

Handboek Schaduw prijzen

Waardering en weging van emissies en milieueffecten

Delft, maart 2010

Opgesteld door:

S.M. (Sander) de Bruyn
M.H. (Marisa) Korteland
A.Z. (Agnieszka) Markowska
M.D. (Marc) Davidson
F.L. (Femke) de Jong
M. (Mart) Bles
M.N. (Maartje) Sevenster



Colofon

Bibliotheekgegevens rapport:

S.M. (Sander) de Bruyn, M.H. (Marisa) Korteland, A.Z. (Agnieszka) Markowska,
M.D. (Marc) Davidson, F.L. (Femke) de Jong, M. (Mart) Bles, M.N. (Maartje) Sevenster
Handboek Schaduwprizen
Waardering en weging van emissies en milieueffecten
Delft, CE Delft, maart 2010

Milieu / Effecten / Emissies / Meetmethoden / Prijsstelling /

Publicatienummer: 10.7788.25a NL

Opdrachtgever: Ministerie van VROM, thermPhos, Stichting Stimular
Alle openbare CE-publicaties zijn verkrijgbaar via www.ce.nl

Meer informatie over de studie is te verkrijgen bij de projectleider Sander de Bruyn.

© copyright, CE Delft, Delft

CE Delft
Committed to the Environment

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

Voorwoord

Voor u ligt het Handboek schaduwrijzen waarin uitgebreid wordt ingegaan op de berekeningsmethodiek van schaduwrijzen en daarvan afgeleide weegfactoren voor individuele milieuthema's. Daarmee is het Handboek dan ook een nuttig wetenschappelijke achtergronddocument, waarin relevante factoren, methodologische keuzes en te hanteren aannames expliciet worden benoemd.

Tevens worden twee sets schaduwrijzen en weegfactoren gepresenteerd. Deze cijfers kunnen worden toegepast in tal van economische en milieukundige analyses, mits in ogenschouw wordt genomen dat het om Nederlandse gemiddelden gaat. Lokaal kunnen omstandigheden verschillen. De gehanteerde prijzen gelden voor het jaar 2008. Qua overheidsbeleid is uitgegaan van de stand van zaken rond september 2009.





Inhoud

Samenvatting	7
Afkortingenlijst	17
Begrippenlijst	21
1 Inleiding	25
1.1 Inleiding	25
1.2 Aanleiding onderzoek	26
1.3 Doel onderzoek	26
1.4 Relatie met andere onderzoeken	27
1.5 Afbakening	29
1.6 Leeswijzer	31
1.7 Verantwoording	31
2 Conceptueel kader onderzoek	35
2.1 Inleiding	35
2.2 Gebruik van schaduwrijzen	35
2.3 Welvaarttheoretische uitgangspunten van gebruik bij waardering	36
2.4 Karakterisatie en weging	40
2.5 Relatie tussen karakterisatie, waardering en weging	45
2.6 Conclusies	46
3 Methodologisch kader	47
3.1 Inleiding	47
3.2 Schaduwrijzen volgens preventiekosten	47
3.3 Schaduwrijzen volgens schadekosten	52
3.4 Ethische overwegingen bij waardering	57
3.5 Gemeenschappelijke uitgangspunten bij bepaling schaduwrijzen	59
4 Schaduwrijzen volgens preventiekostenmethode	63
4.1 Inleiding	63
4.2 Methodiek gebruikt in dit onderzoek	63
4.3 Set van schaduwrijzen volgens de preventiemethodiek	65
4.4 Temporele en ruimtelijke spreiding	72
5 Schadekosten	75
5.1 Inleiding	75
5.2 Methodologie	76
5.3 Waardering in de Impact-Pathway Approach (Benadering 2)	80
5.4 Waarden gebruikt voor Benadering 3 (impliciete waardering op basis van ReCiPe-end-points)	87
5.5 Set schaduwrijzen op basis van schadekosten	89
5.6 Temporele en ruimtelijke variatie	95
5.7 Onzekerheid	100
5.8 Vergelijking met schattingen uit andere studies	102



6	Weegfactoren	105
6.1	Inleiding	105
6.2	Methodiek	105
6.3	Weegfactoren gebaseerd op preventiekosten	106
6.4	Weegfactoren gebaseerd op schadekosten	108
6.5	Vergelijking van de sets van weegfactoren	111
6.6	Weegfactoren gebruiken voor schaduwprizen 400 milieubelastende stoffen	112
7	Gebruik van schaduwprizen	113
7.1	Inleiding	113
7.2	Algemeen gebruik schaduwprizen	113
7.3	Gebruik in kosten-batenanalyses en externe kostenschattingen	117
7.4	Gebruik in levenscyclusanalyses en milieu-impactweging	122
7.5	Gebruik van schaduwprizen bij bedrijven	125
	Literatuurlijst	129



Samenvatting

Inleiding

Wat zijn schaduw prijzen?

Schaduw prijzen zijn kunstmatige prijzen voor goederen of productiefactoren die niet op markten worden verhandeld. Het milieu is daar een voorbeeld van. Om toch het milieu op te nemen in economische analysetools wordt gebruik gemaakt van zogeheten schaduw prijzen. Schaduw prijzen geven dan de maatschappelijke waarde weer die aan een goed, in dit geval milieukwaliteit, wordt gegeven.

Schaduw prijzen in de context van dit onderzoek zijn op te vatten als kentallen die worden gegeven aan de waardering van milieugoederen. Deze kentallen kunnen worden gebruikt bij ondermeer kosten-batenanalyses, investeringsbeslissingen of als weegmethode om milieueffecten onderling te wegen.

Doel en aard van dit onderzoek

CE Delft heeft in 2002 voor het laatst een set schaduw prijzen ontwikkeld. Deze schaduw prijzen zijn sterk verouderd. Het doel van dit onderzoek is om een nieuwe set van schaduw prijzen te ontwikkelen die gebruikt kunnen worden bij waardering en weging van milieu-impacts; het gebruik van schaduw prijzen toe te lichten en een gebruikershandleiding op te stellen in welke situatie men welk soort van schaduw prijs dient te gebruiken.

Het onderhavige onderzoek heeft als unieke toevoeging dat de meest recente ontwikkelingen in de milieukunde rondom karakterisatiefactoren en de economie rondom waardering zijn gecombineerd tot een methodologisch consistent geheel. Hierdoor wordt zowel een bijdrage geleverd aan de literatuur rondom waardering van externe effecten, als aan de milieukundige literatuur die weegfactoren probeert te ontwikkelen.

Gebruik van schaduw prijzen

Waardering en weging vormen twee belangrijke onderdelen van het gebruik van schaduw prijzen.

Waardering wordt gebruikt in analyses van de brede maatschappelijke effecten van investeringsbeslissingen. Met behulp van schaduw prijzen kunnen naast financiële grootheden ook milieueffecten meegenomen en met elkaar worden vergeleken, zoals bijvoorbeeld bij de uitvoering van Maatschappelijke Kosten-BatenAnalyses (MKBA's). Het doel hierbij is om met behulp van schaduw prijzen te komen tot een integrale afweging van alle effecten die een rol spelen bij een (investerings)beslissing. Bij waardering wordt meestal gebruik gemaakt van schaduw prijzen van individuele emissies.

Weging wordt daarentegen vooral gebruikt in milieukundige analyses om de diverse geïdentificeerde milieu-impacts onderling met elkaar te vergelijken. Weging van milieueffecten vindt soms plaats als laatste stap in een Levens-CyclusAnalyse (LCA), om de resultaten in één uniform cijfer te samenvatten. Financiële waardering als weegmethode is frequent toegepast bij diverse LCAs en bij concrete rekentools zoals de Milieubarometer (voor het midden- en kleinbedrijf) en GreenCalc (voor het vergelijken van gebouwen qua milieuprestatie).

Bij weging wordt meestal gebruik gemaakt van schaduw prijzen van milieu-thema's.



In dit onderzoek zijn zowel schaduw prijzen ontwikkeld voor individuele emissies als schaduw prijzen voor milieuthema's. De relatie tussen individuele emissies en milieuthema's wordt gelegd door middel van karakterisatiefactoren. Karakterisatiefactoren geven het relatieve belang aan van een stof voor de bijdrage aan het milieueffect.

Resultaten cijfermatige bepaling schaduw prijzen emissies

Tabel 1 geeft een overzicht van enkele van de meest gebruikte schaduw prijzen die zijn berekend in dit onderzoek. Alle schaduw prijzen in zijn in €/kg emissies vanaf Nederlands grondgebied in 2008 (prijspeil 2008). Schaduw prijzen zijn hier bepaald volgens de preventie- en schadekostenmethode (zie voor uitleg deel 4 van de samenvatting). In de meeste gevallen zal men de schadekostenbenadering gebruiken.

Tabel 1 Schaduw prijzen voor emissies in 2008 vanaf Nederlands grondgebied volgens twee benaderingswijzen (€₂₀₀₈/kg emissie)

Stof	Preventiekosten	Schadekosten
CO ₂	0,0250	0,0250*
CFK-11	149	159
NO _x	8,72	10,6
SO ₂	5,00	15,4
NH ₃	11,7	27,8
NMVOS	5,00	2,54
PO ₄	11	1,80
P naar water	10,9	1,78
N naar water	7,00	NB
PM ₁₀	2,30 (50,0)**	41,0
PM _{2,5}	2,30 (50,0)**	64,8
Dioxines	92,0E06	5,09E07
As (arseen)	466	811
Cd (cadmium)	4.700	127
Cr (chroom)	36.900	33,5
Ni	1.800	5,37
Pb	225	408

Noten: Deze cijfers zijn gemiddelden. Toekomstige effecten van deze emissies (op het milieubeleid of op de end-points) zijn meegenomen bij de waardering en waar relevant, verdisconteerd tot op het jaar van emissie, gerekend met een risicovrije discontovoet van 2,5%.

* Schadekosten gebaseerd op preventiekosten.

** Voor PM₁₀ en PM_{2,5} is de precieze beleidscontext op dit moment onduidelijk, wat de waardering op € 2,30 of € 50 zou doen uitkomen.

De schaduw prijzen zijn gemiddelde waarden voor de uitstoot op een gemiddelde locatie in Nederland door een gemiddelde uitstootbron. De schaduw prijzen zijn inclusief verdisconteerde toekomstige effecten van de emissie in 2008 (gebruikmakend van discontovoeten zonder risico-opslag). Bij schadekosten zijn de effecten op niet-Nederlanders gewaardeerd alsof het Nederlanders betrof. Financiële transfers, zoals subsidies of belastingen, zijn geen onderdeel van de schaduw prijzen.

Volgens deze aanpak zijn tevens schaduw prijzen bepaald voor enkele milieuthema's, zoals geluid, landgebruik en finaal afval. Tabel 2 geeft de waarden weer die voor deze thema's zijn gekozen.



Tabel 2 Schaduwrijzen voor geluid, landgebruik en finaal afval in 2008 op Nederlands grondgebied volgens twee benaderingswijzen (€₂₀₀₈/eenheid)

Thema	Eenheid	Preventiekosten	Schadekosten
Finaal afval*	kg	0,18	NB
Landgebruik**	m ²	NB	0,612
Geluid (dB)***	dB		
>50	boven drempel	70	12,7
>70		70	82,6

Noten: Deze cijfers zijn gemiddelden.

* Finaal afval is geen impactcategorie in LevensCyclusAnalyse (LCA). Omdat het echter voor de Nederlandse overheid wel een afzonderlijk beleidsthema is met gericht beleid, is in de voorgaande studie (CE, 2002) ook een schaduwprijs voor finaal afval gegeven.

** Waardering sterk afhankelijk van type landgebruik, zie paragraaf 5.5.2.

*** Schadekosten voor geluid zijn hier gebaseerd op wegverkeer. Spoorverkeer kent lagere schaduwrijzen, vliegverkeer over het algemeen hogere.

Gebruikersrichtlijnen schaduwrijzen

Keuze tussen schade- of preventiekosten

Zoals uit Tabel 1 en Tabel 2 valt af te lezen hebben we in dit onderzoek op twee manieren schaduwrijzen berekend.

De eerste manier gaat uit van de kosten die gemaakt moeten worden om de milieubeleidsdoelstellingen te halen. Dit wordt de *preventiekostenmethodiek* genoemd. De schaduwrijzen van CE Delft uit 2002 waren gestoeld op de preventiekostenmethodiek. Deze methodiek berekent de schaduwprijs als de kosten van de duurste techniek om de overheidsdoelstellingen te halen. Vanuit economisch oogpunt zijn de preventiekosten derhalve gelijk aan de Pigouvianse heffing¹ die betaald zou moeten worden om de gestelde doelen te halen.

De tweede manier is de *schadekostenmethodiek* die de milieukwaliteit waardeert aan de hand van een inschatting van de schade die ontstaat ten gevolge van emissies en andere aanpassingen aan het natuurlijke kapitaal. De schadekostenbenadering gaat uit van de betalingsbereidheid van mensen om het milieu te ontzien en wordt door economen meestal toegepast bij de waardering van externe effecten.

De vraag is in welke situaties men welke schaduwrijzen moet gebruiken. De algemene regel is dat als een project leidt tot veranderingen in de milieukwaliteit, er gebruik dient worden gemaakt van schadekosten. Indien een project leidt tot veranderingen in de inspanningen om milieudoelen te halen, dient er gebruik te worden gemaakt van preventiekosten.

In de praktijk resulteert dit in een toepassing van de schadekosten in de meeste gevallen. Alleen voor de milieuthema's waarbij de overheid absolute doelen heeft afgesproken (en die doelen knellend zijn), zal een project geen verandering in milieukwaliteit bewerkstelligen maar alleen een verandering in de inspanningen om die milieudoelen te halen. Zo zal in een situatie waarin alle elektriciteit onder EU ETS valt, een beleidsmaatregel waarbij spaarlampen worden verplicht in openbare ruimtes, geen netto additionele CO₂-besparing

¹ Een heffing op een activiteit die negatieve externe effecten genereert, bedoeld om het marktmechanisme te corrigeren.



opleveren op nationaal niveau. De waardering van deze emissiereducties is gelijk aan de emissiehandelsprijs, die weer gelijk is aan de marginale kosten van de duurste maatregel om de doelstellingen te halen. Ook de bespaarde NO_x zal niet daadwerkelijk leiden tot minder emissies van NO_x maar tot minder inspanningen om de internationaal overeengekomen doelstellingen voor NO_x te halen.

De overheid heeft absolute emissieplafonds vastgesteld voor de stoffen CO₂, SO₂, NO_x, NMVOS en NH₃. De milieueffecten van een project voor die emissies worden gewaardeerd met preventiekosten, *tenzij het een project is dat invloed heeft op die doelstellingen zelf* (bijv. een MKBA van de noodzaak tot stringent klimaatbeleid).

Toepassing op niet-gemiddelde situaties

De in dit rapport bepaalde schaduwrijzen zijn gemiddelden voor Nederland, gebaseerd op emissies in 2008. Deze schaduwrijzen kunnen derhalve niet gebruikt worden voor niet-gemiddelde situaties. Voor niet-gemiddelde situaties zijn de volgende aanbevelingen te geven:

Andere bronnen van uitstoot

Voor preventiekosten geen probleem bij toepassing. Voor schadekosten hangt de waardering van vooral PM_{2,5} (en in mindere mate NMVOS) sterk af van de hoogte van de uitstoot. Derhalve kan de waardering van specifieke uitstootbronnen, zoals verkeer, sterk afwijken van de hier gepresenteerde cijfers. In Annex C, paragraaf C.3.9, staat een tabel met waarden die gehanteerd kunnen worden voor schadekosten van transportemissies.

Andere bevolkingsdichtheden

De plaats van de uitstoot is van belang vooral omdat de schadeschattingen afhankelijk zijn van de bevolkingsdichtheid en de aanwezigheid van eco-systemen. In deze studie is het gemiddelde van Nederland genomen (398 inwoners/km²). Er is geen poging ondernomen in deze studie om de schadeschattingen te bepalen voor dichter en dunner bevolkte gebieden. Preventiekosten kunnen binnen Nederland zondermeer worden toegepast voor meer en minder dichtbevolkte gebieden.

Andere landen regio's

De preventiekosten zijn niet toepasbaar op andere landen of regio's omdat het beleid daar anders zal zijn dan het Nederlandse beleid. De schadekosten zijn beperkt toepasbaar. In paragraaf 5.6.3 worden schattingen gegeven voor de EU-27. Aanpassing aan individuele landen in de EU-27 zou ook mogelijk zijn maar is in deze rapportage niet uitgewerkt. Aanpassing aan niet-EU-27-landen is beperkt mogelijk. Een mogelijkheid om de hier gevonden waarden te corrigeren voor het verschil in niveau van inkomen tussen de EU-27-landen en niet-EU-landen wordt gegeven in paragraaf 5.6.4. Dit geeft een zeer ruwe schatting omdat andere landen ook afwijken van het EU-27-gemiddelde qua atmosferische verplaatsingen en bevolkingsdichtheden die ook hun invloed zullen hebben op de schadeschattingen.

Toekomst

Over het algemeen nemen de schadeschattingen toe als mensen rijker worden. Daarom moeten emissies, die in de toekomst plaatsvinden, gewaardeerd worden met de huidige schadeschattingen gecorrigeerd met de waarde die ontstaat doordat mensen een positieve inkomenselasticiteit hebben voor milieukwaliteit. Waardering voor CO₂-emissies neemt zelfs nog sterker toe met de tijd, volgens de schadeschattingen en indien men toenemend klimaatbeleid veronderstelt, ook voor de preventiekosten. Paragraaf 5.6.1 geeft informatie over welke waarde voor CO₂-emissies men dient te nemen.

Houdbaarheid schaduwrijzen

De schaduwrijzen zijn van toepassing op de situatie in 2008 maar zijn zonder meer een aantal jaren te gebruiken. Op de *korte termijn* kunnen de hier gekozen schaduwrijzen worden aangepast aan de inflatie door gebruik te maken van de consumentenprijsindexen in de Eurozone. Omdat de schadekosten gebaseerd zijn op de betalingsbereidheid voor milieukwaliteit en deze betalingsbereidheid toeneemt met het inkomen, dienen de schadekosten tevens te worden gecorrigeerd voor veranderingen in het inkomensniveau. In deze studie zijn we uitgegaan van een inkomenselasticiteit voor milieukwaliteit van 0,85.

Op de langere termijn dient de gebruiker van deze schaduwrijzen zelf een afweging te maken over de houdbaarheid van de hier ontwikkelde schaduwrijzen.

De gepresenteerde preventiekosten zijn houdbaar totdat:

- Er nieuwe beleidsdoelen zijn afgesproken voor de emissies. Het meest waarschijnlijk zijn nieuwe ontwikkelingen in het internationale klimaatbeleid. Indien de EU besluit tot een doel van -30% in 2020 dan wordt de schaduwrijz gebaseerd op *preventiekosten* verhoogd tot 0,05 €/kg CO₂. Dit geldt ook voor de *schadekosten* tot 2020, daar deze zijn gebaseerd op preventiekostenschattingen (zie paragraaf 5.5.2 en Annex C.2.4).
- Er technologische doorbraken plaatsvinden.
- Prijzen van grondstoffen drastisch veranderen.

De schadekosten veranderen indien:

- Er andere waarderingen worden ontwikkeld voor de stoffen die hier zijn gebruikt of van de waarderingen van de achterliggende waarden, zoals de waardering van levensverwachting.
- Er een andere methodiek van bijvoorbeeld optiewaardering en risicobepaling wordt ontwikkeld die consequenties heeft voor de waardering van milieugoederen.

Over het algemeen kan men stellen dat bij de schadekosten de waardes meer vastliggen omdat de onderliggende variabelen (zoals dosis-responsefuncties, verspreiding van vervuiling en waardering van end-points) door de tijd heen weinig veranderen. Bij schadekosten is het wetenschapsgebied echter nog volop in ontwikkeling. Nieuwe studies, of een nieuwe aanpak, kunnen derhalve nieuwe inzichten opleveren.

Weging

In milieukundige analyses wordt gebruik gemaakt van karakterisatiefactoren. Karakterisatiefactoren zijn getallen die aangeven hoeveel een bepaalde stof (bijv. 1 kg CO₂) bijdraagt aan een milieueffect (bijv. klimaatverandering). Daar CO₂, CH₄ en CFK's allen bijdragen aan het versterkte broeikas-effect, kan de onderlinge verhouding tussen deze stoffen worden bepaald aan de hand van karakterisatiefactoren.



Na karakterisatie geeft een milieukundige analyse (zoals een levenscyclus-analyse) een score aan op diverse milieuthema's zoals klimaatverandering, verzuring, vermesting, etc. De scores op deze thema's vormen dan de uitkomst van een milieukundige analyse. Om de scores op deze thema's tot één getal terug te brengen kan men gebruik maken van weging. Weging geeft het relatieve belang van de milieuthema's weer: hoe erg is klimaatverandering ten opzichte van verzuring?

Schaduwrijzen kunnen gebruikt worden als weegfactoren. Ze geven dan het relatieve belang weer van de kosten van de milieueffecten. Bij weegfactoren op basis van preventiekosten gaat het dan om de kosten om aan de overheidsdoelstellingen te voldoen, bij weegfactoren op basis van schadekosten om de schade die ontstaat ten gevolge van de emissies.

In deze rapportage worden een tweetal weegfactoren ontwikkeld voor zowel de preventie- als schadekosten. Tabel 3 geeft de belangrijkste weegfactoren weer.

Tabel 3 Twee sets van weegfactoren voor emissies in 2008 in Nederland (€₂₀₀₈/kg-eq.)

Effectcategorie	Preventiekosten	Schadekosten
	(set 1b)*	(set 2)*
Klimaatverandering (CO ₂ -eq.)	0,0250	0,0250
Aantasting ozonlaag (CFC-11-eq.)	30,0	39,1
Verzuring (SO ₂ -eq.)	0,594	0,638
Fotochemische oxidantvorming (NMVOS-eq.)	5,00	0,585
Fijn stofvorming (PM ₁₀ -eq.)	50,0	51,5
Vermesting zoetwater (P van STP-eq.)	10,9	1,78 ¹
Vermesting zeewater/land (N-eq.) ²	7,00	12,5
Humane toxiciteit (1,4-DB-eq.) ³	NA	0,0206
Radiatie (U235-eq.)	NA	0,0425
Landgebruik (m ² per jaar)	NA	0,612
Uitputting abiotische grondstoffen	NA	0

Noten:

- * Voor meer informatie over de typeaanduiding van de weegsets, zie hoofdstuk 6.
- ¹ Gebaseerd op waardeschattingen o.b.t. ReCiPe-end-points.
- ² Voor weegset 1b: vermesting van zeewater; voor weegset 2: vermesting van land.
- ³ Binnen weegset 1b is human toxiciteit gespecificeerd in termen van kg PM₁₀-eq. Om dubbeltelling te voorkomen is deze impact meegenomen via de weegfactor voor fijn stofvorming.

Deze weegfactoren kunnen gebruikt worden om de uitkomsten van, bijvoorbeeld, een levenscyclusanalyse te wegen en te aggregeren tot één uniform getal. Omdat de set weegfactoren op basis van schadekosten uitgebreider is dan die van de preventiekosten, ligt het voor de hand om voor weging de set gebaseerd op schadekosten te gebruiken.

Voor het thema uitputting van abiotische hulpbronnen hebben we een schaduwprijs van 0 toegekend. In het geval van goed werkende markten komt de toekomstige schaarste in de prijs tot uitdrukking en is er geen sprake van een extern effect. De vraag of uitputting van abiotische grondstoffen onrechtvaardig is ten opzichte van toekomstige generaties is volkomen afhankelijk van de vraag wat met de winsten van grondstofwinning gebeurt. Op basis van de weegfactoren voor de verschillende milieuthema's kunnen vervolgens preventie- en schadekosten worden afgeleid voor andere individuele stoffen die onder de betreffende thema's vallen wanneer er



karacterisatiefactoren beschikbaar zijn. In Annex J van deze rapportage geven wij een lijst met waarderingen voor meer dan 400 milieugevaarlijke stoffen.

Methodologische onderbouwing

Deze rapportage geeft een methodologische onderbouwing van de gevonden schaduwprizen. We hebben in het kader van dit onderzoek niet zelf vragenlijsten uitgezet, kosten van technieken bepaald of anderszins eigen kwantitatieve onderzoeksmethodes ontwikkeld. We zijn uitgegaan van bestaande bronnen. In deze samenvatting geven we kort de belangrijkste uitgangspunten weer die zijn gehanteerd bij de preventiekostenbenadering, de schadekostenbenadering en de karakterisatie van milieueffecten (noodzakelijk om tot weegfactoren te komen).

De gekozen termen zijn hier technisch en bedoeld voor onderzoekers die vaker met waardering en weging van milieueffecten hebben gewerkt. We proberen niet om deze termen hier in de samenvatting uit te leggen (maar zie het hoofd rapport en de Bijlagen) - maar uitsluitend om op hoofdlijnen verantwoording af te leggen over de gevolgde methodiek.

Karakterisatiefactoren

Voor deze studie hebben we gebruikt gemaakt van karakterisatiefactoren die via het ReCiPe-project zijn bepaald. Het ReCiPe-project heeft de afgelopen vijf jaar getracht om consistentie aan te brengen in karakterisatiefactoren op end-point- en mid-pointniveau. Het gevolg is een consistente set van karakterisatiefactoren waarbij de relatie tussen het stof- mid- en end-point-niveau met een consistente methodologie wordt geschetst.

Het ReCiPe-project is medio 2009 afgerond. Er vinden mogelijk nog kleine aanpassingen (errata) plaats in de bepaling van de karakterisatiefactoren. Door ons is de stand van karakterisatiefactoren op 1-11-2009 gebruikt ter bepaling van de schaduwprizen. Eventuele wijzingen na deze datum zijn *NIET* meegenomen bij de bepaling van de weegfactoren of schadekosten in dit project.

Karakterisatiefactoren kennen verschillende perspectieven, ondermeer met de tijdschaal waarin de effecten worden meegenomen. Voor de set karakterisatiefactoren hebben we gebruik gemaakt van het hiërarchische perspectief, wat als het gemiddelde kan worden beschouwd van de tijdschalen die in ReCiPe worden onderscheiden.

Preventiekosten

Preventiekosten bestaan uit het snijpunt van de marginale kostenfunctie en het beleidsdoel in het jaar waarin het beleidsdoel gerealiseerd moet zijn. In geval het beleid werkt met heffingen, is de preventiekost evenwel gelijk aan de hoogste heffing.



Tabel 4 geeft de beleidsdoelen weer die zijn gekozen.

Tabel 4 Achtergrondscenario's en beleidsdoelen voor diverse stoffen

Stof/effect	Scenario autonome ontwikkeling	Beleidsdoel
CO ₂	GE-scenario	20% emissiereductie in 2020
CFK-11	-	Verwijderingsbijdrage in Besluit verwijdering wit- en bruingoed
NO _x	GE-scenario	Verwacht NEC-doel 2020 (186 kton)
SO ₂	GE-scenario	Verwacht NEC-doel 2020 (35 kton)
NH ₃	GE-scenario	Verwacht NEC-doel 2020 (119 kton)
NMVOS	GE-scenario	Verwacht NEC-doel 2020 (143 kton)
PO ₄	-	Bestuurlijke boete meststoffenwet
N	-	Bestuurlijke boete meststoffenwet
PM ₁₀ en PM _{2,5}	-	EU-richtlijnen m.b.t. concentraties/kosten-effectiviteitstoets in NeR
Finaal afval	-	Kosteneffectiviteitstoets in ontwerp LAP
dB spoor >55	-	Geluidshinderbeleid (Euro per dB-woning)
dB weg >50		
dB vlieg >45		

Voor de kosten van de reductietechnieken bij de stoffen met vaststaande beleidsdoelen (CO₂, NO_x, SO₂, NH₃, NMVOS) is gekozen uit studies en databestanden van het ECN/MNP.

Bij preventiekosten is één van de problemen de toedeling van 'joint costs' van technieken die meer dan één stof reduceren. Deze toedeling is hier gedaan op basis van een iteratieve procedure. De toedeling van joint costs introduceert een element van willekeur in de kostenschattingen.

De preventiekosten zijn via de mid-pointkarakterisatiefactoren van ReCiPe omgewerkt tot weegfactoren. Vervolgens zijn aan de hand van deze weegfactoren ontbrekende kostenschattingen gemaakt voor stoffen waarvoor geen directe beleidsdoelen zijn geformuleerd (maar die milieukundig tot hetzelfde thema behoren). Het feit dat sommige stoffen (zoals NO_x) tot meerdere milieuthema's behoren, introduceert een ander arbitrair element in de weegfactoren en kostenschattingen van de stoffen waarvoor we niet aan de hand van de marginale kosten de preventiekosten hebben bepaald.

Schadekosten

De schadekosten zijn in deze studie bepaald met de Impact-Pathway Approach die de uitstoot van emissies via een causale link van dispersie-dose-response naar fysieke effecten leidt. Deze fysieke effecten worden vervolgens gemonetariseerd. Voor de meeste stoffen en thema's hebben we gebruik gemaakt van de Impact-Pathway Approaches zoals die in het 2008 afgeronde NEEDS-project zijn bepaald (NEEDS is een aan ExternE-gerelateerd Europees onderzoek naar de externe kosten van energiegebruik). Via NEEDS konden we fysieke impacts op de volgende end-points vaststellen:

- menselijke gezondheid (morbiditeit en mortaliteit);
- ecosystemen (biodiversiteit);
- landbouwgewassen;
- materialen en gebouwen.



Voor milieueffecten die niet via NEEDS zijn bepaald, zoals ozonlaagaantasting en eutrofiëring van zoetwater hebben we gebruik gemaakt van de Impact-Pathway Approach die in ReCiPe is ontwikkeld voor de karakterisatiefactoren op end-pointniveau. Hierbij konden we alleen fysieke effecten voor menselijke gezondheid en ecosystemen vaststellen die, in sommige gevallen, nog kon worden uitgebreid door middel van aanvullende studies.

Alle fysieke effecten zijn gewaardeerd overeenkomstig de waarden in NEEDS:

- voortijdig overlijden (chronische en acute mortaliteit) is gewaardeerd overeenkomstig de NEEDS 2008-aanbeveling met een VOLY van € 40.000 (prijzen 2000) voor chronische mortaliteit en € 60.000 (prijzen 2000) voor acute mortaliteit;
- ziekte (morbiditeit) is gewaardeerd met de waarden uit het NEEDS-project (2008);
- veranderingen in biodiversiteit zijn gewaardeerd via Kuik et al., 2008;
- effecten voor gewassen zijn gewaardeerd tegen marktprijzen;
- effecten voor gebouwen/bouwmaterialen zijn gewaardeerd tegen herstellkosten.

Tabel 5 geeft een overzicht van de benadering per thema en stof.

Tabel 5 Benadering gevolgd voor stoffen gerangschikt per milieuthema

Milieuthema	Direct geschatte stoffen	Benadering	Geschatte end-points*	Ontbrekende end-points
Klimaatverandering	CO ₂	Literatuur-analyse	HH; ES, Gew., Geb.	
Ozonaantasting	-	ReCiPe + literatuur	HH; ES, Gew.	
Fijn stofvorming (PM)	PM _{coarse} , PM _{2.5} , NO _x , SO ₂ , NH ₃	NEEDS	HH	
Fotochemische oxidantvorming	NMVOS, NO _x , SO ₂	NEEDS	HH, ES, Gew.	
Verzuring	NO _x , NH ₃ , SO ₂	NEEDS	ES, Gew., Geb.	
Eutrofiëring zoetwater	-	ReCiPe	ES	
Eutrofiëring bodems	NO _x , NH ₃ , SO ₂	NEEDS	ES, Gew.	
Humane toxiciteit	Cd, As, Ni, Pb, Hg, Cr, formaldehyde, dioxinen	NEEDS	HH	
Straling	Koolstof, cesium, jodium, waterstof, krypton, radon, thorium, uranium	NEEDS	HH, ES	Gew.
Geluid	dB	Literatuur	HH	
Landgebruik	-	ReCiPe	ES	Gew.**

Noten:

* HH = menselijke gezondheid; ES = Ecosystemen; Geb. = gebouwen; Gew. = gewassen.

** Landgebruik heeft ook invloed op gewassen aangezien de grondprijzen zullen stijgen. Daar dit effect waarschijnlijk een financiële externaliteit is, wordt deze niet in de analyse meegenomen.



Onze schattingen vertonen in een aantal gevallen andere uitgangspunten als in NEEDS of ReCiPe en zijn derhalve niet *direct* vergelijkbaar.

De schadekosten zijn via de mid-pointkarakterisatiefactoren van ReCiPe omgewerkt tot weegfactoren. Vervolgens zijn aan de hand van deze weegfactoren ontbrekende kostenschattingen gemaakt voor stoffen waarvoor geen schadeschattingen beschikbaar waren. Hierbij hebben we de relatie tussen deze stoffen gelegd op het end-pointniveau.



Afkortingenlijst

Afkortingen worden steeds toegelicht voor het eerst als ze gebruikt worden. Ter referentie is de volgende afkortingenlijst beschikbaar.

Afkorting	Betekenis
AGF	Age Group Functions
AOT 40 value	Accumulated Ozone Concentration above a Threshold of 40 ppbV
BBT	Beste Beschikbare Technieken
Bq	Becquerel
BREF	Bat Reference Document
CAFE-CBA	Cost-benefit Analysis for Clean Air for Europe (EU onderzoeksprogramma)
CASES	Cost Assessment for Sustainable Energy Systems
CBA	Cost-Benefit Analysis
CCS	Carbon capture and storage
CDM	Clean Development Mechanism
CE-method	Choice Experiment, a type of stated preferences research
CEA	Cost-Effectiveness Analysis
CFK	Gechloreerde fluor koolwaterstoffen
COI	Cost of Illnes
CPI	Consumer Price Index
CRF	Concentration Respons Functions
CV	Compensating Variation
CVM	Contingent Valuation Method
DALY	Disability-Adjusted Life Year
dB	Decibel
DPSIR	Driving Forces-Pressures-State-Impacts-Responses
DW	Disability weight
ECN	Energieonderzoek Centrum Nederland
EDP	Ecosystem Damage Potential
EESC	Effective Equivalent of Stratospheric Chlorine
EIA	Environmental Impact Assessment
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
FDA	American Food and Drug Administration
FES-gelden	Fonds Economische Structuurversterking
GDP	Gross Domestic Product
GE-scenario	Global Economy scenario
GHG	Greenhouse gasses
GWP	Global Warming Potential
HEATCO	Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment (EU-onderzoeksprogramma)
HICP	Harmonised Index of Consumer Prices
HP	Hedonic Pricing
HPM	Hedonic Pricing Method
HTP	Human Toxicity Potential
HUI	Health Utility Index
HWM	Hedonic Wages Method
IAM	Integrated Assessment Model
IIASA	Institute for Applied Systems Analysis
IMPACT	Internationalisation Measures and Policies for All external Costs of Transport (EU-onderzoeksprogramma)
IPA	Impact-Pathway Approach



Afkorting	Betekenis
IPPC-richtlijn	Integrated Pollution and Prevention Control richtlijn van de EU
KBA	Kosten-batenanalyse
LAP	Landelijk Afvalbeheerplan
LCA	LevensCyclusAnalyse
LCIA	Life Cycle Impact Assessment
LIME-model	Life Cycle Impact assessment Method based on End-point modelling
LRS	Lower Respiratory Symptoms
MACC	Marginal Abatement Cost Curve
MER	MilieuEffectRapportage
MKB	Midden- en kleinbedrijf
MKBA	Maatschappelijke Kosten-BatenAnalyse
MNP	Milieu- en Natuurplanbureau (tot april 2008)
MRAD	Minor Restricted Activity Days
MTC	Maximaal Toelaatbare Concentraties
MTR	Maximaal Toelaatbare Risico's
MVO	Maatschappelijk Verantwoord Ondernemen
NEC	National Emission Ceilings
NEEDS	New Energy Externalities Developments for Sustainability
NeR	Nederlandse emissieRichtlijn
NHM	Northern Hemispheric Modelling
NMVOC	Non-Methane Volatile Organic Compunds
NMVOS	Niet-Methaan Volatile Organische Stoffen
NOGEPA	Nederlandse Olie- en GasExploratie en ProductieAssociatie
NPV	Net Present Value
NVKL	Branchevereniging van Koudetechniek- en Luchtbehandelingsbedrijven
ODS	Ozone-Depleting Substances
OEI	Overzicht Effecten Infrastructuur
PBL	Planbureau voor de Leefomgeving (na april 2008)
PBq	PetaBequerel
PD	Population Density
PDF	Potential Disappeared Fraction of species
PPP	Purchasing Power Parity
P RTP	Pure Rate of Time Preference
QALY	Quality-Adjusted Life Year
RAD	Restricted Activity Days
REACH	Regulation, Evaluation and Authorisation of CHemicals
RGF	Risk Group Functions
RP	Revealed Preference
RWS	Rijkswaterstaat
SCBA	Social Cost Benefit Analysis
SCC	Social Cost of Carbon
SIA	Secondary Inorganic Aerosols
SNAP	Sector classification based on emission inventories
SP	Stated Preference
SRM	Source-receptor matrices
TC	Travel Cost
TCM	Travel Cost Method
TSP	Total Suspended Matter
VEDP	Value of Ecological Damage Potential
VOLY	Value of Life Year
VOC	Volatile Organic Carbon
VOS	Vluchtige Organische Stoffen
VPF	Value of Prevented Fatality



Afkorting	Betekenis
VRM	Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
VSL	Value of Statistical Life
Wgh	Wet geluidhinder
WHO	World Health Organisation
WLD	Work Loss Days
WTA	Willingness To Accept
WTM	Windrose Trajectory Model
WTP	Willingness To Pay
Wvo	Wet verontreiniging oppervlaktewateren
YLD	Years Lived with Disability
YOLL	Years Of Life Lost





Begrippenlijst

Dit onderzoek combineert milieukundige en economische kennis. Omdat deze dubbelzijdige kennis niet altijd paraat is bij de gebruikers van dit rapport volgt hieronder een afkortingen- en begrippenlijst.

Acceptatiebereidheid (ook: willingness to accept-WTA)	Minimum bedrag dat een persoon wil ontvangen in ruil voor het afstaan van een goed of dienst of voor het aanvaarden van een nadeel (bijvoorbeeld schade of hinder).
Annuitaire afschrijving	Afschrijvingsmethode waarbij de jaarlijkse last van rente en aflossing constant is over de afschrijvingsperiode.
Betalingsbereidheid (ook: Willingness to Pay (WTP))	Maximum bedrag dat een persoon bereid is te betalen om te kunnen beschikken over een goed of dienst of om een nadeel (bijvoorbeeld schade of hinder) te vermijden.
Compenserende variatie (CV)	Maatstaf voor de verandering in de welvaart van een individu ten opzichte van de oorspronkelijke (of nul-)situatie, die optreedt als gevolg van een project. De CV is het maximum bedrag dat iemand die baat heeft bij de verandering, kan worden ontnomen, zonder dat hij slechter af is dan zonder project (betalingsbereidheid); het is tevens het minimum bedrag dat de verliezer nodig heeft om bij uitvoering van het project er niet in welvaart op achteruit te gaan (acceptatiebereidheid). De CV is een maatstaf voor het consumenten-surplus (zie ook <i>Equivalentente variatie</i>).
Consumentensurplus (CS)	(Benadering voor) het maximumbedrag dat iemand (de consument) bereid is te betalen voor een goed of dienst, verminderd met het werkelijk te betalen bedrag.
Disability-Adjusted Life Year (DALY)	Het aantal gezonde levensjaren die een populatie verliest door ziekte.
Direct effect	Welvaartseffect van milieubeleid op de doelgroepen die het milieubeleid moeten treffen (zie ook <i>Indirect effect</i>).
Discontovoet	Rentevoet waarmee de contante waarde wordt berekend van geldsommen die in de toekomst betaald moeten worden of ontvangen zullen worden (zie ook <i>Maatschappelijke discontovoet</i>).
Dosis-effectrelaties	Principe uit de toxicologie dat stelt dat de kans op een schadelijk effect toeneemt naarmate er meer van een schadelijke stof wordt toegediend.
Dosis-responserelaties	Zie <i>Dosis-effectrelaties</i> .
Economies of scale	Zie <i>Schaaleffect</i> .
EcoSense	Het EcoSense model is ontwikkeld op the Universiteit van Stuttgart en modelleert de relatie tussen milieuvuiling en daardoor veroorzaakte schades in Europa. Een vereenvoudigde versie van het model is beschikbaar op internet ² .
End-point	Het uiteindelijke niveau van impacts van milieuvuiling. Meestal wordt onderscheid gemaakt tussen effecten op gezondheid, op natuur en ecosystemen, gebouwen en productie.
Equivalentiefactor	Zie <i>Karakterisatiefactor</i> .
Ex-ante	Vooraf.
Ex-post	Achteraf.

² See <http://ecosenseweb.ier.uni-stuttgart.de/index.html>.



Extern effect	Onbedoelde welvaartsveranderingen voor derden waarvoor geen compensatie wordt geboden. In formele zin: 'Een extern effect bestaat als de nuts- of productiefunctie van een economische actor (de 'ontvanger' van het effect) een reële variabele bevat waarvan de waarde afhangt van het gedrag van een andere economische actor (de 'veroorzaker' van het effect), die dit effect niet meeneemt in zijn of haar beslissingsproces.'
ExternE	Externalities of Energy. Europees onderzoeksproject dat de impact op de gezondheid en het leefmilieu kwantificeert door vervuilende stoffen te volgen vanaf de bron tot aan de impact.
Impact-Pathway Approach (IPA)	Een methode ontwikkeld binnen het ExternE-programma om de impact van verschillende milieuverontreinigende stoffen op end-pointniveau te bepalen en te moneteriseren. De belangrijkste stappen zijn het in kaart brengen van emissies, verspreiding, vaststellen van dosis-effectrelaties en de waardering van effecten.
Inkomenselasticiteit	De inkomenselasticiteit van de vraag geeft de mate weer waarin de vraag naar een bepaald goed verandert als het inkomen verandert.
Indirect effect (ook: Afgeleid effect)	Effect van het milieubeleid dat niet tot de directe effecten behoort (zie <i>Direct effect</i>).
Intern effect	Effect van milieubeleid waarvoor via transacties en prijsbepaling op markten prijzen tot stand komen die de waarde weerspiegelen die individuen aan deze effecten geven.
Karakterisatiefactor	Getal dat aangeeft hoeveel een standaardhoeveelheid van een stof bijdraagt aan een bepaald milieueffect. Hoe hoger de karakterisatiefactor, hoe sterker de bijdrage.
Kengetallen MKBA	Een snelle MKBA waarin voor de meeste effecten wordt gerekend met kengetallen.
Kosten-batenanalyse (KBA) (ook: maatschappelijke KBA, MKBA)	Opstelling van de geldwaarde van alle voor- en nadelen die alle partijen in de (nationale) samenleving ondervinden van de uitvoering van een project, aangevuld met (bij voorkeur kwantitatieve) informatie over effecten die zich niet op verantwoorde wijze in geld laten uitdrukken.
Kosteneffectiviteit	De kosteneffectiviteit is gedefinieerd als de verhouding tussen kosten en gerealiseerde effecten van de verschillende instrumenten van de overheid. Kosteneffectiviteit kan worden onderscheiden naar overheid, eindverbruikers en de maatschappij als geheel.
Kosteneffectiviteitsanalyse (KEA)	Analyse waarbij voor een aantal alternatieven of varianten van een project ofwel wordt nagegaan met welk alternatief (of welke variant) de (ééndimensionale) projectdoelstelling tegen de laagste kosten gerealiseerd kan worden, ofwel met welk alternatief of welke variant bij een gegeven kostenbudget het beste resultaat kan worden bereikt in termen van de doelstelling.
LevensCyclusAnalyse (LCA)	Levenscyclusanalyse is een analysemethode die de milieubelasting van producten en diensten over hun volledige levensloop kwantificeert. Bij een LCA worden alle milieueffecten tijdens de levensloop van een product in kaart gebracht: van grondstofwinning via gebruik tot de afvalfase. Men spreekt daarbij ook wel van het 'van wieg tot graf' in kaart brengen van de milieueffecten.

Maatschappelijke discontovoet	Discontovoet die bij KBA gebruikt wordt om de contante waarde te berekenen van de maatschappelijke kosten en opbrengsten van een project. De maatschappelijke discontovoet wijkt af van de rentevoet die wordt gebruikt bij het disconteren van particuliere investeringen. Op dit moment is door de Rijksoverheid een rentevoet voorgeschreven van 2,5% (reëel) in een risicovrije omgeving. In de praktijk kan een risico-opslag worden toegepast om rekening te houden met niet-gediversifieerde risico's.
Maatschappelijke kosten-batenanalyse	Zie <i>Kosten-batenanalyse</i> .
Mid-point	Impactcategorieën waarbij de analyse op het niveau van milieuthema's plaatsvindt. Voorbeelden van milieuthema's zijn broeikasgassen, verzuring, vermisting, verdroging, etc.
Milieuthema (ook: Environmental theme)	Thema's geïdentificeerd in het Nederlandse milieubeleid, bijvoorbeeld, klimaatverandering, verzuring, vermisting.
NEEDS	De laatste fase van het ExternE-programma, gericht op de externe kosten van energieproductie. De schadekosten ontwikkeld binnen het NEEDS-project komen, gebruikmakend van IPA- en EcoSense-modellering, vaak aan bod in het Handboek.
Netto Contante Waarde (NCW) (ook: Net Present Value, NPV)	Rentabiliteits- of besliscriterium bij kosten-batenanalyse. Het bedrag dat men verkrijgt door de contante waarde van de verwachte kosten van een investering af te trekken van de contante waarde van de verwachte opbrengsten. In een KBA wordt de NCW berekend met behulp van de maatschappelijke discontovoet. Als de NCW positief is, komt het project op economische grond voor uitvoering in aanmerking.
Normalisatie	Methode waarbij iedere effectscore wordt weergegeven als relatieve bijdrage aan de effectscore van alle ingrepen van het hele economische systeem binnen een bepaalde regio.
OEEI	Onderzoeksprogramma Economische Effecten van Infrastructuur (geïnitieerd door de Ministeries van Verkeer en Waterstaat en Economische Zaken). Het resulteerde in de OEI-leidraad.
Pareto-optimum	Een economische situatie noemt men Pareto-optimaal als de hulpbronnen en de productie in de economie zo gealloceerd zijn, dat iedere andere allocatie die voor iemand in de samenleving extra voordeel oplevert ten koste gaat van de welvaart van iemand anders.
Preventiekosten	Alle kosten die de samenleving moet maken om de gestelde milieubeleidsdoelen te halen. Het gaat hierbij meestal om investeringskosten.
Project	Een investering of verzameling onderling samenhangende investeringen, die neerkomt op (of gepaard gaat met) een overheidsinterventie in de markt. Om te voorkomen dat bij de verzameling van investeringen de winst van het ene onderdeel het verlies van een ander onderdeel verbergt, is een aanscherping gewenst. Een project is dan te omschrijven als de kleinste mogelijke verzameling van onderling samenhangende investeringen die naar verwachting technisch uitvoerbaar en economisch haalbaar is.

ReCiPe	Een Nederlands onderzoeksprogramma dat een integrale methode ontwikkelde voor LCIA. Door de combinatie van mid-point- en end-pointbenaderingen wordt een uniforme set van karakterisatiefactoren afgeleid.
Reductiekosten	Zie <i>Preventiekosten</i> .
Revealed preference (ook: revealed behaviour of gebleken voorkeur)	Een raming van de vraag die uitsluitend gebaseerd is op feitelijke waarnemingen van de wijze waarop consumenten reageren op veranderingen in prijzen en/of inkomen (zie ook <i>Stated preference</i>).
Schaaleffect	Vermindering in de gemiddelde productiekosten die op lange termijn optreedt bij schaalvergroting van de productie (bijvoorbeeld als gevolg van spillover effecten of van een betere bezetting van productiemiddelen). Schaalvoordelen zijn een belangrijke oorzaak van het bestaan van natuurlijke monopolies (economische activiteiten die het efficiëntst kunnen worden uitgevoerd door een of slechts enkele producenten).
Schadekosten	Alle schade die individuen ervaren ten gevolge van de milieuvervuiling.
Schadekostenkentallen	Kengetallen waarbij direct een link wordt gelegd tussen emissies en de bijbehorende schadekosten. In de schadekostenkentallen zit algemene informatie over verspreiding en dosis-responserelaties.
Schaduwprijs	Waarde die wordt toegerekend aan een goed of dienst, waarvoor geen prijs tot stand komt op een markt waar vraag en aanbod elkaar ontmoeten. De schaduwprijs is in principe gelijk aan de welvaartsvergroting die een extra eenheid van deze goederen of diensten kan opleveren. Vaak wordt de schaduwprijs gebruikt voor de situatie waarin vraag en aanbod naar het niet-geprijsde goed in evenwicht zouden zijn.
Sociale Discontovoet	Zie maatschappelijke discontovoet.
Stated preference (ook: stated behaviour of verklaarde voorkeur)	Methode om de vraag naar een goed of dienst te ramen die gebaseerd is op antwoorden van consumenten op vragen naar hoe ze zouden reageren in een hypothetische situatie van veranderingen in prijzen en/of inkomen (zie ook <i>Revealed preference</i>).
Verspreidingsmodel	Een model dat aan de hand van ondermeer klimatologische gegevens een relatie legt tussen de emissies en de immissies (concentratie van milieuvervuiling, ook wel <i>dosis</i> genoemd). Met een verspreidingsmodel kunnen immissies worden berekend met behulp van emissiefactoren (of kentallen), bepaald uit emissiemetingen.
Value of Life Year (VOLY)	De waarde die wordt toegekend aan een levensjaar in volledige gezondheid, veelal onthult via Stated Preferences onderzoeken. VOLY kan worden gezien als een schatting voor YOLL's of DALY's.
Weging	Methode waarbij de effectscores voor de verschillende effectcategorieën worden gewogen en daarna worden opgeteld tot één eindscore.
Willingness to Accept (WTA)	Zie <i>Acceptatiebereidheid</i> .
Willingness to Pay (WTP)	Zie <i>Betalingsbereidheid</i> .
Years of life lost (YOLL)	Het aantal verloren levensjaren in een populatie.



1 Inleiding

1.1 Inleiding

Schaduwrijzen zijn geconstrueerde prijzen voor goederen of productie-factoren die niet op markten worden verhandeld. In economische analyses wordt meestal gebruik gemaakt van marktprijzen. Echter niet voor alle goederen zijn marktprijzen voorhanden omdat er geen markten voor bestaan. Milieugoederen zijn een voorbeeld daarvan. Om toch het milieu op te nemen in economische analysetools wordt gebruik gemaakt van zogeheten schaduw-prijzen. Schaduwrijzen geven dan de maatschappelijke waarde weer die aan een goed, in dit geval milieukwaliteit, wordt gegeven.

