

Milieubeleidskosten Begrippen en berekeningsmethoden



Inhoud



- Inleiding en leeswijzer 3
- 1 Inleidende begrippen 4
 - 1.1 Kosten, uitgaven en lasten 4
 - 1.2 Milieu en milieubeleid 5
 - 1.3 Milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten 6
 - 1.4 Milieubaten 7
- 2 Typologie van milieubeleidskosten 10
 - 2.1 Milieukosten en reguleringskosten 10
 - 2.2 Investeringsbedrag en operationele kosten 12
 - 2.3 Directe en indirecte kosten - welvaartsverlies 13
 - 2.4 Private en maatschappelijke kosten 15
 - 2.5 Normstellingskosten, toepassingskosten en handhavingskosten 17
- 3 Principes van kostenberekening 20
 - 3.1 Opportuïteitskosten 20
 - 3.2 Actuele waarden 23
 - 3.3 Berekening jaarlijkse kosten: annuïteiten 25
 - 3.4 Discontovoet 26
 - 3.5 Nominale en reële prijzen 29
 - 3.6 Onzekerheid 29
- 4 Kostencurves 32
 - 4.1 Totale, gemiddelde en marginale kosten 32
 - 4.2 Marginale kostencurve 32
 - 4.3 Efficiëntie 33
- 5 Besluit 36
 - Referenties 38
 - Lijst met afkortingen 41
 - Colofon 42

Inleiding en leeswijzer

Veel mensen die actief zijn binnen het beleidsdomein Leefmilieu, Natuur en Energie, komen regelmatig in aanraking met kosten en baten verbonden aan het milieubeleid. Om hier efficiënt over te communiceren is het nodig over een duidelijk gedefinieerd begrippenkader te beschikken.

Met dit rapport van de cel milieueconomie willen we een breed publiek bereiken, in de eerste plaats iedereen die kostenstudies uitvoert of gebruikt in het beleidsdomein Leefmilieu. Daarom hebben we een lectorenronde georganiseerd om de voorgestelde definities en methoden op hun correctheid en duidelijkheid te checken. We hopen op die manier een document met een breed draagvlak te bekommen.

Voorbeelden van kostenstudies in Vlaanderen zijn de sectorstudies¹ uitgevoerd ter ondersteuning van het emissiereductiebeleid voor industriële emissies naar de lucht.

Ook talrijke bbt-studies² waarin best beschikbare milieuvriendelijke technieken worden voorgesteld ter ondersteuning van het vergunningenbeleid bevatten een kostenstudie. Om te bepalen of een techniek “beschikbaar” is moet immers berekend worden of de kostprijs “redelijk” is. Daarnaast komen in talrijke rapporten en studies kostenberekeningen voor, in diverse mate van detail.

Inhoudelijk baseert het rapport zich op het vroegere werk in MIRA-S 2000 (Van Humbeeck, 2001) en het Achtergronddocument Milieukostenmodel (Meynaerts et al., 2003). Daarnaast werden deze documenten ook aangevuld met de resultaten van recente (beleids)studies. Zo werd het begrip reguleringskosten geïntroduceerd, om samen met de milieukosten de totale milieubeleidskosten te vormen. Een aantal zaken, zoals de aanbevolen waarde voor de maatschappelijke discontovoet, werden geactualiseerd. We hebben ook zoveel mogelijk overeenstemming gezocht met internationale aanbevelingen over de berekening van milieubeleidskosten zoals die van de Europese Commissie (2005), het EPA (2000) en de OECD (Pearce et al. 2006) en met bestaande Vlaamse handleidingen hierover zoals de leidraad ‘meten om te weten’ (Dienst wetsmatiging, 2006), het BIT-rapport van het departement EWI (IALE, 2005) en de recente standaardmethodiek MKBA uitgewerkt voor de Vlaamse zeehavens (Gauderis et al., 2006). We hopen dat dit rapport een handig werkdocument wordt voor iedereen die met deze begrippen aan de slag wil gaan en dat we op deze manier bijdragen tot een verhoging van het aantal en de kwaliteit van economische analyses ter onderbouwing van het milieubeleid.

We beginnen dit rapport met een definitie van enkele basisbegrippen. Daarna volgt in hoofdstuk 2 een uitgebreid overzicht van alle kostensoorten. Hierbij hebben we getracht om zo duidelijk mogelijk uit te leggen wat het verband is tussen de verschillende kostensoorten. In hoofdstuk 3 wordt kort ingegaan op de basis van kostenberekening. Vooral het begrip opportuniteitskosten en de vergelijking van kosten die op verschillende tijdstippen gemaakt worden staan hierbij centraal. In hoofdstuk 4 staan we nog even stil bij het begrip van marginale kostencurves. Bij wijze van besluit zetten we de belangrijkste aanbevelingen in een bondige lijst.

¹ De eindrapporten van deze sectorstudies zijn beschikbaar op <http://www.lne.be/themas/luchtverontreiniging/informatie-studies>.

² De bbt-rapporten zijn beschikbaar op www.emis.vito.be

1. Inleidende begrippen

Met milieubeleidskosten bedoelen we de totale kosten verbonden aan het voorbereiden, uitvoeren en handhaven van het milieubeleid. Het uitgangspunt voor het definiëren van de milieubeleidskosten is de definitie van het begrip "milieukosten" in het MINA-plan 2 (1997): "Milieukosten zijn kosten van maatregelen met het expliciete doel ongewenste effecten van menselijk handelen op het milieu te voorkomen of tegen te gaan".

De totale milieubeleidskosten bestaan echter niet alleen uit de kosten veroorzaakt door de genomen milieumaatregelen. Het beleid dat gevoerd wordt om de actoren aan te zetten tot het nemen van milieumaatregelen brengt extra kosten met zich mee. Als voorbeeld denken we hierbij aan de administratieve lasten die door het beleid worden veroorzaakt. Voor de definitie van de totale milieubeleidskosten wordt de definitie van milieukosten uit het MINA-plan dus als volgt uitgebreid:

"Milieubeleidskosten zijn (i) kosten van maatregelen met het expliciete doel ongewenste effecten van menselijk handelen op het milieu te voorkomen of te beperken en (ii) de reguleringskosten. Samen zijn dit de totale kosten van het voorbereiden, uitvoeren en handhaven van het milieubeleid".

Een volledig overzicht van de verschillende kosten die samen de totale milieubeleidskosten vormen wordt gegeven in hoofdstuk 2. De begrippen kosten, milieumaatregelen, milieu(beleid) en milieubaten worden hierna verder geconcretiseerd.

Milieubeleidskosten = milieukosten + reguleringskosten




1.1 Kosten, uitgaven en lasten

Bij de definitie van het begrip kosten is het belangrijk om het verschil te zien met uitgaven en lasten.

Uitgaven zijn de geldsommen die in een bepaalde periode (jaar) concreet worden uitgegeven. Hierbij maken we een onderscheid tussen investeringsuitgaven en operationele (of exploitatie) uitgaven. Een investering is de aanschaf van een kapitaalgoed met een levensduur van meer dan 1 jaar zoals bedrijfsgebouwen, machines, wagens en computers. Operationele uitgaven zijn jaarlijks terugkerende uitgaven zoals lonen, grondstoffen en energie-uitgaven.

Uitgaven in jaar t = investeringsuitgaven^t + operationele uitgaven^t

De uitgaven die aan een bepaalde periode (een jaar) toegerekend worden noemen we de *kosten* van die periode. Deze jaarlijkse kosten bestaan uit twee delen, enerzijds de operationele uitgaven die in dat jaar door het milieubeleid veroorzaakt worden en anderzijds de investeringsuitgaven om aan het milieubeleid te voldoen die aan dat jaar



worden toegerekend. De totale investeringsuitgaven worden zo toegerekend aan alle jaren waarin kapitaalgoederen kunnen gebruikt worden in plaats van alleen aan het jaar waarin ze werden aangekocht. Bij deze omrekening van éénmalige investeringsuitgaven naar jaarlijkse kosten wordt rekening gehouden met de verwachte levensduur van de investeringen en met de tijdspreferentie (zie 3.2).

Kosten^t = investeringsuitgaven toegerekend aan jaar t + operationele uitgaven^t

Wanneer we willen weten door wie de kosten van het milieubeleid werkelijk gefinancierd of gedragen worden, dan moeten we de milieulasten voor de verschillende betrokkenen berekenen. Hiervoor worden bij de milieukosten van een bepaalde actor de door die actor betaalde overdrachten, zoals heffingen, opgeteld en de door die actor ontvangen overdrachten, zoals subsidies, afgetrokken. Stel dat de overheid een heffing invoert op de emissie van SO₂ en tegelijk SO₂-reductietechnieken subsidieert. De milieulast voor de bedrijven is dan gelijk aan de milieukost van de emissie-reducerende maatregelen plus de verschuldigde heffing op de resterende emissie van SO₂ min de verkregen subsidies voor de genomen reductie-maatregelen³.

Last voor actor a = kosten^a + betaalde overdrachten^a – ontvangen overdrachten^a

³ Eventuele kostenbesparingen voor het bedrijf (bijvoorbeeld besparingen op het energieverbruik) als gevolg van deze maatregelen moeten ook van de kost van de genomen maatregelen afgetrokken worden (zie 2.2 voor het verschil tussen bruto en netto kosten).

1.2 Milieu en milieubeleid

Het decreet van 5 april 1995 (B.S. 3 juni 1995) houdende algemene bepalingen inzake milieubeleid (DABM) definieert *milieu* als volgt: "Milieu is de atmosfeer, de bodem, het water, de flora, de fauna en de overige organismen andere dan de mens, de ecosystemen, de landschappen en het klimaat". Wanneer menselijke activiteiten leiden tot een verstoring, aantasting of uitputting van het milieu dan spreken we van *milieuschade*. De maatschappelijke kosten die gepaard gaan met deze milieuschade noemen we *milieuschadekosten*⁴.

Het DABM geeft drie doelstellingen voor het *milieubeleid*:

- het milieu duurzaam beheren
- mens en milieu beschermen
- natuurbehoud en de bescherming van biologische en landschappelijke diversiteit.

Onder deze brede definitie van het milieubeleid vallen dus alle beleidsinitiatieven met als doel het vermijden, verminderen of herstellen van milieuschade. Dit betekent dus dat ook beleidsinstrumenten van andere beleidsdomeinen dan leefmilieu, zoals de ecologiesteun van het departement EWI (Economie, wetenschap en innovatie), tot het milieubeleid gerekend kunnen worden. Deze brede interpretatie van milieubeleid komt over-

⁴ In de Kaderrichtlijn Water worden de milieuschadekosten verder onderverdeeld in "environmental costs" en "resource costs". "Environmental costs" zijn dan de kosten van verstoring of aantasting van het milieu terwijl "resource costs" de kosten zijn van de uitputting van de natuurlijke hulpbronnen. In dit rapport volgen wij deze terminologie dus niet en dekt de term milieukosten een heel ander begrip. Voor meer informatie over het begrip kenmerkender in de KRW verwijzen we naar Brouwer (2006).



een met de bepaling in het DABM dat de doelstellingen van het milieubeleid van het Vlaamse gewest in alle beleidsgebieden moeten geïntegreerd worden.

1.3 Milieumaatregelen en milieubeleidsinstrumenten

Een *milieumaatregel* is een actie die ondernomen wordt met het expliciete doel ongewenste effecten van menselijk handelen op het milieu te voorkomen of tegen te gaan, eventueel als reactie op het milieubeleid. De milieumaatregelen kunnen zelf nog verder uitgesplitst worden.

a) Een milieumaatregel die slechts op één individuele vervuiler betrekking heeft, noemen we een *individuele milieumaatregel* en een maatregel die een effect heeft op meerdere vervuilers noemen we een *collectieve milieumaatregel*. Voorbeelden van individuele milieumaatregelen zijn de installatie van een groendak door particulieren of de ambtshalve sanering van een vervuild terrein door de overheid. De aanleg van publieke waterzuiveringsinstallaties (RWZI) door de overheid of de inzameling van afgedankte elektrische en elektronische apparaten door Recupel zijn collectieve milieumaatregelen.

b) Een tweede onderscheid is volgens de fase in de productie- en consumptieketen. We spreken dan van *preventieve maatregelen*, zoals de substitutie van steenkool door aardgas, en *curatieve maatregelen*, zoals de bouw van waterzuiveringsinstallaties.

c) Een derde opdeling van milieumaatregelen is die in technische maatregelen, volumemaatregelen en organisatorische maatregelen. *Technische maatregelen* hebben betrekking op technische ingrepen in de activiteiten. Deze kunnen nog verder opgedeeld worden in end-of-pipe maatregelen

waarbij de emissies op het einde van het proces worden verminderd, procesgeïntegreerde maatregelen waarbij het proces zelf wordt aangepast om de emissies tijdens het proces te verminderen en productmaatregelen waarbij de emissies gereduceerd worden door over te schakelen op het gebruik van meer milieuvriendelijke grondstoffen of door de productie van meer milieuvriendelijke producten. *Volumemaatregelen* hebben als doel de belasting van het milieu te verminderen door de milieuverontreinigende productie zelf te verminderen zonder dat het productieproces zelf wordt aangepast. Een voorbeeld hiervan is het afbouwen van de veestapel om de uitstoot van CH₄ te verminderen. Ten slotte zijn er nog *organisatorische* maatregelen. Dit zijn maatregelen als good-housekeeping (bijvoorbeeld systematisch bij sluitingstijd de kantoerverlichting doven en computers uitzetten), het houden van toezicht of het uitvoeren van metingen en registraties.

Milieubeleidsinstrumenten worden door de overheid gebruikt om de actoren er toe aan te zetten om bepaalde milieumaatregelen te nemen. Ook de milieubeleidsinstrumenten kunnen verder onderverdeeld worden. Binnen de beleidsuitvoerende instrumenten wordt er een onderscheid gemaakt tussen instrumenten van sociale regulering, directe regulering en marktconforme regulering⁵. Instrumenten van *sociale regulering* hebben als doel het milieubewustzijn te laten meespelen bij de persoonlijke beslissingen van de actoren. Een voorbeeld van dit type van instrumenten is milieueducatie. Bij *directe regulering* is het de bedoeling om het milieugedrag van de actoren rechtstreeks te beïnvloeden. Voorbeelden hiervan zijn emissienormen, verboden en kwaliteitseisen. Deze instrumenten worden ook 'command-and-control' instrumenten genoemd. *Marktconforme instrumenten* hebben als doel om het gedrag van de actoren te sturen door een prijs te zetten op milieuschadelijke activiteiten.

⁵ Naast de beleidsuitvoerende instrumenten zijn er ook beleidsvoorbereidende en beleidsontwerpende instrumenten.

De vervuiler heeft dan zelf de keuze om zijn vervuiling terug te dringen ofwel een prijs voor de vervuiling te betalen. Voorbeelden van marktconforme milieubeleidsinstrumenten zijn subsidies, milieuheffingen, verhandelbare rechten, statiegeldsystemen en aansprakelijkheidsregels. Een meer uitgebreid overzicht van de verschillende mogelijke beleidsinstrumenten wordt gegeven in de RIA-handleiding (Dienst wetsmatiging, 2005).

1.4 Milieubaten

Milieubaten zijn de positieve effecten van de uitgevoerde milieumaatregelen. Het betreft de milieuschade die voorkomen, verminderd of hersteld wordt door deze maatregelen. Milieuschadeprijzen (zie 1.2) en milieubaten vormen dus elkaars spiegelbeeld: wanneer menselijke acties leiden tot schade aan het milieu dan noemen we de kosten daarvan de milieuschadeprijzen en wanneer we vervolgens een milieubeleid voeren om deze schade te vermijden (of te herstellen) dan spreken we van de milieubaten van het beleid.

Het is niet de bedoeling om in dit rapport de baten van het milieubeleid uitgebreid te behandelen. We houden het hier bij een zeer beknopte inleiding en verwijzen voor meer informatie naar

het rapport "Milieubaten of milieuschadeprijzen – waarderingstudies in Vlaanderen" van de afdeling Milieu, Natuur- en Energiebeleid.

Milieubaten worden meestal in drie verschillende categorieën verdeeld⁶ (tabel 1). Ten eerste zijn er de positieve effecten op de *menselijke gezondheid en het welzijn*. Hieronder vallen een daling van de mortaliteit en morbiditeit en verbeteringen van de leefbaarheid, bijvoorbeeld door een vermindering van geur- of geluidshinder.

