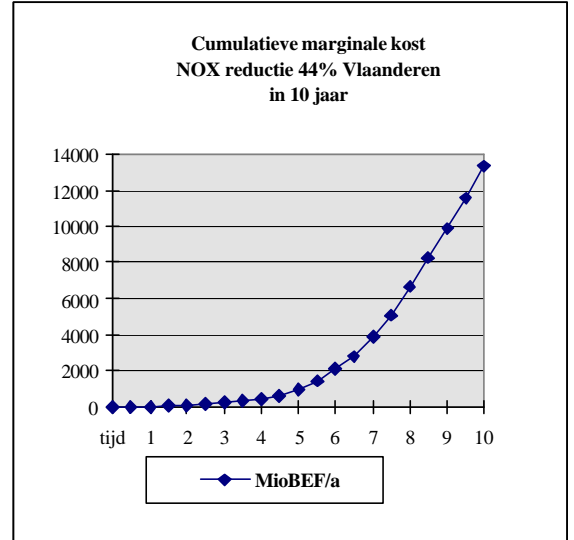
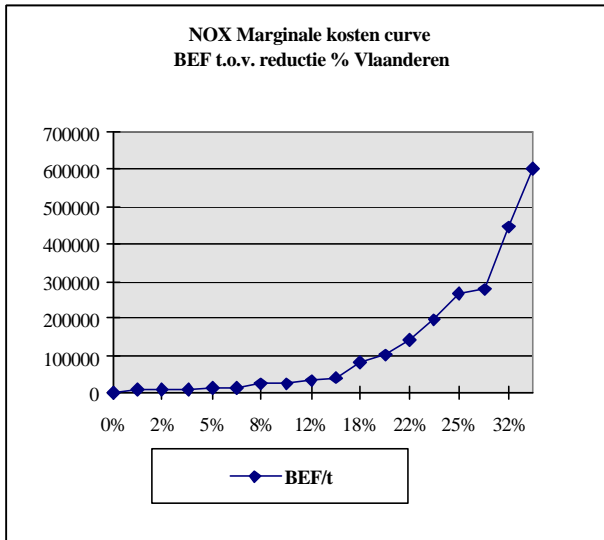
Hieronder staan de milieubeheerkosten coëfficiënten per productiesector voor elke pollutant. Deze coëfficiënten zijn constanten van het type **a** zodat één van de determinanten van de percentuele verandering van de emissie gelijk is aan

$(a / 100) \times \text{jaarlijkse opgelegde marginale milieubeheerkost} / \text{totale milieubeheerkost basisjaar 1990}$

In de onderstaande tabel ziet men de percentuele reductie van elke emissie in elke polluerende sector in overeenstemming met de gekozen milieubeheerkost.

	SO2	NOX	VOS	NH3	CO2
Landbouw	-0.0	-0.0	-2.7	-2.2	-0.0
Energie	-2.4	-5.6	-0.0	-2.2	-4.2
Raffinaderijen	-2.4	-4.0	-0.0	-2.2	-4.2
Industrie	-2.4	-4.0	-0.0	-2.2	-4.2
Verbranding	-2.4	-4.0	-0.0	-2.2	-0.0
Transport	-4.4	-5.6	-0.0	-4.9	-4.2
Domestic	-2.4	-4.0	-0.0	-2.2	-4.2
Totaal	-3.3	-4.5	-2.6	-2.8	-4.2

Tabel VII: Marginale kostencurve en reductie % emissies in Vlaanderen : voorbeeld NOX



4 ½ Sociaal-economische effecten van milieumaatregelen en het milieubeleid in Vlaanderen : een kwantificering met behulp van het VLECOS-model

Ludo Peeters, ITEO, Limburgs Universitair Centrum

4.1 ½ Inleiding

De voorliggende studie past in het voornemen, zoals tot uitdrukking gebracht in de Blauwdruk (p.22), om in het *Scenariorapport MIRA-S 2000* een bespreking te wijden aan een theoretisch en methodologisch kader voor de wisselwerking tussen milieu en economie.

Dit rapport beschrijft de (eerste) resultaten van een modelmatige analyse met behulp van het Vlaams Ecologisch-economisch Scenariomodel, kortweg VLECOS-model. Deze analyse is specifiek gericht op een kwantificering van de wisselwerking tussen ecologie en economie in Vlaanderen. Het VLECOS-model is gebaseerd op een geprojecteerde Vlaams input-output (IO) tabel, die een gedetailleerde beschrijving geeft van de economische relaties (leveranciers-gebruikersrelaties) tussen de Vlaamse bedrijfssectoren. Het VLECOS-model tracht op basis van het stelsel van Nationale (Regionale) Rekeningen en een milieumodule, binnen bepaalde randvoorwaarden, de sociaal-economische gevolgen te kwantificeren van wijzigingen in het Vlaamse milieubeleid. De voorliggende studie is een poging om, middels enkele voorbeelden of gevalstudies, een inzicht te verschaffen in de mechanismen van milieubeleids-effecten, rekening houdend met de specifieke structuur van de Vlaamse economie.

De combinatie van economische en milieutechnische gegevens, afkomstig van diverse – vaak onvolledige, verouderde en gefragmenteerde – bronnen, legt onvermijdelijk praktische beperkingen op aan de modelmatige analyse. Vooral het ontbreken van volledige, betrouwbare en gedetailleerde sectorale emissiecijfers voor Vlaanderen (MIRA-T 1999, p.262) vormt een probleem. De specifieke toepassingen van het VLECOS-model, die hieronder zullen worden besproken, zijn dan ook enkel en alleen bedoeld als een eerste illustratie van de mogelijkheden (en beperkingen) van de IO-gebaseerde, comparatief-statische milieubeleidsanalyse in Vlaanderen. Ondanks deze beperkte ambitie – en mede gelet op het uiterst korte tijdsbestek waarin de voorliggende studie moest worden gerealiseerd –, is in dit rapport toch een ernstige poging ondernomen om, op basis van een verkenning van de beschikbare economische en milieutechnische informatie, een zo getrouw mogelijk beeld te schetsen van het Vlaams ecologisch-economisch systeem, zij het op een vrij geaggregeerd sectoraal niveau.

Na deze korte inleiding, worden achtereenvolgens de methodiek van de IO-analyse en de opbouw van het VLECOS-model toegelicht in respectievelijk de paragrafen 2 en 3. Vervolgens worden in paragraaf 4 de resultaten van twee beleidstoepassingen (voorbeelden of gevalstudies) beschreven. Toepassing I gaat over de economische en ecologische gevolgen van een autonoom versus een milieuscenario tot 2004. Toepassing II behandelt de economische en ecologische gevolgen van “de vervuiler betaalt” voor de opruiming van de Vlaamse afvalberg. Tenslotte worden in paragraaf 5 een aantal conclusies geformuleerd. Enkele technische (mathematische) details worden verstrekt in de Bijlagen van dit rapport.

4.2 ½ Methodiek van de IO-analyse

Voor een algemene beschrijving van de structuur en de werking van een IO-model wordt verwezen naar Bijlage 1 van dit rapport. De voor- en nadelen van de IO-analyse zijn genoegzaam bekend (zie o.m. ook SERV, 1996, p.192). De voornaamste voor- en nadelen worden hier nog even op een rijtje gezet. Belangrijke voordelen van de IO-analyse zijn: (a) de systematische beschrijving van de ecologische en economische repercussies van milieubeleidsmaatregelen, (b) de mogelijkheid van de berekening van cumulatieve effecten – d.w.z., directe *plus* indirecte (afgeleide) effecten, en (c) de potentieel hoge graad van sectorale detaillering (momenteel in België maximaal 59 NACE/CLIO-bedrijfstakken). Belangrijke nadelen van de IO-benadering zijn: (a) de afwezigheid van substitutiemogelijkheden tengevolge van wijzigingen in de relatieve prijzen, (b) de perfect-elastische aanbod- en vraagfuncties, en (c) de imperfecte kwaliteit (ramingen voor Vlaanderen) en de geringe actualiteit (1995-projecties voor België op basis van 1990-cijfers) van de gebruikte economische data. Deze nadelen kunnen deels “opgevangen” worden in de beleidssimulaties op korte en middellange termijn. Ten aanzien van de actualiteit van de economische data is het bovendien nuttig om te vermelden dat er binnenkort (d.i., in het najaar van 2000) recente “maak- en gebruikstabellen” beschikbaar zullen worden gesteld door de Nationale Bank van België, voor de jaren 1995-1999. Bijgevolg zijn de perspectieven ten aanzien van de actualiteit van de economische data relatief gunstig.

De kwantificering van de wisselwerking tussen milieu en macro-economie berust op een aantal specifieke uitbreidingen van het traditionele IO-model met “milieu-satellietrekeningen”. Met andere woorden, er wordt een aantal rijen aan de IO-tabel toegevoegd, overeenkomstig verschillende vormen van “milieudruk” per economische activiteit of bedrijfstak (in termen van de uitstoot van vervuilende stoffen, zoals bijv. CO₂-emissie, afvalproductie, enz.), eventueel aangevuld met een aantal kolommen overeenkomstig de activiteiten van de Vlaamse “milieu-industrie” (ten behoeve van een zogenaamd “Leontief-pollutiemodel”). Deze uitbreidingen worden later in dit rapport uitvoeriger beschreven.

Het voorgestelde *VLECOS*-model is fundamenteel van dezelfde aard en structuur als het Nederlandse *DEOS*-model (VROM, 1996). Op tal van plaatsen wordt bij de opbouw van het *VLECOS*-model nuttig gebruik gemaakt van informatie uit de VROM-studie. De toepassingen van het *VLECOS*-model zijn evenwel verschillend van deze van het *DEOS*-model.

4.3 ½ Opbouw van het *VLECOS*-model

De Vlaamse IO-tabel van 1995: VLIO1995

Het *VLECOS*-model is gebaseerd op een IO-model van de Vlaamse economie. Het uitgangspunt voor de constructie van dit model is de meest recente (officiële) IO-tabel van 1990 voor de Belgische economie, kortweg BIO1990 (FPB, 1999a). Deze tabel is ingedeeld in 59 NACE/CLIO-sectoren, en geeft een systematische beschrijving van de structuur van de Belgische economie, in termen van transacties (aan- en verkopen) tussen gebruikers (van inputs) en leveranciers (van outputs), op het niveau van de Belgische economische sectoren.

De BIO1990-tabel wordt ten behoeve van de voorliggende studie geëxtrapoleerd naar een recentere periode, m.n. het jaar 1995 (basisjaar), door middel van de zgn. “EURO-methode” (Beutel, 1992; Peeters en Mulders, 1997; Hambye, 1998). Deze methode is gebaseerd op gegevens van het Instituut voor de Nationale Rekeningen (INR) en de Rijksdienst voor Sociale Zekerheid (RSZ): (1) gegevens uit de Nationale Rekeningen betreffende de evolutie (groeivoeten) van de verschillende componenten van het nationaal inkomen en de nationale bestedingen, en (2) gegevens betreffende de evolutie van de sectorale bruto toegevoegde waarde tegen marktprijzen (afgekort BrTW) en de sectorale tewerkstelling (loontrekkenden), over de periode 1990-1995. Het resultaat van deze bewerking is de geprojecteerde BIO1995-tabel (niet opgenomen in dit rapport).

Deze geprojecteerde BIO1995-tabel wordt vervolgens “geregionaliseerd” tot het niveau van het Vlaamse Gewest, door middel van de zogenaamde *cross-industry location quotient* (CILC) methode (zie bijv. McCann en Dewhurst, 1998). Deze methode past de nationale technische coëfficiënten uit de Belgische IO-tabel aan op grond van Vlaamse cijfers betreffende de sectorale BrTW en/of werkgelegenheid. De aldus bekomen *Vlaamse* technische coëfficiënten laten toe om een gefundeerde raming te maken van de intersectorale transacties binnen de Vlaamse economie.

