

Milieubaten of milieuschadekosten - waarderingstudies in Vlaanderen



Inhoud

Inleiding 4

Deel 1: Begrippen en methodologie 7

- 1 De vraagfunctie van milieugoederen 7
- 2 Betalingsbereidheid versus acceptatiebereidheid 10
- 3 De totale economische waarde van milieugoederen 11
- 4 De intrinsieke waarde 13
- 5 Waarderingsmethodes 14
 - 5.1 Niet-vermarktbaar goederen 14
 - 5.2 Gereveleerde voorkeursmethodes 15
 - 5.2.1 Hedonische prijsmethode 16
 - 5.2.2 Reiskostenmethode 16
 - 5.2.3 Ontwijkgedragmethode/defensieve uitgaven 18
 - 5.2.4 Bestrijdingskostenmethode 19
 - 5.2.5 Ziektekostenmethode 19
 - 5.2.6 Substitutiekostenmethode 20
 - 5.3 Uitgedrukte voorkeursmethodes 21
 - 5.3.1 Contingente waardering 21
 - 5.3.2 Keuze modellering 25
 - 5.3.2.1 Keuze experimenten 26
 - 5.3.2.2 Contingente rangschikking 26
 - 5.3.2.3 Contingente classificatie 27
 - 5.3.2.4 Gepaarde vergelijking 27
 - 5.4 Vermarktbaar goederen 27
 - 5.5 Gebruik van waarderingsmethodes 29
- 6 Benefit transfer 31



Deel 2: Overzicht waarderingsstudies in Vlaanderen 34

- I Bossen 34
- II Parken 41
- III Natuurherstel in de Hemmepolder 44
- IV Olielozingen in de Noordzee 48
- V Natte natuur in het Schelde-estuarium 51
- VI Waterkwaliteit 58
- VII Geurhinder 62
- VIII Bodemvervuiling in Zelzate en Overpelt-Lommel 68
- IX Risicomaatstaven voor bodemvervuiling 72
- X Gezondheidskosten van luchtverontreiniging door elektriciteitsproductie 76
- XI Externe kosten van wegverkeer 81

Praktische aanbevelingen voor waarderingsstudies 86

Besluit 94

Bijlagen 96

- Bijlage 1: Lijst figuren en tabellen 97
- Bijlage 2: Vertaallijst begrippen 98
- Bijlage 3: Lijst met afkortingen 100
- Bijlage 4: Kadering statistische begrippen 102

Referentielijst 104

Inleiding

Wat zijn de baten van milieubeleid? Wat is schone lucht, zuiver water, mooie natuur waard? Dit zijn belangrijke vragen bij het maken van beleidskeuzes. Soms kan het voor een beleidsmaker voldoende zijn om de baten van een bepaald milieubeleid in fysieke termen te kennen, bijvoorbeeld het vermeden aantal vroegtijdige sterfgevallen door het voorkomen van zomersmog of het aantal hectare natuurgebied met hoge biodiversiteit dankzij natuurbeheer. Maar om bvb. de afweging te maken tussen enerzijds geurhinder voor omwonenden en anderzijds hoge investeringskosten om een fabrieksinstallatie stankvrij te maken, zou het behulpzaam zijn om die baten van verminderde stankhinder in euro's te kunnen uitdrukken. Hoe hoog moet een milieuheffing op een bepaalde vervuilende activiteit zijn om het principe 'de vervuiler betaalt' correct toe te passen? Hiervoor moet de milieuschade door deze vervuiling in geldtermen bepaald worden. Of hoe een technische maatregel beoordelen die de uitstoot van kanker-verwekkende uitlaatgassen vermindert, maar tegelijk de uitstoot van broeikasgassen verhoogt? Het zou handig zijn om beide effecten in euro's te kunnen uitdrukken, zodat ze vergeleken kunnen worden.

Milieubaten zijn de positieve effecten van de uitgevoerde milieumaatregelen. Het betreft de milieuschade die voorkomen, verminderd of hersteld wordt door deze maatregelen. Wanneer menselijke activiteiten leiden tot een verstoring, aantasting of uitputting van het milieu dan spreken we van milieuschade. De maatschappelijke kosten die gepaard gaan met deze milieuschade noemen we milieuschadekosten.

Milieubaten en milieuschadekosten vormen dus elkaars spiegelbeeld: wanneer menselijke acties leiden tot schade aan het milieu dan noemen we de kosten daarvan de milieuschadekosten en wanneer we vervolgens een milieubeleid voeren om deze schade te vermijden (of te herstellen) dan spreken we van de milieubaten van het beleid.

De meeste milieubaten zijn goederen of diensten die niet op een markt verhandeld worden. Er zijn dus ook geen marktprijzen die hun waarde in euro's uitdrukken. Daarom hebben milieueconomen allerlei technieken ontwikkeld om de waarde van milieugoederen en -diensten toch te kunnen schatten.

In Vlaanderen wordt steeds meer belang gehecht aan efficiënt beleid en efficiënt milieubeleid in het bijzonder. Een correct inzicht in de te verwachten kosten en baten van milieubeleidsmaatregelen is hiervoor bijzonder behulpzaam. "Economische afwegingskaders, zoals kosten-batenanalyses, ingang doen vinden in het milieubeleid" is een maatregel van het Milieubeleidsplan van de Vlaamse Overheid. Dit LNE-rapport heeft als doel om hieraan bij te dragen, door de technieken en toepassing van economische waardering van milieubaten meer bekend te maken. Het doelpubliek van dit rapport zijn enerzijds collega-ambtenaren van het beleidsdomein leefmilieu (en andere beleidsdomeinen die met milieueffecten in aanraking komen) en anderzijds de studiebureaus of onderzoeksinstellingen aan wie zij opdrachten geven. Met het rapport willen we hen wegwijs maken in de bestaande waarderingstudies en heel beknopt de achterliggende theorie toelichten. Het overzicht van de bestaande waarderingstudies in Vlaanderen en het hoofdstuk met praktische aanbevelingen moeten inspiratie en aanknopingspunten aanreiken voor iedereen die zelf een waarderingstudie overweegt, gebruikt of uitvoert.

Naast deze beleidscontext is er ook de context van juridische aansprakelijkheid. In het kader van de Europese richtlijn 2004/35/EG betreffende de milieuaansprakelijkheid zullen economische afwegingskaders, en meer bepaald economische waarderingstechnieken, waarschijnlijk aan belang winnen. Zo zullen monetaire waarderingstechnieken worden gebruikt wanneer geen herstelmaatregelen mogelijk zijn. Vanuit zowel de beleidscontext als de aansprakelijkheidscontext verwachten wij dus een toenemende vraag naar economische waardering van milieugoederen en -diensten.

Dit rapport is complementair aan het LNE-rapport 'Milieubeleidskosten – Begrippen en berekeningsmethoden' (2007). De principes van kostenberekening die daarin uitgelegd worden, zoals verdiscontering en omgaan met onzekerheid, gelden ook voor de berekening van milieubaten. Samen leveren beide documenten een goede basis om aan de slag te gaan met kosten-batenanalyses (KBA) in Vlaanderen. We beseffen dat dit geen volledige handleiding voor KBA vormt, maar deze lacune wordt opgevangen door de uitstekende handleiding van de OESO (Pearce et al., 2006), de recente Leidraad MKBA in het milieubeleid in opdracht van de Nederlandse milieuoverheid (De Bruyn S. et al., 2007) en MIRA-S 2000¹.

Dit rapport is opgesteld op basis van een literatuurstudie van zowel milieueconomische theorie als Vlaamse gevalstudies. Door deze grondige literatuurstudie en een uitgebreide lectorenronde hopen we een correcte en actuele stand van zaken te bieden. Dit rapport is noch een evaluatie van de bestaande studies, noch een kengetallenboek met representatieve cijfers voor heel Vlaanderen.

Deel 1 bespreekt beknopt de belangrijkste elementen van de milieueconomische theorie voor het waarderen van milieubaten, geeft een overzicht van de verschillende waarderingstechnieken en geeft aanbevelingen over welke techniek waarvoor gebruikt kan worden.

In deel 2 bespreken we de 11 waarderingsstudies die tot nu toe in Vlaanderen zijn uitgevoerd. We hebben deze studies niet aan een evaluatie onderworpen. We hebben getracht zo duidelijk mogelijk elk waarderingsonderzoek samen te vatten op basis van de beschikbare rapporten of publicaties en de bijkomende informatie die de auteurs en opdrachtgevers ons geleverd hebben.

We willen uitdrukkelijk de auteurs en opdrachtgevers van de besproken studies en de andere lectoren bedanken voor hun constructieve bijdragen aan dit rapport.

1 Hoofdstuk "Gevolgen voor de economie", VI Economische afwegingsmethoden, p. 275-304 in MIRA-S 2000 Achtergronddocument.



Deel 1: Begrippen en methodologie

Deel 1 gaat dieper in op de achterliggende theorie inzake de economische waardering van milieugoederen. De tekst is hoofdzakelijk gebaseerd op het Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2007), Pearce et al. (2006), Bogaert et al. (2005), Ruijgrok et al. (2004b), Kolstad (2000) en Moons et al. (2000). Waar hiervan afgeweken wordt, is de gebruikte bron aangegeven. Voor een meer theoretische uiteenzetting in het Nederlands, verwijzen we naar MIRA-S 2000 Achtergronddocument² en Proost en Rousseau (2007).

1 De vraagfunctie van milieugoederen

Economen nemen als uitgangspunt dat de waarde van een goed of dienst bepaald wordt door de voorkeuren van de consumenten. Om deze voorkeur te concretiseren maken economen nog een bijkomende veronderstelling: de waarde van een goed of een dienst voor een consument is wat die consument bereid is er voor te betalen ('willingness to pay' – WTP). Niemand zal immers bereid zijn meer te betalen voor iets dan wat het hem oplevert aan nut. Daardoor is er een verband tussen de betalingsbereidheid van de consument en de vraagprijs van een goed. De bereidheid tot betalen wordt traditioneel weergegeven door een vraagfunctie of vraagcurve.

De vraagfunctie beschrijft het verband tussen de prijs die een consument bereid is te betalen voor een extra eenheid van een goed – dit is de marginale betalingsbereidheid – en de hoeveelheid die hij van dit goed reeds ter beschikking heeft, zijn budget, de prijzen van andere goederen, zijn voorkeuren, seizoenseffecten, ...

De betalingsbereidheid van individuen voor een daling van het geluidsniveau veroorzaakt door de nachtvluchten op Zaventem zou bijvoorbeeld weergegeven kunnen worden door de volgende (fictieve) vraagfunctie:

$$WTP = 10G + 0,1Y + 2P_i - 5A$$

G = geluidsniveau, Y = budget van de consument, P_i = de prijs van geluidsisolatie voor huizen en A = afstand tot de luchthaven.

Als een verkoper voor een bepaald goed een prijs vraagt die hoger ligt dan de betalingsbereidheid van de consumenten dan zal die prijs niet betaald worden op de markt. De verkoper moet zijn prijs verlagen. De uiteindelijke marktprijs wordt bepaald door het evenwicht tussen de vraagfunctie en de aanbodsfunctie (de hoeveelheden die de aanbieders voor verschillende prijsniveaus willen verkopen). Er is slechts één marktprijs voor alle verkochte hoeveelheden terwijl er een hele reeks vraagprijzen zijn.

² Hoofdstuk "Gevolgen voor de economie", Baten van milieumaatregelen en milieubeleid, p. 161-273 in MIRA-S 2000 Achtergronddocument.

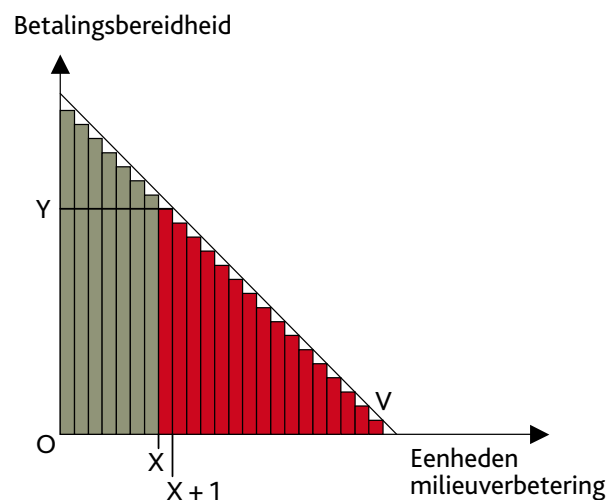
Bij de grafische weergave, zal de vraagcurve het verband geven tussen de gevraagde hoeveelheid en de prijs van het goed, waarbij al de rest constant wordt verondersteld. Voor de meeste goederen en diensten kan de vraagcurve afgeleid worden door de keuzes van de consumenten op de markt te observeren. De vraagcurve wordt dan bepaald door bij verschillende prijzen te noteren hoeveel van het goed er geconsumeerd wordt. Milieugoederen worden echter typisch niet via de markt verhandeld. Dit komt omdat milieugoederen doorgaans publieke goederen zijn. Dit betekent dat enerzijds iedereen mee geniet van een verbetering van de milieukwaliteit ongeacht of hij daarvoor betaald heeft of niet (of omgekeerd dat iedereen nadeel heeft van een daling van de milieukwaliteit ongeacht hij betaald heeft om dit te voorkomen of niet). Dit is de zogenaamde 'niet-uitsluitbaarheid' van publieke goederen. Anderzijds moet elke consument dezelfde hoeveelheid consumeren en betekent een extra consument geen meerkost. Dit is de zogenaamde 'niet-rivaliteit' van publieke goederen.

Om toch een vraagcurve voor milieugoederen te bepalen wordt daarom onderzocht wat de betalingsbereidheid zou zijn op een hypothetische markt voor milieugoederen. In feite komt dit neer op een marktonderzoek, wat ook bedrijven doen die een nieuw product op de markt willen brengen.

Een eerste stap is voor een (groot) aantal individuen te bepalen wat hun betalingsbereidheid is voor verschillende hoeveelheden van het milieugoed. Dit gebeurt aan de hand van verschillende waarderingsmethodes (zie '5. Waarderingsmethodes'). Deze methodes construeren voor elk van die personen hun individuele vraagcurve of individuele marginale betalingsbereidheidscurve. Elke trede op deze curve geeft weer hoeveel het individu bereid is te betalen voor één extra eenheid van

het milieugoed – de marginale betalingsbereidheid – gegeven de hoeveelheid van het goed dat hij reeds bezit. In de onderstaande grafiek zien we bijvoorbeeld dat de marginale betalingsbereidheid voor een milieuverbetering van X naar $X + 1$ gelijk is aan OY wanneer de vraagcurve gegeven wordt door V .