Een tweede grote groep van milieubaten zijn de *ecologische baten*. Hieronder vallen de schade aan vermarktbaar producten zoals de voorziening van water, voedsel en brandstoffen of betaalde recreatie. Andere ecologische baten zijn slechts indirect vermarktbaar (de zogenaamde ecosystemendiensten) zoals een daling van het aantal overstromingen of helemaal niet vermarktbaar zoals de toename van de esthetische of recreatieve waarde van een gebied. De tot hiertoe vermelde milieubaten hangen allen samen met de gebruikswaarde van het milieu.

⁶ De hier opgesomde baten bepalen samen de totale economische waarde van milieugoederen. Daarnaast heeft een milieugoed ook een intrinsieke waarde die onafhankelijk is van de menselijke waardering.

Tabel 1: Soorten milieubaten en voorbeelden

Soorten baten	Voorbeelden
Menselijke gezondheid en welzijn	
Mortaliteit	Vermindering van het risico op vroegtijdig overlijden door kanker
Morbiditeit	Vermindering van het risico op kanker
Leefbaarheid	Vermindering van geurhinder en geluidshinder
Ecologische baten	
Vermarktbaar producten	Voorziening van water en voedsel
Indirect vermarktbaar producten	Matiging van het aantal overstromingen
Niet vermarktbaar producten	Voorziening van recreatieve mogelijkheden
Niet gebruikswaarde: bestaanswaarde en legatwaarde	Waarde die gehecht wordt aan het (voort)bestaan van ijsberen.
Materiaalschade	Vermindering van de kosten voor onderhoud en herstel gebouwen

Op basis van MIRA-S 2000

tabel 1

Milieugoederen kunnen echter ook waarde hebben zonder ze te gebruiken (niet-gebruikswaarde). Deze waarde ontstaat uit de wetenschap dat bepaalde dingen bestaan (bestaanswaarde) en dat anderen (bijvoorbeeld toekomstige generaties) hier nog over kunnen beschikken (legaatwaarde).

Een laatste type milieubaten betreft de *vermeden materiaalschade*. Ook dit moet breed geïnterpreteerd worden. Het betreft niet alleen de vermeden kosten voor onderhoud en herstel van bijvoorbeeld gebouwen maar ook de vermeden esthetische schade aan deze gebouwen.

Milieubaten kunnen uitgedrukt worden in kwalitatieve, kwantitatieve of monetaire termen. Om economische analyses te kunnen doen is het aangeraden om milieubaten zoveel mogelijk uit te drukken in monetaire termen. Dit maakt het immers mogelijk om de bereikte milieubaten te vergelijken met de milieukosten (kosten-baten-analyse). Beide worden dan immers uitgedrukt in dezelfde eenheden. In de praktijk is het echter een moeilijke oefening om milieubaten in monetaire termen te waarderen. Het principe van monetarisering is dat getracht wordt te schatten wat de totale betalingsbereidheid voor de milieubaten is. De betalingsbereidheid van een individu is het bedrag dat hij wil betalen om negatieve milieueffecten te vermijden ("willingness to pay") of het bedrag dat hij wenst te ontvangen om bijkomende milieuschade te aanvaarden ("willingness to accept")⁷. Monetarisering houdt eigenlijk in dat we proberen een prijs te bepalen voor milieuschade. In bepaalde gevallen kan men zich hiervoor baseren op marktprijzen zoals voor het bepalen van de prijs van gedeerde landbouwopbrengsten. Voor de meeste types van milieubaten bestaat er echter geen marktprijs (bijvoorbeeld vermindering van geluidshinder). Om ook deze milieubaten te kunnen monetariseren moet er gebruik gemaakt worden van een economische waarderingstechniek.

⁷ In empirische studies blijkt de "willingness to pay" (WTP) typisch een lagere waardering op te leveren dan de "willingness to accept" (WTA), zie bvb. Kolstad (2000).

De bespreking van deze waarderingstechnieken valt buiten het bestek van dit rapport⁸.

Wanneer het niet mogelijk is om milieubaten uit te drukken in monetaire termen moet er naar gestreefd worden deze zo veel mogelijk uit te drukken in kwantitatieve termen. Kwantitatief uitgedrukte milieubaten maken het immers mogelijk om de relatieve prestaties van verschillende milieumaatregelen met elkaar te vergelijken door middel van een kosteneffectiviteitanalyse. Hierbij wordt een eenheidsprijs berekend voor het berekenen van de milieubaten, bijvoorbeeld x euro per ton vermeden CO₂-emissie.

⁸ In het rapport van het Departement LNE "Milieubaten of milieuschadetekosten – waarderingsstudies in Vlaanderen" wordt een inleiding gegeven in de technieken voor economische waardering en wordt een overzicht geleverd van de tot nog toe in Vlaanderen uitgevoerde waarderingsstudies.

2. Typologie van milieubeleidskosten

Milieubeleidskosten omvatten de totale kosten die verbonden zijn aan de voorbereiding, uitvoering en handhaving van het milieubeleid.

Milieubeleidskosten = milieukosten + reguleringskosten

In dit hoofdstuk trachten we een zo volledig mogelijk overzicht te geven van alle verschillende types en onderverdelingen van milieubeleidskosten. De onderstaande tabel geeft hiervan een overzicht.

2.1 Milieukosten en reguleringskosten

Milieukosten zijn de kosten van de maatregelen die de verschillende doelgroepen en de overheid (moeten) nemen om aan het milieubeleid te voldoen (bv. respecteren van een emissienorm). Milieukosten

worden ook bestrijdingskosten (abatement costs⁹) genoemd. Hieronder vallen de kosten voor de aankoop en installatie van technologieën nodig om de milieudoelstellingen te bereiken, samen met de eventuele extra kosten die gepaard gaan met het gebruik van de nieuwe productietechnieken (bv. extra personeel nodig voor de bediening en het onderhoud).

⁹ De Engelse term 'environmental cost' (milieukost) wordt daarentegen soms gebruikt om (een deel van) de milieuschadeposten aan te duiden (zie voetnoot 4).

Tabel 2: Typologie van milieubeleidskosten

	Milieubeleidskosten	
	Milieukosten	Reguleringskosten
Directe kosten	Overheid - Budget milieubeleid	
	- Investeringskosten en operationele kosten van door de overheid genomen milieumaatregelen (bv. aankoop natuurgebied, installatie RWZI) - Netto uitbetaalde milieusubsidies (subsidies – belastingen)	- Kosten van beleidsvoorbereiding - Ontvangen, verwerken en controleren informatie doelgroepen - Verspreiden van informatie naar doelgroepen - Kosten van handhaving
	Doelgroepen – Milieulasten	
	- Investeringskosten en operationele kosten van milieumaatregelen inclusief belastingen en subsidies - Welvaartsverlies (kosten van daling productiehoeveelheid of activiteitsniveau)	- Informatie opzoeken - Dossiers opmaken en indienen bij overheid - Kosten van geschillenafhandeling - Wachtijdskosten
Indirecte kosten	- Welvaartsverliezen op afgeleide markten - Gevolgen voor productkwaliteit, marktstructuur, productiviteit en innovatie	

Op basis van EPA, 2000; Meynaerts et al., 2003; Pearce et al., 2006; Proost et al., 2002

Wanneer de genomen maatregelen aanleiding geven tot welvaartsverliezen in de betrokken markt en indirecte kosten, dan behoren deze ook tot de milieukosten.

Milieukosten = investeringskosten maatregelen + operationele kosten maatregelen + welvaartsverliezen + indirecte kosten

Reguleringskosten¹⁰ zijn de kosten voor de regulerende overheid en de bijkomende kosten die doelgroepen maken als antwoord op de door de overheid ingezette *milieubeleidsinstrumenten* maar die niet rechtstreeks bijdragen tot het bereiken van de beoogde milieudoelstellingen. In deze zin kunnen reguleringskosten beschouwd worden als een restcategorie. In tabel 2 hebben we de reguleringskosten ondergebracht bij de directe kosten. We gaan ervan uit dat er geen indirecte reguleringskosten zijn, ofwel dat er enkel reguleringskosten zijn bij de direct door het milieubeleid aangesproken actoren.

Reguleringskosten bestaan onder andere uit wat door de Dienst wetsmatiging (2006) administratieve lasten en beheerskosten worden genoemd.

Administratieve lasten zijn kosten van de administratieve handelingen die de actoren moeten uitvoeren voor de naleving van wettelijke informatieplichtingen aan de overheid. Beheerskosten zijn de kosten die de overheid maakt om de verkregen informatie van de actoren te ontvangen, te verwerken en te controleren.

¹⁰ De Afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid van het departement LNE heeft in 2006 een opdracht uitbesteed voor de ontwikkeling van een rekenmodel voor het ramen van de reguleringskosten van milieubeleidsinstrumenten. Het eindrapport van deze studie is verschenen in september 2007 (Idea Consult – Ecolas 2007).

De reguleringskosten gaan echter veel breder dan dit. Langs de kant van de overheid omvatten de reguleringskosten voorts nog de kosten van beleidsvoorbereiding (zoals de opmaak van een RIA en de vertaling van een beleidsinitiatief in een juridisch correcte wettekst) en handhaving (zoals de personeelskosten voor het uitvoeren van inspecties en voor de inning van boetes). In mindere mate hebben ook de doelgroepen reguleringskosten die verbonden zijn aan de voorbereiding en handhaving van het beleid. Andere reguleringskosten voor de doelgroepen zijn onder meer de kosten voor het verkrijgen van informatie over het milieubeleid waarbij zij betrokken zijn. Ook de kosten die de overheid en de doelgroepen maken voor de afhandeling van geschillen, bijvoorbeeld gerechtskosten, horen tot de reguleringskosten.

Een moeilijk monetair waardeerbare maar dikwijls aanzienlijke reguleringskost voor de doelgroepen betreft de wachttijdskosten. Hiermee bedoelen we de kosten die veroorzaakt worden door de tijd die de overheid nodig heeft om beslissingen te nemen in milieudossiers. Een voorbeeld hiervan is de tijd die nodig is voor het verkrijgen van een milieuvergunning voor een bedrijfsuitbreiding. Onvoorziene vertragingen bij het goedkeuren van die milieuvergunning zouden kunnen leiden tot capaciteitsproblemen en kosten zoals boetes wegens het niet respecteren van leveringstermijnen en verlies van klanten aan concurrenten.

De totale kosten die de doelgroepen moeten maken om aan het milieubeleid te voldoen vormen de milieulasten¹¹.

¹¹ In paragraaf 1.1 werd er in de definitie van milieulasten geen onderscheid gemaakt tussen milieukosten en reguleringskosten.



Stel bijvoorbeeld dat de overheid beslist om de totale oppervlakte bosareaal in Vlaanderen met 20% te doen toenemen. Ongeacht het gekozen beleidsinstrument zal het aanplanten en onderhouden van de extra bossen tot de milieukosten van hetzij de overheid, hetzij een bepaalde doelgroep behoren. De reguleringskosten zijn meer afhankelijk van het gekozen beleidsinstrument. Indien gekozen wordt om grondeigenaars te subsidiëren voor het aanplanten van bossen zullen de reguleringskosten onder meer bestaan uit het informeren van grondeigenaars en beoordelen van subsidiedossiers (beheerskosten), het opstellen van subsidiedossiers (administratieve lasten) en de controle op het uitvoeren van de aanplantingen. De kosten voor de overheid zijn in dit geval gelijk aan de uitbetaalde subsidies plus de reguleringskosten die zij draagt. De milieulasten voor de gesubsidieerde grondeigenaars zijn dan gelijk aan de kosten voor het aanplanten en onderhouden van de extra bossen plus de reguleringskosten die zij dragen min de verkregen subsidies.

De milieulasten van een doelgroep zijn dus gelijk aan de milieukosten (na belastingen en subsidies) plus de reguleringskosten die zij ondervinden om zich met de regelgeving in orde te stellen. De milieulasten worden ook nalevingskosten genoemd.

Milieulast voor doelgroep d = milieukosten (inclusief belastingen en subsidies)^d + reguleringskosten^d

De totale kosten die de overheid draagt voor alle beleidsinitiatieven die tot doel hebben milieuschade te vermijden of te herstellen (of deze nu door het departement leefmilieu of door een ander departement worden genomen) vormen het budget voor het milieubeleid¹² in brede zin. Dit is gelijk aan de kosten van milieumaatregelen die de overheid zelf uitvoert plus de reguleringskosten die voortkomen uit het voorbereiden, uitvoeren en handhaven van het milieubeleid en de uitbetaalde milieusubsidies min de ontvangsten uit milieuheffingen en bijdragen.

Budget milieubeleid = kosten milieumaatregelen overheid + reguleringskosten overheid + uitbetaalde milieusubsidies – ontvangsten milieuheffingen en bijdragen.

¹² Volgens de definitie van milieulast in 1.1 is het budget voor het milieubeleid gelijk aan de milieulast die de overheid draagt. Voor de duidelijkheid gebruiken we de term milieulast hier enkel voor de kosten die de doelgroepen dragen.

2.2 Investeringsbedrag en operationele kosten

De milieukosten van een milieumaatregel kunnen opgesplitst worden in een éénmalig investeringsbedrag in het begin plus jaarlijks weerkerende operationele kosten.

Een investering is de aanschaf van een kapitaalgoed zoals bedrijfsgebouwen of machines met een levensduur van meer dan een jaar. Het investeringsbedrag waarmee een milieumaatregel gepaard gaat is het totaal van alle eenmalige kosten die de maatregel met zich meebrengt. Naast de aanschaffingsprijs (of de productiekost) van de investering tellen we hierin nog bijkomende eenmalige kosten mee zoals opstartkosten, notariskosten en de kosten voor het opleiden van het personeel om met de nieuwe machines te werken.

(Bruto-)operationele kosten zijn lopende uitgaven die gemaakt worden om de milieumaatregel operationeel te maken en te houden. Voorbeelden hiervan zijn personeelskosten voor onderhoud en bediening, de kosten voor het energie- en grondstoffenverbruik en verzekeringskosten. Verschillende milieumaatregelen zorgen naast deze kosten

ook voor besparingen of opbrengsten. De aankoop van zuinigere vrachtwagens zal voor een transportbedrijf bijvoorbeeld leiden tot een daling van de brandstofkosten. Met deze neveneffecten moet ook rekening gehouden worden bij de berekening van de kosten van een milieumaatregel. Dit doen we door de netto-operationele kosten te gebruiken¹³. Netto-operationele kosten zijn gelijk aan de bruto-operationele kosten verminderd met eventuele besparingen¹⁴ (bijvoorbeeld een lager energieverbruik) en extra opbrengsten (bijvoorbeeld verkoop van restproducten) door de milieumaatregel. Wanneer we in het vervolg van de tekst spreken over kosten zonder het voorvoegsel bruto of netto te gebruiken dan worden de netto kosten bedoeld.

In Vercaemst (2001) wordt een uitgebreide checklist gegeven van de mogelijke investeringskosten en operationele kosten van milieutechnieken.

2.3 Directe en indirecte kosten - welvaartsverlies

De *directe kosten*¹⁵ van het milieubeleid zijn kosten die voortvloeien uit aanpassingen op de direct door het milieubeleid geviseerde markt. Het zijn met andere woorden de milieukosten en regu-

¹³ De positieve neveneffecten van een milieumaatregel kunnen ook opgeteld worden bij de baten van de milieumaatregel in een kosten-batenanalyse. Wanneer bij de beoordeling van een milieumaatregel echter geen rekening wordt gehouden met de baten (bijvoorbeeld in het kader van een kosteneffectiviteitanalyse) moet er ook rekening gehouden worden met deze neveneffecten. Daarom stellen we in de tekst voor dit te doen door ze af te trekken van de bruto-operationele kosten.