De uiteindelijke VLIO1995-tabel, die aan de grondslag ligt van het *VLECOS*-model, bevat (slechts) 11 grote sectoren. De sectorindeling van het *VLECOS*-model wordt gegeven in Tabel 109. Uit deze tabel blijkt tevens de verhouding tot de sectoren van het *DEOS*-model. De keuze van de *VLECOS*-sectorindeling is in belangrijke mate bepaald door beperkingen inzake databeschikbaarheid (vooral ten aanzien van de milieutechnische gegevens, zie verder). De VLIO1995-tabel zelf wordt weergegeven in Tabel 110. In de Vlaamse IO-tabel zijn alle economische transacties gewaardeerd tegen producentenprijzen, excl. BTW, en uitgedrukt in miljoen BEF.

Tabel 109: Sectorindeling van het VLECOS-model

VLECOS			DEOS	
Sectoren	NACE/CLIO - R25 (a)	Omschrijving	Sectoren(b)	Omschrijving
LAND	LAND	Landbouw, bosbouw- en vissersproducten	VH	Veehouderij
			AB	Akkerbouw
			TB	Tuinbouw
			BB	Bosbouw
			VI	Visserij
ENER	ENER	Energetische producten	OI	Olie-industrie
			EW	Energiewinning
			ON	Openbare nutsbedrijven
			MI	Metaalindustrie
META	META	Ijzerertsen, non-ferrometalen en metallurgische producten		
	MIPR	Producten uit metaal, m.u.v. machines en transportmiddelen		
	MACH	Machines voor landbouw en industrie		
	BURI	Bureaumachines, machines voor info.-verwerking, fijnmechanische en optische instrumenten		
	ELEK	Elektrotechnische installaties en voorzieningen		
	AUTO	Transportmiddelen		
	OVIN (excl. HOUT)	Overige industrieproducten (exclusief Hout en houten meubelen)		
CHEM	CHEM	Chemische producten	CI	Chemische industrie
MINE	MINE	Mineralen en producten op basis van niet-metaalhoudende mineralen	OV	Overige industrie
	TEXT	Textielproducten, leder, schoeisel, kleding		
	PAPR	Papier, papierwaren, drukwerk		
VOED	VOED	Voedingsmiddelen, dranken en tabaksproducten	VG	Voedings- en genotmiddelenindustrie
RUBR	RUBR	Rubber- en plasticartikelen	RK	Rubber- en kunststofverwerkende industrie
HOUT	HOUT	Hout en houten meubelen	HM	Hout- en meubelindustrie
BOUW	BOUW	Gebouwen, weg- en waterbouwkundige werken	BO	Bouwnijverheid
VERV	VERV	Diensten van vervoer over de weg en overig vervoer te land	VE	Vervoer
	ZEEL	Diensten van zee- en luchtvaart		
	OPSL	Diensten van aan het vervoer verwante activiteiten		
	COMM	Communicatiediensten		
DNST	HAND	Recuperatie en reparatie, diensten van de handel	DI	Diensten
	HRCA	Diensten van hotels, cafés en restaurants	MD	Reinigings- en ontsmettingsbedrijven
	BANK	Diensten van bank- en verzekeringswezen	NR	Natuureducatie en recreatie
	AVHD	Andere verhandelbare diensten		
	NVHD	Niet-verhandelbare diensten		

(a) Bron: FPB (1999b), pp. 83-85.

(b) Bron: VROM (1996), p. 101, Bijlage 1.

Tabel 110: De Vlaamse IO-tabel van 1995 - VLIO1995 (transacties uitgedrukt in miljoen BEF)

Sectoren	LAND	ENER	META	CHEM	MINE	VOED	RUBR	HOUT	BOUW	VERV	DNST	FinVraag	TOTAAL
LAND	11835	2	34	51	601	103433	11	1412	0	0	1977	64066	183422
ENER	5645	35096	24614	22764	10773	10331	2556	1730	3768	21752	49500	253790	442320
META	1084	3691	141568	7889	3303	6289	2504	2755	21170	2726	10464	1252696	1456137
CHEM	1239	1340	2182	16479	10196	1324	5372	590	247	86	2223	457297	498573
MINE	1344	2303	9404	7976	59758	11019	3906	2832	36658	2322	32728	395467	565716
VOED	43092	5	19	1696	311	59656	7	32	24	9	37789	530524	673164
RUBR	240	135	6791	3780	1490	5914	193	514	2169	423	3293	132718	157660
HOUT	24	36	3750	473	1274	115	77	13099	14124	524	3610	125357	162461
BOUW	907	6143	2834	1034	1764	1601	193	250	0	2811	61015	411911	490464
VERV	6459	8542	31416	7847	12308	23933	2902	5811	7558	14958	38715	484095	644546
DNST	15111	24752	67455	22235	31691	42101	8744	8697	33542	22816	171368	2553429	3001941
Invoer	35822	121418	741139	219545	230272	230458	76733	67537	122681	83164	219144	1191040	3338953
BrTWmp	60620	238857	424932	186803	201973	176990	54462	57203	248522	492956	2370115	0	4513435
TOTAAL	183422	442320	1456137	498573	565716	673164	157660	162461	490464	644546	3001941	7852388	
Noot: De cijfers in cursief zijn ramingen en houden rekening met het (macro-economisch) evenwicht tussen bestedingen en inkomen.													
Werkgelegenheid in 1995	LAND	ENER	META	CHEM	MINE	VOED	RUBR	HOUT	BOUW	VERV	DNST	TOTAAL	RECY
Totaal (RSZ + RSVZ)	85668	31047	290557	58923	158328	99065	31381	40457	263641	237540	2398763	3695370	11907
Emissies in 1995	LAND	ENER	META	CHEM	MINE	VOED	RUBR	HOUT	BOUW	VERV	DNST	TOTAAL	RECY
CO ₂ (kton)	1785	21472	2971	5888	2200	1125	51	38	200	11492	3806	51029	824
Afval (ton)	32213	35094	1036778	686252	653493	1350068	12264	385991	218607	27712	55525	4493998	0

Uitbreidingen van de VLIO1995-tabel: milieugegevens en milieuthema's

Ten behoeve van deze studie werd de VLIO1995-tabel uitgebreid met een aantal exogene rijen die sectorale informatie bevatten betreffende: (1) de emissie van vervuilende stoffen, en (2) de werkgelegenheid. Deze uitbreidingen van de VLIO1995-tabel zijn eveneens gegeven in Tabel 110. Later volgt er nog een tweede uitbreiding van

VLIO1995, door middel van een kolom overeenkomstig de activiteiten van de (hypothetische) Vlaamse “milieu-industrie”.

Milieutechnische gegevens

De introductie van milieutechnische gegevens in VLIO1995 vereist enige toelichting. In Vlaanderen zijn milieutechnische gegevens, zoals sectorale emissiecoëfficiënten of –intensiteiten, slechts fragmentarisch en op een zeer geaggregeerd sectorniveau (vijf à zes grote sectoren) beschikbaar. Bijgevolg was ten behoeve van deze studie een belangrijke aanpassing nodig om de beperkt beschikbare milieutechnische gegevens te “vertalen” naar een voldoende gedetailleerd sectorniveau en vervolgens te combineren met de economische sectorgegevens. De milieutechnische gegevens werden daarom, voor zover mogelijk, aangevuld met (vergelijkbare) Nederlandse cijfers die gebruikt zijn bij de opbouw van het *DEOS*-model (o.m. de sectorale CO₂- en afvalcoëfficiënten en de jaarlijkse, gemiddelde efficiëntieverbeteringen). Na enkele bewerkingen kon de beschikbare informatie in overeenstemming worden gebracht met de 11 sectoren van het *VLECOS*-model. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 111. Deze tabel vereist evenwel enige toelichting. De cijfers voor de CO₂-emissie en afvalproductie voor de verschillende jaren gelden voor een constant gehouden productieniveau van de economische sectoren in 1995. Met andere woorden, deze tabel reflecteert uitsluitend de autonome efficiëntieverbeteringen voor de diverse economische sectoren. Bijv., de CO₂-emissie (afvalproductie) van de sector *CHEM* zou – bij een constant gehouden productieniveau – in 2004 “slechts” $90,5 \% = 533.233 \div 686.252 \times 100$ ($77,7 \% = 5.330 \div 5.888 \times 100$) bedragen van deze in 1995.

Tabel 111: Milieutechnische gegevens

(a) CO₂-emissies (in kton) van de economische activiteiten in Vlaanderen, bij constant gehouden productieniveau van 1995

Sectoren	1990(a)	1990(b)	1995(c)	2004(c)	Gem. jrlkse eff.verbeter. in %	1997(f)
LAND	..	1917	1785	1569	1.4	2405
ENER	22598	22598	21472	19582	1.0	22702
META >	..	3047	2971	2840	0.5	..
CHEM >	..	6222	5888	5330	1.1	..
MINE >>	..	2290	2200	2047	0.8	..
VOED >>>	13057	1201	1125	1000	1.3	19087
RUBR >>	..	53	51	47	0.8	..
HOUT >	..	40	38	35	1.1	..
BOUW >	..	204	200	193	0.4	..
VERV	11843	11843	11492	10886	0.6	13752
DNST(d)	5984	4067	3806	3379	1.3	17314 (g)
Subtotaal	53482	53482	51029	46908		..
Fin.vraag(e)	10170	10170	10170	10170		..
Totaal	63652	63652	61199	57078		75261

(a) Verbruggen (1994), p. 194, Tabel 2.

(b) Toewijzing (raming) op basis van de sectorale emissiecoëfficiënten gebruikt in het DEOS-model (zie VROM, 1996, p. 21, Tabel 2.2).

(c) Prognose op basis van de jaarlijkse gemiddelde sectorale efficiëntieverbeteringen gebruikt in het DEOS-model (zie VROM, 1996, p. 25, Tabel 2.7).

(d) De sector "DNST" omvat tevens de deelsector "Afvalverwerking" (met CO₂-uitstoot van 880 kton in 1990).

(e) Er worden (voorlopig) geen efficiëntieverbeteringen t.a.v. de finale vraag in aanmerking genomen.

(f) Voorlopige VITO-cijfers.

(g) Huishoudelijk plus tertiair (16.976) en Afvalverwerking (338).

(b) Afvalproductie (in ton) van de economische activiteiten in Vlaanderen, bij constant gehouden productieniveau van 1995

Sectoren	1994(a)	1994(b)	1994	1995(c)	2004(c)	Gem. jrlkse eff.verbeter. In %
	VMM (1)	DEOS (2)	VLECOS (1) + (2)	VLECOS	VLECOS	
LAND	..	33209	33209	32213	25030	3.0
ENER	..	35810	35810	35094	29745	2.0
META	1017233	51610	1068843	1036778	805599	3.0
CHEM	439006	268471	707477	686252	533233	3.0
MINE	549862	123842	673704	653493	507778	3.0
VOED	1271749	120074	1391823	1350068	1049033	3.0
RUBR	4168	8476	12644	12264	9530	3.0
HOUT	365529	28339	393868	385991	327158	2.0
BOUW	..	228192	228192	218607	152430	4.2
VERV	..	28277	28277	27712	23488	2.0
DNST	..	56659	56659	55525	47062	2.0
Toe te wijzen	982958
Totaal	4630505	982958	4630505	4493998	3510086	

(a) Verbruggen (1996), pp. 212-214.

(b) Toewijzing aan de 11 sectoren op basis van de afvalcoëfficiënten gebruikt in het DEOS-model (zie VROM, 1996, p. 21, Tabel 2.2).

(c) Prognose op basis van de jaarlijkse gemiddelde sectorale efficiëntieverbeteringen gebruikt in het DEOS-model (zie VROM, 1996, p. 25, Tabel 2.7).