Schaduwrijzen zijn impliciete prijzen: de prijs voor milieukwaliteit kan niet direct op de markt worden bepaald en zal dus berekend moeten worden. Er zijn grosso modo twee benaderingswijzen om schaduwrijzen voor milieu-kwaliteit te bepalen. De eerste manier gaat uit van de kosten die gemaakt moeten worden om de milieubeleidsdoelstellingen te halen. Dit wordt de preventiekostenbenadering genoemd. De tweede manier is de schadekosten-benadering die de milieukwaliteit waardeert aan de hand van een inschatting van de schade die ontstaat ten gevolge van emissies en andere aanpassingen aan het natuurlijke kapitaal. Beide benaderingen hebben hun eigen specifieke toepassingen en zijn daarom niet noodzakelijkerwijs elkaars concurrenten. Wel bestaat er veel onduidelijkheid bij gebruikers van schaduwrijzen welke set van schaduwrijzen gebruikt zou moeten worden (CE, 2007c).

Schaduwrijzen worden frequent gebruikt bij studies en praktische applicaties, zowel voor de overheid als bij het bedrijfsleven. Grofweg kan men drie gebruiksdoelen omschrijven:

1. **Kosten-batenanalyses en investeringsbeslissingen:** bij veel economische afwegingen spelen milieueffecten een belangrijke rol. Denk aan het aanleggen van een weg waarbij naast de rentabiliteit van de weg ook gekeken moet worden naar neveneffecten, zoals milieuvervuiling. Door deze milieuvervuiling te waarderen met schaduwrijzen ontstaat er een vergelijkbare eenheid met de financieel-economische gegevens en kan er beter onderbouwd een beslissing worden genomen over de wenselijkheid en richting van de investering.
2. **Weging:** bij milieukundige analyses (zoals levenscyclusanalyse of environmental impact assessment) waarbij men een weging wil tussen de verschillende milieu-impacts. Een bedrijf kan hiermee bijvoorbeeld bepalen of een laminaat koffieverpakking met aluminium milieukundig beter 'scoort' dan een plastic koffieverpakking. Een overheid kan hiermee bijvoorbeeld bepalen of recyclen van papier milieuvriendelijker is dan het verbranden van papier en het terugwinnen van de energie.
3. **Benchmarking en indicatoren:** een bedrijf, organisatie of land kan met schaduwrijzen ook worden vergeleken met andere bedrijven, organisaties of landen. Dit gebeurt door alle milieu-impacts samen te wegen met schaduwrijzen en die al dan niet te vergelijken met financiële groot-heden. Dit gebeurt bijvoorbeeld bij de Milieubarometer (CE, 1998).



1.2 Aanleiding onderzoek

Thermphos, Stimular en het Ministerie van VROM hebben CE Delft in de jaren 90 gevraagd om een set van schaduw prijzen te ontwikkelen. Deze set van schaduw prijzen, gebaseerd op preventiekosten, is zowel gebruikt ten behoeve van de Milieubarometer, bij de bedrijfsvoering van Thermphos en in diverse maatschappelijke kosten-batenanalyses (MKBAs) die zijn uitgevoerd (zie bijv. CPB, 2005).

Op dit moment zijn deze prijzen echter verouderd om een tweetal redenen. Allereerst gelden de schaduw prijzen uit 2002 uitsluitend voor de emissies die tot 2010 worden uitgestoten. Nieuwe beleidsdoelen (op het gebied van verzuring en CO₂, bijvoorbeeld) nopen tot een aanpassing van de cijfers uit 2002. Ten tweede zijn de 'oude' schaduw prijzen gebaseerd op preventiekosten terwijl financiële waardering van milieugoederen steeds meer (mede) gebaseerd wordt op schadekosten.

Thermphos, Stimular en het Ministerie van VROM hebben CE Delft daarom het afgelopen jaar elk apart verzocht of een update van de oude set van schaduw prijzen haalbaar was. Omdat er een grote mate van overlap bestond tussen de vragen van Thermphos, Stimular en het Ministerie van VROM, is besloten om net als in 2002 een gezamenlijk project te ontwikkelen, te financieren door de drie partijen. In het huidige project zijn twee nieuwe sets schaduw prijzen ontwikkeld; de één gebaseerd op preventiekosten, de ander op schadekosten.

Daarnaast bestond er bij de drie partijen een behoefte aan het ontwikkelen van een gebruikershandleiding waarin het mogelijke gebruik van schaduw prijzen in de beleids- en bedrijfspraktijk wordt toegelicht en wordt duidelijk gemaakt wanneer men schaduw prijzen gebruikt gebaseerd op preventiekosten en wanneer men schaduw prijzen gebruikt gebaseerd op schadekosten.

1.3 Doel onderzoek

Dit project heeft drieledig doel:

1. Het ontwikkelen van twee sets van schaduw prijzen, zowel gebaseerd op schadekosten als preventiekosten, aangepast aan de situatie in 2008. Deze schaduw prijzen kunnen als kentallen worden gebruikt in economische analyses zoals kosten-batenanalyses.
2. Het doorontwikkelen van deze schaduw prijsensets tot weegfactoren die gebruikt kunnen worden in milieukundige analyses, zoals levenscyclusanalyses.
3. Het ontwikkelen van een rapportage die ingaat op het gebruik van schaduw prijzen, aanbevelingen voorlegt voor de keuze tussen preventie en schadekosten en de technische achtergrondinformatie weergeeft hoe wij aan de sets van schaduw prijzen zijn gekomen.

Om deze doelen te bereiken wordt in dit project milieukundige en economische kennis rondom weging en waardering van emissies en milieugoederen gecombineerd. Milieukundige weging, zoals in de levenscyclusanalyse gebruikelijk is en financiële waardering van milieukwaliteit zijn tot dusverre twee onderzoeksvelden die grotendeels gescheiden van elkaar opereren. Het combineren van beide heeft diverse voordelen. Aan de ene kant, kan een breder palet van emissies worden gewaardeerd dan thans gangbaar is. Aan de andere kant is het, door gebruik te maken van de resultaten van economische waardering studies, mogelijk milieukundigen meer samenhang te bieden in het wegen van de uitkomsten van milieukundige analyses.



De onderhavige uitgebreide rapportage doet verslag van onze werkwijze en probeert maximale transparantie te bewerkstelligen over de aanpak die wij hebben gevolgd. Hiermee hopen wij enerzijds inzicht te geven in de gevolgde methodiek en anderzijds de gebruiker van schaduwrijzen inzicht te geven in de vraag of gebruik voor zijn doeleinden geëigend is.

1.4 Relatie met andere onderzoeken

Dit onderzoek combineert recente onderzoeksresultaten uit drie stromingen om zo tot een zo consistent mogelijke schatting te komen van de financiële waardering voor milieukwaliteit die gebruikt kan worden in zowel financieel-economische analyses (als MKBAs) of bij milieukundige analyses als weegmethode (zoals bij LCAs of EIAs). De drie stromingen zijn als volgt weer te geven:

- a Het ontwikkelen van karakterisatiefactoren en weegsets ten behoeve van LevensCyclusAnalyses (LCAs), zoals in het ReCiPe-project.
- b Het financieel waarderen van milieukwaliteit, zoals in Europa rondom de ExternE-gerelateerde onderzoeken (NEEDS/CASES/MethodEx), het transporthandboek IMPACT en (on-going) EXIOPOL.
- c Handleidingen rondom kosten-batenanalyses, zoals in Nederland de OEI, de aanvulling natuurwaardering en de Leidraad MKBA in het milieubeleid.

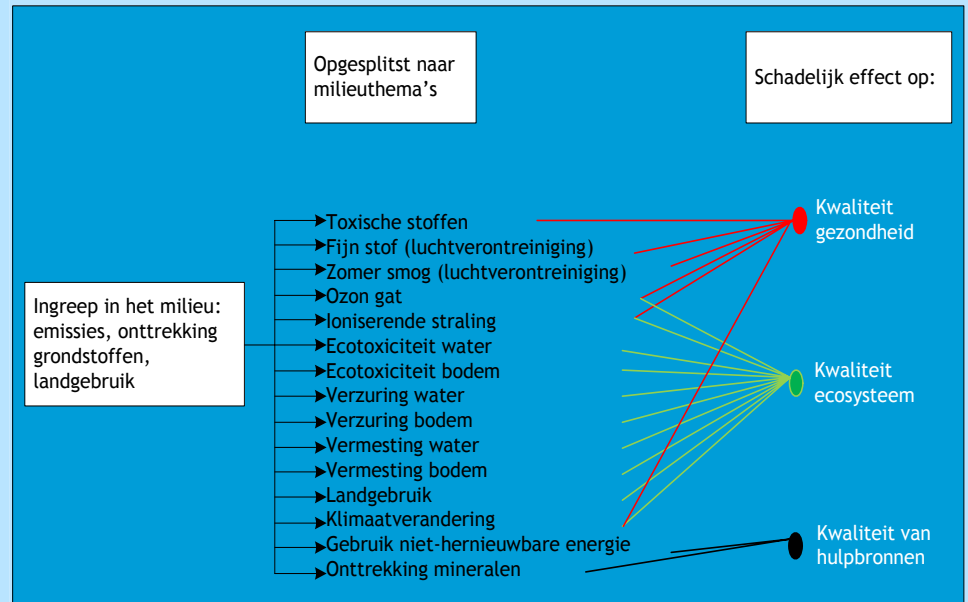
Ad a): Sinds de jaren 90 is een deel van het milieuonderzoek besteed aan het vergelijkbaar maken van diverse milieugevaarlijke stoffen. Dit gebeurt aan de hand van karakterisatiefactoren, normalisatie en weging. Karakterisatiefactoren zijn getallen die aangeven hoeveel een standaardhoeveelheid van een stof bijdraagt aan een bepaald milieueffect. Hoe hoger de karakterisatiefactor, hoe sterker de bijdrage. De stof methaan heeft bijvoorbeeld een hogere karakterisatiefactor voor het milieueffect 'broeikasewffect' dan de stof koolstofdioxide. Dat houdt in dat een kilo methaan de aarde sterker doet opwarmen dan een kilo koolstofdioxide (zie ook Box 1). Soms wordt de karakterisatie aangevuld met normalisatie en/of weging. In de normalisatie wordt iedere effectscore weergegeven als relatieve bijdrage aan de effectscore van alle ingrepen van het hele economische systeem binnen een bepaalde regio. Dat verduidelijkt de betekenis van de effectscores ten opzichte van elkaar. Bij de weging worden de effectscores voor de verschillende effectcategorieën gewogen opgeteld tot één eindscore. Dat maakt het gemakkelijker twee productalternatieven te vergelijken.

Karakterisatiefactoren zijn in Nederland ontwikkeld op het zogeheten mid-pointniveau door het CML (Guinee et al., 2002) en voor het end-pointniveau door PRÉ Consultants (PRÉ, 2000). In het onlangs afgeronde ReCiPe-project (Goedkoop et al., 2009) zijn de uitgangspunten van beide benaderingen in lijn met elkaar gebracht en is een uniforme set van karakterisatiefactoren ontwikkeld voor zowel mid-pointniveau als end-pointniveau (zie verder paragraaf 2.4). Deze set is gebruikt in het onderhavige project. Schaduwrijzen kunnen dan worden gezien als één van de weegmethoden om resultaten op mid- en end-pointniveau vergelijkbaar te maken en op 1 noemer te brengen. Daarnaast zijn de end-pointwaarderingen in ReCiPe gebruikt om voor een paar milieuthema's de bijbehorende schadekosten te bepalen.



Box 1: Effectbeoordeling en karakterisatie in LCA

Het beoordelen van de milieueffecten van bepaalde producten wordt ook wel LCIA (Life Cycle Impact Assessment) genoemd. In de effectbeoordeling staat de karakterisatie centraal. In de karakterisatie worden de ingrepen vermenigvuldigd met de bijbehorende karakterisatie-factoren. Daardoor ontstaat per ingreep een beeld van de bijdrage aan één of meer effect-categorieën. Per effect-categorie kunnen deze bijdragen worden opgeteld. Dat levert voor iedere effect-categorie één effect-score op. De lijst met effectscores geeft een beeld van de milieueffecten van het product. Deze lijst wordt het milieuprofiel van het product genoemd.



Bron: RIVM (2009a).

Ad b): Sinds 1991 wordt in het ExterneE-project geprobeerd de externe kosten van energieproductie te schatten. Tot op heden zijn bij dit netwerk ruim 50 onderzoeksteams uit meer dan 20 landen betrokken geweest. Het project NEEDS (New Energy Externalities Developments for Sustainability), een onderzoeksproject van de Europese Commissie uit 2004-2008, is het meest recente onderzoek dat in dit kader is uitgevoerd. Ondanks problemen en onzekerheden is ExterneE een gewaardeerde bron geworden voor methoden en resultaten van schattingen van externaliteiten³.

Een overeenkomstig door Europa gefinancierd onderzoeksproject was CASES (Cost Assessment for Sustainable Energy Systems)⁴. Het belangrijkste doel van CASES (afgerond in 2008) was het opstellen van coherente en gedetailleerde schattingen voor zowel externe als interne kosten van energieproductie voor de EU en een aantal niet-EU-landen bij verschillende energie-scenario's tot aan 2030.

Voor het vaststellen van schaduwprizen gebruiken we in dit project een Excel-toepassing die door de universiteit van Stuttgart is ontwikkeld in het kader van NEEDS/CASES. Deze Excel-toepassing werkt met invoer van het ecologisch-economisch model van EcoSense.

³ Zie voor meer informatie <http://www.externe.info>.

⁴ Zie voor meer informatie <http://www.feem-project.net/cases/>.

Een derde belangrijk project, gedeeltelijk uitgevoerd door dezelfde instituten die de projecten NEEDS en CASES hebben uitgevoerd, was MethodEx⁵. Dit project (2004-2006) richtte zich op de externe kosten van vervuiling uit andere sectoren dan de elektriciteitsproductie, zoals industrie, land- en tuinbouw en afval. In ons rapport verwijzen we niet rechtstreeks naar de resultaten van MethodEx omdat het werk dat is uitgevoerd in MethodEx in sterke mate betrekking heeft op dezelfde bronnen als het werk uitgevoerd in het NEEDS-project en de Excel-toepassing die is ontwikkeld in het MethodEx-project is minder uitgebreid en actueel dan de toepassing die is ontwikkeld in het NEEDS-project.

Voor de transportsector is een specifieke schatting van de externe kosten uitgevoerd onder de naam IMPACT (Internationalisation Measures and Policies for All external Cost of Transport (CE, 2008b)). IMPACT laat zien hoe externe kosten van transport kunnen worden geschat, hoe ze kunnen worden gebruikt voor het prijsbeleid in de EU-lidstaten en wat de gevolgen van een dergelijk beleid waarschijnlijk zullen zijn. We hebben de resultaten uit het IMPACT-onderzoek een aantal keren toegepast, vooral voor het differentiëren van de schadekosten volgens verschillende lokale omstandigheden.

Momenteel worden in een groot 6^{de} raamwerkprogramma onder de naam EXIOPOL schattingen van externe kosten onderzocht die een aanvulling kunnen betekenen voor het NEEDS/CASES-raamwerk.⁶ Aangezien dit programma nog niet is voltooid, dient voorzichtig te worden omgegaan met de voorlopige onderzoeksresultaten. We hebben informatie uit dit project voornamelijk gebruikt om onze eigen bevindingen en schattingen te verfijnen.⁷

Ad c): In Nederland is er, in navolging van het aanleggen van de Betuwelijn waarin diverse kosten-batenanalyses elkaar tegenspraken, veel aandacht geweest voor het harmoniseren van de uitgangspunten en werkwijzen waaronder een maatschappelijke kosten-batenanalyse wordt uitgevoerd. Dit heeft in 2000 geresulteerd in de OEI-richtlijn (Eijgenraam et al., 2000). Voor effecten op natuur (natuurinclusieve MKBAs) is er in 2004 een aparte aanvulling verschenen op de OEI-leidraad (Ruijgrok et al., 2004). Omdat deze effecten vaak moeilijk apart te bepalen zijn is er in 2006 een kentallenhandboek natuurwaardering verschenen (Ruijgrok et al., 2006). In 2007 is er een Leidraad MKBA in het milieubeleid verschenen (CE, 2007c). Het huidige rapport kan worden beschouwd als een kentallenhandboek voor milieuwaardering en vormt dus een praktische extensie op de Leidraad MKBA in het milieubeleid.

1.5 Afbakening

Dit onderzoek presenteert sets van schaduwprizen en weegfactoren die gebruikt kunnen worden als kengetallen in een reeks van economische en milieukundige analyses. Deze schaduwprizen zijn gemiddelde waarden voor emissies uit Nederland, afkomstig uit onbekende bron, in 2008. Er worden binnen dit project richtlijnen ontwikkeld *welke* set van schaduwprizen of weegfactoren gebruikt dienen te worden, afhankelijk van de gebruikersvraag, in deze analyses. De analysetools die onderscheiden worden zijn: externe

⁵ Zie voor meer informatie: <http://www.methodex.org/>.

⁶ Zie voor meer informatie: <http://www.feem-project.net/exiopoli/index.php>.

⁷ In de toekomst zou informatie van EXIOPOL kunnen worden gebruikt voor het schatten van bijvoorbeeld schadekosten door eutrofiëring.



kostenschattingen en kosten-batenanalyses, levenscyclusanalyses en benchmarkinganalyses. Het onderzoek omvat evenwel geen gebruikershandleiding hoe deze tools dienen te worden opgezet. Derhalve komen typische vraagstukken die in deze analyses spelen (zoals systeemaftakking, gevoeligheidsanalyses, verdelingseffecten, allocatievraagstukken, etc.) hier niet aan bod. Voor kosten-batenanalyses verwijzen wij naar de OEI-richtlijnen (Eijgenraam et al., 2001) en de leidraad Milieubeleid in een MKBA (CE, 2007c). Voor levenscyclusanalyses verwijzen wij naar Guinee et al. (2002).

Dit onderzoek is ook geen tekstboek voor waardering van milieugoederen of een tekstboek voor weging van milieu-impacts. Het doel van dit onderzoek is om te komen tot twee sets van schaduw prijzen en weegfactoren die praktisch kunnen worden gebruikt. Deze inschatting is door CE Delft gedaan op basis van de best mogelijke wetenschappelijke inzichten. We richten ons daarbij op wat op dit moment als *mainstream* kan worden beschouwd in de wetenschap rondom waardering, karakterisatie en weging - met een lichte voorkeur voor wat *recent* is. Er bestaan derhalve *andere* methodes van waardering en weging die hier wel zullen worden benoemd (en van een referentie worden voorzien) maar waarbij wij slechts in beperkte mate de discussie zullen aangaan of de door ons gekozen methode beter is. Aangezien de literatuur rondom waardering en weging zeer uitgebreid zijn zou het ook niet doenlijk zijn om alle gevolgde methoden samen te vatten. De gebruiker van de schaduw prijzen of weegfactoren die in dit Handboek worden ontwikkeld dient derhalve zelf een afweging te maken of de hier gepresenteerde cijfers te verkiezen zijn boven cijfers die in andere publicaties vermeld zijn.

De schaduw prijzen worden in dit onderzoek uitgedrukt in €/kg emissie, tenzij anders aangegeven. De schaduw prijzen zijn bepaald als gemiddelde waarden voor Nederland. De keuze of deze gemiddelde waarden kunnen worden gebruikt in een tool, zoals kosten-batenanalyse of levenscyclusanalyse, moet steeds door de gebruiker van schaduw prijzen worden beantwoord. Aangezien de rechtvaardiging van deze keuze steeds zal afhangen van de specifieke vraag waarvoor schaduw prijzen worden gebruikt, kan de vraag of het gebruik van nationale cijfers gerechtvaardigd is, niet door ons worden beantwoord in dit onderzoek. Lokale omstandigheden zoals bevolkingsdichtheid, reeds aanwezige vervuiling en lokaal geldende grenswaarden kunnen ervoor zorgen dat de hier gepresenteerde cijfers niet altijd goed toepasbaar zijn op de lokale schaal (bijvoorbeeld gemeente of provincie). Neveneffecten in andere landen, zoals ontwikkelingslanden, kunnen met deze schaduw prijzen ook niet worden bepaald. Tot slot hangt het gebruik van schaduw prijzen ook sterk af van de bron van vervuiling: transportemissies kennen bijvoorbeeld een veel hogere schade aan de menselijke gezondheid dan de gemiddelde emissies doordat de emissie op lage hoogte plaatsvindt. Gebruik van deze gemiddelde waarden om de schade van transportemissies te bepalen zal daarom zeker leiden tot een onderschatting. Omdat we deze zaken wel van belang achten bij het gebruik van schaduw prijzen geven we in dit Handboek wel methoden aan op welke manier de hier gepresenteerde cijfers kunnen worden omgerekend als nationale gemiddelden niet voldoen. De omrekening zelf vormt echter geen deel van dit onderzoek.

De hier gepresenteerde schaduw prijzen en weegfactoren worden (uiteindelijk) steeds weergegeven als centrale waarden. We beseffen terdege dat dit een schijnzekerheid impliceert. De schaduw prijzen zelf zijn bepaald aan de hand van een veelvoud van onzekere factoren. De formele behandeling van onzekerheid in dit onderzoek (zie paragraaf 5.7) laat zien dat de variatie zeer groot is - dermate groot het gebruik van schaduw prijzen op het eerste gezicht moet worden ontraden. Dit geldt niet alleen voor de prijzen hier ontwikkeld



maar ook voor andere waarderings- of weegmethoden van milieugoederen (al voeren die meestal geen formele behandeling van onzekerheid uit). Het is hierbij echter kiezen tussen twee kwaden: of men gebruikt geen schaduw-prijzen met als consequentie dat financiële cijfers niet kunnen worden vergeleken met de milieu-impacts en de milieu-impacts onderling niet kunnen worden gewogen, of men gebruikt ze wel maar erkent dat de uitkomsten onzeker zijn. Deze keuze zal mede afhangen van de vraag voor welk doel men de schaduwprizen gebruikt en welke zekerheid men aan de eindresultaten wil geven. In sommige gevallen kunnen gevoeligheidsanalyses behulpzaam zijn bij het inzichtelijk maken van die onzekerheid.

1.6 Leeswijzer

Dit rapport vormt een wetenschappelijk verantwoording van de bepaling en gebruik van schaduwprizen in toegepast economisch en milieukundig onderzoek. De voornaamste doelgroep van deze handleiding zijn derhalve onderzoekers die schaduwprizen gebruiken in hun analyses, zoals kosten-batenanalyses of bij weging van milieu-impacts.

Naast de hier voorliggende wetenschappelijke verantwoording zijn er meer praktische handleidingen geschreven voor toepassing van schaduwprizen binnen de organisaties die dit onderzoek mogelijk hebben gemaakt.

De indeling van dit wetenschappelijke rapport is als volgt. Hoofdstuk 2 schetst het conceptuele kader van dit onderzoek en legt de relatie tussen waardering en weging. Hoofdstuk 3 gaat in op de bepaling van de schaduwprizen. We onderscheiden in dit hoofdstuk twee benaderingswijzen: schaduwprizen via de preventiekosten en schaduwprizen via de schadekosten. Hoofdstuk 4 bepaalt vervolgens de schaduwprizen op basis van preventiekosten. Hoofdstuk 5 geeft de schaduwprizen op basis van schadekosten. Hoofdstuk 6 gaat in op het gebruik van schaduwprizen voor weging en drie verschillende weegsets voor schaduwprizen op mid-points zullen worden ontwikkeld. Hoofdstuk 7 bediscussieert het gebruik van schaduwprizen in de praktijk en komt met aanbevelingen welke set van schaduwprizen voor welke toepassing gebruikt kunnen worden.

De uitgebreide Bijlagen bevatten gedetailleerde informatie hoe wij tot de schaduwprizen zijn gekomen. Daar deze informatie te omvangrijk is en de leesbaarheid van het rapport ernstig zou schaden, hebben wij besloten om dit in de Bijlagen te verwerken.

Er is tevens een Engelse versie van dit document beschikbaar.

1.7 Verantwoording

1.7.1 Methodiek beschrijving

Zowel bij het bepalen van de schadekosten als de preventiekosten is er uitsluitend gebruik gemaakt van bestaande modellen en studies. Er zijn geen nieuwe waarderingsstudies uitgevoerd aan de hand van, bijvoorbeeld, vragenlijsten. Voor de preventiekosten is naast bestaande studies tevens gebruik gemaakt van een uitgebreide dataset die is gebruikt in de MKBA voor de verzuringsplafonds (CE, 2008) die gebaseerd is op de dataset ontwikkeld in het zogenoemde 'Optiedocument energie en emissies 2010/2020' (ECN/MNP, 2006). Voor de schadekosten is naast literatuurstudies gebruik gemaakt van de



Exceltool die in NEEDS is ontwikkeld. De aanpak is per gevonden schaduwprijs steeds in detail beschreven in de Bijlagen.

1.7.2 Eenheden schaduwrijzen

De schaduwrijzen die worden weergegeven in dit rapport hebben betrekking op emissies van milieubelastende stoffen in 2008 vanaf Nederlands grondgebied. De schaduwrijzen worden weergegeven in €/kg emissie in het prijspeil van 2008 (veelal afgekort als €₂₀₀₈).

De schaduwrijzen zijn gemiddelde waarden voor Nederland en kunnen variëren door lokale omstandigheden en de aard van de uitstoot van emissies (hoge of lage schoorstenen, etc.). Deze variaties worden in dit rapport benoemd en soms aan de hand van een voorbeeldtabel toegelicht. Er wordt echter geen algemene methodiek ontwikkeld hoe deze schaduwrijzen zijn om te rekenen naar schaduwrijzen afhankelijk van de bron en locatie van uitstoot.

Effecten op inwoners uit andere landen zijn gewaardeerd tegen de dezelfde waarde als de inwoners van Nederland. Emissies hebben niet alleen effecten nu, maar ook in de toekomst. Deze toekomstige effecten zijn soms reeds impliciet verdisconteerd in de waardering.⁸ Indien toekomstige effecten werden berekend, zijn ze berekend met een risicovrije discontovoet van 2,5% zonder risico-opslag.

1.7.3 Afronding schaduwrijzen

De hier gevonden schaduwrijzen zijn slechts minimaal afgerond tot een zwevendekommagetal met drie decimalen.⁹ Een dergelijke mate van precisie levert een schijnzekerheid op in de huidige rapportage. Omdat deze schaduwrijzen evenwel verder gebruikt worden in, bijvoorbeeld, kosten-batenanalyses waarbij de hier gevonden waarden gemakkelijk met een miljoen of meer vermenigvuldigt gaan worden, hebben wij gemeend de keuze van afronding over te laten aan de gebruiker van onze schaduwrijzen. In een MKBA dient derhalve, in de eindtabel van kosten en baten, de onderzoeker een keuze te maken tot welk niveau hij de gevonden waarderingen wilt afronden. Wij hebben gemeend dat het meer overeenkomstig het gebruik van de schaduwrijzen is als wij niet zelf al een afronding bepalen die wij verantwoord achten.

1.7.4 Begeleiding

Begeleiding van dit onderzoek was in handen van de opdrachtgevers:

- Dirk den Ottelander en Jacquelin Wijkhuijs (Thermphos).
- Rutger Pol (Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu, VROM).
- Adriaan van Engelen en Marc Herberigs (Stichting Stimular).

⁸ Een voorbeeld is de vraag via enquêtes hoe veel mensen het waard is als ze aan het einde van hun leven zes maanden langer zouden leven. Deze vraag veronderstelt reeds een impliciete verdiscontering omdat mensen hun huidige waarde moeten geven.

⁹ Het zwevendekommagetal van drie decimalen impliceert dat de getallen reeks 1260;126;12,6;1,26;0,126;0,0126 dezelfde precisie oplevert.



Eerdere versies van dit onderzoek zijn gereviewed door een expertcommissie. In de expertcommissie hadden zitting:

- Dr. Rob Aalbers (Centraal Planbureau, CPB).
- Drs. Luke Brander (Instituut voor Milieuvraagstukken, IVM).
- Dr. Reinout Heijungs (Centrum Milieukunde Leiden, CML).
- Dr. Arjan Ruijs (Planbureau voor de Leefomgeving, PBL).

Wij zijn zowel de begeleiders als de experts zeer erkentelijk voor de door hen geleverde inspanningen. Uiteraard dragen wij zelf verantwoordelijkheid voor de hier gepresenteerde resultaten.

1.7.5 Expertise

Niet alles hebben wij kunnen achterhalen uit de literatuur. Wij hebben bij het uitwerken van de vele vragen in dit onderzoek gebruik gemaakt van informatie van de diverse (internationale) experts op dit gebied, veelal via e-mail. In het kader van dit onderzoek zijn de volgende personen vragen voorgelegd op deelgebieden:

- Dr. P. Preiss (Institute of Energy Economics and the Rational Use of Energy (IER), Stuttgart).
- Dr. Simone Tilmes (The National Center for Atmospheric Research, Boulder, USA).
- Prof. Ståle Navrud (Agricultural University of Norway).
- Drs. Laurant van Oers (Centrum Milieukunde Leiden).
- Dr. Ir. Onno Kuik (Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam).

Wij danken hun voor hun bereidwilligheid om onze vragen te beantwoorden en met ons uitgangspunten te bediscussiëren - uiteraard dragen zij op geen enkele manier verantwoordelijkheid voor de hier gepresenteerde resultaten.



2 Conceptueel kader onderzoek

2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk geven we het conceptueel kader voor dit onderzoek. We leggen hierbij een relatie tussen het economische en milieukundige analysekader dat onderdeel vormt voor bepaling van de schaduwrijzen en het gebruik van schaduwrijzen bij analyses zoals levenscyclusanalyse en MKBAs. Allereerst geven we in paragraaf 2.2 aan dat schaduwrijzen een dubbel gebruiksdoel kennen: waardering en weging. Vervolgens geven we in paragraaf 2.3 de theoretische uitgangspunten weer voor het bepalen van schaduwrijzen. De economische theorie voor het gebruik van schaduwrijzen wordt behandeld en de twee routes (via preventie- en schadekosten) om tot een set van schaduwrijzen te komen wordt geïntroduceerd. In paragraaf 2.4 wordt de milieukundige kant van de zaak belicht. Hier zal de karakterisatie en weging van emissies en milieu-impacts aan bod komen en zal worden beargumenteerd dat schaduwrijzen kunnen worden gebruikt voor weging. In paragraaf 2.5 wordt de samenhang tussen weging en waardering behandeld en wordt de onderliggende filosofie van het onderhavige Handboek verhelderd.

Hoewel dit hoofdstuk het conceptuele kader weergeeft voor dit project worden hier *niet* de methodes behandeld om tot waardering van milieu-goederen te komen (anders dan op zeer oppervlakkige wijze). De methodes om te waarderen via schadekosten komen aan bod in hoofdstuk 3. De methodes om te waarderen via preventiekosten komen aan bod in hoofdstuk 4.

2.2 Gebruik van schaduwrijzen

Schaduwrijzen zijn in dit rapport op te vatten als hypothetische prijzen voor schaarse milieugoederen¹⁰. Schaduwrijzen worden gebruikt als hulpmiddel in een scala van besluitvormingsprocessen, vooral op het niveau van overheden en bedrijven.

Schaduwrijzen kunnen worden toegepast op emissies, vervuiling, milieueffecten en milieukwaliteit. In dit onderzoek berekenen we schaduwrijzen voor emissies. Om die te bepalen zullen we echter in een aantal gevallen ook de relatie moeten leggen tussen emissies, vervuiling, milieueffecten en milieukwaliteit. In de economische introductie (paragraaf 2.3) zullen we vaak spreken over milieukwaliteit als de inverse van vervuiling. Dit is algemeen taalgebruik in de economie maar geeft niet helemaal getrouw de relatie tussen vervuiling en milieukwaliteit weer.

¹⁰ 'Hypothetisch' in de zin dat deze prijzen geacht worden tot stand te komen als er markten voor milieugoederen en -diensten zouden zijn.



Schaduw prijzen kunnen in de praktijk op twee manieren een bijdrage leveren aan het besluitvormingsproces¹¹:

- In analyses van de maatschappelijke effecten van investeringsbeslissingen kunnen naast financiële grootheden ook milieueffecten meegenomen worden omdat zij, met behulp van schaduw prijzen, een financiële waarde krijgen. Een voorbeeld hiervan is de uitvoering van Maatschappelijke Kosten-BatenAnalyses (MKBAs). Het doel hierbij is primair **waardering**: een manier om de milieueffecten te vergelijken met andere financiële grootheden om zo tot een integrale afweging te komen van alle effecten die een rol spelen bij een (investerings)beslissing.
- In milieukundige analyses kunnen de diverse geïdentificeerde milieueffecten gewogen worden met behulp van schaduw prijzen. Het gaat hier om LevensCyclusAnalyses (LCAs), Environmental Impact Assessments (EIAs) of benchmarks. Het doel is hier primair milieukundige weging: een manier om de diverse milieueffecten onderling met elkaar te vergelijken.

Waardering van milieueffecten met schaduw prijzen vindt in principe plaats in iedere MKBA die wordt uitgevoerd waarbij ook de externe effecten worden gemonetariseerd. Zo zijn schaduw prijzen de afgelopen jaren gebruikt bij MKBAs rondom wind op zee (CPB, 2005) of bij de effecten van de REACH-richtlijn in Europa (Witmond et al., 2004). Een probleem daarbij is evenwel, dat de diverse MKBAs onderling verschillen in de manier *waarop* de milieueffecten financieel worden gewaardeerd. Een belangrijk doel van het huidige onderzoek is dan ook om met richtlijnen te komen hoe financiële waardering zou moeten plaatsvinden en met kentallen te komen waarmee de financiële waardering kan plaatsvinden.

Weging van milieueffecten vindt soms plaats als laatste stap in een LCA om de resultaten in een uniform cijfer samen te vatten. Er zijn verschillende weegmethodes voorgesteld in de literatuur, ondermeer gebaseerd op 'distance to target' (Adriaanse, 1993) of expert-panels (Huppel et al., 2003). Geen van de weegmethodes is evenwel om de effecten financieel te waarderen (zie Davidson en Wit, 2002 of Steen, 1999). Financiële waardering als weegmethode is frequent toegepast bij diverse LCAs en bij concrete rekentools als de Milieubarometer (voor het midden- en kleinbedrijf) en GreenCalc (voor het vergelijken van gebouwen qua milieuprestatie).

2.3 Welvaarttheoretische uitgangspunten van gebruik bij waardering

Waarderen van milieukwaliteit betekent dat de waarde die milieukwaliteit heeft voor de samenleving in geld wordt uitgedrukt. Omdat de waarde voor milieukwaliteit in veel gevallen niet direct valt te bepalen (bijvoorbeeld via marktprijzen) dient deze te worden berekend.

De onderzoekstraditie van het financieel waarderen van milieueffecten voert terug op de jaren 30 toen burgers in de Verenigde Staten compensatie eisten (via de rechterlijke macht) van de zwaveldioxide-emissies van een Canadees mijnbouwbedrijf (Read, 1963). In de jaren 60 werd waardering van milieueffecten in Nederland voor het eerst toegepast in de academische wereld op het thema geluidshinder (zie Opschoor en Jansen, 1968). Sindsdien heeft waardering zijn vaste plaats verworven binnen het milieueconomische onder-

¹¹ Dit onderscheid is gericht op het gebruik van schaduw prijzen en niet zozeer op de substantie: in principe is waardering namelijk ook een vorm van weging: prijzen geven namelijk aan hoe het maatschappelijke nut van een bepaald goed zich verhoudt tot het nut van een ander goed.



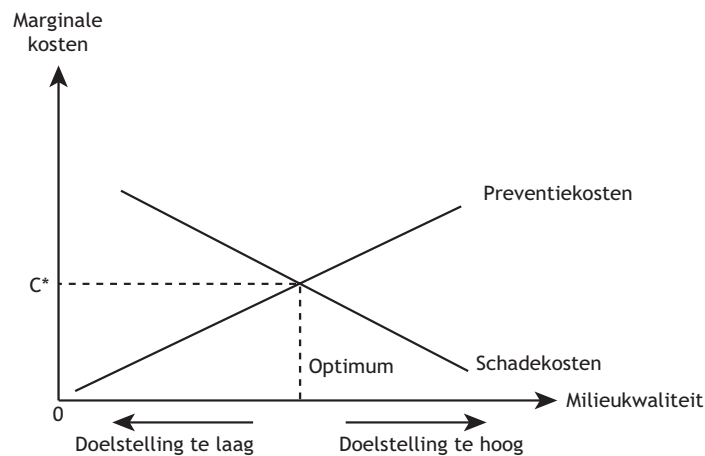
zoek en is er zowel veel aan methodiekontwikkeling gedaan als aan praktische waarderingsstudies (Hoevenagel en De Bruyn, 2008).

2.3.1 Evenwichtsprijs

Vanuit economisch oogpunt kunnen de meeste milieudiensten niet worden geleverd op basis van marktmechanismen. We kunnen niet naar de supermarkt voor schone lucht, biodiversiteit of bescherming tegen milieurisico's. Zulke diensten zijn echter schaars, aangezien de beschikbaarheid van milieudiensten beperkt is en onze consumptie- en productieprocessen gevolgen hebben voor hun beschikbaarheid (Hueting, 1980). In economische termen kunnen we spreken van het bestaan van negatieve externaliteiten: neveneffecten van productie en consumptie die invloed hebben op het welzijn van anderen zonder dat financiële compensatie wordt betaald voor het verlies van welzijn¹².

Het is interessant om ons eens voor te stellen dat er wel een markt was voor milieudiensten. Hoeveel schone lucht zouden we dan kopen? Volgens de gewone economie zou de samenleving uitkomen op een punt waar de voordelen van een extra eenheid schone lucht gelijk zijn aan de kosten van een extra eenheid vervuilingsreductie. Met andere woorden, zodra het reduceren van vervuiling duurder wordt dan de waarde die we toekennen aan schone lucht, hebben wij het 'optimale' vervuilingsniveau bereikt (Pareto-optimaliteit in economisch jargon). De bijbehorende marginale kosten worden de *evenwichtsprijs genoemd* voor deze categorie milieueffecten. Ze geven aan welke waarde de maatschappij toekent aan dit soort milieueffect. Dit punt wordt in Figuur 1 aangegeven met C^* . Op dit punt zijn de marginale reductiekosten gelijk aan de marginale schadekosten door vervuiling.

Figuur 1 Optimaal vervuilingsniveau en bijbehorende evenwichtschaduwprijs volgens de economische theorie



NB: Milieukwaliteit moet hier worden opgevat worden als het omgekeerde van vervuiling.

¹² In formele economische termen uitgedrukt zijn externaliteiten aanwezig als: (a) de voorzieningen of productiefuncties van sommige actoren echte (niet financiële) variabelen omvatten waarvan de waarden bepaald worden door anderen die geen rekening houden met de overeenkomstige welzijns effecten; en (b) de veroorzaker van het negatieve (positieve) extern effect geen compensatie betaalt aan de slachtoffers (ontvangt van de begunstigten) gelijk aan hun verlies (winst) in welzijn (Baumol and Oates, 1988). Andere beperkende voorwaarden worden soms toegevoegd door het vaststellen van externaliteiten (Mishan 1981, p. 393), zoals (c) de activiteit die de externaliteit veroorzaakt is niet verboden door de wet en (d) het welzijnsverlies voor het slachtoffer is niet het gevolg van emoties (zoals jaloezie of haat) die als moreel twijfelachtig worden beschouwd.

Merk op dat met verbeteringen in de kwaliteit van het milieu de marginale reductiekosten toenemen; dit weerspiegelt de algemene tendens dat aan het begin van het proces van verminderde vervuiling minder dure technologieën kunnen worden gebruikt. Ook worden technologieën efficiënter vanwege schaalvoordelen en technologisch vooruitgang (leercurves). De marginale schadekosten in Figuur 1 kunnen worden gezien als proxy voor de marginale baten voor de samenleving in verband met een betere kwaliteit van het milieu. De dalende trend illustreert het afnemende marginale nut ontleend aan verbeteringen in milieukwaliteit.

Het is goed voor te stellen dat dit optimale vervuilingsniveau en de bijbehorende evenwichtsprijs uiteenlopen voor verschillende vervuilende stoffen. Allereerst omdat de kosten voor het verminderen van de vervuiling verschillen voor de milieueffectcategorieën. Het is bijvoorbeeld veel goedkoper om SO₂-emissies, die zure regen veroorzaken, met 20% te verminderen dan CO₂-emissies, die gevolgen hebben voor de klimaatverandering. Dit houdt verband met de kosten van de desbetreffende reductietechnologieën. In de tweede plaats doordat de maatschappij verschillende milieueffecten verschillend waardeert. Aangezien het broeikaseffect veel ernstiger gevolgen kan hebben voor de economie en de menselijke gezondheid, zou het beperken van CO₂-emissies een grotere maatschappelijke waarde kunnen hebben dan het verminderen van SO₂-emissies. De consequentie van deze (hypothetische) redeneringen zou zijn dat de maatschappij meer waarde hecht aan extra CO₂-emissies dan aan extra SO₂-emissies¹³.

2.3.2 Schaduwrijzen

De evenwichtsprijzen geven de werkelijke economische waarde van vervuiling *als alle externaliteiten geïnternaliseerd zouden zijn*. Hoewel deze prijzen in principe ontwikkeld zouden kunnen worden en worden gebruikt voor het waarderen van emissies, is dit niet gedaan. De belangrijkste reden is dat dergelijke prijzen alleen de externe kosten voor de maatschappij van een bepaald project weergeven *indien* op dat moment sprake is van een optimaal vervuilingsniveau. Hoe meer echter de actuele situatie afwijkt van de optimale, hoe onjuister de schattingen van de extra kosten worden. In de meeste gevallen is de actuele milieukwaliteit niet optimaal als gevolg van een gebrek aan (effectief) milieubeleid.

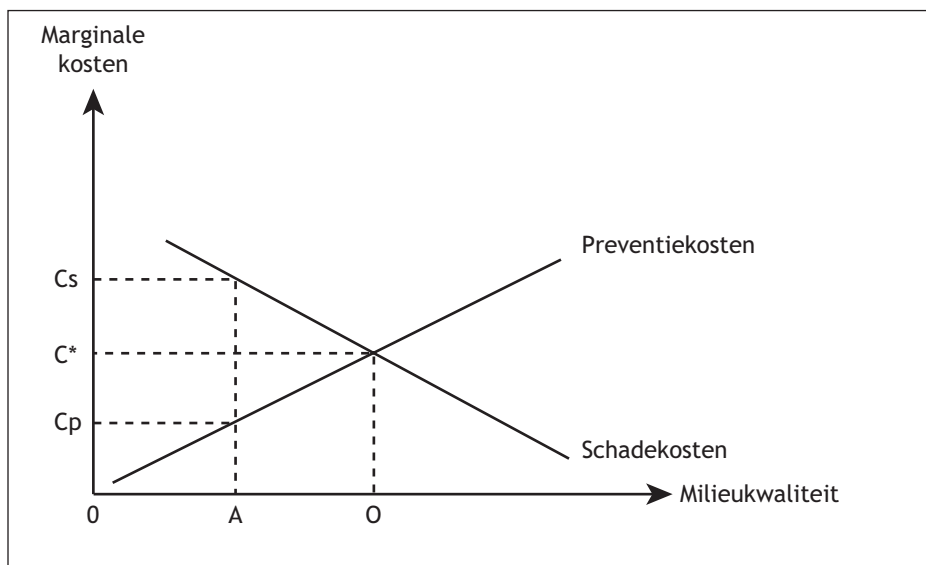
In Figuur 2 zien we dat de actuele milieukwaliteit zich bevindt bij A als gevolg van milieubeleid met marginale kosten Cp. Het actuele niveau van de milieukwaliteit (hier geïnterpreteerd als het omgekeerde van vervuiling) ligt beneden het optimale niveau bij O. De marginale schadekosten horend bij de actuele situatie liggen daardoor bij Cs. Aangezien niet alle externaliteiten zijn geïnternaliseerd, kunnen we in dit geval de *schaduwrijzen* afleiden. Een schaduwprijs kan worden gedefinieerd als de oneindig kleine verandering langs de objectieve functie, die bijvoorbeeld volgt uit een oneindig kleine verandering in de randvoorwaarde¹⁴.

¹³ We merken hier op dat in werkelijkheid dit optimum moeilijk te vinden is als gevolg van dynamische ontwikkelingen in de desbetreffende curves. Zie ook de bespreking in hoofdstuk 7.

¹⁴ Formeel is de schaduwprijs de waarde van de Lagrange-factor bij de optimale oplossing, wat betekent dat het de oneindig kleine verandering is in de objectieve functie die veroorzaakt wordt door een oneindig kleine verandering in de beperking. Als er geen beperkingen zijn, komt de schaduwprijs overeen met de prijs in het optimum.



Figuur 2 Prijzen van externaliteiten bij de huidige politieke inspanningen



N.B: Milieukwaliteit moet hier worden opgevat als het omgekeerde van vervuiling.

Bij het huidige vervuilingsniveau (punt A), kunnen twee schaduwrijzen worden afgeleid:

1. Een schaduwrijz van de schadefunctie, gelijk aan de oneindig kleine stijging (daling) in de schade als gevolg van een oneindig kleine daling (stijging) in milieukwaliteit. Deze schaduwrijz, C_s , wordt marginale schadekosten genoemd.
2. Een schaduwrijz van de reductiekostenfunctie, gelijk aan de oneindig kleine stijging (daling) in de kosten als gevolg van een oneindig kleine stijging (daling) in milieukwaliteit. Deze schaduwrijz, gelijk aan C_p , wordt aangeduid als marginale preventiekosten.¹⁵

Beide schaduwrijzen geven dus een waarde voor de maatschappij van de (marginale) verandering in de toestand van het milieu. In de situatie weergegeven in Figuur 2, geeft de preventiekostenbenadering de marginale kosten voor de maatschappij van de beleidsinspanningen met het doel een milieukwaliteit A te handhaven. De schadekostenbenadering geeft de marginale kosten voor de maatschappij van *afwijkingen van milieukwaliteit A*.

Aangezien het van belang is om het verschil tussen beide benaderingen goed te begrijpen, illustreren we dit met het volgende voorbeeld (zie ook hoofdstuk 7). Stel dat de overheid de doelstellingen voor NO_x -emissies heeft vastgesteld op 250 kton in 2010. De overheid heeft milieubeleidsmaatregelen geïnitieerd (zoals normen, NO_x -emissiehandel, etc.) om deze doelstellingen te bereiken. Nu komt het ministerie van Verkeer en Waterstaat met een plan om autowegen te verbreden. Volgens een milieueffectrapport zullen extra emissies in 2010 5 kton NO_x bedragen. Het zal duidelijk zijn dat dergelijke plannen de doelstellingen van de NO_x -emissie in gevaar brengen. Er moeten dus aanvullende beleidsinspanningen worden verricht waarvan de marginale kosten overeenkomen met de C_p per eenheid NO_x . In dit geval komt de schaduwrijz van NO_x overeen met C_p aangezien de totale milieukwaliteit niet

¹⁵ Alternatieve namen voor de schaduwrijzen volgens preventiekosten zijn: reductiekostenbenadering, beperkingskostenbenadering of de 'target consistent pricing'-benadering.

zal veranderen als gevolg van het nationale beleidsplan om de doelstelling in 2010 te bereiken.

Stel nu dat de overheid een streep haalt door de doelstelling van 250 kton. In dat geval zullen de extra kosten voor de maatschappij worden bepaald door de schadekosten. De extra 5 kton emissies leidt marginaal tot schadekosten gelijk aan Cs. Daarom moet in dit geval de waarde van de kosten voor de maatschappij gelijkgesteld worden aan de schadekosten.

De algemene regel is dus: Als een project veranderingen veroorzaakt in de milieukwaliteit moeten deze worden gewaardeerd volgens de schaduwprizen gebaseerd op schadekosten. Als een project veranderingen veroorzaakt in op milieubeleid gebaseerde reductie-inspanningen, moeten deze worden gewaardeerd volgens de schaduwprizen gebaseerd op preventiekosten. In de praktijk kunnen de omstandigheden ingewikkelder zijn dan hier beschreven. In hoofdstuk 7 wordt meer in detail ingegaan op de vraag welke schaduwprizen onder welke omstandigheden moeten worden toegepast. Alleen een hypothetische ideale situatie waarin de beleidsdoelstellingen het optimale vervuilingsniveau weergegeven zullen beide methoden voor het schatten van de schaduwprijs tot dezelfde uitkomst leiden.

2.4 Karakterisatie en weging

Er zijn meer dan 10.000 stoffen bekend die ons milieu potentieel negatief beïnvloeden. Sinds lange tijd zijn milieukundigen op zoek gegaan naar een manier waarop de grote stroom van gegevens die milieukundige analyses kunnen opleveren in één indicator te vangen zijn. Een manier om dit te doen is karakterisatie en de daarop volgende weging.

Karakterisatie is een proces waarmee men met getallen (zogenoemde karakterisatiefactoren) aangeeft hoeveel een standaardhoeveelheid van een stof bijdraagt aan een bepaald milieueffect. Hoe hoger de karakterisatiefactor, hoe sterker de bijdrage. De stof methaan heeft bijvoorbeeld een hogere karakterisatiefactor voor het milieueffect 'broeikasewffect' dan de stof koolstofdioxide. Dat houdt in dat een kilo methaan de aarde sterker doet opwarmen dan een kilo koolstofdioxide.

Aan de hand van karakterisatiefactoren kunnen emissies worden gegroepeerd in een aantal milieueffecten, zoals klimaatverandering, verzuring of 'impacts op menselijke gezondheid' (zie ook hieronder). Deze milieueffecten kunnen vervolgens echter niet onderling worden gewogen. Om toch tot eenduidige uitkomsten te komen, worden deze milieueffecten soms met elkaar gewogen. Er zijn verschillende weegmethodes voorgesteld in de literatuur, ondermeer gebaseerd op 'distance to target' (VROM, 1993) of expert-panels (NOGEP, 1999).

Schaduwprizen kunnen ook worden gebruikt om de milieueffecten te wegen. Schaduwprizen geven de relatieve waarde van emissies aan ten opzichte van elkaar en van andere goederen in de maatschappij. Bij waardering van emissies, zoals gebruikt in MKBA, wordt meestal gekeken naar de waarde die de emissies hebben ten opzichte van andere financiële grootheden. Bij weging van de emissies gaat het echter primair op de relatie tussen emissies onderling. Deze weegfactoren kunnen dan worden gezien als de sociaal-economische gewichten die aan de diverse milieueffecten worden toegekend. Een en ander wordt hieronder toegelicht.