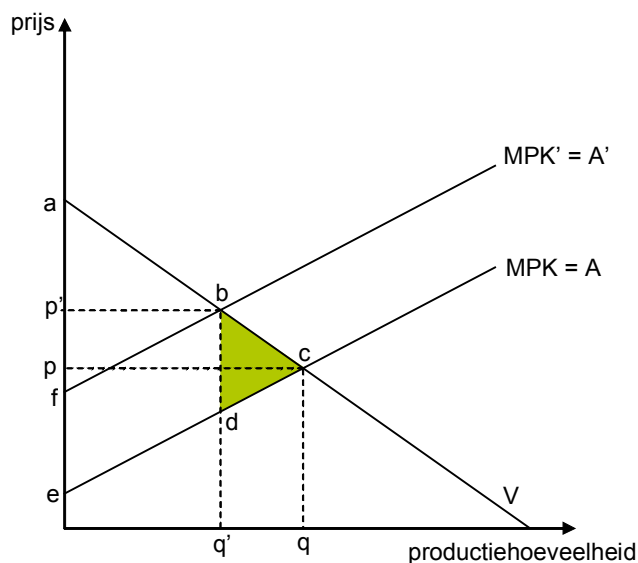
¹⁴ Als we kosten vanuit bedrijfsstandpunt berekenen, moet ook rekening gehouden worden met eventuele besparingen op de te betalen winstbelasting in de aanslagjaren dat de belastbare winst verminderd wordt met de afschrijvingen en operationele kosten van de milieumaatregel.

¹⁵ De termen directe en indirecte kosten worden in dit rapport gedefinieerd zoals in de economische theorie gebruikelijk is. In de beleidswetenschappen worden deze termen anders gebruikt. Directe kosten worden daar gedefinieerd als kosten die rechtstreeks kunnen verbonden worden met de kostendrager (proces, output of effect) of een kostenplaats (organisatie-onderdeel). Indirecte kosten worden dan gedefinieerd als kosten die slechts op basis van een verdeelsleutel verdeeld kunnen worden (bijvoorbeeld overheadkosten).

leringskosten die in sectie 2.1 besproken werden plus de kosten die gepaard gaan met de verandering van het markt-evenwicht in de direct betrokken sector (welvaartseffecten). De directe kosten van het milieubeleid vallen ten laste van de direct betrokken partijen, namelijk de doelgroepen van het beleid en de regulerende overheid.

We bespreken de welvaartseffecten van het milieubeleid hier met behulp van een voorbeeld. Stel dat figuur 1 de vraag en het aanbod van baksteen voorstelt. De vraagcurve V geeft weer dat de consumenten meer baksteen willen kopen naarmate de prijs van baksteen lager is. Het aanbod A wordt bepaald door de marginale productiekost¹⁶. Bij een grotere productiehoeveelheid stijgt de marginale productiekost en dus vragen de steenbakkerijen een hogere prijs voor ze bereid zijn om een grotere hoeveelheid baksteen op de markt te brengen.

Figuur 1: illustratie welvaartsverlies milieumaatregel



V: Vraagcurve; A: Aanbodcurve; MPK: Marginale productiekost

¹⁶ De marginale productiekost is de bijdrage aan de totale productiekosten van de laatst geproduceerde eenheid. Bij een gegeven prijs is de winst van een onderneming maximaal voor de productiehoeveelheid waar de marginale productiekost aan deze prijs gelijk is. Voor een winstmaximaliserende onderneming wordt het verband tussen de prijs en de geproduceerde hoeveelheid (aanbodcurve) dus bepaald door de marginale productiekosten.

De productie van baksteen leidt tot de uitstoot van verzurende stoffen. Wanneer de steenbakkerijen hun productieproces moeten aanpassen om minder verzurende stoffen uit te stoten dan zorgt deze milieumaatregel voor een toename van de productiekosten (investeringskosten, bijscholing personeel, ...). Hierdoor zullen de steenbakkerijen voor een gegeven prijs een kleinere hoeveelheid willen aanbieden. In de grafiek wordt dit weergegeven door de verschuiving van de aanbodcurve van A naar A'. Voor de eenvoud veronderstellen we hier een constante milieukost per geproduceerde eenheid. De producenten zullen proberen om de stijging van hun productiekosten door te rekenen in de prijs van baksteen (prijsstijging van p naar p'). De prijsstijging zal op haar beurt dan weer leiden tot een daling van de gevraagde hoeveelheid baksteen (van q naar q'). Deze prijs- en hoeveelheidseffecten beïnvloeden de welvaart in de samenleving. Dit wordt gevat in de begrippen producentensurplus en consumentensurplus. Het producentensurplus is gelijk aan het verschil tussen de prijs die de producenten ontvangen en de marginale productiekosten. In de oorspronkelijke situatie is het producentensurplus gelijk aan de oppervlakte pce . Het consumentensurplus is het verschil tussen de maximale prijs die de consumenten bereid zijn te betalen (aangegeven door de vraagcurve) en de werkelijke prijs die zij moeten betalen. Dit is oorspronkelijk gelijk aan de oppervlakte acp . De som van het consumenten- en producentensurplus geeft dus het verschil tussen de bereidheid tot betalen voor en de productiekosten van de op de markt verhandelde hoeveelheid baksteen (oppervlakte ace). Dit is de bijdrage aan de totale welvaart van de steenbakkerssector.

De stijging van de prijs en de overeenkomstige daling van de verhandelde hoeveelheid baksteen na de genomen milieumaatregel leiden tot een daling van het consumentensurplus tot de oppervlakte abp' en tot een daling van het producentensurplus naar $p'bf$. De verhandelde hoeveelheid baksteen leidt dus nog slechts tot een bijdrage aan de welvaart van abf . Een deel van de daling van

de bijdrage tot de welvaart wordt verklaard door de milieukosten en de reguleringskosten van de genomen maatregel (oppervlakte $bdef$). Doordat de verhandelde hoeveelheid steen echter daalt, is er nog een extra verlies, namelijk de oppervlakte bcd . Dit is wat economen het welvaartsverlies noemen: het verschil tussen wat de consumenten bereid zijn te betalen en de productiekost (voor de milieumaatregel) van de daling in de verhandelde hoeveelheid baksteen.

In welke mate de stijging van de productiekosten van de steenbakkerijen leidt tot een daling van de productiehoeveelheid is afhankelijk van de elasticiteit¹⁷ van vraag en aanbod. Naarmate de elasticiteit van vraag en aanbod groter zijn, zullen kostenstijgingen leiden tot een grotere daling van de verhandelde hoeveelheid op de markt en dus tot een groter welvaartsverlies.

Het bovenstaande voorbeeld geeft aan dat de som van investeringskosten, operationele kosten en reguleringskosten een onderschatting geeft van de milieubeleidskosten. Indien het milieubeleid aanleiding geeft tot grote kostenstijgingen zal er in de praktijk steeds een effect zijn op het productieniveau. Het welvaartsverlies hiervan zou dus, indien mogelijk, moeten meegeteld worden bij de berekening van de milieubeleidskosten. Dit is des te belangrijker bij de beoordeling van volumemaatregelen (bijvoorbeeld het autovrij maken van binnensteden). Bij volumemaatregelen bestaat nagenoeg de volledige kost immers uit welvaartsverlies. Indien we hiermee geen rekening zouden houden, zou het lijken alsof dit soort van maatregelen kosteloos is.

Om deze effecten te kunnen analyseren is het nodig om gebruik te maken van een partieel evenwichtsmodel waarin de vraag- en aanbodrelaties en hun interactie worden gesimuleerd.

¹⁷ De elasticiteit van de vraag (het aanbod) is de verhouding van de procentuele verandering van de gevraagde (aangeboden) hoeveelheid ten opzichte van de procentuele verandering van de prijs. Het is dus een maatstaf voor de prijsgevoeligheid van de vragers (aanbieders). Dit wordt berekend als: $\epsilon = (\Delta q/q)/(\Delta p/p)$.

Voorbeelden van dergelijke partieel evenwichtsmodellen zijn MARKAL/TIMES (Van Regemorter et al., 2007) voor de energiemarkt en SELES (Gavilan et al., 2006) voor de landbouw.

Directe kosten milieubeleid = investeringskosten maatregelen + operationele kosten maatregelen + reguleringskosten + welvaartsverlies in direct betrokken markt

Indirecte kosten zijn de kosten van de gevolgen die het milieubeleid heeft in andere sectoren dan deze die door het milieubeleid rechtstreeks geïmponeerd worden. Er zijn diverse vormen van indirecte kosten. Ten eerste zullen de hoger vermelde welvaartseffecten niet beperkt blijven tot de rechtstreeks geïmponeerde sector. De prijs- en hoeveelhedaanpassingen in de rechtstreeks betrokken sector zullen immers op termijn leiden tot spillovers naar andere sectoren. In het voorbeeld zal de prijsstijging van baksteen de consumenten motiveren om op zoek te gaan naar alternatieven voor baksteen. Tegelijk zullen de steenbakkerijen zelf minder grondstoffen vragen. Producenten van alternatieven voor baksteen en de leveranciers van de steenbakkerijen zullen op hun beurt reageren op de veranderde marktomstandigheden. Hierdoor veranderen de vraag- en aanbodrelaties op deze afgeleide markten. Dit proces gaat door tot de economie een nieuw evenwicht bereikt. De kosten en welvaartsverliezen die gepaard gaan met dit aanpassingsproces behoren tot de indirecte kosten van het milieubeleid.

Naast de spillovers via prijs- en hoeveelhedaanpassingen kunnen spillovers naar andere markten veroorzaakt worden door de financiering van het milieubeleid. Het budget voor het milieubeleid moet immers gefinancierd worden door middel van belastingen. Deze belastingen leiden typisch tot marktverstoringen doordat de economische agenten hun keuzes aanpassen om zo weinig mogelijk belasting te betalen (een belasting op arbeid zal de bedrijven bijvoorbeeld ertoe aanzetten om arbeid te vervangen door kapitaal). Op deze ma-

nier zorgen de belastingen voor extra welvaartsverliezen. Economen verwijzen hiernaar met het begrip 'marginal cost of public funds': de kost om 1 extra euro belastinggeld te innen.

Verder kunnen er ook effecten zijn op de productkwaliteit, marktstructuur (monopolievorming), productiviteit en innovatie. Ten slotte zal er ook een effect zijn op macro-economische variabelen zoals de BBP-groei, werkgelegenheid, inflatie en de handelsbalans. De kosten van al deze effecten behoren ook tot de indirecte kosten.

Idealiter worden de indirecte kosten meegenomen bij de berekening van de milieubeleidskosten. In de praktijk wordt dit echter dikwijls niet gedaan omdat het bepalen van de indirecte kosten zeer moeilijk is en omdat de indirecte kosten van kleinere milieumaatregelen zeer beperkt zullen zijn. Voor milieumaatregelen die een sterke impact hebben op de hele economie (bijvoorbeeld de sluiting van de kerncentrales) kunnen we echter belangrijke indirecte kosten verwachten. In dat geval moeten de indirecte kosten wel in kaart worden gebracht met behulp van een macro-economisch model¹⁸. Een voorbeeld hiervan is het Europese algemeen evenwichtsmodel GEM-E3 model van de K.U.Leuven waarvan recent een geïmponeerde versie voor België werd gemaakt (Saveyn et al., 2007).

2.4 Private en maatschappelijke kosten

Bij de berekening van milieubeleidskosten is het belangrijk te bepalen vanuit welk standpunt de kosten berekend worden: vanuit het standpunt van de doelgroep die de milieumaatregelen uitvoert (privaat) of vanuit het standpunt van de maatschappij in haar geheel (maatschappelijk). Voor de overheid is het interessant om de kosten

¹⁸Voor een beknopte maar heldere uitleg over de verschillende types economische modellen verwijzen we naar Dejaeger et al. (2005) van pagina 42 tot 54.

te kennen vanuit beide standpunten. Enerzijds wil ze de *maatschappelijke kosten* kennen om kosteneffectieve maatregelen na te streven of om te bepalen bij welke doelgroep een bepaalde vervuiling op de meest kosteneffectieve manier gereduceerd kan worden. 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.

De *private kosten* zijn de kosten van het milieubeleid bekeken vanuit het standpunt van een bepaalde doelgroep¹⁹. De private kosten van een milieumaatregel zijn dus voor elke betrokkene gelijk aan de milieulast die hij draagt.

De *maatschappelijke kosten* zijn de kosten vanuit het standpunt van de maatschappij als een geheel. De maatschappelijke kosten beschrijven de totale kosten die de maatschappij draagt voor het gevoerde milieubeleid. Dit is dus de som van alle productiemiddelen die, doordat ze ingezet worden voor het milieubeleid, niet meer gebruikt kunnen worden om andere doelstellingen te bereiken plus de eventuele welvaartsverliezen en andere indirecte kosten.

De som van de private kosten van alle betrokken doelgroepen en de overheid geeft een eerste benadering van de maatschappelijke kosten. Wanneer bijvoorbeeld aan alle bierbrouwerijen een schoorsteenverhoging wordt opgelegd om zo de geurhinder te bestrijden, dan geeft de som over alle brouwerijen van de investeringskosten om de schoorstenen te verhogen een goede benadering van de maatschappelijke kosten. De marktprijs voor de verhoging van een schoorsteen weerspiegelt immers de hoeveelheid productiemiddelen (arbeid, kapitaal en energie) die vereist is om de schoorstenen te verhogen.

¹⁹ Ook de overheid kan beschouwd worden als een doelgroep. Denken we bijvoorbeeld aan de private kosten van het milieubeleid voor de gemeenten.

Om een exacte berekening van de maatschappelijke kosten te krijgen moeten er echter enkele correcties uitgevoerd worden op de som van de private kosten:

(a) Bij de berekening van private kosten worden steeds marktprijzen gebruikt inclusief *belastingen en subsidies*. Voor gezinnen en bedrijven betekenen deze immers een reële meerkost of minderkost bij de uitvoering van een milieumaatregel. Op het niveau van de maatschappij vormen deze belastingen en subsidies echter enkel een herverdeling van de beschikbare middelen. De voor de belasting gebruikte middelen verdwijnen niet maar worden getransfereerd van de doelgroepen naar de overheid. Voor de berekening van de maatschappelijke kosten moeten dus prijzen exclusief belastingen en subsidies gebruikt worden. Ook alle andere compensaties die de overheid toekent in het kader van het milieubeleid (zoals een verhoogde belastingaftrek) moeten uit de private kosten weggezuiverd worden om tot de maatschappelijke kosten te komen.

(b) Hierboven werd gesteld dat marktprijzen de hoeveelheid ingezette productiemiddelen voor de uitvoering van milieumaatregelen weerspiegelen. Dit is echter enkel correct onder de veronderstelling van perfect werkende markten. Indien er echter *marktverstoringen* optreden waardoor de marktprijs niet meer perfect overeenkomt met de maatschappelijke waarde van de ingezette productiemiddelen dan moet hiervoor gecorrigeerd worden. Deze correctie kan door zogenaamde *schaduwprizen* te gebruiken die wel de maatschappelijke kosten²⁰ weergeven. Aan welke prijs moet bijvoorbeeld een daling van de graanproductie gewaardeerd worden? Bij perfect werkende markten zou de maatschappelijke kost van het verloren graan de marktprijs hiervan zijn.

²⁰ De schaduwprijs van een goed komt overeen met de opportu-
niteitskost voor de maatschappij van de inzet van dat goed voor het
milieubeleid. Het begrip opportu-
niteitskost wordt uitgelegd in
3.1.

Het Europese landbouwbeleid zorgt er echter voor dat de graanprijzen op de Europese markt hoger zijn dan die op de wereldmarkt. De Europese graanprijzen weerspiegelen dus niet de maatschappelijke kosten. De prijs op de wereldmarkt kan dan gebruikt worden als schaduwprijs voor het Europese graan²¹.

(c) Het milieubeleid kan *externe kosten* veroorzaken. Dit zijn kosten veroorzaakt door het milieubeleid die ten laste vallen van derden zonder dat deze daarvoor via de markt compensaties betaald krijgen. Deze externe kosten behoren dus niet tot de private kosten van één van de doelgroepen of de overheid maar ze vormen wel een kost voor de maatschappij. Een voorbeeld hiervan is de mogelijke visuele vervuiling veroorzaakt door de bouw van windmolens voor de kust. Deze visuele vervuiling is geen private kost voor de elektriciteitsproducenten of de overheid. Wanneer de kustbewoners de windmolens echter als een aantasting van het landschap beschouwen dan vormt dit wel een maatschappelijke kost.

(d) Toekomstige kosten moeten verdisconteerd worden om de actuele waarde te berekenen of om deze om te rekenen naar jaarlijkse kosten. De *maatschappelijke discontovoet* is lager dan de *private discontovoet* (zie 3.4).