Milieuthema's

De bespreking van gevalstudies impliceert steeds een bepaalde keuze ten aanzien van milieuthema's. In deze studie wordt de aandacht toegespitst op twee belangrijke thema's: (1) het broeikas-effect, en (2) de (bedrijfs-)afvalproblematiek. De keuze van deze twee milieuthema's is (toegegeven) enigszins arbitrair, maar berust ten dele op de

relatief gunstige positie ten aanzien van de databeschikbaarheid in Vlaanderen. In verband met het broeikaseffect zijn enkele bruikbare cijfers inzake de sectorale CO₂-emissies voor 1990 terug te vinden in Verbruggen (1994, p. 194). In verband met de afvalproblematiek zijn enkele bruikbare cijfers inzake de sectorale afvalproductie voor 1994 terug te vinden in Verbruggen (1996, pp. 212-214). Ten aanzien van de afvalproductie door de bedrijven worden de belangrijkste groepen afvalstoffen in aanmerking genomen: giftig en gevaarlijk afval, anorganisch afval, organisch-synthetisch afval, mengsel anorganisch-organisch afval, organisch-biologisch afval.

Ondanks de beschikbaarheid van recentere CO₂-emissiecijfers (VITO-1997), lijkt het zinvol om, gelet op de beperkte doelstelling van de voorliggende analyse (en in afwachting van “definitieve” en betrouwbare Vlaamse gegevens), de oudere 1990-cijfers te behouden. De motivatie voor deze beslissing berust op (tenminste) drie overwegingen: (1) de 1990-cijfers zijn gemakkelijker te combineren met de Nederlandse *DEOS*-cijfers; (2) de op regelmatige tijdstippen opduikende nieuwe VITO-cijfers hebben nog steeds een voorlopig karakter; (3) de verschillen tussen de cijfers voor 1990 en 1997 zijn (behalve voor de globale sector “Industrie”) relatief gering.

Achterwaartse en voorwaartse, cumulatieve effecten

De IO-analyse heeft tal van toepassingsmogelijkheden. Eén van de belangrijkste toepassingen van de IO-gebaseerde analyse is de berekening van achter- en voorwaartse gecumuleerde effecten — waarvan hieronder een aanzet wordt gegeven. Bovendien kunnen IO-tabellen nuttig gebruikt worden als basis voor de opbouw van algemeen-evenwichtsmodellen. Recentelijk werd in het tijdschrift *Economic Systems Research* een speciaal themanummer gewijd aan “Input-Output and the Environment” (Vol. 10, No. 2, June 1998).

Achterwaartse cumulatieve (hoeveelheids-) effecten

Ten aanzien van de achterwaartse (stroomopwaartse) relaties binnen een economisch systeem, kan een onderscheid gemaakt worden tussen *directe* en *indirecte* emissies. De directe emissies van vervuilende stoffen zijn het gevolg van het finaal verbruik door de private gezinshuishoudingen, bijv., in het geval van CO₂, de emissies tengevolge van het private wegverkeer of de verwarming van de private woningen. De indirecte emissies, daarentegen, houden verband met het energieverbruik, het transport en andere activiteiten van de bedrijven en de overheid die samenhangen met de (gecumuleerde) productie van alle intermediaire goederen en diensten ten behoeve van de finale afzet. Aan de hand van de VLIO1995-tabel kunnen deze indirecte of “belichaamde” CO₂-emissies van de verschillende finale-vraagcomponenten getraceerd worden doorheen de ganse productiekolom. De emissiemultiplicatoren worden vervolgens gedefinieerd als de verhouding tussen de totale (directe *plus* indirecte) emissies en de directe emissies (Östblom, 1998). De mathematische achtergrond van deze toepassingen wordt beschreven in Bijlage 2.

Met behulp van de VLIO1995-tabel worden de volgende resultaten bekomen. De gecumuleerde CO₂-emissie, die samenhangt met de finale vraag van de gezinnen of particuliere huishoudingen (“Bevolking”), wordt gegeven in Tabel 112. De totale

indirecte CO₂-emissie in Vlaanderen bedraagt 18.520 kton in 1995. In de veronderstelling van een totale *directe* CO₂-emissie door de gezinnen van 10.170 kton (zie Verbruggen, 1994, p. 194), betekent dit een globale emissiemultipliator van ca. 2,8. Dit wil zeggen, dat per kton directe CO₂-emissie door de gezinnen, tengevolge van huisverwarming en wegverkeer, door al de toeleverende productiesectoren in Vlaanderen nóg eens extra 1,8 kton CO₂ wordt uitgestoten. Een belangrijke bijdrage tot de “belichaamde” CO₂-emissie wordt geleverd door de sector *DNST*.

Tabel 112: *Indirecte of belichaamde CO₂-emissie van de finale vraag*

Sectoren	Emissie-coëfficiënten	Productie tbv part.consumptie	Indirecte Emissie	Directe emissie	Multipliator
LAND	0.0097	90026	876	0	
ENER	0.0485	214800	10427	5053	
META	0.0020	66153	135	0	
CHEM	0.0118	36247	428	0	
MINE	0.0039	76642	298	0	
VOED	0.0017	333174	557	0	
RUBR	0.0003	9369	3	0	
HOUT	0.0002	59673	14	0	
BOUW	0.0004	51605	21	0	
VERV	0.0178	204116	3639	5117	
DNST	0.0013	1672654	2121	0	
Totaal			18520	10170	2.821

Voorwaartse (prijs-) effecten

Naast de achterwaartse effecten, kunnen ook de voorwaartse (stroomafwaartse) effecten relatief gemakkelijk berekend worden. Met behulp van de VLIO1995-tabel kunnen de directe en indirecte prijseffecten van, bijv., een energietaks berekend worden (Fullerton en Tsang, 1993) – uitgaande van de gebruikelijke veronderstelling van “eenheidsprijzen” in de basissituatie. Stel dat er een energietaks van bijv. 25 % wordt opgelegd aan de bedrijven. De prijsstijgingen die op basis van de VLIO-tabel kunnen worden berekend, zijn weergegeven in Tabel 113.

Tabel 113: *Prijseffecten van een 25 % energietaks*

Sectoren	Zonder taks	Met taks	Wijz. in %
LAND	1.00000	1.00226	0.23
ENER	1.00000	1.05165	5.16
META	1.00000	1.00108	0.11
CHEM	1.00000	1.00257	0.26
MINE	1.00000	1.00128	0.13
VOED	1.00000	1.00144	0.14
RUBR	1.00000	1.00106	0.11
HOUT	1.00000	1.00081	0.08
BOUW	1.00000	1.00066	0.07
VERV	1.00000	1.00183	0.18
DNST	1.00000	1.00099	0.10

Er kan vastgesteld worden, dat het uiteraard in de eerste plaats de energieprijzen zélf zijn die door een dergelijke taks beïnvloed worden (+5,2 %). De prijzen van de andere goederen en diensten zijn relatief ongevoelig voor deze taks. Dit heeft ongetwijfeld te maken met het feit dat de Vlaamse economie een sterk “open” karakter heeft. Anders gezegd, in Vlaanderen wordt een belangrijk gedeelte van de intermediaire goederen en

diensten ingevoerd uit het buitenland. Uiteraard “ontsnappen” deze ingevoerde producten aan de prijseffecten van een éézijdige energietaks.

Beperkingen van deze analyse

De indicatoren van de achter- en voorwaartse effecten moeten echter in causale zin met de grootste voorzichtigheid geïnterpreteerd worden. Dit geldt des te meer in het geval van de voorwaartse prijseffecten, als gevolg van de veronderstelde afwezigheid van substitutiemogelijkheden. In feite geven de voorwaartse prijseffecten niet meer dan een eerste, ruwe indicatie van de mate waarin, tengevolge van éézijdige (kostprijsverhogende) milieubeleidsmaatregelen, de interne prijzen – en bijgevolg ook de internationale concurrentiepositie van de Vlaamse economische sectoren – “onder druk komen te staan”, uiteraard in de veronderstelling dat de internationale prijzen ongewijzigd blijven. Met andere woorden, de resultaten kunnen nuttig gebruikt worden als beleidsrelevante, beschrijvend-statistische kengetallen (Eding *et al.*, 1999, p.33).

4.4 ½Beleids toepassingen

TOEPASSING I: Economische en ecologische gevolgen van een autonoom versus milieuscenario tot 2004

De basis van deze *VLECOS*-toepassing is het Nederlandse *DEOS*-model (VROM, 1996). Het *DEOS*-model bepaalt de economische structuur in Nederland die een maximale economische groei van het BNP garandeert en tegelijk beantwoordt aan alternatieve scenario's ten aanzien van de gestelde milieunormen—waarbij het BNP specifiek gedefinieerd wordt als de som van de bruto toegevoegde waarde van alle sectoren in de economie. De mogelijkheid dat bepaalde sectoren moeten inkrimpen, terwijl andere sectoren kunnen groeien wordt nadrukkelijk open gehouden.

In het *DEOS*-model worden vier milieuthema's onderscheiden: (1) het broeikaseffect, (2) de verzuring, (3) de vermisting, en (4) het afvalprobleem. Tien stoffenemissies dragen bij aan het optreden van deze milieuproblemen. Er is een onderscheid gemaakt naar 18 economische sectoren. De milieutechnische ontwikkeling komt tot uitdrukking in een jaarlijkse vermindering van de emissie per eenheid product. Vier scenario's zijn doorgerekend met behulp van de IO-analyse, met daaraan gekoppeld de milieuthema's, het ruimtegebruik en een grondstoffenmatrix (voor het water-, vis- en houtgebruik). In het *DEOS*-model wordt de economische groei (uitgedrukt als BBP) geoptimaliseerd onder verschillende randvoorwaarden, waarbij de finale consumptie variabel is. De randvoorwaarden betreffen de milieunormen en de maximale aan het model "toegestane" verandering van de productie per sector.

In de voorliggende studie wordt een gelijkaardige oefening gemaakt voor Vlaanderen, met behulp van het *VLECOS*-model, waarbij de aandacht (voorlopig) enkel toegespitst wordt op twee belangrijke milieuthema's: (1) het broeikaseffect (CO₂-emissies), dat hoofdzakelijk veroorzaakt wordt door de verbranding van fossiele brandstoffen, en (2) het afvalprobleem. Bovendien beperkt de voorliggende studie zich, overeenkomstig het *DEOS*-model, uitsluitend tot de uitstoot van broeikasgassen en afvalstoffen tengevolge de industriële activiteit van de bedrijven (dus niet de vervuilende stoffen afkomstig van de particuliere huishoudens). Tenslotte moet bedacht worden dat, hoewel het hier gaat over twee zeer belangrijke milieuthema's, deze problemen nooit geïsoleerd kunnen

beschouwd worden, maar steeds in samenhang met de andere milieuthema's moeten bekeken worden.

Twee scenario's

De studie beoogt een vergelijking van de economische structuur van de Vlaamse economie, bij twee verschillende ontwikkelingsscenario's, aan de hand van een middellange-termijnprognose tot het jaar 2004. De twee scenario's zijn de volgende:

- Een “autonoom scenario” (A-scenario 2004), rekening houdend met de exogene evoluties in o.m. de arbeidsproductiviteit, de milieu-efficiëntie, enz., bij een “ongewijzigd milieubeleid”.
- Een “milieuscenario” (M-scenario 2004), rekening houdend met de autonome ontwikkelingen en een gewijzigd milieubeleid, bijv. een verstrenging van de normen ten aanzien van de CO₂-uitstoot en de afvalproductie.

Beide scenario's worden ingevuld door specifieke exogene aannames te maken. Het *VLECOS*-model zoekt, gegeven de exogene ontwikkelingen en binnen de economische en andere (milieu-)randvoorwaarden, voor beide scenario's (autonoom scenario *versus* scenario met verstrenging van de CO₂- en afvalnorm), naar de economische structuur in 2004 in Vlaanderen die overeenstemt met de hoogst mogelijke bruto toegevoegde waarde op macro-niveau.

Het model berekent dus het netto-welvaartsverlies als gevolg van de verstrenging van de milieunormen en dus ook, *ceteris paribus*, van de vermindering van de productie en/of de consumptie. Het netto-welvaartsverlies wordt gemeten als de vermindering van de toegevoegde waarde op macro-niveau. Het computerprogramma GAMS (Brooke *et al.*, 1992) wordt gebruikt voor de oplossing van het *VLECOS*-model door middel van lineaire programmering.