Op basis van de individuele marginale betalingsbereidheidscurve van een persoon kan ook de totale betalingsbereidheid van die persoon voor een specifieke hoeveelheid milieugoederen bepaald worden. Deze is gelijk aan de som van alle marginale betalingsbereidheden van een individu tussen nul en die specifieke hoeveelheid milieugoederen. In een grafiek komt de totale betalingsbereidheid van een individu voor een bepaalde hoeveelheid milieugoederen overeen met de oppervlakte onder de individuele marginale betalingsbereidheidscurve tussen nul en die hoeveelheid milieugoederen. Voor een hoeveelheid milieubescherming X komt dit overeen met de groene oppervlakte in de onderstaande grafiek.



Figuur 1: Marginale en totale betalingsbereidheid

Nadat de individuele vraagcurves bepaald zijn worden deze opgeteld om de geaggregeerde vraagcurve – of geaggregeerde betalingsbereidheidcurve – te verkrijgen van de totale bevolking (of populatie). Hiervoor wordt bij publieke goederen de verticale som gemaakt van de individuele vraagcurves³: bij elk bepaald niveau van milieubescherming wordt de bereidheid tot betalen, voor dat niveau van milieubescherming, van alle individuen opgeteld. De totale betalingsbereidheid van de populatie voor een bepaald niveau van milieubescherming is af te leiden uit deze geaggregeerde curve.

Op die manier bekomt men, net zoals voor goederen die worden verhandeld in een markt, een totale marktvraagcurve. Met deze totale vraagcurve van een samenleving kan men dus de waarde bepalen die deze maatschappij hecht aan een bepaald niveau van milieubescherming.

De oppervlakte onder de vraagcurve (dus de totale betalingsbereidheid) voor een bepaalde hoeveelheid X, verminderd met de effectief betaalde prijs⁴ voor deze hoeveelheid, geeft het consumentensurplus weer.

³ Bij publieke goederen maakt men bij elke hoeveelheid van een milieugoed de som van de verschillende individuele betalingsbereidheden (vraagprijzen). Bij private goederen daarentegen moet men, wegens de rivaliteit en de uitsluitbaarheid van private goederen, voor elke prijs de horizontale som van de gevraagde individuele hoeveelheden maken.

⁴ Bij milieugoederen is deze te betalen prijs vaak gelijk aan nul, in dat geval is het consumentensurplus gelijk aan de totale betalingsbereidheid.



2 Betalingsbereidheid versus acceptatiebereidheid

Aan een respondent kan gevraagd worden wat zijn maximale betalingsbereidheid is voor een milieuverbetering óf, omgekeerd, wat de minimale compensatie is die hij bereid is te accepteren voor een milieuver slechtering. We spreken respectievelijk van 'willingness to pay' (WTP) of 'betalingsbereidheid' (BB) en 'willingness to accept' of acceptatiebereidheid' (AB). Historisch gezien is er in de meeste studies steeds een focus geweest op de betalingsbereidheid (BB) i.p.v. de acceptatiebereidheid (AB).

De betalingsbereidheid is de beste maatstaf om de waarde in te schatten van verbeteringen van milieukwaliteit. De acceptatiebereidheid gebruikt men voor het waarderen van milieuver slechteringen. Dit is simplistischer uitgelegd dan de regel die men in de literatuur vooropstelt bij de keuze tussen BB en AB, maar in de praktijk komt het dikwijls hierop neer⁵. Aangezien men in het milieubeleid meestal de baten of kosten van verbeteringsmaatregelen tracht in te schatten, is BB meestal het juiste uitgangspunt.

In de praktijk blijkt dat de BB een ondergrens is voor milieuwwaarden, terwijl de AB een bovengrens aangeeft. Er is dus een asymmetrie in de waardering van een daling en een stijging van de milieukwaliteit. Dit is inconsistent met de standaard economische theorie die ervan uitgaat dat

iemands BB voor een goed gelijk is aan zijn AB ter compensatie van het verlies van dat goed. Uit een studie van Horowitz en McConnell (2002) blijkt dat de AB vaak 2 tot 20 keer hoger is dan de BB. Een mogelijke reden hiervoor kan zijn dat individuen meer vertrouwd zijn met het idee van betalen voor iets i.p.v. betaald worden. Respondenten zouden bij AB het bedrag ook overschatten omdat ze geen rekening houden met budgetbeperkingen of er kan sprake zijn van het 'endowment-effect'⁶. De literatuur is tot op heden verdeeld over de oorzaak van het verschil tussen BB en AB.

De mate waarin BB en AB van elkaar verschillen blijkt, volgens hetzelfde onderzoek van Horowitz en McConnell (2002), af te hangen van de aard van het goed. Uitgaande van studies die uitgedrukte voorkeursmethodes gebruikten, zouden de afwijkingen tussen BB en AB vele malen hoger liggen voor niet-vermarktbaar goederen, zoals luchtkwaliteit of geluidshinder, dan voor goederen die dicht bij een markt aansluiten, zoals jagen. Waarschijnlijk hangt dit samen met strategisch gedrag van de individuen omdat de mogelijkheid tot freeriding ('vrijbuitersgedrag') groter is bij niet-vermarktbaar goederen (wegens de niet-uitsluitbaarheid). Daardoor zal bij de niet-vermarktbaar goederen de betalingsbereidheid lager liggen, terwijl de acceptatiebereidheid niet onderhevig is aan het freeridersgedrag.

-
- 5 In de theorie introduceert men het begrip 'recht'. In dat geval is de BB de beste maatstaf om de waarde in te schatten van een milieuverbetering wanneer de respondent geen "recht" zou hebben op deze verbetering (men zou bijvoorbeeld kunnen zeggen dat een nieuwbouw vlakbij de luchthaven geen recht heeft op geluidsvermindering). Als zich echter een situatie voordoet waarin een individu recht heeft op een milieuverbetering maar deze verbetering er niet komt (bv. de in het verleden bij wet vastgelegde geluidsnormen worden niet nageleefd), dan is de AB om af te zien van dat recht, een betere maatstaf. Bij een milieuver slechtering waarbij de respondent recht had op de oorspronkelijke betere situatie (bv. een stijging van het aantal nachtvluchten boven het wettelijk bepaalde maximumniveau), kiest men eveneens voor AB. Ook Pearce et al. (2006) stellen dit als vuistregel. Toch wordt er soms ook in de situatie waarin de respondent eigenlijk geen recht heeft op een doorgevoerde verbetering, gekozen voor BB i.p.v. AB. De reden hiervoor is dat BB meer conservatieve waarden oplevert waardoor de resultaten makkelijker aanvaard worden.
- 6 Het endowment effect (of 'loss aversion') zou impliceren dat mensen een hogere waarde toekennen aan de dingen die ze in bezit hebben dan aan dingen die ze niet in bezit hebben. De impact van een verlies aan milieukwaliteit zal dus een groter effect hebben op het nut van individuen dan een vergelijkbare winst aan milieukwaliteit.

3 De totale economische waarde van milieugoederen

Tabel 1.1: Totale economische waarde

TOTALE ECONOMISCHE WAARDE					
Gebruikswaarde			Niet-gebruikswaarde		
Directe gebruikswaarde	Indirecte gebruikswaarde	Optiewaarde	Bestaanswaarde	Legaatwaarde	Altruïstische waarde
Onmiddellijk nut (bv. hout, wandelen, woongenot)	Regulerende functies (bv. zuurstofverlening, klimaatregeling)	Toekomstige gebruikswaarden (bv. toekomstig wandelen)	Waarde van louter bestaan (bv. weten dat er walvissen bestaan)	Waarde van beschermen voor volgende generaties bv. een reservaat	Belang dat men hecht aan iemand anders nut van bv. wandelen in een natuurpark

Bron: Sarah Bogaert et al. (2004); Munasinghe (1992) en Kolstad (2000)



Om de *totale economische waarde* (TEW) van milieugoederen te kunnen bepalen, wordt deze ingedeeld in soorten waarden. De twee grote groepen van waarden zijn: de gebruikswaarde en de niet-gebruikswaarde.

De gebruikswaarde wordt geassocieerd met de consumptie of het gebruik van een milieugoed. Dit kan zowel actueel gebruik, een gepland gebruik of een potentieel gebruik zijn. De gebruikswaarde wordt onderverdeeld in direct gebruik, indirect gebruik en de optiewaarde. Er is geen eensgezindheid wat betreft de optiewaarde. Deze waarde wordt naargelang van de auteur verschillend gecatalogeerd. Wij geven hier de voorkeur aan de meest recente aanpak van de OESO (Pearce et al., 2006) en plaatsen de optiewaarde onder de gebruikswaarde.



- De **directe gebruikswaarde** is op zijn beurt onder te verdelen in vermarktbare en niet-vermarktbare goederen en diensten. De vermarktbare goederen en diensten zijn voorzieningen van water, brandstof, hout, leder, jacht, ... Ze worden verhandeld op een markt waardoor zij een bepaalde waarde krijgen. Betaalde recreatie behoort eveneens tot deze categorie. De niet-vermarktbare goederen en diensten zijn de esthetische waarde, het woongenot, de voorzieningen voor gratis recreatie zoals vissen, zwemmen, wandelen, fietsen, ... Gratis recreatie wordt niet verhandeld en heeft daarom geen marktwaarde. De waarde ervan zal op een andere manier moeten worden ingeschat.
- De **indirecte gebruikswaarde** verwijst naar de baten die resulteren uit de ecosysteemfuncties van een milieugoed. Dit zijn bijvoorbeeld de CO₂-captatie van bossen, het belang van zuiver water voor het behoud van organismen in de voedselketen, de biodiversiteit, de klimaatregeling, het tegengaan van bodemerosie, de vermindering van luchtvervuiling, ...
- De **optiewaarde**⁷ is de waarde van het potentiële gebruik van een milieugoed in de toekomst.

⁷ Er bestaat ook een quasi-optiewaarde maar deze is in de praktijk zeer moeilijk monetair te waarderen. Voor meer informatie hierover verwijzen we naar het LNE-rapport 'Milieubeleidskosten: Begrippen en berekeningsmethoden'(2007).

De niet-gebruikswaarde van milieugoederen is meer controversieel dan de gebruikswaarde. De niet-gebruikswaarde impliceert een toename van het nut van een persoon zonder dat die persoon het milieugoed zelf 'gebruikt'. De niet-gebruikswaarde kan significant zijn wanneer het te waarderen milieugoed geen of weinig substituten heeft. Wanneer men dit gaat waarderen, moet men er rekening mee houden dat de onderstaande opsplitsing tussen de verschillende niet-gebruikswaarden in praktijk meestal niet gemaakt kan worden.

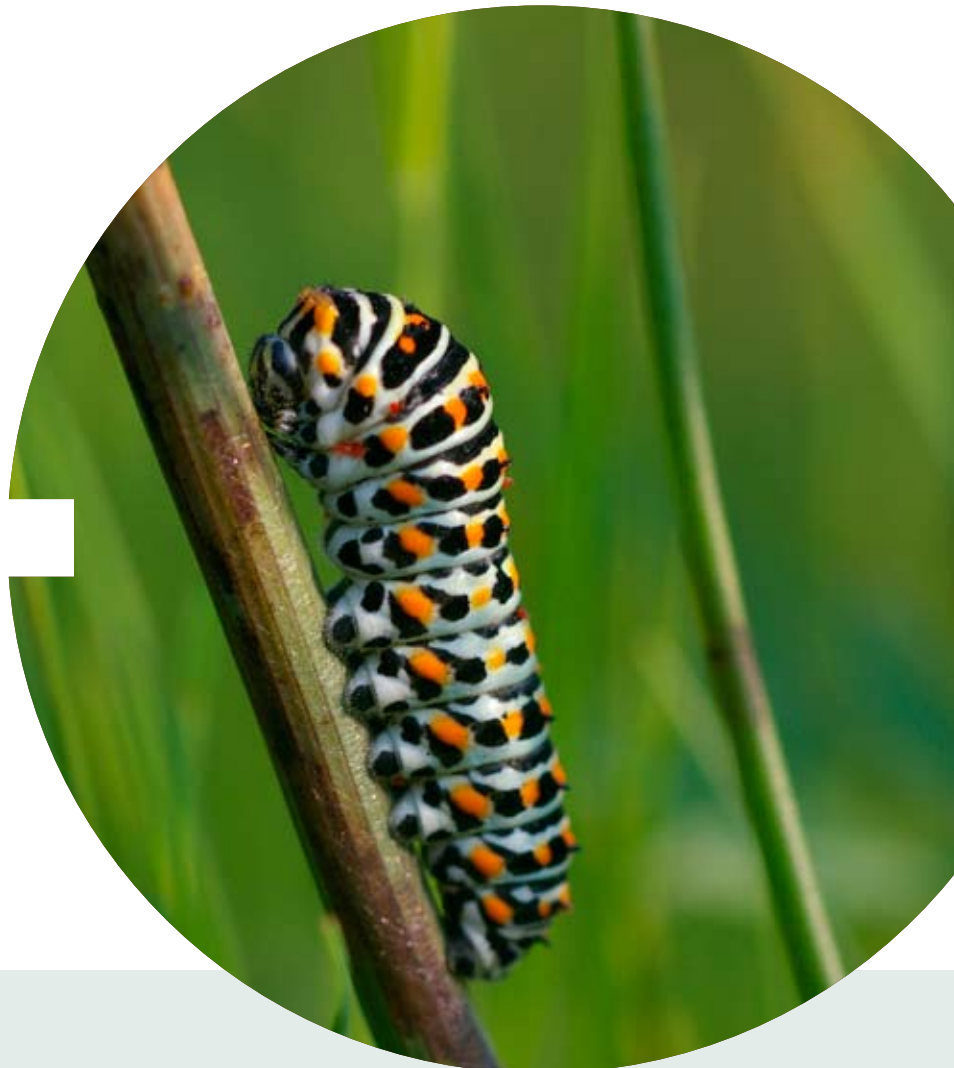
- De **bestaanswaarde** is de waarde die mensen hechten aan een bepaald milieugoed louter omdat het bestaat. Het individu heeft geen actueel gebruik of gepland gebruik van het goed voor zichzelf of iemand anders. De bestaanswaarde kan gedeeltelijk verklaard worden door een verantwoordelijkheidsgevoel van individuen ('rentmeesterschap').
- De **legaatwaarde** is gelijkaardig aan de bestaanswaarde. Het is de waarde die mensen hechten aan het bestaan van een milieugoed, maar dit voor de toekomstige generaties. Mensen hechten er dus waarde aan dat het milieugoed in zijn huidige toestand er nog zal zijn voor de toekomstige generaties.
- De **altruïstische waarde** hangt niet af van het eigen gebruik van het milieugoed, maar van het nut dat iemand anders van de huidige generatie kan hebben bij de consumptie van dat milieugoed. Zo kunnen wij als Belgen bijvoorbeeld blij zijn (en dus nut ervaren) voor de Aboriginals in Australië omdat zij veel waarde hechten aan het bestaan van Ayers Rock.