2.5 Normstellingskosten, toepassingskosten en handhavingskosten

Een laatste onderscheid kunnen we maken volgens de fase in de reguleringsketen waar de kosten gemaakt worden (Billiet, Rousseau en Proost, 2001). De reguleringsketen bestaat uit drie stappen. De

²¹Een ander voorbeeld van een marktverstoring is wanneer er slechts beperkte concurrentie is op de markt. In dat geval zullen de producenten hun marktmacht aanwenden om de marktprijs significant hoger te zetten dan hun productiekosten. De winst die zij zo maken, monopolierente genoemd, weerspiegelt niet de opportuniteitskosten. Idealiter zouden de kosten van milieumaatregelen dus aan productieprijzen moeten worden gewaardeerd indien de benodigde goederen niet op een perfect concurrentiële markt aangeboden worden. Deze aanpak wordt bijvoorbeeld gevolgd in het GAINS model (Klaassen, 2005).

eerste fase bestaat uit het opstellen, aankondigen en voorbereiden van het milieubeleid (normstelling). Daarna volgt de uitvoering van het milieubeleid (normtoepassing) en de laatste fase is de handhaving (normhandhaving).

Alle kosten van het milieubeleid die voorafgaan aan de feitelijke uitvoering noemen we *normstellingskosten*. Deze vallen voornamelijk ten laste van de regulerende overheid. Dit zijn de kosten voor de opmaak van de regelgeving en het beleidsvoorbereidende studiewerk. De kosten voor de doelgroepen bestaan in deze fase vooral uit de tijd die ze investeren in overleg met de overheid bij de voorbereiding van nieuw beleid. Mogelijke voorbeelden hiervan zijn onderhandelingen tussen overheid en bedrijven bij de opmaak van een milieubeleidsvereenkomst of de consultaties in het kader van een reguleringssimpactanalyse (RIA).

Toepassingskosten zijn de kosten die gemaakt worden bij de uitvoering van het milieubeleid. Het gaat hier over de investerings- en operationele kosten van de milieumaatregelen die genomen worden als reactie op het milieubeleid plus de reguleringskosten die de uitvoering van het milieubeleid met zich meebrengt. Voorbeelden zijn de kosten om een milieuvergunning aan te vragen, de kosten om metingen uit te voeren, de kosten voor de overheid om ingediende subsidieaanvragen te beoordelen en de aankoopkosten van milieutechnologie.

Handhavingskosten zijn de kosten voor de overheid en de doelgroepen van het toezicht op het milieubeleid en de sanctionering van eventuele overtreders. Voorbeelden hiervan zijn gerechtskosten, de kosten voor de overheid van het uitbouwen van monitoring en inspecties en voor de doelgroepen de kosten van het begeleiden van de milieu-inspecteurs bij hun controles.

Milieubeleidskosten = normstellingskosten + toepassingskosten + handhavingskosten

Tabel 3: Voorkomen van milieukosten en reguleringskosten in de reguleringsketen

	Milieukosten	Reguleringskosten
Normstellingskosten		X
Toepassingskosten	X	X
Handhavingskosten		X


Milieukosten werden in sectie 2.1 gedefinieerd als de kosten van de maatregelen die genomen worden om aan het milieubeleid te voldoen. Deze vallen dus onder toepassingskosten. Reguleringskosten zijn er in alle stadia van het beleid, zowel voor als na de uitvoering van de milieumaatregelen, en kunnen dus zowel normstellingskosten, toepassingskosten als handhavingskosten zijn.

3. Principes van kostenberekening

Wanneer we de kosten van milieumaatregelen berekenen is het belangrijk dat *alle* extra kosten die door de maatregel veroorzaakt worden, meegeteld worden en dat *enkel* deze extra kosten meegeteld worden. Om alle relevante kosten te bepalen gebruiken we het begrip *opportuïteitskosten*. Om te zorgen dat we enkel de extra kosten tellen moeten we vergelijken met een goed gedefinieerde referentiesituatie.

De kosten van verschillende maatregelen zullen zich waarschijnlijk op verschillende momenten in de tijd situeren. De kosten van een maatregel of de kosten van alternatieve maatregelen kunnen daarom niet rechtstreeks opgeteld en vergeleken worden. Om een zinvolle vergelijking te kunnen maken moet van alle kosten de *actuele waarde* berekend worden, dit noemen we *verdisconteren*. Een alternatief is om alle kosten om te rekenen tot een vaste *jaarlijkse kost of annuïteit*. Net zoals bij het verdisconteren speelt hierbij de keuze van de *discontovoet* een belangrijke rol. Ten slotte staan we ook nog kort stil bij het verschil tussen *nominale en reële prijzen* en bij de vraag hoe we moeten omgaan met *onzekerheid*.

In dit hoofdstuk worden de bovenstaande begrippen verder toegelicht. Omdat we in dit rapport enkel de kosten van het milieubeleid bekijken doen we dit steeds vanuit het oogpunt van kostenberekening. De behandelde begrippen en methodes zijn echter evenzeer geldig bij de berekening van de baten van het milieubeleid.



De basisgegevens voor een kostenberekening kunnen onder meer verkregen worden van de industrie, van technologieproducenten (bvb. catalogi), overheden (bvb. vergunningsaanvragen), consultants, onderzoeksgroepen en publicaties (bvb. rapporten, tijdschriften en websites). Een bespreking van de technieken voor dataverzameling valt buiten het bestek van dit rapport. Voor meer informatie hierover kunnen we bijvoorbeeld verwijzen naar Van Humbeeck (2006).

3.1 Opportuïteitskosten

Hoe kunnen we er zeker van zijn dat alle relevante kosten in de kostenberekening worden opgenomen? Daarvoor moeten we eerst een goede definitie hebben van wat de werkelijke kosten van de invoering van een milieumaatregel zijn. Voor deze definitie kunnen we vertrekken van het economische gezegde "kiezen is verliezen". Hiermee wordt bedoeld dat de middelen (geld, werknemers, vrije ruimte) die ingezet worden voor de gekozen maatregel niet meer voor een ander doel gebruikt

Nemen we als voorbeeld het besluit van Nestlé om geen kunstmatige kleurstoffen meer te gebruiken bij de productie van Smarties. Bij gebrek aan een natuurlijke blauwe kleurstof kunnen er hierdoor geen blauwe Smarties meer gemaakt worden. Het verdwijnen van de blauwe Smarties zorgt voor een zeker, misschien klein, welvaartsverlies bij de Smartieseters. Dit is een impliciete kost die moet meegerekend worden bij de kosten van deze maatregel. Wanneer er wel een (duurdere) natuurlijke kleurstof zou bestaan om de kunstmatige blauwe kleurstof te vervangen dan zou de meerkost van deze natuurlijke blauwe kleurstof, een expliciete kost, immers ook worden opgenomen in de kostenberekening.

kunnen worden. Wanneer de overheid bijvoorbeeld beslist om een bepaalde zone af te bakenen als natuurgebied dan kan dezelfde ruimte niet meer gebruikt worden als woon- of industriegebied. Er gaat dus potentiële bouw- of industriegrond verloren. In monetaire termen is de kostprijs van een milieumaatregel dus gelijk aan *de waarde die gehecht wordt aan de best mogelijke alternatieve aanwending van de gebruikte middelen die verloren gegaan is*. Dit is de opportuïteitskost van de milieumaatregel.

Hoewel de definitie van het begrip opportuïteitskost zeer eenvoudig is, leidt de interpretatie ervan tot enkele inzichten die snel over het hoofd gezien worden. Ten eerste omvatten de opportuïteitskosten zowel de duidelijk zichtbare expliciete kosten die gepaard gaan met reële uitgaven zoals investeringskosten en operationele kosten maar ook minder zichtbare impliciete kosten. Daarnaast helpt een goede toepassing van het begrip opportuïteitskosten om dubbeltellingen te vermijden en rekening te houden met onbedoelde neveneffecten. Ten slotte is het belangrijk om de referentiesituatie goed te bepalen vooraleer opportuïteitskosten berekend worden.

i. Impliciete en expliciete kosten meenemen

Milieumaatregelen leiden dikwijls tot kosten die, doordat ze geen uitgaven met zich meebrengen, gemakkelijk over het hoofd te zien zijn maar evengoed de welvaart van de samenleving doen dalen. Een mogelijk voorbeeld hiervan is het comfortverlies voor pendelaars die overstappen van de auto op openbaar vervoer. De kosten die gepaard gaan met reële uitgaven worden expliciete kosten genoemd,

de andere kosten zijn impliciete kosten. De meeste expliciete kosten bestaan uit aankopen bij andere bedrijven. Deze worden *out-of-pocketkosten* genoemd. Andere expliciete kosten zijn bijvoorbeeld loonkosten. Bij het berekenen van de kosten van een milieumaatregel moeten alle kosten, dus ook de impliciete kosten, meegerekend worden.

Expliciete kosten kunnen in principe tegen hun marktprijs gewaardeerd worden inclusief eventuele belastingen en subsidies. Dit komt doordat op efficiënte markten de prijs van goederen en diensten gelijk is aan de opportuïteitskost. Wanneer de uitvoering van het milieubeleid vereist dat huizen beter geïsoleerd worden dan moeten er extra productiemiddelen ingezet worden voor de productie en inbouw van de extra isolatiematerialen. Deze productiemiddelen kunnen dan niet meer ingezet worden voor de productie van andere goederen. Deze productie die verloren gegaan is, is de opportuïteitskost. Op een efficiënte markt zullen er slechts productiemiddelen ingezet worden tot de prijs van de laatst ingezette eenheid gelijk is aan de waarde van de extra productie die daarmee kan gerealiseerd worden. De expliciete kost (= marktprijs van de productiemiddelen) is dus gelijk aan de opportuïteitskost. De bepaling van de opportuïteitskosten (in monetaire termen) bij impliciete kosten is in de praktijk doorgaans veel moeilijker. Toch moeten deze kosten idealiter meegenomen worden in een kostenstudie. Als het niet mogelijk is om dit op een kwantitatieve (monetaire) manier te doen of wanneer de inspanning om dit te doen niet opweegt tegen de meerwaarde ervan dan moet getracht worden deze kosten kwalitatief te beschrijven.



ii. Dubbeltellingen vermijden

Een correcte interpretatie van het begrip opportuniteitskosten sluit ook dubbeltellingen van kosten uit. Wanneer een milieumaatregel leidt tot een verhoging van de productiekosten, en de producenten deze extra productiekost kunnen doorrekenen aan de consumenten, dan mogen de gestegen productiekosten en de stijging van de marktprijs niet beide als kosten ingebracht worden. Voor zover de producenten hun gestegen productiekosten kunnen doorrekenen aan hun klanten, gaan er voor hen geen opportuniteiten verloren. De gestegen uitgaven worden immers gecompenseerd door extra inkomsten. Enkel de gestegen marktprijs is dan de opportuniteitskost van de maatregel. Wat de consumenten extra moeten betalen voor het betrokken goed kunnen ze immers niet meer aan andere gewenste goederen besteden.

iii. Neveneffecten meetellen

Milieumaatregelen worden per definitie genomen met de bedoeling om milieuschade te vermijden of te voorkomen. Het is echter mogelijk dat een milieumaatregel die genomen wordt om een specifieke milieuschade te vermijden schadelijke neveneffecten veroorzaakt. De kosten van deze schadelijke neveneffecten behoren ook tot de opportuniteitskosten van de milieumaatregel. Een driewegkatalysator reduceert bijvoorbeeld de emissie van NO_x en fijn stof maar verhoogt tegelijk de uitstoot van N₂O en NH₃. De milieuschadetekosten die het gevolg zijn van de stijging van de N₂O emissies moeten dan idealiter meegeteld worden bij een berekening van de kosten van de invoering van driewegkatalysatoren.

Evengoed moeten eventuele positieve neveneffecten mee in rekening gebracht worden. Wanneer de overheid bijvoorbeeld maatregelen stimuleert om de NO_x-emissies te doen dalen dan kunnen deze maatregelen als neveneffect hebben dat ook SO₂-emissies dalen. De milieuschade ten gevolge van SO₂-emissies zal dus dalen en deze daling moet in mindering gebracht worden bij de berekening

van de kosten van de NO_x-reductietechniek²². Dit wordt geïllustreerd in het voorbeeld in sectie 4.3.

iv. Referentiesituatie bepalen

Ten slotte is het bij het berekenen van de opportuniteitskost belangrijk om de referentiesituatie (of BAU: Business as usual) goed te definiëren. Dit is de toestand die in de toekomst bereikt zal worden bij de voortzetting van het huidige beleid. De opportuniteitskost van een milieumaatregel is immers enkel de additionele kost ten opzichte van kosten die ook zonder de maatregel gemaakt zouden worden. Stel dat de overheid een beleid voert waardoor gezinnen beslissen om over te schakelen op energiezuinigere verwarmingsinstallaties. Het lijkt voor de hand te liggen om de aanschaffingsprijs van deze verwarmingsinstallaties te interpreteren als de kosten van deze maatregel. Dit is echter niet volledig correct. Deze interpretatie negeert immers het feit dat verwarmingsinstallaties slechts een beperkte levensduur hebben. Ook in de referentiesituatie, dus zonder de milieumaatregel, zouden de gezinnen hun verwarmingsinstallaties op termijn moeten vervangen. De werkelijke opportuniteitskost van de milieumaatregel is dus enkel dat de noodzakelijke vervanging vervroegd wordt plus de eventuele meerprijs van de energiezuinige verwarmingsinstallatie ten opzichte van standaard verwarmingsinstallaties. Dit kan veel minder zijn dan de aanschaffingsprijs van de energiezuinige verwarmingsinstallatie.

Uit het voorgaande voorbeeld volgt ook dat de opportuniteitskost van een maatregel gevoelig is voor de timing van de implementatie van de maatregel.

De kosten om binnen een korte tijdsperiode, bijvoorbeeld een jaar, over te schakelen op zuinige verwarmingsinstallaties zullen veel groter zijn dan de kosten om dit in de loop van een langere periode, bijvoorbeeld 10 jaar, te doen. In het laatste geval zullen er immers veel minder verwarmingsinstallaties voor het einde van de verwachte levensduur vervangen moeten worden.

²²Het is ook mogelijk om rekening te houden met deze positieve neveneffecten door ze op te tellen bij de baten van de milieumaatregel. In het voorbeeld bestaan de baten van de milieumaatregelen dan uit de daling van de NO_x-emissies plus de bijkomende daling van de SO₂-emissies. Zie ook voetnoot 13.

De referentiesituatie kan ook gezien worden als een "state-of-the-art" toestand. Enkel de kosten van maatregelen die verder gaan dan de "state-of-the-art" moeten dus meegeteld worden. Een maatregel die het gebruik verbiedt van inefficiënte verwarmingsinstallaties die niet (meer) gebruikt worden (in België) brengt dus geen extra kosten met zich mee, ook al zijn deze inefficiënte installaties veel goedkoper.

3.2 Actuele waarde

Kosten die op verschillende momenten in de tijd gemaakt worden, kunnen niet rechtstreeks bij elkaar opgeteld of vergeleken worden. Eén euro vandaag is meer waard dan dezelfde euro later omwille van tijdsvoorkeuren en investeringsopportuniteiten. Dit wordt gereflecteerd in positieve intrestvoeten. Gezinnen zijn maar bereid om hun consumptie uit te stellen (= sparen) wanneer ze hiervoor gecompenseerd worden door een hogere consumptie in de toekomst (dankzij de verkregen intresten). Bedrijven zijn bereid intrest te betalen op de leningen die ze nodig hebben voor de financiering van investeringen omdat ze verwachten dat de opbrengst van de investering hoger ligt dan de kosten.

Om kosten te kunnen vergelijken moeten ze dus omgerekend worden naar eenzelfde referentietijdstip. Normaal is dit referentietijdstip 'vandaag'. We spreken dan van de *actuele waarde* van de kosten. Dit is de waarde vandaag van alle onmiddellijke en toekomstige kosten. Het omrekenen van kosten naar een referentietijdstip wordt *verdisconteren* genoemd²³. De rente die gebruikt wordt bij het verdisconteren is de discontovoet (zie 3.4).

De actuele waarde, AW, van een kost K_n , n jaar in de toekomst met een discontovoet r wordt gegeven door:

$$AW = \frac{K_n}{(1+r)^n}$$

Met deze basisuitdrukking kan de actuele waarde van elke beleidsmaatregel berekend worden. Voor een som van toekomstige kosten, bijvoorbeeld de huidige investeringskost plus de toekomstige operationele kosten van een milieumaatregel, kan de basisformule veralgemeend worden tot:

$$AW = \sum_t \frac{K_t}{(1+r)^t}$$

Waarbij K_t = kosten in jaar t en t loopt van 0 (= vandaag) tot n (= einde levensduur investering).