Hieronder volgen in het kort: (1) de probleemformulering, (2) de specifieke gegevens, (3) een beschrijving van het M-scenario 2004, en (4) de modelresultaten.

Probleemformulering

Zoek de economische structuur, overeenkomstig het jaar 2004, die een maximaal BNP genereert, rekening houdend met de strengere randvoorwaarden van het milieubeleid, alsmede met de exogene ontwikkelingen ten aanzien van de algemene macro-economische toestand, de productietechnologie (d.i., de intermediaire en primaire inputbenodigdheden), de arbeidsproductiviteit en de milieutechnische prestaties van de economische sectoren (efficiëntieverbeteringen). De mathematische formulering van dit probleem wordt beschreven in Bijlage 3.

Autonoom scenario

Het A-scenario veronderstelt een autonome of exogene evolutie (daling), gedurende de periode 1995-2004, van de sectorale “CO₂-intensiteiten” en “afvalintensiteiten”. Deze laatste worden hier gedefinieerd als de verhouding van respectievelijk de totale CO₂-emissie en de totale afvalproductie tot de totale *output* of *productiewaarde* van de economische activiteiten in Vlaanderen (in MIRA-T 1999, wordt de intensiteit op een

alternatieve wijze gedefinieerd als de verhouding van de totale CO₂-uitstoot of afvalproductie tot de totale *bruto toegevoegde waarde* van de economische activiteiten in Vlaanderen).

Milieuscenario

Het M-scenario bevat twee belangrijke elementen van het milieubeleid: (1) een 10 % vermindering, ten opzichte van 1995, van de globale CO₂-intensiteit – d.w.z., CO₂-intensiteit in 2004 = 0,9 × CO₂-intensiteit in 1995, en (2) het behoud van hetzelfde niveau van afvalproductie (in kton) als in 1995.

Specifieke gegevens: VLIO2004

Om concreet invulling te kunnen geven aan deze scenario-analyse, moest de Vlaamse IO-tabel geprojecteerd worden naar het jaar 2004, met behulp van de reeds eerder vermelde EURO-methode. De projectie van de VLIO2004-tabel gebeurt op basis van de macro-economische en sectorale vooruitzichten in België voor de periode 1999-2004. Hiervoor werd o.m. een beroep gedaan op cijfers van het Federaal Planbureau (FPB, 1999b) en het Instituut voor de Nationale Rekeningen (INR).

De macro-economische FPB-projecties zijn geldig voor België, maar worden hier onverminderd toegepast op het niveau van Vlaanderen. De sectorale werkgelegenheid in Vlaanderen wordt in belangrijke mate bepaald door de technologische ontwikkelingen en de gevolgen voor de arbeidsproductiviteit. De stijging van de sectorale arbeidsproductiviteit in Vlaanderen wordt in deze studie geraamd op basis van gegevens van het INR en het FPB: (1) de sectorale evolutie van de bruto toegevoegde waarde (BrTW) tegen constante marktprijzen van 1990, gedurende de periode 1980-1997, en (2) de sectorale evolutie van de totale werkgelegenheid (loontrekkenden *plus* zelfstandigen), gedurende de periode 1980-1996 (1996 was het meest recente jaar waarvoor werkgelegenheidscijfers beschikbaar waren ten tijde van de uitvoering van de voorliggende studie). De evolutie van de verhouding tussen de BrTW en de werkgelegenheid kan worden opgevat als een indicator van de evolutie van de arbeidsbeloning (in de veronderstelling van een constante verhouding tussen de primaire productiefactoren) en derhalve van de arbeidsproductiviteit. De projectie voor 2004 is het resultaat van een eenvoudige extrapolatie in de tijd (op basis van semi-logaritmische regressiefuncties) van de inverse van deze indicator, hier de “werkgelegenheidsindex” genoemd (d.i., de werkgelegenheid per miljoen BEF toegevoegde waarde). Op grond van de geprojecteerde productiewaarden in 2004, kunnen vervolgens de overeenkomstige werkgelegenheidscoëfficiënten voor de verschillende economische sectoren berekend worden. Voor de raming van de verbetering van de sectorale milieu-efficiënties (verlaging van de sectorale emissie-intensiteiten) wordt gebruik gemaakt van de (naar eigen zeggen) “pessimistische” ramingen in het kader van het *DEOS*-model (VROM, 1996, pp.22-26). Het resultaat van al deze bewerkingen en prognoses is de VLIO2004-tabel, zoals weergegeven in Tabel 114.

Tabel 114: De geprojecteerde Vlaamse IO-tabel van 2004 – VLIO2004

Sectoren	LAND	ENER	META	CHEM	MINE	VOED	RUBR	HOUT	BOUW	VERV	DNST	FinVraad	TOTAAL
LAND	13073	3	37	75	671	117566	15	1534	0	0	2409	80643	216025
ENER	6588	43433	28587	34399	12684	12394	3642	1989	4687	27882	63754	335274	575313
META	1221	4419	158880	11636	3759	7291	3477	3055	25451	3384	13012	1604851	1840435
CHEM	2002	2262	3490	31555	16500	2187	9844	944	423	149	3970	808595	881919
MINE	1525	2775	10626	11820	68459	12860	5450	3162	44369	2901	40979	509703	714629
VOED	48518	6	21	2500	354	69094	9	35	29	11	46945	679107	846630
RUBR	361	212	10119	6858	2247	9104	334	765	3460	686	5473	219881	259498
HOUT	26	41	4045	679	1394	128	104	13940	16325	627	4310	155027	196646
BOUW	1026	7382	3193	1529	2015	1864	269	279	0	3502	76167	529508	626734
VERV	7820	10948	37829	12168	15022	29770	4251	6934	9748	19832	51747	660661	866729
DNST	16578	28890	73736	32199	35133	47536	11901	9384	39282	27639	207403	3195152	3724832
Invoer	50330	179344	1032973	378801	325006	331845	125933	93746	183036	126521	340172	1856110	5023818
BrTWmn	66958	295599	476898	357701	231384	204991	94270	60880	299924	653596	2868493	0	5610694
TOTAAL	216025	575313	1840435	881919	714629	846630	259498	196646	626734	866729	3724832	10634512	21383903

Resultaten

De resultaten van de comparatief-statische analyse worden samengevat in Tabel 115. In dit verband dient uitdrukkelijk te worden benadrukt dat het hier gaat om economische en milieutechnische “prestaties” van de Vlaamse economie *gerekend op jaarbasis*.

Vergeleken met het A-scenario 2004, leidt het M-scenario 2004 tot een inlevering in termen van totale BrTW in Vlaanderen, op jaarbasis, van 76,6 miljard BEF (-1,4 % of -1,7 %punten). De verstrenging van de milieunormen in het M-scenario leidt tot een lagere totale productiewaarde (-1,5 % of -2,0 %punten) en totale finale consumptie (-1,5 % en -2,0 %punten), terwijl de totale werkgelegenheid in 2004 lager ligt met 19.707 eenheden (-0,5 % of -0,5 %punten). Met andere woorden, het milieubeleid in het M-scenario leidt tot een gevoelige inkrimping van de productie in de sectoren *ENER* (-17,8 % of -23,1 %punten in vergelijking met het A-scenario) en *HOUT* (-21,2 % of -25,7 %punten in vergelijking met het A-scenario). De situatie van de overige sectoren blijft, relatief gezien, nagenoeg onveranderd; de inkrimping is steeds kleiner dan 1,0 %.

In vergelijking met het A-scenario geven de strengere milieunormen van het M-scenario aanleiding tot een vermindering van de CO₂-emissie van 4.627 kton (-7,3 % of 9,1 %punten) en een reductie van de totale productie van afvalstoffen met 93.454 ton (-2,0 % of -2,1 %punten). Met andere woorden, in het A-scenario en het M-scenario is de jaarlijkse CO₂-emissie in 2004 resp. 24,2 % en 15,1 % hoger dan in 1995, terwijl in het A-scenario de jaarlijkse afvalproductie in 2004 ongeveer 2,1 % hoger ligt dan in 1995.

Aangezien de analyse toegespitst werd op slechts twee milieunormen (CO₂ en afval), is het gevolg dat de economische effecten van de strengere milieunormen in overwegende mate aanleiding geven tot een inkrimping van een beperkt aantal sectoren, met name *ENER* en *HOUT*. De aanzienlijke impact op de sector *HOUT* heeft te maken met het feit dat deze sector een belangrijke producent is van organisch en biologisch afval, en dat deze afvalsoorten een substantieel aandeel hebben (samen ca. 40,0 %) in de totale afvalproductie door de Vlaamse bedrijven. Dit alles maakt dat de sector *HOUT* gekenmerkt wordt door de grootste (globale) afvalintensiteit. Wanneer echter meerdere milieunormen tegelijk in aanmerking worden genomen, bijv. in verband met thema's als verzuring, vermesting, enz., is te verwachten dat de economische effecten beter gespreid zullen worden over meerdere Vlaamse sectoren.

Tabel 115: Oplossing van het VLECOS-model voor Toepassing I

Basis 1995						
Sectoren	X	Y	CO ₂	Afval	Werk	BrTW
LAND	183422	64066	1785	32213	85668	4513435
ENER	442320	253790	21472	35094	31047	
META	1456137	1252696	2971	1036778	290557	
CHEM	498574	457297	5888	686252	58923	
MINE	565716	395467	2200	653493	158328	
VOED	673164	530524	1125	1350068	99065	
RUBR	157660	132718	51	12264	31381	
HOUT	162461	125357	38	385991	40457	
BOUW	490464	411911	200	218607	263641	
VERV	644546	484095	11492	27712	237540	
DNST	3001941	2553429	3807	55525	2398763	
Totaal	8276405	6661348	51029	4493998	3695370	
Autonoom scenario (A-scenario) 2004						
Sectoren	X	Y	CO ₂	Afval	Werk	BrTW
LAND	216025	80643	1848	28841	72342	5610694
ENER	575313	335274	25470	38055	22129	
META	1840435	1604851	3590	996166	278368	
CHEM	881919	808595	9428	922807	56283	
MINE	714629	509703	2586	627554	129203	
VOED	846631	679107	1258	1290793	95812	
RUBR	259499	219881	77	15345	35278	
HOUT	196646	155027	42	389513	34915	
BOUW	626734	529508	246	189870	295116	
VERV	866729	660661	14640	31068	227110	
DNST	3724833	3195152	4192	57438	2738292	
Totaal	10749392	8778401	63377	4587451	3984848	
Veranderingen t.o.v. Basis 1995, in %						
Sectoren	X	Y	CO ₂	Afval	Werk	BrTW
LAND	17,8	25,9	3,5	-10,5	-15,6	24,3
ENER	30,1	32,1	18,6	8,4	-28,7	
META	26,4	28,1	20,8	-3,9	-4,2	
CHEM	76,9	76,8	60,1	34,5	-4,5	
MINE	26,3	28,9	17,5	-4,0	-18,4	
VOED	25,8	28,0	11,8	-4,4	-3,3	
RUBR	64,6	65,7	53,1	25,1	12,4	
HOUT	21,0	23,7	9,6	0,9	-13,7	
BOUW	27,8	28,5	23,3	-13,1	11,9	
VERV	34,5	36,5	27,4	12,1	-4,4	
DNST	24,1	25,1	10,1	3,4	14,2	
Totaal	29,9	31,8	24,2	2,1	7,8	
Milieuscenario (M-scenario) 2004						
Sectoren	X	Y	CO ₂	Afval	Werk	BrTW
LAND	215640	80643	1845	28790	72213	5534049,7
ENER	473094	241562	20945	31293	18197	
META	1838724	1604851	3586	995240	278109	
CHEM	881230	808595	9420	922086	56239	
MINE	713075	509703	2580	626190	128922	
VOED	846414	679107	1258	1290463	95787	
RUBR	259252	219881	77	15331	35244	
HOUT	154968	116371	33	306958	27515	
BOUW	625173	529508	246	189398	294381	
VERV	862990	660661	14576	30934	226130	
DNST	3716825	3195152	4183	57315	2732405	
Totaal	10587386	8646034	58750	4493997	3965144	
Veranderingen t.o.v. Basis 1995, in %						
Sectoren	X	Y	CO ₂	Afval	Werk	BrTW
LAND	17,6	25,9	3,4	-10,6	-15,7	22,6
ENER	7,0	-4,8	-2,5	-10,8	-41,4	
META	26,3	28,1	20,7	-4,0	-4,3	
CHEM	76,8	76,8	60,0	34,4	-4,6	
MINE	26,0	28,9	17,3	-4,2	-18,6	
VOED	25,7	28,0	11,8	-4,4	-3,3	
RUBR	64,4	65,7	53,0	25,0	12,3	
HOUT	-4,6	-7,2	-13,6	-20,5	-32,0	
BOUW	27,5	28,5	23,0	-13,4	11,7	
VERV	33,9	36,5	26,8	11,6	-4,8	
DNST	23,8	25,1	9,9	3,2	13,9	
Totaal	27,9	29,8	15,1	0,0	7,3	
Veranderingen t.o.v. A-scenario 2004, in %						
Sectoren	X	Y	CO ₂	Afval	Werk	BrTW
LAND	-0,2	0,0	-0,2	-0,2	-0,2	-1,4
ENER	-17,8	-28,0	-17,8	-17,8	-17,8	
META	-0,1	0,0	-0,1	-0,1	-0,1	
CHEM	-0,1	0,0	-0,1	-0,1	-0,1	
MINE	-0,2	0,0	-0,2	-0,2	-0,2	
VOED	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
RUBR	-0,1	0,0	-0,1	-0,1	-0,1	
HOUT	-21,2	-24,9	-21,2	-21,2	-21,2	
BOUW	-0,2	0,0	-0,2	-0,2	-0,2	
VERV	-0,4	0,0	-0,4	-0,4	-0,4	
DNST	-0,2	0,0	-0,2	-0,2	-0,2	
Totaal	-1,5	-1,5	-7,3	-2,0	-0,5	
Verschil tussen M- en A-scenario, in % punten						
Sectoren	X	Y	CO ₂	Afval	Werk	BrTW
LAND	-0,2	0,0	-0,2	-0,2	-0,2	-1,7
ENER	-23,1	-36,9	-21,1	-19,3	-12,7	
META	-0,1	0,0	-0,1	-0,1	-0,1	
CHEM	-0,1	0,0	-0,1	-0,1	-0,1	
MINE	-0,3	0,0	-0,3	-0,2	-0,2	
VOED	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
RUBR	-0,2	0,0	-0,1	-0,1	-0,1	
HOUT	-25,7	-30,8	-23,2	-21,4	-18,3	
BOUW	-0,3	0,0	-0,3	-0,2	-0,3	
VERV	-0,6	0,0	-0,5	-0,5	-0,4	
DNST	-0,3	0,0	-0,2	-0,2	-0,2	
Totaal	-2,0	-2,0	-9,1	-2,1	-0,5	