4 De intrinsieke waarde

De economische wetenschap is een antropocentrische wetenschap, ze gaat met andere woorden uit van de voorkeuren van mensen. Via deze voorkeuren van mensen komen we tot de totale economische waarde van een goed of dienst. Naast deze totale economische waarde kan er ook nog sprake zijn van de intrinsieke waarde van een milieugood. Dit is de waarde van het goed zelf, de waarde "in" het goed.⁸

Terwijl de TEW bepaald wordt door de preferenties van individuen, is de intrinsieke waarde onafhankelijk van menselijke voorkeuren. De intrinsieke waarde wordt niet door de mens toegekend en kan dus niet worden gemeten met waarderingstechnieken. Deze intrinsieke waarde is niet hetzelfde als de bestaanswaarde of de andere niet-gebruikswaarden. De bestaanswaarde wordt wel door de mens toegekend en is een onderdeel van de TEW.

⁸ We gaan hier niet dieper in op het filosofische debat over de zinvolheid van het concept intrinsieke waarde.



5 Waarderingsmethodes

Geen enkele waarderingsmethode kan de totale economische waarde van een milieugoed bepalen. Door middel van verschillende waarderings technieken moeten de verschillende waarden geschat worden om de puzzel compleet te maken. De keuze voor een bepaalde waarderingsmethode hangt af van wat er door wie gewaardeerd moet worden, en van het doel dat men met de waardering nastreeft.

Aan veranderingen op milieugebied kan men een waarde toekennen volgens de effecten op drie gebieden, namelijk gezondheid, natuur/ecosystemen en gebouwen. Voor elk van deze effecten en voor elke deelwaarde van de TEW bestaat er een meest geschikte techniek om die waarde in te schatten (zie tabel 1.2). Daarnaast moet men een onderscheid maken tussen de betrokken doelgroepen en per doelgroep de meest geschikte toepassingsvorm kiezen. Ook het doel van de waardering speelt een rol bij de keuze van de methode. Voor bijvoorbeeld een schadebepaling is een grotere nauwkeurigheid en betrouwbaarheid vereist dan voor MKBA's van grote infrastructuurwerken. De gebruikte techniek zal niet alleen afhangen van welke waarde je in kaart wil brengen, maar afhankelijk zijn van de schaal waarop de waarde wordt in kaart gebracht. Zo zijn de diensten en de soort van waarde die een lokale gemeenschap hecht aan een bepaald bos anders dan voor een nationale of internationale gemeenschap.

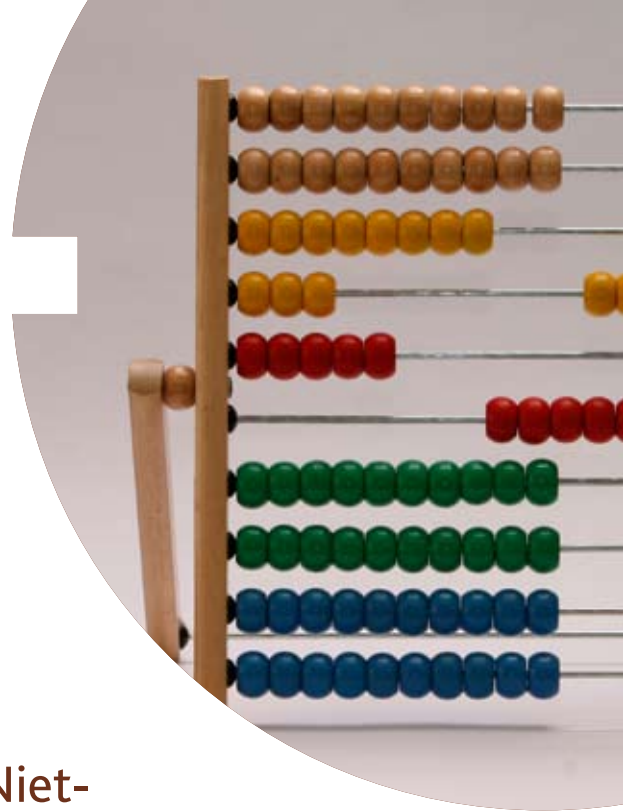
Algemeen wordt er een onderscheid gemaakt tussen waarderingsmethodes voor *vermarktbaar* goederen en die voor *niet-vermarktbaar* goederen.

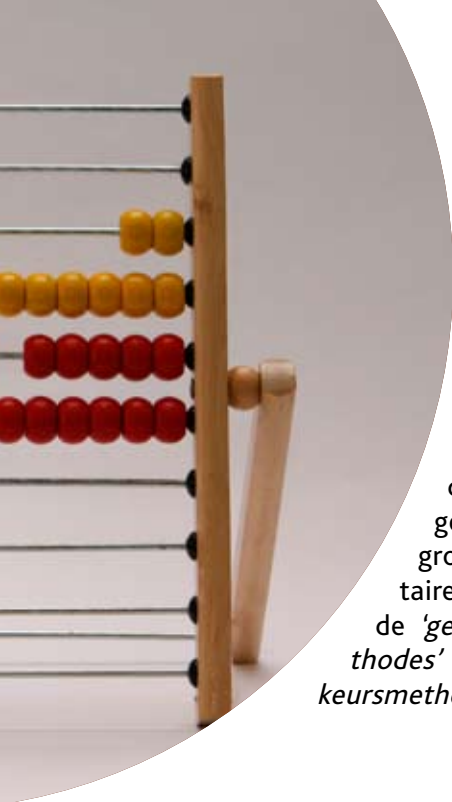
We bespreken hier eerst het waarderen van niet-vermarktbaar goederen.

5.1 Niet-vermarktbaar goederen

De methodes om niet-vermarktbaar goederen te waarderen, zijn op hun beurt op te splitsen in *monetaire* en *niet-monetaire* waarderings technieken.

Niet-monetaire waarderings technieken zijn onder andere de dosis-responsfunctie en de schadefunctie. Deze methodes gaan uit van een bepaald technisch of biologisch verband tussen het milieugoed en de consument (Mitchell en Carson, 1989). Een dosis-responsrelatie geeft bijvoorbeeld de relatie weer tussen een bepaald niveau van luchtvervuiling en het aandeel van personen met longziekten die in het betrokken gebied zullen voorkomen. Kennis van de dosis-responsrelaties is vaak essentieel om monetaire technieken te kunnen toepassen. Zo kunnen ze in combinatie met de betalingsbereidheid per persoon toch monetaire waarden opleveren. Op zichzelf kunnen de dosis-responsrelatie en de schadefunctie de waarde van een milieugoed echter niet in monetaire termen uitdrukken.





In deze studie leggen we ons vooral toe op de monetaire technieken. Om niet-vermarktbare goederen te waarderen in monetaire termen moeten monetaire waarderingsmethodes worden gebruikt. Er zijn twee grote groepen binnen de monetaire waarderingsmethodes: de *'gereveleerde voorkeursmethodes'* en de *'uitgedrukte voorkeursmethodes'*.



5.2 Gereveleerde voorkeursmethodes (Revealed preference methods)

Gereveleerde waarderingsmethodes onthullen de waarde die mensen hechten aan milieuverbeteringen op basis van hun gedrag op andere, verwante markten. Men observeert echte marktkeuzes en gebruikt deze marktinformatie om de waarde van een milieugoed af te leiden. Neem bijvoorbeeld twee gemeenten die identiek zijn met die uitzondering dat één gemeente hoge huisprijzen heeft en een goede luchtkwaliteit en de andere gemeente lagere huisprijzen maar een slechte luchtkwaliteit.

De gereveleerde voorkeursmethodes zijn de hedonische prijsmethode, de reiskostenmethode en vervolgens 4 methodes die gebaseerd zijn op de uitgaven om de effecten van de milieuschade te voorkomen, te beperken of te herstellen. Dit zijn de ontwijkgedragmethode, ziektekostenmethode, defensieve uitgaven en substitutiekostenmethode.

Het voordeel van de gereveleerde waarderingsmethodes is dat deze in principe objectief zijn en een duidelijke welvaartstheoretische onderbouwing hebben. Ze richten zich op individuele preferenties van consumenten en producenten, zoals die blijken uit waargenomen gedrag.

Eén van de nadelen is dat het in de praktijk vaak ingewikkeld is om de juiste waarde af te leiden uit het waargenomen gedrag. Ook is het niet mogelijk om de gedragsveronderstellingen waarop deze methodes zijn gebaseerd te testen. Dit gebeurt wel bij de uitgedrukte voorkeursmethodes. Verder kunnen deze methodes enkel de gebruikswaarde monetariseren. Of men al dan niet voor een gereveleerde voorkeursmethode kiest zal afhangen van geval tot geval.

5.2.1 Hedonische prijsmethode (Hedonic Pricing Method - HPM)

De hedonische prijsmethode schat de waarde van een niet-vermarktbaar goed in op basis van geobserveerd gedrag in de markt van een gerelateerd goed. Het uitgangspunt is dat de prijs van een goed kan weergegeven worden als de functie van een aantal variabelen. HPM probeert de bijdrage van elk van deze variabelen (bv. de luchtkwaliteit of het landschap) te achterhalen aan de hand van statistische technieken, om zo de marginale betalingsbereidheid van elk kenmerk weer te geven. Dit veronderstelt een grote dataset van prijzen en kenmerken van het geobserveerde goed.

Er zijn twee types van markten die bij HPM dikwijls worden gebruikt, namelijk de **immobilienmarkt** en de **arbeidsmarkt**. Om na te gaan in welke mate de verkoopprijs van woningen in een bepaald gebied verklaard kan worden door de aan- of afwezigheid van een milieugoed, worden de vastgoedprijzen in dit gebied vergeleken met gelijkaardig onroerend goed elders. De arbeidsmarkt wordt vooral gebruikt om de salariscompensatie voor fysieke risico's van een bepaald beroep in te schatten.

Deze methode veronderstelt dat kopers van huizen of arbeidskrachten over alle informatie beschikken om hun beslissingen te nemen. In de praktijk is dit niet altijd het geval waardoor de gemaakte keuzes niet altijd de echte waarde reflecteren. Daarenboven is het vinden van de juiste data meestal niet eenvoudig.

Een nadeel zijn de complexe econometrische schattingen die nodig zijn om uiteindelijk de waarde van het niet-vermarktbaar goed te kunnen schatten. Daarbij zijn deze resultaten meestal niet gemakkelijk overdraagbaar.

Een laatste beperking van deze methode is dat enkel die milieuproblemen kunnen worden gewaardeerd die een invloed hebben op de prijs van een ander goed. Zo kan men het verlies van soortenrijkdom (bv. een bepaald orchideetype) moeilijk waarderen aan de hand van huisprijzen of loontarieven.

Het grote voordeel van de hedonische prijsmethode is de betrouwbaarheid en bijgevolg de geloofwaardigheid van de schattingen.

5.2.2 Reiskostenmethode (Travel Cost Method)

De reiskostenmethode wordt voornamelijk gebruikt om de recreatieve of directe gebruikswaarde van geografische gebieden of locaties te bepalen. Deze techniek relateert verschillen in reiskosten aan verschillen in het bezoeken van een bepaald gebied.

Men telt hoeveel bezoekers er in een bepaald gebied zijn en hoe vaak ze er komen ('bezoekersfrequentie'). Deze tellingen worden gecombineerd met informatie over de reiskosten die ze bereid waren te maken.

De reiskosten bestaan enerzijds uit de monetaire kosten zoals toegangsgeld, benzine, afschrijving van het voertuig, consumpties ter plekke, ... Daarnaast is er de tijds-kost van het reizen naar de site. Het is essentieel voor het toepassen van de reiskostenmethode dat de tijds-kost wordt ingeschat (in euro's per uur reistijd). Om deze in geld uit te drukken kan het loontarief worden gebruikt. Empirisch onderzoek wees uit dat de tijds-kost van het reizen gewaardeerd wordt aan 1/3 à 1/2 van het loontarief.

De data worden o.a. bekomen door een steekproef van de bezoekers te bevragen. Uit al deze informatie wordt een vraagcurve naar recreatie afgeleid (bv. aantal bezoeken in functie van de kostprijs per bezoek). Vanuit deze vraagcurve kunnen dan de totale baten van het gebied worden berekend of kan de waarde van een bezoek voor een bepaalde persoon worden bepaald.

Er zijn **drie soorten** reiskostenmethodes te onderscheiden.

Ten eerste is er de **zonale reiskostenmethode** die het geografische gebied rond het studiegebied indeelt in verschillende zones. De vraagfunctie verklaart het totale aantal bezoeken van inwoners uit een bepaalde zone. De vereiste informatie bestaat uit (1) het aantal bezoeken per recreant, (2) het aandeel van de bezoekers uit een bepaalde zone die het gebied bezoeken, (3) de reiskosten voor elke zone (niet voor elke individuele bezoeker) en (4) de socio-demografische karakteristieken van elke zone. Aangezien men ervan uitgaat dat alle inwoners van een zone gelijk zijn, is deze methode minder data-intensief. Tegelijk is deze veralgemening ook het zwakke punt van de techniek. Het is wel de aangewezen methode om de reiskosten te bepalen voor een gebied waar de meeste bezoekers niet meer dan éénmaal per jaar naartoe gaan (bv. Great barrier reef, Australië).

De tweede en meest gebruikte reiskostenmethode is de **individuele reiskostenmethode**. Ze vereist informatie over elk individu van de steekproef van bezoekers. Deze gegevens kunnen enkel bekomen worden na een enquête onder de bezoekers van het studiegebied, wat meer tijd vergt dan het zonale model. Een voorwaarde voor deze methode is dat de meerderheid van de bezoekers meer dan één bezoek per jaar brengt aan het gebied. Deze methode is nauwkeuriger dan de zonale methode maar neemt wel meer tijd in beslag.

De derde methode is het '**discreet keuzemodel**' of Random Utility Model (RUM) en wordt gebruikt om na te gaan wat de impact van milieukwaliteitsvariabelen is op de welvaart. Het uitgangspunt is de keuze van een individu om bv. een welbepaald park te gebruiken. Deze keuze wordt vergeleken met andere substituucrecreatiedomeinen met verschillende milieukarakteristieken. De methode houdt niet alleen rekening met de reiskosten maar ook met de milieukwaliteitsvariabelen geassocieerd met alternatieve domeinen. Terwijl de gewone reiskostenmethode waardevol is voor het meten van de vraag naar een recreatiegebied, is het discreet keuzemodel meer geschikt om specifieke elementen of kwaliteiten van een site in te schatten.