De actuele waarde van een toekomstige reeks van kosten is dus een gewogen som van deze kosten waarbij het gewicht gelijk is aan relatieve waarde van een toekomstige euro ten opzichte van een euro vandaag. Dit gewicht daalt naarmate de kost verder in de toekomst ligt.

Afgeleid van de basisformule, is de formule voor het berekenen van de actuele waarde van periodiek terugkerende uitgaven (zoals het uitvoeren van maandelijkse metingen) als volgt²⁴.

$$AW = K \frac{1 - (1+r)^{-ad}}{(1+r)^d - 1}$$

Waarbij K = periodiek weerkerende kost, a = aantal periodes, d = lengte van een periode in jaar²⁵.

De actuele waarde van alle toekomstige kosten berekenen is vooral nuttig wanneer ook de milieubaten gemonetariseerd kunnen worden. In dat geval kan immers ook de actuele waarde berekend worden van de verwachte milieubaten. Het verschil tussen de actuele waarde van de baten en de actuele waarde van de kosten is de netto actuele waarde, NAW:

$$NAW = \sum_t \frac{B_t}{(1+r)^t} - \sum_t \frac{K_t}{(1+r)^t} = \sum_t \frac{B_t - K_t}{(1+r)^t}$$

Waarbij K_t , B_t = respectievelijk kosten en baten in jaar t en t loopt van 0 (= vandaag) tot n (= laatste jaar waarin verwacht wordt dat de investering milieubaten of kosten veroorzaakt).

23 In feite komt verdisconteren er op neer dat de opportuniteitskost van financiële middelen in rekening wordt gebracht. De discontovoet geeft weer wat deze middelen hadden kunnen opbrengen in de best beschikbare alternatieve aanwending (in plaats van ze te besteden voor het milieubeleid).

24 Zie de annex over actuele waarde in het rapport Quataert et al. (2008).

25 Dus $d = 1/12$ voor maandelijks weerkerende kosten zoals in het voorbeeld van maandelijks uit te voeren metingen en $d = 5$ voor een investering die vijfjaarlijks vernieuwd moet worden.

Een bedrijf wil een indoor kartingpiste aanleggen in een industriezone. Deze zou geluidshinder veroorzaken in enkele nabijgelegen woonwijken. Er zijn twee maatregelen mogelijk die de geluidshinder tot een aanvaardbaar niveau beperken:

Maatregel A: geluidswerende isolatie aanbrengen op de muren van de kartingpiste.

Dit houdt een eenmalige investering in van 100 000 euro. Deze piste heeft een economische levensduur van 20 jaar.

Maatregel B: geluidsarme karts gebruiken. Dit zorgt voor een meerkost van 30 000 euro

voor alle karts samen. Een kart heeft een economische levensduur van 5 jaar.

We veronderstellen een gelijke meerkost voor de vervanging van de karts over 5, 10 en 15 jaar.

Aangezien de kosten van beide maatregelen op verschillende momenten in de tijd vallen kunnen we deze niet rechtstreeks met elkaar vergelijken. We kunnen dus niet zeggen dat maatregel B meer kost dan maatregel A omdat $4 \cdot 30\,000 > 100\,000$. Om de kostprijs van beide maatregelen te vergelijken moeten we er de actuele waarde van berekenen. Indien we een discontovoet van 4% veronderstellen krijgen we:

$$AW_A = 100\,000 \text{ €}$$

$$AW_B = 30\,000 \text{ €} + \frac{30\,000 \text{ €}}{(1+0,04)^5} + \frac{30\,000 \text{ €}}{(1+0,04)^{10}} + \frac{30\,000 \text{ €}}{(1+0,04)^{15}} \approx 91\,500 \text{ €}$$

Aangezien de actuele waarde van de kosten van maatregel A hoger is dan de actuele waarde van de kosten van maatregel B mogen we nu wel besluiten dat maatregel A de duurste is.

Een waarderingsstudie schat de betalingsbereidheid van de omwonenden voor het vermijden van de geluidsoverlast op 10 000€ per jaar. Dit laat ons toe om de netto actuele waarde van de maatregelen te schatten.

$$NAW_A = -100\,000 \text{ €} + \frac{10\,000 \text{ €}}{(1+0,04)} + \frac{10\,000 \text{ €}}{(1+0,04)^2} + \dots + \frac{10\,000 \text{ €}}{(1+0,04)^{20}} \approx 35\,900 \text{ €}$$

Analoog vinden we dat: $NAW_B \approx 44\,400$

Beide maatregelen zouden dus de welvaart verhogen. De beste keuze is maatregel B omdat deze een hogere netto actuele waarde heeft.

De netto actuele waarde van een milieumaatregel is typisch het eindproduct van een kosten-baten-analyse. De grenswaarde die moet bereikt worden opdat een milieumaatregel zinvol zou zijn is $NAW > 0$. In dat geval zijn de (verdisconteerde) baten immers groter dan de (verdisconteerde) kosten

zodat de welvaart in de maatschappij stijgt als de maatregel wordt uitgevoerd. Indien er meerdere alternatieve maatregelen zijn om een doelstelling te bereiken dient deze met de hoogste netto actuele waarde gekozen te worden²⁶.

²⁶ Voor meer informatie over het gebruik van de NAW methode als beslissingsregel voor het al dan niet uitvoeren van een milieumaatregel verwijzen we naar Pearce et al (2006).

Een eenvoudiger alternatief voor het evalueren en vergelijken van milieumaatregelen met verschillende looptijden is de *terugverdiëntijd*. Dit is de verhouding van de investeringskosten ten opzichte van de jaarlijkse netto opbrengst. Het voordeel van deze methode is dat ze eenvoudig te berekenen en interpreteren is. De terugverdiëntijd is immers de tijd vanaf wanneer de baten van de maatregel groter zijn dan de kosten. De belangrijkste nadelen van deze methode zijn dat ze geen rekening houdt met de tijdsvoorkeur of met de opbrengsten na de terugverdiëntijd. Bovendien is deze methode niet bruikbaar wanneer er geen sprake is van een éénmalige investeringskost of wanneer de jaarlijkse netto opbrengst niet constant is. Het is daarom beter milieumaatregelen te evalueren aan de hand van de netto actuele waarde.

3.3 Berekening jaarlijkse kosten: annuïteiten

Het monetariseren van milieubaten is doorgaans een moeilijke oefening. Wanneer dit niet lukt, kan er geen kosten-batenanalyse van de maatregel gebeuren. Wanneer de milieubaten echter constant zijn in de tijd (bijvoorbeeld een daling van de jaarlijkse emissie van CO₂ met 10 ton) dan kunnen de kosten toch nog eenvoudig met de milieubaten vergeleken worden door ze om te rekenen naar jaarlijkse kosten. Die jaarlijkse kosten kunnen we dan delen door de jaarlijkse baten in fysieke termen om zo de eenheidskost van milieubaten te berekenen (bijvoorbeeld de kost om CO₂-emissies met 1 ton te verminderen). Van de verschillende mogelijke milieumaatregelen kan vervolgens de eenheidskost vergeleken worden om er de goedkoopste maatregel uit te kiezen (kosteneffectiviteitanalyse).

Om jaarlijkse kosten te bekomen moeten de eenmalige investeringsuitgaven uitgedrukt worden als een jaarlijks bedrag. In boekhoudtermen wordt er gesproken van afschrijven. Voor het berekenen van de jaarlijkse kosten van een milieumaatregel is de *annuïteitenberekening* het meest aangegeven. Deze rekent de eenmalige kosten om tot een constant jaarlijks bedrag. Dit is de som van de kapitaalsaflossing en de rentekost die jaarlijks aan de bank moet terugbetaald worden door een bedrijf (of een gezin of de overheid) dat de investering met een lening financiert.

Om een vast bedrag vandaag, de eenmalige investering, om te rekenen tot een constant jaarlijks bedrag moet het investeringsbedrag vermenigvuldigd worden met een annuïteitenfactor (AF)²⁷.

$$AF = \frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1}$$

Waarbij r = discontovoet en n = het aantal jaar waarover de investeringsuitgave wordt afgeschreven.

²⁷ Zie voor de berekening hiervan Van Hulle et al., 2006

Het ligt voor de hand om de investering af te schrijven over de verwachte economische levensduur van de investering. Dit is het aantal jaren dat de milieutechniek in haar oorspronkelijke vorm operationeel blijft. De economische levensduur is niet noodzakelijk gelijk aan de boekhoudkundige levensduur of de technologische levensduur van de investering. Het is niet steeds mogelijk de exacte economische levensduur van een investering op voorhand te bepalen.

Daarom wordt als standaardwaarde voorgesteld om, zoals in het Milieukostenmodel, voor bouwkundige technologieën een levensduur van 20 jaar te veronderstellen en voor elektromechanische technologieën een levensduur van 10 jaar te veronderstellen. Uiteraard wordt van deze veronderstelling afgeweken wanneer er wel een specifieke economische levensduur bekend is.

De economische levensduur van gronden of van grote inrichtingswerken in natuurgebieden of de aanplanting van bossen kan zeer lang zijn, in principe zelfs oneindig. De annuïteitenfactor zou in het geval we een oneindige levensduur kiezen echter gelijk worden aan 0. Het kiezen van een eindige economische levensduur voor dit soort projecten is steeds enigszins arbitrair. Best gebeurt dit in functie van het doel van de maatregel. Moons en Rousseau (2005) bijvoorbeeld gebruiken voor de berekening van de maatschappelijke kosten en baten van de bebossing van landbouwgronden een economische levensduur van 150 jaar omdat dit de rotatietijd is van een gemengd loofbos. Bij een dergelijke lange levensduur wordt het effect van de exact gekozen waarde op de annuïteitenfactor zeer klein zodat een andere keuze van levensduur (bvb. 200 jaar in plaats van 150) geen significant effect zou hebben op de jaarlijkse kosten.

Indien de jaarlijkse operationele kost van de investering constant is in de tijd, hoeft enkel de investeringsuitgave met de annuïteitenfactor vermenigvuldigd te worden. Door dit bij de jaarlijkse operationele kosten op te tellen verkrijgen we dan

de totale jaarlijkse kosten (TJK):

$$TJK = I_0 * AF + OK = I_0 * \frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} + OK$$

Waarbij I_0 = het investeringsbedrag en OK = de jaarlijkse operationele kosten.

Wanneer de operationele kosten variabel zijn door de tijd dan moeten de totale jaarlijkse kosten in twee stappen berekend worden. Eerst wordt van de totale uitgavenstroom (investeringskost + operationele kosten) de actuele waarde berekend en vervolgens wordt die actuele waarde vermenigvuldigd met de annuïteitenfactor:

$$TJK = AW * AF = \left[\sum_t \frac{I_t + OK_t}{(1+r)^t} \right] * \left[\frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \right]$$

Waarbij I_t en OK_t = investeringskost en operationele kosten op tijdstip t en t loopt van 0 (= vandaag) tot n (= laatste jaar waarin milieubaten of kosten verwacht worden of de economische levensduur van de investering).

3.4 Discontovoet

Een belangrijke variabele uit de vorige twee paragrafen die nog niet besproken werd is de discontovoet. Welke discontovoet er wordt gekozen heeft immers een groot effect op de verkregen actuele waarde of jaarlijkse kosten.

De keuze van de geschikte maatschappelijke discontovoet voor beleidsevaluatie is een controversieel thema. In de economische theorie worden verschillende benaderingen voorgesteld om de discontovoet te bepalen. Met perfect werkende markten, zonder belastingen en onzekerheid, zouden deze benaderingen eenzelfde discontovoet opleveren. In praktijk zorgen marktimperfecties er voor dat de berekende discontovoet afhankelijk van de gebruikte benadering toch kan verschillen.

Een eerste benadering is om de discontovoet te bepalen op basis van de waarde die economische agenten hechten aan extra inkomen in de toekomst ten opzichte van extra inkomen vandaag.

Naast de geluidshinder zorgen de karts ook voor dezelfde schadelijke emissies die door elke verbrandingsmotor uitgestoten worden. Door motoren te gebruiken waarbij uitlaatgasrecirculatie wordt toegepast kunnen de jaarlijkse NOx-emissies verminderd worden met 1 ton. Deze maatregel vergt initieel een extra investering van 15 000€ en we verwachten eenzelfde meerkost bij de vernieuwing van het wagenpark na 5, 10 en 15 jaar. Bovendien stijgen de jaarlijkse onderhoudskosten met 2 500€.

Willen we de kostenefficiëntie van deze maatregel beoordelen dan moeten we eerst de investeringskosten uitdrukken als een vaste jaarlijkse kost. Met een discontovoet van 4% is de actuele waarde van de extra investeringskosten gelijk aan:

$$AW = 15\,000 \text{ €} + \frac{15\,000 \text{ €}}{(1+0,04)^5} + \frac{15\,000 \text{ €}}{(1+0,04)^{10}} + \frac{15\,000 \text{ €}}{(1+0,04)^{15}} \approx 45\,800 \text{ €}$$

Vervolgens kunnen we de annuïteitenfactor berekenen voor een periode van 20 jaar:

$$AF = \frac{0,04 \times (1+0,04)^{20}}{(1+0,04)^{20} - 1} = 0,073582$$

Tenslotte kunnen we de totale jaarlijkse kosten berekenen als het product van de actuele waarde van de investeringskost vermenigvuldigd met de annuïteitenfactor plus jaarlijkse onderhoudskosten:

$$TJK = (45\,800 \text{ €} * 0,073582) + 2\,500 \text{ €} \approx 3\,370 \text{ €}$$

Deze maatregel zorgt dus voor een daling van de NOx-uitstoot tegen een prijs van 3,37b per kg NO_x.

Het uitgangspunt hierbij is de pure tijdsvoorkeur van de economische agenten. Economische agenten waarderen een euro vandaag immers meer dan een euro in de toekomst. Bovenop de tijdsvoorkeur kan men vervolgens rekening houden met de verwachte economische groei. Hiervoor wordt extra verdisconteerd zodat een extra euro voor een rijkere toekomstige generatie minder zwaar doorweegt dan een extra euro voor een minder rijke huidige generatie. De waarde die economische agenten hechten aan eenzelfde stijging van het inkomen wordt immers kleiner naarmate ze in de beginsituatie al rijker zijn (dit is de algemeen aanvaarde regel van dalend marginaal nut van inkomen). Deze benadering wordt meer in detail uitgelegd in Stern (2006).

Een tweede mogelijkheid is om te vertrekken van de relevante private discountvoet die gezinnen en bedrijven gebruiken in hun eigen financiële planning. Voor de bedrijven is de relevante intrestvoet de marginale opbrengstvoet van investeringen ofwel de return die ze realiseren op bijkomende investeringen. Voor de gezinnen is dit de intrestvoet op hun spaargeld, namelijk het tarief waartegen de gezinnen hun huidige consumptie willen ruilen voor toekomstige consumptie. Door imperfecties op de kapitaalmarkten, onzekerheid en belastingen zijn de marginale opbrengstvoet van investeringen en de intrestvoet op spaargeld echter niet aan elkaar gelijk. De return op investeringen ligt in de buurt van 10%, de rentevoet op spaargeld ligt eerder tussen 0% en 5%. Deze benadering levert dus geen eenduidige discountvoet op die we zouden kunnen gebruiken.

Een mogelijke kritiek op beide bovenstaande benaderingen is dat we mogen veronderstellen dat de maatschappelijke discountvoet lager is dan de private discountvoet. Dit komt doordat de maatschappij als geheel meer belang hecht aan de toe-

komst dan individuele gezinnen en bedrijven. Het is immers logisch te veronderstellen dat de maatschappij meer rekening houdt met de belangen van toekomstige generaties. Wanneer er een te hoge discountvoet wordt gekozen, wordt de actuele waarde van de milieubaten voor toekomstige generaties (bijvoorbeeld door de bestrijding van het broeikas effect) verwaarloosbaar klein.

Een derde (praktische) benadering om de maatschappelijke discountvoet te bepalen, is via de intrestvoet op risicovrije beleggingen. Deze benadering wordt onder meer aanbevolen in EPA (2000) en OECD (Pearce et al., 2006). Ook de Europese Commissie volgt deze benadering (Europese commissie, 2005) in haar handleiding voor het uitvoeren van impact assessments. Op basis van de gemiddelde reële intrestvoet op lange termijn overheidsschulden in de EU sinds het begin van de jaren 1980 wordt in die handleiding een discountvoet van 4% aanbevolen.