Legende:

X = productiewaarde (omzet), geëvalueerd tegen producentenprijzen, excl. BTW

Y = waarde van de finale vraag, excl. BTW

CO₂ = CO₂-emissie, in kton

Afval = afvalproductie, in ton

TOEPASSING II: Economische en ecologische gevolgen van “de vervuiler betaalt” voor de opruiming van de afvalberg

De basis van deze beleidstoepassing is een uitbreiding van het zogenaamde “Leontief-pollutiemodel” (Leontief, 1970), zoals o.m. ook beschreven door Miller en Blair (1985) en Lowe (1979), en recentelijk nog geherformuleerd en veralgemeend door Luptacik en Böhm (1999).

De “traditionele” IO-tabel wordt verder uitgebreid met een kolom, overeenkomstig de activiteit van een (hypothetische) Vlaamse “milieu-industrie”, naast de reeds toegevoegde rij overeenkomstig de sectorale emissies van vervuilende stoffen—die beschouwd kunnen worden als additionele intermediaire inputs, “geleverd” door de milieu-industrie aan de overige economische sectoren. De milieu-industrie wordt dus gedefinieerd als een bijkomende economische activiteit, die gericht is op het (geheel of

gedeeltelijk) herstel van de milieuschade, via een extra-inzet van intermediaire inputs en primaire productiefactoren. Deze modelvariant laat toe om een berekening te maken van de “opportuiniteitskost” van milieubeleidsmaatregelen.

Wegens het ontbreken van informatie betreffende de inputvector van de Vlaamse milieu-industrie, wordt ten behoeve van deze studie een "fictieve" sector van milieuactiviteiten beschouwd. Meer bepaald, wordt een kolom toegevoegd overeenkomstig de sector van de afvalverwerking (NACE/CLIO 55.0). Er wordt verondersteld dat deze activiteit gericht is op het (geheel of gedeeltelijk) herstellen van de milieuschade. De vervuiling die gegenereerd wordt door de gezinshuishoudingen (en de andere categorieën van finale verbruikers) wordt niet in aanmerking genomen, teneinde de presentatie eenvoudig te houden. Dit kan evenwel geïntroduceerd worden, zoals beschreven in de mathematische appendix van Leontief (1970)

Hieronder volgt in het kort (1) de probleemformulering, (2) specifieke gegevens, (3) een beschrijving van het M-scenario, en (4) de modelresultaten. Het is niet de bedoeling om de gevolgen te projecteren naar 2004.

Probleemformulering

Zoek de economische structuur – en de daarmee overeenkomstige prijsstructuur – die, tegen een “minimale kost” of een minimale inzet van middelen in de Vlaamse economie, in termen van BrTW en invoer, beantwoordt aan de eisen van het strengere milieubeleid, en tegelijk garandeert dat tenminste het oorspronkelijk niveau (volume) van het finaal verbruik in Vlaanderen behouden blijft. De mathematische formulering van dit probleem wordt beschreven in Bijlage 4.

Basisscenario

De uitvoering van de analyse vereist het introduceren van een aantal (plausibele) werkhypothesen, op grond van praktische overwegingen. Deze werkhypothesen hebben vooral betrekking op de activiteiten van de Vlaamse “milieu-industrie”, aangezien geen bruikbare informatie betreffende de afvalverwerking in fysische eenheden beschikbaar is. De activiteiten van de Vlaamse milieu-industrie wordt in deze studie vertegenwoordigd door de sector *RECY* (NACE/CLIO-code 55.3: “Recycling en andere reparaties”). In het basisscenario wordt verondersteld dat deze sector zorg draagt voor een totale afvalverwerking van 2.100.000 ton (d.i. ongeveer 46,7 % van de totale afvalproductie in 1995 van 4.493.998 ton). Enkele aanwijzingen voor dit niveau van afvalverwerking, in fysische eenheden, waren te vinden in Verbruggen (1996, p. 219). De reeds verwerkte hoeveelheid afvalstoffen van 2,1 miljoen ton werd vervolgens op een evenredige wijze verdeeld over de productiesectoren *LAND* t/m *DNST*. Anders gezegd, al de sectorale “afval-intensiteiten” worden vermenigvuldigd met een factor 0,53271 (gelijk aan 1 minus 0,46729). De eigen afvalpollutie van de milieu-industrie wordt gemakshalve gelijkgesteld aan nul.

Milieuscenario

Het M-scenario behelst een volledige (100 %) “behandeling” van de afvalproductie van de bedrijven. Met andere woorden, de totale productie van afvalstoffen van 4.493.998 ton wordt volledig weggewerkt. Dit betekent dat een additionele afvalhoeveelheid van 2.393.998 ton dient te worden verwerkt. De “vervuilers” (de

bedrijven dus) moeten betalen voor de noodzakelijke, bijkomende afvalverwerking, maar de additionele “opruimkosten” worden doorgerekend aan de finale verbruikers.

Specifieke gegevens

De analyse is gebaseerd op de gegevens betreffende de technische coëfficiënten, de BrTW-coëfficiënten en de afvalcoëfficiënten van de 11 Vlaamse productiesectoren LAND t/m DNST alsmede van de Vlaamse milieu-industrie, vertegenwoordigd door de sector RECY. Deze informatie wordt samengevat in Tabel 116.

Tabel 116: Technische coëfficiënten van de uitgebreide transactiematrix

Sectoren	LAND	ENER	META	CHEM	MINE	VOED	RUBR	HOUT	BOUW	VERV	DNST	RECY*
LAND	0.06453	0.00000	0.00002	0.00010	0.00106	0.15365	0.00007	0.00869	0.00000	0.00000	0.00066	0.00000
ENER	0.03078	0.07935	0.01690	0.04566	0.01904	0.01535	0.01621	0.01065	0.00768	0.03375	0.01649	0.00035
META	0.00591	0.00834	0.09722	0.01582	0.00584	0.00934	0.01588	0.01696	0.04316	0.00423	0.00349	0.00115
CHEM	0.00676	0.00303	0.00150	0.03305	0.01802	0.00197	0.03407	0.00363	0.00050	0.00013	0.00074	0.00003
MINE	0.00733	0.00521	0.00646	0.01600	0.10563	0.01637	0.02477	0.01743	0.07474	0.00360	0.01090	0.00086
VOED	0.23493	0.00001	0.00001	0.00340	0.00055	0.08862	0.00004	0.00019	0.00005	0.00001	0.01259	0.00000
RUBR	0.00131	0.00030	0.00466	0.00758	0.00263	0.00878	0.00122	0.00317	0.00442	0.00066	0.00110	0.00060
HOUT	0.00013	0.00008	0.00258	0.00095	0.00225	0.00017	0.00049	0.08063	0.02880	0.00081	0.00120	0.00003
BOUW	0.00494	0.01389	0.00195	0.00207	0.00312	0.00238	0.00123	0.00154	0.00000	0.00436	0.02033	0.00027
VERV	0.03521	0.01931	0.02157	0.01574	0.02176	0.03555	0.01841	0.03577	0.01541	0.02321	0.01290	0.00051
DNST	0.08239	0.05596	0.04632	0.04460	0.05602	0.06254	0.05546	0.05353	0.06839	0.03540	0.05709	0.00154
Afval**	0.17562	0.07934	0.71201	1.37643	1.15516	2.00556	0.07779	2.37589	0.44572	0.04299	0.01850	0.00000
BrTW + Invoer	0.52579	0.81451	0.80080	0.81502	0.76407	0.60527	0.83214	0.76781	0.75684	0.89384	0.86253	0.01935
TOTAAL	1.00000	1.00000	1.00000	1.00000	1.00000	1.00000	1.00000	1.00000	1.00000	1.00000	1.00000	0.02470

*Hypothesen t.a.v. RECY-sector: inputcoëfficiënten per 10 ton afvalverwerking; eigen afvalproductie is nul.

**Afval (ton) per 1 miljoen BEF productie.

De afvalcoëfficiënten van de sectoren LAND t/m DNST zijn uitgedrukt in ton per miljoen BEF output van de overeenkomstige sector. De intermediaire en primaire (incl. ingevoerde) inputbenodigdheden van de RECY-sector per ton afvalverwerking zijn berekend als resp. de technische coëfficiënten, de (geaggregeerde) invoercoëfficiënt en de BrTW-coëfficiënt van de RECY-kolom in de gedesaggregeerde VLIO1995-tabel (51 sectoren), op basis van een (geraamde) productiewaarde of omzet van 43,817 miljard BEF in 1995. Deze coëfficiënten worden hier om praktische redenen (wegens het ontbreken van andere, bruikbare informatie daaromtrent) beschouwd als hoeveelheden van elk van deze inputs per 10 ton verwerkte afval (na enkele experimenten is er in de modelberekeningen geopteerd voor “10 ton” als volume-eenheid, omdat dit “eleganter” resultaten oplevert en voor het overige volstrekt “onschuldig” is). Dit laatste impliceert de (niet erg realistische) veronderstelling dat alle inputprijzen gelijk zijn.

Resultaten

De resultaten van de comparatief-statische analyse, in termen van economische en milieutechnische prestaties van de Vlaamse economie gerekend op jaarbasis, worden samengevat in Tabel 117.