Het discreet keuzemodel is geschikt om de effecten op de welvaart als gevolg van een kwaliteitsverbetering van een recreatiedomein in te schatten, maar is beperkt in het voorspellen van het aantal bezoekers en de bepaling van seizoensgebonden welvaartsverschillen. De methode is voornamelijk aangewezen in situaties waar milieuvervuiling schade aanbrengt aan bepaalde kwaliteiten of kenmerken van een recreatiegebied, maar er geen schade is aan andere kenmerken (Pearce & Howarth, 2000).

Een algemeen probleem bij de reiskostenmethode is dat mensen een uitstap kunnen maken voor meerdere doeleinden. De gemaakte kosten zijn dan niet enkel van toepassing op het onderzoeksobject. Dit kan opgevangen worden door in de bevraging te trachten achterhalen wat het aandeel is van het bezoek aan het onderzochte gebied in het totale plezier dat de uitstap oplevert. Ook de zelfselectie van de steekproef veroorzaakt een bias. Een grote steekproef kan hiervoor een oplossing bieden.



5.2.3 Ontwijkgedragmethode/defensieve uitgaven⁹ (Averting Behaviour/Defensive Expenditure)

Individen of huishoudens kunnen de blootstelling aan een milieuprobleem vermijden of beperken door hun gedrag te veranderen (ontwijkgedrag) of door de aankoop van bepaalde goederen (defensieve uitgaven). Bij ontwijkgedrag kan men bijvoorbeeld meer tijd binnenshuis spenderen om de gevolgen van luchtverontreiniging door wegverkeer te vermijden. Het plaatsen van dubbel glas is een voorbeeld van defensieve uitgaven om de geluidshinder van wegverkeer te beperken. Deze waarden geven dan de impliciete prijs van het niet-vermarktbaar goed of het milieuprobleem weer.

Men zal zijn gedrag blijven veranderen of blijven investeren in goederen tot wanneer de marginale kost van een bijkomende maatregel groter is dan de marginale baat van de extra vermindering van het milieuprobleem. In principe is de marginale kost van ontwijk- of defensief gedrag in de evenwichtssituatie dus gelijk aan de marginale baat van de verbetering in de leefomgeving.

Er zijn wel twee opmerkingen bij deze methodes. Ten eerste zijn defensieve uitgaven slechts een geschatte **ondergrens** van de waarde van het effect van een niet-vermarktbaar milieuprobleem op het welzijn. Zo kan bijvoorbeeld de aankoop van dubbel glas een grotere stilte binnenshuis creëren maar in de tuin zal het geluidsniveau hetzelfde blijven. Dubbelglas zal de eigenaars dus niet in staat stellen om de geluidskosten van verkeer volledig te vermijden. Er zullen altijd nog bijkomende kosten zijn die niet worden meegeteld.

Ten tweede leveren ontwijkgedrag of defensieve uitgaven dikwijls positieve neveneffecten op. Zo zal de tijd die meer binnen wordt doorgebracht geen verloren tijd zijn. Er kan een ander gebruik van deze tijd optreden dat ook waarde heeft voor het individu zoals huishoudelijke taken, vrije tijdsactiviteiten, ... De aankoop van dubbelglas levert niet alleen een vermindering van de geluidshinder op, maar ook een energiebesparing. Bij deze methode moeten dus de **netto-kosten** van het ontwijkgedrag of de defensieve uitgave in overweging genomen worden: de waarde van alternatieve tijdsgebruiken of andere voordelen moet worden afgetrokken van de originele kosten. Op die manier krijgt men de correcte waarde van een vermindering in het relevante milieuprobleem. In de praktijk is het echter niet gemakkelijk om alle informatie te vergaren om tot de netto-kost te komen.

⁹ In Nederland worden deze twee termen beschouwd als synoniemen voor de maatregelen die gezinnen nemen om de achteruitgang van het milieu te voorkomen of te herstellen (Ruijgrok et al., 2004b).



5.2.4 Bestrijdingskostenmethode of preventiekostenmethode

Terwijl de vorige methode uitgaven door gezinnen of individuen onderzocht, focust deze methode op de kosten van maatregelen die de **overheid of bedrijven** nemen om milieuschade te voorkomen, te vermijden of te bestrijden. Soms zijn deze maatregelen verplicht om te voldoen aan bestaande milieunormen, bijvoorbeeld voor de uitstoot van gevaarlijke gassen of verontreinigende stoffen naar lucht of water. In andere gevallen kan het gaan om vrijwillige maatregelen om bijvoorbeeld emissies te beperken of een achteruitgang van de natuur te voorkomen.

Het voordeel van deze methode is dat ze weer geeft welke concrete natuur- en milieubeschermerende maatregelen reeds worden getroffen en wat ze kosten. Anderzijds gaat deze methode ook na welke concrete aanvullende maatregelen men nog kan treffen om bestaande natuur- en milieudoelstellingen (of milieunormen) te

behalen of om een (verdere) achteruitgang van natuur en milieu te voorkomen. Kennis van de bestrijdingskosten ondersteunt de beleidsopmaak.

Dit is evenwel geen echte waarderingsmethode omdat ze niet uitgaat van de economische waarde of de baten. Met kosten om het gewijzigde milieu terug te herstellen of te vervangen wordt hier geen rekening gehouden. Dit laatste komt aan bod in punt '5.2.6 Substitutiekostenmethode'. Het gevaar bestaat dat als men deze methode zou gebruiken om bv. de baten van overheidsuitgaven voor betere waterkwaliteit te meten, men in een foutieve cirkelredenering terecht komt (de zuiveringskosten zouden verantwoord worden door de baten die de betere waterkwaliteit oplevert en deze baten zouden dan ingeschat worden op basis van de zuiveringskosten...).

5.2.5 Ziektekostenmethode (Cost of Illness)

Ziektekosten zijn een vorm van defensieve uitgaven, namelijk de kosten voor medische diensten en producten die worden gemaakt als antwoord op gezondheidseffecten van een niet-vermarktbaar effect. De economische kosten van een stijging van morbiditeit (ziektegevallen) die veroorzaakt wordt door een hogere vervuiling kan men schatten op basis van de verschillende ziektekosten: inkomensverlies door absentisme wegens ziekte en medische kosten zoals doktersbezoeken, medicijnen, ziekenhuisverblijven en andere hiermee verbonden kosten.

Het verschil met de defensieve uitgaven is dat de beslissingen over de medische uitgaven meestal niet door het individu alleen gemaakt worden, maar dat deze beslissingen ook afhangen van het **sociale-zekerheidssysteem**. Een stijging van de ziektekosten voor een bepaalde ziekte wil niet meteen zeggen dat de gezondheidstoestand verslechterd is. Deze stijging kan ook zijn ingegeven door politieke of ethische keuzes.

De waarderingen die resulteren uit deze methode zijn een ondergrens van de kosten (of van de baten van eventuele milieuverbeterende acties) omdat men geen rekening houdt met de voorkeur van het individu om gezond i.p.v. ziek te zijn, met zijn beperkingen tijdens activiteiten buiten het werk, met eventuele defensieve uitgaven en met het 'lijden'. Het lijden en de voorkeur om gezond te zijn i.p.v. ziek, gelden zowel voor de zieke zelf als voor zijn familie en vrienden. Om dit aspect van ziekte te waarderen zijn uitgedrukte voorkeursmethodes geschikt.

Een eerste nadeel van de ziektekostenmethode is dat voor sommige ziekten de ziektekosten niet eenduidig te achterhalen zijn. Ziektekostendatabanken zijn gebaseerd op soorten ziekten en geven meestal geen informatie over de hoofdoorzaak van de ziekte. Sommige ziekten kunnen echter door verschillende factoren veroorzaakt zijn. Zo kan een longziekte veroorzaakt zijn door luchtverontreiniging maar evengoed door het rookgedrag van een individu. Het aandeel van elke oorzaak in de ziekte is niet af te leiden uit de ziektekostendatabanken, waardoor de kosten ervan kunnen worden onderschat of overschat. Hier kan de dosis-responsrelatie van die long-

ziekte een oplossing bieden. In de praktijk is er echter niet voor elk ziektebeeld een dosis-responsrelatie voorhanden en is het moeilijk om een bepaalde verontreiniging aan een bepaalde milieuverontreiniging te linken. Zo konden de onderzoekers in de studie van Den Hond et al. (2007) geen uitspraak doen over het verband tussen endocriene stoffen en o.a. borstkanker in Vlaanderen.

Een tweede nadeel is dat er steeds reële transacties noodzakelijk zijn. Zo zal om bijvoorbeeld de ziektekosten van botkanker ten gevolge van cadmiumverontreiniging in te schatten, de totale gemaakte kosten van botkanker en botkankerbehandeling moeten achterhaald worden (via o.a. het RIZIV). Een alternatief voor het gebruik van reële transacties is de kost van botkanker per persoon uit andere studies halen. Vervolgens leidt men uit de dosis-responsrelatie van cadmiumverontreiniging het aandeel af van personen die botkanker zullen krijgen, veroorzaakt door de cadmiumvervuiling, in het blootgestelde gebied. Door de eenheidskost van botkanker per persoon te vermenigvuldigen met het voorspelde aantal botkankergevallen, krijgt men een benadering van de ziektekosten.

5.2.6 Substitutiekostenmethode¹⁰ (Substitution Cost Method)

Hier worden de kosten die de overheid of de bedrijven maken om een goed te **vervangen** of in zijn oorspronkelijke toestand te **herstellen**, opgeteld en gebruikt als maatstaf voor de baten van herstel. Deze methode kan belangrijke financiële beleidsinformatie opleveren voor de keuze tussen verschillende vervang- of herstelopties. Ze kan bijvoorbeeld belangrijk zijn bij milieueffectenrapportages. De berekening van de kosten om compensatiegebieden in te richten, is een toepassing van de substitutiekostenmethode.

Bij deze methode gaat men ervan uit dat men de kosten redelijk accuraat kan schatten, dat er een accurate schadefunctie bestaat en dat men de schade kan herstellen of vervangen. Een vierde uitgangspunt is dat de vervangings- of herstelkosten niet groter zijn dan de economische waarde van de dienst of het goed.

¹⁰ In Nederland wordt dit de herstelkostenmethode genoemd (Ruijgrok et al., 2004b).

5.3 Uitgedrukte voorkeursmethodes (Stated preference Methods)

Bij een uitgedrukte voorkeursmethode vraagt men rechtstreeks aan individuen hoeveel zij willen betalen voor een milieudienst of -goed. Het gaat hierbij dan meestal over het hypothetische gedrag van de individuen. Centraal staan de **bevragingen en enquêtes**, die een gedetailleerde beschrijving van het goed of dienst geven. Deze methodes zijn controversiëler dan de gereveleerde voorkeursmethodes omdat ze niet gebaseerd zijn op 'echte' keuzes die een inruil van geld in milieugoederen impliceren. Dit kan opgevangen worden door de resultaten van uitgedrukte voorkeursmethodes te vergelijken met de resultaten van bijvoorbeeld de reiskostenanalyse of de hedonische prijsmethode. Deze vergelijking is enkel mogelijk als het gaat over milieugoederen/diensten waarvan voornamelijk de gebruikswaarde gewaardeerd wordt (in de andere gevallen zijn

er geen andere methodes dan deze uitgedrukte voorkeursmethodes mogelijk, zie infra). Uit de literatuur blijkt dat de resultaten van beide types waarderingen convergeren. Opdat ook voor de niet-gebruikswaarden de resultaten van uitgedrukte voorkeursoronderzoeken zo nauw mogelijk zouden aansluiten bij de echte bereidheid tot betalen, kan de bevraging realistischer gemaakt worden door bv. een overschrijvingsformulier toe te voegen (Veisten K. & Navrud S., 2006).

De belangrijkste uitgedrukte voorkeursmethode is de contingente waarderingsmethode. Hierbij wordt er gevraagd naar de betalingsbereidheid. Daarnaast is er nog de groep van de 'Keuzemodelleringsmethodes': 'Keuze experimenten', 'Contingente rangschikking', 'Contingente classificatie' en 'Gepaarde vergelijking'.

5.3.1 Contingente waarderingsmethode (Contingent Valuation Method – CVM)

Bij de contingente waarderingsmethode (Nederlandse afkorting CWM) wordt, door middel van een enquête, een hypothetische markt gecreëerd waarin een bepaald milieugoed verhandeld wordt. Het ontwerp van de enquête is één van de sleutelementen bij CVM en moet voldoende aandacht krijgen en uitvoerig getest worden om vertekeningen te beperken. Voorbeelden van vertekeningen zijn de impliciete veronderstellingen die mensen maken, de invloed van de ondervrager, de invloed van het startpunt of van de voorgestelde situatie, strategisch gedrag, protestantwoorden, het opgeven van een

overdreven hoge betalingsbereidheid, ontwerp-vertekening (bv. keuze van het beginbedrag bij het dichotome keuzeformaat: zie infra), 'warm glow-effect'¹¹, ...

¹¹ Het 'warm glow-effect' weerspiegelt dat het voor veel mensen gemakkelijker is om te zeggen dat je om de natuur geeft dan om te zeggen dat het je niets kan schelen. Mensen voelen zich goed als ze kunnen zeggen dat ze zouden bijdragen tot een 'goed doel'. Dit zorgt voor een overschatting van de BB.



In de enquête worden het milieugoed, de institutionele context en de betalingsmodaliteiten grondig besproken. Voorbeelden van betalings-systemen die worden gebruikt zijn: éénmalige bijdrage, jaarlijkse bijdrage, belastingsverhoging, referenda¹², ... Daarnaast zijn er meestal vragen opgenomen om de houding van de respondenten t.o.v. het goed te achterhalen en om hun socio-demografische achtergrond te kennen.

Bij een steekproef (van mensen) gaat men na wat de betalingsbereidheid is voor een kwaliteitsverbetering van een milieugoed. De steekproef moet voldoende groot en representatief zijn. Verder moeten de respondenten ook echt geloven dat ze het opgegeven bedrag gaan moeten betalen. Het voorgestelde betalingssysteem moet dus geloofwaardig en accepteerbaar zijn.

Men kan ook meten wat de aanvaardingsbereidheid bedraagt, opdat de respondent een verslechtering van de milieukwaliteit zou aanvaarden, maar dit is minder gebruikelijk.

Bij het vragen naar de betalingsbereidheid van de respondenten kan men hen vragen om één bepaald bedrag op te geven voor een goed/dienst (klassieke CVM) of men kan hen vragen of ze al dan niet een opgegeven bedrag willen betalen (dichotome keuzemethode). Een derde variant is de zogenaamde 'polychotome keuze'.