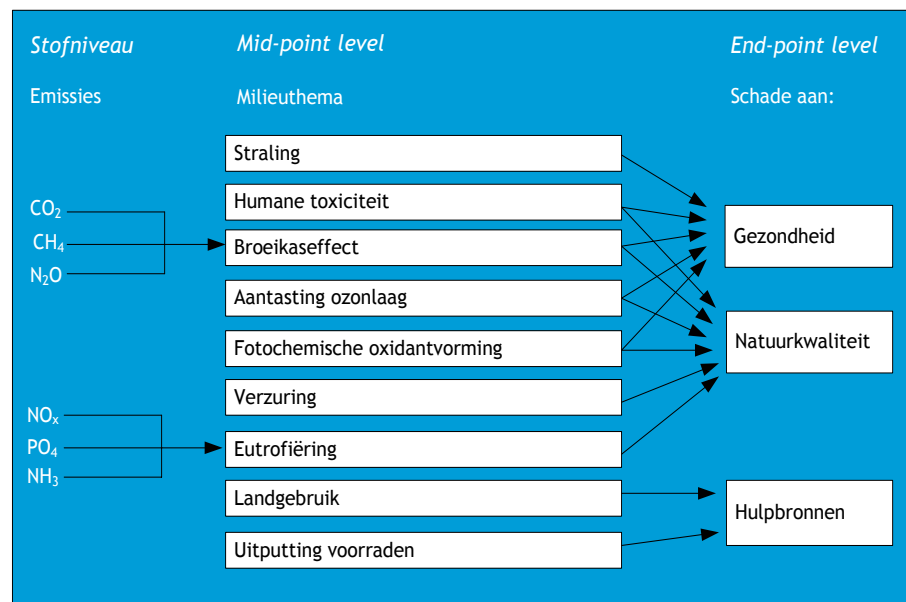


2.4.1 Stofniveau, mid-points en end-points

Milieuschadelijke stoffen zijn de emissies naar lucht, water en bodem die optreden ten gevolge van economische activiteiten. Voorbeelden zijn CO₂, SO₂ maar ook deeltjes arsenicum of benzenen. Veel stoffen hebben echter min of meer dezelfde werking: zo dragen NO_x, SO₂ en NH₃ allemaal bij aan verzuring. Verzuring kan worden beschouwd als een relevant milieuthema die veranderingen in de staat van het milieu weergeeft. Uiteindelijk worden er in de milieukunde 10-20 relevante indicatoren onderscheiden die de staat van het milieu weergeven. Naast verzuring gaat het dan om zaken als broeikas-effect, eutrofiëring van bodems of van wateren, fotochemische oxidantvorming, etc. Dit worden de effecten van emissies op *mid-point*niveau genoemd. Deze veranderingen in de staat van het milieu zijn van belang omdat ze uiteindelijk *impacts* hebben, bijvoorbeeld op de menselijke gezondheid of de biodiversiteit. Dergelijke impacts worden gerekend tot de effecten op *end-point*niveau.

Er worden dus in de milieukunde drie niveaus onderscheiden die aan elkaar gelieerd zijn: stofniveau, mid-pointniveau en end-pointniveau. Figuur 3 toont de relatie tussen hen.

Figuur 3 Relaties tussen stof- mid-point- en end-pointniveaus



Terwijl mid-points corresponderen met milieuthema's, geven end-points de veranderingen in menselijke welvaart weer ten gevolge van milieuvervuiling. In de praktijk zijn er meer mid-points en end-points mogelijk dan die in de huidige studie zijn meegenomen (zie paragraaf 5.2.2). Enkele worden genoemd in Box 2 hieronder.

Box 2: Categorieën mid-points en end-points

Mogelijke mid-pointeffectcategorïen zijn (volgens Guinee et al., 2001):

- uitputting van abiotische hulpbronnen;
- effecten van landgebruik;
- klimaatverandering;
- aantasting stratosferisch ozon;
- humane toxiciteit;
- ecotoxiciteit (zoetwatergebied, zeewatergebied, land);
- vorming foto-oxidanten;
- verzuring;
- eutrofiëring;
- geur;
- geluid;
- afvalwarmte;
- causaliteiten;
- uitputting van biotische hulpbronnen;
- verdroging.

Er bestaat in de literatuur geen eenduidige lijst van mogelijke end-points (zie Freeman, 1993; PRé, 2000). In grote lijnen kunnen de volgende typen end-pointeffecten worden onderscheiden:

- effecten voor menselijke gezondheid, voortijdig overlijden en ziekte;
- andere effecten voor mensen (geluid, zichtbaarheid, visuele esthetiek);
- effecten voor gewassen, vissen en recreatie;
- effecten voor de veerkracht van ecosystemen;
- effecten voor materialen en gebouwen.

De bijdrage van elke stof aan de mid-point- en end-pointniveaus wordt bepaald in de milieukunde aan de hand van karakterisatiefactoren. Deze worden nu besproken.

2.4.2 Karakterisatiefactoren

Karakterisatiefactoren geven de relatie weer tussen stof, mid- en end-point-niveau. Karakterisatiefactoren worden gebruikt in tools als LCAs of MERs.

Een LCA bestaat uit verschillende fases. Eén van de eerste stappen is het in kaart brengen van alle emissies, geconsumeerde hulpbronnen en niet-materiële impacts zoals landgebruik. Vaak worden deze impacts gesorteerd in (mid-point)impactcategorïen zoals klimaatverandering. Mid-point-karakterisatiefactoren tellen individuele emissies (zoals kg CO₂, kg CH₄) op tot deze integrale milieuthema's. Bij klimaatverandering is de indicator bijvoorbeeld infrarode straling (in W/m²) en de karakterisatiefactor de Global Warming Potential (GWP in kg CO₂-eq. per kg). End-point-karakterisatiefactoren vertalen deze milieuthema's in effecten op de menselijke gezondheid, natuur en cultureel en natuurlijk erfgoed. De end-pointimpactcategorïen van klimaatverandering zijn bijvoorbeeld de schade aan menselijke gezondheid en natuur met als bijbehorende indicatoren DALYs (Disability-Adjusted Life Years) en PDF (Potentially Disappeared Fraction of species) (zie ook hoofdstuk 5 en Annex H).

Er zijn derhalve grofweg twee sets van karakterisatiefactoren:

1. **Mid-point**karakterisatiefactoren zoals gedefinieerd in Handbook LCA (Guinée et al., 2002). In dit geval worden de effecten van een milieuinterventie op emissieniveau geaggregeerd tot zogenaamde milieu-



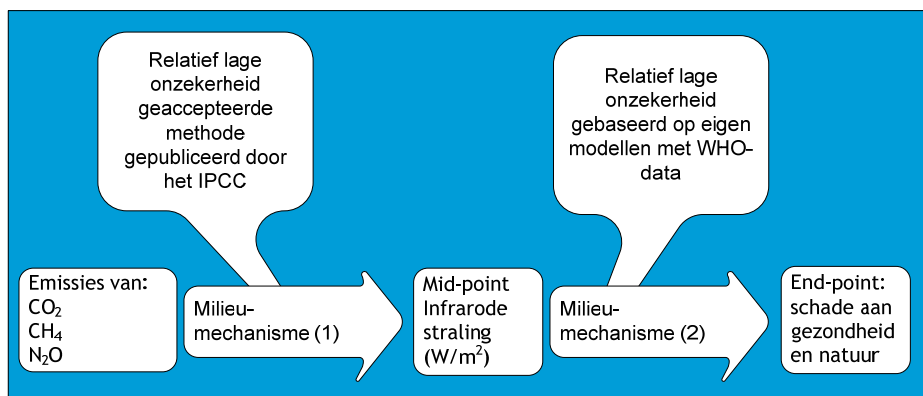
beleidsthema's op basis van hun potentiële bijdrage aan deze milieuthema's.

2. **End-point** karakterisatiefactoren zoals gedefinieerd in Eco-indicator 99 (PRé, 2000). Hierbij worden de effecten op receptoren (gezondheid, natuur en uitputting van natuurlijke hulpbronnen) vastgesteld.

Tot voor kort waren deze beide sets van karakterisatiefactoren slecht op elkaar afgestemd. Verschillende uitgangspunten in de bepaling van de mid- en end-point karakterisatiefactoren resulteerden in het gegeven dat de onderzoeker die een LCA uitvoerde in principe enige mate van beïnvloeding van de resultaten kon verkrijgen afhankelijk van de gekozen karakterisatie. In technische termen: er bestonden geen conversiefactoren om van mid-point naar end-point te komen.

In het ReCiPe-project, gestart in 2001, is getracht om hier een eind aan te maken en te komen tot een consistente set van karakterisatiefactoren op mid-point- en end-pointniveau. Doel van het ReCiPe-project is om de mid-point- en end-pointmethodes te integreren. Figuur 4 geeft de relatie tussen mid-point en end-point aan voor klimaatverandering. Extra broeikasgasemissies leiden tot extra absorptie van infrarode straling en dragen daarom bij aan het broeikas-effect. Om het effect van broeikasgassen op het broeikas-effect weer te geven wordt gebruik gemaakt van mid-point karakterisatiefactoren, zoals Global Warming Potentials (GWPs, uitgedrukt in $\text{kg CO}_2\text{-eq./kg}$). Deze factoren houden rekening met de absorptie van straling van het gas en de verblijftijd van het gas in de atmosfeer. Vervolgens kan met milieumodellen bepaald worden wat de schade aan gezondheid en natuur is per $\text{kg CO}_2\text{-eq.}$ ReCiPe geeft dus niet alleen de mid-point- en end-point karakterisatiefactoren maar tevens de relatie hiertussen.

Figuur 4 Relatie mid-points en end-points in ReCiPe. Voorbeeld van klimaatverandering in relatie tot menselijke gezondheid en schade aan ecosystemen.



Bron: Gebaseerd op ReCiPe, 2008 (Goedkoop et al., 2009).

In ReCiPe zijn de end-point karakterisatiefactoren bepaald voor de volgende end-points:

- human health;
- ecosystems (biodiversity);
- beschikbaarheid van abiotische grondstoffen (zie ook paragraaf 3.5.5).

End-points op bijvoorbeeld kapitaalgoederen of productiviteit van de landbouw zijn in ReCiPe niet bepaald.

2.4.3 Weging

De milieueffecten op mid-point- of end-pointniveau leiden niet tot een eenduidige uitkomst van de milieukundige analyse. De aggregatie tot één score is in het LCA-onderzoek en ook daarbuiten, al jarenlang een heet hangijzer. Deze aggregatie bevat onherroepelijk een subjectief element. Dat is de reden dat sommigen van mening zijn dat weging dan maar helemaal niet moet gebeuren en op grond van een kwalitatieve beschouwing van de resultaten van de LCA een eventueel besluit dient te worden genomen. Anderen zijn van mening dat voor elk besluit zo'n weging hoe dan ook gemaakt wordt, expliciet dan wel impliciet. Daarom zou er maar liever een geformaliseerde procedure voor moeten komen, omdat die tenminste inzicht geeft in de criteria.

Weging vindt normaliter plaats aan de hand van hetzij de mid-pointeffecten of de end-pointeffecten. De methoden om de milieueffecten op mid- of end-point te wegen zijn verder gelijk. Er kunnen, in globale zin, twee mogelijkheden worden onderscheiden (Warringa, 2003)¹⁶.

- a Weging gebaseerd op expert-panels of questionnaires. Hierin wordt een groep van mensen vragen voorgelegd over het relatieve belang van de milieueffecten. Expert-panels beogen om de getallen voor de effecten op de verschillende milieuthema's op te tellen aan de hand van een inschatting van experts. Het voordeel hiervan is dat experts goed geïnformeerd zijn over de mogelijke effecten van milieuproblemen. Vragenlijsten kunnen, in het bijzonder voor end-pointweging, ook worden gebruikt om het relatieve gewicht van de end-points door niet-experts te bepalen. Voordeel hiervan is dat op end-pointniveau een weging kan worden gevonden die dichter aansluit bij de preferenties van mensen. Voorbeelden van weegfactoren met expert-panels zijn op mid-pointniveau de NOGEPA-weegfactoren (Sas et al., 1996; Huppel et al., 2003) en op end-pointniveau de weging voorgesteld in de Eco-indicator 99 (PRé, 2000).
- b Weging gebaseerd op monetarisering. In dit geval wordt de weging uitgevoerd aan de hand van een inschatting van de maatschappelijke kosten die samenhangen met het milieueffect. Men onderscheidt hierbij weging aan de hand van de preventiekosten (Voigtlander en Bijma, 2000; Davidson en Wit, 2002), waarbij de kosten die gemaakt moeten worden om aan de overheidsdoelstellingen te voldoen leidend zijn of weging aan de hand van schadekosten op end-pointniveau (zie Steen, 1999).

Schaduw prijzen kan men gebruiken bij weging gebaseerd op monetarisering. De weegfactoren kunnen dan worden beschouwd als sociaaleconomische gewichten die worden toegekend aan de milieueffecten.

¹⁶ Naast deze twee mogelijkheden is het ook nog mogelijk om te wegen aan de hand van de 'distance to target'-methode (VROM, 1993) die echter in veel gevallen het wegings-probleem niet geheel oplost. Derhalve wordt deze methode hier niet behandeld.



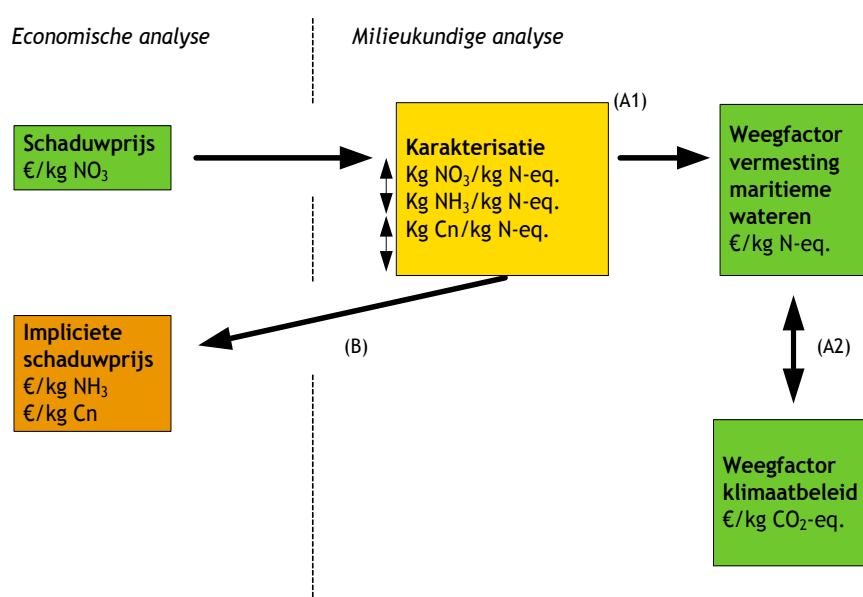
2.5 Relatie tussen karakterisatie, waardering en weging

In het bovenstaande is aangevoerd dat economische waardering gebruikt kan worden bij milieukundige analyses waarbij weging belangrijk is. Maar omgekeerd kan ook de economische waardering gebruik maken van inzichten die in de milieukunde ontwikkeld zijn. Dat speelt vooral rond de karakterisatiefactoren, aangezien deze een vaste relatie geven tussen het stofniveau en het milieueffect:

- een *waardering* van een individuele stof kan, via een juist gebruik van karakterisatiefactoren, worden uitgebreid tot een *waardering* voor alle stoffen met een vergelijkbaar milieueffect;
- karakterisatiefactoren bepalen de weegfactoren die voor individuele milieuthema's gebruikt kunnen worden.

Figuur 5 geeft aan hoe dit werkt.

Figuur 5 Samenhang tussen milieukundige en economische analyse in dit Handboek



Neem bijvoorbeeld aan dat we schaduwrijzen voor NO_3 hebben bepaald via preventiekosten of schadekosten. NO_3 is van belang voor de vermisting van kustwateren. Andere stoffen die daarbij van belang zijn, zijn evenwel NH_3 , Cn en N. Diverse studies naar karakterisatiefactoren geven de milieukundige verhouding weer van de bijdrage van elk van deze stoffen aan het thema vermisting van zout water. Door de gevonden schaduwrijzen te vermenigvuldigen met de karakterisatiefactor verkrijgt men een prijs (€/kgN-eq., zie (A1)) die gebruikt kan worden als weegfactor en vergeleken kan worden met andere factoren, zoals voor klimaatbeleid (zie (A2)). Deze weegfactoren geven de onderlinge samenhang tussen de ernst van de milieueffecten indien deze benaderd worden via de economische analyse.¹⁷

¹⁷ Voor schadekosten gaat dit op omdat de schade gerelateerd is aan het milieueffect. Voor preventiekosten geldt dit in strikte zin alleen als het overheidsbeleid gericht is op het milieueffect. Dit zou betekenen dat beleidsdoelstellingen een reflectie zijn van de werkelijke schade die de verschillende stoffen veroorzaken. Zie verder paragraaf 6.6.

Aan de andere kant kan de weegfactor ook gebruikt worden voor de waardering van de stoffen waarvoor de economische analyse geen waarde kon vinden, zoals voor het effect van NH_3 en Cn op de vermesting van kustwateren. Aan de hand van de karakterisatiefactoren kan dan, in principe, een impliciete waardering plaatsvinden van emissies van NH_3 en Cn voor hun effect op de vermesting van kustwateren (zie (B)). Daarbij dient te worden opgemerkt dat zowel voor NH_3 als Cn op meerdere milieuthema's effecten hebben.

Karakterisatiefactoren spelen derhalve een grote rol in dit onderzoek. Een van de problemen is echter dat de karakterisatiefactoren moeten aansluiten bij de manier waarop wordt gewaardeerd. Alleen indien de karakterisatiefactoren en de bepaalde schaduwrijzen conceptueel in elkaars verlengde liggen kan men overgaan tot de route die hier is geschetst. In hoofdstuk 6 wordt het gebruik van karakterisatiefactoren in dit onderzoek behandeld.

2.6 Conclusies

Schaduwrijzen zijn impliciete prijzen voor milieukwaliteit die gebruikt kunnen worden in een reeks van economische en milieukundige tools. Waardering en weging vormen twee belangrijke onderdelen van het gebruik van schaduwrijzen. We identificeerden in dit hoofdstuk twee sets van schaduwrijzen: een set gebaseerd op de aanbodfunctie van milieukwaliteit (preventiekosten) en een set gebaseerd op de vraagfunctie naar milieukwaliteit (schadekosten).

Door schaduwrijzen te koppelen aan milieueffecten kan een waardering van milieueffecten plaatsvinden. Milieueffecten worden op mid-point (bijv. klimaatverandering, verzuring, vermesting) en end-point (bijv. gezondheid, natuur) gewaardeerd. Er bestaan in de literatuur verschillende sets van karakterisatiefactoren die gebruikt kunnen worden. In dit onderzoek zullen we ons meestal laten baseren op de karakterisatiefactoren van het ReCiPe-project. Deze karakterisatiefactoren worden enerzijds gebruikt om een set van weegfactoren te ontwikkelen voor de milieueffecten op mid-pointniveau en anderzijds voor het uitbreiden van de set van schaduwrijzen naar een meer complete set.



3 Methodologisch kader

3.1 Inleiding

Het vorige hoofdstuk behandelde het conceptuele kader voor het huidige onderzoek. In dit hoofdstuk gaan we nader in op een theoretische behandeling van de manieren waarop schaduwprizen voor individuele stoffen bepaald kunnen worden. Dit hoofdstuk bevat een algemene inleiding hoe schaduwprizen kunnen worden bepaald. We kijken daarbij dus hoe de aanbod- en vraagfuncties naar milieukwaliteit kunnen worden benaderd, waarbij de preventiekostenbenadering een schatting levert voor het aanbod van milieukwaliteit en de schadekostenbenadering een schatting levert voor de vraag naar milieukwaliteit.

Allereerst gaan we in paragraaf 3.2 in op de bepaling van de preventiekosten waar de marginale kosten om aan beleidsdoelen te voldoen centraal staan. Vervolgens wordt in paragraaf 3.3 de waardering van de vraag naar milieukwaliteit bepaald door te kijken naar de schade die optreedt ten gevolge van veranderingen in milieukwaliteit. Waardering van milieugoederen is en blijft een controversieel onderwerp. Daarom gaan we in paragraaf 3.4 nader in op de ethische overwegingen ten aanzien van waardering. Paragraaf 3.5 bevat, tot slot, een samenvatting van de uitgangspunten die gehanteerd zijn bij het bepalen van de schaduwprizen in hoofdstuk 4 en 5.

Voor wie bekend is met de uitgebreide literatuur rondom waardering bieden de paragrafen 3.2 en 3.3 van dit hoofdstuk misschien weinig nieuws en kunnen zelfs als oppervlakkig of onvolledig worden gekenschetst. Het doel van dit onderzoek is evenwel niet om een tekstboek voor waardering te schrijven, maar om te komen tot een set van praktische schaduwprizen voor gebruik in economische en milieukundige tools. De reden om deze paragrafen toch in het rapport op te nemen is gegrond in het idee dat een minimaal idee van wat waardering precies inhoudt nodig is indien men de schaduwprizen gaat gebruiken.

3.2 Schaduwprizen volgens preventiekosten

De preventiekostenfunctie is een proxy voor het leveren van milieukwaliteit. Hij bepaalt hoeveel het zou kosten om een extra niveau van milieukwaliteit te leveren. Schaduwprizen of preventiekosten worden bepaald met behulp van de productiekostencurve, als beschreven in paragraaf 2.3.¹⁸ In deze curve zouden in het ideale geval alle kosten voor het verminderen van de milieudruk moeten worden opgenomen. Daarom omvat de complete versie van de curve de kosten van milieutechnologieën (mogelijkheid), kosten van het beperken van de productie, kosten van milieuvoorschriften (bijv. administratieve kosten) en indirecte kosten door de hogere productiekosten als gevolg van deze preventiemaatregelen.

¹⁸ Alternatieve namen voor deze schaduwprizen volgens preventiekosten zijn de reductiekostenbenadering, beperkingskostenbenadering of de 'target consistent pricing'.

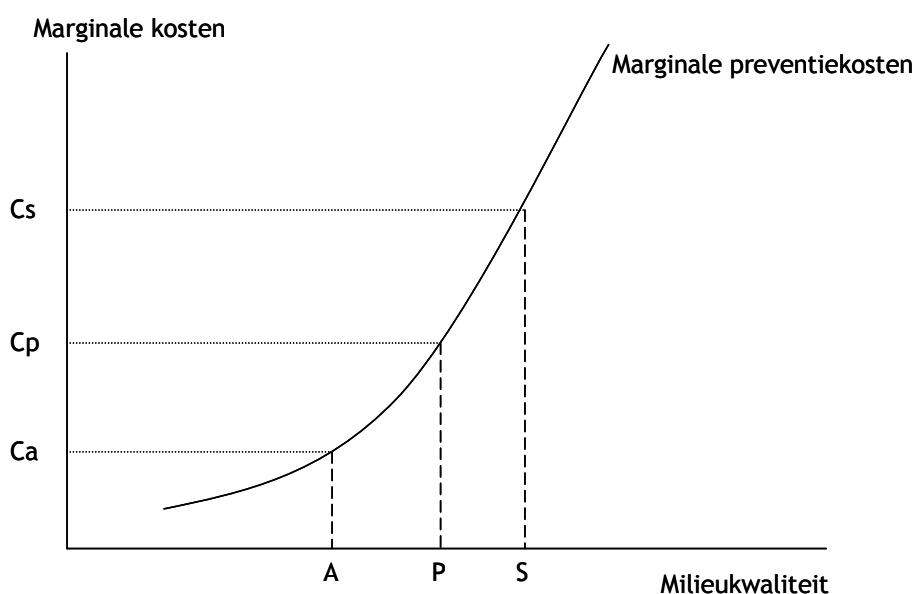


In de praktijk wordt echter alleen een subset van deze kosten opgenomen: de kosten van technologische of organisationele maatregelen om emissies te beperken.¹⁹ De consequentie van het gebruik van alleen een kostensubset is dat rechtstreekse vergelijkingen met schadekosten voor het bepalen van het optimale vervuilingsniveau niet mogelijk is (zie ook paragraaf 4.2.1 en paragraaf 7.3.2).

3.2.1 Soorten schaduwrijzen op basis van preventiekosten

In principe kunnen we drie soorten schaduwrijzen onderscheiden op basis preventiekosten, uitgaande van verschillende vertrekpunten. Allereerst wordt in Figuur 6 het actuele niveau van de milieukwaliteit gesteld op A. Daarnaast is het mogelijk dat beleidsmakers via milieubeleid emissies willen reduceren tot niveau P. Tenslotte kunnen wetenschappers hebben vastgesteld dat de duurzaamheidsdrempel van deze vervuilende stof gelijk is aan S waarbij de vervuiling gelijk is aan de natuurlijke herstelsnelheid waarmee ecosystemen dergelijke stoffen kunnen opnemen.

Figuur 6 Drie schaduwrijzen volgens de preventiekostenbenadering



NB: Milieukwaliteit moet in deze figuur worden opgevat als het omgekeerde van vervuiling.

De drie bijbehorende schaduwrijzen zijn nu:

1. C_a : de schaduwrijzen voor het handhaven van de huidige milieukwaliteit.
2. C_p : de schaduwrijzen van het beleidsdoel.
3. C_s : de schaduwrijzen van de duurzaamheidsdrempel.

In de praktijk wordt alleen de C_p -schaduwrijzen gebruikt. Dat komt doordat de C_a -schaduwrijzen duidelijk voortkomt uit een normatief gezichtspunt. Nergens wordt beweerd dat het huidige niveau van milieukwaliteit moet worden gehandhaafd. In feite is C_a niet in overeenstemming met de maatschappelijke voorkeuren voor de meeste milieuthema's aangezien het meeste milieubeleid

¹⁹ In sommige gevallen (zoals in de kostencurves van het Optiedocument (ECN/MNP, 2006)) zijn ook de kosten van het verminderen van de productie opgenomen (zogenaamd 'inkrimp-scenario').

streeft naar vermindering van emissies²⁰. Cs aan de andere kant is ook een normatief gezichtspunt, maar dwingender dan Ca. Veel economen stellen dat het voor het behoud van welzijn in elk economisch systeem noodzakelijk is om binnen de grenzen van het ecosysteem te blijven (zie bijv. Daly en Cobb, 1989; Hueting en De Boer, 2004). Dit ondersteunt eerdere opmerkingen dat economie in feite een teleologische wetenschap is die moet streven naar de meest kosteneffectieve manieren om bepaalde doelen te bereiken (Roberts, 1935; Hennipman, 1978). Binnen de randvoorwaarden van de duurzaamheid blijven kan dan worden beschouwd als een bepaald doel. In de praktijk kunnen de dingen echter iets gecompliceerder blijken. Een duurzaamheidsdrempel voor het broeikaseffect wordt bijvoorbeeld vaak gesteld op een temperatuursstijging van 2 graden Celsius. Dit is echter op zichzelf al een arbitraire keuze aangezien zelfs die 2 graden Celsius al betekent dat de mens onomkeerbare veranderingen veroorzaakt in ecosystemen (Lynas, 2008). Het vaststellen van de drempel van 2 graden Celsius betekent al duidelijk een impliciet waardeoordeel over de aanvaardbaarheid en de gemaakte kosten. Bovendien kunnen we stellen dat het strikte duurzaamheids criterium in strijd is met andere waardevolle doelstellingen zoals vermindering van armoede, volksgezondheidsprogramma's of beperking van kindersterfte, aangezien de middelen om de strikte duurzaamheidsnormen te bereiken in strijd zijn met het alternatief van toewijzing aan deze andere waardevolle doelstellingen. Toepassing van het strikte duurzaamheids criterium gaat er dan van uit dat het duurzaamheids criterium belangrijker is dan andere normatieve principes, wat op zichzelf een normatieve stelling is (als we tenminste geloven dat de mensheid niet op het spel staat als we buiten deze strikte duurzaamheidsrandvoorwaarden blijven).

We hebben de wens noch de ambitie om hier uitgebreid in te gaan op de vraag of de natuur een absolute randvoorwaarde stelt voor onze economische activiteiten en of deze randvoorwaarde momenteel wordt opgerekt (zie voor een bespreking hiervan De Bruyn, 2000, hoofdstuk 2). We stellen hier alleen maar vast dat beleidsdoelen het meest worden gebruikt voor het bepalen van schaduwprizen volgens de preventiekosten. Deze benadering is oorspronkelijk voorgesteld door CE Delft en ontwikkeld in de set schaduwprizen die veel is gebruikt in Nederland (Davidson et al., 2002). Volgens deze benadering worden de schaduwprizen verkregen door verwijzing naar de marginale kosten van het voldoen aan het beleidsdoel.

3.2.2 Technieken om de preventiekosten duidelijk te maken

Het opstellen van schaduwprizen op basis van preventiekosten voor gebruik in waardering en weging omvat twee stappen:

1. Analyse van de beleidsdoelen en bepalen van de marginale kosten van het bereiken van deze doelen.
2. Een mechanisme vaststellen om gemeenschappelijke kosten toe te wijzen.

²⁰ Een uitzondering geldt voor milieuthema's die worden gekenmerkt door argumenten van milieubescherming, zoals landgebruik. We kunnen aannemen dat de maatschappij bereid zou zijn een bepaald landschap te beschermen zodat het stilstandsprincipe wordt geaccepteerd waarbij verdere aantasting als onaanvaardbaar wordt beschouwd.



Beleidsdoelen analyseren en marginale kosten bepalen

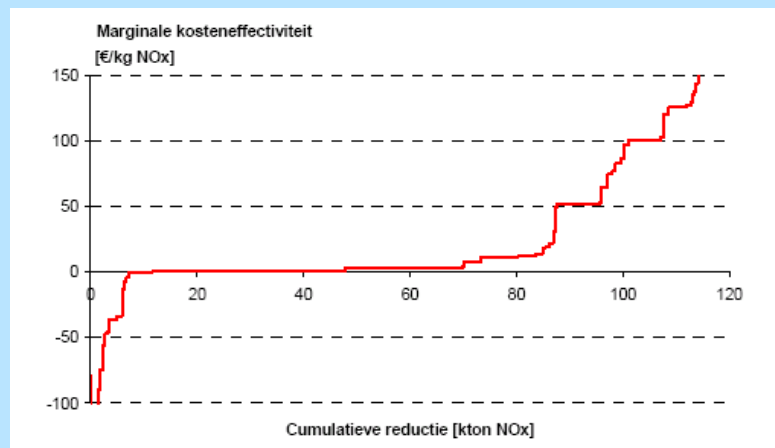
Er zijn twee typen beleidsdoelen die kunnen worden gebruikt voor de preventiekostenmethode:

1. Beleidsdoelen waarvoor geen nationale streefcijfers gelden maar die vervuiling beheersen door middel van economische instrumenten. Een voorbeeld is het oppervlaktewaterbeleid in Nederland waar een heffing op afvalwater geldt voor elke vervuilingseenheid. In dit geval zijn de marginale kosten van het beleidsdoel gelijk aan de hoogste afvalwaterheffing. Een systeem voor emissiehandel kan leiden tot marginale kosten gelijk aan de prijs van de quota. Als veel bedrijven of consumenten liever een boete betalen dan reductiemaatregelen te nemen, kunnen die boetes een andere schatting vormen van de schaduwprijs.
2. Beleidsdoelen waarvoor wel nationale streefcijfers gelden maar die vervuiling niet (uitsluitend) beheersen door middel van economische instrumenten. Voorbeelden zijn emissiedoelen voor CO₂, NO_x, SO₂, NMVOS, etc. In dit geval moeten de marginale kosten geschat worden op basis van de zogenaamde marginale reductiekostencurve (MACC - zie hiervoor box 3).

Box 3: De marginale reductiekostencurve

De preventiekostenbenadering wordt gebaseerd op de marginale kostencurve voor de vervuilingreductie, ook bekend als preventiekostencurve of marginale reductiekostencurve (MACC). Zulke kostencurves zijn sinds het midden van de jaren 90 vaak vastgesteld voor een groot aantal vervuilende stoffen in vele landen, regio's, gemeentes en bedrijven. In Figuur 7 staat bijvoorbeeld de MACC voor de reductie van NO_x in 2020 volgens het Optiedocument (ECN/MNP, 2006). Deze curve is afgeleid van de kosten die samenhangen met een brede range van potentiële reductieopties. Aangezien voor sommige technieken een discrete keuze geldt (toepassen of niet) heeft de MACC geen geleidelijk verloop. We kunnen zien dat sommige technieken echt winstgevend zijn, zoals blijkt uit de negatieve kosten. Meestal gaat het hierbij om maatregelen die leiden tot besparing van energie of materialen.

Figuur 7 Kosten van reductie van NO_x-emissies volgens ECN/MNP, 2006



Bron: ECN/MNP, 2006.

De kostencurve zelf leidt niet tot een schaduwprijs, tenzij er een streefcijfer wordt gesteld dat ergens de marginale kostencurve snijdt. In de literatuur worden meestal politieke streefcijfers gebruikt. Politieke streefcijfers zijn streefcijfers die deel uitmaken van het nationale milieubeleid. De NO_x-kosten in Figuur 7 kunnen dienen als voorbeeld. Huidige emissies van NO_x kunnen oplopen tot wel 350 kton in 2005. De internationale streefcijfers voor het jaar 2010 zijn echter 260 kton. Daarom geldt er een beleidsdoelstelling voor het beperken van de emissies met 90 kton gedurende de komende vijf jaar. In Figuur 7 zien we dat de marginale

kosten verbonden aan dit beleidsdoel ongeveer € 50 per kg NO_x bedragen. Dit kan worden opgevat als een voorlopige schaduwprijs voor NO_x-vervuiling. Deze schaduwprijs is voorlopig omdat geen rekening gehouden wordt met synergie-effecten met maatregelen die andere vervuiling tegen te gaan, zoals CO₂. Aangezien maatregelen tegen CO₂ ook NO_x reduceren, is het totale beleidsdoel van 90 kton minder. Berekeningen van CE Delft op basis van het ECN Optiedocument laten zien dat de kosten van het voldoen aan het NO_x-streefcijfer kunnen dalen van € 50 tot € 8 per kg NO_x als alle synergetische reducties worden meegerekend. Het is dus erg belangrijk om rekening te houden met synergetische reducties met andere vervuilende stoffen.

Gemeenschappelijke kosten toerekenen

Een van de problemen is hoe we de maatregelen die meer dan één vervuilende stof reduceren aan die verschillende stoffen toerekenen om tot een schaduwprijs te komen. Er zijn in het algemeen twee manieren om dit probleem aan te pakken:

1. Economische optimalisatie
2. Iteratieve procedure.

Het principe van *economische optimalisatie* gaat uit van het idee dat er een totaalpakket maatregelen is dat geïmplementeerd wordt om emissies van bepaalde vervuilende stoffen te reduceren. Voor elke vervuilende stof is een beleidsdoel ontwikkeld. Als we de totale kosten van alle vervuilende stoffen minimaliseren vinden we een serie technieken die tot minimale kosten leiden. De kosten van deze technieken kunnen vervolgens worden verdeeld over de vervuilende stoffen op basis van hun bijdrage aan de totale minimale kosten. Deze laatste bijdrage moet echter nog worden ontwikkeld op basis van zoiets als afstand tot streefcijfer of end-pointkarakterisering. Het economisch optimalisatieprincipe lost dus het probleem van toerekening van kosten niet helemaal op.

Een *iteratieve procedure* maakt het mogelijk om kosten toe te rekenen aan de reductie van de verschillende emissies. In de eerste iteratie, voor het vaststellen van de preventiekosten voor emissiereducties van elk van de verschillende stoffen, kunnen andere emissies ofwel gesteld worden op nul of op een eerdere schatting van de preventiekosten of een anderszins afgeleide schaduwprijs. Bij elke volgende iteratie worden de schattingen verbeterd door andere stoffen op te nemen met de waarde van de kostenschatting van de vorige iteratie. Hoewel deze optie op het eerste gezicht aantrekkelijk lijkt, bestaat het risico dat een suboptimale set wordt gekozen voor de totale reductiekosten voor de economie (padafhankelijkheid in de iteratieve procedure).

Samengevat betekent dit dat er geen wetenschappelijk verantwoorde methode bestaat voor het toerekenen van gezamenlijk kosten. Iedere methode voegt onvermijdelijk een arbitrair element toe aan de schattingen van de preventiekosten.

3.2.3 Preventiekosten en karakterisering

Zoals in paragraaf 2.5 uitgelegd, gebruiken we in dit onderzoek karakterisatiefactoren voor:

- a Het inschatten van weegfactoren.
- b Het schatten van schaduwpreizen voor stoffen waarvoor geen kosten beschikbaar zijn.



De vraag is evenwel of men voor de preventiekosten mid-point- of end-point-karakterisatiefactoren moet gebruiken. Deze vraag kan het beste worden beantwoord door te kijken hoe het milieubeleid van de overheid wordt vormgegeven: preventiekosten geven immers een inschatting van de kosten van het halen van de beleidsdoelen.

Het milieubeleid van de overheid is zeer duidelijk meer rondom mid-points (milieuthema's) georiënteerd dan rondom end-points (gezondheid, gewasschade, etc.). Klimaatbeleid is een voorbeeld waarbij niet alleen de CO₂-emissies maar ook de emissies van overige broeikasgassen aan bod komen. Verzurings-, vermistings-, geluidshinder- en afvalbeleid zijn separate thema's binnen het milieubeleid. Derhalve ligt het voor de hand om preventiekosten te bepalen aan de hand van karakterisatiefactoren op mid-pointniveau. In hoofdstuk 6 gaan we hier nader op in.

3.3 Schaduwrijzen volgens schadekosten

In de schadekostenbenadering wordt geprobeerd de vraagfunctie voor milieukwaliteit te schatten. Deze vraag is afhankelijk van de mogelijkheden van mensen om te betalen voor milieukwaliteit. Met andere woorden: hoeveel van hun inkomen willen zij opofferen voor een extra eenheid milieukwaliteit? Dit wordt algemeen aangeduid als de betalingsbereidheid of *Willingness to Pay* (WTP). Een andere optie is om te kijken naar de mate waarin mensen bereid zijn om milieuschade te accepteren. Dit is de acceptatiebereidheid ofwel *Willingness to Accept* (WTA). De concepten WTP en WTA worden dus beide gedefinieerd in termen van individuele voorkeuren²¹.

3.3.1 Methoden

Het schatten van de betalingsbereidheid kan worden aangepakt op verschillende manieren, te verdelen in twee algemene categorieën: verklaarde voorkeuren en gebleken voorkeuren. Voor verklaarde voorkeuren worden vragenlijsten gebruikt waarmee de betalingsbereidheid van mensen wordt gemeten voor het handhaven of verbeteren van de milieukwaliteit. Voor veel milieuvraagstukken is dit lastig omdat de meeste mensen niet precies begrijpen wat milieukwaliteit voor hun leven betekent. Enquêtes met vragen zoals: 'hoeveel bent u bereid te betalen voor een reductie van de emissies van SO₂ met 1 kton?' zullen niet leiden tot betekenisvolle resultaten omdat 1 kton SO₂-emissie een abstract begrip blijft. Daarom moeten de vragen zorgvuldig worden opgesteld zodat de respondenten zich kunnen uitspreken over concrete zaken die ze kunnen begrijpen. Dit betekent dat de betalingsbereidheid voornamelijk wordt geschat op het end-pointniveau en concrete milieueffecten betreft zoals menselijke gezondheid, veerkracht van het ecosysteem of de gevolgen voor gewassen, vis en biodiversiteit.

De populairste methode voor verklaarde voorkeuren is de Contingent Valuation Method (CVM) waarin respondenten in een enquête rechtstreeks wordt gevraagd naar hun betalingsbereidheid voor een bepaald goed, zorgvuldig beschreven in het onderzoeksscenario. Respondenten worden bijvoorbeeld

²¹ Deze voorkeuren moeten veelomvattend, stabiel en samenhangend zijn. Met veelomvattend wordt bedoeld dat individuen een betekenisvolle vergelijking tussen voorkeuren moeten kunnen maken tussen de specifieke kosten of baten en de maatstaf (gewoonlijk geld). Met stabiel wordt bedoeld dat de voorkeuren niet willekeurig mogen veranderen in de loop der tijd en dat verschillende theoretisch valide methoden voor het vaststellen van de voorkeuren van personen tot vergelijkbare resultaten moet leiden. Met coherent wordt bedoeld dat de voorkeuren die voor een persoon worden vastgesteld intern consistent moeten zijn gezien in het licht van een acceptabele theorie betreffende voorkeuren (Bateman et al., 2002).



gevraagd naar hun WTP voor het behoud van bepaalde ecosystemen die gevaar lopen door het broeikaseffect. Ook is het mogelijk een vraag te stellen over de acceptatiebereidheid voor het verlies van dat ecosysteem, hoewel de WTA-benadering geacht wordt minder geloofwaardige resultaten te leveren (zie Box 4)²².

Box 4: Discrepancie WTP-WTA en vrijwillige tegenover onvrijwillige risico's

Ondanks de theoretische aannames dat de WTP- en WTA-maatstaf ongeveer overeenkomen voor kleine inkomensverliezen, is er veel empirisch bewijs dat in het algemeen de WTA-maatstaf twee tot drie keer hoger is dan overeenkomstige schattingen van de WTP. Er lijken verschillende oorzaken voor dit verschijnsel te zijn, zoals: (1) psychologische afkeer van verlies: verlies is belangrijker voor mensen dan vergelijkbare winst en een beperking van verlies is meer waard dan het afzien van winst; (2) inkomensrandvoorwaarde - de WTP wordt beperkt door het inkomen van een individu, de WTA niet; (3) ethiek/legitimiteit - als het gaat om de waardering van gezondheid of veiligheid van mensen of andere soorten kunnen mensen het onethisch vinden om een deel van de veiligheid op te geven in ruil voor geld.

In CVM-onderzoeken wordt het begrip van de WTP-maatstaf duidelijk vaker gebruikt; sommige onderzoekers verwerpen expliciet of impliciet het gebruik van WTA als ongeloofwaardig. Hoewel echter de WTP-maatstaf in sommige gevallen duidelijk geschikter is dan WTA (bijv. voor het bepalen van de waarde van een voorgesteld herstelprogramma voor een habitat), is het de vraag of de WTP een geschikte maatstaf is voor het bepalen van bijvoorbeeld de vergoeding voor kustbewoners na een olieramp. Voor het verlies van hulpbronnen lijkt het concept WTA geschikter dan WTP. Doordat analisten niet graag de WTA-maatstaf toepassen voor milieuverliezen, worden activiteiten met negatieve gevolgen voor het milieu onterecht aangemoedigd omdat de werkelijke waarde van de bijbehorende verliezen onderschat wordt (Brown en Gregory, 1999).

Een andere factor die de waarde beïnvloedt die volgt uit waarderingsstudies is de aard van het risico. Er schijnt nog een extra premie verbonden aan het onvrijwillige risico. Volgens sommige onderzoeken is de WTP voor het vermijden van verkeersongelukken (waarbij de acties als vrijwillig worden ervaren in de zin dat het individu de controle heeft over het risico) lager dan de WTP voor het vermijden van treinongelukken (ExternE, 2005). Dit betekent dat voor het waarderen van schade die optreedt in een situatie met onvrijwillig risico ofwel een bepaalde premie of een lagere korting kan worden toegepast.

De schadekosten waarover het in dit onderzoek vaak gaat hebben betrekking op gezondheidsrisico door luchtvervuiling. Dit risico is grotendeels onvrijwillig. De beoordeling van schadekosten van menselijke gezondheid binnen NEEDS is in hoge mate gebaseerd op de VOLY afkomstig uit een onderzoek waarin het ging om (onvrijwillige) blootstelling aan luchtvervuiling. Daarom is er geen verdere aanpassing of toevoeging van een premie voor onveiligheid nodig aangezien dit door de aard van de gegevensverzameling al is opgenomen in de schattingen.

Een alternatieve benadering maakt gebruik van de gebleken voorkeuren-methode waarin de waarde van milieukwaliteit in sommige gevallen kan worden gemeten door gebruik te maken van andere markten als proxy's voor de niet-bestaande markt voor milieukwaliteit. Als huizenprijzen hoger zijn in gebieden met een schoon milieu, vergeleken met die in een vuiler milieu, kan men een impliciete prijs van milieukwaliteit bepalen op basis van de huizenprijzen. Omdat echter huizenprijzen door veel meer factoren worden bepaald

²² Een variant op CVM is de Choice Experiment (CE) methode, waarin de respondent een aantal alternatieven krijgt voorgeschoteld en de meest aantrekkelijke moet kiezen. De betalingsbereidheid voor bepaalde attributen (bijvoorbeeld mortaliteitsrisico) blijkt dan uit econometrische analyse.

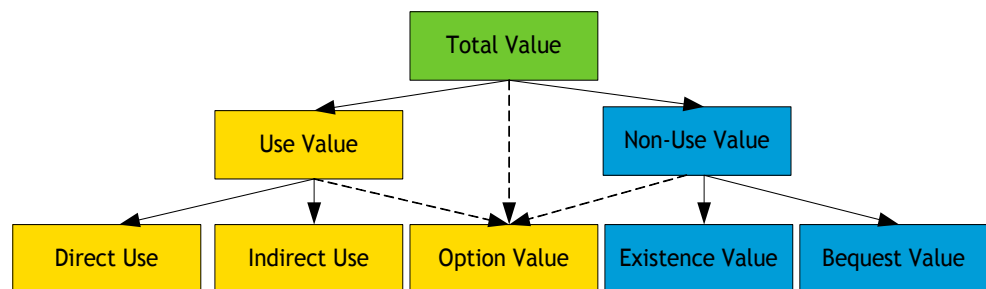


dan milieukwaliteit alleen, kan het moeilijk zijn om uitsluitend de invloed van de milieukwaliteit op huizenprijzen te onderscheiden.

3.3.2 Typen waarden die relevant zijn voor WTP

Vermelde en gebleken voorkeuren laten meestal slechts een deel van de totale waarde van milieudiensten zien. Totale economische waarde kan worden verdeeld in twee brede categorieën: gebruikswaarde en niet-gebruikswaarde (Figuur 8). Marktprijzen laten meestal de directe gebruikswaarde zien. Indirect gebruik heeft betrekking op speciale functies van sommige ecosystemen zoals het voorkomen van erosie, overstromingsbescherming of afvangen van nutriënten. Daarnaast kunnen ecosystemen enkel gewaardeerd worden vanwege hun mogelijke beschikbaarheid in de toekomst. De plaatsing van deze zogenoemde optionele waarde is controversieel - er is geen consensus onder milieueconomen of dit een subcategorie is van gebruikswaarde of van of niet-gebruikswaarde.

Figuur 8 Totale economische waarde en de componenten daarvan



Bron: Dziegielewska et al., 2007.

De categorie niet-gebruikswaarde omvat die waarde-elementen die geen verband houden met huidig, toekomstig of potentieel gebruik. Bestaanswaarde vertegenwoordigt de voldoening dat een bepaald goed bestaat. Mensen kunnen bereid zijn bepaalde bedragen te betalen voor de bescherming van bedreigde soorten, zelfs als ze weten dat ze nooit hun habitat zullen bezoeken of er op een of andere manier mee te maken krijgen. Erfgoedwaarde heeft betrekking op het zorgen dat een bepaald goed wordt bewaard voor toekomstige generaties.

Het probleem met waardering is dat gebruikswaarden eenvoudiger zijn te onderscheiden dan niet-gebruikswaarden - ook in CVM - omdat de respondenten meer rechtstreekse kennis hebben omtrent de kosten van een bepaald gebruik. Erfgoedwaarden zijn meestal ethischer van aard en zijn daarom moeilijk te schatten door de respondenten. Bij gebleken voorkeuren kan alleen gebruikswaarde worden onderscheiden, terwijl bij verklaarde voorkeuren de totale economische waarde kan worden bepaald, d.w.z. met inbegrip van niet-gebruikswaarde en optionele waarde.

3.3.3 Schadekosten schatten

Als hiervoor vermeld is één van de problemen met het schatten van de WTP voor milieukwaliteit dat mensen weinig kennis hebben over de relatie tussen emissies en de waardevolle aspecten die op het spel kunnen staan als gevolg van vervuiling. Daarom is het niet mogelijk om te vragen wat de WTP is voor het reduceren van bepaalde emissies. Daarom wordt de WTP vaak berekend door te onderzoeken welke schade ontstaat door vervuiling. Schade wordt in dit verband bepaald op de end-points uit de milieuwetenschappen.

Een belangrijk onderzoek dat deze methode heeft gevolgd kwam voort uit het ExternE-raamwerk uit de jaren 90. Hier zijn de effecten van vervuiling zo goed mogelijk omgezet in financiële gevolgen voor waardevolle goederen: menselijke gezondheid, kapitaalgoederen en ecosysteemdiensten. Door de waarde te bepalen van de schade door milieuvervuiling voor deze uiteindelijke effecten, kunnen we komen tot een proxy voor de *betalingsbereidheid* (WTP) voor een extra eenheid milieukwaliteit. Merk op dat de gezondheidsschade ook niet expliciet door de markt wordt gewaardeerd, maar in de milieueconomie en de gezondheidswetenschappen bestaat een grote hoeveelheid onderzoeksliteratuur over de waardering van gezondheid. Door de milieuwaarde te koppelen aan deze onderzoeksgegevens kan een veel betrouwbaarder schatting worden gemaakt van de waarde van milieukwaliteit. Deze benadering wordt ook in het huidige onderzoek gevolgd (zie hoofdstuk 5).