Tabel 117: Oplossing van het VLECOS-model voor Toepassing II

Basisscenario**1995**

Sectoren	X	Y	P	R	S	BrTW + M	Y0	FV
LAND	183422		1.000			6661348	96122	7852388
ENER	442320		1.000				284761	
META	1456137		1.000				2008989	
CHEM	498573		1.000				536808	
MINE	565716		1.000				549483	
VOED	673164		1.000				593700	
RUBR	157660		1.000				152281	
HOUT	162461		1.000				146423	
BOUW	490464		1.000				433514	
VERV	644546		1.000				491476	
DNST	3001941		1.000				2558832	
RECY	2100000	2393998		0	0			

Milieuscenario (M-scenario) 1995

Sectoren	X	Y	P	R	S	BrTW + M	Y0	FV
LAND	183501		1.0196			6766785	98003	7986012
ENER	447803		1.0029				285583	
META	1470753		1.0192				2047587	
CHEM	499372		1.0348				555494	
MINE	577271		1.0316				566864	
VOED	673476		1.0561				627008	
RUBR	164394		1.0044				152943	
HOUT	163043		1.0622				155526	
BOUW	494084		1.0157				440305	
VERV	651491		1.0015				492233	
DNST	3022718		1.0022				2564466	
RECY	4510057	0	0	0.04403	0.04403			

Veranderingen t.o.v. Basis 1995, in %

Sectoren	X*	Y	P	R	S	BrTW + M	Y0**	FV
LAND	-1.9		2.0			1.6	2.0	1.7
ENER	0.9		0.3				0.3	
META	-0.9		1.9				1.9	
CHEM	-3.2		3.5				3.5	
MINE	-1.1		3.2				3.2	
VOED	-5.3		5.6				5.6	
RUBR	3.8		0.4				0.4	
HOUT	-5.5		6.2				6.2	
BOUW	-0.8		1.6				1.6	
VERV	0.9		0.2				0.2	
DNST	0.5		0.2				0.2	
RECY	214.8	-100.0						

* Gedeeld door nieuwe prijsindex (behalve voor RECY-sector).

** Vermenigvuldigd met nieuwe prijsindex.

Legende

X = productiewaarde (omzet); in geval van RECY-sector = volume afvalverwerking, in ton

Y = afvalproductie, in ton (enkel voor RECY-sector)

P = prijzen (af-producent, excl. BTW)

R = prijs (in miljoen BEF) per ton afvalverwerking (enkel voor RECY-sector)

S = schaduwprijs van de milieunorm (zero netto-afvalproductie)

Y0 = initiële finale vraag, geëvalueerd tegen resp. "oude" en "nieuwe" prijzen

FV = totale finale vraag, geëvalueerd tegen resp. "oude" en "nieuwe" prijzen

BrTW = bruto toegevoegde waarde tegen marktprijzen

M = invoer

De totale middelen van de Vlaamse economie, hier gedefinieerd als de totale toegevoegde waarde *plus* invoer van goederen en diensten, stijgen met 105,4 miljard BEF (+1,6 %), op jaarbasis. Deze stijging is volledig toe te schrijven aan de toegenomen activiteit van de milieu-industrie die nodig is voor het wegwerken van de Vlaamse afvalberg. Het bedrag van 105,4 miljard BEF kan opgevat worden als de totale maatschappelijke milieukost die impliciet verbonden is met de (veronderstelde) niet-verwerkte afvalhoeveelheid van 2.393.998 ton in 1995. Dit betekent, met andere woorden, een impliciete, toegerekende milieukost van 44.034 BEF per ton afval – die

berekend wordt als de “schaduwprijs” van de bindende zero-afvalbeperking (d.i., de waarde van de grootheid $S = R = 0,044034$ miljoen BEF in Tabel 9).

De extra-kosten voor de afvalverwerking worden door de productiesectoren doorgerekend in de prijzen aan de consument. De totale waarde van de finale bestedingen, voor binnen- en buitenlandse goederen en diensten, stijgt hierdoor met 133,6 miljard BEF (+1,7 %).

De prijzen stijgen gemiddeld met 1,7 %. De hoogste prijsstijgingen doen zich voor in het geval van hout en meubelen *HOUT* (+6,2 %) en de voedingsindustrie *VOED* (+5,6 %), gevolgd door *CHEM* (+3,5 %), *MINE* (+3,2 %) en *LAND* (2,0 %). De aanzienlijke impact op de sectoren *HOUT* en *VOED* is andermaal te verklaren door de belangrijke productie van organisch en biologisch afval door deze sectoren (zie ook de resultaten van Toepassing I). De overige prijsstijgingen zijn kleiner dan 2,0 %, met een maximum van 1,9 % voor metaalproducten *META* en een minimum van 0,2 % voor diensten van vervoer en communicatie *VERV* en voor overige diensten *DNST*. De prijsstijgingen in Vlaanderen zijn over het algemeen relatief gering, hetgeen een weerspiegeling is van het “open” karakter van de Vlaamse economie. Dit heeft met name te maken met het feit dat een zeer belangrijk deel van de intermediaire inputs van de Vlaamse sectoren afkomstig is uit het buitenland, met een gemiddelde invoercoëfficiënt gelijk aan 0,320 (minimum 0,073 en maximum 0,509). Bovendien is het aandeel van de primaire inputs eveneens zeer belangrijk voor de Vlaamse economische sectoren, met een gemiddelde BrTW-coëfficiënt gelijk aan 0,447 (minimum 0,263 en maximum 0,790). Ook dit gedeelte van de inputbenodigdheden (kostenstructuur) wordt niet beïnvloed door de prijsstijgingen.

De totale, bijkomende afvalverwerking door de Vlaamse milieu-industrie, die nodig is voor een zero afvalpollutie, bedraagt 2.410.057 ton. Het verschil van 16.059 ton (d.i., 2.410.057 ton *minus* 2.393.998 ton) heeft te maken met de additionele, indirecte of gecumuleerde afvalproductie die veroorzaakt wordt door de toegenomen activiteit van de *toeleveranciers* van de milieu-industrie, en die uiteraard ook weggewerkt dient te worden.

4.5 ½ Conclusies

In dit rapport werd een beschrijving gegeven van de resultaten van de toepassing van een Vlaams, IO-gebaseerd, ecologisch-economisch scenariomodel, kortweg *VLECOS*-model. Het *VLECOS*-model is van hetzelfde type als het Nederlandse *DEOS*-model. Door middel van enkele eenvoudige voorbeelden werd de bruikbaarheid van het model getoond.

Vanzelfsprekend vereist het *VLECOS*-model op een aantal punten verdere verfijning. De betrouwbaarheid en praktische bruikbaarheid (beleidsrelevantie) van de analyse nemen immers toe naarmate: (1) de kwaliteit en de graad detaillering van de economische en milieu-technische gegevens verbeterd worden, (2) een flexibeler oplossingsalgoritme gebruikt wordt (het is algemeen bekend dat het gebruik van lineaire programmering leidt tot “hoekpunt”-oplossingen en abrupte aanpassingen in de oplossingsvector ten gevolge van lichte wijzigingen in scenario en/of parameters); de toepassing van zgn. “positieve mathematische programmering” (PMP) lijkt hier meer aangewezen, en (3) de keuze van de milieunormen en de emissiecomponenten grondiger overwogen worden (bijv., bijkomende berekeningen zonder biologisch en

organisch afval leiden tot meer “realistische” modelresultaten, die minder vertekend worden door het “gewicht” van het biologisch en organisch afval).

Een verdere verfijning van het *VLECOS*-model vergt evenwel een uitgebreidere gegevensverzameling en een diepgaander onderzoek dan voor deze studie-opdracht mogelijk waren. In dit verband is het verheugend vast te stellen dat de VMM de beschikbaarheid van meer gedetailleerde milieutechnische gegevens op sectoraal (NACE-BEL) niveau in het vooruitzicht stelt. Ondanks de genoemde beperkingen, schetst dit rapport toch een duidelijk beeld van de (enkele) mogelijkheden en (enkele) beperkingen van een economisch georiënteerde milieubeleidsanalyse op grond van een Vlaamse IO-tabel.

Referenties

Beutel, J. (1992). *Updating Input-Output Tables*. Paper presented at the Task Force on Input-Output Tables, 14-15 september 1992, Eurostat, Luxemburg.

Brooke, A., Kendrick, D. en Meeraus, A. (1992). *GAMS – Release 2.25: A User’s Guide*. The Scientific Press Series.

Eding, G.J., Oosterhaven, J. en Stelder, T.M. (1999). *Clusters en linkages in beeld*. REG-publicatie 19, Stichting Ruimtelijke Economie Groningen, Rijksuniversiteit Groningen/TNO Inro.

FPB (1999a). *De input-outputtabel van 1990: een analyse van de economische structuur van België*. Brussel: Federaal Planbureau (auteurs: Avonds, L., Floridor, J., Gilot, A., Hambye, C. en Rase, D.).

FPB (1999b). *Economische vooruitzichten 1999-2004*. Federaal Planbureau, Brussel.

Fullerton, D. en Tsang, S.-S. (1993). *Environmental Costs Paid by the Polluter or the Beneficiary? The Case of CERCLA and Superfund*. Working Paper No. 4418, National Bureau of Economic Research, Cambridge, MA.

Hambye, C. (1998). *La méthode “EURO” développée par Eurostat de mise à jour des tableaux entrées-sorties*. Bureau Fédéral du Plan, Brussel.

Leontief, W.W. (1970). “Environmental repercussions and the economic structure: an input-output approach.” *The Review of Economics and Statistics*, 52, 262-271.

Lowe, P.D. (1979). “Pricing problems in an input-output approach to environmental protection.” *The Review of Economics and Statistics*, 61, 110-117.

Luptacik, M. en Böhm, B. (1999). “A consistent formulation of the Leontief pollution model.” *Economic Systems Research*, 11(3), 263-275.

McCann, Ph. en Dewhurst, J.H.L.I. (1998). “Regional size, industrial location and input-output expenditure coefficients.” *Regional Studies*, 32(5), 435-444.

Miller, R.E. en Blair, F.D. (1985). *Input-Output Analysis: Foundations and Extensions*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall (Chap. 7).

MIRA-T 1999 (1999). *Milieu- en Natuurrapport Vlaanderen: thema’s*. Vlaamse Milieumaatschappij & Garant, Leuven-Apeldoorn.

Östblom, G. (1998). “The environmental outcome of emission-intensive economic growth: a critical look at official growth projections for Sweden up to the year 2000.” *Economic Systems Research*, 10(1), 19-29.

Peeters, L. en Mulders, J. (1997). *Structurele aanpassingen van de Belgische economie in de periode 1980-1990: enkele indicatoren op basis van een projectie van de Belgische I/O-tabel*. Research Paper BEDR/97/03, Departement Bedrijfskunde, LUC, Diepenbeek.

SERV (1996). *Het inschatten van kosten en sociaal-economische gevolgen van milieumaatregelen in theorie en praktijk*. Brussel: Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen.

Verbruggen, A. (red.) (1994). *Milieu- en natuurrapport Vlaanderen. Leren om te keren*. Vlaamse Milieumaatschappij & Garant, Leuven-Apeldoorn.

Verbruggen, A. (red.) (1996). *Milieu- en natuurrapport Vlaanderen 1996. Leren om te keren*. Vlaamse Milieumaatschappij & Garant, Leuven-Apeldoorn.

VROM (1996). *Duurzame economische ontwikkelingsscenario's (DEOS) voor Nederland in 2030*. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM), Publicatierreeks milieustrategie nr. 1996/1.