12 *Wanneer het betalingsmechanisme gebruik maakt van een referendum wil dit zeggen dat het voorgestelde project alleen zal doorgaan (en dus de betaling moet gebeuren) op voorwaarde dat een vastgelegd minimum % van de Vlaamse bevolking bereid is om de belasting te betalen.*

Bij de dichotome keuzemethode wordt aan de respondent gevraagd of hij een vooropgesteld bedrag wil betalen. Hij kan hier 'ja' of 'nee' op antwoorden. Indien hierna de betalingsbereidheid nog éénmalig verder wordt bevraagd, spreekt men over tweevoudige dichotome keuze. De opeenvolgende bedragen worden op voorhand vastgelegd in zogenaamde 'biedkaarten' (zie infra). De respondent zal, indien hij het eerste bedrag niet wou betalen, éénmalig een lager bedrag voorgesteld krijgen. Indien de respondent het eerste bedrag wel wou betalen vraagt de enquêteur (éénmalig) naar de bereidheid om een nog hoger bedrag te betalen. De meervoudige dichotome keuze werkt met meerdere opvolgingsvragen met hogere en lagere bedragen. Hetzelfde geldt voor de polychotome keuzemethode. Het enige verschil is dat er bij de polychotome keuze meer opties zijn dan enkel 'ja' en 'nee'. De respondent kan vaak kiezen tussen 'waarschijnlijk betalen', 'zeker betalen', 'niet zeker betalen' enz. De startbedragen moeten zorgvuldig gekozen en uitgetest worden.

De dichotome keuzemethode werkt met 'biedkaarten'. De steekproef wordt in een aantal groepen verdeeld en elke groep krijgt een andere biedkaart voorgelegd. De biedkaarten onderscheiden zich in de hoogte van de voorgestelde bedragen. De onderzoekers leggen het aantal gebruikte verschillende biedkaarten vast in functie van de grootte van de steekproef.

Sommige respondenten weigeren het voorgestelde bedrag(en) te betalen. Bij de tweevoudige dichotome keuzemethode bijvoorbeeld kunnen ze weigeren om zowel het startbedrag als het lager opvolgingsbedrag te betalen. Het antwoord is dus 'nee'-'nee'. In dat geval is het belangrijk de reden van deze weigering tot betalen na te gaan. De respondent zou de voorkeur kunnen geven aan de huidige situatie of geen hinder ondervinden. In dat geval heeft deze respondent gewoon een betalingsbereidheid van 0 euro. Dit noemt men **nulbieders**. Maar het kan ook zijn dat hij niet akkoord gaat met de vraag om te betalen voor een milieuverbetering. Dan spreken we van een **protestantwoord**. De reden voor deze weigering kan zijn dat de respondent zich niet kan vinden in het voorgestelde scenario of dat hij vindt dat hij niet diegene is die moet betalen maar wel de bedrijven, de overheid, ... Als men de motivatie van deze keuze kent, kan men beoordelen of het om een protestantwoord gaat ofwel om een reële betalingsbereidheid van 0 EUR.

Om een gemiddelde betalingsbereidheid te bepalen worden econometrische technieken toegepast op de enquêteresultaten. Deze technieken kunnen ook nagaan welke variabelen een significante invloed hebben op de betalingsbereidheid. Men moet steeds de steekproef analyseren zowel zonder als met protestantwoorden. Als uit deze analyse blijkt dat de protestantwoorden een belangrijke (significante) invloed hebben op de betalingsbereidheid, dan worden ze uitgesloten bij de analyse.

Eén van de sterke punten van CVM is dat men ze voor bijna alle niet-vermarktbare goederen kan gebruiken, zowel ex-ante als ex-post. Het is ook één van de weinige methodes die zowel de gebruikswaarden als de niet-gebruikswaarden kunnen waarderen wanneer de steekproef zowel gebruikers als niet-gebruikers van het goed bevat.

CVM heeft steeds veel kritiek gekregen waarbij in vraag gesteld werd of de CVM geldige economische waarden kan genereren. Naar aanleiding van de olieramp met de *Exxon Valdez*, werd in 1993 de methode kritisch geanalyseerd door een comité dat was aangesteld door 'the National Oceanic and Atmospheric Administration' (NOAA) en dat werd voorgezeten door twee Nobelprijswinnaars. Hun conclusie was dat de CVM **geldige economische waarden** kan opleveren, mits de opbouw van het enquête-instrument aan een aantal voorwaarden voldoet (zie kader).



De belangrijkste richtlijnen voor contingente waardering, ook wel 'the NOAA-guidelines' genoemd, zijn (Arrow et al., 1993; communicatie met Sarah Bogaert):

- 1 Face-to-face interviews worden verkozen boven telefonische interviews. Wanneer de hoge kosten niet toelaten om persoonlijke interviews af te nemen, dienen telefonische interviews boven schriftelijke enquêtes verkozen te worden.
- 2 De betalingsbereidheid (BB) om een toekomstig accident te voorkomen moet verkozen worden boven de acceptatiebereidheid (AB) voor een accident dat al is gebeurd.
- 3 Bij de vraag naar de betalingsbereidheid wordt het dichotome keuzeformaat verkozen (cfr. supra). De antwoorden hierbij moeten worden opgevolgd door een open vraag naar de motivatie. Dit is nodig om protestantwoorden te detecteren.
- 4 Er moet een 'geen'-antwoord voorzien zijn in de enquête (naast een 'ja' -en 'nee'-antwoord). Opnieuw moet worden nagegaan wat de motivatie is van de respondenten die geen antwoord geven.
- 5 Op het einde van de vragenlijst moet een evaluatie komen om te zien of de respondent de keuze goed begrepen heeft die hij gevraagd werd te maken.
- 6 Een zorgzame omschrijving van het programma of de te voeren politiek is zeer belangrijk. Dikwijls bevat de enquête uitvoerige technische informatie. Grondige pretests zijn nodig om zeker te zijn dat alles begrijpbaar is voor de respondenten. Ook de invloed van de bijhorende foto's en tekeningen moet worden nagegaan in pretests.
- 7 De respondenten moeten herinnerd worden aan bestaande substituten voor het goed en aan hun budgetbeperking.
- 8 De voorkeur wordt gegeven aan een conservatieve opbouw van de enquête waarbij het meer waarschijnlijk is om de BB te onderschatten dan te overschatten.
- 9 De enquête moet zo worden ontworpen dat het 'warm glow-effect' kan worden afgezonderd van het bevroegde milieuonderwerp. Dit effect kan wel grotendeels worden ondervangen door een referendumsysteem op te nemen in het betalingsmechanisme.
- 10 De enquête moet, naast de waarderingsvraag, allerlei andere vragen bevatten om de antwoorden op de waarderingsvraag te interpreteren op basis van kruistabellen. Deze andere vragen kunnen zijn: het inkomen, de kennis en de houding ten opzichte van het thema, de afstand tot de plaats, enzovoort.
- 11 Men moet rekening houden met temporele variaties. Deze kunnen worden uitgezuiverd door het gemiddelde te berekenen van steekproeven die werden genomen op verschillende tijdstippen.
- 12 De steekproef moet representatief zijn samengesteld¹³.

¹³ De noodzaak van een representatieve steekproef blijkt eveneens uit het rapport van de studiedienst van de Vlaamse regering (2006) over de survey 'sociaal-culturele verschuivingen'. Hieruit bleek dat 37,3% van de Vlamingen bereid is een extra milieubelasting te betalen, maar dat deze bereidheid afhangt van het beschikbare inkomen. Alle lagen van de bevolking moeten dus vertegenwoordigd zijn in de steekproef.

De NOAA-richtlijnen gaven veel meer zekerheid over het gebruik van de methode. Recenter formuleerden Bateman et al. (2002) en Champ et al. (2003) aanbevelingen. De laatste 15 jaar heeft de methode veel aan geloofwaardigheid gewonnen en is ze reeds in vele milieudomeinen gebruikt.

Toch blijft er controverse over de verschillende vertekeningen die zich kunnen voordoen wanneer men de betalingsbereidheid schat. Door het volgen van de NOAA-richtlijnen en het uitvoeren van bepaalde tests kunnen veel van de mogelijke vertekeningen evenwel vermeden worden.

5.3.2 Keuze modellering (Choice modelling – CM)

De 'Keuze modelleringsmethodes' zijn de tweede groep van methodes binnen de uitgedrukte voorkeursmethodes. Deze techniek wordt al lang toegepast in transport en in marktonderzoek. De reden is vooral dat CM kan worden gebruikt om de waarde te isoleren van **individuele karakteristieken**, die typisch in combinatie met elkaar voorkomen. Sinds kort wordt CM ook gebruikt voor waarderingen in het milieudomein omdat deze methode de alternatieve profielen van een milieugoed of van milieubeleid tegen elkaar kan afwegen. Het verschil met CVM is dat CVM gebruikt wordt om de totale verandering in een goed te waarderen en geen onderscheid kan maken tussen de verschillende karakteristieken (tenzij er verschillende scenario's worden opgesteld).

CM is ook gebaseerd op bevragingen. Respondenten krijgen in een enquête verschillende alternatieve beschrijvingen van een milieugoed of -dienst, variërend volgens de belangrijkheid van de verschillende eigenschappen van het goed en de niveaus die deze kunnen bereiken. Als men een prijs of de kosten als één van de eigenschappen van het goed opneemt, kan men indirect een betalingsbereidheid afleiden voor een verandering in één van de andere eigenschappen. Naar gelang van de gebruikte methode zal men deze alternatieven moeten rangschikken, classificeren of uitkiezen. De studie 'Natuurherstel in de Hemmepolder' (zie hoofdstuk III van Deel 2 van dit rapport) is een toepassing van deze methode.

Andere voordelen van CM zijn: minder strategisch gedrag dan bij CVM en minder duur om veranderingen in de verschillende eigenschappen van een goed of beleid te waarderen. Dit zijn twee belangrijke voordelen ten aanzien van CVM.

Enkele nadelen zijn: een keuze maken kan heel ingewikkeld zijn voor de respondenten waardoor de foutenmarge vergroot en de bekomen waarde van de verschillende eigenschappen kan niet zomaar worden opgeteld om tot de totale waarde van een goed of dienst te komen. Tot slot is de econometrische analyse van de data ook complexer dan bij CVM.

Net als bij CVM kan CM alle waarden van een goed bepalen, inclusief de niet-gebruikswaarde, maar net zoals bij CVM blijven het hypothetische antwoorden die afhankelijk zijn van het enquêteontwerp. De laatste tijd wordt steeds vaker gekozen voor CM.

Op de volgende pagina bespreken we kort de vier varianten van de Keuze modelleringsmethodes:



5.3.2.1 Keuze-experimenten (Choice experiments)

Hierbij moeten de respondenten uit een reeks van alternatieven/profielen diegene kiezen waar ze de voorkeur aan geven. Meestal is één van de alternatieven de 'status quo'-situatie. De 'status quo'-situatie bevat de meest waarschijnlijk autonome ontwikkelingen van het onderzochte object zonder extra maatregelen of projecten die worden uitgevoerd. Dit wordt ook het '*Business As Usual*'-scenario (BAU) genoemd of het *nulalternatief*.

De keuze-experimentenmethode heeft als groot voordeel tegenover de andere CM-methodes dat ze, als er een 'status quo'-situatie is opgenomen, steeds consistent is met de vraagtheorie en de theorie van nutsmaximalisering. Een respondent voor wie de huidige situatie de meest gewenste is, zal zich in afwezigheid van het 'status quo'-alternatief namelijk gedwongen zien om een alternatief te kiezen dat niet het meest gewenste is. Dit zou een inaccurate schatting van het consumentenwelzijn opleveren.

Via statistische analyse van de gemaakte keuzes kunnen parameterschattingen worden bekomen voor de verschillende karakteristieken en eigenschappen van een goed, waaruit dan weer de betalingsbereidheid voor deze karakteristieken kan worden afgeleid.

5.3.2.2 Contingente rangschikking (Contingent Ranking)

In een onderzoek dat contingente rangschikking gebruikt zal aan de respondenten gevraagd worden om een volledige set van alternatieven te rangschikken. Ook hier is er meestal een 'status quo'-optie toegevoegd om consistent te zijn met de welvaartstheorie. Indien een respondent kiest voor de 'status quo'-situatie dan moet de verdere rangschikking van deze respondent worden verworpen.

Deze methode levert meer informatie op dan de keuze experimenten waardoor de betrouwbaarheidsintervallen betreffende de betalingsbereidheid kleiner worden. De betalingsbereidheid wordt ook hier afgeleid via statistische analyse.

Eén van de beperkingen van de techniek is de inconsistentie die soms wordt gevonden bij het vergelijken van verschillende rangschikkingen. Vooral bij de rangschikking van de lagere voorkeursalternatieven komt dit voor. We verwijzen naar Foster & Mourato (2002).



5.3.2.3 Contingente classificatie (Contingent rating)

Bij de contingente classificatiemethode wordt aan de respondent gevraagd om zijn voorkeur voor verschillende alternatieven te rangschikken op een numerieke schaal (bv. van 1-10) of een waardeschaal (bv. sterk-zwak).

Een groot nadeel van deze methode is dat ze geen waarden oplevert die consistent zijn met de welvaartstheorie. Eén van de redenen hiervoor is dat men ervan uitgaat dat classificaties vergelijkbaar zijn tussen individuen. Voor marketingdoeleinden kan dit uitgangspunt nog gelden maar niet voor een economische waarderingsoefening.

5.3.2.4 Gepaarde vergelijking (Paired Comparisons)

De respondenten wordt gevraagd om hun voorkeursalternatief te kiezen uit een set van twee mogelijkheden en daarbij de 'sterkte' van hun keuze ook aan te geven op een numerieke schaal of een waardeschaal. Het is dus eigenlijk een combinatie van keuze-experimenten en contingente classificatie.

Opnieuw moet één van de twee aangeboden alternatieven een 'status quo'-situatie zijn om consistent te zijn met de welvaartstheorie.

5.4 Vermarktbaar goederen

Omdat de meeste milieugoederen en -diensten niet-vermarktbaar zijn, gaan we niet diep in op de waarderingsmethodes voor vermarktbaar goederen. We lichten ze hier kort even toe. De drie technieken om vermarktbaar goederen te waarderen zijn de marktmethode, de input-outputmethode en de productiefactormethode.



Bij de **marktmethode** wordt de betalingsbereidheid voor een goed eenvoudig bepaald door de marktprijs van dat goed. Hier moet wel voorzichtig mee worden omgegaan! Soms geeft de marktprijs namelijk een vertekend beeld van de betalingsbereidheid vanwege de imperfecte concurrentie op de markt. In dat geval moet deze marktprijs gecorrigeerd worden en spreken we van de 'schaduwprijs'¹⁴.