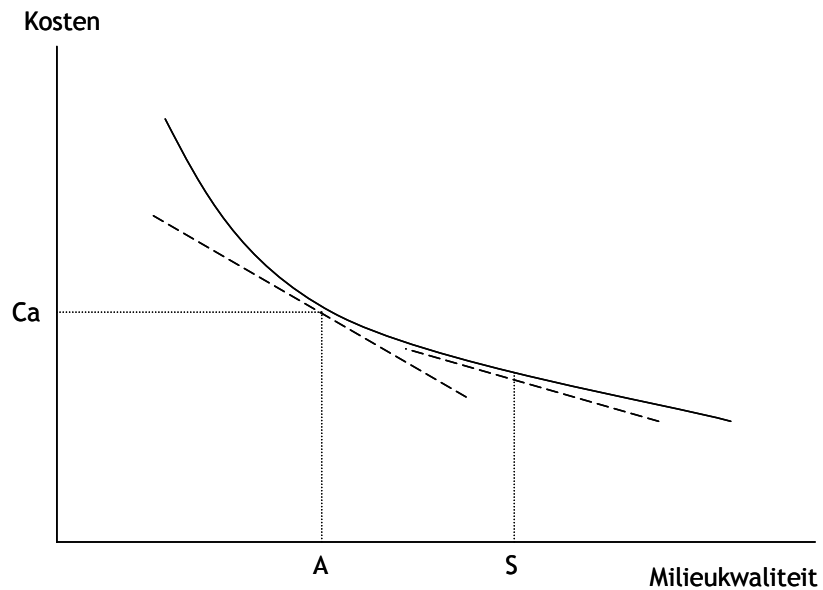
3.3.4 Niet-lineariteit, marginale en gemiddelde schadekosten

De betalingsbereidheid hangt af van het actuele niveau van de milieukwaliteit. De schadefunctie zelf is echter in wezen niet-lineair door het bestaan van drempels en onomkeerbaarheid in het gedrag van ecosystemen²³. Bovendien kan milieukwaliteit worden beschouwd als een normaal economisch goed dat onderworpen is aan de wet van het verminderend marginaal nut. Mensen in dichtbeboste landen hechten in het algemeen minder waarde aan bossen dan mensen die wonen in landen waar bijna alle bossen zijn gekapt. In het algemeen zullen de marginale schadekosten echter bijna lineair verlopen. Door de schade te onderzoeken die optreedt bij het huidige vervuilingsniveau (niveau A in de figuur), kunnen we komen tot een schatting van de schadekosten (Ca). We merken hierbij op dat in vrijwel alle onderzoeken de schadekosten als lineair worden beschouwd. Met andere woorden, men schat de milieuschade (meestal bij het huidige vervuilingsniveau) en deelt vervolgens de kosten door dit vervuilingsniveau om te komen tot de schadekosten per eenheid vervuiling. Op deze manier zijn de marginale schadekosten identiek aan de gemiddelde schadekosten. Hoewel dit klopt voor marginale veranderingen, kan voor grotere systeemveranderingen deze waarde niet worden gebruikt om de waarde van milieukwaliteit te schatten. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 9 waarin de marginale schadefunctie is afgebeeld. Als de vervuiling bijvoorbeeld zou dalen van het huidige niveau A naar S, zou de schade worden overschat als gebruik wordt gemaakt van de marginale schadeschatting van punt A.

²³ Voor Nederland heeft een stijging van het zeeniveau van 20 cm verwaarloosbare effecten op de economie, maar een stijging van 4 meter zou enorme economische effecten hebben aangezien het land dan kan overstromen.



Figuur 9 Schatting van de schadekosten op het huidige vervuilingsniveau (A) volgens niet-lineaire marginale schadekostenfuncties



In dit onderzoek wordt de marginale schade die optreedt bij het huidige vervuilingsniveau aangeduid als de schaduwprijs²⁴.

3.3.5 Schatting en karakterisering van schadekosten

Omdat de schatting van de schadekosten zeer nauw aansluit bij de end-point-benadering, ligt het voor de hand om bij de schadekostenbenadering de end-pointkarakterisatiefactoren te gebruiken. In feite kennen beide benaderingen zeer grote overeenkomsten: zowel in de berekening van de schadekosten als in de berekening van de end-pointkarakterisatiefactoren wordt gebruik gemaakt van milieukundige en gezondheidsmodellen die de relatie tussen emissies en de end-points inschatten. Maar waar de end-pointbenadering de fysieke impacts beschrijft in een paar fysieke indicatoren, gaat de schadekostenbenadering een stap verder door deze ook daadwerkelijk te waarderen.

In principe kan men derhalve ook tot een schadeschatting van emissies te komen door de end-points direct te waarderen en via de karakterisatiefactoren de relatie tussen deze end-points en de individuele emissies te leggen (zie paragraaf 2.5). In hoofdstuk 5 wordt dit toegelicht en in hoofdstuk 6 wordt de discussie gevoerd welke manier te prefereren is gegeven het beschikbare datamateriaal.

²⁴ In strikte zin is dit geen schaduwprijs omdat er geen randvoorwaarde is geformuleerd, maar is het meer een waardering van de marginale milieuschade. Vanwege gewoon taalgebruik noemen we deze waardering een schaduwprijs.

3.4 Ethische overwegingen bij waardering

Economische waardering van milieueffecten en menselijke gezondheid kunnen leiden tot morele bezwaren. Hierna bespreken we de belangrijkste bezwaren tegen economische waardering *als zodanig*. De verschillende ethische vraagstukken met betrekking tot het bepalen van de precieze waarden zelf worden niet besproken, zoals het punt of waarden voor persoonlijke risicovermindering kunnen worden gebruikt voor risico's opgelegd aan anderen of voor het intergenerationele wegen van kosten en baten (de keuze van maatschappelijke discontovoet).

Economische waardering ontkent intrinsieke natuurwaarden

Intrinsieke waarde betekent een onafhankelijke waarde, onafhankelijk van instrumentele waarde of gebruikswaarde voor enig ander doel. Onafhankelijk van het bestaan van een dergelijke intrinsieke waarde, ontkent economische waardering een dergelijke waarde niet. Economische waardering faciliteert en rationaliseert alleen keuzes tussen alternatieven waarvoor schaarse bronnen moeten worden gebruikt (tijd, geld). Als geld wordt besteed aan alternatief A, dan kan het niet worden besteed aan alternatief B. Bij het afwegen van deze keuzes kan zeer goed rekening worden gehouden met erkenning van intrinsieke waarde. Tenslotte moet zelfs de meest toegewijde milieubeschermer beslissen hoeveel hij of zij aan milieudoelen wil besteden en hoeveel aan zijn of haar voedsel. Als we beslissen welk deel van ons geld we willen besteden aan ontwikkelingssamenwerking, ontkennen we niet de intrinsieke waarde van mensen die in de ontwikkelingslanden wonen. Economen kijken hoeveel mensen bereid zijn te betalen voor verschillende goederen en doeleinden en daaruit leiden ze de economische waarde van die goederen af. Natuurlijk kunnen mensen het oneens zijn met de voorkeuren en (morele) waarden van andere mensen, en dus met hun betalingsbereidheid. Economen nemen echter slechts waar wat zich in de maatschappij afspeelt.

De economische waarde van natuur is oneindig, aangezien het bestaan daarvan een vereiste is voor (menselijk) leven. Als vereiste voor het leven kan de natuur niet worden afgewogen tegen andere goederen

De economische waarde van natuur *als zodanig* mag dan oneindig zijn (of extreem hoog: Constanza et al., 1997), dat geldt niet 'marginaal'. Bij de overweging of een kleine ingreep in het milieu mag plaatsvinden, staat niet het menselijk leven of de natuur als zodanig op het spel. Bij economische waardering gaat het altijd over deze waardering van marginale (dat is relatief kleine) ingrepen. Als we zeggen dat een brood één Euro kost, bedoelen we alleen dat de prijs van een extra brood één Euro is. Vermenigvuldiging van al het voedsel met zijn prijs lijkt echter tot een betekenisloos getal aangezien we niet kunnen leven zonder voedsel.

De waarden van goederen zoals gezondheid en materiële consumptiegoederen zijn onvergelijkbaar

Dit betekent dat de waarde van, bijvoorbeeld, goede gezondheid niet kan worden uitgedrukt in dezelfde grootte als de waarde van een auto of televisie (zie voor dit onderwerp bijv. Alfred, 2006). In principe is dit hetzelfde onderwerp als eerder besproken. Allereerst is economische waardering marginaal. In het algemeen is de discussie niet of een bepaald leven gered moet worden, maar of de gezondheidsrisico's met een bepaald percentage moeten worden verminderd. Mensen blijken goed in staat en bereid af te wegen tussen gebruik van bronnen voor beperking van gezond-



heidsrisico's of voor meer materiële behoeften. In de tweede plaats, zelfs bij specifieke gezondheidseffecten geldt dat bronnen altijd kunnen worden gebruikt voor het afwenden van andere gezondheidseffecten en dat dus keuzes moeten worden gemaakt.

Het is immoreel om een prijskaartje aan leven te hangen

Het mag misschien 'kil' lijken om beslissingen betreffende menselijk leven te rationaliseren, dat is nog geen reden om het als *immoreel* te beschouwen. Er is geen morele verplichting om levens te redden tegen alle kosten (bijvoorbeeld ten koste van iemands eigen leven). We moeten echter twee soorten keuzes onderscheiden. Allereerst is er de situatie waarin specifieke levens op het spel staan, zoals dat van mijnwerkers die zitten opgesloten in een ingestorte mijn. In dergelijke gevallen lijkt er geen grens aan de kosten die gemaakt worden om hun leven te redden. Zelfs in die gevallen moeten er echter afwegingen worden gemaakt: middelen die worden gebruikt om hun specifieke levens te redden kunnen niet tegelijkertijd worden gebruikt om andere slachtoffers te redden. Bij economische waardering gaat het er niet om een prijskaartje aan die specifieke levens te hangen, maar aan de waarde van *statistische levens*. Bij de beleidskeuzes waarvoor economische waardering wordt gebruikt, gaat het om marginale veranderingen in de risico's voor mensen. Als bijvoorbeeld een bepaald risico wordt gereduceerd van vijftien op een miljoen tot veertien op een miljoen voor een bevolking van een miljoen, dan is er één *statistisch leven* gered. Economen stellen vast dat dergelijke vergelijkende beoordelingen van risico's en mogelijke winst regelmatig worden gemaakt in het dagelijks leven, zoals bij keuzes tussen vormen van vervoer. Vanuit dergelijke maatschappelijke keuzes kunnen economen waarden afleiden voor statistische levens. Dus hoewel het leven als zodanig onbetaalbaar is, is veiligheid in de zin van statistische risicoreductie dat niet. Dezelfde redenering gaat op voor natuurbescherming (zie bijv. Power, 1996). Bovendien kunnen we om ethische redenen niet volledig voorbijgaan aan waardering van statistische levens in de beleidsvorming; als we afzien van *expliciete* economische waardering betekent dat alleen dat waarderings impliciet en waarschijnlijk inconsistent worden gemaakt. Aangezien financiële bronnen beperkt zijn, gaat het bij alle beleidsvorming (inclusief die uit het verleden) om het maken van keuzes (Davidson en Wit, 2002).

Economische waardering is nutteloos voor beleidsvorming

Sommige critici maken bezwaar tegen economische waardering met het argument dat door nadruk te leggen op de goederen van individuen, alleen rekening wordt gehouden met eigenbelang. Ze stellen dat onderwerpen zoals milieubescherming moeten worden beoordeeld op basis van publiek belang, dus naar wat het beste is voor de maatschappij als geheel. Of publiek belang hetzelfde is als het totaal van de individuele eigenbelangen is een nog onbeantwoorde, controversiële vraag in de politieke filosofie. We kunnen alleen benadrukken dat schaduwrijzen gebaseerd op betalingsbereidheid die kunnen worden gebruikt voor kosten-batenanalyses geen vervanging zijn voor een politiek proces; ze leveren alleen maar informatie over de voorkeuren van mensen, dus over hoeveel mensen bereid zijn te betalen voor een bepaalde verandering in milieukwaliteit.

3.5 Gemeenschappelijke uitgangspunten bij bepaling schaduwrijzen

In deze paragraaf komen de gemeenschappelijke uitgangspunten naar voren bij het bepalen van de sets van schaduwrijzen en weegfactoren.

In hoofdstuk 5 en 6 worden de specifieke uitgangspunten bij het bepalen van waarderingen en weegfactoren voor respectievelijk preventie- en schadekosten behandeld en worden concrete waarden voor deze kosten en afgeleide weegfactoren voorgesteld.

3.5.1 Tijds- en geografische dimensie van emissies

De schaduwrijzen zijn bepaald voor emissies vanaf Nederlands grondgebied (exclusief Antillen) voor het jaar 2008²⁵.

Voor de preventiekosten betekent dit dat de schaduwrijzen niet (altijd) alle emissies van de Nederlandse ingezetenen dekken omdat sommige in het buitenland plaatsvinden.²⁶ Dit komt omdat de beleidsdoelen in de meeste gevallen zijn vastgesteld voor emissies vanaf Nederlands grondgebied.

Voor de schadekosten betekent dit dat er een aanname moet worden gemaakt over de schade die optreedt *buiten* het Nederlandse grondgebied. Deze schade kan aan de hand van verspreidingsmodellen en dosis-effectrelaties worden ingeschat (zie hoofdstuk 5). Bij de bepaling van de schaduwrijzen gaan we ervan uit dat de *waardering* van die schade gelijk is aan de Nederlandse situatie. Met andere woorden: de schade die wordt toegebracht aan een Nederlander wordt even zwaar gewaardeerd als de schade aan een Duitser of een Pool. Een discussie over deze aanname vindt plaats in hoofdstuk 5.

3.5.2 Gemiddelden waarden voor Nederland

De schaduwrijzen die in deze rapportage vermeld zijn betreffen gemiddelde waarden voor Nederland. Afhankelijk van de precieze context kunnen de daadwerkelijke schaduwrijzen verschillen van de gemiddelde situatie in Nederland. Voor de preventiekosten kan dit het geval zijn als er lokaal beleid is om, bijvoorbeeld, de luchtkwaliteit binnen grenswaarden te houden. Voor de schadekosten hangen de daadwerkelijke waarderingen af van zaken als bevolkingsdichtheid, locatie van uitstoot en soort van uitstoot. Zo zijn fijn stofdeeltjes uit transport over het algemeen meer schadelijk dan fijn stofdeeltjes die uit een hoge schoorsteen komen. In hoofdstuk 7 wordt nader ingegaan op de mogelijke toepasbaarheid van deze set van schaduwrijzen voor situaties die afwijken van het gemiddelde in Nederland.

3.5.3 Prijzen

Het prijsniveau van de schaduwrijzen in dit Handboek is 2008. De prijzen in de door ons geraadpleegde literatuur en modellen wordt soms weergegeven in het prijsniveau van 2000 of 2005. In dat geval zijn de prijzen aangepast aan het prijsniveau van 2008, gebruikmakend van de consumentenprijsindex van de Europese Centrale Bank voor de Eurozone (data en rechtvaardiging, zie Annex A).

²⁵ Sommige schattingen van preventiekosten zijn gebaseerd op gegevens voor het jaar 2007, die we onveranderd achten voor het jaar 2008.

²⁶ Een indicator als het BBP is van toepassing op de Nederlandse ingezetenen.



Schaduw prijzen zijn te beschouwen als prijzen voor emissies exclusief financiële transfers zoals subsidies of belastingen. Dit impliceert voor de schadekosten dat deze niet per definitie gelijk zijn aan externe kosten. Een deel van de schade die immers ontstaat wordt al 'geïnternaliseerd' via heffingen of deelname aan een emissiehandelssysteem. Voor een discussie over de interpretatie van de schaduw prijzen in termen van externe kosten verwijzen we naar hoofdstuk 7.

3.5.4 Karakterisatiefactoren

De keuze voor de karakterisatiefactoren is een complex gegeven in dit onderzoek. Allereerst is het van belang om een harmonisatie tussen de mid-point- en end-pointfactoren te bewerkstelligen om op die manier berekeningen tussen de twee niveaus te faciliteren hetgeen van belang kan zijn bij het ontwikkelen van weegfactoren en het bepalen van een grotere set van schaduw prijzen dan op basis van de data-analyse kan worden bewerkstelligd. Ten tweede bevat dit onderzoek schaduw prijzen voor Nederland, hetgeen zou impliceren dat karakterisatiefactoren zoveel mogelijk voor de Nederlandse situatie worden opgesteld. Dit speelt met name bij end-pointfactoren waar de precieze impact van emissies mede bepaald wordt door landspecifieke eigenschappen, zoals weer, bevolkingsdichtheid, etc.

Gegeven de aanwezige set van karakterisatiefactoren is besloten om aansluiting te vinden bij ReCiPe omdat hierbij de relatie tussen mid- en end-points in een consistent kader is gegoten. Het nadeel daarvan is dat de karakterisatiefactoren niet specifiek voor de Nederlandse situatie zijn.

3.5.5 Het thema uitputting abiotische grondstoffen

In LCA-studies wordt de schadecategorie 'abiotische uitputting van hulpbronnen' regelmatig genoemd. Deze categorie betreft het risico dat toekomstige generaties van de mensheid zonder hulpbronnen komen te zitten. In dit onderzoek hebben we voor deze categorie geen schatting van schadekosten gemaakt.

ReCiPe (Goedkoop et al., 2009) bevatte de end-pointcategorie 'beschikbaarheid van hulpbronnen'. Zij besloten te kijken naar de geologische verdeling van mineralen en fossiele hulpbronnen en na te gaan hoe het gebruik van deze hulpbronnen marginale veranderingen veroorzaakt in het toekomstig gebruik van hulpbronnen.

In de conventionele economie wordt echter de uitputting van hulpbronnen niet beschouwd als een werkelijke of technische externaliteit, maar in plaats daarvan als financiële externaliteit. Financiële externaliteiten worden bepaald door prijzen. Als bijvoorbeeld persoon A veel kaas koopt, stijgt de prijs van kaas. Dit is nadelig voor persoon B die ook kaas wil kopen. Dit is echter onderdeel van efficiënte marktwerking en wordt daarom niet beschouwd als externaliteit. Financiële externaliteiten hebben dus invloed op de efficiëntie van economische systemen, hoewel ze wel invloed hebben op de verdeling van welzijn. De theorie van Hotelling stelt dat de uitputting van niet-vernieuwbare hulpbronnen opgenomen is in de prijzen van deze hulpbronnen en dat dus de kosten van uitputting intern zijn.

Tegenstanders van deze opvatting leggen de last van het huidige gebruik bij toekomstige generaties. Sommige ecologische economen beschouwen overconsumptie van niet-vernieuwbare hulpbronnen als oneerlijk tegenover toekomstige generaties. Zij stellen dat het toekennen van prijzen aan onvervangbare natuurlijke hulpbronnen net zoiets is als de Mona Lisa veilen voor een zeer kleine groep: de prijs zal te laag zijn aangezien anderen, waaronder mensen die in de toekomst zullen leven, niet mee kunnen bieden.



Nog een argument komt uit ExternE. Aangenomen dat het huidige rente-disconto hoger is dan het maatschappelijke voorkeursdisconto dat zou moeten gelden voor maatschappelijke doeleinden, kunnen externe kosten inderdaad worden toegekend aan de uitputting van aan abiotische hulpbronnen. Een derde argument, aangedragen door Clevelan (1991) is dat het bij de winning van niet-vernieuwbare hulpbronnen gaat om externe effecten, bijv. vervuiling van rivieren en bodem. Bovendien worden deze effecten waarschijnlijk sterker in de toekomst als gevolg van de lagere gehalten van gewonnen ertsen. Daarom zal winning van hulpbronnen nu (en dus verbruik van een deel van de beperkte voorraden) leiden tot hogere externe kosten in de toekomst.

Al deze standpunten zijn gebaseerd op het idee dat de voorraden zelf het menselijk welzijn in de toekomst beperken en dat welvaart uitsluitend is gecreëerd via de markten van de hulpbronnen. Bij beide stellingen kunnen echter vraagtekens worden geplaatst. Als opbrengsten van hulpbronnen worden geïnvesteerd, bijvoorbeeld in winningstechnologie, kunnen ook toekomstige generaties ervan profiteren door technologische ontwikkelingen. Onderzoek naar historische mineralenprijzen laat een dalende trend zien in plaats van een toenemende, wat erop wijst dat de schaarste steeds minder een beperking vormt voor economische activiteiten (Barnett en Morse, 1963; Simon, 1977). Simon (1981, p. 46) heeft opgemerkt dat 'wij als economen of als consumenten geïnteresseerd zijn in bepaalde diensten die uit de hulpbronnen voortkomen, niet in de hulpbronnen zelf'. De waarde van deze diensten kan worden weergegeven door de prijs van hulpbronnen en deze vertoont een langzaam dalende lange termijn trend, zowel voor de winningskosten als de marktprijs. Daarom is het goed mogelijk dat toekomstige generaties voordeel hebben van de mate waarin wij hulpbronnen gebruiken.

Samengevat, hoewel we uitputting van abiotische hulpbronnen kunnen beschouwen als oneerlijk tegenover toekomstige generaties, zijn er in het geval van goed functionerende markten geen externe kosten aan verbonden. We schatten daarom de schadekosten op 0 voor uitputting van abiotische hulpbronnen. De preventiekosten voor abiotische hulpbronnen wordt ook op 0 gesteld omdat er momenteel geen beleid is met betrekking tot de eindigheid van hulpbronnen.





4 Schaduw prijzen volgens preventiekostenmethode

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk leggen we de manier uit waarop wij de preventiekosten hebben bepaald. Eerst wordt in paragraaf 4.2 de gevolgde methodiek beschreven. Vervolgens worden in paragraaf 4.3 de hier gevonden preventiekosten gepresenteerd. In paragraaf 4.4 wordt ingegaan op de toepasbaarheid van de preventiekosten voor andere regio's/landen en voor langere tijds-horizonten. Ook wordt hier ingegaan op onzekerheid. De precieze bepaling van de preventiekosten voor elk thema wordt uitvoerig beschreven in Annex B.

4.2 Methodiek gebruikt in dit onderzoek

4.2.1 Algemene methodiekwaardering

Schaduw prijzen volgens de preventiekostenmethode worden bepaald door te kijken naar de marginale kosten van het behalen van de gestelde doelen. Dat wil zeggen dat de schaduw prijzen worden bepaald door de kosten van de *duurste* maatregel uit de *goedkoopste* set van maatregelen die noodzakelijk is voor het behalen van de beleidsdoelen.

Dat de schaduw prijs per definitie de *minimale* maatschappelijke kosten aangeeft van extra emissiereductie om te kunnen voldoen aan het beleidsdoel, betekent dat inefficiënties in het beleid buiten beschouwing worden gelaten. In het algemeen zullen de kosten van het milieubeleid in de praktijk immers hoger uitvallen omdat de overheid bijvoorbeeld de emissieruimte niet kosten-optimaal verdeelt over de doelgroepen en in haar verdeling argumenten als rechtvaardigheid, concurrentiekracht of andere overwegingen meeneemt. Ook kunnen bedrijven besluiten om geen heffingen te betalen maar duurdere maatregelen te nemen om afval te voorkomen vanwege marketing-overwegingen. Dit zijn evenwel geen impliciete kosten van milieubeleid, maar impliciete kosten van ander beleid, zoals marketingbeleid, industriepolitiek of inkomenspolitiek. Derhalve dienen in onze optiek deze kosten niet te worden toegerekend aan de preventiekosten.²⁷

Zoals in hoofdstuk 3 beargumenteerd kunnen nationale preventiekosten worden bepaald aan de hand van:

- economische instrumenten die worden ingezet bij beleidsdoelen zonder een nationaal emissieplafond;
- nationale beleidsdoelen die door een reeks van milieubeleidsinstrumenten dienen te worden gehaald.

²⁷ Hier is uiteraard discussie over mogelijk. Een lid van de expertcommissie vond deze veronderstelling arbitrair. We erkennen hierbij dat milieubeleid *invloed* uitoefent op bijvoorbeeld het industriebeleid en dat daardoor corrigerende maatregelen nodig zijn. De vraag of die op het disconto van het industriebeleid of het milieubeleid moet worden geschreven hangt af van de vraag welk beleidsdoel men als primair ziet en welk beleidsdoel men als ondergeschikt ziet. Omdat we hier schaduw prijzen voor *het milieu* ontwikkelen, zien we in deze studie het milieubeleid als het primaire beleid, zonder daarbij te willen pretenderen dat milieubeleid boven andere beleidsvelden staat.



Bij de laatste aanpak worden de preventiekosten bepaald aan de hand van de marginale kosten van technische en organisatorische maatregelen om aan de gestelde doelen te voldoen. Een probleem daarbij is dat technische en organisatorische maatregelen vaak meerdere stoffen reduceren. De verdeling van deze joint costs is altijd arbitrair (zie paragraaf 3.2.2). De schattingen in deze studie zijn gebaseerd op onderliggende studies van ECN en PBL waarbij aan klimaatbeleid prioriteit is gegeven (zie ook Annex B). Daarnaast zijn de resultaten vergeleken met de kostencurves die in navolging van het Optiedocument (ECN/MNP, 2006) zijn vastgesteld in ambtelijke werkgroepen. Daarbij is bij de verdeling van de joint costs ervan uitgegaan dat aan het klimaatbeleid prioriteit wordt gegeven en dat de overige beleidsdoelen worden vastgesteld nadat het klimaatbeleid is vastgesteld. Gegeven de discussies die Europees spelen rondom het toekomstige verzuringsbeleid lijkt dit een redelijke afspiegeling te zijn van de beleidspraktijk.

4.2.2 Prioritaire stoffen en doelen

We hebben de preventiekosten ingeschat voor elf prioritaire stoffen, elk gerelateerd aan specifieke milieuthema('s) (zie paragraaf 4.3.2). Zo zijn voor het thema klimaatverandering de preventiekosten voor CO₂ bepaald. Eventuele kosten van de overige broeikasgassen zijn niet meegenomen - de veronderstelling is ook dat deze *goedkoper* zijn dan CO₂-emissies zodat de reductie van laatstgenoemde daadwerkelijk de marginale kosten weergeeft van het behalen van de politieke doelen.

De meeste beleidsdoelen gelden voor een moment in de toekomst (bijv. 2010 of 2020) en dus is de mate van emissiereductie die moet worden bereikt afhankelijk van toekomstige emissiegroei. Om de marginale kosten van beleidsdoelstellingen vast te stellen moeten we dus scenario's gebruiken om toekomstige emissies te schatten bij gebrek aan beleidsmaatregelen. Zulke autonome emissieverlopen zijn ruim beschikbaar, maar we moeten oppassen dat in de emissiescenario's geen beleidsplannen worden opgenomen.

De preventiekosten voor de verontreinigende stoffen waarvoor een nationaal emissieplafond geldt (bijv. CO₂, NO_x, SO₂, NH₃ en NMVOS) zijn berekend op basis van de kostencurves van het Optiedocument (ECN/MNP, 2006)²⁸. Deze kostencurves bevatten opties voor emissiereductie in een aantal economische sectoren. In welke mate de maatregelen die ten grondslag liggen aan de kostencurves daadwerkelijk van toepassing zijn, hangt grotendeels af van de geschatte economische ontwikkeling. Als bijvoorbeeld de aluminiumindustrie wordt geacht haar productie te verminderen in 2020 als gevolg van concurrentieoverwegingen, zal de kosteneffectiviteit van te nemen reductiemaatregelen waarschijnlijk verminderen voor deze industrie. We hebben ons daarom ook gedeeltelijk gebaseerd op schattingen van de marginale kosten uit de eerder genoemde ECN/MNP-literatuur en hebben deze literatuurstudies gebruikt voor een geschatte verwachting van de totale kosten en de onderverdeling van deze totale kosten over de verschillende stoffen²⁹.

De politieke doelen en achtergrondscenario's die zijn gebruikt bij de berekeningen zijn in Tabel 6 weergegeven. De rechtvaardiging en bepaling van deze doelen wordt gegeven in Annex B.

²⁸ Met inbegrip van latere aanpassingen aan deze kostencurves vastgesteld in inter-departementale werkgroepen.

²⁹ In onze eigen schattingen hebben de eventuele gezamenlijke kosten toegewezen op basis van een iteratieve procedure waarbij we prioriteit gaven aan maatregelen tegen klimaatverandering boven andere beleidsmaatregelen.



Tabel 6 Achtergrondscenario's en beleidsdoelen voor de diverse stoffen

Stof/impact	Scenario autonome ontwikkeling	Beleidsdoel
CO ₂	GE-scenario*	20% emissiereductie in 2020
CFK-11	-	Verwijderingsbijdrage in Besluit verwijdering wit- en bruingoed
NO _x	GE-scenario	Verwacht NEC-doel 2020 (186 kton)
SO ₂	GE-scenario	Verwacht NEC-doel 2020 (35 kton)
NH ₃	GE-scenario	Verwacht NEC-doel 2020 (119 kton)
NMVOS	GE-scenario	Verwacht NEC-doel 2020 (143 kton)
PO ₄	-	Bestuurlijke boete bij overschrijding fosfaat-gebruiksnorm in meststoffenwet
N	-	Bestuurlijke boete bij overschrijding stikstof-gebruiksnorm in meststoffenwet
PM ₁₀ en PM _{2,5}	-	EU-richtlijnen m.b.t. concentraties/kosten-effectiviteitstoets in NeR
Finaal afval	-	Kosteneffectiviteitstoets in ontwerp LAP: 150% van storttarief
dB-spoor >55	-	Geluidshinderbeleid (Euro per dB-woning)
dB-weg >50		
dB-vlieg >45		

* Global Economy (GE) een vaak gebruikt scenario dat zwaar steunt op het vrijemarkt-mechanisme en liberalisatie van internationale handel. Het omvat relatief hoge inschattingen van toekomstige economische groei, maar voorziet ook grootschalige milieuproblemen.

4.3 Set van schaduw prijzen volgens de preventiemethodiek

4.3.1 Beschrijving van aanpak per milieuthema

In Annex B staan de schattingen per stof beschreven op basis van dit overheidsbeleid voor de betreffende stof gebruikmakend van een veelvoud aan bronnen. Hieronder staan de hoofdpunten per stof vermeld. Voor een rechtvaardiging van de door ons gekozen aanpak wordt verwezen naar Annex B. Hieronder beschrijven we de belangrijkste elementen voor ieder milieuthema en de bijbehorende milieuverontreinigende stoffen.

Klimaatverandering

In 2007 heeft het ECN in samenwerking met het MNP het Werkprogramma Schoon en Zuinig (VROM, 2007) beoordeeld. Om de afhankelijkheid van het Europese beleid zichtbaar te maken heeft ECN in de beoordeling gewerkt met twee varianten: 'EU hoog' en 'EU laag'. In 'EU hoog' geldt een emissiereductiedoelstelling van 30% en een CO₂-prijs van 50 €/ton (prijspeil 2007) in 2020. In 'EU laag' geldt een emissiereductiedoelstelling van 20% en een CO₂-prijs van 20 €/ton (prijspeil 2007) in 2020. De verwachting van ECN is dan ook dat binnenlandse emissies zullen worden gereduceerd tot aan een kostenplaatje van respectievelijk € 20 en € 50 per ton CO₂. Als centrale waarde voor emissies in het jaar 2008 is gekozen voor € 25 per ton CO₂ op basis van prognoses uit het NEEDS-project (NEEDS, 2008). Indien de klimaatdoelstelling worden aangepast aan -30% dan dient de schaduwprijs te worden aangepast aan 50 €/ton CO₂.

Aantasting ozonlaag

In het algemeen zijn de emissies van stoffen die de ozonlaag aantasten verboden. Voor die gevallen dat emissies niet verboden zijn, leiden wij een ruwe indicatie voor de schaduwprijs af uit de kosten van verwerking in de inzamelingsregeling voor oude voorraden CFKs en halonen. De verwijderings-



bijdrage voor algemeen groot witgoed bedraagt € 5 tegenover een bijdrage van € 17 voor koel- en vriesapparatuur. Het verschil van € 12 per koelkast kan worden toegerekend aan enkel de reductie van CFK-emissies: circa 0,4 kilogram (H)CFK per koeling. Het gaat bij de terugwinning van (H)CFKs met name om CFK-11, zodat wij de schaduwprijs op 30 €/kg CFK-11 stellen.

Verzuring NO_x, SO₂ en NH₃

De schaduw prijzen voor de individuele stoffen NO_x, SO₂ en NH₃, die allemaal een impact hebben op verzuring, zijn gebaseerd op de verwachte NEC-doelen voor 2020 en verschillende bronnen voor marginale kosten (ECN/MNP, 2006 en IIASA-data). De stoffen hebben echter ook effect op andere milieuthema's. In onze eigen berekeningen hebben we joint costs opgesplitst door gebruik te maken van de veronderstelling dat klimaatbeleid prioriteit geniet en alle klimaatgerelateerde maatregelen aan het klimaatbeleid toevallen.³⁰

Fotochemische oxidantvorming

Het verwachte NEC-plafond voor 2020 voor NMVOS bedraagt 143 kton. Het Optiedocument biedt onvoldoende maatregelen om dit doel te bereiken en dat additioneel beleid nodig is. Het MNP heeft de kosteneffectiviteit van aanvullende maatregelen op circa 5 €/kg NMVOS geschat (MNP, 2007a)³¹. Daarnaast wordt in de Nederlandse Emissierichtlijn Lucht (NeR) een indicatieve referentiewaarde genoemd van 4,60 €/kg VOS-emissie voor de kosteneffectiviteit van emissiereducerende maatregelen (SenterNovem, 2009)³². Wij schatten de marginale reductiekosten daarom op circa 5 €/kg NMVOS. Deze waarde is substantieel hoger dan de 0,90 €/kg NMVOS genoemd in de update van 2002 (CE, 2002). Het verschil is met name het resultaat van de strengere NEC-richtlijn voor 2020 (143 kton) dan het NMP4-doel 2010 (163 kton).

Eutrofiëring

Voornamelijk de landbouwsector is verantwoordelijk voor vermisting door de productie van mest en het gebruik van kunstmest. Kosten die deze sector dient te maken zijn daarom representatief voor de schaduwprijs voor eutrofiëring. In de meststoffenwet gelden bestuurlijke boetes voor het overschrijden van de gebruiksnormen voor fosfaat en stikstof. Op basis van deze heffingen stellen wij de schaduw prijzen voor fosfaat (PO₄) en stikstof (N) op respectievelijk 11 €/kg en 7 €/kg. Deze waarden zijn hoger dan de waarden in de update uit 2002 (CE, 2002) gezien de verhoogde heffingen.

Fijn stofvorming

Voor PM₁₀ en PM_{2,5} bestaan geen *emissiedoelen*, maar wel Europese luchtkwaliteitsnormen die sinds 2007 opgenomen zijn in de Nederlandse wetgeving. Het gaat hierbij om een beperking van de *concentraties* fijn stof. Wat betreft de kosteneffectiviteit is een (verouderd) criterium opgenomen in de NeR (SenterNovem, 2009): maatregelen duurder dan € 2,30 per vermeden kg fijn stof zijn niet verplicht. Hoewel studies verschillende maatregelen in beeld hebben gebracht om de emissie van PM₁₀ te verminderen met hogere kosten dan 2,30 €/kg, zijn deze maatregelen lastig aan de concrete concentratiedoelstellingen te relateren. Daarom wordt hier uitgegaan van de

³⁰ Dit is gerechtvaardigd doordat de CO₂-emissies van het klimaatbeleid door ECN zijn vastgesteld exclusief eventuele baten op verwachte EU ETS-prijzen.

³¹ Op basis van figuur 3.1, pagina 35: reductie circa 20 kton NMVOS voor circa 100 miljoen Euro.

³² Nota bene: hoewel deze waarden worden gegeven in de meest recente NeR (SenterNovem 2009, betreffende paragrafen 2.11 onveranderd sinds december 2006), stammen de waarden uit het midden van de jaren negentig.



NeR-waarde³³. Tenslotte dragen ook NO_x en SO₂ bij aan PM₁₀-vorming. Indien PM₁₀ een (veel) hogere waarde zou hebben dan 2,30 €/kg zouden ook NO_x en SO₂ een bijdrage aan PM₁₀-vorming leveren die niet valt te rijmen met de schaduw prijzen voor die stoffen op basis van de betreffende doelstellingen en marginale preventiekosten. Wel wordt ter indicatie een alternatieve waarde voor de preventiekosten van 50 €/kg in de tabellen vermeld. Deze schatting is gebaseerd op de kosteneffectiviteit van ingezette maatregelen in de industrie. Waargenomen kosten van emissiereductie in de transportsector zijn hoger dan 50 €/kg terwijl de kosten in de landbouw lager lijken te zijn (zie Annex B.4.2).

Humane toxiciteit

Voor toxische stoffen gelden geen landelijke plafonds, maar wel maximaal toelaatbare concentraties (MTRs). De schaduw prijzen voor toxische stoffen zijn gerelateerd aan PM₁₀ via de onderlinge verhouding in MTR. Voor PM₁₀ hebben we hierbij uitsluitend gebruik gemaakt van de bovengenoemde waarde van € 2,30 per kilo.

Finaal afval

Finaal afval is geen impactcategorie in Levenscyclusanalyse (LCA). Omdat het echter voor de Nederlandse overheid wel een afzonderlijk beleidsthema is met gericht beleid, is in de voorgaande studie (CE, 2002) ook een schaduw prijs voor finaal afval gegeven. In deze studie wordt ook voor deze waarde een update gegeven - in de weegfactoren van hoofdstuk 6 komt het thema finaal afval echter niet naar voren.

Per 1 januari 1996 geldt een verbod op het storten van afval dat kan worden verbrand of gerecycled. Na de diverse mogelijke verwerkingsstappen blijft uiteindelijk zogenoemd finaal afval over dat niet verder kan worden verbrand of gerecycled. Voor dit afval wordt in het nieuwste ontwerp LAP (VROM, 2008) 'nuttige toepassing' opgenomen als de minimumstandaard, tenzij de meerkosten hoger zijn dan 150% van het tarief van storten, inclusief de stortbelasting. De kosten voor het storten van afval lagen in 2007 rond de € 120 per ton. Hiermee komen wij op marginale vermijdingskosten voor finaal afval van €180 per ton.

Geluid

Geluidshinder wordt veroorzaakt door industrie, weg-, spoor- en vliegverkeer en diverse andere bronnen. Om geluidsoverlast te reguleren, bestaat sinds eind jaren 70 de Wet geluidshinder. Het biedt een juridische basis voor geluidsbeleid door maximum toelaatbare geluidsniveaus te definiëren langs wegen en industriële gebieden. Het ministerie van Verkeer en Waterstaat gebruikt het zogenaamde doelmatigheids criterium om aan te geven welk type maatregel kosteneffectief is in het voorkomen van overschrijdingen. Op basis hiervan bedraagt de schaduw prijs voor geluid € 3.000 per dB-woning. Wanneer deze waarde wordt omgerekend naar preventiekosten per dB per jaar resulteert een bedrag van € 70 (zie Annex B.9).

³³ Naar verwachting zal het nationale PM_{2,5}-doel worden gehaald. PM₁₀-doelstellingen worden strikter geacht.



Hierbij stellen wij voor per vervoersmodaliteit verschillende drempelwaarden voor geluidsoverlast te hanteren omdat mensen het geluid ervan anders ervaren³⁴:

- 50 dB voor geluid van wegverkeer;
- 55 dB voor geluid van treinverkeer;
- 45 dB voor geluid van vliegverkeer.

4.3.2 Resultaten per stof (waardering)

Tabel 7 geeft de gevonden preventiekosten per prioritaire stof weer. Tevens worden de milieuthema's aangegeven waarop de verschillende stoffen betrekking hebben.

Tabel 7 Preventiekosten per stof (€₂₀₀₈ /kg; centrale waarden tussen haakjes)

Stof	Schaduwprijs (centrale waarde)	Thema
CO ₂	0,02-0,05 (0,025)	Klimaatverandering
CFK-11	30	Ozonlaag
NO _x	5-10 (9)	Verzuring, fotochemische oxidantvorming (smog) en fijn stofvorming
SO ₂	5-10 (5)	Verzuring, fotochemische oxidantvorming en fijn stofvorming
NH ₃	4	Verzuring, fijn stofvorming
NMVOS	5	Fotochemische oxidantvorming
PO ₄	11	Fresh water eutrofiering (vermesting)
N	7	Marine eutrofiering (vermesting)
PM ₁₀ *	2,30-50	Fijn stofvorming, Humane toxiciteit
Finaal afval	0,18	Finaal afval
dB-spoor >55	3.000	Geluid (€ per dB-woning)
dB-weg >50		
dB-vlieg >45		

Noten: * Voor PM₁₀ is de precieze bepaling op dit moment onduidelijk. De waardering van 2,30 €/kg is gebaseerd op het oude beleid. Echter op dit moment is er nieuw beleid in ontwikkeling hetgeen de preventiekosten kan doen laten stijgen tot 50 €/kg. Zie Annex B.4.

De centrale waarden zijn bepaald aan de hand van karakterisatiefactoren die de onderliggende samenhang van de stoffen weergeven (zie Annex D) en de analyse in Annex B.

4.3.3 Uitbreiding aantal waardes op stofniveau

De hierboven gepresenteerde set van preventiekosten is gelimiteerd tot elf emissies en thema's. Deze lijst is echter uit te breiden door gebruik te maken van de karakterisatiefactoren uit de milieukunde (zie paragrafen 2.4 en 2.5). Door de milieukundige verhouding tussen de stoffen als uitgangspunt te nemen ontstaat ook een *impliciete* waardering voor stoffen die dezelfde milieukundige effecten hebben maar waarvoor geen schaduwprijs is bepaald. Zo staat in de milieukundige analyse bijvoorbeeld de impact op klimaatverandering van 1 kg CH₄ gelijk aan die van 25 kg CO₂ (o.b.v. Goedkoop et al., 2009), wat betekent dat de schaduwprijs voor CH₄ uitkomt op 0,625 €/kg als gerekend wordt met de centrale waarde voor CO₂ van 0,025 €/kg. Aan de hand

³⁴ Gegeven een bepaald geluidsniveau, blijken mensen het meest overlast te ervaren van vliegverkeer en het minst overlast van treinverkeer (Annex B).

van de ReCiPe-mid-pointkarakterisatiefactoren kan vervolgens een uitgebreidere lijst met *impliciete* preventiekosten worden bepaald.

Achter deze uitgebreide lijst met impliciete preventiekosten gaat de veronderstelling schuil dat het overheidsbeleid economisch en milieukundig 'juist' wordt vormgegeven. In het voorbeeld hierboven betekent dit dat de overheid in de beleidsvormgeving de marginale kosten van het reduceren van de bijdrage van CH₄ aan klimaatverandering gelijk laat zijn aan de marginale kosten van CO₂-reductie. Uiteraard zal dit in de praktijk evenwel niet (altijd) het geval zijn. Zo zijn er sterke aanwijzingen dat beleid voor de overige broeikasgassen (niet-CO₂) de facto goedkoper is op dit moment dan het beleid voor CO₂ (CE, 2005). Derhalve zouden de daadwerkelijke preventiekosten voor CH₄ *lager* moeten zijn dan de impliciete preventiekosten. We hebben in dit onderzoek niet getracht om de daadwerkelijke preventiekosten te bepalen voor elke stof.

In hoofdstuk 6 wordt uitgebreider ingegaan op de karakterisatie en de problemen die er bestaan bij het toedelen van emissies over de verschillende thema's. Tabel 8 geeft een overzicht van de meest gebruikte stoffen in de analyses. In Annex J staan de impliciete schaduwrijzen voor alle 400 stoffen vermeld.



Tabel 8 Schaduwrijzen van emissies in Nederland in 2008 gebaseerd op preventiekosten (€₂₀₀₈/kg stof)

Stof	Totaal	Broeikas-effect	Aantasting ozonlaag	Verzuring	Fotoch. oxidantvorming	Vermesting	Fijn stofvorming	Humane tox. lucht*	Humane tox. water
CO ₂	0,0250	0,0250							
CH ₄	0,6250	0,6250							
N ₂ O	7,45	7,45							
CFK-11	149	119	30,0						
CFK-12	303	273	30,0						
CFK-113	183	153	30,0						
CFK-114	278	250	28,2						
CFK-115	197	184	13,2						
HCFC-22	46,8	45,3	1,50						
NO _x	8,72			2,32	5,00	0,896		0,506	
SO ₂	5,00			4,13	0,406			0,460	
NH ₃	11,7			10,1		0,784		0,736	
NMVOS	5,00				5,00				
PO ₄	11,0					11,0			
P naar water	10,9					10,9			
P naar bodem (kunstmest)	0,577					0,577			
P naar bodem (mest)	0,545					0,545			
NO ₃ naar water	7,14					7,14			
NO ₃ naar lucht	0,896					0,896			
N naar water	7,00					7,00			
N naar bodem/lucht (mest)	0,553					0,553			
N naar bodem/lucht (kunstmest)	0,511					0,511			
PM ₁₀ *	2,30 (50,0)						2,3 (50,0)		
PM _{2,5} *	2,30 (50,0)						2,3 (50,0)		
CO	0,009							0,009	
Benzo(a)pyreen	92.000							92.000	
Dioxines	92.000.000							92.000.000	
As (arsen)	466							184	282
Cd (cadmium)	4.700							184	4.520
Co (cobalt)	3.370							460	2.910
Cr (chrom)	36.900							36.800	108
Cu (koper)	2.390							9,20	2.380

Stof	Totaal	Broeikas-effect	Aantasting ozonlaag	Verzuring	Fotoch. oxidantvorming	Vermesting	Fijn stofvorming	Humane tox. lucht*	Humane tox. water
Hg (kwik)	8.140							613	7.530
Ni (nikkel)	1.800							368	1.430
Pb (lood)	225							184	41,0
Zn (zink)	227							0,920	226
Fluoride	1.840							1.840	0,21
Finaal afval	0,180								
Geluid (dB-woning boven drempelwaarde**)	3.000								

Noten:

* Voor PM_{10} is de precieze bepaling op dit moment onduidelijk. De waardering van 2,30 €/kg is gebaseerd op het oude beleid. Echter op dit moment is er nieuw beleid in ontwikkeling wat de preventiekosten kan doen laten stijgen tot 50 €/kg. Zie Annex B.4. Aangezien de beleidsdoelen voor PM_{10} stringenter lijken te zijn dan voor $PM_{2,5}$ is de waarde voor PM_{10} leidend.

** Drempelwaarden zijn: 50 dB voor wegverkeer, 55 dB voor treinverkeer en 45 dB voor vliegverkeer.

Uit Tabel 4 blijkt dat voor een aantal stoffen het totaalbedrag een optelsom is van bedragen voor verschillende milieuthema's. Dit is vooral het geval voor de verzurende stoffen NO_x, SO₂ en NH₃, die ook bijdragen aan fotochemische oxidantvorming, vermesting en fijn stofvorming. Hier speelt ten eerste het probleem van *joint costs*, zoals uiteengezet in paragrafen 3.2.2 en 4.2.1. De verdeling van *joint costs* is altijd arbitrair. De schattingen in deze studie zijn gebaseerd op onderliggende studies van ECN en PBL waarbij aan klimaatbeleid prioriteit is gegeven (zie ook Annex B). Ten tweede speelt het probleem hoe de marginale kosten van een individuele stof te verdelen over de milieuthema's. Hierbij is een pragmatische aanpak gekozen waarbij de marginale preventiekosten bepaald voor de individuele prioritaire stoffen zo zijn verdeeld over de thema's dat de optelsom van de componenten ook weer realistische uitkomsten genereert, de onzekerheidsmarge in acht nemend. Zo is de schaduwprijs voor de prioritaire stof NO_x tussen de 5 €/kg en 10 €/kg. Een toewijzing van € 10 aan het thema verzuring is echter onwaarschijnlijk, omdat dit via de karakterisatiefactoren een onrealistische waarde zou opleveren voor SO₂, namelijk 18 €/kg. Dit zou onverenigbaar zijn met de preventiekosten voor SO₂ die eveneens tussen de 5 €/kg en 10 €/kg liggen. De methode is nader uitgelegd in Annex D.

4.4 Temporele en ruimtelijke spreiding

4.4.1 Preventiekosten voor andere landen of lokale omstandigheden

De schaduwprijs voor emissies wordt bepaald door het snijpunt van de marginale reductiekostencurve (MACC) en het beleidsdoel, veelal weergegeven als een verticale lijn. Beleidsdoelen worden bepaald in het politieke proces op basis van de maatschappelijke voorkeuren in het betreffende land. Deze voorkeuren kunnen verschillen. Niet alleen de risicoperceptie kan fundamenteel verschillen, maar ook kunnen beleidsdoelen anders worden gesteld ten gevolge van verschillen in beschikbare middelen, bijvoorbeeld ten gevolge van verschillen in inkomen per hoofd van de bevolking. Tenslotte kunnen preventiekosten evenals directe schadekosten per regio verschillen omdat de lokale omstandigheden, zoals bevolkingsdichtheid of landschapstype, verschillen. Dit betekent dat schaduwrijzen bepaald met behulp van de preventiekostenbenadering alleen van toepassing zijn binnen de regio waarvoor de beleidsdoelen gelden.

Dit geldt ook voor een aantal thema's binnen Nederland. Lokaal gelden immers grenswaarden voor een aantal stoffen. Een eventuele toename van deze stoffen ten gevolge van een project zal daarom lokaal gecompenseerd moeten worden. Voor zover de kosten van lokale maatregelen hoger liggen dan het landelijke gemiddelde of de grenswaarden een strenger doel vertegenwoordigen dan het nationale beleid, zullen de preventiekosten een onderschatting geven van de daadwerkelijke kosten op lokaal niveau.

4.4.2 Preventiekosten door de tijd heen

De marginale preventiekosten in dit onderzoek zijn bepaald voor het jaar 2008.³⁵ De schaduwprijs voor een aantal emissies wordt bepaald door het snijpunt van de marginale reductiekostencurve en het betreffende beleidsdoel. Zowel deze curve als het beleidsdoel kunnen in de tijd veranderen.

³⁵ Eventuele waardes uit 2007 zijn verondersteld niet te veranderen in 2008.

Om de houdbaarheid van de schaduwrijzen te bepalen door de tijd heen dient er rekening te worden gehouden met een viertal ontwikkelingen:

a Economische ontwikkeling anders dan verwacht

Allereerst kan de reductiekostencurve veranderen door veranderingen in emissies. Wanneer de emissies toenemen door bijvoorbeeld toegenomen economische activiteiten, nemen ook de marginale kosten om de beleidsdoelen te bereiken toe. Als de emissies afnemen, zoals op dit moment door de kredietcrisis, is de verwachting dat het goedkoper kan worden om de emissiedoelen te halen als de kredietcrisis tot een structureel lager groeipad leidt.

b Technologische ontwikkeling

Vanwege schaalvoordelen en het leereffect, worden technieken in de loop der tijd efficiënter en/of goedkoper. Als beleidsdoelstellingen worden geformuleerd voor de verre toekomst, moeten de kosten worden gecorrigeerd vanwege technologische verbeteringen. Vrijwel alle MACCs gebruiken ex-ante kosteninformatie. In sommige studies is gewezen op de divergentie tussen ex-post en ex-ante CEA. Ex-ante CEA neigt tot een zekere overschatting van de kosten. Voor gevallen waarin beide CEAs beschikbaar waren, rapporteert internationale literatuur een verschil van een factor 2-5 tussen ex-ante CEA en ex-post CEA (IVM, 2006; Harrington, 2000; Burtraw, 1996; SEI, 1999). Deze redenen zijn vooral dat leereffecten en schaaleffecten vaak ex-ante worden onderschat en dat sommige kostenstudies zijn uitgevoerd wegens strategische redenen, bijvoorbeeld om strenger milieubeleid dwars te zitten. Vaak zijn eenvoudiger middelen gevonden om de doelstellingen te halen die in de studie geen aandacht hadden gekregen. In de VS hebben bijvoorbeeld voorschriften voor SO₂ voornamelijk geleid tot de aankoop van meer schone kolen in plaats van de vele technische maatregelen die in eerdere kostenramingen waren aangegeven.

c Ontwikkeling in de prijzen van energie

Energieprijzen maken soms een belangrijk deel uit van de te verwachten kosten van maatregelen. Hoge energieprijzen maken dat de reductiekostencurve omlaag zakt doordat de besparingen op energie leiden tot lagere kosten. Dit speelt evenwel alleen voor de schaduwrijzen van CO₂.

d Verandering in beleidsdoelen

Beleidsdoelen kunnen in de tijd veranderen door veranderende maatschappelijke preferenties, bijvoorbeeld door toegenomen aandacht voor een bepaald milieuprobleem of nieuwe wetenschappelijke inzichten met betrekking tot de schadelijkheid van bepaalde emissies. Ook kunnen veranderingen in de reductiekostencurve tot aanpassing van de beleidsdoelen leiden.