Belgostat online geeft de nominale intrestvoet op Belgische overheidsobligaties met een looptijd van 10 jaar sinds 1991 (<http://www.nbb.be/belgostat>). Omgerekend naar reële termen²⁸, is de gemiddelde intrestvoet voor deze periode gelijk aan 3,7%. Deze waarde ligt dichtbij de door de Europese Commissie voorgestelde 4%. Daarom stellen we voor om ook in Vlaanderen een discountvoet van 4% als referentiewaarde te nemen.

Deze discountvoet ligt in de lijn van de discountvoeten die door verschillende andere bronnen worden voorgesteld. In Nederland wordt bijvoorbeeld uitgegaan van een discountvoet van 4% (OEEI, 2000). Een discountvoet van 4% wordt ook voorgesteld in de recente standaardmetho-

28 Voor elk jaar hebben we eerst de reële intrestvoet als volgt berekend: $\text{reële intrestvoet} = [(1 + \text{ nominale intrestvoet}) / (1 + \text{ inflatie})] - 1$. Vervolgens hebben we het gemiddelde genomen van de reële rentevoeten tussen 1991 en 2006. Voor de inflatie hebben we ons ook gebaseerd op de gegevens van Belgostat online.

Bij de berekening van de actuele waarde van de kost van de mogelijke maatregelen om de geluidshinder van een kartingpiste terug te dringen, hebben we een discountvoet van 4% gebruikt. We kunnen de actuele waarde van de kosten van maatregel B ook berekenen met een discountvoet van 10%. We krijgen dan:

$$AW_B = 30\,000 \text{ €} + \frac{30\,000 \text{ €}}{(1+0,1)^5} + \frac{30\,000 \text{ €}}{(1+0,1)^{10}} + \frac{30\,000 \text{ €}}{(1+0,1)^{15}} \approx 69\,375 \text{ €} < 91\,500 \text{ €}$$

Met een discountvoet van 10% is de actuele waarde van de kosten van maatregel B dus duidelijk lager dan met een discountvoet van 4%.

die MKBA voor infrastructuurprojecten in de Vlaamse zeehavens (Gauderis et al., 2006). In de praktijk werd een discontovoet van 4% gebruikt voor de kosten-batenanalyse in het kader van het Clean Air For Europe (CAFE) programma (Holland et al., 2005).

In Hepburn (2006) en Pearce et al. (2006) wordt voorgesteld om te werken met een in de tijd dalende discontovoet. Hiervoor worden in de literatuur verschillende argumenten gegeven. Voor de hand liggend is dat op deze manier milieubaten die ver in de toekomst liggen toch nog meetellen. Met de discontovoeten die doorgaans gebruikt worden, is de actuele waarde van de milieuschadetekosten voor toekomstige generaties immers verwaarloosbaar klein. Een tweede argument voor een dalende discontovoet is de onzekerheid over de economische situatie op de lange termijn. De economische situatie is relevant bij het bepalen van de discontovoet omdat de milieubeleidskosten (of milieuschadetekosten) minder zwaar doorwegen voor toekomstige generaties naarmate deze welvarender zijn. Een hogere verwachte economische groei zou dus aanleiding moeten geven tot het gebruik van een hogere discontovoet. Hoe verder we echter willen vooruitkijken, des te moeilijker is het om de economische groei te voorspellen. Deze onzekerheid rechtvaardigt het gebruik van een in de tijd dalende discontovoet. De OESO (Pearce et al., 2006) geeft nog enkele andere argumenten die een dalende discontovoet rechtvaardigen. Op dit ogenblik gebruiken slechts twee OESO-landen dergelijke afnemende discontovoeten namelijk Frankrijk en Groot-Brittannië (Hepburn, 2006; Commissariat Général du Plan 2005; HM Treasury, 2003). Beide landen gebruiken een constante discontovoet voor de eerste dertig jaar en daarna een dalende discontovoet omwille van de grotere onzekerheid over de economische groei. In Frankrijk wordt een discontovoet van 4% gebruikt voor een tijdshorizon van minder dan 30 jaar en daarna een continu dalende discontovoet die uiteindelijk naar 2% gaat. De exacte discontovoet wordt in Frankrijk gegeven door:

$$r_t = 4\% \quad \text{als } t \leq 30$$

$$r_t = \sqrt[t]{1,04^{30} \times 1,02^{t-30}} - 1 \quad \text{als } t \geq 30$$

Groot-Brittannië vertrekt van een discontovoet van 3,5% voor de eerste 30 jaar waarna de discontovoet in trappen daalt tot 1% voor kosten die meer dan 300 jaar in de toekomst liggen.

Stern (2006) argumenteert dat verdisconteren problematisch is voor zeer grote projecten met een lange looptijd, bijvoorbeeld de bouw van een stuwdam in een ontwikkelingsland, die een belangrijke invloed hebben op de evolutie van de bevolking of de economische groei. Voor dergelijke projecten moeten in principe alle effecten voor de betrokken actoren (ondermeer volgende generaties) expliciet in kaart gebracht worden. Bij de beoordeling van het effect op de totale welvaart van deze projecten kunnen dan normatieve elementen meegenomen worden om te bepalen hoe zwaar de gevolgen voor toekomstige generaties moeten doorwegen.

Een goede onderbouwing voor de keuze van een geschikte (dalende) discontovoet voor Vlaanderen vraagt een aparte studie. Bovendien zou dit best voor de gehele Vlaamse overheid gebeuren en niet enkel voor het departement Leefmilieu, Natuur en Energie. Zolang een dergelijke studie nog niet is uitgevoerd lijkt het ons aangewezen om af te stemmen op de buitenlandse praktijk. Aangezien het Franse voorstel van een dalende discontovoet meer onderbouwd lijkt, stellen we dan ook voor om dit te volgen voor het verdisconteren van kosten op meer dan 30 jaar.

Voor de berekening van de private kosten wordt gebruik gemaakt van de private discontovoet. De VROM-methodiek (1998) stelt voor om hiervoor bovenop de risicovrije intrestvoet een toeslag aan te rekenen die afhankelijk is van de doelgroep, namelijk 5% voor bedrijven en 0,5% voor landbouw, lagere overheden en consumenten.

Uitgaande van een kapitaalmarktrente van 4% krijgen we dan een private discontovoet van 9% voor bedrijven en 4,5% voor consumenten²⁹.

Gegeven de voorgaande informatie stellen we voor om de volgende discontovoeten als referentiewaarden te hanteren:

- maatschappelijke discontovoet: 4% voor de eerste dertig jaar en daarna

$$r_t = \sqrt[30]{1,04^{30} \times 1,02^{t-30}} - 1$$

- private discontovoet: de specifieke rentevoet voor de actor in kwestie of, indien geen situatiespecifieke gegevens beschikbaar zijn, als standaardwaarde voor bedrijven 9% en voor gezinnen, lagere overheden en landbouw 4,5%

3.5 Nominale en reële prijzen

Kosten kunnen uitgedrukt worden in nominale of in reële prijzen. Met nominale (of lopende) prijzen wordt bedoeld dat de kosten uitgedrukt worden in de prijzen van het jaar waarin deze gemaakt worden. Kosten uitgedrukt in prijzen van verschillende jaren rechtstreeks met elkaar vergelijken, geeft echter een vertekend beeld omwille van inflatie. Daarom is het beter om te werken met reële (of constante) prijzen. Hierbij worden alle kosten uitgedrukt in de prijzen van één bepaald basisjaar.

Het verband tussen nominale en reële prijzen wordt gegeven door de volgende uitdrukking:

Nominale prijs = reële prijs * prijsindex

Voor de meeste toepassingen is de BBP-deflator de beste prijsindex. Deze index meet de evolu-

²⁹ Ook over de te hanteren private discontovoet is er niet steeds overeenstemming. In het GAINS model wordt bijvoorbeeld bij de bespreking van potentiële reductiemaatregelen voor de industrie een private discontovoet gebruikt om te berekenen welke maatregelen rendabel zijn voor de bedrijven (door een daling van het energieverbruik). Hiervoor gebruikt IIASA een private discontovoet van 12% (Klaassen et al., 2005).

tie van het gemiddelde prijsniveau van alle in een land geproduceerde goederen en diensten. In specifieke situaties kan een andere prijsindex meer aangewezen zijn. Indien een maatregel bijvoorbeeld leidt tot extra kosten voor de gezinnen dan wordt best de consumptieprijnsindex gebruikt. Beide prijsindices kunnen gevonden worden via <http://www.nbb.be/belgostat>.

3.6 Onzekerheid

Bij het bepalen van de kosten van een milieumaatregel is een zekere graad van *onzekerheid* onvermijdelijk. Dit wordt bijvoorbeeld aangetoond door het verschil tussen ex ante schattingen van kosten en de werkelijke ex post vastgestelde kosten van specifieke milieumaatregelen. Een studie in opdracht van de Europese Commissie (Oosterhuis, 2006) concludeert dat ex ante de kosten bijna altijd substantieel hoger ingeschat worden dan ze ex post blijken te zijn. Hetzelfde geldt voor de ex ante inschatting van de bereikte effecten. Ook deze blijken ex post doorgaans kleiner dan oorspronkelijk voorzien.

Het is dus belangrijk om op een goede manier om te gaan met deze onzekerheid en hiermee rekening te houden bij de interpretatie van de resultaten van kostenschattingen. Een eerste stap hierbij is het aangeven van de kwaliteit van gebruikte basisgegevens. Vercaemst (2001) raadt aan om de kwaliteit van geschatte data weer te geven volgens de onderstaande indeling (tabel 4).

Om op een goede manier rekening te houden met onzekerheid kan de uitvoering van een *sensitiviteitsanalyse* een nuttig hulpmiddel zijn. Bij een kostenraming wordt er typisch slechts één kost berekend, namelijk de meest waarschijnlijke kostprijs van een milieumaatregel. Dit geeft geen informatie over de onzekerheid die met deze schatting gepaard gaat en kan de indruk wekken dat er helemaal geen onzekerheid is. Met een sensitiviteitsanalyse wordt er echter een vork bepaald

waarbinnen de kosten van de milieumaatregel liggen, afhankelijk van de waarde van de onzekere variabelen.

De eerste stap in een sensitiviteitsanalyse is de identificatie van alle veronderstellingen die gemaakt moeten worden bij het berekenen van de kosten van de milieumaatregel. Elke gemaakte veronderstelling is immers een bron van onzekerheid. Deze variëren van veronderstellingen die gemaakt moeten worden om ontbrekende gegevens in te vullen (bijvoorbeeld extrapolaties op basis van de kosten van gelijkaardige projecten) tot veronderstellingen over economische parameters die de kosten beïnvloeden (bijvoorbeeld de gebruikte discontovoet of de verwachte economische groei). Voor elk van deze veronderstellingen moet de gekozen waarde duidelijk verantwoord worden.

Vervolgens moet er bepaald worden welke van deze veronderstellingen de grootste invloed hebben op de berekende kosten van de milieumaatregel. Op deze veronderstellingen kan dan de eigenlijke sensitiviteitsanalyse uitgevoerd worden. Een volledige sensitiviteitsanalyse uitvoeren op alle gemaakte veronderstellingen is immers doorgaans niet haalbaar. De belangrijkste veronderstellingen zijn deze over variabelen waarvan de mogelijke waarden een brede marge vertonen én waarvan

we verwachten dat een verandering van de waarde ervan een groot effect heeft op de berekende kosten. Van deze sleutelvariabelen kan dan berekend worden wat de resulterende kosten van de milieumaatregel zijn voor verschillende mogelijke waarden (bijvoorbeeld de minimale, maximale en meest waarschijnlijke waarde) van deze variabelen. Zo kunnen bijvoorbeeld de toekomstige kosten van de verwerking van huishoudelijk afval berekend worden bij de maximale en de minimale verwachte economische groei. In een meer exacte analyse kan berekend worden wat het effect is van marginale veranderingen van de sleutelvariabelen. In dit geval wordt bijvoorbeeld berekend met hoeveel procent de kosten van afvalverwerking stijgen bij een stijging van de economische groei met 1 procent. Een derde mogelijkheid is om meerdere variabelen tegelijk te laten variëren. Dit wordt ook scenarioanalyse genoemd. Deze scenarioanalyse geeft een nog duidelijker beeld van de te verwachten vork waarbinnen de kosten van een maatregel liggen. Zo kunnen de kosten van afvalverwerking bijvoorbeeld berekend worden voor een scenario met een lage economische groei en een daling van het materiaalgebruik voor verpakkingen (ondergrens) en voor een scenario met een hoge economische groei zonder daling van het materiaalgebruik voor verpakkingsafval (bovengrens).

Tabel 4: kwaliteitsniveaus van geschatte data

Kwaliteitsniveau	Beschrijving
A	Schatting gebaseerd op een grote hoeveelheid informatie die volledig representatief is voor de situatie en waarvan alle achterliggende veronderstellingen gekend zijn.
B	Schatting gebaseerd op een significante hoeveelheid informatie die representatief is voor de meeste situaties en waarvan de meeste achterliggende veronderstellingen gekend zijn.
C	Schatting gebaseerd op een beperkte hoeveelheid informatie die representatief is voor sommige situaties en waarvan er een beperkte kennis is over de achterliggende veronderstellingen.
D	Schatting gebaseerd op een ingenieursberekening afgeleid van een zeer beperkte hoeveelheid informatie die slechts in één of twee situaties representatief is en waarvan slechts weinig achterliggende veronderstellingen gekend zijn.
E	Schatting gebaseerd op "engineering judgement", enkel op basis van veronderstellingen.

Op basis van Vercaemst (2001)

Het resultaat van een sensitiviteitsanalyse is dat we niet één waarde hebben voor de geschatte kostprijs van een milieumaatregel maar wel een vork waarbinnen de kost zal liggen. In het beste geval wijst de sensitiviteitsanalyse uit dat de geschatte kost robuust is. Dit betekent dat de schatting maar weinig gevoelig is voor afwijkingen van de gemaakte veronderstellingen. In dat geval kan de berekende kost zonder veel problemen gebruikt worden als basis voor beleidsbeslissingen. Wanneer de sensitiviteitsanalyse wel uitwijst dat de geschatte kost gevoelig is voor afwijkingen van de gemaakte veronderstellingen geeft de berekende kostenvork toch nuttige informatie. Zolang in een kosten-batenanalyse de geschatte kostenvork en batenvork elkaar niet overlappen kan er toch eenduidig beslist worden of een project de moeite waard is. Bovendien is voor de meeste beslissingen geen exacte kostenraming vereist maar kan een grootteorde volstaan.

Ten slotte kan de sensitiviteitsanalyse ook uitwijzen dat er bijkomend onderzoek nodig is omdat de onzekerheid te groot is. Dit bijkomend onderzoek kan een meer diepgaande analyse van de onzekerheid zijn maar ook onderzoek om een meer betrouwbare schatting te krijgen van de onzekere variabelen. Voorbeelden van meer diepgaande analyses van onzekerheid zijn de Monte Carlo analyse en Delphi methoden. De Monte Carlo analyse is een statistische techniek waarbij het effect van de verschillende onzekere variabelen tegelijk wordt geanalyseerd. Dit wordt gedaan door voor de variabelen telkens een groot aantal willekeurige (mogelijke) waarden in te geven en telkens te berekenen wat de overeenkomstige kost is van de milieumaatregel. Op deze manier wordt niet enkel een kostenvork verkregen maar ook de kansverdeling over deze vork. Bij Delphi methoden wordt gewerkt met groepen experts om kostenramingen te doen. Deze methode is vooral zinvol als er slechts weinig of tegenstrijdige informatie beschikbaar is over de onzekere variabelen.

Een bijkomende moeilijkheid is de onzekerheid die gepaard kan gaan met het nemen van onomkeerbare beslissingen. Langs de kostenzijde ligt het probleem dan bij de zogenaamde gezonken kosten (sunk costs), dit zijn kosten die eens ze gemaakt zijn op geen enkele manier meer kunnen gerecupereerd worden. Wanneer er onzekerheid is over de kosten of baten van dergelijke beslissingen en wanneer bijkomende informatie hierover in de toekomst verwacht kan worden is er sprake van een quasi-optiewaarde verbonden aan het wachten tot die extra informatie beschikbaar is. Deze *quasi-optiewaarde* is dan een extra kost voor het nemen van een onmiddellijke beslissing (zie Rousseau, 2007). In de praktijk is het echter zeer moeilijk om hieraan een monetaire waarde te verbinden.