De **input-outputmethode** verschaft inzicht in de hoeveelheid geld die er vloeit tussen verschillende groepen in de regio (producenten, intermediaire en finale gebruikers van goederen en diensten) en kan deze economische bedrijvigheid relateren aan de aanwezigheid van bepaalde vermarktbaar milieugoederen. Zo kan aangegeven worden hoeveel extra bedrijvigheid er ontstaat in een gebied als men daar een bos (of een autofabriek) aanlegt, dan wel hoeveel werkgelegenheid en inkomens verloren zou gaan als het bos zou verdwijnen (of de autofabriek zou sluiten) (Berends et al, 2002).

¹⁴ Voor meer informatie over de schaduwprijs, verwijzen we naar het LNE-rapport 'Milieubeleidskosten: Begrippen en berekeningsmethoden' p. 16 (2007).

De **productiefactormethode (PFM)** of productiviteitsmethode bepaalt de economische waarde van het milieu op basis van de invloed van natuur en milieu op de economische productie van goederen, met andere woorden door de waarde van natuur en milieu als productiefactor in economische productieprocessen te onderzoeken.

De methode bestaat uit twee stappen. Eerst wordt de dosis-responsrelatie geschat tussen het te waarderen milieugoed en de economische productie in een bedrijf, een sector of de hele economie. Er wordt gemeten in welke mate milieuschade een direct effect heeft op de economische productie, zoals een lagere landbouwproductie als gevolg van bodemvervuiling, of een indirect effect zoals het productiviteitsverlies van bedrijven als gevolg van milieugerelateerde ziektes van het personeel¹⁵.

Vervolgens wordt de geschatte productieschade monetair gewaardeerd op basis van de marktprijs voor het betreffende goed. De schade van bodemvervuiling bijvoorbeeld kan men waarderen door de daling van de landbouwopbrengst te vermenigvuldigen met de prijs van de landbouwgewassen.

Om de PFM te kunnen toepassen moet er een eenduidig en kwantificeerbaar verband zijn tussen de milieuschade en de economische productieverliezen. In de praktijk is dit verband dikwijls moeilijk aan te tonen. Ten eerste heeft een verandering in de milieudruk vaak pas na verscheidene jaren een waarneembaar effect op de milieukwaliteit. Vervolgens zijn ook vele veronderstellingen vereist om de effecten van de milieuschade op de economische productie te schatten.

De PFM is ook erg data intensief. Bij grote milieuveranderingen moet men immers een fysiek model (bv. ecologisch, hydrologisch, klimatologisch, ...) inzetten om alle relevante milieuaspecten in te schatten. Als men bovendien de volledige effecten op de economische productie in een bedrijfstak of de gehele economie wil meten, moet men macro-economische modellen gebruiken, zoals input-output modellen of algemeen evenwichtsmodellen.

Het belangrijkste voordeel van de PFM is dat men ze kan toepassen om milieuschade te waarderen waarvan voor de meeste mensen de mogelijke effecten niet duidelijk zijn. Methoden die uitgaan van gereveleerde voorkeur zijn in dat geval niet toepasbaar. In Nederland is de PFM bijvoorbeeld gebruikt om de effecten van waterverontreiniging op verschillende economische sectoren te waarderen (Ruijgrok et al, 2004b).

¹⁵ Een methode die dieper ingaat op dit laatste aspect, is de 'menselijke kapitaalsmethode'. Deze methode wordt toegepast om de effecten van verontreiniging op mortaliteit na te gaan. De effecten van milieuverontreiniging worden gemonetarieerd op basis van het verwachte levensinkomen. Het productiviteitsverlies tengevolge van de verontreiniging is dan de maatschappelijke kost. Het voordeel is dat er geen reële transacties nodig zijn maar de methode is bijzonder controversieel omdat volgens deze methode personen die niet werken (bv. gepensioneerden, gehandicapten, ...) geen 'waarde' zouden hebben.

5.5 Gebruik van waarderingsmethodes

Zoals gezegd kan geen enkele waarderingsmethode perfect de totale economische waarde van een milieugoed bepalen. Zo kunnen de niet-gebruikswaarden enkel worden opgespoord aan de hand van enquêtes die gebruikt worden bij de *'uitgedrukte voorkeursmethodes'*. Voor het inschatten van de gebruikswaarde kunnen zowel de *'uitgedrukte voorkeursmethodes'* gebruikt worden als de *'gereveleerde voorkeursmethodes'*. In tabel 1.2 wordt er per waarde of batencategorie een overzicht gegeven van de meest aangegeven technieken voor zowel vermarktbare als niet-vermarktbare goederen en diensten.

Wanneer men de betalingsbereidheid berekent, moet men steeds naar zowel de **mediaan** als het **gemiddelde** kijken. Soms zijn de opgegeven individuele betalingsbereidheden namelijk niet evenredig verdeeld over de populatie. Men spreekt dan van een 'scheve verdeling'. Extreem hoge ('rechtsscheef') of extreem lage ('linksscheef') waarden vertekenen dan de gemiddelde betalingsbereidheid. De scheefheid van de resultaten kan men nagaan door te kijken hoe dicht het gemiddelde en de mediaan bij elkaar liggen, welke vorm het histogram heeft of door de waarde van de 'scheefheid' ('skewness') in de statistische resultaten na te gaan. Bij bijvoorbeeld een rechtse scheefheid is het gemiddelde weinig representatief voor de populatie aangezien de meeste observaties zich links van het gemiddelde bevinden. Men kiest dan beter voor de mediaan bij de berekeningen van de totale betalingsbereidheid van de populatie.

Tabel 1.2: Overzicht waarderingstechnieken

<i>Batencategorie</i>	<i>Voorbeelden</i>	<i>Waarderingsmethodes</i>
MENSELIJKE GEZONDHEID EN WELZIJN		
Mortaliteit (sterfte)	Verminderd risico op sterfte t.g.v. kanker of andere acute aandoeningen	Ontwijkgedrag Hedonische methodes Uitgedrukte voorkeursmethodes
Morbiditeit (ziekte)	Verminderd risico op kanker, astma, misselijkheid, ...	Ontwijkgedrag Ziektekosten Hedonische methodes Uitgedrukte voorkeursmethodes
Leefbaarheid	Smaak, geur, zichtbaarheid	Ontwijkgedrag Hedonische methodes Uitgedrukte voorkeursmethodes
ECOLOGISCHE BATEN		
<i>Gebruikswaarden</i>		
Directe gebruikswaarden – vermarktbare producten	Voorziening van water, voedsel, brandstof, vezels, hout, pels, leder, ... (ook betaalde recreatie)	Marktmethode Input-outputmethode Productiefactormethode
Directe gebruikswaarden – vrije recreatie en esthetiek	Voorziening van gratis recreatieve mogelijkheden zoals vissen, zwemmen, ..., genieten van landschappelijke zichten	Productiefactormethode Ontwijkgedrag Substitutiekostenmethode Hedonische methodes Reiskostenmethode Uitgedrukte voorkeursmethodes
Indirecte gebruikswaarden vermarktbare producten: ecosysteemfuncties	Klimaatmatiging, matiging van het aantal overstromingen, aanvulling grondwater, tegengaan erosie, voedselcyclus, biodiversiteit, bodemverrijking	Productiefactormethode Ontwijkgedrag Substitutiekostenmethode Uitgedrukte voorkeursmethodes
Optiewaarde	Geassocieerd met eigen potentieel gebruik in de toekomst	Uitgedrukte voorkeursmethodes Productiefactormethode Substitutiekostenmethode
<i>Niet-gebruikswaarden</i>		
Bestaans-, legaat- en altruïstische waarde	Geassocieerd met de wetenschap dat bepaalde dingen bestaan of beschikbaar zijn voor komende generaties, voor anderen, ...	Uitgedrukte voorkeursmethodes
VERMEDEEN MATERIAALSCHADE		Ontwijkgedrag Marktmethode Substitutiekostenmethode

Bron: Economische waardering van parken, Sarah Bogaert *et al.*, 2004 (vrij naar Kolstad, 2000); Economische waardering van bossen, E. Moons *et al.*, (2000); SCBD (2007)

6 Waardenoverdracht (Benefit transfer)

Een praktische manier om te komen tot waarden voor milieugoederen of –diensten voor een bepaalde gevalstudie, is het overnemen van resultaten uit bestaande studies, onafhankelijk van de oorspronkelijk gebruikte methode. Gezien er weinig originele Vlaamse waarderingsstudies zijn, zal in Vlaanderen dikwijls gebruik gemaakt worden van oorspronkelijke studies uit het buitenland.

Er zijn verschillende mogelijkheden om de resultaten van vroegere studies over te dragen. Eén ervan is de **'direct benefit transfer'** ('rechtstreekse waardenoverdracht'). De gevonden waarden worden zonder veel aanpassingen overgenomen in de nieuwe studie. Zo kunnen bijvoorbeeld waarden voor het kijken naar wilde dieren in een bepaald park, ook gebruikt worden voor een ander park. Meestal zullen er echter kleine aanpassingen nodig zijn om de waarden beter te laten aansluiten bij het nieuw te waarderen goed of dienst.

Men kan nog een stap verder gaan dan enkel deze kleine aanpassingen door (in plaats van de cijfers) de **waarderingsfunctie** van een bestaande studie over te nemen. Een waarderingsfunctie geeft weer welke de bepalende variabelen zijn die de betalingsbereidheid beïnvloeden en hoe sterk ze deze beïnvloeden. De coëfficiënten van deze waarderingsfunctie kan men combineren met nieuwe originele data voor elke variabele. De waarderingsfunctie die gebaseerd is op inkomen en woonafstand tot het park en die de toeristische baten in het originele park (S) inschat, kan bijvoorbeeld worden gebruikt in een ander park P, maar dan met gegevens over inkomen en nationaliteit van de toeristen in park P.

WTPs is de waarderingsfunctie van park S en bevat coëfficiënten, voor het inkomen (Ys) en de afstand (AFSTANDs), die statistisch geschat zijn op basis van de gegevens van de bezoekers van park S.

$$WTP_s = f(Y, AFSTAND)$$

$$WTP_s = 3 + 2,2Y_s + 0,5AFSTAND_s$$

Voor park S worden deze coëfficiënten vermenigvuldigd met de inkomens- en afstandsgegevens van de bezoekers van park S. Bijvoorbeeld: het gemiddelde loon van de bezoekers van park S bedraagt 20.000 EUR en de gemiddelde afstand tot het park bedraagt 5 km. Dan krijgt men:

$$WTP_s = 3 + 2,2 \cdot 20.000 + 0,5 \cdot 5 = 44.005,5 \text{ EUR}$$

Wanneer men deze waarderingsfunctie overdraagt naar park P waar het gemiddelde loon 22.750 EUR is en de gemiddelde afstand tot het park 7 km, dan krijgt men:

$$WTP_p = 3 + 2,2 Y_p + 0,5 AFSTAND_p$$

$$WTP_p = 3 + 2,2 \cdot 22.750 + 0,5 \cdot 7 = 50.056,5 \text{ EUR}$$



Er zijn nog complexere vormen van 'waardenoverdracht' waarvoor we verwijzen naar de literatuur. In het algemeen geldt: hoe meer parameters van de waarderingsfunctie aangepast worden aan de specifieke kenmerken van de nieuwe site, hoe kleiner de foutenmarge. Benefit transfer heeft gemiddeld een foutenmarge van 38% t.o.v. een eigen waarderingsstudie (Ready et al, 2004). Er gebeurt veel onderzoek naar hoe deze foutenmarge zoveel mogelijk te beperken. Een pragmatische aanpak is aangewezen, de kosten van deze aanpassingen moeten ook opwegen tegen de kosten van het uitvoeren van een originele waarderingsstudie.

'Benefit transfer' is geen echte methodologie maar volgens de OESO zouden originele waarderingsstudies zo moeten opgebouwd zijn dat de waarden overdraagbaar zijn naar andere studies. Waarden overdragen kan namelijk veel tijd en geld besparen. Om 'benefit transfer' te vergemakkelijken is er een internationale databank met economische waarderingsstudies opgesteld, namelijk de EVRI-databank (www.evri.ca). Ze is tegen betaling toegankelijk. Andere (gratis) databanken zijn Envalue (www.epa.nsw.gov.au/envalue) en Nature Valuation and Financing Network (www.naturevaluation.org).

Een eerste voorwaarde voor een goede waardenoverdracht is dat de **originele studie van voldoende kwaliteit** is. Een tweede is dat de studieob-

jecten **gelijkaardig** zijn in termen van populatie, populatiekenmerken en andere eigenschappen. Zoniet moet men rekening houden met eventuele verschillen tussen de originele studie en de nieuwe studie en aanpassingen doorvoeren. In de literatuur vindt men onderzoek terug over de verschillende facetten van de overdraagbaarheid van waarden. Meer info hierover vindt u in het OESO-document 'Cost-benefit Analysis and the Environment, Recent Developments' (Pearce et al., 2006). De OESO stelt hierin ook dat uit de meeste studies blijkt dat de geldigheid en nauwkeurigheid van vele 'waardenoverdrachten' in vraag kan worden gesteld. Dat betekent volgens hen echter niet dat men geen benefit transfers meer mag uitvoeren. Alleen zijn kennis, voorzichtigheid en nuancering op zijn plaats. Het SCBD sprak begin 2007 echter van geldige en betrouwbare schattingen indien de twee vernoemde voorwaarden nageleefd worden. Tot slot moet worden opgelet voor dubbelstellingen bij het overdragen van verschillende (deel)waarden.

Tot op heden bestaan er nog geen algemeen aanvaarde richtlijnen rond 'benefit transfer'. Brouwer (2000) heeft wel enkele regels van 'goede praktijk bij waardenoverdracht' opgesomd. Gezien de richtlijnen die in de UK en de VS opgesteld worden voor uitgedrukte voorkeursmethodes zitten er volgens Pearce et al. (2006) in de nabije toekomst wel algemeen aanvaarde richtlijnen aan te komen.

Deel 2: Overzicht waarderingsstudies in Vlaanderen

Nu we de fundamenteën van de economische waardering hebben besproken, toetsen we dit aan de praktijk. Het volgende deel vat de waarderingsstudies samen die sinds 2000 in Vlaanderen zijn uitgevoerd. We hebben geen weet van vroegere studies. Voor elke studie worden het doel, de methode en de resultaten weergegeven. Daarnaast gaan we nader in op eventuele aandachtspunten, aanbevelingen en beleids-toepassingen van de studies. Als basis hiervoor namen we de oorspronkelijke documenten aangevuld met bemerkingen van de opdrachtgever en -nemer. Wij hebben met andere woorden de inhoud van deze Vlaamse waarderingsstudies niet onderworpen aan een evaluatie of aangepast aan nieuwe inzichten.