Samenvattend: Marginale preventiekosten zullen door de tijd heen veranderen. Dit is vooral een probleem indien de afgeleide schaduwrijzen gebruikt worden voor waardering. Afhankelijk van de ontwikkeling van de hierboven geschetste factoren zou de waardering moeten worden aangepast. Voor weging is dit wellicht een minder relevant probleem omdat de onderlinge verhouding tussen de thema's minder verandert doordat die voor een deel door dezelfde factoren wordt beïnvloed. Daarnaast bestaan er in de beleidspraktijk ook terugkoppelingsmechanismen. Wanneer de kosten van emissiereductie tegenvallen, kunnen beleidsdoelen naar beneden worden bijgesteld en vice versa. Deze terugkoppelingsmechanismen zorgen ervoor dat de marginale preventiekosten over het algemeen robuuster zijn dan men zou verwachten op basis van een enkele component zoals technologische vooruitgang.

4.4.3 Onzekerheid

Gegeven het bovenstaande zijn schaduw prijzen met enige onzekerheid omgeven, met name wanneer men schaduw prijzen voor de toekomst zou willen voorspellen. De factoren die de schaduw prijzen bepalen zijn zelf tot op zekere hoogte onvoorspelbaar, zoals de politieke, internationale bereidheid scherpere of minder scherpe doelen vast te leggen of de technologische ontwikkelingen. Belangrijk is op te merken dat schaduw prijzen hierin niet wezenlijk verschillen van marktgoederen. De prijzen van ruwe grondstoffen, zoals olie, hangen evenzeer af van politieke, economische en technologische ontwikkelingen. Deze onzekerheid neemt toe naarmate men verder in de toekomst wenst te kijken.

5 Schadekosten

5.1 Inleiding

Schaduwrijzen voor milieukwaliteit kunnen ook worden bepaald met gegevens over de schade door vervuilende stoffen. Dit hoofdstuk behandelt schaduwrijzen op basis van de schadekostenbenadering. Schadekosten worden rechtstreeks vanaf de end-points geschat. Alle schadekosten in de volgende paragrafen en in Annex C worden uitgedrukt als de waarde van de schade die optreedt als gevolg van emissies van de specifieke stof in Nederland (of de EU-27 waar vermeld) omgerekend naar het jaar 2008, volgens het prijspeil van 2008.³⁶ De schadekosten omvatten alle meetbare negatieve effecten die kunnen worden toegeschreven aan milieuvervuiling. Ze kunnen al dan niet overeenkomen met het concept van de externe kosten, een onderwerp dat niet hier wordt besproken maar in hoofdstuk 7 (paragraaf 7.3.1).³⁷

Het gaat bij de negatieve effecten alleen om directe effecten. Er kunnen ook indirecte effecten zijn. Productiviteitsverlies in de landbouw kan bijvoorbeeld leiden tot hongersnood. Deze indirecte effecten worden echter niet opgenomen *behalve* broeikasgasemissies, terwijl de *Integrated Assessment Models* (zie Annex C.2.1) deze indirecte effecten meestal wel opnemen.

Deze paragraaf is als volgt opgezet. Eerst wordt in paragraaf 5.2 de algemene methodologie beschreven en worden verschillende methodologische keuzes aangegeven. Vervolgens wordt in paragraaf 5.3 de Impact-Pathway Approach gepresenteerd en in paragraaf 5.4 wordt een alternatieve impliciete waardering beschreven met behulp van de end-pointkarakterisatiefactoren uit de ReCiPe-studie. Paragraaf 5.5 vat onze schattingen van schadekosten samen voor een set specifieke vervuilende stoffen in Nederland. Uitgebreide omschrijvingen van de manier waarop we alle schadekosten hebben bepaald samen met een uitgebreidere set schattingen staan in Annex C. Paragraaf 5.6 behandelt de temporele en ruimtelijke spreiding van de schattingen en schattingen van de schadekosten voor de EU-27. Paragraaf 5.7 behandelt de onzekerheid en in paragraaf 5.8 worden de resultaten van deze studie vergeleken met de resultaten van andere studies.

We wijzen de lezer er op dat dit hoofdstuk alleen gaat over de in deze studie toegepaste methodologie om tot schattingen van de schadekosten te komen. Kwesties als of deze schadekosten een goede weergave zijn van de *betalingsbereidheid (WTP)*, de categorisering van de waarden van milieugoederen, schattingsmethoden en ethische overwegingen zijn al behandeld in hoofdstuk 3 (paragraaf 3.3 en paragraaf 3.4 in het bijzonder). Gebruik van deze schade-

³⁶ Daarnaast: waardering van niet-EU-effecten van de emissies zijn soortgelijk verondersteld als EU-effecten. Verdisconteren is soms expliciet, soms impliciet uitgevoerd. Een voorbeeld van impliciet verdisconteren is als het verdisconteren al kan worden opgenomen in de waarde van de WTP. In het NEEDS-project is de WTP afgeleid uit de CVM-vraag die min of meer als volgt geformuleerd was: hoeveel waarde kent u eraan toe om aan het eind van uw leven nog zes (of in andere versies 3) maanden langer te leven? Aangezien de mensen geacht worden hiervoor hun huidige waardering te geven, is al een impliciete verdiscontering opgenomen in de waarde van hun levensverwachting.

³⁷ Alleen in het geval van veranderingen in landgebruik noemen we de externe kosten omdat de schattingen op die manier zijn afgeleid en niet noodzakelijkerwijs betrekking hebben op fysieke schade.

kosten in kosten-batenanalyse en andere toepassingen worden ook niet behandeld in dit hoofdstuk maar in hoofdstuk 7.

5.2 Methodologie

Binnen de schadekostenbenadering kunnen we drie methoden onderscheiden die de relatie beschrijven tussen vervuiling en waardering van de schade:

1. Directe onderzoeken met behulp van gebleken of verklaarde voorkeuren.
2. Schatting van de effecten op het niveau van end-points met de Impact-Pathway Approach.
3. Schatting van de effecten op het niveau van end-points met de end-point-karakterisatiefactoren.

Aangezien we al deze methoden in het onderzoek hebben gebruikt, zullen ze hieronder worden beschreven.

5.2.1 Benadering 1: Directe onderzoeken met behulp van gebleken of verklaarde voorkeuren

Voor bepaalde milieuproblemen zijn directe onderzoeken mogelijk naar de relatie tussen milieuverstoring en waardering. Dit geldt vooral voor materiële activa bij lokale milieuproblemen. Men kan bijvoorbeeld mensen vragen welke waarde ze hechten aan een bepaald beschermd gebied of huizenprijzen of reistijden voor recreatie kunnen worden gebruikt als gebleken voorkeur om waarde aan dit beschermde gebied toe te kennen. In de meeste schattingen voor het milieuprobleem geluid wordt deze methode gebruikt. Door te kijken naar het verschil in huizenprijzen tussen lawaaiige plaatsen en rustige plaatsen kan een intrinsieke waarde worden afgeleid voor verschillende typen geluid.

Voor meer algemene milieuproblemen, zoals gevolgen van specifieke stoffen op verschillende end-points, is deze benadering problematischer. We kunnen mensen niet vragen hoeveel waarde ze hechten aan een kilo SO₂ aangezien ze niet precies begrijpen wat het verband is tussen SO₂ en hun behoefte aan milieukwaliteit. In dergelijke gevallen is het nodig om bepaalde functies toe te wijzen die verband leggen tussen de gevolgen van specifieke vervuilende stoffen en specifieke end-points. Directe onderzoeken naar de waardering van end-points (zoals bij Benadering 1) kunnen dan worden gebruikt als invoer voor Benadering 2.

5.2.2 Benadering 2: Schatting van end-points met de Impact-Pathway Approach

Schadekosten kunnen ook worden geschat voor zogenaamde end-points: het uiteindelijke effect van emissies op aspecten die van waarde zijn voor mensen (paragraaf 2.4.1). In deze studie onderscheiden we vier end-points:³⁸

- effecten voor menselijke gezondheid (voortijdig overlijden en ziekte);
- effecten voor productiviteit van ecosystemen;
- effecten voor materialen en gebouwen;
- effecten voor de veerkracht van ecosystemen (biodiversiteit inbegrepen).

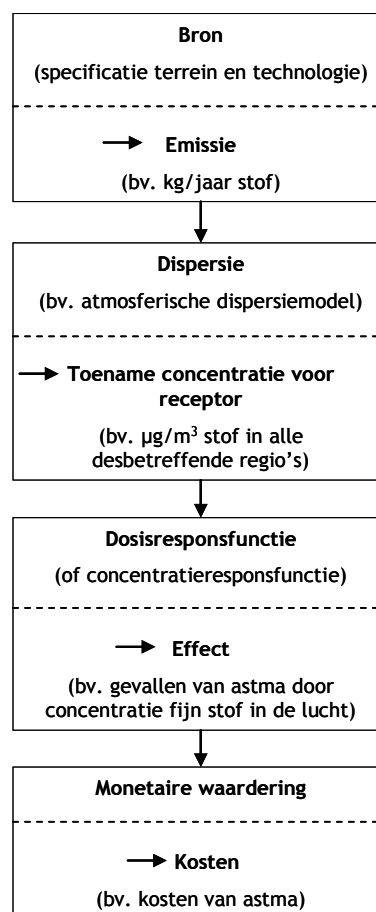
Een van de problemen bij het waarderen van de gevolgen voor end-points is dat informatie ontbreekt over de precieze effecten van een project of beleidsplan op deze end-points. Uit een milieueffectrapport (MER) blijkt echter meestal informatie over de verandering in emissies door een bepaald

³⁸ Dit betekent in feite dat geen rekening wordt gehouden met de end-pointsgeur, zichtbaarheid, cultureel erfgoed en visuele esthetiek. In Annex C wordt een aantal van deze end-points beschreven en worden schattingen uit de literatuur daarvoor gegeven. Deze effecten zijn echter niet opgenomen in de schaduwrijzen in dit rapport.

project. De vraag is nu hoe we deze informatie vertalen in effecten voor endpoints en vervolgens in monetaire schattingen.

Om de schadekosten te kunnen schatten per eenheid specifieke vervuilende stoffen in monetaire termen, wordt een analysemethode gebruikt die bekend staat als de Impact-Pathway Approach (EC, 2003, zie Figuur 10). De Impact-Pathway Approach (IPA) is gebruikt in verschillende internationale onderzoeksprojecten van de Europese Commissie, te beginnen met het oorspronkelijke ExternE van midden jaren 90. Recente actualiseringen van de ExternE-serie zijn het NEEDS-project. Een ander door de EC-gefinancierd project dat gebruik maakt van de IPA is CASES. Deze projecten zijn bedoeld om een methodologie te ontwikkelen en schattingen te geven van externe effecten van omzetting en transport van energie. De ExternE-methodologie probeert alle relevante (dus niet-verwaarloosbare) externe effecten te behandelen die naar voren zijn gekomen uit de Impact-Pathway Approach.

Figuur 10 Impact-Pathway Approach



Bron: Op basis van EG (2003).

De verschillende stappen worden hierna beschreven.

Stap 1: Bronemissies

Deze stap geeft, binnen een geografische schaal, de bronnen van emissies. Binnen het Ecosense-model dat is gebruikt in de laatste fasen van het ExternE-project, worden de emissies overgenomen uit de databases van het EMEP (European Monitoring and Evaluatie Programme) met een ruimtelijke resolutie van ongeveer 50 x 50 km².

Stap 2: Dispersie-Receptor-locaties

Deze stap vertaalt de emissies in concentraties op specifiek geografisch gediversifieerde receptorpunten (soms immissies genoemd). Voor klassieke luchtvervuiling zijn dispersie en chemische transformatie in Europa gemodelleerd met behulp van het EMEP/MSC-West Euleriaanse model waarin ook meteorologische gegevens zijn opgenomen. Bron-receptormatrices zijn afgeleid waarmee aan elke emissie-eenheid en elke EMEP-rastercel in heel Europa een concentratie- of een depositieverandering kon worden toegekend. Er zijn simulaties uitgevoerd voor een reductie van 15% voor elke door de lucht verspreide vervuilende stof. In het model zijn de meteorologische omstandigheden gemiddeld over vier representatieve meteorologische jaren. Voor emissies in de jaren 2000-2014 geven de dispersieresultaten de geschatte achtergrondemissies in 2010 weer. Voor andere toekomstige jaren worden de geschatte achtergrondemissies als gemodelleerd voor 2020 gebruikt. Opgemerkt dient te worden dat de chemische reacties en interacties zeer complex zijn. Een reductie in NO_x-emissies zorgt er bijvoorbeeld voor dat er een hogere achtergrondconcentratie NH₃ is om te reageren met achtergrond SO₂ dan wanneer er geen NO_x reductie is. De reactie van deze extra vrije NH₃ met SO₂ verhoogt de concentratie van sulfaten op bepaalde locaties (NEEDS, 2008).

Stap 3: Dosis-responsfuncties en effecten

In deze stap wordt de relatie bepaald tussen de concentratie van de vervuiling en de fysieke effecten op end-pointniveau. Met behulp van een zogenaamde concentratie-responsfunctie en het aantal blootgestelde personen in de bevolking, zijn de fysieke effecten voor elke rastercel berekend. De bevolkingsdichtheid is overgenomen uit SEDAC, 2006.

Er worden drie typen fysieke effecten beschreven:

1. **Mortaliteit:** de verandering in premature sterfgevallen als gevolg van het opnemen van de vervuilende stof. Hier kunnen we onderscheid maken tussen acute mortaliteit (direct overlijden) en chronische mortaliteit (overlijden na een zekere periode van blootstelling aan een bepaalde vervuilende stof). Acute mortaliteit kan het gevolg zijn van fotochemische oxidantvorming (smog), terwijl chronische mortaliteit meestal voorkomt als gevolg van de emissie van deeltjes (primair en secundair). Voor klassieke luchtvervuiling is gebleken dat de verminderde levensverwachting (YOLL, years of life lost) het belangrijkste end-point was.
2. **Morbiditeit:** de kans op het ontwikkelen van een ziekte als gevolg van opname van de vervuilende stof. De volgende effecten zijn beoordeeld en meegenomen in de uiteindelijke berekeningen: dagen met verminderde activiteit, verloren werkdagen, ziekenhuisopname, gebruik van medicijnen.
3. **Potentieel verdwijnende soorten:** een maatstaf voor de invloed van vervuilende stoffen op ecosystemen en biodiversiteit.

De fysieke end-points worden uitgebreider beschreven in Annex H.

Voor effecten op materialen en veranderingen in productiviteit door milieudiensten (bijv. vis, bossen, oogstverlies) wordt gewoonlijk geen fysiek effect gegeven maar de schattingen worden rechtstreeks omgezet in monetaire termen.

Stap 4: Monetaire waardering

Monetaire waardering is de laatste stap. Effecten voor productiviteitsveranderingen blijken rechtstreeks uit marktprijzen. Effecten voor materialen worden duidelijk door te kijken naar de herstellkosten. Effecten voor gezondheid en ecosystemen kunnen echter niet rechtstreeks worden waargenomen via de markt. Daar moeten deze worden geschat met behulp van verschillende technieken.

De monetaire waarden die worden aanbevolen in ExternE voor de YOLL zijn bepaald door middel van enquêtes. In het NEEDS-project werd VOLY gewaardeerd via CVM (Verklaarde VoorkeurenMethode), door mensen te vragen naar hun betalingsbereidheid voor drie of zes maanden langer leven door verbeterde luchtkwaliteit. De monetaire waarden van ziekten als voorgesteld door de groep economische deskundigen is afgeleid op basis van informele meta-analyse en de meest recente robuuste schattingen (ExternE, 2005). Tenslotte zijn de effecten voor ecosystemen geschat met de resultaten van een meta-analyse van studies betreffende de waardering van veranderingen in biodiversiteit door Kuik et al. (2008). De waardering voor deze effecten op ecosystemen worden beschreven in paragraaf 5.3.3.

Bespreking Impact-Pathway Approach

Opgemerkt dient te worden dat de volledige Impact-Pathway Approach alleen kan worden gebruikt voor die effecten waarvoor het mogelijk is specifieke eenheden milieueffect vast te stellen, zoals de emissie van specifieke vervuilende stoffen in kilo's en dosis-responsfuncties voor die eenheden. Het beste voorbeeld van een end-point dat kan worden gemodelleerd met de Impact-Pathway Approach is het effect van vervuiling op menselijke gezondheid. Indien volgens epidemiologisch onderzoek een verhoogde concentratie van een specifieke vervuilende stof leidt tot een zekere stijging van het aantal gevallen van een zekere ziekte (en indien deze ziekte de gemiddelde levensverwachting van mensen met een bepaald aantal jaren vermindert) kunnen we volgens medische statistieken komen tot een aantal verloren jaren als gevolg van een ziekte, uitgedrukt in YOLLs of DALYs en deze dan waarderen in monetaire termen. Het opstellen van dosis-responsmodellen voor end-points zoals visuele esthetiek of recreatieve meerwaarde is echter erg moeilijk, zo niet onmogelijk. We kunnen een relatie vaststellen tussen de bron van een schade en een receptor (bijv. hoe korter de afstand tot de horizonvervuiler en hoe meer mensen in de omgeving wonen, hoe hoger de schade in termen van visuele verstoring of verlies van recreatiefaciliteiten) maar een algemene waarderingseenheid ontbreekt.

Voor deze end-points waar het definiëren van een eenheid voor milieueffect lastig is en waardering voornamelijk afhangt van perceptie van specifieke, lokale verschijnselen, is een algemene methode voor waardering het gebruik van empirische studies die het meest relevant zijn voor een bepaald, geanalyseerd geval (gebruik bijvoorbeeld benadering 1).

5.2.3 Benadering 3: Schatting van end-points met karakterisatiefactoren

De Impact-Pathway Approach levert voor sommige vervuilende stoffen een redelijke schadeschatting op voor de end-points en dit kan worden terugvertaald naar de emissie van een bepaalde vervuilende stof naar de atmosfeer. Toepassing van de Impact-Pathway Approach blijft echter beperkt tot klassieke vervuilende stoffen. Voor andere milieuthema's is daarom een alternatieve benadering toegepast waarbij we de ReCiPe-end-points direct waarderen. Deze benadering is waarschijnlijk minder nauwkeurig aangezien ReCiPe slechts met twee end-points werkt (menselijke gezondheid en biodiversiteit), hoewel dit waarschijnlijk de belangrijkste zijn.

Door verschillen in de wijze van modelleren betreffende geografische schaal, tijd en rastercellen, zijn er grote verschillen tussen de modellen van de emissie-receptor-paden in NEEDS en ReCiPe. De verschillen worden aangegeven in Annex G. Door de aard van de onderliggende modelresultaten denken we dat de benadering van NEEDS leidt tot geloofwaardiger resultaten voor een schatting van de economische schade in het huidige project (zie ook Annex G).³⁹ Daarom heeft Benadering 2 de voorkeur boven Benadering 3. Als echter de gegevens niet beschikbaar zijn voor Benadering 2, zullen we overgaan tot Benadering 3.

5.3 Waardering in de Impact-Pathway Approach (Benadering 2)

De Impact-Pathway Approach leidt tot waardering van schade per eenheid emissie van specifieke vervuilende stoffen. De relatie tussen de vervuilinglast en monetaire waarde wordt soms rechtstreeks vastgesteld en soms via fysieke indicatoren. De volgende effecten worden bepaald met de Impact-Pathway Approach:

- voortijdig overlijden (chronische en acute mortaliteit), zie paragraaf 5.3.1;
- ziekte (morbiditeit), zie paragraaf 5.3.2;
- biodiversiteit, zie paragraaf 5.3.3;
- effecten voor gewassen, zie paragraaf 5.3.4;
- effecten voor gebouwen, zie paragraaf 5.3.5;
- andere effecten, zie paragraaf 5.3.6.

Voor de Impact-Pathway Approach hebben we bepaalde indicatoren nodig om elk van deze impactcategorieën in te schatten. Hiervoor hebben we in het algemeen de waardering genomen uit de NEEDS-studie. Om deze procedure te begrijpen, moet men iets weten over fysieke indicatoren. De twee relevante indicatoren zijn de verloren levensjaren - Years of Life Lost (YOLL) - en potentieel verdwenen fractie - Potentially Disappeared Fraction (PDF) - van soorten (zie Box 5 en Annex H).

³⁹ De ReCiPe-benadering leidt bijvoorbeeld tot resultaten die niet zijn verdisconteerd. Vooral als de effecten later in de tijd optreden, zullen er verschillen ontstaan tussen de benadering van NEEDS en die van ReCiPe.

Box 5: Fysieke end-pointindicatoren

De twee gebruikelijke indicatoren van de Impact-Pathway Approach zijn YOLL en PDF.

YOLL (verloren levensjaren) is een algemeen gebruikte indicator voor voortijdig overlijden in een bepaalde populatie. Ozon, fotochemische oxidantvorming (smog), giftige stoffen en straling resulteren allemaal in voortijdig overlijden. Verloren levensjaren (YOLL) is in dit verband een algemeen aanvaarde indicator, afkomstig van de gezondheidswetenschappen. YOLL is het aantal sterfgevallen vermenigvuldigd met de standaard levensverwachting op de leeftijd van overlijden.

De PDF (potentieel verdwenen fractie) van bepaalde soorten is een indicator voor het verlies aan biodiversiteit. Voor een bepaald soort landgebruik wordt een zeker aantal soorten vastgesteld. Als het landgebruik verandert van de ene soort, met een groter aantal verschillende soorten, naar een type met een lager aantal verschillende soorten, neemt het aantal soorten (biodiversiteit) af. Daaruit kan een delta-PDF worden berekend. De PDF-benadering is toegepast in het NEEDS-project voor het bepalen van het effect op ecosystemen door verzuring en eutrofiëring. In het Ecosense-model als gebruikt in het NEEDS-project voor modellering en waardering van verschillende effecten van vervuiling, zijn de waarden van PDF per depositie overgenomen uit een studie van Kuik et al. (2008).

Meer informatie over YOLL en PDF vindt u Annex H, samen met een aantal andere fysieke indicatoren.

De effecten van niet-klassieke verontreinigende stoffen in NEEDS is geëvalueerd op basis van het concept DALYs. Voor een bespreking van de dubbelzinnigheden van monetaire waardering van verloren levensjaren (YOLL) en Disability Adjusted Life Years (DALYs), zie paragraaf 5.4.2.

5.3.1 Waarderen YOLL (voortijdig overlijden) door VOLY

Value of Life Year (VOLY) - waarde van levensjaar - is een relatief nieuw begrip waarvoor de eerste empirische onderzoeken zijn uitgevoerd in de jaren 90. Tot voor kort heeft het weinig aandacht getrokken en betrouwbare schattingen uit enquêtes waarin expliciet wordt gevraagd naar de waardering van toegenomen levensverwachting zijn schaars.

In het NEEDS-project werd VOLY gewaardeerd via CVM (verklaarde voorkeuren methode), door mensen te vragen naar hun betalingsbereidheid voor drie of zes maanden langer leven door verbeterde luchtkwaliteit. Dit is in tegenstelling met de Value of Statistical Life (VSL) methode waarin gebleken voorkeuren het belangrijkste zijn voor de empirische basis (bijvoorbeeld door verschillen in lonen tussen banen met een hoog en een laag risico).

In NEEDS (2008c) wordt gesteld dat, in ieder geval betreffende luchtvervuiling, waardering van mortaliteit met VOLY beter is dan waardering met VSL om verschillende redenen, namelijk:

1. Luchtvervuiling kan niet worden aangewezen als primaire oorzaak van een individueel overlijden, alleen als een factor.
2. VSL houdt geen rekening met het feit dat de omvang van verlies van levensverwachting per overlijden veel korter is voor sterfgevallen die verband houden met luchtvervuiling (ongeveer een half jaar) dan voor de typische ongelukken (30-40 jaar) waarop de VSL-berekeningen zijn gebaseerd. Met andere woorden: luchtvervuiling heeft voornamelijk effect op overlijden in de levensavond terwijl ongelukken vaak meer in de loop van iemands leven gebeuren.

Het eerste internationale onderzoek met CVM om te komen tot een rechtstreekse schatting van VOLY is uitgevoerd in de NewExt-fase van het ExternE-project⁴⁰ tussen 2001 en 2003. De vragenlijst is ontwikkeld volgens het patroon dat is toegepast voor de VS en Canada en beschreven in Krupnick et al. (2002) dat zich vooral richtte op de voordelen van het verminderen van luchtvervuiling. De vragenlijst is gebruikt in Groot-Brittannië, Italië en Frankrijk. De waarderingsvraag was uitgedrukt in termen van de vermindering van het sterfterisico gedurende de komende tien jaar. Hypothetische risico-vermindering zou worden bereikt dankzij medicatie die in jaarlijkse termijnen moest worden betaald. Op basis van de resultaten van deze enquête kwam het NewExt-team tot een VOLY van € 50.000 (NEEDS, 2008c).

Op basis van de ervaring van NewExt werd besloten een nieuwe vragenlijst te ontwikkelen voor het NEEDS⁴¹-project van de ExternE-serie. De enquête is uitgevoerd in negen landen (Groot-Brittannië, Frankrijk, Polen, Tsjechische Republiek, Hongarije, Duitsland, Zwitserland, Spanje en Denemarken), op representatieve steekproeven uit populaties van een belangrijke stad in elk land. De respondenten hebben waarderingsvragen beantwoord over maatregelen ter reductie van luchtvervuiling die zouden resulteren in een toegenomen levensverwachting van (1) zes maanden en (2) drie maanden. Op basis van de empirische resultaten kwam het NEEDS-team op een gemiddelde VOLY voor de EU-25 op het niveau van € 40.000. VOLY is sterk gecorreleerd aan het inkomen en dus is de berekende gemiddelde waarde voor de groep nieuwe lidstaten lager dan gemiddeld (€ 33.000) en de berekende gemiddelde waarde voor dezelfde steekproef voor de EU-15 plus Zwitserland is hoger dan gemiddeld (€ 41.000) (NEEDS, 2008c).

⁴⁰ ExternE (Externe kosten van Energie) is een serie onderzoeksprojecten van de Europese Commissie gericht op het schatten van maatschappelijk-ecologische schade met betrekking tot energieconversie. Voor meer informatie zie paragraaf 1.4.

⁴¹ New Energy Externalities Developments for Sustainability, onderzoeksproject van de Europese Commissie, uitgevoerd gedurende de periode 2004-2008.

Box 6: Relatie tussen VOLY en VSL

Een van de methoden voor het vergelijken van kosten en baten van beleidsmaatregelen die effectief leven sparen is het concept van de Waarde van een Statistisch Leven (WSL) - Value of Statistical Life (VSL). De standaardbenadering is het toekennen van monetaire waarden aan levensreddende effecten van specifieke (werkelijke of hypothetische) maatregelen door het waarderen van de betalingsbereidheid voor vermindering van het mortaliteitsrisico. Het is niet mogelijk vast te stellen van welke mensen precies het leven is gered, daarom wordt in VSL uitgegaan van 'statistisch leven'. De economische waarde van een statistisch leven is al 30 jaar onderwerp van empirische onderzoeken en het concept maakt nu deel uit van een algemeen geaccepteerde economische methodologie.

Hoewel VOLY beschouwd wordt als een ander concept dan de VSL, is er een zekere correlatie tussen de twee concepten. Tenminste, in theorie kan VSL worden beschouwd als een verdisconteerde som van jaarlijkse VOLY's. In de eenvoudigste vorm is de relatie tussen VSL en VOLY:

$$VSL = VOLY \left\{ \frac{1}{(1 + \delta)} + \frac{1}{(1 + \delta)^2} + \dots + \frac{1}{(1 + \delta)^{L_{acc}}} \right\}$$

waarin δ is rentevoet L_{acc} = gemiddeld LE verlies door ongelukken aangezien VSL-studies gebaseerd zijn op overlijden door ongelukken. Het resultaat van dergelijke berekeningen is dat de verhouding VSL/VOLY in het algemeen liggen tussen 20 en 40 (NEEDS, 2008c). Er zijn echter redenen om sceptisch te zijn over de geldigheid van een dergelijke conversiemethode. Een kort uitstel van overlijden door luchtvervuiling, meestal op oudere leeftijd, kan bijvoorbeeld worden beschouwd als zeer verschillend van overlijden door een ongeluk dat leidt tot een groot verlies van LE. Daarom kunnen directe waarderingsstudies (met CVM of dergelijke technieken) worden beschouwd als een betrouwbaarder methode voor het afleiden van de VOLY.

In het NEEDS-project zijn twee verschillende waarden voor verloren levensjaren gebruikt voor mortaliteit: (1) € 40.000 voor chronische mortaliteit - YOLLchronic voor verloren levensjaren door chronische blootstelling die slechts blijkt na een aantal jaren van blootstelling en (2) € 60.000 voor acute mortaliteit - YOLLacute (voor effecten die optreden in hetzelfde jaar als de blootstelling)⁴². De hogere waarde voor acute mortaliteit is niet gebaseerd op direct onderzoek naar voorkeuren maar op verrekening van het gemiddelde tijdsverloop tussen dosering en effect in het geval van chronische mortaliteit. Door de opzet van CVM is de waarde van € 40.000 impliciet verrekend door de respondenten.⁴³ Voor mortaliteit onder kinderen is een waarde gebruikt van € 3 mil-

⁴² Merk op dat is aangenomen dat deze monetaire waarden homogeen zijn voor het gehele NEEDS-projectgebied. In het BNP per hoofd zijn geen verschillen verdisconteerd in de waardering van menselijke mortaliteit en morbiditeit, dus dezelfde VOLY van € 40.000 is gehanteerd voor alle Europese landen (EU-15). Dit is misschien onverwacht, men zou verwachten dat bijvoorbeeld de waarden voor menselijke mortaliteit en morbiditeit op basis van verklaarde verschillen hoger zijn in Nederland dan gemiddeld in de EU omdat het BNP per hoofd in Nederland hoger is dan het gemiddelde BNP per hoofd in de EU. De schade die emissies uit Nederland veroorzaken treden echter op in een uitgestrekt gebied, ook voor receptoren buiten Nederland (voor sommige stoffen zoals NH_3 is dit dispersie-effect veel kleiner dan voor andere stoffen, zoals NMVOS). Het welvaartsniveau in sommige landen die invloed ondervinden van Nederlandse emissies is lager dan in Nederland, zodat onderschatting van de waarden in Nederland door toepassing van de gemiddelde VOLY in ieder geval enigszins wordt gecompenseerd door overschatting in andere gebieden. Ook dient opgemerkt te worden dat het politiek gerechtvaardigd is om gemiddelde waarden voor de EU te gebruiken bij het opzetten van beleid voor de hele EU (gemeenschappelijke Europese waarden en beleid).

⁴³ Mensen is gevraagd naar hun betalingsbereidheid voor een drie tot zes maanden langer leven door een verbetering van de luchtkwaliteit. Aangezien dit gebeurt aan het eind van hun leven, hebben mensen de neiging deze bedragen impliciet te verdisconteren.

joen vanuit het idee dat de statistische waarde van het leven van kinderen, volgens sommige studies, hoger wordt ervaren dan de VSL voor volwassenen. In NEEDS wordt voor de VSL voor kinderen een twee keer zo hoge waarde aangenomen als voor volwassenen⁴⁴.

5.3.2 Kosten van ziekte schatten

De categorie van de verloren levensjaren bevat alleen de effecten van ziekten die verband houden met vermindering van de levensverwachting. Andere effecten zijn apart verwerkt in het NEEDS-project en die omvatten de volgende categorieën: nieuwe gevallen van chronische bronchitis, medicijngebruik, verminderde activiteit en verlies van werkdagen en kosten van ziekenhuisopnames. Deze effecten zijn gewaardeerd op basis van wetenschappelijke literatuur. Voor sommige effecten, zoals de waarde van nieuwe gevallen van chronische bronchitis, zijn de schattingen gebaseerd op CVM-studies (voor dit specifieke end-point is de respondenten gevraagd naar hun betalingsbereidheid voor het voorkomen van chronische bronchitis), voor anderen zijn de kosten afgeleid op basis van berekeningen van standaardkosten van een doktersbezoek of verblijf in het ziekenhuis; voor verlies van werkdagen is een Europese waarde gebruikt voor het verlies van een dag productiviteit (ExternE, 2005).

Tabel 9 geeft de monetaire waarden van de end-points voor gezondheidseffecten zoals aangenomen in het NEEDS-project (Euro 2000). Ook geeft Tabel 9 informatie over welke schattingen van schade uit het NEEDS-project zijn gebaseerd op directe financiële kosten en welke zijn gebaseerd op niet-financiële welzijnsverliezen geschat via verschillende onderzoekstechnieken.

Tabel 9 Monetaire waarden van end-points voor gezondheidseffecten binnen het NEEDS-project (€₂₀₀₀) en toegepaste methoden voor het bepalen van deze waarden

End-point	Eenheid	Euro ₂₀₀₀	Methode*
Vermindering levensverwachting (YOLLchronic)	Jaar	40.000	SP
Verhoogd mortaliteitsrisico YOLLacute	Jaar	60.000	SP
Nieuwe gevallen van chronische bronchitis	Geval	200.000	SP
Gebruik medicijnen/bronchusverwijding	Per 1 x gebruik	1	RP
Lage luchtwegsymptomen, dagen hoesten	Dag	38	SP
Dagen verminderde activiteit	Dag	130	RP
Verlies werkdagen	Dag	295	RP
Dagen matig verminderde activiteit	Dag	38	RP
Ziekenhuisopname luchtwegen	Geval	2.000	FC
Ziekenhuisopname hart	Geval	2.000	FC
Waarde van de vermeden fataliteit (VPF)	Geval	1.500.000	SP
Mortaliteit (2 maal VPF)	Geval	3.000.000	SP

* SP - verklaarde voorkeuren; RP - gebleken voorkeuren; FC - financiële kosten.

Bron: NEEDS, 2008 en NEEDS, 2008a.

Dezelfde waarden worden gebruikt voor alle receptoren (mensen). In het Ecosense-model dat is gebruikt in NEEDS, omvat het receptorgebied geheel Europa. Daarnaast is voor gezondheidsgevolgen van klassieke vervuilende stoffen een noordelijk halfgrondmodel gebruikt, waarin de effecten van emissies uit Europa worden geschat voor gebieden buiten Europa. Ook voor deze effecten is aan vereenvoudigde benadering gebruikt met dezelfde CRF-functies en waardering van effecten.

⁴⁴ In eerdere fasen van de ExternE-serie is een VSL van 1 miljoen Euro gebruikt en een VOLY van € 50.000).

5.3.3 Schatting monetaire waarden voor PDFs

De monetaire waardering voor effecten op ecosysteem en biodiversiteit is veel minder ontwikkeld dan de waardering van een statistisch leven. We onderscheiden twee algemene methoden van benadering:

- Benadering op basis van herstelkosten.
- Met de verklaarde voorkeuren methoden, in het bijzonder de Contingent Valuation Method (CVM). Met deze methoden kan de waarde van de betalingsbereidheid rechtstreeks worden bepaald en ze zijn geschikter voor de berekening van externe kosten.

In het Ecosense-model van het NEEDS-project was de monetaire beoordeling van PDF oorspronkelijk gebaseerd op minimale herstelkosten ter verbetering van het grondgebruik van een type met een laag aantal verschillende soorten naar een type met een hoger aantal soorten, aangenomen dat het herstel wordt uitgevoerd met het doel de biodiversiteit te verbeteren. De benadering voor het schatten en waarderen van het verlies van biodiversiteit door ander gebruik van het land is in detail beschreven in Ott et al. (2006).

Het habitatherstel dat is gekozen als referentiewaarde was het herstel tegen de laagste kosten van integrale landbouwgrond in Duitsland tot biologische landbouwgrond in Duitsland, met een toename van biodiversiteit van ten minste 20%. Aangezien dit een landconversie is die voorkomt in alle beschouwde landen, is deze gekozen als minimale marginale kosten voor verbetering van de biodiversiteit per PDF en m² (NEEDS, 2008). Uit NEEDS (2006) blijkt meer gedetailleerde informatie over herstelkosten voor verschillende landgebruikscategorieën in Europa berekend per PDF en m².

Later is de waardering echter bijgewerkt volgens de gemiddelde betalingsbereidheid uit Kuik et al. (2008). De voor Europa gebruikte waarde van PDF bedraagt 0,47 €/PDF/m² in plaats van 0,45 €/PDF/m² op basis van het onderzoek van Ott et al. (2006). Het kleine verschil tussen deze waarderingen verhoogt het vertrouwen in de waarde gebruikt in het Ecosense-model (NEEDS 2008).

Deze benadering is verder ontwikkeld in het CASES-project⁴⁵. In dit project is PDF vastgesteld op basis van mogelijke schade aan het ecosysteem - Ecosystem Damage Potential (EDP) - praktisch identiek aan PDF. Op basis van 24 studies over waardering van ecosystemen, is de gemiddelde waarde per EDP per hectare per jaar berekend op € 4.706 (de mediaanwaarde was gelijk aan € 604). Waarden in andere valuta dan de Euro zijn aangepast volgens koopkrachtpariteit, omgerekend naar het prijsniveau 2004 met BNP-deflatoren. De EDP bleek ongevoelig te zijn voor inkomensniveaus (of BNP per hoofd). Er is een positieve relatie gevonden tussen bevolkingsdichtheid en de waarde van de biodiversiteit, wat logisch is omdat hoe meer mensen in de buurt wonen van een gebied met een hoge biodiversiteit, hoe meer mensen waarde hechten aan die biodiversiteit. Volgens deze benadering omvat de PDF-/EDP-waarde een grote verscheidenheid aan waardecategorieën die kunnen worden toegekend aan biodiversiteit, waaronder de gebruikswaarde (bijv. recreatie) en niet-gebruikswaarde (bestaan, intrinsieke waarde). In dit onderzoek is een schaalnadeel gevonden zodat bij toenemende grootte van ecosystemen, de waarde per hectare afneemt. Daarnaast neemt bij toenemende biodiversiteit de waarde per eenheid biodiversiteit af (CASES, 2008).

⁴⁵ Cost Assessment of Sustainable Energy Systems, een project van de Europese Commissie met de nadruk op de totale kosten van energieproductie (6^{de} Raamwerkprogramma).

Op basis van de meta-analyse in de internationale literatuur over de externe kosten van verandering van landgebruik (als vermeld, 24 verschillende studies), is een functie voor de betalingsbereidheid geschat, met het volgende resultaat:

$$\ln(\text{VEDP}) = 8.740 + 0.441 \ln(\text{PD}) + 1.070 \text{FOR} - 0.023 \text{RIV} + 0.485 \text{COA} - 2.010 \text{dEDP} - 0.312 \ln(\text{AREA})$$

Waarin:

VEDP = Waarde van mogelijke ecologische schade - Ecological Damage Potential - (EDP is in wezen hetzelfde als PDF maar dan gemeten per hectare).

PD = Bevolkingsdichtheid - Population density.

FOR = Voorlopige variabele voor bosecosystemen.

RIV = Voorlopige variabele voor rivierecosystemen.

COA = Voorlopige variabele voor kustecosystemen.

dEDP = Verandering in EDP.

AREA = Omvang van ecosysteem in hectare.

Meer bijzonderheden over deze methode voor de berekening van de waarde van veranderingen in biodiversiteit vindt u in CASES (2008) en de daar vermelde studies.

In de NEEDS-schattingen is de gemiddelde waarde van € 0,47 per vierkante meter gebruikt, met aanpassing voor het aandeel van natuurlijke grond in elke rastercel van het model en landafhankelijke gevoeligheid van de grond (NEEDS, 2008).

5.3.4 Effect op gewassen

Effect op gewassen behoort tot de categorie van de ecosysteemdiensten en betreft in het bijzonder de land- en tuinbouw. In het NEEDS-project zijn de effecten van SO₂ en ozon gemodelleerd met concentratie-responsfuncties. Veranderingen in gewasopbrengsten afhankelijk van de SO₂-concentratie zijn berekend voor tarwe, gerst, aardappelen, suikerbieten en haver. Voor ozon is de relatieve veranderingsopbrengst berekend voor rijst, tabak, suikerbieten, aardappelen, zonnebloemen en tarwe.

Een andere benadering binnen de ExternE-studies had tot doel de kosten van het beperken van bepaalde effecten op gewassen te onderzoeken. Hierbij zijn twee effecten beoordeeld binnen de ExternE-serie: verzuring van landbouwgrond en bemestingseffecten door stikstofafzetting. Voor de verzuring is een maximale schatting gemaakt van de hoeveelheid kalk die nodig is om de zure neerslag uit de atmosfeer op landbouwgronden in Europa te neutraliseren. Voor bemestingseffecten is, omdat afzetting van stikstofoxide gunstig is voor gewassen, de vermindering van mestbehoefte berekend.

Monetaire waardering van gewasveranderingen in NEEDS is gebaseerd op prijzen per ton specifiek gewas en voor dit doel zijn er een aantal referentiebronnen gebruikt (NEEDS, 2008).

5.3.5 Effecten voor bouwmaterialen

Effecten voor bouwmaterialen zijn gemodelleerd met de Impact-Pathway Approach in de ExternE-serie. De effecten van luchtvervuiling op gebouwen zijn verlies van mechanische sterkte, lekkage en beschadiging van beschermende lagen door aantasting van materialen. Voor verschillende materialen zijn dosis-responsfuncties verkregen. In twee stappen worden met de concentratie-responsfuncties (CRF) de omringende concentratie of afzetting van vervuilende stoffen gekoppeld aan de mate van materiaalcorrosie, en de mate van corrosie aan het tijdstip waarop het materiaal moet worden vervangen of onderhouden. Functionele eisen bepalen het punt van kritieke aantasting, dat is het punt waarop vervanging of onderhoud noodzakelijk wordt geacht.

CRFs voor de volgende materiële zijn geïmplementeerd in het EcoSense-model dat is toegepast in NEEDS: kalksteen, zandsteen, natuursteen, mortel, stucwerk, zink en gegalvaniseerd staal, verf op staal, verf op gegalvaniseerd staal, krijtverf.

Monetaire waarden voor waardering van effecten op bouwmaterialen in onderhoudskosten per m² zijn gebaseerd op deskundige schattingen en lopen uiteen van € 33 voor mortel en stucwerk tot € 299 voor kalksteen, natuursteen en zandsteen (in prijzen van 2000) (NEEDS, 2008).

5.3.6 Andere effecten

Andere effecten zijn die op recreatiewaarden, geur, uitzicht en esthetiek. Deze effecten zijn niet opgenomen in onze schattingen om twee redenen. Allereerst zijn deze schattingen uiterst onzeker en zijn zij alleen bepaald in enkele studies waarin een minder zorgvuldige methode is gevolgd. Ten tweede kan men op basis van deze studie aanvoeren dat de totale effecten van deze gevolgen samen waarschijnlijk klein zijn vergeleken met andere geschatte effecten. Deze waarden moeten alleen worden opgenomen in, wanneer zij belangrijk worden geacht, speciale situaties. Annex C.3.7 bevat enige referenties en schattingsprocedures voor dit soort effecten.

5.4 Waarden gebruikt voor Benadering 3 (impliciete waardering op basis van ReCiPe-end-points)

Een andere manier voor het vaststellen van schaduwpreizen volgens schadekosten is het rechtstreeks toepassen van karakterisatiefactoren en vaststellen van monetaire waarden voor de ReCiPe-end-points (zie Goedkoop et al., 2009). Dit is een veel directere manier dan Benadering 2. Door de aard van de aannames in het model van ReCiPe is deze manier echter minder specifiek gericht op schatting van schade door de aannames die inherent zijn aan de benadering van ReCiPe (zie ook Annex G).

5.4.1 Fysieke end-points in ReCiPe

In ReCiPe worden drie fysieke end-points onderscheiden:

1. Menselijke gezondheid, geschat met Disability Adjusted Life Years (DALY).
2. Biodiversiteit van het ecosysteem, geschat als PDF (of soorten/m²).
3. Beschikbaarheid abotische hulpbronnen, geschat in €.

Vanwege de redenen vermeld in paragraaf 3.5.5 houden we hier geen rekening met de beschikbaarheid van hulpbronnen aangezien die geen economisch probleem vormen.

PDFs zijn al beschreven in box 5 aan het begin van paragraaf 5.3.
Box 7 hieronder verklaart het begrip DALY. Meer informatie over DALY en de componenten daarvan staat in Annex H.

Box 7: Het begrip Disability Adjusted Life Years (DALY)

DALYs voor een ziekte zijn het totaal aantal verloren levensjaren door voortijdige mortaliteit (YOLL) in de populatie en het aantal verloren jaren door gebreken (YLD) voor gevallen van de aandoening.

$$\text{DALY} = \text{YOLL} + \text{YLD}$$

Om de YLD te schatten voor een bepaalde oorzaak gedurende een bepaalde periode, wordt het aantal gevallen gedurende die periode vermenigvuldigd bij de gemiddelde duur van de ziekte en een wegingsfactor voor de ernst van de aandoening op een schaal van 0 (perfecte gezondheid) tot 1 (dood).

Kortom, één DALY vertegenwoordigt het verlies van een jaar volledige gezondheid (WHO, 2008).

5.4.2 Monetaire waardering van DALY

In deze paragraaf bespreken we hoe we de monetaire waarde bepalen van een statistisch jaar gezond leven. Een van die indicatoren is de VOLY (waarde van een levensjaar). We zouden daarvoor de schatting kunnen gebruiken uit het NEEDS-project, een gemiddelde VOLY voor de EU-25 van € 40.000 voor chronische aandoeningen.

Een nadeel van deze methode is dat de VOLY in principe alleen een waarde van YOLL weergeeft, zodat de waarde van YLD misschien niet goed is opgenomen in de VOLY. Dit hangt er vanaf of de wegingen van de aandoeningen representatief zijn voor de directe schatting van de betalingsbereidheid om ziekte te voorkomen. Of toepassing van de VOLY als monetaire schatting van DALY resulteert in een significante onder- of overschatting van het totaal van mortaliteit- en morbiditeitgerelateerde effecten voor specifieke milieuvraagstukken hangt van twee aspecten af:

1. Het belangrijkste end-point voor de vervuilende stoffen. Bijvoorbeeld voor $\text{PM}_{2,5}$, vertegenwoordigt YOLL ongeveer 67% van de totale schade waarde per eenheid. Omdat het grootste deel van het effect wordt toegeschreven aan veranderingen in mortaliteit, lijkt in dit geval toepassing van VOLY voor het waarderen van een DALY gerechtvaardigd. Als echter de vervuilende stoffen meer YLD-effecten veroorzaken dan YOLL-effecten, kan toepassing van VOLY voor het waarderen van een DALY een scheef beeld geven.
2. Het verschil tussen directe waardering van schadekosten van ziekten (met verklaarde of gebleken voorkeuren) en YLD gewaardeerd met € 40.000. Hieronder zullen we het verschil schatten voor een bepaalde ziekte.

Voor morbiditeit met klassieke vervuilende stoffen gebruikt NEEDS andere bronnen uit de literatuur voor het schatten van de kosten van medische behandelingen, kosten van verloren werkdagen, etc. Klachten van de lage luchtwegen worden bijvoorbeeld gewaardeerd op € 38 per dag of € 13.880 per jaar. Volgens de WHO (2008) is de weging voor infecties van de lage luchtwegen (tijdelijk) 0,279. Als we de twee methoden voor dit geval willen vergelijken, kunnen we berekenen $0,279 * 40.000 = 11.160$. In dit geval krijgen we dus door het waarderen van morbiditeitseffecten met YLD en de monetaire waarde van € 40.000 een onderschatting omdat we met de directe schatting

een hogere waarde krijgen. We kunnen echter de YLD niet aanpassen op basis van dit ene voorbeeld en voor andere YLDs is geen relatie gevonden tussen de waardering van het voorkomen van ziektes uit NEEDS.

Daarom stellen we voor een waarde te gebruiken van € 40.000 (prijzen 2000) voor één DALY of € 55.021 (prijzen 2008), volgens de benadering van het NEEDS-project. Voor bepaalde milieuthema's die meer YLD-effecten veroorzaken dan YOLL-effecten, kan dit resulteren in een lichte onder- of overschatting.

5.4.3 Waardering van PDF

In het ReCiPe-project wordt schade aan de diversiteit van het ecosysteem gemeten aan het verlies van soorten gedurende een jaar in een bepaald gebied. Karakterisatiefactoren zijn ontwikkeld voor gebieden op het land, maar ook voor zoetwater- en zeewatergebieden. We gebruiken hier alleen de karakterisatiefactoren voor gebieden op het land (aangezien de monetaire waardering in het NEEDS-project alleen geschikt is voor gebieden op het land). Het verlies van soorten gedurende een jaar is eenvoudigweg de PDF per m² per jaar vermenigvuldigd met de gemiddelde soortendichtheid per m². De soortendichtheid op het land wordt geschat op 1,38E-08 per m² (Goedkoop et al., 2009). De waarden die zijn gebruikt komen uit NEEDS en worden weergegeven in Tabel 10.

Tabel 10 Waardering schade aan ecosystemen (€₂₀₀₈)

	Euro
PDF per m ² per jaar	0,55
Specie per jaar	4,0E7

5.5 Set schaduwrijzen op basis van schadekosten

In deze paragraaf geven we een schatting van de schaduwrijzen bepaald via schadekosten voor verschillende stoffen en twee wegingsmethoden. De eerste wegingsmethode gaat uit van onze schattingen van individuele stoffen en combineert deze tot milieuthema's op mid-pointniveau. De tweede wegingsmethode omvat een directe schatting van ReCiPe-end-points voor alle milieuthema's, overeenkomstig Benadering 3 hierboven.

5.5.1 Gevolgde benadering

In paragraaf 5.2 hebben we drie methoden besproken voor het schatten van schadekosten. In Tabel 11 is te zien welke benadering is gebruikt voor elk van de milieuthema's.