4. Kostencurves

In de volgende paragrafen wordt het onderscheid tussen totale, gemiddelde en marginale kosten toegelicht. Vervolgens wordt kort ingegaan op het opstellen en gebruiken van marginale kostencurves.

4.1 Totale, gemiddelde en marginale kosten

De *totale kost*, TK, geeft eenvoudig het absolute cijfer van de kost van een milieumaatregel of een pakket van maatregelen. De totale kost van een maatregel is dus gelijk aan de som van alle directe en indirecte kosten die in tabel 1 opgesomd werden.

De *gemiddelde kost*, GK, of eenheidsreductiekost is de totale kost ten opzichte van de bereikte emissiereductie³⁰ of het gerealiseerde³¹ effect van een milieumaatregel of een pakket van maatregelen. De gemiddelde kost wordt bijvoorbeeld uitgedrukt in euro per ton emissiereductie, euro per vermeden liter grondwatergebruik, euro per vermeden hoeveelheid afvalproductie of euro per hectare natuurgebied.

De *marginale kost*, MK, is de extra kost om een bijkomende eenheid emissiereductie of een andere milieubaat te realiseren. De hoogte van de marginale kost hangt af van het emissieniveau: typisch is de kost van een bijkomende eenheid emissiereductie laag bij een hoog, nog niet bestreden, emissieniveau en nemen de kosten toe naarmate de emissie al verder teruggedrongen is.

³⁰ De term emissie wordt hier in brede zin gebruikt. Het kan gaan over emissies naar water, lucht of bodem, maar ook over licht-, geur-, of geluidsemissies, over afvalproductie, etc.

³¹ Dit kan gaan over vermeden overluidens, bijkomende oppervlakte natuurgebied, etc.

Wiskundig uitgedrukt is de gemiddelde kost gelijk aan de totale kost gedeeld door de totale bereikte emissiereductie. De marginale kost is de eerste afgeleide van de totale kostenfunctie bij een bepaald reductieniveau (R):

$$GK(R) = TK(R) / R$$
$$MK(R) = \Delta TK(R) / \Delta R$$

In een economische analyse wordt typisch gekeken naar marginale effecten. Het zijn immers de marginale effecten die relevant zijn bij het nemen van beslissingen. Een bedrijf zal bijvoorbeeld willen weten hoe de winst verandert wanneer er één eenheid meer geproduceerd wordt. Als de winst hierdoor stijgt dan zal het bedrijf de productie verhogen, daalt de winst dan kan het bedrijf de productie beter verminderen. In de volgende paragraaf geven we daarom meer uitleg bij de marginale kostencurve.

4.2 Marginale kostencurve

Het verloop van de marginale kosten in functie van de hoeveelheid restemissies kan grafisch weergegeven worden in de vorm van een *marginale kostencurve*. Marginale kostencurves leggen het verband tussen het emissiereductiepotentieel (op de X-as)





en de kost per eenheid van de verschillende milieumaatregelen (op de Y-as). De verschillende mogelijke emissiereductietechnieken worden hiervoor geordend volgens oplopende marginale kosten. Naarmate de emissies verder gereduceerd worden zal de marginale kost steeds stijgen omdat een efficiënt beleid eerst de goedkope maatregelen om emissies te reduceren zal uitputten voordat duurdere technieken ingezet worden.

4.3 Efficiëntie

Efficiëntie verwijst naar de relatie tussen de ingezette middelen en het bereikte resultaat. Efficiëntie gaat dus verder dan effectiviteit. Een maatregel is immers effectief wanneer het beoogde resultaat wordt bereikt, ongeacht de hoeveelheid middelen die hiervoor werden gebruikt³². Het begrip efficiëntie kan op verschillende manieren verder ingevuld worden³³. *Allocatieve efficiëntie* houdt in dat er een evenwicht is tussen de kosten en de baten van de emissiereducties. Allocatieve efficiëntie heeft dus te maken met het bepalen van doelstellingen voor het milieubeleid. Om allocatieve efficiëntie te kunnen bereiken is het nodig gebruik te maken van de begrippen marginale kosten en baten. Er kan immers aangetoond wor-

den dat een bepaalde beslissing slechts efficiënt is wanneer de marginale baat gelijk is aan de marginale kost. Dit wordt de marginale gedragsregel genoemd. Voor het milieubeleid verloopt de redenering dan als volgt. Wanneer de marginale kost om vervuilende emissies met één eenheid terug te dringen kleiner is dan de marginale baat (met andere woorden: de vermeden milieuschadetekosten) dan is het maatschappelijk gezien wenselijk om de emissies effectief met één eenheid te reduceren. Vervolgens kunnen we voor de volgende eenheid emissie opnieuw de marginale kost en baat vergelijken. Pas wanneer de marginale kost niet meer kleiner is dan de marginale baat is het niet meer wenselijk om de emissies verder te reduceren. Efficiënte doelstellingen voor het milieubeleid houden dus in dat emissies net zolang gereduceerd worden als deze reducties minder kosten dan de baat van emissiereducties. Merk op dat het dus nodig is om de baten van het milieubeleid monetair te waarderen om efficiënte doelstellingen voor het milieubeleid te kunnen bepalen.

Een tweede invulling van het begrip efficiëntie is *kosten efficiëntie*. Dit houdt in dat er met de gegeven middelen een zo goed mogelijk resultaat wordt bereikt ofwel dat een bepaalde doelstelling tegen de laagste kosten wordt bereikt. Kosten efficiëntie heeft dus te maken met de keuze van de maatregelen en instrumenten die gebruikt worden om de doelstellingen te bereiken. Deze maatregelen moeten zodanig gekozen worden dat de kosten van emissiereducties efficiënt verdeeld worden over alle actoren. Ook om dit te bereiken is er een marginale gedragsregel, namelijk de emissiereducties moeten zodanig verdeeld worden dat voor alle actoren de marginale kost van een verdere emissiereductie gelijk is. Dit kunnen

32 We gebruiken de termen efficiëntie en effectiviteit hier zoals gebruikelijk in de economische literatuur. In de beleidswetenschappen wordt de term efficiëntie gebruikt om de verhouding tussen de gebruikte inputs en de bereikte output (bijvoorbeeld euro/extra hectare natuurgebied) weer te geven terwijl de term kosteneffectiviteit gebruikt wordt voor de verhouding tussen de gebruikte inputs en het bereikte effect (bijvoorbeeld euro/toename biodiversiteit). Voor meer uitleg over het gebruik van de termen efficiëntie en effectiviteit in de beleidswetenschappen verwijzen we naar De Peuter et al. (2007).

33 Een alternatieve indeling van verschillende types efficiëntie die meer focust op welke kosten al dan niet beschouwd worden, wordt gegeven in Bollen et al. (2002).

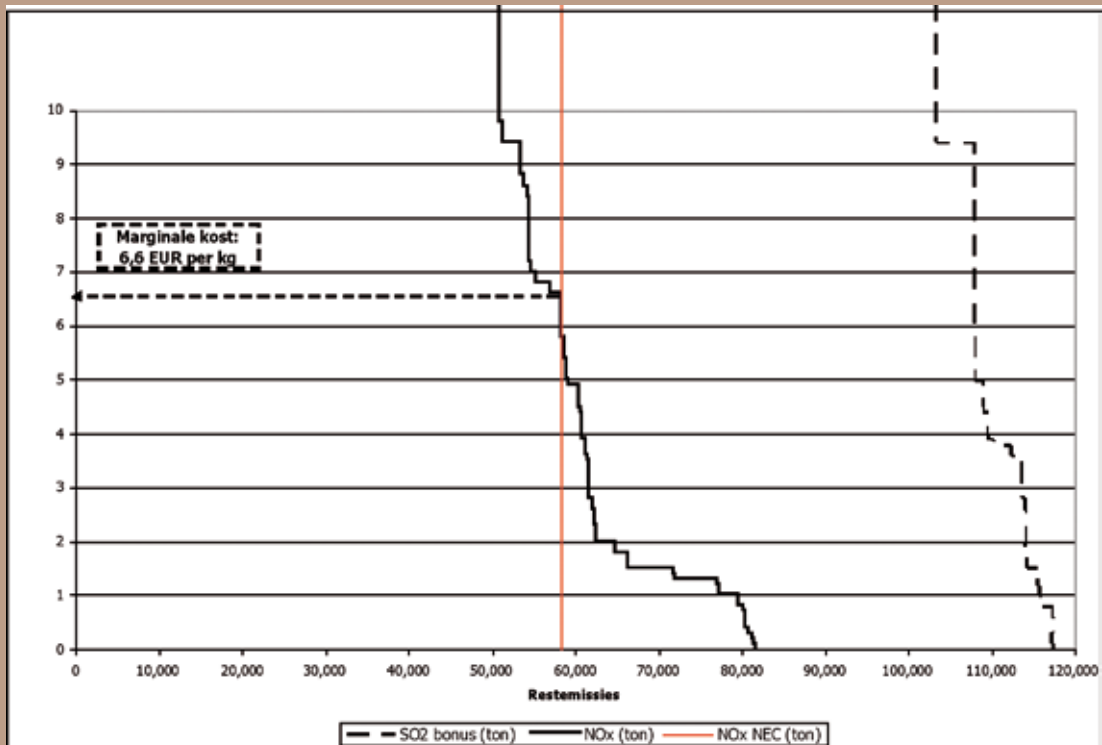


we eenvoudig aantonen met een tegenvoorbeeld. Stel dat emissiereducties van CO₂ in twee sectoren kunnen gebeuren, transport en staalproductie, en dat de maatregelen zodanig verdeeld zijn dat de marginale kost voor emissiereducties in de transportsector gelijk is aan 25€ per ton CO₂ terwijl de marginale kost in de staalsector gelijk is aan 15€ per ton CO₂. Deze verdeling is niet kostenefficiënt aangezien het mogelijk is eenzelfde reductie van CO₂-emissies op een goedkopere manier te realiseren. Wanneer de staalsector haar

emissies één ton meer zou moeten reduceren en de transportsector één ton minder, zouden de kosten voor de staalsector met 15€ stijgen en die voor de transportsector 25€ dalen. Dezelfde ton emissiereductie wordt dus 10€ goedkoper gerealiseerd. Vervolgens kunnen we voor de volgende ton CO₂-emissies dezelfde redenering volgen. Pas wanneer de marginale kost van emissiereducties in beide sectoren gelijk is, zijn er geen efficiëntiewinsten meer te behalen.

Figuur 2 geeft een voorbeeld van een marginale kostencurve die werd berekend voor MIRA-T 2006 op basis van de gegevens uit het Milieukostenmodel voor Vlaanderen. De volle lijn beschrijft de marginale kostencurve voor het terugdringen van NOx-emissies tegen 2010. De kostencurve start bij de referentie-emissie voor 2010, namelijk 82 000 ton. Vanuit dat startpunt wordt eerst de maximaal mogelijke emissiereductie voor de goedkoopste reductietechniek voorgesteld (op de X-as) en de kost per kilogram reductie van deze maatregel (op de Y-as). Vervolgens worden stap voor stap het reductiepotentieel en de marginale kost voor steeds minder efficiënte reductietechnieken voorgesteld zodat, van rechts naar links gezien, een stijgende marginale kostencurve wordt verkregen.

Figuur 2: Voorbeeld MK-curve voor NOx-reducties met neveneffect op SO₂



Bron: Berekeningen VITO

Merk op dat figuur 2 ook een voorbeeld geeft van mogelijke positieve neveneffecten waarop gewezen werd in sectie 3.1.iii. De maatregelen voor de reductie van NOx-emissies reduceren immers ook de emissies van SO₂. Deze emissiereducties worden weergegeven door de stippellijn in figuur 2.

Bij de keuze van milieubeleidsinstrumenten is een typisch voordeel van markconforme instrumenten dat ze de actoren ertoe kunnen aanzetten enkel kostenefficiënte maatregelen te nemen. Dit doen ze door een prijs te zetten op milieuschadelijke activiteiten, bijvoorbeeld door een heffing op emissies van vervuilende stoffen met een uniform tarief per eenheid emissie van een bepaalde stof. Hierdoor is er voor de actoren niet enkel een kost verbonden aan emissiereducties maar ook een baat, namelijk een daling van de verschuldigde heffing. Opnieuw kunnen we de marginale gedragsregel toepassen om te beredeneren dat de actoren net zolang emissiereducerende maatregelen zullen nemen tot de marginale kost van emissiereducties niet meer lager is dan de heffing per eenheid restemissie. Het nemen van deze maatregelen levert immers winst op voor de betrokken actoren. Omdat deze redenering geldt voor alle actoren zorgt de heffing er in principe voor dat alle actoren maatregelen nemen tot de marginale kost van verdere emissiereducties gelijk is aan de heffing. Hierdoor is de marginale kost van verdere emissiereducties dus voor alle actoren gelijk zodat we kunnen zeggen dat de gekozen maatregelen kostenefficiënt zijn.

Vervolgens kunnen we ons de vraag stellen welke heffing vereist is om de allocatief efficiënte

reductiedoelstelling te bereiken. Bij deze doelstelling is de marginale kost voor een verdere emissiereductie gelijk aan de marginale baat van verdere emissiereducties. Dit wordt bereikt door de heffing gelijk te stellen aan de marginale baat van de emissiereducties. Aangezien een heffing er voor zorgt dat alle actoren maatregelen nemen tot hun marginale kost gelijk is aan de heffing zal een dergelijke heffing hen ertoe aanzetten om alle maatregelen te nemen (en enkel deze) waarvan de marginale kost lager ligt dan de marginale baat.

Ten slotte is er het begrip *dynamische efficiëntie*. Het beleid is dynamisch efficiënt wanneer het aanzet tot het ontwikkelen van innovatieve technieken om in de toekomst verdere emissiereducties te bereiken. Economische instrumenten zoals heffingen en verhandelbare emissierechten zijn in principe goede instrumenten om dynamische efficiëntie te bereiken. Doordat deze instrumenten een prijs zetten op de vervuilende emissies is er een blijvende prikkel voor de vervuilers om te trachten hun emissies, zo efficiënt mogelijk, te verminderen. In de praktijk is de dynamische efficiëntie van economische instrumenten afhankelijk van de concrete invoeringsmodaliteiten. Het is dus niet mogelijk om een specifiek 'meest innovatief' milieubeleidsinstrument aan te wijzen (Van Humbeeck, 2002).

De kostenefficiënte werking van een heffing kunnen we illustreren met het voorbeeld van de NO_x-emissiereducties. De NEC-richtlijn³⁴ legt voor 2010 een maximumuitstoot van NO_x op van 58 210 ton. Dit plafond wordt in figuur 2 weergegeven met de verticale rechte. Om op een kostenefficiënte wijze aan deze richtlijn te voldoen moeten de goedkoopste maatregelen geselecteerd worden om de NO_x-emissies zo ver terug te dringen. Dit zijn de maatregelen die overeenkomen met de trappen van de marginale kostenfunctie die aan de rechterkant van de rode lijn liggen. De marginale kost van de laatste maatregel die genomen moet worden kunnen we aflezen in het snijpunt van de marginale kostencurve met de rode lijn. Dit levert een marginale kost op van 6,6 euro per kilogram NO_x. Een heffing van 6,6 euro per uitgestoten kilogram NO_x zal er dan in principe voor zorgen dat de gewenste emissiereductie op een kostenefficiënte manier wordt bereikt. De bedrijven hebben immers de keuze. Ofwel maatregelen nemen om de NO_x-emissies te vermijden, ofwel de heffing van 6,6 euro betalen. In principe zullen dus alle emissiereductietechnieken met een marginale kost lager dan 6,6 euro per kilogram NO_x uitgevoerd worden, terwijl er geen gebruik wordt gemaakt van duurdere technieken. De doelstelling van een reductie van de NO_x-emissie tot 58 210 ton wordt zo op de goedkoopst mogelijke wijze gehaald.