Bijlage 1: Algemene structuur van het VLECOS-model

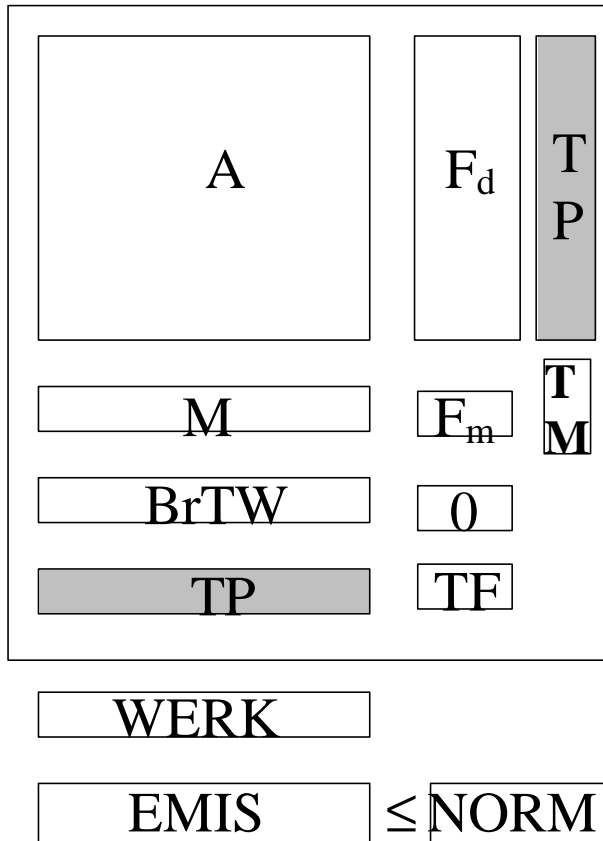
Het VLECOS-model is gebaseerd op de IO-tabel van de Vlaamse economie. Een IO-tabel is een matrix waarin de gebruikers(input)-leveranciers(output)relaties tussen de verschillende economische sectoren in Vlaanderen op een systematische wijze worden beschreven.

De rijen van de IO-tabel geven weer welke de bestemming is van de productie (output) van de binnenlandse economische sectoren, terwijl de kolommen een weerspiegeling zijn van de herkomst van de verschillende inputbenodigdheden van de binnenlandse sectoren – d.w.z., de binnen- en buitenlandse intermediaire goederen en diensten, en de primaire productiefactoren, uitgedrukt als vergoedingen voor arbeid en kapitaal (bruto toegevoegde waarde).

De matrix **A** wordt de “transactiematrix” genoemd. Horizontaal staan de intermediaire leveringen van de binnenlandse sectoren; verticaal staan de intermediaire aankopen van de binnenlandse sectoren. Horizontaal zijn er ook nog de leveringen van de binnenlandse sectoren aan de verschillende componenten van de finale vraag, vertegenwoordigd door de kolommen van de matrix **F_d** (private consumptie, overheidsconsumptie, bruto-kapitaalvorming en uitvoer). Naast de finale vraag naar binnenlandse goederen is er ook nog de vraag naar ingevoerde goederen **F_m**. De rijen tellen op tot de totale productie **TP** van de desbetreffende sector. Verticaal zijn er ook nog de ingevoerde goederen en diensten **M** en de primaire inputs die betaald worden uit de bruto toegevoegde waarde **BrTW**. De kolommen tellen eveneens op tot de totale productie **TP** van de desbetreffende sector. De totale private vraag (totale bestedingen van de Vlaamse economie) **TF** is gelijk aan de som van **F_d** en **F_m**.

Daarnaast worden er nog exogene rijen toegevoegd aan de basisstructuur van de IO-tabel, met name de vector van de sectorale werkgelegenheid **WERK**, uitgedrukt in eenheden/jobs (loontrekkenden *plus* zelfstandigen), alsmede de rijen overeenkomstig de verschillende sectorale emissiehoeveelheden in de matrix **EMIS**, uitgedrukt in fysieke eenheden (kton of ton).

De IO-tabel wordt gekenmerkt door interne consistentie – d.w.z., er wordt steeds voldaan de macro-economische evenwichtsrelatie tussen de totale middelen en de totale bestedingen van de Vlaamse economie: **BrTW + TM** (totale middelen) = **TF** (totale bestedingen).



Bijlage 2: Mathematische achtergronden van achterwaartse en voorwaartse effecten

ACHTERWAARTSE (HOEVEELHEIDS-)EFFECTEN (zie bijv Östblom, 1999)

$$E_c^{dir} = \hat{E}_y Y_c$$

De directe emissiehoeveelheden worden gemeten als volgt:

waarbij: \hat{E}_y = diagonaalmatrix van de emissiecoëfficiënten overeenkomstig de finale vraag, Y_c = vector van de finale vraaghoeveelheden van de particuliere huishoudens.

$$E_c^{indir} = \hat{E}_x X_c = \hat{E}_x (I - A)^{-1} Y_c$$

De indirecte emissiehoeveelheden worden gemeten als volgt:

waarbij: X_c = kolomvector van de bruto binnenlandse productie die samenhangt met het finaal verbruik van de particuliere gezinshuishoudingen, \hat{E}_x = diagonaalmatrix van de sectorale emissiecoëfficiënten van de bedrijven, $(I - A)^{-1}$ = de Leontief inverse matrix.

De emissiemultiplicatoren worden als volgt berekend:

$$\mathbf{M}_c = (\hat{\mathbf{E}}_c^{\text{dir}})^{-1} [\mathbf{E}_c^{\text{dir}} + \mathbf{E}_c^{\text{indir}}]$$

VOORWAARTSE (PRIJS-)EFFECTEN (zie bijv. Fullerton en Tsang, 1993)

Uitgaande van de gebruikelijke veronderstelling van “eenheidsprijzen” in de basissituatie (d.i., alle prijzen zijn aanvankelijk gelijk aan 1, waardoor de waarden van de transacties opgevat kunnen worden als hoeveelheidsindexen).

$$\mathbf{P} = (\mathbf{I} - \hat{\mathbf{H}} \mathbf{A}')^{-1} [\mathbf{V} + \mathbf{M}]$$

waarbij: \mathbf{P} = prijsvector, \mathbf{V} = BrTW-vector, \mathbf{M} = importvector, $(\mathbf{I} - \mathbf{H} \mathbf{A}')^{-1}$ = “aangepaste” Leontief inverse matrix, met \mathbf{A}' = transpose van de matrix \mathbf{A} van technische coëfficiënten, en \mathbf{H} = diagonaalmatrix van de energieheffingscoëfficiënten.

Bijlage 3 : Mathematische achtergronden van Toepassing I

De mathematische probleemformulering overeenkomstig het M-scenario (met een projectie tot het jaar 2004) is als volgt:

$$\text{Max}\{\mathbf{V} \mathbf{A}(\mathbf{x}) = \mathbf{v}'_{2004} \mathbf{x}\}$$

onder de volgende randvoorwaarden:

$$(\mathbf{I} - \mathbf{A}_{2004}) \mathbf{x} \leq \bar{\mathbf{y}}_{2004}$$

$$\mathbf{e}'_{\text{CO}_2,2004} \mathbf{x} \leq 0,9 \mathbf{R}_{\text{CO}_2,1995} (\mathbf{i}' \mathbf{x})$$

$$\mathbf{e}'_{\text{AFV},2004} \mathbf{x} \leq \text{AFV}_{1995}$$

$$\mathbf{x} \geq 0$$

waarbij:

- $\mathbf{V} \mathbf{A}$ = totale bruto toegevoegde waarde in 2004 (doelfunctie)
- \mathbf{x} = vector van de outputs in 2004 (endogeen)
- \mathbf{i} = eenheidsvector
- \mathbf{y}_{2004} = vector van de finale vraag, bij A-scenario, in 2004
- \mathbf{V}_{2004} = vector van de toegevoegde-waardecoëfficiënten in 2004
- \mathbf{A}_{2004} = matrix van de technische coëfficiënten in 2004
- $\mathbf{e}_{\text{CO}_2,2004}$ = vector van de CO₂-intensiteiten in 2004
- $\mathbf{e}_{\text{AFV},2004}$ = vector van de afvalintensiteiten in 2004
- $\mathbf{R}_{\text{CO}_2,1995}$ = ratio overeenkomstig de globale CO₂-intensiteit in 1995
- AFV_{1995} = totale afvalproductie in 1995

Bijlage 4 : Mathematische achtergronden van Toepassing II

Hieronder volgt de formulering van het “Leontief-pollutiemodel” (Leontief, 1970), zoals geherformuleerd door Lowe (1979) en Luptacik en Böhm (1999).

PRIMAAL (HOEVEELHEIDS-)PROBLEEM

$$\text{Min}\{Z_1(\mathbf{x}, \mathbf{y}_2) = \mathbf{v}'_1 \mathbf{x}_1 + \mathbf{v}'_2 \mathbf{x}_2 + \mathbf{t}' \mathbf{y}_2\}$$

onder de volgende randvoorwaarden:

$$\begin{aligned} (\mathbf{I} - \mathbf{A}_{11})\mathbf{x}_1 - \mathbf{A}_{12}\mathbf{x}_2 &\geq \bar{\mathbf{y}}_1 \\ -\mathbf{A}_{21}\mathbf{x}_1 + (\mathbf{I} - \mathbf{A}_{22})\mathbf{x}_2 + \mathbf{y}_2 &\geq \mathbf{0} \end{aligned}$$

$$-\mathbf{y}_2 \geq -\bar{\mathbf{y}}_2$$

$$\begin{aligned} \text{Max}\{Z_2(\mathbf{p}, \mathbf{r}, \mathbf{s}) = \mathbf{p}'\bar{\mathbf{y}}_1 - \mathbf{s}'\bar{\mathbf{y}}_2\} \\ \mathbf{x}_1 \geq \mathbf{0}; \mathbf{x}_2 \geq \mathbf{0}; \mathbf{y}_2 \geq \mathbf{0} \end{aligned}$$

DUAAL (PRIJS-)PROBLEEM

onder de volgende randvoorwaarden:

$$\begin{aligned} \mathbf{r}' - \mathbf{s}' &\leq \mathbf{t}' \\ \mathbf{p}'(\mathbf{I} - \mathbf{A}_{11}) - \mathbf{r}'\mathbf{A}_{21} &\leq \mathbf{v}'_1 \\ -\mathbf{p}'\mathbf{A}_{12} + \mathbf{r}'(\mathbf{I} - \mathbf{A}_{22}) &\leq \mathbf{v}'_2 \end{aligned}$$

$$\mathbf{p}' \geq \mathbf{0}; \mathbf{r}' \geq \mathbf{0}; \mathbf{s}' \geq \mathbf{0}$$

waarbij:

- Z_1 = doelfunctie van het primaal probleem
- Z_2 = doelfunctie van het duaal probleem
- \mathbf{x}_1 = vector van de outputs van de sectoren *LAND* t/m *DNST* (endogeen)
- \mathbf{x}_2 = output van de milieu-industrie *RECY* (endogeen)
- \mathbf{y}_2 = resterende of niet-verwerkte afvalhoeveelheid (endogeen)
- $\bar{\mathbf{y}}_1$ = vector van de minimale finale vraaghoeveelheden
- $\bar{\mathbf{y}}_2$ = maximum-toegelaten afvalproductie of milieunorm (gelijkgesteld aan nul)
- \mathbf{A}_{11} = matrix van de technische coëfficiënten van de sectoren *LAND* t/m *DNST*
- \mathbf{A}_{12} = vector van de technische coëfficiënten van de sector *RECY*
- \mathbf{A}_{21} = vector van de afvalcoëfficiënten van de sectoren *LAND* t/m *DNST*
- \mathbf{A}_{22} = afvalcoëfficiënt of -intensiteit van de sector *RECY* (gelijkgesteld aan nul)
- \mathbf{v}_1 = vector van de primaire-inputcoëfficiënten (gedefinieerd als de som van de BrTW- en invoer-coëfficiënten van de sectoren *LAND* t/m *DNST*)
- \mathbf{v}_2 = primaire-inputcoëfficiënt van de sector *RECY*
- \mathbf{p} = vector van de prijzen van goederen en diensten (endogeen)
- \mathbf{r} = prijs per eenheid verwerkt afval (endogeen)
- \mathbf{t} = belasting per eenheid resterend of niet-verwerkt afval (gelijkgesteld aan nul)
- \mathbf{s} = duale variabele of "schaduwprijs", overeenkomstig de milieunorm van "zero afvalproductie" – op te vatten als de toegerekende milieukost, per eenheid afval (endogeen)

De eerste twee randvoorwaarden van het duale probleem vormen de economische grondslag van het principe van "de vervuiler betaalt".