Deze inventarisatie werd midden 2007 afgesloten. Wij zijn er ons van bewust dat de lijst misschien niet exhaustief is. We weten wel zeker dat de belangrijkste studies werden opgenomen. Daarnaast winnen economische waarderingsstudies nog steeds aan belang in Vlaanderen. Op het moment van publicatie zijn in het beleidsdomein LNE reeds nieuwe initiatieven opgedoken. Als ze aansluiten bij één van de hier besproken studies vermelden we ze ook in dit rapport.

Voor een beknopte toelichting bij een aantal gebruikte statistische termen verwijzen we naar bijlage 4: kadering statistische begrippen.

I Bossen

Titel: *Economische waardering van bossen- Een case-study van Heverleebos-Meerdaalwoud*

Uitvoerders: E. Moons, K. Eggermont, M. Hermey & S. Proost, KULeuven, Centrum voor Economische Studiën (FETEW) & Laboratorium voor Bos, Natuur en Landschap (FLTWB)

Jaar: 2000

Jaar datavergaring: 1998-1999

Opdrachtgever: gefinancierd binnen het Vlaams Impulsprogramma voor Natuurontwikkeling (VLINA)

Budget: 360.000 EUR

Categorie: Reiskostenmethode, CVM, Benefit transfer

I Doel

Deze studie gaat over de economische waardering van het Meerdaalwoud-Heverleeboscomplex, het tweede grootste boscomplex in Vlaanderen. De bedoeling was om de waarde van de recreatieve, niet-gebruiks- en ecosysteemfuncties van het Meerdaalwoud-Heverleeboscomplex te bepalen, zowel voor bezoekers als voor potentiële bezoekers. De studie had geen specifiek beleidsdoel. Ze werd opgezet omdat waarderingsstudies steeds meer opgang en succes kenden in het buitenland maar in Vlaanderen nog onbekend waren.



II Methode en resultaten

Er werd een onderscheid gemaakt tussen drie soorten waarden: de recreatiewaarde, de niet-gebruikswaarde en de indirecte gebruikswaarde. Elk van deze waarden werd volgens een andere techniek gewaardeerd. Deze waarderingsstudie, op basis van enquêtes, was de eerste in zijn soort in België.

a Recreatiewaarde

Om de recreatiewaarde in te schatten werd gebruik gemaakt van de reiskostenmethode. Deze methode combineert tellingen van het aantal recreanten en hun bezoekfrequentie met informatie over de reiskosten die ze voor die bezoeken moesten maken (als benadering voor de betalingsbereidheid). De verschillende data werden bekomen door enerzijds het bevragen van een steekproef van de bezoekers en anderzijds het uitvoeren van tellingen en het laten invullen van mini-enquêtes.

Vooronderzoek

De tellingen waren bedoeld om een eerste indruk te krijgen van de verdeling van de bezoekers over het gebied en voor het bepalen van het aantal recreanten dat per recreantengroep (bv. fietsers, wandelaars, ruiters, ...) zou worden bevraagd. Deze lieten niet toe om de totale bezoekomvang exact te berekenen aangezien er geen tellingen bij elke ingang gebeurden. Een vrij nauwkeuri-

ge extrapolatie was echter wel mogelijk. Er werd geteld op 9 plaatsen in het bos op verschillende tijdstippen, verschillende dagen (week/week-end) en in verschillende seizoenen. Per locatie werd een extrapolatie gemaakt voor het aantal bezoekers per dag, per week, per maand, per seizoen, per jaar.

De mini-enquêtes werden niet persoonlijk afgenomen maar door de respondenten zelf ingevuld. Ze bevatten een beperkt aantal vragen over de bezoekersfrequentie, de bosactiviteit, woonplaats, het transportmiddel, de socio-demografische kenmerken en een vraag over de betalingsbereidheid voor het bosbezoek. Deze mini-enquêtes werden gebruikt omdat men via deze weg meer mensen kon bereiken.

De enquête die werd gebruikt tijdens de interviews was uitgebreider dan de mini-enquête. Door de interactie met de interviewer kon men hier ook complexere vragen in opnemen.

Beide enquêtes werden eerst onderworpen aan enkele pretests. Hiermee kon men nagaan of de enquête duidelijk was en hoe groot de bereidheid tot medewerking was. De testen werden uitgevoerd bij enkele personen die willekeurig werden geselecteerd uit de steekproef. Vragen rond het inkomen van de respondenten werden na deze pretests weggelaten aangezien slechts 10% van de ondervraagden hierop wilde antwoorden.

De interviews en de tellingen gebeurden in drie verschillende periodes van het jaar, zowel in het weekend als op weekdagen. Er werden 606 mini-interviews en 526 uitgebreidere interviews afgenomen verspreid over de negen belangrijkste recreatiezones van Heverleebos- Meerdaalwoud. De tellingen leverden 5972 bezoekers op. Uit de enquêtes bleek dat het grootste deel van de bezoekers jaarlijks meer dan één bosbezoek maakt. Dit was een voorwaarde om de individuele reiskostenmethode te kunnen toepassen.



Toepassen van de reiskostenmethode

De eerste stap in de reiskostenmethode is het inschatten van de vraagfunctie. De vraagfunctie modelleert de gebruiksintentie van het bos (afhankelijke variabele) aan de hand van de kostprijs van een bezoek aan het bos (de reiskosten), de verplaatsingsduur, boskenmerken, de beschikbaarheid en de prijs van substituten en socio-demografische gegevens van de respondenten. Om de vraagfunctie op te stellen waren vier soorten gegevens nodig. Ten eerste had men gegevens nodig over de bezoekers van Heverleebos-Meerdaalwoud betreffende hun aantal bezoeken, hun algemene houding ten aanzien van natuur en recreatie en socio-demografische gegevens. Deze gegevens werden verzameld via de enquête. Ten tweede had men gegevens nodig over de verplaatsingskosten – zowel monetaire als tijdskosten – van de bezoekers. Deze gegevens kunnen objectief berekend worden door GIS-data te combineren met gegevens over kosten per voertuigkilometer en met de waarde van een tijdsbesparing in transport. Verder werd er rekening gehouden met de prijs van substitutiegoederen en werden allerlei gegevens over Heverleebos-Meerdaalwoud in acht genomen (bv. samenstelling, grootte, ...).

De steekproef die gebruikt werd om de vraagfunctie in te schatten bestond uit de uitgezuiverde observaties van beide enquêtes en telde 909 observaties. De keuze van de functionele vorm van de vraagfunctie, of met andere woorden de gebruikte regressietechniek, is zeer belangrijk. De functionele vorm geeft weer hoe de te verklaren en de verklarende variabelen met elkaar gerelateerd zijn en is bepalend voor de schatting van het consumentensurplus. Om die reden werd de vraagfunctie ingeschat aan de hand van verschillende regressietechnieken om zo de

beste techniek te selecteren. Een vergelijking van de determinatiecoëfficiënt (R^2) van de verschillende resultaten resulteerde in het gebruik van de semi-logaritmische functionele vorm. Aan de hand van deze regressietechniek werden de waarden van de coëfficiënten bepaald zodat de vraagfunctie de werkelijke relatie tussen de vraag en de andere variabelen zo goed mogelijk benaderde.

Er werd voor elk van de recreantengroepen een aparte vraagfunctie opgemaakt waaruit bleek dat er significante verschillen bestonden tussen de recreantengroepen. Hieruit werd het consumentensurplus afgeleid. Dit geeft het verschil weer tussen de prijs die de recreanten bereid zijn te betalen voor een bosbezoek en de prijs die ze effectief betalen. Het consumentensurplus per bezoek, per recreant bleek groter te zijn voor wandelaars dan voor fietsers. Voor de andere groepen kon het consumentensurplus niet worden berekend, onder meer omwille van de beperkte dataset. Leeftijd, interviewlocatie (Heverleebos, Meerdaalwoud of een manege) en de afstand tot het Zoniënwoud bleken naast de kost en de duur van de verplaatsing, belangrijke verklarende factoren voor het aantal bosbezoeken per jaar. De keuze van het kostenbegrip dat werd opgenomen in de vraagfunctie (bv. totale kost, benzinekost, tijdskost of monetaire kost) leidde niet tot significante verschillen.

Wanneer geen onderscheid werd gemaakt tussen de recreantengroepen, bleek de waarde van een bezoek te liggen tussen 2,5 EUR en 22 EUR, afhankelijk van het kostenbegrip dat werd opgenomen in de vraagfunctie. **Gemiddeld bedroeg de waardering per recreatiebezoek en per persoon 13,5 EUR (prijzen van 2000).**



Tenslotte werd de totale recreatieve waarde van Heverleebos-Meerdaalwoud berekend voor alle bezoekers. De totale jaarlijkse recreatiebaten worden berekend als het product van het jaarlijkse aantal bezoeken en de waarde van een bezoek door één bezoeker. Afhankelijk van de schatting van de totale bezoekomvang en het gehanteerde consumentensurplus per bezoek en per bezoeker, ligt de **geschatte jaarlijkse recreatieve waarde van het studiegebied tussen 1,6 miljoen EUR en 18 miljoen EUR**.

Aangezien het bos tot ver in de toekomst voor recreatiebaten zal zorgen berekende men ook de netto actuele waarde van de recreatiebaten. Hiervoor wordt de waarde van een bepaald jaar uit de toekomst, door middel van het verdisconteren¹⁶, teruggebracht naar zijn huidige waarde. Er werd een discontovoet van 5% gebruikt. De totale geactualiseerde recreatiebaten variëren tussen 31 miljoen EUR en 360 miljoen EUR. Dit zijn bruto baten, wat betekent dat er geen rekening wordt gehouden met kosten voor onderhoud en dergelijke.

¹⁶ Voor meer informatie over verdisconteren verwijzen we naar het LNE-rapport 'Milieubeleidskosten: Begrippen en berekeningsmethoden' (2007).

b Niet-gebruikswaarde

Aangezien ook mensen die geen gebruik maken van Heverlee-Meerdaalwoud belang kunnen hechten aan het voortbestaan van het gebied, werd als tweede de niet-gebruikswaarde van het boscomplex berekend. Deze niet-gebruikswaarde werd geraamd aan de hand van de contingentie waarderingmethode. De betalingsbereidheid van de Vlaamse bevolking voor Heverleebos-Meerdaalwoud werd gepeild door middel van enquêtes.

De enquêtes werden voorgelegd aan een representatief staal van de Vlaamse bevolking. Deze steekproef bevatte, in tegenstelling tot de reiskostenmethode, zowel bezoekers als niet-bezoekers omdat beide groepen het voortbestaan van het boscomplex belangrijk konden vinden. Een representatief staal van de Vlaamse bevolking zou onvoldoende interviews met bezoekers opleveren. Om in de analyses een onderscheid te kunnen maken tussen bezoekers en niet-bezoekers werd een aparte steekproef genomen in een regio van 15 km rond het bos. Deze steekproef beschouwden de onderzoekers als 'de bezoekers' maar ze bevatte zowel bezoekers als niet-bezoekers. De interviews vonden plaats aan huis met behulp van kaarten en foto's wegens de moeilijkheidsgraad van sommige vragen.

Men stelde een referentiesituatie voor het boscomplex en **drie hypothetische alternatieve projecten** op. Twee van de drie projecten hadden als doel het militaire domein, dat onderdeel is van het Heverleebos-Meerdaalwoud, om te vormen. Het eerste project stelde voor het om te vormen tot recreatiegebied, het tweede tot bosreservaat. Het derde project voorzag een ecoduct voor dieren. Er werd rechtstreeks gevraagd naar de betalingsbereidheid voor de alternatieven. Het testen van de enquêtes verliep via diepte-interviews en pretests.

Er werd gebruik gemaakt van de tweevoudige dichotome keuzemethode en drie biedkaarten met elk een verschillend startbedrag. Elke respondent moest zijn betalingsbereidheid aangeven voor één van de drie projecten aan de hand van één van de drie biedkaarten. Voor de 2 projecten ter omvorming van het militaire domein gebruikten de onderzoekers 2 enquêteversies (Leuven en Vlaanderen) waardoor er uiteindelijk 5 projecten waren. Dit leverde 15 verschillende versies van de enquête op (3 biedkaarten * 5 projecten = 15 varianten), verdeeld over 765 geïnterviewden. De representativiteit van de steekproef werd goed bevonden. De respondenten zouden het bedrag éénmalig moeten betalen onder de vorm van een bijzondere belasting, onafhankelijk van het inkomen. Het voorgestelde project zou alleen doorgaan op voorwaarde dat minimum 50% van de Vlaamse bevolking bereid was om de belasting te betalen (= referendum).

Er bleek geen significant verschil te bestaan tussen de betalingsbereidheid van de bezoekers en die van de niet-bezoekers. Het enige verschil bleek het significant lagere aandeel van de 'nee-nee' antwoorden voor het project 'Militair Domein - recreatie' bij de omwonenden van Heverleebos-Meerdaalwoud.

Om de betalingsbereidheid voor de verschillende projecten in te schatten gebruikten de onderzoekers een univariate en een multivariate schattingsprocedure.

De univariate analyse toonde aan dat de schattingen duidelijk kunnen afwijken naargelang van de gebruikte verdeling. Met dit univariate model werden schattingen voor de betalingsbereidheid opgesteld. Voor de volledige steekproef leverde dit voor de drie projecten gemiddelde betalingsbereidheden van respectievelijk 71, 90 en 55 EUR/gezin op. De mediaan was respectievelijk 13, 14 en 14 EUR/gezin. Door de rechtse scheefheid¹⁷ van de verdeling liggen de schattingen voor de mediaan beduidend lager dan voor de gemiddelde waarden. Als de protestantwoorden niet werden meegerekend in de analyse stegen de waarden aanzienlijk en bedroegen de gemid-

delden respectievelijk 115, 118 en 91 EUR/gezin. De mediaanwaarden waren: 66, 75 en 57 EUR/gezin. Op deze bedragen deed men een sensitiviteitsanalyse om na te gaan of er verschillen waren tussen bezoekers en niet-bezoekers, tussen omwonenden en niet-omwonenden en tussen de twee projecten met betrekking tot het Militair Domein. Bezoekers bleken wel degelijk significant meer te willen betalen dan niet-bezoekers. Hetzelfde significante verband werd gevonden voor omwonenden. De twee projecten in het Militaire domein bleken geen significant verschil in betalingsbereidheid op te leveren.