³⁴ Deze Europese richtlijn (National Emission Ceilings 2001/81/EG) legt aan de lidstaten emissieplafonds op voor zwaveldioxide (SO₂), stikstofoxiden (NO_x), niet-methaan vluchtige organische stoffen (NMVOS) en ammoniak (NH₃) die tegen 2010 gehaald moeten worden. Binnen België werden deze plafonds verder opgesplitst in vier subplafonds. Eén voor elk van de drie gewesten en één nationaal plafond voor transportemissies.

5. Besluit

Dit rapport van de cel milieueconomie is gericht op een breed publiek, in de eerste plaats iedereen die kostenstudies uitvoert of gebruikt in het beleidsdomein leefmilieu. We hopen met dit rapport bij te dragen tot een eenvormig gebruik van begrippen en berekeningsmethodes bij kostenberekeningen. Op deze manier moeten de kostenbegrippen niet in elke studie afzonderlijk gedefinieerd worden en wordt het eenvoudiger om kostenberekeningen van verschillende projecten te vergelijken en te evalueren.

Naast de definitie van een aantal basisbegrippen in verband met milieubeleidskosten en een uitgebreid overzicht van verschillende soorten kosten, wil dit document ook een leidraad bieden voor de praktische berekening van kosten. Daarom hebben we ook aanbevelingen gedaan voor het gebruik van standaardwaarden voor de levensduur van technologieën en voor de te gebruiken discontovoet voor het actualiseren van kosten. Het gebruik van consistente standaardwaarden maakt het mogelijk om verschillende projecten met elkaar te vergelijken en zo te komen tot een efficiënte inzet van publieke middelen. Idealiter zouden er standaardwaarden moeten bestaan die in alle beleidsdomeinen van de Vlaamse overheid gebruikt worden. Bij gebrek hieraan willen we met de in dit rapport voorgestelde standaardwaarden bereiken dat kostenberekeningen alvast binnen het beleidsdomein leefmilieu op een consistente wijze gebeuren. Dit sluit uiteraard niet uit dat ook andere beleidsdomeinen van dit rapport gebruik kunnen maken.

Samengevat zijn dit de belangrijkste aanbevelingen voor het uitvoeren van kwaliteitsvolle kostenstudies:

- Maak duidelijk *welk kostenbegrip* je hanteert: leg bvb. uit of je de kosten vanuit het standpunt van de maatschappij als geheel of vanuit het standpunt van één bepaalde groep berekent;
- Geef voorrang aan de *belangrijkste kostenposten*: de moeite die gedaan wordt om de kosten van een project te bepalen moet *proportioneel* zijn ten opzichte van de omvang van dat project. Voor kleine projecten is het niet zinvol om de indirecte kosten trachten te achterhalen;
- Vergeet niet om rekening te houden met eventuele *impliciete kosten*. Voor sommige maatregelen kunnen de impliciete kosten, zoals comfortverlies, de belangrijkste kostencomponent vormen.
- Vermijd *dubbeltellingen*: bvb. wanneer een milieutechnologie gesubsidieerd wordt, dan is de maatschappelijke milieukost gelijk aan de subsidie plus enkel het niet-gesubsidieerde gedeelte van de investering door de bedrijven.
- Definieer een duidelijke *referentiesituatie*: gaat het bvb. over de kosten van een bepaald beleid vergeleken met een situatie zonder beleid, of een situatie waarin het huidige beleid wordt voortgezet;
- Hou rekening met het *tijdstip* van de verschillende uitgaven: 1000 euro binnen tien jaar is minder waard dan 1000 euro vandaag. Voor het berekenen van de actuele waarde van toekomstige kosten en voor de omrekening naar jaarlijkse kosten bevelen we een maatschappelijke discontovoet van 4% aan;
- Voer een *sensitiviteitsanalyse* uit op veronderstellingen en parameters waarvan een significant effect op de kostenraming verwacht wordt;
- Streef naar *transparantie*: zorg voor een zorgvuldige bronnenvermelding, vermeld alle gemaakte veronderstellingen, de kwaliteit van de basisgegevens en beschrijf de gebruikte methodologie.

Al is dit rapport een stuk lijviger geworden dan wij oorspronkelijk voor ogen hadden, toch is het zeker geen exhaustieve bespreking van alle aspecten van milieubeleidskosten en kostenberekening. We hebben bvb. zeer weinig aandacht besteed aan de bedrijfseconomische, boekhoudkundige en fiscale aspecten van de berekening van de private milieukosten van bedrijven. Dit is immers een specifiek vakgebied waar wij als overheidseconomen veel minder mee vertrouwd zijn.

Ten slotte willen we al de lectoren bedanken voor de constructieve opmerkingen en suggesties. Deze hebben in grote mate bijgedragen tot de kwaliteit van dit rapport.

Referenties

AMINAL, MINA-plan 2: *Het Vlaamse milieubeleidsplan 1997-2001*, 1997

Billiet C.M., Rousseau S., Proost S., *Law & economics en de keuze van milieubeleidsinstrumenten*, K.U. Leuven, Faculteit Rechtsgeleerdheid en Centrum voor Economische Studiën in opdracht van DWTC in het kader van het programma "Hefbomen voor een beleid gericht op duurzame ontwikkeling", 2001

Bollen A., Van Humbeeck P., *Klimaatverandering en klimaatbeleid – een leidraad*, Academia press, 2002

Brouwer R., *Practical working definition environmental and resource costs and benefits*, IVM, Amsterdam, 2006

Commissariat Général du Plan, *Révision du taux d'actualisation des investissements publics*, rapport du groupe des experts présidé par Daniel Lebégue, januari 2005
<http://www.plan.gouv.fr/intranet/upload/actualite/Rapport%20Lebegue%20Taux%20actualisation%2024-01-05.pdf>

De Jaeger S., Eyckmans J., Van Biervliet K., Van Puyenbroeck T., *Ontwikkeling van een coherentbeleidskader voor de evaluatie van leefmilieugerelateerde financiële tegemoetkomingen (vooral subsidies) en toepassing van dit evaluatiekader op een aantal cases*, eindrapport, ehsal en ecolas, december 2005
<http://milieueconomie.lne.be>

De Peuter B., De Smedt J., Van Dooren W., Bouckaert G., *Handleiding beleidsevaluatie – Deel 2: monitoring van beleid*, Steunpunt beleidsrelevant onderzoek bestuurlijke organisatie Vlaanderen, 2007

Dienst wetsmatiging, *Richtlijnen voor de opmaak van een regulerings impact analyse*, versie 2, januari 2005
http://www.wetsmatiging.be/downloads/handleiding_ria_versie2.pdf

Dienst wetsmatiging, *Metten om te weten – leidraad voor het meten van administratieve lasten*, januari 2006
http://www.wetsmatiging.be/downloads/Handleiding_Metenomteweten_herwerkteversie_jan2006.pdf

Europese Commissie, *Impact assessment guidelines*, juni 2005 met update van maart 2006 http://ec.europa.eu/governance/impact/docs/key_docs/sec_2005_0791_en.pdf
http://ec.europa.eu/governance/impact/docs/key_docs/sec_2005_0791_anx_en.pdf : bijlagen.

EPA, *Guidelines for Preparing Economic Analysis*, United States Environmental Protection Agency, september 2000

Gauderis J., Scheltjens T., Debisschop K., Hörchner K., Notteboom T., *De opmaak van een standaardmethodiek MKBA voor socio-economische verantwoording van grote infrastructuurwerken in de Vlaamse zeehavens*, eindrapport, Resource Analysis, Rebel Group en Institute of Transport and Maritime Management Antwerp, Studie uitgevoerd in opdracht van het departement MOW, november 2006

Gavilan, J., Overloop, S., Carels, K., D'Heygere, T., Van Hoof, K., Helming, J. & Van Gijsegem, D. *Toekomstverkenning landbouw en milieu*. Het SELES-model. VMM-Departement Landbouw en Visserij, Brussel, 2006.

Hepburn, C., *Use of Discount Rates in the Estimations of the Costs of Inaction with Respect to Selected Environmental Concerns*, OECD, september 2006

HM Treasury, *The Green Book: Appraisal and evaluation in central government*, 2003
<http://greenbook.treasury.gov.uk/>

Holland M., Hunt A., Hurley F., Navrud S., Watkiss P., *Methodology for the cost-benefit analysis of CAFE: Volume 1: overview of methodology*, februari 2005
<http://ec.europa.eu/environment/air/cale/activities/cba.htm>

IALE, *Bedrijfsimpacttoets*, Studie uitgevoerd in opdracht van het departement EWBL, 2005

Idea Consult – Ecolas, *Reguleringskostendatabank Milieubeleidsinstrumenten*, Studie uitgevoerd in opdracht van het departement LNE, eindrapport september 2007

Klaassen G., Berglund C., Wagner F., *The GAINS model for greenhouse gases – Version 1.0: Carbon dioxide (CO₂)*, Interim report IR-05-53, IIASA, oktober 2005

Kolstad C. D., *Environmental Economics*, 2000, Oxford University Press, New York, pp. 400

Meynaerts E., Ochelen S., Vercaemst P., *Milieukostenmodel voor Vlaanderen – Achtergronddocument*, VITO, maart 2003
<http://milieueconomie.lne.be>

MIRA-S 2000, *Milieu- en natuurrapport Vlaanderen: Scenario's*, Vlaamse milieumaatschappij & Garant, 2001
<http://www.milieurapport.be>

MIRA-S 2000, *Gevolgen voor de economie – Wetenschappelijke achtergronddocumenten*, Van Humbeeck P., Vlaamse milieumaatschappij, 2001
<http://www.milieurapport.be>

MIRA-T 2006, *Milieurapport Vlaanderen: Thema's*, Vlaamse milieumaatschappij, 2006
<http://www.milieurapport.be>

MIRA 2006, *Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2006, Milieu en economie*, Meynaerts E., Lodewijks P., Vercaemst P., Ochelen S., Vlaamse milieumaatschappij, <http://www.milieurapport.be>

Moons E., Rousseau S., *Policy design and the optimal location of forests in Flanders*, ETE working paper, 2005

OEEI, *OEEI-leidraad*, Werkgroep discountvoeten, Onderzoeksgroep economische effecten infrastructuur (OEEI), Min. Van V&W en EZ, april 2000

Oosterhuis F., *Ex post estimates of costs to business of EU environmental legislation*, Final report, in opdracht van de Europese commissie DG environment, april 2006
http://ec.europa.eu/environment/enveco/ex_post/pdf/costs.pdf

Pearce D., Atkinson G., Mourato S., *Cost Benefit Analysis and the Environment*, OECD, 2006

Proost S., Wouters. (red.), *Economische impact van de Kyoto-doelstellingen op de Vlaamse economie*, VITO en ETE, september 2002

Quataert P. et al., *Kwaliteitsvolle meetnetten voor het beleid*, INBO en Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, 2008

Saveyn B., Van Regemorter D., Proost S., *Algemeen evenwichtsmodel voor Vlaanderen*, Eindrapport, februari 2007
<http://milieueconomie.lne.be>

Stern N., Stern Review: *The economics of climate change*, Final report, oktober 2006
http://www.hm-treasury.gov.uk/independent_reviews/stern_review_economics_climate_change/stern-review_index.cfm

Rousseau S., Moons E., *Handleiding voor een economische evaluatie van het milieubeleid: toepassing op het Vlaamse bosbeleid*, Tijdschrift voor economie en management, 2007

Van Hulle C., Dutordoir M., Smedts K., De Cock K., Drijkoningen H., Lievens T., *Bank- en financiewezen*, ACCO, 2006

Van Humbeeck P., *Naar een industrieel beleid voor het milieu – Technologie en innovatie als sleutel voor een duurzame welvaart*, discussienota, SERV, November 2002

Van Humbeeck P., *Data collection for cost estimation in regulatory impact analysis*, ENBR working paper, Mei 2006
<http://www.enbr.org/public/Van%20Humbeeck.pdf>

Van Regemorter D., Nijs W., Renders N., MARKAL/TIMES, *A model to support greenhouse gas reduction policies*, Final report, Centrum voor Economische Studiën en VITO, Draft version, september 2006

Vercaemst P., *Costing methodology for BAT purposes*, Final report, VITO, 2001

VROM, *Kosten en baten in het milieubeleid – Definities en berekeningsmethodes*, Publicatiereeks milieustrategie, nr. 1998/6

Lijst met afkortingen

<i>AF</i>	<i>Annuïteitenfactor</i>
<i>AW</i>	<i>Actuele Waarde</i>
<i>BAU</i>	<i>Business As Usual</i>
<i>BBP</i>	<i>Bruto Binnenlands Product</i>
<i>BBT</i>	<i>Best Beschikbare Technieken</i>
<i>BIT</i>	<i>Bedrijfsimpacttoets</i>
<i>CAFE</i>	<i>Clean Air For Europe</i>
<i>CH₄</i>	<i>Methaan</i>
<i>CO₂</i>	<i>Koolstofdioxide</i>
<i>DABM</i>	<i>Decreet Algemene Bepalingen inzake Milieubeleid</i>
<i>EPA</i>	<i>Environmental Protection Agency</i>
<i>EWI</i>	<i>Departement Economie, Wetenschap en Innovatie</i>
<i>GK</i>	<i>Gemiddelde Kost</i>
<i>IIASA</i>	<i>International Institute for Applied Systems Analysis</i>
<i>KRW</i>	<i>Kaderrichtlijn Water</i>
<i>LNE</i>	<i>Departement Leefmilieu, Natuur en Energie</i>
<i>MINA</i>	<i>Milieu- en Natuurraad Vlaanderen</i>
<i>MIRA</i>	<i>Milieurapport Vlaanderen</i>
<i>MK</i>	<i>Marginale Kost</i>
<i>MKBA</i>	<i>Maatschappelijke kosten-batenanalyse</i>

<i>NAW</i>	<i>Netto Actuele Waarde</i>
<i>NEC</i>	<i>National Emission Ceiling</i>
<i>NH₃</i>	<i>Ammoniak</i>
<i>NMVOS</i>	<i>Niet-methaan vluchtige organische stoffen</i>
<i>NO_x</i>	<i>Stikstofoxiden</i>
<i>N₂O</i>	<i>Distikstofmonoxyde</i>
<i>OECD</i>	<i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i>
<i>OEEI</i>	<i>Onderzoeksgroep Economische Ef- fecten Infrastructuur</i>
<i>OESO</i>	<i>Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling</i>
<i>RIA</i>	<i>Reguleringsimpactanalyse</i>
<i>RWZI</i>	<i>Rioolwaterzuiveringsinstallatie</i>
<i>SO₂</i>	<i>Zwavel dioxide</i>
<i>TJK</i>	<i>Totale Jaarlijkse Kosten</i>
<i>TK</i>	<i>Totale Kosten</i>
<i>VITO</i>	<i>Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek</i>
<i>VROM</i>	<i>Het Nederlandse ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer</i>
<i>WTA</i>	<i>Willingness To Accept</i>
<i>WTP</i>	<i>Willingness To Pay</i>

Colofon

Vlaamse overheid
Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid
Dienst Beleidsvoorbereiding en -evaluatie

Teksten:

Sara Ochelen
Bram Putzeijs

Lectoren:

Kris Bachus, Hoger Instituut voor de Arbeid,
Katholieke Universiteit Leuven
Sarah Bogaert, Arcadis-Ecolas
Tanya Cerulus, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Eef Delhaye, Centrum voor Economische Studiën,
Katholieke Universiteit Leuven
Bart De Schutter, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Bert De Wel, Milieu- en Natuurraad van Vlaanderen
Johan Eyckmans, Europese Hogeschool Brussel
Jose Gavilan, Departement Landbouw en Visserij
Tom Huysmans, Vlaamse Milieumaatschappij
Steven Lauwereins, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Erika Meynaerts, VITO
Sandra Rousseau, Centrum voor Economische Studiën,
Katholieke Universiteit Leuven
Geert Steurs, Ideaconsult
Katrien Van Dingenen, Ideaconsult
Peter Van Humbeeck, Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen
Wouter Van Reeth, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Peter Vercaemst, VITO

Lay-out en druk: Vlaamse overheid

Beeldmateriaal: Departement Leefmilieu, Natuur en Energie

Verantwoordelijke Uitgever:

Jean-Pierre Heirman, Secretaris-generaal,
Departement Leefmilieu, Natuur en Energie,
Koning-Albert II-Laan 20, bus 8 te 1000 Brussel

Depotnummer: D/2008/3241/018



Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Koning Albert II-laan 20 bus 8 - 1000 Brussel
Telefoon: 02 553 80 11 - Fax: 02 553 80 05 - info@lne.be - www.lne.be