Tabel 11 Benadering gevolgd voor stoffen gerangschikt volgens milieuthema

Milieuthema	Direct geschatte stoffen	Benadering*	Geschatte end-points**	Ontbrekende end-points
Klimaatverandering	CO ₂	2 [^]	HH; ES, gewassen, geb.	
Ozon-aantasting	-	3 ^{^^}	HH; ES, gewassen	
Fijn stofvorming (PM)	PM ₁₀ ^{^^^} , PM _{2,5} , NO _x , SO ₂ , NH ₃	2	HH	
Fotochemische oxidantvorming	NMVOs, NO _x , SO ₂	2	HH, ES, gewassen	
Verzuring	NO _x , NH ₃ , SO ₂	2	ES, gewassen, geb.	
Eutrofiëring zoetwater	-	3	ES	
Eutrofiëring bodems	NO _x , NH ₃ , SO ₂	2	ESs, gewassen	
Humane toxiciteit	Cd, As, Ni, Pb, Hg, Cr, formaldehyde, dioxinen	2	HH	
Straling	Koolstof, cesium, jodium, waterstof, krypton, radon, thorium, uranium.	2	HH, ES	Gewassen
Geluid	dB	1 en 2	HH	
Landgebruik	-	3	ES	Gewassen***

NB:

* Benadering 1 = directe schatting van schade.

Benadering 2 = directe schatting van end-points via NEEDS-project.

Benadering 3 = impliciete schatting van end-points met ReCiPe.

** HH = menselijke gezondheid.

ES = Ecosystemen.

Geb. = gebouwen

*** Landgebruik heeft ook invloed op gewassen aangezien de grondprijzen zullen stijgen. Daar dit vermoedelijk een financiële externaliteit is, wordt dit effect in deze studie niet meegenomen.

[^] Voor klimaatverandering is de methode niet precies hetzelfde als IPA voor andere stoffen, aangezien bronnen van emissie en dispersie niet worden gemodelleerd (vanwege de aard van CO₂-effecten die niet afhankelijk zijn van de plaats van de emissies).

^{^^} Voor ozonaantasting hebben we de schatting van ReCiPe-end-points gereduceerd aangezien de ReCiPe-end-points worden gegeven zonder enige reductie (zie Annex C.6 voor procedures). We hebben de ReCiPe-schattingen verhoogd, een schatting voor gewasverliezen.

^{^^^} De waarde voor PM₁₀ is een gewogen gemiddelde van de waarden voor PM_{co} en PM_{2,5}, die beiden onderdeel zijn van PM₁₀.

5.5.2 Resultaten

Annex C geeft de resultaten van de kwantitatieve analyse. Hieronder geven we een kort overzicht van de inhoud van deze Annex.

Kostenschattingen voor het **broeikaseneffect** zijn afgeleid van een aantal studies over schadekosten met Integration Assessment Models (IAM). Deze zijn vervolgens vergeleken met waarden verkregen uit de preventiebenadering. Een set waarden voor de periode 2010-2050 wordt aanbevolen voor beide benaderingen. Voor de periode tot 2020 worden de schadekosten gebaseerd op **preventiekosten** vanwege de argumenten uit Annex C.

Waardering van effecten van de zogenaamde **klassieke vervuulende stoffen** (SO₂, NO_x, PM, NH₃ en NMVOS) is gebaseerd op de resultaten van de Impact-Pathway Approach (IPA) toegepast in het NEEDS-project, waarbij PM₁₀ bestaat uit de som van PM_{2,5} (aandeel van 61%) en PM_{coarse} (39%)⁴⁶. Effecten van deze stoffen worden beoordeeld op menselijke gezondheid, landbouwgewassen, gebouwen en materialen. Op basis van de concentratie-responsfuncties (CRFs) en monetaire waardering, ontwikkeld in de loop van de ExternE-serie, is een set waarden van schadekosten per ton vervuulende stof berekend na het modelleren van 15% emissiereductie voor elke vervuulende stof in verschillende regio's met behulp van het EcoSense-model. Beschouwde end-points zijn de mortaliteit (zowel chronisch als acuut, gewaardeerd met een YOLL van € 40.000 (voor chronische mortaliteit), morbiditeit (ziekten en symptomen), gewasopbrengsten, gebouwen en materialen en ecosystemen. Voor de waardering zijn we voornamelijk uitgegaan van de waarden van het NEEDS-project (zie paragraaf 5.3 voor een gedetailleerde beschrijving van de waarden die we toegepast hebben voor de schadekostenschattingen).

Schadekosten voor **toxische vervuulende stoffen**, d.w.z. zware metalen, formaldehyde en dioxinen worden alleen beoordeeld voor menselijke gezondheid. De voorgestelde waarden zijn gebaseerd op de resultaten uit het NEEDS-project, waarin de resultaten van verschillende andere studies zijn samengevat. Monetaire waardering van morbiditeit en mortaliteit volgt uit vermenigvuldiging van de YOLL en de YLD die zijn toegekend aan verschillende ziekten veroorzaakt door deze vervuulende stoffen, met een VOLY van € 40.000.

Waardering van effect van **ozonaantastende stoffen** was geen onderwerp van het NEEDS-project. Aangezien dergelijke schattingen ook ontbreken in de literatuur, hebben we besloten om de schattingen voor het effect op menselijke gezondheid te baseren op de ReCiPe-methodologie. De gevolgen van een verandering in UV-B-straling op de menselijke gezondheid is berekend met het AMOUR-model (RIVM, 2007). De resulterende schadefactor wordt uitgedrukt in DALYs per eenheid verandering in Effective Equivalent of Stratospheric Chlorine (EESC). Deze zijn omgezet in de karakterisatiefactoren in DALYs per ton CFK-11eq. voor elke groep ozonaantastende stoffen. Voor de gevolgen voor menselijke gezondheid is monetaire waardering verkregen met behulp van een standaardwaarde voor een VOLY. Voor kapitaalsinvloeden is de end-pointschade voor verschillende gewassen vermenigvuldigd met de geschatte productiekosten op basis van Hayashi et al. (2006).

⁴⁶ Deze percentages zijn bepaald o.b.v. huidige PM_{2,5}- en PM₁₀-emissies in Nederland, zie Annex C.3.1.

Beoordeling van **straling** is gebaseerd op de resultaten van het NEEDS-project en omvat alleen een waardering van menselijke gezondheid. De berekening van de lot- en blootstellingsfactoren in NEEDS zijn gebaseerd op de UNSCEAR-methodologie (1993, 2000). Als resultaat van opname van straling kunnen gezondheidseffecten optreden in de vorm van fatale en niet-fatale kankers en erfelijke defecten. Waardering van deze effecten is gebaseerd op het aantal DALYs per kanker. Voor fatale kankers is de resulterende YOLL vermenigvuldigd met de VOLY van € 40.000 en daar zijn de kosten van ziekte bij opgeteld. Voor niet-fatale kankers zijn de kosten van ziekte gebruikt. Voor de waardering van erfelijke effecten is een standaardwaarde van de statistische levensduur (VSL) gelijk aan € 1,5 miljoen per geval gebruikt.

Waardering van gevolgen van **geluid** gaat uit van de resultaten van het door de EG-gefinancierde HEATCO-project dat zich richt op transportexternaliteiten. De in HEATCO ontwikkelde richtlijnen gaan uit van hinder en gezondheidsgevolgen als twee onafhankelijke effecten (aangenomen dat het gezondheidsrisico niet wordt meegerekend in door de mensen ervaren geluidhinder). Om de waarde van geluidhinder te schatten, zijn enquêtes naar verklaarde voorkuren uitgevoerd in vijf Europese landen. Nationale waarderingen zijn afgeleid door middel van waardeoverdracht. Hierbij zijn kwantificeerbare gezondheidskosten opgeteld om een totale waarde voor geluid af te leiden.

Voor **landgebruik**, is de benadering van NEEDS voor het waarderen van ecosystemen toegepast. NEEDS werkt met de Potentially Disappeared Fraction (PDF), het omgekeerde van het relatieve voorkomen van soorten. Het voorkomen van soorten wordt gemeten op basis van het aantal soorten vaatplanten per vierkante meter. Het referentielandgebruik is een samenstelling van verschillende soorten landgebruik die voorkomen in het Zwitserse laagland. Voor de waardering van het landgebruik is de gemiddelde waarde van PDF gebruikt uit de studie van Kuik et al. (2008). Dit is een gemiddelde wereldwijde waarde (voornamelijk voor Europa en Noord-Amerika) en zal dus niet de specifieke lokale omstandigheden in Nederland weergeven. De effecten van veranderingen in landgebruik op de PDF zijn overgenomen uit het ReCiPe-project (Goedkoop et al., 2009) dat ook de gemiddelden voor Europa geeft. Daarom interpreteren we deze waarden voor veranderingen in landgebruik als waarden voor de EU-27 (niet voor Nederland). Ze kunnen echter in de Nederlandse context worden gebruikt als een eerste benadering.

Tabel 12 geeft de resultaten op het niveau van elke stof voor de schadekosten op basis van informatie uit Annex C. De schadekosten betreffen de kosten van emissies in 2008 in Nederland, uitgedrukt in € per kg stof in prijsniveaus van 2008 (zie paragraaf 3.5.1 voor een bespreking van de geografische schaal van de schattingen).

Tabel 12 Schaduwrijzen van emissies in Nederland in 2008 gebaseerd op schadekosten (€₂₀₀₈/ kg stof)

	Menselijke gezondheid	Ecosystemen	Gewassen en gebouwen	Totaal
CO ₂	0,00487	0,0201		0,0250
CH ₄	0,122	0,503		0,625
N ₂ O	1,45	6,00		7,45
CFK-11	62,4	95,6	1,25	159
CFK-12	103	219	1,31	324
CFK-113	67,8	123	1,34	193
CFK-114	84,3	201	1,25	287
CFK-115	52,6	148	0,75	202
HCFC-22	12,8	36,4	0,05	49,2
Halon-1211	350	38,0	3,17	391
NO _x	9,27	1,48	-0,167	10,6
SO ₂	14,5	0,453	0,430	15,4
NH ₃	23,1	4,86	-0,200	27,8
NMVOS	2,16	-0,0873	0,462	2,54
P (mest)		0,0890		0,0890
P (kunstmest)		0,0947		0,0947
P (uit STP)		1,78		1,78
PM ₁₀ (fijn stof)	41,0			41,0
PM _{2.5} (fijn stof)	64,8			64,8
Dioxinen	5,09E07			5,09E07
As (arseen)	811			811
Cd (cadmium)	127			127
Cr (chroom)	33,5			33,5
Ni (nikkel)	5,37			5,37
Pb (lood)	408			408
CH ₂₀	0,275			0,275
Uranium-235 (lucht)*	1,16E09			1,16E09
Uranium-235 (water)*	1,27E08			1,27E08

Noten:

* Stralingsemissies worden uitgedrukt in Becquerel. De hier vermelde schadekosten zijn uitgedrukt in € per petabecquerel (PBq).

** De waardering voor klimaatverandering was oorspronkelijk niet onderverdeeld in schade aan HH en schade aan ecosystemen. Om deze onderverdeling te maken, hebben we gebruik gemaakt van ReCiPe-end-pointfactoren. Per kg CO₂ geeft ReCiPe aan wat de schade aan gezondheid is (in DALYs) en de schade aan ecosystemen (in PDFs). Deze schades hebben we direct gewaardeerd en vervolgens is hiervan de verhouding tussen schade aan HH en schade aan ecosystemen afgeleid.

Naast deze stoffen geeft Tabel 13 de schadekosten voor geluid van wegen, spoorwegen en vliegtuigen. Tot 70 dB bestaan de schadekosten alleen uit kosten van hinder (€ 10/15 per dB boven de drempel). Boven 70 dB bestaan de schadekosten uit kosten van hinder en kosten betreffende gezondheidseffecten die ontstaan boven deze geluidsniveaus.⁴⁷

Tabel 13 Schaduwrijzen voor blootstelling aan geluid in Nederland, gebaseerd op schadekosten (€₂₀₀₈ per dB boven de drempel, per jaar per blootgesteld persoon)

L _{den} (dB(A))	Weg	Spoorweg	Vliegtuig
50-70	12,71	12,71	19,06
> 70	20,33	20,33	27,96
> 70 (optellen voor gezondheidseffecten)	62,27	62,27	60,99
Drempel	50 dB	55 dB	50 d B

Bron: Eigen berekeningen op basis van HEATCO, 2006.

Tabel 14 geeft de schadekosten voor verschillende soorten landgebruik. Zoals hiervoor vermeld, kunnen alleen Europese waarden worden gegeven als gevolg van de aard van de onderliggende studies. Ze kunnen dienen als eerste schatting voor waarden in Nederland.

Tabel 14 Waarden voor externe kosten voor gebruik van een bepaalde terrein voor ander landgebruik types (prijzen 2008, EU-gemiddelden)

Type landgebruik	Externe kosten (€ per m ² per jaar)
Monoculturen/onkruid	€ 0,77
Intensieve gewassen/onkruid	€ 0,74
Extensieve gewassen/onkruid	€ 0,71
Monocultuur vruchtbaar grasland	€ 0,63
Intensief vruchtbaar grasland	€ 0,51
Extensief vruchtbaar grasland	€ 0,38
Monocultuur onvruchtbaar grasland	€ 0,47
Extensief onvruchtbaar grasland	€ 0,24
Monocultuur hoog grasland/kruiden	€ 0,75
Intensief hoog grasland/kruiden	€ 0,58
Extensief hoog grasland/kruiden	€ 0,42
Monocultuur gemengd loofbos en open bos	€ 0,35
Extensief loofbos, gemengd en taxus laag open bos	-
Loofbosplantage	€ 0,45
Coniferenplantages	€ 0,50
Gemengde plantages	€ 0,61
Ononderbroken stedelijk	€ 0,78
Wijngaarden	€ 0,48

Bron: Eigen berekening op basis van Goedkoop et al., 2009 en Kuik et al., 2008.

⁴⁷ Bijvoorbeeld, de schadekosten van verkeersgeluid van 75 dB zijn gelijk aan:
(€ 12,71 x 20 + € 20,33 x 5 + € 62,27) € 418 per jaar per blootgesteld persoon.

5.6 Temporele en ruimtelijke variatie

5.6.1 Dynamische ontwikkelingen

De financiële waardering van emissies via de financiële waardering van resulterende schade kan om verschillende redenen door de tijd veranderen.

Ten eerste kan de fysieke schade door de tijd veranderen. Als bijvoorbeeld de bevolkingsdichtheid in de tijd toeneemt, zal ook de impact van emissies toenemen. Hetzelfde geldt in het geval van economische groei: ook dan staan er meer Euro's kapitaal bloot aan potentiële schade. Tenslotte kunnen dosis-effectrelaties niet lineair zijn: wanneer emissies toenemen, kan de marginale schade van extra emissie groter zijn dan de schade van eerdere emissies. Aan de andere kant kan ontwikkeling ook juist de toekomstige fysieke schade doen afnemen, bijvoorbeeld door adaptatie of economische structuurverandering. Zo is de landbouw immers kwetsbaarder voor klimaatverandering dan de meeste andere economische sectoren, terwijl de relatieve bijdrage van de landbouw aan de economie in de tijd afneemt.

Niet alleen de fysieke schade kan in de tijd veranderen, maar ook de financiële waardering van die schade. De zorg voor een schoon milieu neemt over het algemeen toe met toenemend inkomen, zich uitend in een hogere betalingsbereidheid (WTP). De verwachting is daarom dat door de toenemende rijkdom in de toekomst ook de financiële waardering van emissies zal toenemen. De discussie in de literatuur spitst zich toe op de vraag of het milieu een luxegoed is (met een inkomenselasticiteit groter dan 1) of een gewoon economisch goed (met een inkomenselasticiteit tussen 0 en 1). Er is een aantal empirische studies uitgevoerd om de inkomenselasticiteit van WTP (willingness to pay) voor milieukwaliteit vast te stellen waarbij de recentere onderzoeken gebruik maken van *stated preferences*. Het merendeel van de studies claimt dat inkomenselasticiteiten wat kleiner zijn dan 1 (bijv. Kristrom en Riera, 1996; Ready et al., 2002; Hökby en Söderqvist, 2003). Zij beschouwden verschillende Europese landen en diverse milieuaspecten. Een studie naar de waardering van luchtkwaliteit in een regio van China komt tot een ander conclusie. Gezien de geschatte inkomenselasticiteiten wordt luchtkwaliteit daar als een luxegoed beschouwd (Wang en Mullahy, 2006). Een plausibele verklaring hiervoor zou kunnen zijn dat bepaalde milieuproblemen in China urgenter zijn dan in Europese regio's. Tevens lijkt de hoogte van de inkomenselasticiteiten samen te hangen met het inkomensniveau. Wij stellen hierbij voor om, in navolging van het NEEDS-project, rekening te houden met een inkomenselasticiteit van 0,85⁴⁸. Bij een economische groei van 2% leidt dit tot een waardestijging van 1,7% (zie Annex A.3)

Deze regels gelden voor alle stoffen. Bij de bepaling van de externe kosten van CO₂-emissies is er nog een complicatie met betrekking tot de niet-lineaire schatting van deze emissies. Als wereldwijde emissies niet worden gereduceerd, kan een extra eenheid CO₂-emissie groter effect hebben voor de toekomst dan nu, als gevolg van de toenemende concentratie CO₂ in de atmosfeer. Tabel 15 toont de waarden voor CO₂ bij de verschillende tijds-

⁴⁸ Deze waarde is een deskundige schatting op basis van informele meta-analyse van verschillende studies over dit onderwerp. Merk op dat de inkomenselasticiteit verschilt voor milieudiensten/effecten. Daarom worden verschillende waarden gebruikt voor elasticiteit op basis van wetenschappelijke literatuur voor bepaalde gevallen. In de eenvoudigste benadering en als er geen gegevens over elasticiteit zijn, kan een inkomenselasticiteit van 1 worden gebruikt, hoewel dat in zo'n geval duidelijk moet worden aangegeven aangezien het kan leiden tot een overschatting.

verlopen, gebaseerd op een meta-analyse van verschillende studies gepresenteerd in de IMPACT-studie (CE, 2008b).

Tabel 15 Aanbevolen waarden voor externe kosten van klimaatverandering (in €/ton CO₂) veranderend in de tijd, uitgedrukt als middenschatting, hoogste en laagste waarden

Jaar van emissie	Middenwaarden (€/ton CO ₂)		
	Laagste waarde	Middenwaarde	Bovenste waarde
2010	7	25	45
2020	17	40	70
2030	22	55	100
2040	22	70	135
2050	20	85	180

Bron: CE, 2008b.

5.6.2 Regionale variatie

De schaduwrijzen tot nu toe zijn gemiddelden voor Nederland voor emissies in 2008. Deze gemiddelden hoeven echter niet representatief te zijn voor lokale omstandigheden. Vooral voor vervuilende stoffen die bijdragen aan verzuring, vorming van PM₁₀, eutrofiëring en toxiciteit, kunnen lokale omstandigheden afwijken van deze nationale gemiddelden. Dat komt door lokale variaties in klimaatomstandigheden (wind), bevolkingsdichtheid en grondsoort.

Als lokale omstandigheden van belang zijn voor specifiek gebruik van schaduwrijzen, adviseren wij een aparte simulatie uit te voeren met EcoSense Light en de resultaten van dat model aan te passen volgens de aannames van dit onderzoek. Bij deze aanpassingen zou het gaan om prijs-niveaus en monetaire schatting van verlies van biodiversiteit. Een andere mogelijkheid is gebruik te maken van de procedure voor waardeoverdracht (zie Annex E). Dit zou kunnen worden toegepast als er informatie is over de verschillen tussen factoren die invloed hebben op de waardeschatting voor een bepaalde regio en de gemiddelde landspecifieke factoren.

5.6.3 Schadekosten voor EU-27

In de projecten NEEDS/CASES/ExternE, waarop we een aantal van de schattingen uit hoofdstuk 5 hebben gebaseerd, zijn schattingen opgesteld voor de EU-27 als geheel en landspecifiek voor de EU-27. CRF-functies en monetaire waardering van end-points zijn gelijk voor het gehele receptorgebied dat gans Europa en aanliggende gebieden omvat. De uiteindelijke effecten van emissies uit Europa voor receptoren buiten Europa zijn gemodelleerd met het noordelijk halfmondmodel.

Tabel 16 geeft een schadeschatting voor de EU-27. De waarde voor de EU-27 is een emissiegewogen gemiddelde van de resultaten voor elk individueel land.

Tabel 16 Schaduwrijzen van emissies in de EU-27 in 2008, gebaseerd op schadekosten (€₂₀₀₈/kg stof)

	Menselijke gezondheid	Ecosystemen	Gewassen en gebouwen	Totaal
CO ₂	0,00487	0,0201		0,0250
CH ₄	0,122	0,503		0,625
N ₂ O	1,45	6,00		7,45
CFK-11	62,4	95,6	1,25	159
CFK-12	103	219	1,31	324
CFK-113	67,8	123	1,34	193
CFK-114	84,3	201	1,25	287
CFK-115	52,6	148	0,75	202
HCFC-22	12,8	36,4	0,05	49,2
Halon-1211	350	38,0	3,17	391
NO _x	7,87	1,30	0,480	9,64
SO ₂	8,73	0,254	0,263	9,25
NH ₃	13,0	4,69	-0,220	17,5
NMVOS	1,29	-0,097	0,227	1,42
P (mest)		0,0890		0,0890
P (kunstmest)		0,0947		0,0947
P (van STP)		1,78		1,78
PM ₁₀ (fijn stof)	22,6			22,6
PM _{2.5} (fijn stof)	33,8			33,8
Dioxines	5,09E07			5,09E07
As (arseen)	728			728
Cd (cadmium)	115			115
Cr (chroom)	18,2			18,2
Ni (nikkel)	3,16			3,16
Pb (lood)	383			383
CH ₂₀	0,275			0,275
Uranium-235 (lucht) ⁴⁹	1.16E09			1.16E09
Uranium-235 (water)	1.27E08			1.27E08

De schattingen voor de EU-27 moeten uiteraard worden gebruikt als het bij de waardering of weging gaat om de EU-27. Daarom: de keuze van de schade-waarde (landspecifiek of EU-gemiddeld) hangt af van het soort project/beleid dat wordt bekeken. Als het bijvoorbeeld gaat om het ontwerpen van nieuwe Europese richtlijnen, is het logisch om de EU-27-waarden te gebruiken, terwijl voor projecten op nationale schaal landspecifieke waarden zinvoller zijn.

Voor CO₂ zijn meestal geen extra aanpassingen nodig omdat de schade wordt berekend met Integrated Assessment Modellen voor wereldwijde schade. In het Fund-model dat in NEEDS wordt gebruikt voor schatting van schadeposten betreffende broeikasgassen, worden de schades impliciet gecorrigeerd voor inkomensniveau's doordat VSL wordt geëvalueerd in monetaire termen door

⁴⁹ Stralingsemissies worden hier uitgedrukt in Bequerel. De vermelde schadekosten zijn uitgedrukt in € per petabecquerel (PBq).

gebruik van een constante (200) maal het inkomen per hoofd. Inkomens-elasticiteit wordt geacht unitair te zijn. Daarom raden we voor projecten van wereldwijde of Europese omvang aan om simpelweg deze waarden te gebruiken. Andere aanbevelingen kunnen echter gelden voor de schattingen van de schaduwrijzen voor broeikasgassen op basis van schadekosten voor projecten met landelijke omvang. In dergelijke gevallen kunnen de procedures voor waardeoverdracht, beschreven in de volgende paragraaf, van toepassing zijn.

5.6.4 Schadeschattingen voor niet-EU-landen

Schadewaardering is in het ideale geval gebaseerd op primaire waarderingsstudies van hoge kwaliteit. Dergelijke studies zijn echter niet altijd voorhanden, wat betekent dat onderzoekers en beleidsmakers in hun pogingen te komen tot reële schattingen van milieuschade voor een bepaald gebied vaak moeten afgaan op primaire waarderingsstudies die zijn uitgevoerd voor andere gebieden. Een dergelijke procedure wordt aangeduid als batenoverdracht of, meer algemeen, waardeoverdracht en betreft zowel aanpassingen in de tijd als ruimte. Waardeoverdracht kan worden beschouwd als de laatste stap in de Impact-Pathway Approach, noodzakelijk als er geen relevante primaire waarderingsstudies zijn.

Bij overdracht van schadeschattingen naar andere (niet-Europese) landen zijn verschillende beslissingen en aannames nodig:

- We moeten beslissen welke waarden of schades we moeten gebruiken, landspecifiek of EU-gemiddeld. In de meeste gevallen is het waarschijnlijk beter om EU-gemiddelden te gebruiken, tenzij er voldoende aanwijzingen zijn dat factoren zoals achtergrondconcentratie van vervuilende stoffen en receptordichtheid van het land onder consideratie sterk overeenkomen met die van een bepaald Europees land waarvan specifieke waarden beschikbaar zijn.
- Door ofwel EU-27-gemiddelde of landspecifieke waarden te gebruiken en alleen aan te passen met betrekking tot economische verschillen (inkomensniveau) nemen we aan dat alle andere factoren (zoals achtergrondconcentratie van vervuilende stoffen, receptordichtheid, meteorologische omstandigheden) ongeveer hetzelfde zijn. In een specifieke context kunnen echter sommige van deze factoren significant anders zijn dan in Europa. Bijvoorbeeld voor gezondheidseffecten wordt de receptordichtheid uitgedrukt met de bevolkingsdichtheid; als er een significant verschil is in bevolkingsdichtheid tussen Europa en een andere regio, kan dat worden gecorrigeerd met een factor gelijk aan de verhoudingen van de bevolkingsdichtheden van de respectieve regio's. Datzelfde geldt voor de lokale effecten. Deze kunnen anders zijn dan de gemiddelden in dit Handboek voor landen of de EU-27. Als er voldoende en betrouwbare informatie beschikbaar is voor een aantal van de factoren die invloed hebben op de schadeschattingen, kunnen de waarden op basis daarvan worden bijgesteld.
- Voor waarden gebaseerd op onderzoeken naar verklaarde voorkeuren nemen we aan dat de voorkeuren van de populatie op de locatie waarnaar we de waarden overdragen ongeveer hetzelfde zijn als in Europa. In het algemeen treden verschillen in verkregen waarden in verschillende landen niet alleen op door inkomensverschillen, maar ook door andere factoren zoals leeftijdsopbouw, religie, politieke toestand, etc. In een vereenvoudigde benadering kunnen we geen rekening houden met al deze verschillen.

Met in ons achterhoofd bovenstaande beperkingen en het feit dat ongeacht de waarderingmethode de waarden verkregen uit enquêtes sterk afhangen van individueel inkomen, willen we voor de eenvoudigste benadering voorstellen om de schadewaarden aan te passen volgens de inkomensverhoudingen van de relevante populaties. De meest algemene en betrouwbare statistiek die het individueel inkomensniveau benaderd is het BNP per hoofd. Voor een goede inkomensmaatstaf stellen we voor het BNP per hoofd naar koopkrachtpariteit (PPP) te gebruiken. Daarnaast wordt geadviseerd een inkomenselasticiteitsfactor toe te passen.

De aangepaste schatting van de betalingsbereidheid (WTP) voor de locatie van het project of beleid, WTP_p , kan als volgt worden berekend:

$$WTP_p = WTP_E (Y_p/Y_E)^\beta \quad (1)$$

waarin WTP_E de oorspronkelijke waardeschatting is uit ons Handboek, Y_E en Y_p het BNP per hoofd op PPP-niveau zijn voor de EU of een bepaald Europees land en locatie van een project of beleid, en β de inkomenselasticiteit is voor het milieugoed in kwestie (naar NEEDS, 2007a)⁵⁰. In het NEEDS-project is aangenomen dat β gelijk is aan 0,85.

Voor meer informatie over alternatieve methodes voor waardeoverdracht en meer over dit onderwerp, zie Annex E. De precieze methode voor waardeoverdracht kan afhangen van de omvang van het project. Voor internationale of wereldwijde projecten kunnen ethische bezwaren ontstaan tegen verschillende waarderingen van het statistische mensenleven (uitgedrukt in VSL of VOLY) afhankelijk van de locatie. Voor CBAs zouden dan specifieke waarden binnen een land moeten worden gebruikt. Dit betekent bijvoorbeeld een veel lagere VSL in India vergeleken met een Europees land. Voor een CBA voor bijvoorbeeld EU-richtlijnen die betrekking hebben op alle Europese landen met zeer verschillende inkomens/BNP per hoofd, moet een gemiddeld BNP worden gebruikt. Voor een wereldwijde CBA kan worden aangevoerd dat vanwege ethische redenen wereldwijd gemiddelde waarden zouden moeten worden gebruikt.⁵¹

In dergelijke gevallen bevelen wij aan om een gevoeligheidsanalyse uit te voeren met verschillende waarderingmethoden, te kijken of de resultaten significant verschillen en als dat het geval is, aan te geven wat de gevolgen zijn voor een bepaald beleid of project.

⁵⁰ Aangenomen wordt dat de inkomenselasticiteit afkomstig is van een dubbel logaritisch model, waarin β een regressiecoëfficiënt is voor de relatie tussen betalingsbereidheid en inkomen waarin beide variabelen worden getransformeerd met een natuurlijk logaritme. Dergelijke modellen zijn handig omdat β past in de definitie van inkomenselasticiteit: het geeft het percentage groei van betalingsbereidheid dat het gevolg is van 1% inkomensgroei. In een dergelijk model wordt uitgegaan van een constante inkomenselasticiteit voor alle inkomensniveaus.

⁵¹ Persoonlijk bericht van Ståle Navrud, 16.04.2009.

5.7 Onzekerheid

De monetaire schadewaarden per eenheid specifieke vervuilende stoffen als vermeld in ons Handboek zijn geschat met verschillende aannames en modellen. Elke analysestap kent een zekere mate van onzekerheid⁵². Deze onzekerheden accumuleren en nemen effectief toe met elke analysestap (bijv. de onzekerheid op het niveau van CRF wordt versterkt met elke verdere monetarisering van CRF-effecten). In de volgende paragrafen geven wij eerst een algemene beschrijving van een aantal belangrijke oorzaken van onzekerheid van de schadeschattingen en vervolgens een meer formele beschrijving over de manier waarop deze onzekerheid grof kan worden gekalibreerd voor de IPA.

5.7.1 Belangrijke oorzaken van onzekerheid bij de waardering van gezondheidsschade

Waardering van gezondheidsschade is het belangrijkste onderwerp bij de totale schades met betrekking tot de meeste vervuilende stoffen. Daarom richten we ons in deze paragraaf vooral op onzekerheden met betrekking tot waardering van mortaliteits- en de morbiditeitseffecten.

In de projecten van de ExternE-serie zijn de effecten van klassieke vervuilende stoffen op de menselijke gezondheid beoordeeld door samenvoeging van de effecten van specifieke stoffen op verschillende end-points zoals mortaliteit (in sommige gevallen apart beoordeeld voor volwassenen en kinderen) en morbiditeit. In het NEEDS-project, zijn speciale enquêtes uitgevoerd om rechtstreeks de betalingsbereidheid te bepalen voor een langer en gezonder leven door het verbeteren van de luchtkwaliteit. De waarden verkregen uit de CVM-studies en de resulterende waarden per ton vervuilende stoffen zijn slechts ruwe schattingen; dubbelzinnigheid heeft onder andere betrekking op de volgende factoren.

1. Het is onmogelijk precies die dosis-responsrelatie te kalibreren die is beschreven in het onderzoeksscenario van het Ecosense-model. In het onderzoeksscenario zorgt een hypothetische reductie van de luchtvervuiling voor een individuele levensduurverlenging met drie of zes maanden (de respondenten moesten aan beide veranderingen in levensverwachting een monetaire waarde toekennen). In het Ecosense-model wordt een 15% emissiereductie gemodelleerd. Het is de vraag of deze twee elementen overeenkomen, maar opgemerkt dient te worden dat de ExternE-experts hebben geprobeerd de gehele schattingsmethodologie zo aannemelijk mogelijk te maken.
2. We kunnen onmogelijk weten wat de achtergronden van de waarden uit de onderzoeken zijn. In de CVM-enquêtes die zijn uitgevoerd in NEEDS is benadrukt dat respondenten werd gevraagd alleen de stijging van hun eigen levensverwachting te waarderen, in combinatie met een verbeterde kwaliteit van leven door de betere luchtkwaliteit. Uit de antwoorden op sommige extra vragen aan het eind van de vragenlijst bleek echter duidelijk dat sommige respondenten ook andere motieven hadden zoals erfgoedwaarde (de wens om een schoner milieu achter te laten voor toekomstige generaties).

⁵² Het is goed om verschil te maken tussen risico en onzekerheid. Risico betreft een situatie waarin we ten minste enig idee hebben van de mogelijkheid dat een bepaald effect optreedt. Vaak kennen we echter de waarschijnlijkheid in het geheel niet. Dat is echte onzekerheid. We zijn bijvoorbeeld (nog) niet in staat waarschijnlijkheden toe te kennen aan bepaalde effecten van de klimaatverandering.

In de alternatieve benadering met DALYs (toegepast in het NEEDS-project voor niet-klassieke vervuulende stoffen), is de situatie nog dubbelzinniger. Het meest twijfelachtig is de weging voor aandoeningen die is gebruikt voor de YLD-maatstaf. Ziektewegingen zijn door gezondheidsdeskundigen toegekend aan bepaalde ziekten en niet gebaseerd op zorgvuldig opgezette CVM-studies, zoals uitgevoerd in NEEDS voor de berekening van de waarde van YOLL. Het nut van de ziektewegingen ligt vooral in de vergelijking: als aan een bepaalde ziekte een lagere ziekteweging is toegekend dan aan een andere ziekte, betekent dit dat een levensjaar met deze ziekte de voorkeur heeft boven een levensjaar met de andere ziekte. Bij gebrek aan betere informatie over kosten met betrekking tot sommige end-points, zijn ziektewegingen gebruikt (via YLD) om het kwalitatieve effect van ziekten op de lange levensduur te vertalen. Als op basis van studies met andere waarderingsmethoden ziektewegingen onbetrouwbaar blijken, dan is ook de monetaire waardering op basis van DALYs twijfelachtiger (vooral voor ziekten waarin YLD een groot deel van de DALY-maatstaf bepaalt).

In de waarderingsbenadering van NEEDS is geen rekening gehouden met waarden zoals gevoelens van verlies en verdriet van familie en vrienden met betrekking tot een persoon die voortijdig overlijdt als gevolg van een ziekte veroorzaakt door (lucht)vervuiling. Voor waarden zoals 'levensvreugde' of 'geluk' kunnen we niet meer zeggen dan dat deze waarschijnlijk gedeeltelijk zijn opgenomen maar dat niet is vast te stellen in welke mate.

5.7.2 Formele behandeling van onzekerheid

Vanwege de complexiteit van het berekenen van schadekosten in IPA (schatting in verschillende stappen waarbij elke stap zijn eigen onzekerheden heeft), is het niet eenvoudig de totale onzekerheid vast te stellen voor de uiteindelijke schadeschattingen. De methodologie die gebruikt is in het NEEDS-project is gebaseerd op het beoordelen van geometrische standaarddeviaties (σ_g) van de schadekostenschattingen, uitgaande van een lognormale verdeling. Voor klassieke vervuulende stoffen hebben NEEDS (2008b) vastgesteld dat de geometrische standaarddeviatie van deze schadekosten ongeveer 3 is. Volgens de kenmerken van een lognormale verdeling betekent dit dat voor klassieke vervuulende stoffen de werkelijke waarde met een waarschijnlijkheid van 68% ligt in het interval tussen de middenwaarde⁵³ gedeeld door drie en de middenwaarde vermenigvuldigd met drie.

Voor broeikasgassen is de analyse van de onzekerheid in NEEDS gebaseerd op Tol (2005), die een groot aantal schadekostenanalyses heeft bestudeerd. Hij heeft meer dan 100 schattingen van de marginale schadekosten verzameld om tot een waarschijnlijkheidsdichtheidfunctie te komen. De functie blijkt sterk scheef naar rechts te lopen, met een mediaan van US\$ 3,8/tCO₂, een gemiddelde van US\$ 25,4/tCO₂ en een 95% betrouwbaarheidsniveau van US\$ 95/tCO₂. NEEDS (2008b) concluderen dat met uitzondering van negatieve kosten de verdeling niet te veel afwijkt van lognormaal met zijn staart van hoge schattingen van lage waarschijnlijkheid. Volgens hun berekeningen is de standaarddeviatie voor deze schattingen gelijk aan 5. We kunnen daardoor concluderen dat 68% van de schattingen ligt in een interval tussen de middenwaarde gedeeld door 5 en de middenwaarde vermenigvuldigd met 5. Voor de gemiddelde schatting van Tol (2005) van US\$ 25,4 betekent dit het volgende betrouwbaarheidsinterval: (5, 127).

⁵³ 'Middenwaarde' verwijst naar de waarden in de relevante tabellen van ons Handboek, waarin de schadekosten voor de specifieke stoffen worden vermeld.

Met dezelfde aanname dat de schadeverdeling lognormaal is, hebben NEEDS (2008b) de geometrische gemiddelden en de standaarddeviaties uitgerekend voor vervuilende sporenstoffen. Zij schatten dat σ_g voor As, Cd, Cr-VI, Hg, Ni, en P gelijk is aan 4 en σ_g voor dioxinen gelijk is aan 5. We kunnen dus stellen dat voor As, Cd, Cr-VI, Hg, Ni, en P de werkelijke waarden met een waarschijnlijkheid van 68% liggen in de intervallen tussen de middenwaarde gedeeld door 4 en de middenwaarde vermenigvuldigd met 4, terwijl voor dioxinen de werkelijke waarden met een waarschijnlijkheid van 68% liggen in de intervallen tussen de middenwaarde gedeeld door 5 en de middenwaarde vermenigvuldigd met 5.

5.7.3 Praktische benadering van onzekerheid in SCBA

Het formele onzekerheidsbereik biedt geen zinvolle manier voor opname in de SCBA aangezien de bereiken erg groot zijn (een factor 1/3 tot 3 tussen boven- en ondergrens binnen de waarschijnlijkheid van 68%). Hoewel we denken dat het goed is zo open mogelijk te communiceren over onzekerheid, zou het opnemen van een boven- en ondergrens van de schattingen de SCBA op een voorspelbare manier beïnvloeden: bij de bovengrens zouden de milieueffecten de andere kosten en baten domineren en bij de ondergrens zouden milieueffecten kunnen worden verwaarloosd.

Hoewel uiteindelijk de onderzoekers die een SCBA uitvoeren bepalen hoe ze omgaan met onzekerheid, kunnen we ons voorstellen dat onderzoekers werken met de middenwaarde als gepresenteerd in ons rapport en dat ze in een gevoeligheidsanalyse aangeven wat de consequenties zijn als de werkelijke economische waarde van het milieu het dubbele zou zijn. Voor de ondergrens kunnen we ons voorstellen dat de preventiekosten worden genomen. Deze kunnen een onderschatting vormen van de schade wanneer wordt aangenomen dat het overheidsbeleid tekortschiet gegeven de werkelijke ecologische schade van milieuverontreinigende stoffen. Daarnaast kunnen de preventiekosten minder onzeker zijn (er is echter geen formele behandeling van de onzekerheid van de preventiekosten beschikbaar).

De vraag of preventie- of schadekosten moeten worden gebruikt in een SCBA voor waardering van de externe effecten zal worden behandeld in hoofdstuk 7.

5.8 Vergelijking met schattingen uit andere studies

In Europa bestaan twee families van schattingen van externe kosten. De eerste is de in dit rapport gebruikte familie gebaseerd op het ExterneE-kader. Naast de hier gebruikte NEEDS-schattingen, wordt ook voor schattingen uit projecten zoals CASES, MethodEx, NewExt, HEATCO gebruik gemaakt van de ExterneE-methodologie. De alternatieve benadering wordt gevormd door de studies die zijn uitgevoerd in de kosten-batenanalyse voor schone lucht voor Europa, Clean Air for Europa (CAFÉ CBA)(AEA, 2005)⁵⁴. De waarden per ton emissie uit NEEDS en CAFÉ CBA liggen niet altijd dicht bij elkaar, vooral als het gaat om land-specifieke waarden, ondanks dat de gebruikte CRF-functies erg op elkaar lijken. Verschillen in waarden voor de specifieke landen tussen het NEEDS-project en CAFÉ CBA zijn voornamelijk het gevolg van het feit dat in NEEDS de schattingen betrekking hebben op schade veroorzaakt door emissies *door een bepaald land*, terwijl in CAFÉ CBA de schattingen betrekking hebben op emissies die *optreden in een bepaald land*. De gemiddelde EU-waarden zouden echter min of meer vergelijkbaar moeten zijn. In Tabel 17 geven we voorbeelden van gemiddelde EU-schattingen voor klassieke vervuilende stoffen

⁵⁴ Projecten zoals TREMOVE hanteerden ook deze methodiek (<http://www.tremove.org/>).

van zowel CAFÉ CBA als NEEDS en daaronder geven we enige toelichting op de verschillen tussen deze schattingen. De waarden uit NEEDS die worden gebruikt voor vergelijking met de waarden van het CAFÉ CBA-project omvatten niet de schattingen van schade aan biodiversiteit en resultaten van noordelijk halfrondmodellen, aangezien die niet waren opgenomen in de schattingen van CAFÉ CBA.⁵⁵

Tabel 17 Vergelijking van voorbeeldwaarden uit de projecten NEEDS en CAFÉ CBA, EU-gemiddelde (€/kg, omgerekend naar Euro₂₀₀₈), zonder effecten op biodiversiteit en effecten als gevolg van dispersie via het noordelijk halfrond

Vervuilende stof	NEEDS	CAFÉ CBA*
NMVOS	1,03	1,20
NO _x	8,17	5,29
PM _{2,5}	33,6	31,2
SO ₂	8,61	6,73

Bron: CE, 2008b en CASES, 2008, eigen berekeningen.

* Waarden uit CAFÉ CBA zijn schattingen voor emissies in het jaar 2010.

Mogelijke oorzaken van de verschillen tussen deze waarden zijn:

- In CAFÉ CBA is een andere bron-receptormatrix (SRM) gebruikt, zonder verdeling in subregio's en met één set meteorologische omstandigheden terwijl NEEDS met een meer gedetailleerde modelmatrix heeft gewerkt.
- In CAFÉ CBA is één scenario voor achtergrondemissies gebruikt terwijl in NEEDS twee verschillende scenario's zijn gebruikt (één voor de jaren 2000-2014 en één daarna).
- CAFÉ CBA-waarden betreffen alleen gezondheidskosten en gewasverliezen door ozon terwijl de NEEDS-schattingen ook betrekking hebben op andere effecten op gewassen.
- In CAFÉ CBA is een andere waardering gebruikt van VOLY dan in NEEDS. In de CAFÉ CBA-studie wordt een aantal schattingen gegeven op basis van verschillende uitgangspunten voor het berekenen van mortaliteits- en morbiditeitseffecten. In Tabel 17 hierboven staan de waarden die gebaseerd zijn op een mediaanwaarde van € 52.000 voor VOLY in de CAFÉ-CBA (de VOLY die later is gebruikt in NEEDS was iets lager met € 40.000). Opgemerkt kan echter worden dat de waarden uit het NEEDS-project hoger zijn dan de CAFÉ CBA-waarden, dus dit kan niet de oorzaak van de verschillen zijn.

⁵⁵ Dit houdt uiteraard in dat de waarden hier niet overeenkomen met de waarden in paragraaf 5.6.3.

6 Weegfactoren

6.1 Inleiding

In dit hoofdstuk zullen op basis van de sets van schade- en preventiekosten uit de hoofdstukken 4 en 5 drie sets van weegfactoren worden ontwikkeld die gebruikt kunnen worden bij milieukundige analyses, zoals een levenscyclus-analyse.

De belangrijkste stap om tot weegfactoren te komen is het consistent toepassen van een set van karakterisatiefactoren op de schaduw prijzen.

6.2 Methodiek

In dit project ontwikkelen we drie weegsets gebaseerd op de waardering van individuele stoffen (zie hoofdstuk 2):

1. Weegset met preventiekosten gekarakteriseerd op mid-pointniveau.
2. Weegset met economische schadekosten op end-point gekarakteriseerd op mid-pointniveau.
3. Weegset van directe waardering van gezondheids- en biodiversiteitsschade op end-points.

We moeten hierbij met karakterisatiefactoren werken omdat we slechts schaduw prijzen voor een beperkt aantal stoffen hebben. Karakterisatiefactoren geven het relatieve belang aan van een stof voor de bijdrage aan het milieueffect. Als we schaduw prijzen zouden hebben voor alle 1.000 stoffen in een LCA, zouden we niet hoeven te werken met karakterisatiefactoren omdat de individuele schaduw prijzen zelf de karakterisatie zouden weergeven. We zouden dan aan de hand van de schaduw prijzen kunnen bepalen hoe belangrijk stof A ten opzichte van stof B is. Maar als we alleen een schaduw prijs voor stof A hebben, moeten we werken met karakterisatiefactoren.

Bij de translatie van waardering naar weegsets lopen we in de praktijk tegen twee problemen aan:

1. Multiple effecten: dat een stof vaak betrekking heeft op meerdere milieuthema's zodat de schaduw prijs van die stof over die thema's verdeeld moet worden.
2. Impliciete karakterisatie: dat de schadeschattingen van meerdere stoffen binnen een thema al een impliciete karakterisatie met zich meebrengen die kan afwijken van de mid-pointkarakterisatie die in ReCiPe wordt gegeven. Hoe gaan we met deze verschillen om?

Deze problemen spelen alleen een rol bij de eerste twee weegsets. Voor elk van de twee weegsets hebben we daarbij de best mogelijke methode gekozen om met deze problemen om te gaan. Deze methodes staan hieronder per weegset beschreven.

6.3 Weegfactoren gebaseerd op preventiekosten

6.3.1 Introductie

Bij weging gebaseerd op preventiekosten gaan we uit van een prioritaire stof binnen elk thema. Dat is vaak de stof die als equivalentiefactor wordt gebruikt in de mid-pointkarakterisatiefactoren. Voor verzuring, bijvoorbeeld, is SO₂ de referentie, wat betekent dat iedere andere stof die een impact heeft op dit milieuthema wordt uitgedrukt in termen van kg SO₂. In principe bepaalt deze prioritaire stof de waardering.

Deze prioritaire stof kan betrekking hebben op meerdere milieuthema's. In dit geval worden de verschillende milieueffecten gesplitst door te kijken naar de waardering van stoffen die maar op één milieuthema een effect hebben.

Om vervolgens de waardering per prioritaire stof uit te breiden tot alle mogelijke stoffen, wordt gebruik gemaakt van ReCiPe-mid-pointkarakterisatiefactoren⁵⁶.

Een probleem bij preventiekosten is hoe de kosten van maatregelen die meer dan één vervuilende stof reduceren over de verschillende stoffen verdeeld moeten worden. De uiteindelijke weegfactoren zijn afhankelijk van de behandeling van deze zogenaamde 'joint costs' (zie paragrafen 3.2.2 en 4.2.1).

6.3.2 Resultaten per impactcategorie te gebruiken voor weging

De stoffen zijn vertaald naar impactcategorieën - analoog aan de beschrijving van paragraaf 4.2. Omdat bij het gebruik van weging marges zeer gecompliceerd zijn en in feite ongewenst, hebben we voor de stoffen waarbij de waarde bepaald is binnen een marge, een centrale waarde meegenomen. Voor CO₂ is dit 0,0250 €/kg, equivalent aan de schattingen binnen het NEEDS-project (zie Annex B.1 en C.2). Voor SO₂ en NO_x hebben we een analyse gedaan van de joint costs met klimaatbeleid en onderzocht welke waarde tot een consistente schatting zou leiden voor beide stoffen, gegeven het feit dat de stoffen op meerdere thema's betrekking hebben (zie hieronder). Het bleek dat een centrale waarde van SO₂ van 5 €/kg en NO_x van 9 €/kg een consistente schatting opleverde.

Tabel 18 geeft de waardes per thema aan. Er zijn twee varianten weegfactoren beschikbaar, bepaald met verschillende waardes voor fijn stofvorming:

- Set 1a omvat de weegfactoren gebaseerd op een fijn stofwaarde van 2,30 €/kg. Dit bedrag is gebaseerd op SenterNovem (2009) en vormt het uitgangspunt van de analyse.
- Set 1b geeft de weegfactoren aan wanneer een waarde voor fijn stof van 50 €/kg wordt opgenomen. Deze alternatieve waarde is gebaseerd op een ruwe inschatting van de kosteneffectiviteit van maatregelen om de toekomstige beleidsdoelen te halen (zie Annex B.4.2).

⁵⁶ Een uitzondering hierop is humane toxiciteit. Door de overheid worden voor verschillende stoffen, zoals cadmium en kwik, maximale toelaatbare risiconiveaus (MTRs) vastgesteld. Bij bepaling van de preventiekosten voor humane toxiciteit wordt daarom uitgegaan van deze MTRs in plaats van de mid-pointkarakterisatiefactoren.

Tabel 18 Weegfactoren voor emissies in Nederland in 2008 per milieuthema (mid-point, €₂₀₀₈/kg-eq.)

Effectcategorie	Equivalentiefactor	Preventiekosten 1A (€ per kg)	Preventiekosten 1B (€ per kg)
Klimaatverandering	CO ₂ -eq.	0,0250	0,0250
Ozonaantasting	CFC-11-eq.	30,0	30,0
Verzuring	SO ₂ -eq.	4,13	0,594
Fotochemische oxidantvorming	NMVOS-eq.	5,00	5,00
Eutrofiëring zoetwater	P-eq.	10,9	10,9
Eutrofiëring zeewater	N-eq. (naar water)	7,00	7,00
Fijn stofvorming	PM ₁₀ -eq.	2,30	50,0
Humane toxiciteit	PM ₁₀ -eq.	NA	NA
Geluid (€ per dB-woning)	dB-spoor >55	3.000	3.000
	dB-weg >50	3.000	3.000
	dB-vlieg >45	3.000	3.000

Noot: Om dubbeltelling te voorkomen is geen weegfactor toegekend aan Humane Toxiciteit. De fysieke impact van PM₁₀-eq. wordt gewogen met de weegfactor voor fijn stofvorming.

Uit Tabel 18 blijkt dat een andere waarde voor fijn stofvorming ook gevolgen heeft voor het thema verzuring. Dit heeft te maken met het feit dat bij een aantal thema's het probleem speelt dat de prioritairere stof meerdere thema's dekt. De bijdrage van die stof in het individuele thema is dan bepaald aan de hand van de relatieve bijdrage van die stof aan andere thema's. Bij verzuring is SO₂ als bepalende stof gekozen omdat alle andere stoffen met een verzurend effect in ReCiPe zijn uitgedrukt in kg SO₂-eq. Echter, SO₂ is een stof die werkzaam is op drie thema's. De prijs van 5 €/kg SO₂ (set 1a)⁵⁷ moest dan ook worden opgesplitst in bijdragen naar de thema's verzuring, fotochemische oxidantvorming en fijn stofvorming, weergegeven in Tabel 19.