5 ½ Een partieel en een algemeen evenwichtsmodel toegepast op de Kyoto-afspraken¹³

Stef Proost, CES, K.U.Leuven

Denise Van Regemorter, CES, K.U.Leuven

5.1 ½ Inleiding

De uitvoering van de Kyoto-afspraken betekent dat België de uitstoot van broeikasgassen tegen 2008-2010 moet terugbrengen tot een niveau dat 7,5 % lager ligt dan in 1990. De economische gevolgen hiervan worden geanalyseerd via MARKAL, een partieel evenwichtsmodel dat de vraag en aanbod van diverse energievormen in België voorstelt, en via GEM-E3, een algemeen evenwichtsmodel voor 14 Europese landen. Het *referentiescenario* waartegen de economische gevolgen worden beoordeeld, is gebaseerd op de recente lange termijn economische prognoses van de Europese Commissie. Tabel 12 geeft hiervan enkele parameters weer. Tabel 13 bevat de projecties voor de emissies van broeikasgassen in België voor het referentiescenario. Het 'Kyoto'-*scenario* gaat ervan uit dat broeikasgassen in België worden verminderd met 7,5% in 2010 ten opzichte van het niveau in 1990, en dat daarna hetzelfde tempo wordt aangehouden (-15% in 2030). Er wordt verondersteld dat alle landen hun reductiedoelstelling afzonderlijk realiseren, dus zonder gebruik te maken van internationaal verhandelbare emissierechten. Er komt geen uitbreiding van de nucleaire capaciteit en de bestaande centrales worden gesloten na een technische levensduur van 40 jaar.

Tabel 118: *Economische hypothesen van het referentiescenario (selectie) (gemiddelde jaarlijkse procentuele groei voor België)*

	1999/2005	2005/2010	2010/2030
Groei BNP	2,2	2,1	1,8
Private consumptie	2,3	2,2	2,2
Publieke investeringen	1,4	2,0	2,0
Publieke consumption	1,3	1,0	1,0
Fiscaal beleid	Stabiel over de ganse periode		

¹³ Deze bijdrage is een samenvatting, deels gebaseerd op een tekst van S. Proost en D. Van Regemorter opgesteld voor MIRA-S 2000, en deels op de resultaten van twee onderzoeken die door (onder andere) S. Proost en D. Van Regemorter werden uitgevoerd voor het federale ministerie van leefmilieu in 1999 en voor het federale ministerie van energie en duurzame ontwikkeling in 2000. Deze samenvatting is opgesteld door Peter Van Humbeek (SERV).

Tabel 119: Energie-gerelateerde emissies van broeikasgassen (weergegeven in CO₂ equivalenten) in het referentiescenario (miljoen ton).

	1990	2000	2005	2010	2020	2030
België	114	126	126	132	157	203
Vlaanderen	66	72	67	70	88	124
Wallonië	42	47	51	53	59	68
Brussel	5	6	6	8	9	10

5.2 ½ Analyse met een partieel evenwichtsmodel

De directe welvaartskost van de Kyotoverplichting voor België wordt berekend met MARKAL. Het betreft de kosten rechtstreeks verbonden met de energiemarkt. De effecten op de andere markten worden voorlopig verwaarloosd. Op basis van een dergelijke *partieel evenwichtsbenadering* kunnen een aantal eerste beleidsconclusies worden getrokken:

- Een koolstofbelasting of een systeem met verhandelbare emissierechten (binnen België) realiseert de laagste totale emissiereductiekosten. In dit geval kost de Kyotoverplichting in 2010 aan België ongeveer 0,5% van de waarde van het BNP uit 1990. De marginale kost in 2010 bedraagt 1830 BEF/ton CO₂. Andere instrumenten zoals een systeem van emissienormen per type van energiegebruik of een energiebelasting hebben een hogere welvaartskost. Zelfs normen die zo efficiënt mogelijk zijn (d.w.z. die afgestemd zijn op marginale reductiekost) hebben nog steeds een meerkost van ongeveer 35%.
- In de meest efficiënte verdeling van de inspanningen tussen de verschillende regio's, zijn de reductiepercentages ongelijk. Zij bedragen in 2010 en ten opzichte van het referentiescenario -16,3% voor Vlaanderen, -23,3% voor Wallonië en -29,2% voor Brussel.
- In de meest efficiënte verdeling van de inspanningen tussen doelgroepen zal de energievraag vooral bij de huishoudens en in de industrie dalen, en in mindere mate in de transportsector. Immers, de laagste reductiekosten zijn te vinden bij de elektriciteitsproductie, maar ook bij de huishoudens en in de industrie zijn er tal van maatregelen beschikbaar met een kost kleiner dan 1830 BEF per ton. In de transportsector is dit niet het geval. Een norm van 5l/100km voor het brandstofverbruik van wagens bijvoorbeeld heeft een geraamde kostprijs van ongeveer 27000 BEF/ton; het verlagen van de maximumsnelheid op autowegen heeft (rekening houdend met de tijds waarde) een kostprijs van om en bij 7200 BEF/ton, enz.

5.3 ½ Analyse met een algemeen evenwichtsmodel

Een *algemeen evenwichtsbenadering*, waarin rekening wordt gehouden met alle markten en hun interacties, kan op drie vlakken extra informatie opleveren: een betere schatting van de uiteindelijke effecten op de activiteit en de tewerkstelling per sector, een betere totale kostenschatting en tenslotte een beter idee van de verdeling van de kosten over inkomensgroepen.

De uiteindelijke effecten op de activiteiten per sector hangen af van de relatieve prijsveranderingen van de producten, het gehanteerde beleidsinstrument (cfr. supra) en de wijze waarop de inkomsten van eventuele koolstof- of energiebelastingen worden

besteed. Tabel 14 geeft de impact (berekend met GEM-E3) op de sectorale productie weer van een koolstofbelasting, waarvan de opbrengsten worden teruggesluisd via een verlaging van de sociale zekerheidsbijdragen op arbeid van de werkgever, en in het geval andere landen een gelijkaardig beleid voeren om hun eigen Kyoto-doelstelling te halen. De negatieve impact is het grootst voor de energiesector en voor de energie-intensieve sectoren die bovendien veel exporteren. Voor een deel gaat het hier om een zgn. ‘koolstoflek’ omdat de invoer van energie-intensieve producten toeneemt. Dit betekent dat een deel van de eigen CO₂-reductie wordt gerealiseerd door een verschuiving van de productie naar andere landen en niet bijdraagt aan de mondiale reductie van broeikasgassen.

Tabel 120: Sectorale evolutie van de productie van een emissiebelasting (% verandering ten opzichte van het referentiescenario

Sector	2005	2010
Landbouw	-0,13%	-0,51%
Steenkool	-13,13%	-37,18%
Ruwe olie en olieproducten	-4,05%	-15,68%
Aardgas	-0,05%	-0,75%
Elektriciteit	-0,98%	-3,90%
Metaal en non-ferro	-3,64%	-13,12%
Scheikundige producten	-0,30%	-0,97%
Andere energie-intensieve productie	-0,24%	-0,62%
Elektrisch materiaal	-0,20%	-0,62%
Transport materiaal	-0,08%	-0,65%
Andere uitrustingen	-0,24%	-0,51%
Verbruiksgoederen	-0,06%	-0,08%
Bouw	-0,03%	-0,18%
Telecommunications	0,29%	1,05%
Transports	-0,30%	-1,06%
Krediet en verzekeringen	0,20%	0,51%
Andere diensten	0,10%	0,22%
Niet – markt diensten	0,03%	0,09%

De algemeen evenwichtsbenadering kan ook nuttig zijn om de totale welvaarts-kost beter te benaderen. In geval van milieubelastingen kan de opbrengst ervan worden gebruikt om de vermindering van het reële netto-loon door de daling van het beschikbaar inkomen en de gestegen productiekosten gedeeltelijk te compenseren. Dit is niet het geval bij milieubeleidsinstrumenten die geen inkomsten genereren, waardoor hun welvaarts-kost hoger ligt. Verhandelbare emissierechten bijvoorbeeld, die in een partieel evenwichtsbenadering het equivalent zijn voor milieubelastingen, hebben in een algemeen evenwichtsbenadering een welvaarts-kost die 50 tot 100% hoger ligt. Enkel in het geval dat de verhoogde kostprijs (incl. belastingen) van energie-intensieve producten betaald wordt door bevolkingsgroepen die niet leven van arbeidsinkomen (bijv. renteniers of gepensioneerden) of door buitenlandse afnemers die bereid zijn meer te betalen voor Belgische producten, is het mogelijk dat door de terugsluizing van belastingopbrengsten het netto loon toeneemt, en daarmee ook het arbeidsaanbod en de tewerkstelling. Dit is precies wat gebeurt in Tabel 15. Deze geeft de effecten weer (berekend met GEM-E3) op de belangrijkste macro-aggregaten van een koolstofbelasting met recyclage van de inkomsten via een verlaging van de sociale zekerheidsbijdragen op arbeid van de werkgever: in de hypothese dat de arbeidsmarkt goed functioneert en de lonen flexibel zijn op middellange termijn, stijgt de

tewerkstelling licht dankzij de ruilvoetverbetering en de hogere belasting op de niet werkenden.

Tabel 121: Macro-economische effecten van het 'Kyoto'-scenario met terugsluizing van de arbeidsbelastingen (% verandering ten opzichte van het referentiescenario)

	2005	2010
BNP	0,18%	0,50%
Tewerkstelling	0,28%	1,21%
Private Investerings	-0,03%	-0,19%
Private Consumptie	0,26%	0,45%
Binnenlandse Vraag	-0,51%	-1,95%
Export (in volume)	-1,11%	-3,82%
Import (in volume)	-1,04%	-3,89%
Energie consumptie (in volume)	-3,65%	-13,26%
Reële loonontwikkeling	0,68%	2,01%
Ruilvoet	0,26%	0,78%

Om te illustreren dat een algemeen evenwichtsanalyse van belang kan zijn voor het analyseren van verdelingseffecten tussen inkomensgroepen van koolstofbelastingen, wordt een ander algemeen evenwichtsmoedel gebruikt dat een onderscheid maakt tussen 4 inkomensklassen, waarbij de laagste inkomensgroep een hogere kans op werkloosheid heeft, meer van inkomenstransfers leeft, een kleiner loon per dag ontvangt en minder kapitaalinkomen bezit. Er wordt verondersteld dat de effecten op de ruilvoet miniem zijn. In Tabel 16 worden de effecten op de consumptiemogelijkheden van de vier inkomensgroepen samengevat voor vier scenario's: met en zonder rigiede lonen gecombineerd met terugsluizing van de belastingsopbrengsten via lagere sociale zekerheidsbijdragen of via hogere sociale zekerheidstransfers. Hieruit blijkt onder meer dat de werking van de arbeidsmarkt cruciaal is voor de totale impact van het beleid. De resultaten zijn steeds beter voor het geval van een goed functionerende arbeidsmarkt met flexibele lonen.

Tabel 122: Inkomensverdelingseffecten van een koolstofbelasting

arbeidsmarktregime	Flexibele lonen	Rigiede lonen	Flexibele lonen	Rigiede lonen
recyclage belastingen	Hogere S.Z. transfers	Lagere S.Z. bijdragen	Hogere S.Z. transfers	Lagere S.Z. bijdragen
klasse 1	-6,4 %	-6,8 %	+2,3%	-0,5%
klasse 2	-6,2 %	-5,2%	-0,9%	-1,1%
klasse 3	-5,5%	-4,3%	-1,8%	-1,2%
klasse 4	-6,4 %	-4,5 %	-1,9%	-1,4%
BGP	-7,0 %	-5,1 %	-0,6%	+0,2%
werkloosheid (in duizenden)	238	176	0	0