Tabel 19 Opsplitsing waarde SO₂ naar thema's (set 1a)

Stof	Karakterisatiefactor	* Thema prijs (€ per kg)	= Prijs voor SO ₂ (€ per kg)
SO ₂ totaal:			5
Effect op fotochemische oxidantvorming	0,0811 kg NMVOS-eq.	5,00	0,406
Effect op fijn stofvorming	0,2 kg PM ₁₀ -eq.	2,30	0,46
Effect op verzuring	1 kg SO ₂ -eq.	4,13	← 4,13

De prijzen van SO₂ onder fotochemische oxidantvorming en fijn stofvorming zijn bepaald door de betreffende ReCiPe-mid-pointfactoren, die de fysieke impact van SO₂ weergeven voor het betreffende thema, te vermenigvuldigen met de themawaarde. De waarde van SO₂ onder het thema verzuring is tenslotte de totale waarde minus deze twee prijzen.

⁵⁷ Een hogere waarde voor fijn stofvorming in weegset 1b correspondeert met een hogere prijs voor SO₂ (iets hoger dan de bovengrens van €10/kg in Tabel 7), zie ook paragraaf 4.3.3.

Verder blijkt uit Tabel 19 dat zowel fijn stofvorming als humane toxiciteit zijn uitgedrukt in dezelfde prijs per PM_{10} -eq. Dit komt omdat de preventiekosten voor toxische stoffen via MTRs zijn afgeleid van PM_{10} . Een LCA-uitkomst voor PM_{10} -eq. dient niet met behulp van beide thema's gewogen te worden (dubbel-telling). Afhankelijk van het type emissie is ofwel de impact op fijn stofvorming ofwel het effect op humane toxiciteit relevant. In paragraaf 6.5 is dan ook gekozen om geen weegfactor bij humane toxiciteit te vermelden, maar alles via fijn stofvorming te laten lopen.

6.4 Weegfactoren gebaseerd op schadekosten

Voor de schadekostenbenadering hebben we twee soorten van weegfactoren beschikbaar:

Benadering A: Weegfactoren gebaseerd op de schadeschattingen uit hoofdstuk 5, gericht op ReCiPe-mid-points.

Benadering B: Weegfactoren gebaseerd op impliciete schadeschattingen gebaseerd op ReCiPe-end-pointfactoren.

6.4.1 Resultaten voor weging met de schaduwrijzen van schadekosten

Deze benadering gebruikt schattingen uit hoofdstuk 5 om een schatting te maken van de wegingsfactoren. Zoals echter uitgebreid beschreven in Annex D, is de procedure voor het samenstellen van deze schattingen in een wegingsmethode verre van ondubbelzinnig. Dit heeft voornamelijk te maken met het feit dat sommige stoffen een effect hebben op meer dan één milieuthema.

In benadering A zijn de monetaire waarderingen (schadekosten) van verschillende stoffen rechtstreeks geschat vanuit het NEEDS-project. Voor stoffen die invloed hebben op verschillende milieuthema's, zoals NO_x en SO_2 , hebben we een manier nodig om de schadekosten over de thema's te verdelen.

We verklaren onze benadering met een voorbeeld in Figuur 11.

NO_x - en SO_2 -emissies hebben een effect op twee milieuthema's: fotochemische oxidantvorming en vorming van fijn stof (PM). Uit het NEEDS-project kunnen schadekosten voor NO_x en SO_2 worden gehaald, maar deze schadekosten moeten worden verdeeld over deze twee thema's. Dit is gedaan met behulp van ReCiPe-end-pointkarakterisatiefactoren.

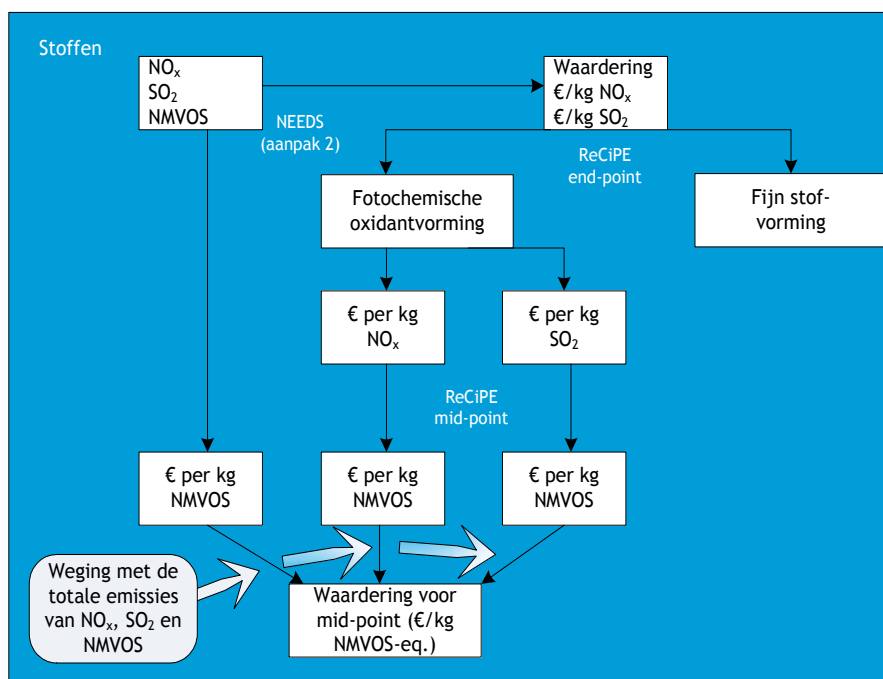
Maar nu hebben we drie schaduwrijzen voor het thema fotochemische oxidantvorming:

- waarde afgeleid van de impact die SO_2 heeft op het thema;
- waarde afgeleid van het effect dat NO_x heeft op het thema;
- waarde voor de stof NMVOS, direct uit NEEDS gehaald.

Om tot één waarde te komen, moeten we eerst met behulp van de ReCiPe-mid-pointkarakterisatiefactoren de schadekosten per kg NO_x en SO_2 omzetten in schadekosten per kg NMVOS, die verschillen per stof. Vervolgens wegen we de drie schadekosten op basis van totale emissies van NO_x , SO_2 en NMVOS in Nederland (jaar 2008). Nu hebben we een schaduwrijzen voor fotochemische oxidantvorming (€/kg NMVOS-eq.).

Deze benadering is ook toegepast op andere stoffen en thema's.

Figuur 11 Schematisch voorbeeld van benadering A



De benadering wordt ook gedetailleerder beschreven in Annex D. Met deze benadering hebben we de waarden vastgesteld voor iedere impactcategorie, gepresenteerd in Tabel 20.

Tabel 20 Weegfactoren voor emissies in Nederland in 2008 per milieuthema (€₂₀₀₈/kg-eq.)

Effectcategorie	Schadekosten (€ ₂₀₀₈ /kg)			
	Menselijke gezondheid	Ecosystemen	Kap & land	Totaal
Klimaatverandering (CO ₂ -eq.)	0,00487	0,0201	0,0201	0,0250
Aantasting ozonlaag (CFC-11-eq.)	37,9 ¹		1,25	39,1
Acidificatie (SO ₂ -eq.)		0,453	0,185	0,638
Fotochemische oxidantvorming (NMVOS-eq.)	0,585			0,585
Fijn stofvorming (PM ₁₀ -eq.)	51,5			51,5
Vermesting zoetwater (P from STP-eq.)		1,78		1,78
Vermesting land (N-eq.)		14,5	-2,02	12,5
Humane toxiciteit (1.4 DB-eq.)	0,0206			0,0206
Radiatie (U235-eq.)	0,0425			0,0425
Landgebruik (m ² per jaar)		0,612		0,612

¹ Gebaseerd op impliciete waardering van ReCiPe-end-points.

Bij de schadekosten voor landgebruik hebben we een gewogen gemiddelde genomen van de waarden uit Tabel 14 in hoofdstuk 5 op basis van de aanwezige typen landgebruik in Nederland (zie Annex C.9). Voor de schadekosten van geluid kunnen we niet één enkele waarde vaststellen, zie Tabel 13 in hoofdstuk 5.

- 6.4.2 Weegfactoren gebaseerd op impliciete schatting ReCiPe-end-points**
Tenslotte hebben we een tweede methode vastgesteld voor het wegen van de verschillende milieuthema's op basis van een rechtstreekse waardering voor ReCiPe-end-points. Als vermeld in paragraaf 5.4 hebben we hier een specifieke aangepaste evaluatie gebruikt van DALY en PDFs met een stijgingsfactor van 1,7% (zie Annex A.3). Tabel 21 geeft de wegingsmethoden en de verdeling tussen menselijke gezondheid en ecosystemen met een rechtstreekse waardering vanuit de ReCiPe-end-points.

Tabel 21 Weegfactoren voor de emissies in de EU in 2008, gebaseerd op directe waardering van ReCiPe-end-points (€₂₀₀₈/ kg-eq.)

Effectcategorie	Humane gezondheid	Ecosystemen	Totaal
Klimaatverandering (CO ₂ -eq.)	0,0770	0,318	0,395
Aantasting ozonlaag (CFC-11-eq.)	96,8		96,8
Acidificatie (SO ₂ -eq.)		0,233	0,233
Fotochemische oxidantvorming (NMVOS-eq.)	0,00215		0,00215
Fijn stofvorming (PM ₁₀ -eq.)	14,3		14,3
Vermesting zoetwater (P from STP-eq.)		1,78	1,78
Vermesting land (N-eq.)	NA	NA	NA
Humane toxiciteit (1.4 DB-eq.)	0,0386		0,0386
Radiatie Uranium 235 to air (U235-eq.)		0,000902	0,000902
Landgebruik (m ² per jaar)		0,612	0,612

Te zien is dat er enkele opmerkelijke verschillen optreden met de end-point-waardering met ReCiPe-mid-pointfactoren, vooral op het gebied van klimaatverandering. Oorzaken voor deze verschillen zullen worden aangegeven in paragraaf 6.5.

6.5 Vergelijking van de sets van weegfactoren

Tabel 22 geeft een overzicht van de verschillende weegfactoren per set. Hieronder worden de verschillen nader besproken.

Tabel 22 Drie sets van weegfactoren voor emissies in Nederland in 2008 (€₂₀₀₈/kg-eq.)

Effectcategorie	Weegset 1		Weegset 2	Weegset 3
	1a	1b		
Klimaatverandering (CO ₂ -eq.)	0,0250	0,0250	0,0250	0,395
Aantasting ozonlaag (CFC-11-eq.)	30,0	30,0	39,1	96,8
Verzuring (SO ₂ -eq.)	4,13	0,594	0,638	0,233
Fotochemische oxidantvorming (NMVOS-eq.)	5,00	5,00	0,585	0,00215
Fijn stofvorming (PM ₁₀ -eq.)	2,30	50,0	51,5	14,3
Vermesting zoetwater (P van STP-eq.)	10,9	10,9	1,78 ¹	1,78
Vermesting zeewater/land (N-eq.) ²	7,00	7,00	12,5	NA
Humane toxiciteit (1,4-DB-eq.) ³	NA	NA	0,0206	0,0386
Radiatie (U235-eq.)	NA	NA	0,0425	0,000902
Landgebruik (m ² per jaar)	NA	NA	0,612	0,612

¹ Gebaseerd op impliciete schatting ReCiPe-end-points

² Voor weegset 1 vermisting van zeewater, voor weegset 2 vermisting van land.

³ In weegset 1 is humane toxiciteit gedefinieerd in kg PM₁₀-eq. Om dubbel telling te voorkomen wordt deze impact meegenomen via het thema fijn stofvorming.

Een aantal zaken valt op in de vergelijking van de drie sets van weegfactoren:

- Voor klimaatverandering vindt weegset 3 (ReCiPe) vijftien keer zo grote impacts dan weegsets 1 en 2. De reden hiervoor is dat in weegset 3 toekomstige schade niet verdisconteerd wordt, wanneer dit wel gebeurt, zijn de resultaten identiek met de resultaten van weegsets 1 en 2. Hetzelfde geldt voor aantasting ozonlaag: in dit geval vindt weegset 3 twee tot drie keer zo grote impacts dan weegsets 1 en 2, omdat toekomstige schade niet verdisconteerd wordt bij ReCiPe.⁵⁸
- Voor het thema fijn stofvorming zijn de preventiekosten onder weegset 1a een stuk lager dan de schadekosten. Dit komt vooral omdat we bij de bepaling van de kosten zijn uitgegaan van de nog steeds geldige (maar sterk verouderde) regelgeving uit de NeR. Indien er een betrouwbare alternatieve kostenschatting op basis van het nieuw geformuleerde beleid voor PM_{2,5} (of PM₁₀) na 2010 kan worden gemaakt, zullen de preventiekosten hiervan echter sterk moeten worden aangepast en zal ook de onderverdeling tussen PM₁₀-vorming en -verzuring veranderen. Dit blijkt uit de resultaten uit weegset 1b, waar met een indicatieve schatting van 50 €/kg PM₁₀ is gerekend.
- Voor de thema's verzuring en fotochemische oxidantvorming zijn de preventiekosten (weegset 1), die gebaseerd zijn op overheidsbeleid, hoger dan de schadekosten (weegsets 2 en 3)⁵⁹. Dit kan voor een belangrijk deel het gevolg zijn van de gekozen allocatie van joint costs. De schadekostenbenadering laat zien dat de voornaamste effecten van SO₂ zijn toe te

⁵⁸ Merk op dat we bij weegset 2, ozonlaagaantasting hebben gebaseerd op de ReCiPe-end-points, alleen hebben we de schade die ontstaat wel verdisconteerd.

⁵⁹ Een uitzondering hierop is de waarde voor het thema verzuring in weegset 1b ten opzichte van weegset 2.

schrijven aan secundaire stofdeeltjes die dus vallen onder het thema fijn stofvorming. Bij de preventiekosten (set 1a) valt het voornaamste effect van SO₂ echter toe aan het thema verzuring zelf, omdat de waardering voor de preventiekosten van PM_{2,5} zo laag is omdat er nog geen overheidsbeleid geformeerd is waarvan deze op eenduidige wijze konden worden afgeleid.

- Voor de milieuthema's verzuring, fotochemische oxidantvorming en fijn stofvorming vindt weegset 2 schadekosten die groter zijn dan de schadekosten uit weegset 3. Mogelijk komen deze verschillen voort uit een verschillende geografische oriëntatie: weegset 2 bepaalt schades voor Nederland, terwijl weegset 3 van Europa uitgaat (en Nederland kent een veel hogere bevolkingsdichtheid). Daarnaast geldt bij verzuring en fotochemische oxidantvorming dat weegset 3 geen rekening houdt met de schade aan gebouwen en gewassen.
- De schadekosten voor humane toxiciteit zijn bij weegset 3 twee maal zo hoog als bij weegset 2. Dit verschil kan veroorzaakt worden door het feit dat toekomstige schades niet verdisconteerd worden in weegset 3, waardoor schadeschattingen hoger zijn.

De precieze verschillen tussen de milieukundige modellering en de bepaling van de fysieke impacts in NEEDS en ReCiPe worden toegelicht in Annex G.

6.6 Weegfactoren gebruiken voor schaduwrijzen 400 milieubelastende stoffen

Op basis van de weegfactoren van weegset 1 en 2 en de ReCiPe-mid-point-karakterisatiefactoren kan er, als laatste stap, een uitgebreide lijst met impliciete schade- en preventieschattingen worden gemaakt. Dit gebeurt door gebruik te maken van de milieukundige verhouding tussen stoffen die bijdragen aan hetzelfde milieuthema. Dit levert een impliciete waardering op voor zowel de preventie- als de schadekosten. Deze waardering vindt plaats aan de hand van de volgende aannames:

- Voor de preventiekosten geldt de aanname dat het overheidsbeleid economisch efficiënt en conform de milieukundige relatie tussen stoffen wordt vormgegeven (zie de behandeling in paragraaf 4.3.3). Omdat dit zeker niet het geval is, dient er voorzichtig te worden omgesprongen bij het gebruik van deze impliciete preventiekosten als waardering. We merken hierbij op dat, voor redenen aangedragen in hoofdstuk 7, gebruik van preventiekosten bij waardering ons beperkt lijkt voor deze 400 stoffen. Gebruik bij weging is echter mogelijk.
- Voor de schadekosten (van emissies naar lucht) wordt gebruik gemaakt van weegset 2 en ReCiPe-mid-pointkarakterisatiefactoren. Er wordt een lineaire relatie verondersteld tussen de bijdrage van de individuele stoffen aan het thema (bijvoorbeeld verzuring) en de achterliggende schade op end-pointniveau.
NB. Voor de schadekosten van emissies naar bodem en water was een alternatieve benadering noodzakelijk. Proxy-waarden voor deze emissies zijn bepaald door directe waardering van ReCiPe-end-points.

De lijst met de impliciete schade- en preventiekosten voor 400 stoffen wordt apart in Annex J van dit rapport geleverd.

7 Gebruik van schaduw prijzen

7.1 Inleiding

In dit hoofdstuk gaan we in op het gebruik van schaduw prijzen in de praktijk en geven aan of er gebruik dient te worden gemaakt van preventiekosten of schadekosten. We onderscheiden hierbij in globale zin het gebruik als waardering (bij externe kostenschattingen en kosten-batenanalyses) en het gebruik als weegfactor (bij LCA en milieukundige analyses). Tot slot gaan we ook in op verschil in gebruik tussen bedrijf en overheid.

Allereerst geeft paragraaf 7.2 de gevonden schaduw prijzen weer volgens de preventiekosten en schadekostenmethodiek. We vergelijken deze prijzen met elkaar en gaan in op de robuustheid van de schattingen en de aanpassingen door de tijd heen die deze cijfers kunnen ondergaan. Tevens gaan we in op de houdbaarheid van de cijfers door de tijd heen: wanneer dienen er updates te komen van deze sets van schaduw prijzen?

Vervolgens gaan we in paragraaf 7.3 in op het gebruik als waarderingmethode in het welvaartspectief. Hier komen de externe kostenschattingen en het gebruik in kosten-batenanalyses aan bod. We zullen gebruikersaanbevelingen ontwikkelen en de verschillen tussen schaduw prijzen op basis van preventiekosten en schadekosten toelichten aan de hand van een paar voorbeelden. In paragraaf 7.4 gaan we in op het gebruik als weegfactor. We zullen laten zien dat de drie in paragraaf 6.5 gepresenteerde weegsets tot verschillende aanbevelingen kunnen leiden bij praktische toepassingen en zullen beargumenteren in welke gevallen welke weegset is te prefereren. Tot slot gaan we in paragraaf 7.5 in op het gebruik van schaduw prijzen voor bedrijven.

7.2 Algemeen gebruik schaduw prijzen

7.2.1 Gebruik als kentallen voor gemiddelde situatie in Nederland (2008)

De schaduw prijzen gepresenteerd in dit Handboek zullen veelal worden gebruikt als *kentallen* bij waardering en weging. De schaduw prijzen geven de gemiddelde waardering voor emissies weer in Nederland.

Voor het gebruik als kentallen is het goed om te beseffen hoe deze schaduw prijzen zijn opgesteld (zie ook paragraaf 1.7.2): De schaduw prijzen zijn gemiddelde prijzen voor emissies van milieubelastende stoffen in 2008 vanaf Nederlands grondgebied.⁶⁰ De toekomstige effecten van deze emissies (op het milieubeleid of op de end-points) zijn meegenomen bij de waardering en waar relevant, verdisconteerd tot op het jaar van emissie.⁶¹ Effecten op niet-

⁶⁰ Het zijn gemiddelden omdat in een aantal gevallen soort en locatie van uitstoot een groot effect kan hebben op de precieze waardering.

⁶¹ De VOLY van € 40.000 is in een aantal gevallen niet verdisconteerd omdat er reeds impliciete verdiscontering plaatsvond bij de CVM (zie hoofdstuk 5). Voor de overige gevallen is gerekend met een risicovrije discontovoet van 2,5% zonder risico-opslag, gecompenseerd door een inkomenselasticiteit voor aan milieukwaliteit gerelateerde goederen van 0,85 en een economische groei van 2% (tot 2030) en 1% (daarna). Zie ook Annex A.

Nederlanders zijn gewaardeerd tegen dezelfde waardering alsof het Nederlanders betrof.⁶²

De schaduwrijzen zijn puntschattingen ten opzichte van de situatie in 2008. Ze kunnen worden toegepast bij waardering van projecten die tot marginale veranderingen leiden. Indien het project evenwel tot niet-marginale veranderingen leidt (bijvoorbeeld halvering emissies) dan zijn deze schattingen niet toepasbaar. In dat geval veranderen beleidsdoelstellingen in de preventiekostenbenadering en worden achtergrondconcentraties anders in de schadekostenmethodiek. In termen van de Figuur 2 in paragraaf 2.3.2 dient dan de hele oppervlakte onder de curve te worden geschat in plaats van te werken met een puntschatting. Alle schaduwrijzen in dit rapport zijn in €/kg emissies (prijspeil 2008) tenzij anders vermeld. Tabel 23 toont de schadekosten en preventiekosten van de meest relevante stoffen.

Tabel 23 Schaduwrijzen voor emissies in Nederland in 2008 op basis van preventie- en schadekosten (€₂₀₀₈/kg stof)

Stof	Preventiekosten	Schadekosten
CO ₂	0,0250	0,0250
CH ₄	0,625	0,625
N ₂ O	7,45	7,45
CFK-11	149	159
CFK-12	303	324
CFK-113	183	193
CFK-114	278	287
CFK-115	197	202
HCFC-22	46,8	49,2
NO _x	8,72	10,6
SO ₂	5,00	15,4
NH ₃	11,7	27,8
NMVOS	5,00	2,54
PO ₄	11	1.80
P naar water	10,9	1,78
P naar bodem (kunstmest)	0,577	0,0947
P naar bodem (mest)	0,545	0,0890
N naar water	7,00	*
PM ₁₀	2,30 (50,0)***	41,0
PM _{2,5}	2,30 (50,0)***	64,8
Dioxines	92,0E06	5.09E07
As (arseen)	466	811
Cd (cadmium)	4.700	127
Cr (chroom)	36.900	33,5
Ni (nikkel)	1.800	5,37
Pb (lood)	225	408

* Gebaseerd op preventiekostenschattingen (zie Annex C.2.4).

** Omdat er geen schadeschatting voor de stof N beschikbaar is in NEEDS of ReCiPe. Hierdoor is het thema eutrofiering van zoutwater niet aanwezig in de set schadekosten.

*** Voor PM₁₀ en PM_{2,5} is de precieze bepaling op dit moment onduidelijk. De waardering is 2,30 €/kg gebaseerd op het oude beleid. Echter op dit moment is er nieuw beleid in ontwikkeling, wat de preventiekosten kan doen laten stijgen tot 50 €/kg. Zie Annex B.4).

⁶² De effecten variëren echter wel van die van Nederlanders door klimatologische en demografische omstandigheden (leeftijdsopbouw, bevolkingsdichtheid). De CRFs (Concentration Respons Functions) zijn evenwel niet per land gespecificeerd maar voor heel Europa gelijk bepaald.

Als we de schade- en de preventiekosten met elkaar vergelijken valt op dat in een aantal gevallen blijkt dat de preventiekosten voor een aantal zware metalen (cadmium, chroom en nikkel) hoger zijn dan de schadekosten. Dit geldt ook voor de vermistende stof fosfor en NMVOS. Meestal liggen de schadekosten echter hoger dan de preventiekosten. Dit geldt voor PM_{2,5} waar de schadekosten bijna 65 Euro per kg bedragen, terwijl de preventiekosten (volgens de NeR) net boven de 2 Euro per kg liggen. Ook de schadekosten voor SO₂, NO_x en NH₃ zijn aanzienlijk hoger dan de preventiekosten. Belangrijk is evenwel om hier te benadrukken dat een vergelijking tussen schade- en preventiekosten niet gelijk is aan mini-kentallen MKBA van het milieubeleid: de sets van schade- en preventiekosten zijn alleen een subset van de totale kosten en baten die samenhangen met het milieubeleid (zie ook paragrafen 7.3.1 en 7.3.2). Louter op basis van een vergelijking tussen de preventie- en schadekosten kan men dus niet besluiten of het beleid moet worden aangescherpt of verzwakt.

7.2.2 Toepassing in toekomstige jaren

De schaduwrijzen zijn van toepassing op de situatie in 2008 maar zijn zonder meer een aantal jaren te gebruiken. Op den duur zal het echter onvermijdelijk zijn om met aanpassingen te komen. We onderscheiden hier twee soorten van aanpassingen:

1. Aanpassing aan prijspeil en jaar.
2. Fundamentele aanpassingen.

Door de tijd heen kunnen er aanpassingen gebeuren omdat, bijvoorbeeld, de prijzen uit een MKBA voor het jaar 2010 zijn bepaald. De hier gevonden schaduwrijzen dienen dan te worden aangepast voor het prijspeil door te corrigeren voor inflatie. Daarnaast dienen de schadekosten nog extra worden aangepast door de positieve inkomenselasticiteit voor milieukwaliteit. Dit wordt gedaan door de gerealiseerde groei (of krimp) ten opzichte van het inkomensniveau van 2008 te vermenigvuldigen met de inkomenselasticiteit van 0.85 (zie Annex A). Dit zijn niet-fundamentele aanpassingen omdat aan de systematiek van het bepalen van de schaduwrijzen niets veranderd is.

Voor CO₂-emissies speelt ook een rol dat effecten sterker worden naarmate de concentratie van broeikasgassen in de atmosfeer toeneemt. De waardering van CO₂-emissies is derhalve sterk afhankelijk van de mate waarin men verwacht dat in de toekomst de concentratie van broeikasgassen in de atmosfeer zal toenemen. Waardering voor CO₂-emissies in de toekomst zijn in dit rapport weergegeven in paragraaf 5.6.1.

Fundamentele aanpassingen zijn evenwel nodig indien er aanpassingen plaatsvinden aan de systematische variabelen onderliggend aan de bepaling van de preventie- en schadekosten. Preventiekosten zullen veranderen indien beleidsdoelen worden aangepast, indien de economische ontwikkeling anders loopt dan verwacht (op dit moment: alleen conjuncturele krimp) of indien er technologische doorbraken plaatsvinden (of de prijzen van technologieën veranderen doordat bijvoorbeeld prijzen van grondstoffen drastisch veranderen)⁶³. Het meest waarschijnlijke betreft het nieuwe ontwikkelingen in het internationale klimaatbeleid. Indien de EU besluit tot een doel van -30% in 2020 dan wordt de schaduwrijzen voor *zowel de preventie- als de schadekosten*

⁶³ Bij tegenvallende economische ontwikkeling: indien de economie voor een aantal jaren een negatieve groei kent en de beleidsdoelen niet worden aangepast zal het goedkoper worden om de emissies te behalen. Derhalve zullen de preventiekosten dan lager uitvallen.

verhoogd tot 0,05 €/kgCO₂.⁶⁴ Daarnaast kan het internationale beleid rondom luchtverontreiniging een rol spelen: indien de NEC-doelen voor 2020 veel scherper of minder scherp zijn dan de in Annex B geschatte doelen voor Nederland (op basis van de huidige voorstellen NO_x 186 kton, SO₂ 35 kton, NH₃ 119 kton, NMVOS 143 kton), zullen de preventiekosten moeten worden aangepast. Daarnaast is er Europees beleid rondom PM_{2,5} in de maak die de preventiekosten veel hoger doet uitpakken dan in deze studie gehanteerd (zie Mathijssen en Ten Brink, 2007).

Bij de schadekosten liggen de waardes meer vast omdat de onderliggende variabelen (zoals dosis-responsefuncties, verspreiding van vervuiling en waardering van end-points) door de tijd heen weinig veranderen. Bij schadekosten is het wetenschapsgebied echter nog volop in ontwikkeling. Nieuwe studies of een nieuwe aanpak kunnen derhalve nieuwe inzichten opleveren. Dit speelt vooral een rol rondom (a) het gebruik van de discontovoet voor het berekenen van impacts die ver in de tijd heen liggen; (b) waardering van een statistisch mensenleven in de context van milieuvervuiling; (c) waardering van optiewaardes en 'bequest values'. Daarnaast zullen de thema's, waarbij waardering nu nog niet via de Impact-Pathway Approach is bepaald (zoals vermisting), in de toekomst ook via die route worden bepaald (blijkens de beschrijving van taken in het EXIOPOL-project, zie paragraaf 1.4).

Concluderend dient de gebruiker van deze schaduwrijzen zelf te bepalen of de schaduwrijzen nog van toepassing zijn. Bij preventiekosten gaat het vooral om goed te kijken naar nieuwe beleidsontwikkelingen sinds september 2009. Bij schadekosten gaat het erom om te onderzoeken of de gebruikte methodiek in deze rapportage nog geldig is. Los daarvan lijkt het ons aanbevelenswaardig om de huidige set van schaduwrijzen eens in de 5-8 jaar te updaten aan de hand van nieuwe inschattingen.

7.2.3 Toepassing op regio's of andere landen

De twee sets van schaduwrijzen zijn in principe ontwikkeld voor Nederland en kunnen derhalve niet zondermeer worden toegepast op regionale (provinciale) schaal of andere landen. Dit speelt vooral een rol bij een MKBA. Indien de schaal van de MKBA een provincie is, dan zijn de hier bepaalde schaduwrijzen niet zonder meer toepasbaar. Voor de preventiekosten zal dan onderzocht moeten worden in hoeverre de provincie additioneel beleid heeft ten opzichte van landelijk beleid, bijvoorbeeld bij het overschrijden van de luchtkwaliteitsnormen. Voor de schadekosten zal onderzocht moeten worden in hoeverre de provinciale situatie afwijkt van de landelijke situatie, vooral met betrekking tot de bevolkingsdichtheid.

De preventiekosten kunnen niet zonder meer worden toegepast op andere landen dan Nederland, zoals bediscussieerd in paragraaf 4.4.1. Met de schadekosten hebben we in dit project een benefit transfermethodologie voorgesteld (zie paragraaf 5.6.4 en Annex E) die gebruikt kan worden om een zeer grove indicatie voor de schadekosten in andere landen te ontwikkelen.

7.2.4 Toepassing op specifieke emissiebronnen

De schaduwrijzen zijn gedeeltelijk ook afhankelijk van het soort emissiebron. Dit geldt uitsluitend voor sommige categorieën van schadekosten. Bij schadekosten voor emissies die bijdragen aan lokale milieueffecten - met name PM_{2,5} en de voorlopers van PM_{2,5} (SO₂, NO_x, NH₃) - speelt ook de hoogte van de uitstoot een grote rol. Dit komt omdat de gezondheidseffecten zich op

⁶⁴ De reden om ook de schadekosten te verhogen is gelegen in het feit dat de schadekosten, voor de korte termijn zijn bepaald aan de hand van de preventiekosten (zie Annex C).

leefniveau afspelen. Indien de emissies plaatsvinden op leefniveau in dichtbevolkte gebieden (zoals bij transport), zijn de emissies schadelijker dan indien zij op hogere uitstootniveaus plaatsvinden.

Deze problematiek zal met name een rol spelen indien vooral transportemissies met schadekosten gewaardeerd moeten worden. Bij de waardering van transportemissies kan men gebruik maken voor de voor deze doeleinden ontwikkelde set van schadekosten in het IMPACT-project (CE, 2007). In Annex C.3.9 van dit Handboek zijn de meest gebruikte waarden gereproduceerd en vergeleken met de NEEDS-schatting die in dit Handboek is gebruikt.

7.2.5 Onzekerheid

Beide sets van schaduwrijzen zijn omgeven door een bepaalde mate van onzekerheid. Bij de preventiekosten gaat het allereerst om een interpretatie van het overheidsbeleid. Op dit moment is de gegenereerde set vrij betrouwbaar omdat de politieke doelstellingen recentelijk zijn vastgesteld (met uitzondering van CO₂ in 2020). Door te tijd heen neemt de betrouwbaarheid echter af, omdat emissies zich ontwikkelen en de beleidsopgave (het deel van de emissies dat nog moet worden teruggedrongen) verandert. Dit kan zowel positief als negatief zijn, bijvoorbeeld wanneer er minder emissies worden uitgestoten doordat de economische groei lager ligt dan verwacht. Tevens kan er tal van beleidaanpassingen worden gedaan. Daarnaast bestaat er enige onzekerheid rond de omvang van de daadwerkelijke kosten van technische maatregelen om doelstellingen te halen. Deze worden veelal ex-ante ingeschat. Tenslotte zijn er kosten die aangrijpen op meerdere stoffen en milieuthema's. De allocatie van deze kosten naar de verschillende milieu-impacts is arbitrair te noemen. Er is geen overeenstemming over de toerekeningmethode in de wetenschappelijke arena.

De schadekosten zijn inherent meer onzeker dan de preventiekosten. Dit komt allereerst door de grote verschillen in inschattingen van dosis-effectrelaties en monetaire waarderingen van effecten. Gegevens hierover worden veelal uit de internationale literatuur gehaald en gecorrigeerd voor locatiespecifieke omstandigheden.

7.3 Gebruik in kosten-batenanalyses en externe kostenschattingen

Een specifieke toepassing is het gebruik van schaduwrijzen als waardering van milieueffecten. In dit geval worden ze veelal gebruikt in (maatschappelijke) kosten-batenanalyses en in externe kostenschattingen. In deze paragraaf zullen we het gebruik hiervan behandelen en beargumenteren of we in dit geval preventiekosten of schadekosten moeten gebruiken. Allereerst gaan we in op de vraag of de hier gevonden schaduwrijzen equivalent zijn aan externe kosten. Vervolgens behandelen we de algemene regel voor gebruik van preventiekosten in kosten-batenanalyses en externe kostenschattingen. Tot slot gaan we aan de hand van een viertal voorbeelden toelichten welke keuzes moeten worden gemaakt in concrete situaties.

7.3.1 Externe kostenschattingen

In de economie is het begrip externe kosten gemeengoed. Milieueffecten zijn een typisch voorbeeld van een extern effect: een gevolg op de welvaart van anderen die door de veroorzaker van dat effect niet in zijn beslissing wordt meegenomen.⁶⁵

Externe effecten worden in principe het beste weergegeven door de schadekosten: de schadekosten geven immers de welvaartsverandering weer die optreedt ten gevolge van milieuvervuiling. De schadekosten zijn echter niet (altijd) equivalent aan de externe kosten om twee redenen:

1. Schade is niet altijd gelijk aan de waardering voor milieukwaliteit.
2. Een deel van de schade is al geïnternaliseerd door overheidsbeleid.

Deze worden hieronder behandeld.

Schade is niet altijd gelijk aan de waardering voor milieukwaliteit

De schadeschattingen zijn gebaseerd op het idee dat de Willingness to Pay overeenkomt met de schade aan gezondheid, gebouwen, ecosystemen en landbouwgoederen. In de bepaling van de schade wordt gebruik gemaakt van discontovoeten (zie Annex A). De discontovoet zelf is gerechtvaardigd voor het berekenen van de schade (de discontovoet geeft immers de opportuïteitskosten van het kapitaalbeslag weer) maar hoeft niet overeen te komen met de menselijke preferenties op dit gebied. Mensen kunnen, vanuit een idee van rentmeesterschap, verantwoord burgerschap of morele imperatieven rondom toekomstige generaties, een waarde hechten aan het morele principe dat schade toebrengen aan anderen sociaal onwenselijk is - ook al wordt dat niet via bestaande instituties gereguleerd.⁶⁶ Idealiter zouden de schadeschattingen derhalve worden uitgebreid met een set van morele waarden. Dit is evenwel niet mogelijk in het kader van dit onderzoek. Als aanbeveling nemen we hierbij op dat indien de preventiekosten hoger zijn dan de schadekosten, onderzoekers zouden kunnen beargumenteren om hierbij preventiekosten als proxy voor de schade te nemen bij hun externe kostenschattingen. Dit is de lijn van argumentatie die door ons (en anderen) is gevolgd bij, bijvoorbeeld, de schadeschattingen voor klimaatbeleid op de korte termijn waarbij de preventiekosten hoger zijn dan de schadeschattingen in de literatuur (zie ook Annex C).⁶⁷

Een deel van de schade is al geïnternaliseerd door overheidsbeleid

Overheidsbeleid kan ertoe resulteren dat een deel van de schade reeds geïnternaliseerd is. Een heffing op lozingen op oppervlaktewateren resulteren dat de externe kosten niet langer gelijk zijn aan de schade: een deel van die schade wordt immers door de veroorzaker van de vervuiler in zijn overwegingen meegenomen. In dat geval bestaan de externe kosten aan het verschil tussen de schade en de betaalde heffing.

⁶⁵ Dit is eenvoudig taalgebruik, zie de voetnoot in paragraaf 2.3.1 voor een meer specifieke omschrijving. We bedoelen hier in deze paragraaf in elk geval geen geldelijke externaliteiten.

⁶⁶ Zie bijvoorbeeld Davidson (2008) over morele principes bij intergenerationale verdiscontering in het klimaatdebat.

⁶⁷ Indien de preventiekosten hoger zijn dan de (korte termijn) schadekosten, kan dit een indicatie zijn dat er morele waarden optreden die niet zijn gemonetariseerd in de schadekostenbenadering. Met evenveel gemak kan men echter beredeneren dat het overheidsbeleid niet optimaal is (en in feite te streng). Derhalve kan er niet een algemene regel worden opgesteld en dient in dergelijke gevallen de onderzoeker zelf een beargumenteerde afweging te maken of preventiekosten of schadekosten dienen te worden gekozen.

Box 8: Verdelingseffecten en geïnternaliseerde risico's

Deze studie presenteert o.a. schadekosten die betrekking hebben op gezondheidsrisico's door luchtvervuiling. Dit risico is grotendeels onvrijwillig. We kunnen echter opmerken dat in sommige gevallen mensen vrijwillig kiezen voor meer vervuilde of lawaaige gebieden of woningen onder voorwaarde dat ze compensatie krijgen in de vorm van lagere huizenprijzen (deze relatie blijkt uit de Hedonische Prijzenmethode - zie Annex E). Lagere huizenprijzen door vervuiling betekent dat de eigenaren van een te koop staande woning een deel van hun winst verliezen zodat in feite de kosten van de vervuiling niet geïnternaliseerd worden, maar het effect is slechts een verdeling - er wordt welvaart overgedragen van huizenverkopers naar huizenkopers.

Naast het verhuizen van of naar bepaalde gebieden, kunnen mensen op twee manieren sommige milieurisico's internaliseren, vooral als die te maken hebben met natuurrampen en ongelukken: (1) vooraf uitgaven doen om de verliezen te vermijden of te beperken; (2) verzekeringen afsluiten. Ongeacht deze maatregelen kan de waarde van de externe kosten gelijk blijven aangezien deze kosten niet worden betaald door degene die de vervuiling veroorzaakt.

Concluderend kan men stellen dat de schaduwrijzen (gebaseerd op schadekosten) niet altijd synoniem zijn aan externe kostenschattingen. Voor gebruik in externe kostenschattingen dienen onderzoekers dus goed te kijken naar de relatie tussen het bestaande overheidsbeleid en de mate waarin niet-schadecategorieën in de preferenties van mensen naar voren zouden kunnen komen.

7.3.2 Optimaliteitsbepaling

Op basis van de standaard economische redenering zou een vergelijking tussen preventiekosten en schadekosten informatie moeten opleveren over de optimaliteit van het beleid. Figuur 1 in paragraaf 2.3.1 suggereert dat preventie- en schadekosten een uitspraak kunnen doen over het feit of het milieubeleid vanuit economische optiek optimaal is, of juist aangescherpt of afgezwakt moet worden. Terwijl dit in theorie inderdaad klopt, kan men de preventiekosten en schadekosten niet simpelweg met elkaar vergelijken om zo te bepalen of het beleid optimaal is of niet. Dit komt door drie zaken:

1. Een deel van de schadekosten is al geïnternaliseerd (zie voorgaande sectie), zodat het beter is om de overgebleven externe kosten te vergelijken met de preventiekosten.
2. De preventiekosten omvatten alleen de kosten van technische maatregelen (en in sommige gevallen de kosten van output reductie). Administratieve lasten, overheidsfalen, etc. zijn daarin niet meegenomen.
3. Alle indirecte (doorwerkende) kosten en baten van milieubeleid zijn niet in de schaduwrijzen meegenomen.

Derhalve kunnen de preventie- en schadekosten niet met elkaar vergeleken worden om een soort mini-MKBA uit te voeren. Het heeft dan ook weinig zin om te concluderen dat beleid strenger of minder streng zou moeten op basis van de verschillen tussen schade- en preventiekosten. Een groot verschil tussen schade- en preventiekosten geeft hoogstens een indicatie dat het beleid mogelijk niet optimaal is.

7.3.3 Keuze voor schadekosten en preventiekosten bij gebruik in kosten-batenanalyses

In hoofdstuk 2 is de algemene regel voor het gebruik van preventie- of schadekosten geïntroduceerd: *als een project leidt tot veranderingen in de milieukwaliteit, dient er gebruik te worden gemaakt van schadekosten. Indien een project leidt tot veranderingen in de inspanningen om milieudoelen te halen, dient er gebruik te worden gemaakt van preventiekosten.*

Het idee achter deze regel is simpel (en in feite eerder impliciet al in de OEI verwoord). Een project, zoals het aanleggen van een weg, resulteert in extra emissies. Deze extra emissies dienen te worden gewaardeerd met schadekosten. Voor een paar milieuthema's heeft de overheid echter absolute doelen afgesproken. Die emissiedoelen zijn leidend voor de uiteindelijke milieukwaliteit die behaald wordt en worden (normaliter) niet aangepast door de aanleg van een weg. Om de doelen te halen zullen er door de aanleg van de weg additionele maatregelen moeten worden getroffen om de gewenste milieukwaliteit te halen. De waardering van deze emissies zijn dus de kosten van de additionele maatregelen die genomen moet worden om aan de doelen te voldoen.

De kosten van deze extra maatregelen zijn gelijk aan de preventiekosten.

Van belang is dat deze regel alleen werkt op milieubeleidsvelden waar *absolute* doelen zijn afgesproken en dat die doelen knellend zijn.⁶⁸ In Annex B staan de overheidsdoelen op de diverse milieuthema's beschreven. Het blijkt dat alleen bij CO₂, SO₂, NO_x, NMVOS en NH₃ de overheid werkt met absolute emissieplafonds. Deze doelstellingen zijn vastgelegd voor Nederland. Indien de MKBA ook Nederland als geografische afbakening ('standing') heeft, zouden milieueffecten van een project voor die emissies gewaardeerd moeten worden met preventiekosten, *tenzij het een project is dat invloed heeft op die doelstellingen zelf*.

In die gevallen waar de overheid met heffingen werkt zonder absolute doelstellingen, gaat deze redenering niet op. Een heffing zet geen absoluut plafond op de emissies maar internaliseert een deel van de milieuschade. Waardering van die milieuschade zou dan in principe moeten plaatsvinden door te kijken naar het *verschil* tussen schadekosten en preventiekosten, aangezien dit het externe effect is dat nog niet geïnternaliseerd is. Aangezien de preventiekosten gebaseerd zijn op de *marginale* heffing kan het zinvol zijn om in dit geval de emissies te waarderen met schadekosten en daarop de betaalde heffing in mindering te brengen (de betaalde heffing is niet in alle gevallen gelijk aan de marginale heffing) om zo tot een waardering van de externe kosten te komen. We merken hierbij op dat de onderzoeker goed moet oppassen om de heffing niet alsnog als direct effect mee te nemen (een heffing is uitsluitend een verdelingseffect in een MKBA).

Tot slot merken we op dat de algemene regel vanzelf vorm krijgt in een nauwkeurig vormgegeven MKBA. Stel dat er een MKBA wordt uitgevoerd van een snelweg waarbij de emissies van NO_x met 2 kton zouden stijgen. In het nulalternatief wordt dan gekeken naar de ontwikkeling zonder die weg waarbij ervan wordt uitgegaan dat de doelstellingen voor NO_x gehaald worden. Het projectalternatief bevat die weg en de extra emissies van NO_x worden in eerste instantie met schadekosten gewaardeerd. Tegelijkertijd beseffen de onderzoekers dat deze extra emissies de facto betekenen dat er extra beleid moet worden gevoerd om de internationaal afgesproken doelstellingen te halen. Dus wordt er in het projectalternatief het pakket meegenomen dat aanvullend op het bestaande beleid moet worden gerealiseerd om aan de internationale NO_x-verplichtingen te voldoen. De waarde van deze aanvullende maatregelen zijn, *grosso modo*, gelijk aan de preventiekosten. Deze aanvullende maatregelen hebben weer als baat dat de NO_x-emissies met 2 kton dalen. Samenvattend kan men dan de schade ten gevolge van extra NO_x-emissies daarom ook rechtstreeks waarderen met de preventiekosten. Omdat vaak uitvoerders van een MKBA kennis ontbreken over de precieze werking van

⁶⁸ Indien de doelstellingen niet knellend zijn, zijn de preventiekosten gelijk aan 0.

het milieubeleid biedt bovenstaande regel een handvat waarmee milieueffecten op een eenvoudige manier juist kunnen worden gewaardeerd.

7.3.4 Voorbeelden van gebruik

Hieronder staan een paar voorbeelden om het gebruik van schaduwprizen in de praktijk van kosten-batenanalyses toe te lichten. We beperken ons hierbij steeds tot de milieueffecten. Deze voorbeelden zijn indicatief en niet uitputtend, maar uitsluitend bedoeld om de keuze tussen schaduwprizen op basis van preventie- of schadekosten toe te lichten. De schaal van de analyse is steeds Nederland, tijdshorizon 30 jaar, tenzij anders vermeld.

a *MKBA Kilometerbeprijzing*

In dit geval ontstaan er effecten op de emissies van CO₂, NO_x, NMVOS en PM_{2,5}. Voor CO₂, NO_x en NMVOS bestaan er absolute doelen. Die emissies worden gewaardeerd tot 2020 met de preventiekosten. Voor de periode na 2020 worden de emissies gewaardeerd met de schadekosten, rekening houdend met de positieve inkomenselasticiteiten voor milieukwaliteit en de stijgende schadekosten van CO₂. Voor PM_{2,5} bestaan er geen absolute doelstellingen en ook geen heffingen. Waardering vindt in dat geval plaats aan de hand van schadekosten over de gehele periode rekening houdend met de inkomenselasticiteiten.

b *MKBA Verzuringplafonds 2020*

In deze MKBA worden de huidige voorstellen van de Europese Commissie voor emissies van SO₂, NO_x, NMVOS en NH₃ aan een MKBA onderworpen. Hierbij staan deze doelstellingen zelf ter discussie en de milieueffecten worden dus gewaardeerd met schadekosten. Er zijn in deze MKBA dus geen vaststaande doelstellingen.

c *MKBA verbranden of storten van afval*

In deze MKBA wordt onderzocht of het storten van afval meer welvaart oplevert dan de huidige praktijk van het verbranden van afval en het opwekken van duurzame energie. Storten van afval resulteert, in vergelijking met verbranden, onder meer in meer emissies van CH₄ (van de stortplaatsen) en CO₂ (door het afwezig zijn van energieopwekking) en landgebruik. CH₄- en CO₂-emissies zijn gereguleerd via het Nederlandse klimaatbeleid en moeten dus volgens de preventiekosten worden gewaardeerd. Landgebruik zou volgens de schadekosten moeten worden gewaardeerd. Een extra complicatie treedt evenwel op doordat de energie opgewekt via een AVI (afvalverbrandingsinstallatie) bijdraagt aan het behalen van de doelstellingen voor duurzame energie. Als Nederland niet langer duurzame energie opwekt via AVIs zouden er dus alternatieve duurzame energiebronnen moeten worden aangeboord om aan de Europees afgesproken doelstellingen te voldoen. Daarom zou in dit geval de CO₂-emissies dienen te worden gewaardeerd volgens de marginale kosten van het behalen van de duurzame energiedoelstellingen (niet gegeven in dit rapport).

d *MKBA van de aanleg van een nieuw bedrijventerrein in een Nederlandse gemeente*

Een bedrijventerrein trekt meer verkeer aan en de emissies van dit verkeer dienen te worden gewaardeerd. In dit geval is de schaal van de MKBA niet langer Nederland, maar een gemeente, regio of provincie. In dit geval zijn de nationale doelstellingen niet langer bindend: lokaal resulteren extra emissies direct tot extra schade. Dat in andere regio's, door de lokale stijging van emissies, extra emissies moeten worden gereduceerd heeft geen gevolgen voor de schaal van deze MKBA. Derhalve dienen hier alle milieueffecten te worden gewaardeerd met schadekosten. Hierbij dient wel te worden opgemerkt dat de in dit rapport gegeven schadekosten *gemiddelde* waarden voor Nederland betreffen en dat in dit geval het

beter zou zijn om de lokale schadekosten, bijvoorbeeld aan de hand van het model EcoSense, direct te bepalen.

Deze voorbeelden laten zien dat onderzoekers telkens goed moeten afwegen of de MKBA moet worden ingevuld met preventiekosten of schadekosten. Voor een flink aantal milieueffecten volstaat het om met schadekosten te werken. Echter voor milieueffecten die aangrijpen op absolute doelstellingen overeenkomend met de schaal van de MKBA dienen de effecten te worden gewaardeerd tegen preventiekosten.

7.4 Gebruik in levenscyclusanalyses en milieu-impactweging

In milieukundige analyses kunnen de diverse geïdentificeerde milieu-impacts gewogen worden met behulp van schaduwrijzen. Het gaat hier veelal om LevensCyclusAnalyses (LCAs) waarbij de milieueffecten van een product tijdens productie-, consumptie- en eventueel de afvalfase in kaart worden gebracht. Weging is hierbij nodig als de vergelijking van producten of van fases in een productieketen anders uitpakt voor verschillende impactcategorieën.

Weegfactoren, beschreven in hoofdstuk 6, kunnen gebruikt worden om de effecten op verschillende milieuthema's te wegen zodat er uiteindelijk een score kan worden gegeven. Er zijn drie sets met weegfactoren ontwikkeld:

1. Weegset met preventiekosten gekarakteriseerd op mid-pointniveau (set 1a).
2. Weegset met economische schadekosten op end-point gekarakteriseerd op mid-pointniveau.
3. Weegset van directe waardering van gezondheids- en biodiversiteitschade op end-points.

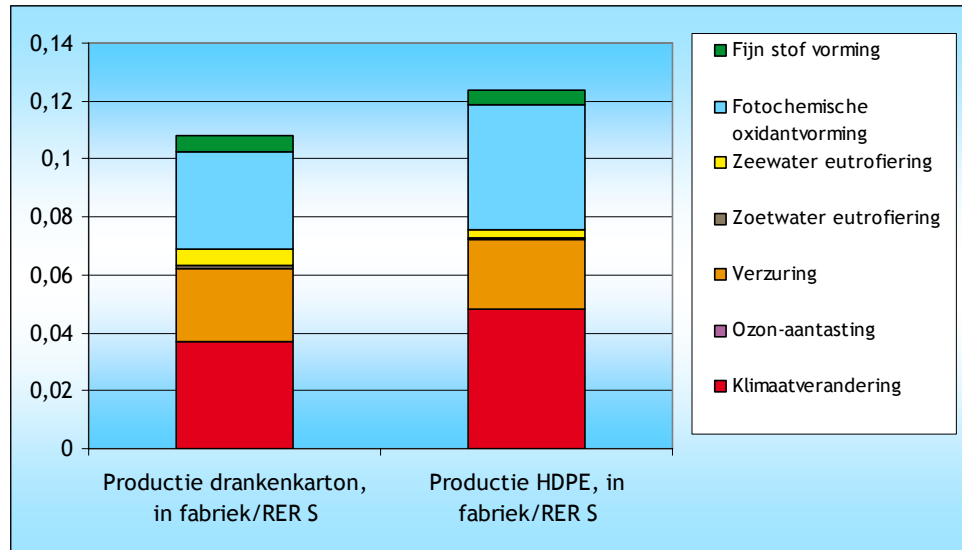
Het gebruik van deze weegfactoren, illustreren wij aan de hand van een voorbeeld in de volgende paragraaf.

7.4.1 Gebruik bij milieu-impactweging

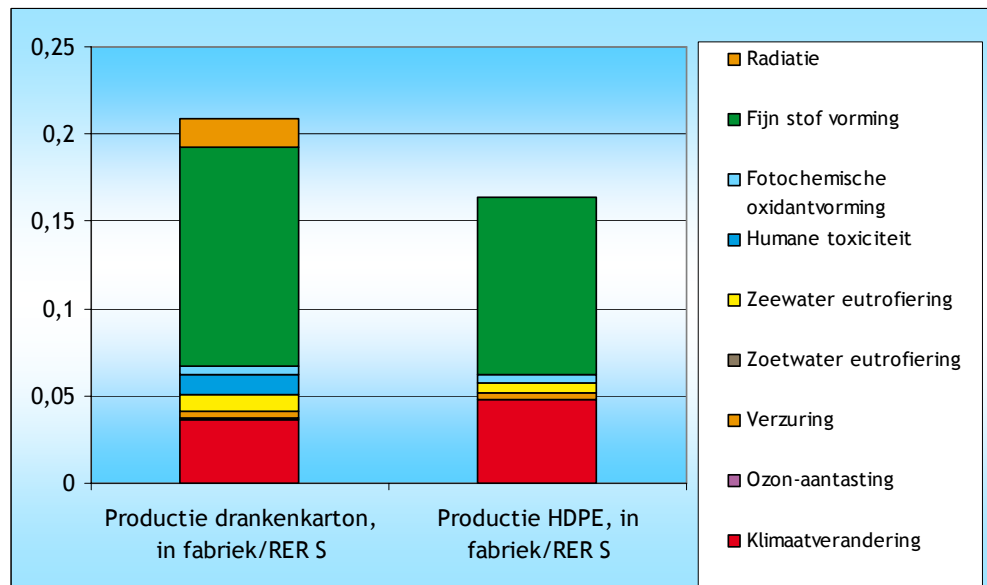
Om inzicht te krijgen in hoe de verschillende weegfactoren de uitkomsten van LCAs beïnvloeden, vergelijken wij de productieketen van een kg drankenkarton en een kg HDPE. Dit zijn beide materialen die voor drankenverpakkingen (bijv. melk) gebruikt worden. De diverse milieueffecten zijn vervolgens op de drie manieren gewogen zodat er een milieuscore (in Euro's) resulteert.

De uitkomsten zijn weergegeven in Figuur 12, Figuur 13 en Figuur 14. Hieruit blijkt dat de verschillende weegsets tot andere uitkomsten leiden. Opvallend is dat de drankenkarton (liquid packaging board) de minste milieu-impact genereert volgens weging met preventiekosten (set 1a) en directe waardering op end-point (set 3), terwijl het volgens de weegfactoren o.b.v. schadekosten op mid-points (set 2) juist de HDPE is, die het beste scoort.

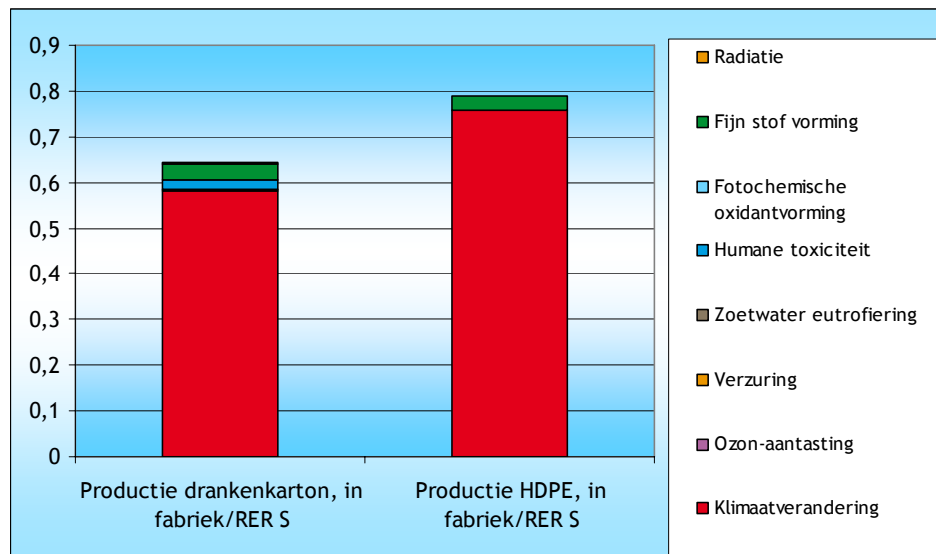
Figuur 12 Milieu-impactscores per kg drankenkarton en HDPEs (in Euro) bij weging o.b.v. preventie-kosten (set 1a)



Figuur 13 Milieu-impactscores per kg drankenkarton en HDPEs (in Euro) bij weging o.b.v. economische schadekosten op mid-point (set 2)



Figuur 14 Milieu-impactscores per kg drankenkarton en HDPEs (in Euro) bij weging o.b.v. directe schadewaardering op end-point (set 3)⁶⁹



Het verschil in uitkomst tussen de eerste twee sets weegfactoren heeft te maken met het relatief grote aandeel van het milieuthema particular matter in set 2 ten opzichte van set 1a. De preventiekosten voor PM-vorming zijn in set 1A namelijk vele malen lager (2,30 €/kg) dan de schadekosten (65 €/kg) en daarmee ook de weegfactor.

De grote discrepantie tussen de twee wegingen o.b.v. schadekosten wordt veroorzaakt door een methodologische afwijking tussen de onderliggende datamodellen. In ReCiPe (set 3) worden schades niet verdisconteerd, waardoor grote schade die op de langere termijn ontstaat evenveel gewicht krijgt als schade die op dit moment al aanwezig is. Hierdoor worden met name klimaat-effecten erg belangrijk omdat die een lange termijn effect hebben. In NEEDS (set 2) wordt wel gewerkt met een discontovoet (3% tot 2030 en daarna 2%). We zien dan ook dat in deze set juist de kortere termijn gezondheidseffecten van stof een grote rol spelen. De twee sets geven op die manier elkaar aanvullende informatie; bij gebruik van één set is set 2 te prefereren boven set 3, omdat de gebruikte discontovoet algemeen geaccepteerd is, alhoewel er ethische discussies te voeren zijn over de exacte hoogte van de te gebruiken discontovoet.

Vermoedelijk zal per studie bekeken moeten worden of de set weegfactoren op basis van preventiekosten (set 1) of op basis van schadekosten (set 2) te prefereren is. In het algemeen kan worden gesteld dat preventiekosten preciezer zijn en goed aansluiten bij berekeningen rondom kosteneffectiviteit van maatregelen. Schadekosten, aan de andere kant, gaan meer uit van impacts op de maatschappelijke welvaart. Welke set van maatregelen te prefereren is hangt dus af van het doel dat men met weging voor ogen heeft.

⁶⁹ Landgebruik is in deze praktijkcase niet meegenomen omdat de bijbehorende weegfactor een gemiddelde waarde voor Nederland geeft, terwijl de effecten op landgebruik bij de productie van drankenkartons of HDPE in het buitenland plaatsvindt (Scandinavië). Voor dit milieuthema zou dan ook een andere weegfactor bepaald moeten worden, gebaseerd op de typen natuur ter plaatse.

7.5 Gebruik van schaduwrijzen bij bedrijven

Bedrijfsleven, overheden, onderzoekers en belangenorganisaties hebben in het verleden schaduwrijzen gebruikt om milieueffecten inzichtelijk te maken, af te wegen en financieel te waarderen.⁷⁰ De vraag of men preventie- of schadekosten gebruikt zal mede afhangen van de vraag die men met schaduwrijzen beoogt te beantwoorden. Dit wordt vooral bepaald door het perspectief dat men kiest. In deze paragraaf gaan we in op het perspectief dat voor bedrijven kan gelden.

Kiest men een *breed welvaartsperspectief*, dan gaat het erom om de impacts van milieueffecten op de welvaart te waarderen. De veronderstelling is hierbij dat de activiteit of het project beoordeeld moet worden in het licht van het bredere maatschappelijke perspectief. In dat geval zou er een combinatie van schadekosten en preventiekosten dienen te worden gebruikt, volgens regels uitgelegd in paragraaf 7.4, voor het waarderen van emissies. Voor het wegen van emissies kan men dan het beste een weegset gebruiken gericht op *schadekosten* (zie paragraaf 7.5). Het brede welvaartsperspectief wordt standaard toegepast in maatschappelijke kosten-batenanalyses.

Kiest men evenwel voor het zogenaamde *begrensd perspectief* (bounded rationality), dan veronderstelt men dat een bedrijf of doelgroep dient te opereren binnen de wettelijke kaders. Een bedrijf wil in deze visie bijdragen aan de maatschappelijke waarden zoals die in het politieke debat zijn uitgesproken. In dat geval dient de waardering en weging van milieu-impacts plaats te hebben aan de hand van *preventiekosten*.

We zullen hieronder specifiek enkele gebruiksdoelen bij doelgroepen identificeren. Het perspectief van de onderzoekers en overheden bij het uitvoeren van kosten-batenanalyses is reeds in paragraaf 7.3 aan bod gekomen.

7.5.1 Interne communicatie bij bedrijven

Veel bedrijven nemen interne beleidsbeslissingen die gevolgen hebben voor natuur en milieu. Bedrijven nemen de milieuconsequenties daarbij steeds vaker in ogenschouw. Schaduwrijzen kunnen op twee manieren een bijdrage leveren aan het besluitvormingsproces:

- In financiële analyses van investeringsbeslissingen kunnen naast financiële grootheden ook milieueffecten meegenomen omdat zij, met behulp van schaduwrijzen, een financiële waarde krijgen. Daarmee kunnen deze een rol spelen in de besluitvorming.
- In milieukundige analyses kunnen de diverse geïdentificeerde milieu-impacts gewogen worden met behulp van schaduwrijzen. Het gaat hier om LevensCyclusAnalyses (LCAs) of Environmental Impact Assessments (EIAs). Op die manier kan er worden besloten wat beter is voor het bedrijf, of voor het milieu.

⁷⁰ De schaduwrijzen die in 2002 door CE Delft zijn opgesteld (CE, 2002) zijn gebruikt bij maatschappelijke kosten-batenanalyses, ondermeer bij de MKBA van Wind op Zee (CPB, 2005) en bij de beoordeling van de FES-gelden. Schaduwrijzen worden in het Nederlandse bedrijfsleven vooral in milieukundige analyses gebruikt, zoals bij de Milieubarometer of GreenCalc. CE Delft heeft sinds 2002 voor Campina, Electrabel, het gemeentelijk Afval Energiebedrijf Amsterdam, de Nederlandse Aardoliemaatschappij, Thermphos, de Nederlandse Vereniging van Papieren-Luierfabrikanten, Bouwend Nederland, de provincie Zuid-Holland, Waterbedrijf Europort en Coca Cola milieukundige analyses uitgevoerd (zowel levenscyclusanalyses als milieu-impactassessments van investeringen) waarbij de schaduwrijzen van CE Delft uit 2002 zijn gebruikt.

De vraag of hierbij preventie- of schadekosten gehanteerd moeten worden zal sterk afhangen van de insteek van het bedrijf en het geloof dat aan de betrouwbaarheid van de uitkomsten wordt gehecht.

Schadekosten geven primair het effect op de maatschappelijke welvaart van Nederland weer - los van eventueel overheidsbeleid. Schadekosten zijn echter inherent onzeker. Schadekosten kunnen gebruikt worden als een bedrijf zich zorgen maakt over de effecten op omwonenden en meent als maatschappelijke organisatie een voortrekkersrol te moeten vervullen dat verdergaat dan het huidige overheidsbeleid. Een bedrijf dat schadekosten gebruikt vindt impliciet dat de overheid niet ver genoeg gaat met zijn milieubeleid en meer zou moeten doen, zelfs al zou het bedrijf dat extra geld kosten.

Preventiekosten geven primair het effect weer op het bedrijf zelf in zijn relaties met de omgeving - en in het bijzonder de overheid. Preventiekosten kunnen worden gebruikt indien het bedrijf de effecten op milieu en natuur wil inschatten maar daarbij niet de pretentie heeft om meer te doen dan het behalen van de overheidsdoelstellingen op dat gebied. Preventiekosten worden gebruikt door bedrijven die hun bijdrage willen leveren aan het behalen van de maatschappelijk afgesproken inspanningen bij het milieubeleid, zelfs al zou dat extra kosten met zich meebrengen voor het bedrijf.

7.5.2 Externe communicatie bij bedrijven

Met name bedrijven gebruiken schaduwrijzen om extern te communiceren over hun milieuprestaties. Hierbij gaat het veelal om:

- Verantwoording van een bedrijfsbesluit richting het bevoegd gezag. De milieu-impacts van de genomen beleidsbeslissing wordt gecommuniceerd naar gemeente, provincie en/of de rijksoverheid.
- Imagoverbetering. Vooral wanneer een bedrijf actief is op het gebied van MVO, kan het een breed publiek informeren over de totale impact van het gehele bedrijf, bijvoorbeeld middels een milieujaarverslag. Hierbij kan inzicht worden geboden in de ontwikkeling van milieuprestaties door de tijd heen.
- Benchmarking. Wanneer de overall milieuprestatie van diverse bedrijven bekend is, kan er benchmarking plaatsvinden. Er wordt gekeken hoe een bepaald bedrijf scoort t.o.v. zijn concurrenten.

In principe kan in alle gevallen een samenvattende analyse uitgevoerd worden waarbij men de totale impacts op het milieu van een bedrijfsbesluit, of van een bedrijf, wil weergeven in één enkele indicator. De diverse milieuaspecten worden dan gewogen aan de hand van (relatieve) schaduwrijzen.

In de praktijk worden schaduwrijzen echter minder frequent voor dit doel gebruikt. Zo maakt het provinciaal gezag, bij ons weten, geen gebruik van preventie- of schadekosten om de milieuprestaties van bedrijven te beoordelen. Wel wordt er in de NeR melding gemaakt van de preventie-kostenmethodiek die kan worden toegepast bij een integrale afweging van de milieueffecten. In de European Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC)-richtlijn wordt echter geen methodiek voorgesteld om de milieueffecten integraal mee te nemen. Een korte belronde leerde ons dat dit waarschijnlijk ook in de toekomst niet gaat veranderen, ondermeer omdat de milieubeweging sceptisch staat tegenover een 'uitruil' van emissies via een economische berekening omdat gevreesd wordt dat de IPPC-richtlijnen dan zullen verwateren.

Voor zover bekend, maken alleen Thermphos en het Japanse bedrijf Osakagas gebruik van schaduwrijzen bij het milieujaarverslag.

7.5.3 Gebruikershandleidingen bedrijven

Voor Stimular en Thermphos, twee organisaties die dit Handboek mogelijk hebben gemaakt, zijn specifieke gebruikershandleidingen geschreven gericht op het doel van de organisatie.

Literatuurlijst

ABT, 2000

Out of Sight : The Science and Economics of Visibility Impairment, Executive Summary

Boston (MA) : ABT Associates, Inc., 2000

AEA, 2005

Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE

Volume 2: Health Impact Assessment

Didcot : AEA, Technology Environment (AEA), 2005

www.cafe-cba.org

Bezocht: augustus 2009

Alfred, J., 2006

Incommensurability and monetary valuation

In : Land Economics 82 (2): 141-161

Arnesen & Nord, 1999

T. Arnesen, E. Nord

The value of DALY life: problems with ethics and validity of disability adjusted life years

In : BMJ, nr. 319 (1999), p. 1423-1425

Arrow, 2007

K.J. Arrow

Global Climate Change : A Challenge to Policy

In : The Economists' Voice, Vol. 4, Issue 3 (2007); Article 2

Barnett & Morse, 1963

H.J. Barnett en Ch. Morse

Scarcity and Growth: The Economics of Natural Resource Availability
3rd reprint 1973

Baltimore : John Hopkins University Press, 1963

Bateman et al., 2002

I.J. Bateman, R.T. Carson, B. Day, M. Hanemann, N. Hanley, T. Hett,
M. Jones-Lee, G. Loomes, S. Mourato, E. Ozdemiroglu, D. Pearce, R. Sugden,
J. Swanson

Economic Valuation with Stated Preference Techniques. A Manual
Cheltenham (UK) : Edward Elgar, 2002

Baumol & Oates, 1988

W.J. Baumol, W.E. Oates

The Theory of Environmental Policy, 2nd edition

New York : Cambridge University Press, 1988

Brown and Gregory, 1999

T.C. Brown, R. Gregory

Why the WTA-WTP disparity matters

In : Ecological Economics, nr. 28 (1999); p. 323-335

De Bruyn, 2000

S.M. de Bruyn

Economic growth and the Environment : an empirical analysis

Boston : Kluwer Academic Publishers, 2000

Burtraw, 1996

D. Burtraw

The SO₂ emissions trading program : cost savings without allowance trades

In : Contemporary Economic Policy, vol. 14 (1996), nr. 2, p 79-94

Bush et al., 1972

J. Bush, S. Fanshel, M. Chen

Analysis of a Tuberculin Testing Program Using a Health Status Index

In : Socio-economic Planning Sciences 6: 49-68

Capros & Mantzos, 2000

P. Capros, L. Mantzos

Kyoto and technology at the European Union: costs of emission reduction under flexibility mechanisms and technology progress

In : Int. J. Global Energy Issues, 14, p. 169-183, 2000

CASES, 2008

External Costs database (Euro per ton values)

Deliverable D.2.2, Cost Assessment of Sustainable Energy Systems

CASES project

http://www.feem-project.net/cases/downloads_presentation.php

Bezocht op 18 april 2009

CE, 1998

G.C. Bergsma en G. de Weerd

De Van Melle MKB-Milieubarometer

Delft : CE Delft, 1998

CE, 2002a

M.D. Davidson

Update schaduwprizen, financiële waardering van milieuemissies op basis van Nederlandse overheidsdoelen

Delft : CE Delft, 2002

CE, 2002b

M.D. Davidson en R.C.N. Wit

Weging van emissiereducties. Is explicitering en uniformering zinvol voor de Rijksoverheid?

Delft : CE Delft, 2002

CE, 2005

S.M. de Bruyn, M.J. Blom, R.C.N. Wit, H.J. Croezen, G.E.A. Warringa, B.E. Kampman, met assistentie van P. Boonekamp (ECN)
Evaluatie doelmatigheid binnenlands klimaatbeleid kosten en effecten, 1999-2004
Delft : CE Delft, 2005

CE, 2007a

M. Maibach, C. Schreyer, D. Sutter (INFRAS) ; H.P. van Essen, B.H. Boon, R. Smokers, A. Schroten (CE Delft) ; C. Doll (Fraunhofer Gesellschaft - ISI); B. Pawlowska, M. Bak (University of Gdansk)
Internalisation Measures and Policies for All external Costs of Transport (IMPACT), Deliverable 1 : Draft Handbook on estimation of external costs in the transport sector, revised version
Delft : CE Delft, 2007

CE, 2007b

S.M. de Bruyn, M.J. Blom, A. Schroten, M. (Machiel) Mulder
SCBA Guidelines for Environmental Policy
Delft : CE Delft, 2007

CE, 2008a

E.P. (Ewout) Dönszelmann, S.M. (Sander) de Bruyn, M.H. (Marisa) Korteland, F. (Femke) de Jong, M.N. (Maartje) Sevenster (allen CE Delft); M. (Michiel) Briene, M. (Manfred) Wienhoven, J. (Jaap) Bovens (allen Ecorys)
Maatschappelijke effecten vermindering luchtverontreiniging: MKBA van mogelijke NEC-plafonds
Delft : CE Delft, 2008

CE, 2008b

M. Maibach, C. Schreyer, D. Sutter (INFRAS) ; H.P. van Essen, B.H. Boon, R. Smokers, A. Schroten (CE Delft) ; C. Doll (Fraunhofer Gesellschaft - ISI); B. Pawlowska, M. Bak (University of Gdansk)
Handbook on estimation of external costs in the transport sector
Internalisation Measures and Policies for All external Costs of Transport (IMPACT), Version 1.1
Delft : CE Delft, 2008

CE, 2008c

B. Kampman, L. de Boer en M. Otten
Kosten en effecten van beleidsmaatregelen
Delft : CE Delft, 2008

Cleveland, 1991

C.J. Cleveland
Natural Resource Scarcity and Economic Growth Revisited : Economic and Biophysical Perspectives
In : Ecological Economics : The Science and Management of Sustainability/
R. Constanza (ed). New York : Columbia University Press, New York, p. 289-317

Commissie Integraal Waterbeheer, 1998

Werkgroep III
Schadelijkheid versus maatstaf, notitie
S.l. : Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater (CUWVO), 1998

Constanza, R. et al., 1997

The value of the world's ecosystem services and natural capital
In : Nature, vol. 387, nr. 6630 (1997), p. 253-260

CPB, 2000

C.J.J. Eijgenraam, C.C. Koopmans P.J.G. Tang en A.C.P. Verster
Evaluatie van infrastructuurprojecten : leidraad voor Kosten-batenanalyse
Onderzoeksprogramma Economische Effecten Infrastructuur
Den Haag : Centraal Planbureau (CPB), 2000

CPB, 2003

R.A. de Mooij en P. Tang
Four Futures of Europe
Den Haag : Centraal Planbureau (CPB), 2003

CPB, 2005

Annemiek Verrips (CPB), Hage de Vries (ECN), Ad Seebregts (ECN) en Mark Lijesen
Windenergie op de Noordzee : een maatschappelijke kosten-batenanalyse
Den Haag : Centraal Planbureau (CPB), 2005

Daly & Cobb, 1989

H.E. Daly en J.C. Cobb
For the common good
Boston : Beacon Press, 1989

Davidson, 2006

M.D. Davidson
A social discount rate for climate damage to future generations based on
regulatory law
In : Climate Change, vol. 76, nr. 1-2, (2006), p. 55-72

DLR, 2006

Wolfram Krewitt, Barbara Schlomann
Externe Kosten der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien im Vergleich
zur Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern
Stuttgart/Karlsruhe : Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR)/
Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung (ISI), 2006

Dziegielewska et al., 2007

D. Dziegielewska, T. Tietenberg, N. Niggol Seo (eds.)
Total Economic Value : topic in Encyclopedia of Earth
http://www.eoearth.org/article/Total_economic_value
Bezocht op 20 september 2009

EC, 2007

Communication from the Commission to the Council, the European Parliament,
the European Economic and Social Committee and the Committee of the
Regions - Limiting global climate change to 2 degrees Celsius - The way ahead
for 2020 and beyond (COM/2007/0002 final)
Brussel : Commission of the European Communities, 2007

ECN, 2005

Dril, A.W.N van en H.E. Elzenga
Referentieramingen 2005-2020, ECN-MNP, ECN-rapport C-05-018, RIVM-rapport
773001031
Petten : ECN, 2005

(<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/773001031.pdf>)

ECN, 2006

Daniels, B.W. en J.C.M. Farla
Optiedocument energie en emissies 2010/2020
Petten : Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN), 2006

ECN/MNP, 2006

B.W. Daniëls, J.C.M. Farla
Optiedocument energie en emissies 2010/2020
Petten ; Bilthoven : Energieonderzoek Centrum (ECN) ; Milieu- en
Natuurplanbureau (MNP), 2006

ECN, 2009

P. Kroon en W. Wetzels
Onderbouwing actualisatie BEES B. : Kosten en effecten van de voorgenomen
wijziging van het besluit emissie-eisen stookinstallaties
Petten : Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN), 2009

ESPROME, 2007

Alison Searl
ESPROME, Estimation of willingness-to-pay to reduce risks of exposure to heavy
metals and cost-benefit analysis for reducing heavy metals occurrence in
Europe
Workpackage 6 - D05a, Exposure response functions for HM impacts on human
health
<http://espreme.ier.uni-stuttgart.de/>
Bezocht op 13 augustus 2009

ExternE, 2005

P. Bickel en R. Friedrich
Externalities of Energy, Methodology (ExternE), 2005 update
Luxembourg : European Commission, 2005
<http://www.externe.info/brussels/methup05a.pdf>
Bezocht op 20 augustus 2009

Fantke, 2008

P. Fantke
Appendix: Parameterisation of the environmental fate and exposure models of
WATSON
In : Bachmann, T.M., Fantke, P., Jolliet, O., Margni, M. and R. Rosenbaum
NEEDS Project, FP6, Rs1b_D2.1 : Methodological improvements for the
assessment of external costs due to indirect human exposure through ingestion
and due to further substances so far unaddressed

Freeman, 1993

A.M. Freeman III
The Measurement of Environmental and Resource Values : Theories and
Methods
Washington DC : Resource for the Future, 1993

Goedkoop et al., 2009

M.J. Goedkoop, R. Heijungs, M. Huijbregts, A. De Schryver, J. Struijs and R. van Zelm

ReCiPe 2008 : A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level

First edition Report I: Characterisation

<http://www.lcia-ReCiPe.net>

Bezocht op 6 januari 2009

Guinée et al., 2002

Jeroen B. Guinée (eindred.), Marieke Gorrée, Reinout Heijungs, Gjalt Huppes, René Kleijn, Arjan de Koning, Laurant van Oers, Anneke Wegener Sleeswijk, Sangwon Suh, Helias A. Udo de Haes, Hans de Bruijn, Robbert van Duin, Mark A.J. Huijbregts

Handbook on life cycle assessment : operational guide to the ISO Standards Dordrecht (et al.) : Kluwer Academic Publishers, 2002

Hanley et al., 2001

N. Hanley, J.F. Shogren en B. White

Introduction to Environmental Economics

New York : Oxford University Press Inc., 2001

Harrington, 2000

W. Harrington, R.D. Morgenstern, P. Nelson

On the accuracy of regulatory cost estimates

In : Journal of Policy Analysis and Management vol. 19, (2000) nr. 2, p. 297-322

Hayashi et al., 2006

K. Hayashi, A. Nakagawa, N. Itsubo en A. Inaba

Expanded Damage Function of Stratospheric Ozone Depletion to Cover Major Endpoints Regarding Life Cycle Impact Assessment

In : The International Journal of Life Cycle Assessment , vol. 11, nr. 3 (2006), p. 150-161

HEATCO, 2006

P. Bickel (et al.)

Developing Harmonised European approaches for Transport Costing and Project Assessment (HEATCO)

Deliverable D5 : Proposal for Harmonised Guidelines

Stuttgart : IER, Germany, 2006

Hennipman, 1977

P. Hennipman, Edited by H. van den Doel en A. Heertje

Welvaartstheorie en economische politiek

Alphen a/d Rijn : Samson, 1977

Hökby en Söderqvist, 2003

S. Hökby, T. Söderqvist

Elasticities of Demand and Willingness to Pay for Environmental Services in Sweden

In : Environmental and Resource Economics, Vol. 26 , nr. 3 (2003); p. 361-383

Hoevenagel en De Bruyn, 2008

R. Hoevenagel en S.M. de Bruyn

Nog weinig waardering voor milieuwaardering

In : F. Oosterhuis, et al., 'Aan schaarste geen gebrek', p. 31-42

Hueting, 1980

R. Hueting
New scarcity and economic growth
Amsterdam/Brussel : Agon Elsevier, 1974 (Dutch edition)
Amsterdam : North-Holland Publishing Company, 1980 (English edition)

Hueting en De Boer, 2004

R. Hueting, B. de Boer
Sustainable national income and multiple indicators for sustainable development
In : Measuring sustainable development, integrated economic, environmental and social frameworks, p. 39-52
Paris : OECD, 2004

Huppes et al., 2007

G. Huppes, M.D. Davidson, J. Kuyper, L. van Oers, H.A. de Haes en G. Warringa
Eco-efficient environmental policy in oil and gas production in The Netherlands
In : Ecological Economics, vol. 61, nr. 1 (2007), p. 43-51

IIASA, 2006

M. Amann, W. Asman, I. Bertok, J. Cofala, C. Heyes, Z. Klimont, M. Posch, W. Schöpp en F. Wagner
Emission control scenarios that meet the environmental objectives of the Thematic Strategy on Air Pollution
In : NEC Scenario Analysis report no. 2, IIASA, 2006

IIASA, 2007

Cost-effective Emission Reductions to meet the Environmental Targets of the Thematic Strategy on Air Pollution under Different Greenhouse Gas Constraints
NEC Scenario Analysis Report No. 5
Laxenburg : IIASA, 2007

IIASA, 2008

National Emission Ceilings for 2020 based on the 2008 Climate & Energy Package
NEC Scenario Analysis Report No. 6
Laxenburg : IIASA, 2008

INFRAS/IWW, 2004

C. Schreyer, M. Maibach, W. Rothengatter, C. Doll, C. Schneider, D. Schmedding (INFRAS; IWW)
External costs of transport : update study
Karlsruhe/Zürich/Paris : the International Union of Railways (UIC), 2004

IVM, 1972

H.M.A. Jansen en J.B. Opschoor
De invloed van geluidshinder op de prijzen van woningen
Amsterdam : VU, Instituut voor Milieuvraagstukken (IVM), 1972

IVM, 2006

F. Oosterhuis (ed.) et al.
Ex-post estimate of costs to business of EU environmental legislation: final report
Amsterdam : VU, Institute for Environmental Studies (IVM), 2006

JRC, 2007

P. Russ, T. Wiesenhal, D. Regemorter, J.C. Císcar
Global Climate Policy Scenarios for 2030 and Beyond : Analysis of Greenhouse Gas Emission Reduction Pathway Scenarios with the POLES and GEM-E3 models
Luxembourg : Office for Official Publications of the European Communities, 2007
http://ec.europa.eu/dgs/jrc/downloads/jrc_reference_report_2007_11_climatepolicy.pdf
Bezocht op 20 augustus 2009

Kuik et al., 2008

O. Kuik, L. Brander, N. Nikitina, S. Navrud, K. Magnussen, E.H. Fall
Report on the monetary valuation of energy related impacts on land use changes, acidification, eutrophication, visual intrusion and climate change
Deliverable D3.2 CASES project
http://www.feem-project.net/cases/documents/deliverables/D_03_2%20non%20human%20ext%20cost%20final.pdf
Bezocht: oktober 2009

Kristrom & Riera, 1996

B. Kristrom, P. Riera
Is the income elasticity of environmental improvements less than one?
In : Environmental and Resource Economics, Vol. 7, No. 1 (1996); p. 45-55

Krupnick et al., 2002

A. Krupnick, A. Alberini, M. Cropper, N. Simon, B. O'Brien, R. Goeree, M. Heintzelman
Age, Health and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions: A Contingent Valuation Survey of Ontario Residents
In : Journal of Risk and Uncertainty, vol. 24, no. 2 (2002); p. 161-186

Lopez & Murray, 1998

A.D. Lopez, C.J.L. Murray
The Global Burden of Disease, 1990-2020
In : Nature Medicine, Vol. 4, no. 11 (1998); p. 1241-1243

Lynas, 2008

M. Lynas
Zes graden : Onze toekomst op een warmere planeet
Utrecht : Uitgeverij Jan van Arkel, 2008

Mauskopf & Moreles, 2000

J. Muskopf, R.A. Morales
Measuring the Pain : Suffering and Functional Disability Associated with Foodborne Illness, proceeding from a conference 'Valuing the Health Benefits of Food Safety', University of Maryland, 14-15 september 2000

MethodEx, 2006

Methods and data on environmental and health externalities: harmonising and sharing of operational estimates
BeTa-MethodEx look-up tables for damage costs per tonne of emission for regional and global air pollutants, including trace metals and some organics
<http://www.methodex.org/news.htm>
Bezocht: juli 2009

Miedema & Oudshoorn, 2001

H.M.E. Miedema, C.G. Oudshoorn

Annoyance from transportation noise: relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals

In : Environmental Health Perspectives, vol. 109, no. 4 (2001); p. 409-416

Mishan, 1981

E.J. Mishan

Introduction to normative economics

New York : Oxford University Press, 1981

MNP, 2005

Beoordeling van het Prinsjesdagpakket Aanpak Luchtkwaliteit 2005

Bilthoven : Milieu en Natuur Planbureau (MNP), 2005

MNP, 2007a

W.L.M. Smeets, W.F. Blom, A. Hoen, B.A. Jimmink, R.B.A. Koelemeijer, J.A.H.W. Peters, R. Thomas, W.J. de Vries

Kosteneffectiviteit van aanvullende maatregelen voor een schonere lucht

Bilthoven : Milieu- en Natuur Planbureau (MNP), 2007

MNP, 2007b

J. Matthijsen en H. ten Brink

PM_{2,5} in the Netherlands : Consequences of the new European air quality standards

Bilthoven : Milieu en Natuur Planbureau (MNP), 2007

MNP, 2008

G.J.M. Velders, J.J.M. Aben, W.F. Blom, J.D. van Dam, H.E.Elzenga,

G.P. Geilenkirchen, P. Hamming, A. Hoen, B.A. Jimmink, R.B.A. Koelemeijer,

J. Matthijsen, C.J. Peek, C.B.W. Schilderman, O.C. van der Sluis, W.J. de Vries

Concentratiekaarten voor grootschalige luchtverontreiniging in Nederland:

Rapportage 2008

Bilthoven : Milieu- en Natuurplanbureau (MNP), 2008

Murray, 1994

C.J.L. Murray

Quantifying the Burden of Disease: the Technical Basis for Disability-Adjusted Life Years

In : Bulletin World Health Organization, vol. 7, no. 3 (1994); p. 429-445

Murray, 1996

C.J.L. Murray

Rethinking DALYs

In : The Global Burden of Disease/ C.J.L. Murray and A.D. Lopez (ed.)

Cambridge, MA. : Harvard University Press, 1996

NEEDS, 2006

W. Ott, M. Baur, Y. Kaufmann, R. Frischknecht and R. Steiner

Assessment of Biodiversity Losses

NEEDS deliverable D.4.2.- RS 1b/WP4

Priority 6.1: Sustainable Energy Systems and, more specifically

Sub-priority 6.1.3.2.5: Socio-economic tools and concepts for energy strategy

http://www.needs-project.org/docs/results/RS1b/RS1b_D4.2.pdf

NEEDS, 2007a

S. Navrud

Value Transfer Techniques and Expected Uncertainties

NEEDS deliverable No 2.1 - RS 3a

Priority 6.1: Sustainable Energy Systems and, more specifically,

Sub-priority 6.1.3.2.5: Socio-economic tools and concepts for energy strategy

http://www.needs-project.org/2009/Deliverables/Needs_Rs3a_D2.1.doc

NEEDS, 2007b

R. Torfs, F. Hurley and B. Miller

Final Report on casual links between pollutants and health impacts

A set of concentration-response functions

NEEDS deliverable Rs1b_D3.7

Priority 6.1: Sustainable Energy Systems and, more specifically

Sub-priority 6.1.3.2.5: Socio-economic tools and concepts for energy strategy

http://www.needs-project.org/docs/results/RS1b/NEEDS_RS1b_D3.7.pdf

NEEDS, 2007c

D. Anthoff

Report on marginal external damage costs inventory of greenhouse gas emissions

NEEDS deliverable 5.4-RS1b

Priority 6.1: Sustainable Energy Systems and, more specifically

Sub-priority 6.1.3.2.5: Socio-economic tools and concepts for energy strategy

<http://www.needs-project.org/2009/Deliverables/RS1b%20D5.4-5.5.pdf>

NEEDS, 2008a

P. Preiss, R. Friedrich and V. Klotz

Report on the procedure and data to generate averaged/aggregated data

NEEDS deliverable No. 1.1 - RS 3a

Priority 6.1: Sustainable Energy Systems and, more specifically

Sub-priority 6.1.3.2.5: Socio-economic tools and concepts for energy strategy

<http://www.needs-project.org/2009/Deliverables/RS3a%20D1.1.zip>

NEEDS, 2008b

J. Spadaro and A. Rabl

Final Report on the Uncertainty on the Transfer/Generalization of ExterneE Results (revised in March 2009)

NEEDS deliverable D 3.2

Priority 6.1: Sustainable Energy Systems and, more specifically

Sub-priority 6.1.3.2.5: Socio-economic tools and concepts for energy strategy

<http://www.needs-project.org/2009/Deliverables/RS3a%20D3.1.zip>

NEEDS, 2008c

B. Desaiques, D. Ami, A. Bartczak, M. Braun-Kohlova, S. Chilton, V. Farreras, A. Hunt, M. Hutchison, C. Jeanrenaud, P. Kaderjak, V. Maca, O. Markiewicz, H. Metcalf, S. Navrud, J.S. Nielsen, R. Ortiz, S. Pellegrini, A. Rabl, R. Riera, M. Scasny, M-E. Stoeckel, R. Szanto and J. Urban

Final report on the monetary valuation of mortality and morbidity risks from air pollution

NEEDS deliverable no. 6.7

Priority 6.1: Sustainable Energy Systems and, more specifically

Sub-priority 6.1.3.2.5: Socio-economic tools and concepts for energy strategy

http://www.needs-project.org/docs/results/RS1b/NEEDS_RS1b_D6.7.pdf

NOGEPA, 1996

Sas, H., G. Huppes, E. de Haan en J. Kuiper
Weegfactoren voor bedrijfsmilieuplannen NOGEPA (Weighting factors for firms' environmental policy plans in NOGEPA)
Den Haag : NOGEPA, 1996

Nijland en Van Wee, 2008

H. Nijland en B. van Wee
Noise valuation in ex-ante evaluations of major road and railroad projects
In : European Journal of Transport and Infrastructure Research, vol. 8, (2008);
p. 216-226

Ott et al., 2006

W. Ott, M. Baur, R. Iten, A. Vettori
Konsequente Umsetzung des Verurscherprinzips : Umwelt-Materialien Nr. 201
Bern : BUWAL, 2005

PBL, 2009

G.J.M. Velders, J.J.M. Aben, W.F. Blom, J.D. Dam, H.E. Elzenga,
G.P. Geilenkirchen, P. Hammingh, A. Hoen, B.A. Jimmink, R.B.A. Koelemeijer,
J. Matthijsen, C.J. Peek, C.B.W. Schilderman, O.C. van der Sluis, W.J. de Vries
Concentratie kaarten voor grootschalige luchtverontreiniging in Nederland
Rapportage 2009
Bilthoven/Den Haag : Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), 2009

Power, 1996

T.M. Power
Environmental protection and economic well-being : The economic pursuit of
quality
New York : M.E. Sharpe, Publishers, 1996

PRé, 2000

M. Goedkoop and R. Spriensma
The Eco-indicator 99 : A damage-oriented method for Life Cycle Impact
Assessment, Methodology Report, second edition
Amersfoort : PRé Consultants B.V., 2000

Rabl, 1999

A. Rabl
Air Pollution and Buildings: an Estimation of Damage Costs in France
In : Environmental Impact Assessment Review, vol. 19, no. 4 (1999); p. 361-385

Rabl and Spadaro, 1999

A. Rabl, J.V. Spadaro,
Environmental Damages and Costs: an Analysis of Uncertainties
In : Environment International, vol.25, no. 1 (1999); p. 29-46

Read, 1963

J.E. Read
The Trail Smelter Dispute
In : The Canadian Yearbook of International Law, 1 (1963); p. 213-229

Ready et al., 2002

R.C. Ready, J. Malzubris, S. Senkane

The relationship between environmental values and income in a transition economy surface water quality in Latvia

In : Environment and Development Economics, vol. 7, no. 1 (2002); p. 147-156

RECORDIT, 2000

S. Weinreich (ZEW) et al.

Real Cost Reduction of Door-to-Door Intermodal Transport (RECORDIT

Deliverable 1: Accounting Framework

Mannheim : ZEW Center for European Economic Research, 2000

RIVM, 2000

B.J.E. Ten Brink, A.J.H. van Vliet, C. Heunks, D.W. Pearce, A. Howarth

Technical Report on Biodiversity in Europe : An integrated economic and environmental assessment

Bilthoven : RIVM, 2000

RIVM , 2008

A. van Dijk, P.N. de Outer, H. Slaper

Climate and ozone change effects on ultraviolet radiation and risks (COEUR)

Using and validating earth observation

Bilthoven : RIVM, 2008

RIVM, 2009

Risico's van stoffen : Overzicht Nederlandse prioritaire stoffenlijst

http://www.rivm.nl/rvs/stoffen/prio/totale_prior_stoffenlijst.jsp

Bezocht: augustus 2009

RMNO, 2008

Aart de Zeeuw, Roel in 't Veld, Daan van Soest, Louis Meuleman en

Paul Hoogewoning

Social Cost Benefit Analysis for Environmental Policy Making

Den Haag : RMNO, 2008

Robbins, 1935

L. Robbins

An Essay on the Nature and Significance of Economic Science, 2nd edition

London : Macmillan, 1935

Ruijgrok et al., 2004

E.C.M. Ruijgrok, R. Brouwer, H. Verbruggen, E.J. Bos

Waardering van natuur, water en bodem in maatschappelijke kosten-baten-analyses: een handreiking ter aanvulling op de OEI-Leidraad

Den Haag : Ministerie van Verkeer en Waterstaat ; Ministerie van Economische Zaken, 2004

RWS, 2009

Discontovoet

Den Haag : Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, 2009

http://www.rws.nl/dvs/themas/leefbaarheid/economie/see/15e_Nieuwsbrief/Artikel_1_Discontovoet.jsp

Sassi, 2006

F. Sassi

'How to do (or not to do)... : Calculating QALYs, comparing QALY and DALY calculations'

In : Health Policy and Planning, vol. 21, no. 5 (2006); p. 402-409

<http://heapol.oxfordjournals.org/cgi/reprint/21/5/402>

SEDAC, 2006

Center for International Earth Science Information Network (CIESIN), Columbia University; and Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT)

Gridded Population of the World, version 3 (GPWv3)

Columbia University Palisades (NY) : Socioeconomic Data and Applications

Center (SEDAC), 2006

<http://sedac.ciesin.columbia.edu/gpw>

Bezoekt: februari 2009

SEI, 1999

Costs and strategies presented by industry during the negotiation of environmental regulations

Stockholm : Stockholm Environmental Institute (SEI), 1999

SenterNovem, 2009

Nederlandse Emissierichtlijn Lucht

Den Haag : SenterNovem (InfoMil), 2009

Simon, 1981

J.L. Simon

The Ultimate Resource

Princeton (NJ) : Princeton University Press, Princeton, 1981

Spadaro and Rabl, 2008

J.V. Spadaro and A.Rabl

Global Health Impacts and Costs Due to Mercury Emissions

In : Risk Analysis, Vol. 28, No. 3 (2008); p. 603-613

Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden, 2003

230 Besluit van 25 augustus 2003, houdende nieuwe regels betreffende stoffen die de ozonlaag afbreken (Besluit ozonlaagafbrekende stoffen Wms 2003)\

Den Haag : SDU, 2003

Steen, 1999

B. Steen

A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS) version 2000 - models and data of the default method

Göteborg : Chalmers university of technology, 1999

Stern, 2006

N. Stern

The Economics of Climate Change : The Stern Review

London : Cabinet Office - HM Treasury, 2006

Thompson et al., 1990

M.Thompson, R., J. Ellis and A. Wildavsky

Cultural Theory

Boulder : Westview, 1990

TNO, 2002

A.K. van Harmelen, H.J.G. Kok, A.J.H. Visschedijk
Potentials and costs to reduce PM₁₀ and PM_{2.5} emissions from industrial sources
in the Netherlands
Apeldoorn : TNO-MEP, 2002

Tol, 2005

R.S.J. Tol
The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the
uncertainties
In : Energy Policy, vol. 33, no. 16 (2005); p. 2064-2074

Tol, 2008

R.S.J. Tol
The Social Cost of Carbon: Trends, Outliers and Catastrophes
Kiel : Kiel Institute for the World Economy, 2008

UNITE, 2003b

P. Bickel, S. Schmid, J. Tervonen, K. Häme Koski, T. Otterström, P. Anton,
R. Enei, G. Leone, P. van Donselaar, H. Carmighelet
Unification of accounts and marginal costs for transport efficiency (UNITE)
Deliverable 11 : Environmental marginal cost case studies
Stuttgart : IER, University of Stuttgart, 2003

UNSCEAR, 1993

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
(UNSCEAR)
Sources and effects of ionizing radiation: Report to the General Assembly, with
Scientific Annexes
<http://www.unscear.org/unscear/en/publications/1993.html>
Bezocht June 2009

UNSCEAR, 2000

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
(UNSCEAR)
UNSCEAR 2000, Report Vol. I, UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly,
with scientific annexes, Volume I: Sources
http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000_1.html

Vogtlander and Bijma, 2000

J. Vogtlander, A. Bijma
The Virtual Pollution Prevention Costs '99: a single LCA-based indicator for
emissions
In : The International Journal of Life Cycle Assessment 5(2): 113-124

VROM, 1993

Albert Adriaanse
Environmental policy performance indicators
Den Haag : Ministerie van VROM, 1993

VROM, 1994

Emissies in Nederland, trends, thema's en doelgroepen 1993 en ramingen 1994
Den Haag : Ministerie van VROM, 1994

VROM, 2000

Eco-indicator 99. Manual for designers. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment

Den Haag : Ministerie van VROM, 2000

http://www.pre.nl/download/EI99_Manual.pdf

Bezocht op 27 oktober 2008

VROM, 2002

Ontwerp Landelijk Afvalbeheerplan 2002-2012, inspraakversie 11 januari 2002

Den Haag : Ministerie van VROM, 2002

VROM, 2007a

Schoon en Zuinig = Clean and Efficient' programme

Den Haag : Ministerie van VROM, 2007

VROM, 2007b

Memorie van Toelichting bij de Vaststelling van de begrotingsstaten van het Ministerie van VROM en van de begrotingsstaat van het Waddenfonds voor het jaar 2008, kamerstuknr. 31 200 XI

Den Haag : Ministerie van VROM, 2007

VROM, 2008a

Ontwerp Landelijk afvalbeheerplan 2009 - 2021 : Naar een materiaalketen-beleid (inspraakversie 8 december 2008)

Den Haag : Ministerie van VROM, 2008

VROM, 2008b

Fijn stof en BBT : Achtergrondrapportage Actieplan fijn stof en industrie

Den Haag : Ministerie van VROM, 2008

VROM, 2008c

Arthur D. Little

Indicatieve kosteneffectiviteit en nationale impact van relevante bestaande oplossingen voor PM_{2,5} reductie in 2030

In : Verkenning milieutechnologieën NMVOS, ammoniak en fijn stof P.41

Den Haag : Ministerie van VROM, 2008

Wang & Mullahy, 2006

H. Wang and J. Mullahy

Willingness to pay for reducing fatal risk by improving air quality:

A contingent valuation study in Chongqing, China

In : The Science of Total Environment, vol. 367, no.1 (2006); p. 50-57

Warringa, 2003

G. Warringa

De beoordeling die weegmethoden maken van de kosteneffectiviteit van milieumaatregelen in de olie- en gaswinningsindustrie

Utrecht : Utrecht University, Department of Science, Technology and Society, 2003

Watkiss et al., 2005a

Paul Watkiss, Tom Downing, Claire Handley, Ruth Butterfield
The Impacts and Costs of Climate Change, final Report
Prepared as task 1 of the project 'Modelling support for Future Actions:
Benefits and Cost of Climate Change Policies and Measures'
Brussels : European Commission DG Environment, 2005
http://europa.eu.int/comm/environment/climat/pdf/final_report2.pdf
Bezocht op 10 augustus 2008

Watkiss et al., 2005b

Paul Watkiss with contributions from David Anthoff, Tom Downing, Cameron Hepburn, Chris Hope, Alistair Hunt, Richard Tol
The Social Cost of Carbon (SCC) Review: Methodological Approaches for Using SCC Estimates in Policy Assessment, Final Report
London : Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), 2005

Weitzman, 2007

M.L. Weitzman
A Review of the Stern Review on the Economics of Climate Change
In : Journal of Economic Literature, vol. 45, nr. 3 (2007); p. 703-724

WHO, 2008

Health statistics and health information systems
Geneva : World Health Organisation (WHO), 2008
<http://www.who.int/healthinfo/statistics/en/>
Bezocht op 28 juli 2009

Witmond et al., 2004

B. Witmond, S. Groot, W. Groen, E. Dönszelmann
The impact of REACH : Overview of 36 studies on the impact of the new EU chemicals policy on society and business
Den Haag : Ecorys and Opdenkamp Adviesgroep for Dutch Presidency, 2004
http://www.eu2004-reach.nl/downloads/Comprehensive_Overview-v2.pdf

WMO, 2003

Scientific Assessment of Ozone Depletion : 2002, Global Ozone
Geneve : World Meteorological Organization, 2003

World Bank, 1993

Investing in Health : World Development Report 1993
New York : Oxford University Press, 1993

World Bank, 2006a

D.T. Jamison, J.G. Breman, A.R. Measham, G. Alleyne, M. Claeson, D.B. Evans, P. Jha, A. Mills, P. Musgrove
Disease Control Priorities in Developing Countries, second edition
New York ; Washington DC. : Oxford University Press and The World Bank, 2006

World Bank, 2006b

A.D. Lopez, C. D., Mathers, M. Ezzati, D.T. Jamison, C.J.L. Murray, (ed) Global Burden of Disease and Risk Factors
New York : Washington D.C. : Oxford University Press ; The World Bank, 2006
<http://www.dcp2.org/pubs/GBD>
Bezocht: augustus 2009