Om de multivariate regressie-analyse toe te passen stelden de onderzoekers een waarderingsfunctie op. Deze statistische uitdrukking relateert de betalingsbereidheid van de respondent aan de karakteristieken van deze respondent. Hieruit bleek dat vooral iets jongere mensen met een hogere opleiding, een groter inkomen en een sterke bezorgdheid voor de natuur bereid waren meer geld te geven voor de realisatie van de projecten. Daarnaast bleek ook dat de afstand tot en de bekendheid met het bos een invloed hebben op de betalingsbereidheid voor bijkomende recreatiemogelijkheden. Deze variabelen hebben geen invloed op de betalingsbereidheid voor de echte niet-gebruiks- of natuurfuncties.

Vervolgens onderzocht men de betalingsbereidheid van de hele populatie. De totale betalingsbereidheid is het product van het gemiddelde of de mediaan van de betalingsbereidheid per gezin en het aantal gezinnen in de relevante populatie. Er werden 2 populaties onderscheiden, namelijk Vlaanderen en de regio rond het bos. Voor de gehele Vlaamse bevolking lag de éénmalige betalingsbereidheid, inclusief protestantwoorden, voor het project '**Militair Domein – recreatie**' tussen **26 miljoen EUR** (mediaan) en 123 miljoen EUR (gemiddelde). Voor het project '**Militair Domein – bosreservaat**' lag dit tussen **26 miljoen EUR** (mediaan) en 216 miljoen EUR (gemiddelde). Tenslotte lag de éénmalige betalingsbereidheid, inclusief protestantwoorden, voor het project '**Ecoduct**' binnen het interval **33-130 miljoen EUR**.

c Ecosysteemwaarde

Tot slot werd nog aandacht besteed aan de indirecte gebruikswaarde, met name de ecosysteemfunctie van het boscomplex. Hiervoor gebruikten de onderzoekers waarden uit de literatuur. Voor enkele deelcomponenten van de ecosysteemfunctie leverde dit waarden op, maar een betrouwbare generalisatie van deze gegevens was niet mogelijk.

Een uitgebreide beschrijving van de gevolgde methodiek vindt u in het boek *'Economische waardering van bossen- Een case-study van Heverleebos-Meerdaalwoud'* (2000) en in MIRA-S 2000 *Gevolgen voor de economie - Wetenschappelijke Achtergronddocumenten* (pp. 189-220).

III Aandachtspunten

Wegens de uitgebreide bevragingen voor de recreatiewaarde en de niet-gebruikswaarde was er niet voldoende tijd voor een uitgebreide verkenning van de ecosysteemwaarde.

Het budget was groot genoeg om de gewenste methodes toe te passen maar het zou beter geweest zijn als de steekproeven per deelgroep (bv. bezoekers/niet-bezoekers, type recreant, ...) groter waren geweest.

IV Aanbevelingen en beleidstoepassing

De bekomen waarden zijn **geschikt voor benefit transfer** naar andere gelijkaardige bosgebieden in Vlaanderen. De onderzoekers zelf gebruikten de resultaten van deze studie in een volgend VLI-NA-project van bosuitbreiding in Oost-Vlaanderen¹⁸. Ze bepaalden namelijk via GIS-gebaseerde 'benefit transfer'-technieken de potentiële recreatiewaarde van nieuwe bossen in Oost-Vlaanderen.

De studie is gekend bij veel beleidsmedewerkers van ANB en heeft bijgedragen aan een draagvlak voor economische waarderingsmethodes. De resultaten van de studie werden verwerkt in de Structuurvisie voor het bosgebied, wat gevolgen had voor het nieuwe beheerplan. De resultaten van de diverse enquêtes werden gebruikt bij het aanvragen van stedenbouwkundige vergunningen, bij plaatsgebonden beslissingen, het zoningsconcept, ... Niet zozeer de effectieve waarden werden gebruikt, maar vooral de betekenis van de berekende waarden. De studie gaf ANB namelijk nieuwe inzichten: het economische belang van recreatie is groot en het belang van de houtopbrengst relatief kleiner.

Het gebruik van kosten-batenanalyses voor natuur- en bosprojecten is tot nu toe echter nog niet aangewakkerd.

17 De scheefheid van de resultaten kan men nagaan door te kijken hoe dicht het gemiddelde en de mediaan bij elkaar liggen, welke vorm het histogram heeft of door de waarde van de 'scheefheid' ('skewness') in de statistische resultaten na te gaan. Een rechtse scheefheid duidt op (hoge) positieve waarden op een staart naar rechts op de grafiek. Door de grote waarden die deel uitmaken van de staart zal het gemiddelde veel hoger uitvallen dan de mediaan. Het gemiddelde is in dat geval weinig representatief voor de populatie aangezien de meeste observaties zich links van het gemiddelde bevinden. Men dient de mediaan en het gemiddelde steeds samen te bekijken.

18 "Optimal location of new forests in a suburban area", Ellen MOONS, Bert SAVEYN, Stef PROOST and Martin HERMY, 2005

Wel heeft men de Heverleebos-Meerdaalwoud-methodologie toegepast voor het Meldertbos in het kader van een Masterpaper. Ook deze studie *"Economische waardering van natuurgebieden. Case-study Meldertbos"* (Lambrechts W., 2006) toont aan dat de economische waarde van een bos aanzienlijk is.

De economische waarde van Meldertbos, een 50 ha groot natuurgebied in het dorpje Meldert, werd bepaald aan de hand van verschillende waarderingstechnieken. Achtereenvolgens wordt de waarde van de recreatieve functie, de niet-gebruiksfunctie en de ecosysteefuncties berekend. Voor het bepalen van de recreatieve en niet-gebruikswaarde van Meldertbos werd een uitgebreide enquête opgesteld. In totaal werden 112 geldige enquêtes afgenomen.

De resultaten van deze enquêtes tonen aan dat de jaarlijkse recreatieve waarde, berekend op basis van de reiskosten van de bezoekers, schommelt tussen de 66.000 en 300.000 euro per jaar.

Voor het bepalen van de niet-gebruikswaarde werd gebruik gemaakt van keuzemodellering. Aan de respondenten werd gevraagd om een keuze te maken tussen verschillende scenario's met betrekking tot het natuurgebied. De eigenlijke niet-gebruikswaarde van Meldertbos kan worden geschat op zo'n 270.000 euro per jaar.

Ten slotte werd getracht de verschillende *ecosysteefuncties* zo goed mogelijk te waarderen. De ecosysteefuncties CO₂-stockage, pollutenabsorptie, waterzuivering en bodembehoud werden al uitgebreid onderzocht en economisch gewaardeerd. De hiervoor berekende bedragen kunnen dan ook worden aanzien als een goede indicatie voor de waarde ervan. Ook de waarde voor de productie van voedsel en ruw materiaal is betrouwbaar aangezien vermarktbare producten gemakkelijk economisch te waarderen zijn. Het waarderen van de overige ecosysteefuncties (nutriëntencycli, geluidsabsorptie, biodiversiteit, educatieve en culturele aspecten) was een stuk minder evident. Op verschillende manieren is men er toch in geslaagd de waarde van elke functie in te schatten. De waardering van de biodiversiteit bv. werd gebaseerd op boetes voor inbreuken op de jacht- en vogelbeschermingswetgeving. De jaarlijkse waarde van elke *ecosysteefunctie varieert van 1.000 tot 820.000 euro*. Het is echter niet haalbaar om de waarde van de verschillende ecosysteefuncties op te tellen, aangezien het gaat om diverse berekeningswijzen en eenheden.

Omdat er voor bepaalde elementen nog onduidelijkheid heerst over hun waardering en omwille van de beperkte omvang van de uitgevoerde steekproef, moeten de berekende bedragen van deze thesisstudie wel voorzichtig worden geïnterpreteerd.

De volledige gevalstudie "Meldertbos" kan u terugvinden op <http://milieueconomie.lne.be>.

II Parken

Titel: Economische waardering van parken

Uitvoerder: S. Bogaert, V. Van Hoof & D. Le Roy (Ecolas)

Jaar: 2004

Jaar datavergaring: 2003

Opdrachtgever: Agentschap voor Natuur en Bos (voormalige Afdeling Bos en Groen)

Budget: 62.500 EUR

Waarderingsmethode: Benefit transfer

I Doel

Parken komen vaak onder druk te staan bij een afweging tegen economisch belangrijkere sectoren. Die zwakke positie komt gedeeltelijk doordat objectieve waarderingscijfers van een park ontbreken. Opdat men in de toekomst meer rekening zou houden met het belang van parken, moest een studie een objectieve en wetenschappelijke onderbouwing van de waarde van een park opleveren. De opdrachtgever wou een pragmatisch model om de economische waarde van een park te berekenen. De studie concentreerde zich hierbij op de monetaire waardering van de recreatieve functie van een park, met andere woorden de gebruikswaarde.



II Methode en resultaten

Na een literatuuronderzoek over de waardering van parken en het doornemen van de bijzonderheden van parken, zetten de onderzoekers een eigen typologie op voor Vlaamse parken.

Ideaal definieert men een parktype door combinaties van gebruiksfuncties en bijhorende eigenschappen/kenmerken die de verschillen in grootte-orde van de waarde van parken opleveren. Het was de bedoeling om een parkentypologie op te zetten met behulp van regressiebomen gebaseerd op parkeigenschappen. Deze beslissingsbomen zouden de gebruiker, via verschillende parkeigenschappen, moeten leiden naar een welbepaald parktype dat overeenkomt met een marge van economische waarden. Er werd in de literatuur gezocht naar de betalingsbereidheid voor parken en kenmerken die de betalingsbereidheid van deze parken beïnvloeden of verklaren. Op de gevonden gegevens werden statistische technieken toegepast maar dit statistisch onderzoek leverde niet voldoende voorspellende eigenschappen op om de economische waarde van een park te kunnen verklaren in functie van een parkentypologie.

Daarom werd er een beschrijvend onderzoek gedaan, waarbij de onderzoekers de parken groepeerden in functie van de frequentie waarmee bepaalde parkeigenschappen voorkomen. Door de Vlaamse parkeninventaris te screenen bouwden de onderzoekers op basis van oppervlakte en kenmerken een typologie van parken op met 6 klassen.

Voor elk parktype zochten ze vervolgens naar geschikte waarden. Daarvoor maakten ze gebruik van de 'benefit transfer'-methode. De onderzoekers kozen voor de methode van 'rechtstreekse waardenoverdracht'. De waarden (kengetallen) die ze overdroegen naar de Vlaamse studie rond parken, zijn bepaald op basis van een screening van binnen- en buitenlandse onderzoeken.

De basisdataset van waarderingsstudies werd uitgezuiverd en aangepast om de overdracht van waarden op Vlaamse parken zo betrouwbaar mogelijk te maken. Eerst werden weinig relevante parken (bv. grote nationale parken) uit de dataset verwijderd. Vervolgens actualiseerden de onderzoekers de waarden volgens de inflatie die sinds de uitvoering van de studie in het betrokken land is opgetreden. De geactualiseerde waarden werden nadien omgezet in Euro (van 2003), zodat alle waarden op uniforme wijze werden uitgedrukt. Omdat de waarde van huizen doorheen de tijd gestegen is met een veelvoud van de actualisatiefactor waarmee de geldwaarde gegroeid is, zijn de waarden afkomstig van hedonische prijsstudies niet enkel geactualiseerd volgens de voorbije inflatie, maar zijn ze ook aangepast aan de groeifactor van de huisprijzen (excl. inflatie) in die periode en specifiek voor het betrokken land.

De kengetallen zijn opgesplitst in twee grote groepen. De eerste groep bestaat uit **gebruikswaarden per bezoek**, bekomen via de reiskostenmethode of de contingente waarderingsmethode. In tegenstelling tot de hedonische prijsmethode die enkel betrekking heeft op omwonenden, meten

deze laatste twee methoden de gebruikswaarde van de bezoekers van het park ongeacht hun woonplaats. De tweede groep van kengetallen zijn **meer-/minderwaarden van huizen** gelegen in de buurt van een park, bekomen via de HPM.

De uitgewerkte typologie en bijhorende economische waarden pasten de onderzoekers toe op 6 Vlaamse gevalstudies verdeeld over 5 parktypes¹⁹. De kengetallen vermenigvuldigden ze met de bezoekersaantallen van elk van de geselecteerde Vlaamse parken. Als deze gegevens niet voorhanden waren, werden in de parken tellingen uitgevoerd.

Tot slot telden de onderzoekers de twee soorten gebruikswaarden samen om de totale economische gebruikswaarde van een park te kennen. Om dubbeltellingen te vermijden voerden ze hierbij een correctie door voor omwonenden die ook regelmatig het park bezoeken.

¹⁹ Voor parktype 6 is geen gevalstudie uitgewerkt, aangezien geen enkel gebied uit de waarderingsstudies in dit type kan ingedeeld worden.

Tabel 2.1: Overzicht totale gebruikswaarde van parken per gevalstudie per jaar (in Euro)

Park	Minimum	Maximum	Gemiddeld	Standaardafwijking
Type 1: Hof ter Saksen	6.969.102	31.220.672	12.541.242	5.799.755
Type 2: Hof van Hemelrijk	11.621.888	48.038.479	17.495.335	8.301.004
: Paelsteenveld	39.233.754	53.190.578	43.747.687	2.820.461
Type 3: Prinsenpark	17.725.592	36.540.315	29.982.816	0
Type 4: Domein Bovy	14.291.286	91.790.367	44.604.791	0
Type 5: Park Clementwijk	5.549.709	53.182.275	25.992.785	19.653.700

Bron: Ecolas, Economische waardering van parken, 2004

Omdat er maximum 2 gevalstudies per parktype werden uitgevoerd, zijn de bekomen waarden niet extrapoleerbaar naar alle parken binnen het parktype.

III Aandachtspunten

Uit deze studie is gebleken dat het niet eenvoudig is om groen, en meer bepaald parken, economisch te waarderen in Vlaanderen. Wegens budgetbeperkingen werd gekozen voor de benefit transfer-methode, maar deze methode heeft ook enkele nadelen.

Zo moeten de parken, waarvoor in de oorspronkelijke studies waarderungen werden uitgevoerd, gelijkaardig zijn aan de Vlaamse parken en moeten ook de gewaardeerde aspecten en de socio-demografische karakteristieken van de betrokken bevolkingsgroepen gelijkaardig zijn. Dit is niet altijd mogelijk. De parken die onderzocht werden in de buitenlandse studies zijn bijvoorbeeld gemiddeld groter dan de Vlaamse parken, zodat er een kans op overschatting bestaat. Bovendien hield men geen rekening met de meer-/minderwaarden van appartementsgebouwen, wat tot een onderschatting kan leiden. Per definitie is het overdragen van waarden uit andere studies altijd minder nauwkeurig dan origineel waarderingswerk.

Verder werden in deze studie enkel de gebruikswaarden van een park beschouwd, dus vooral de

recreatieve en esthetische functies. De studie hield geen rekening met de milieubeschermende en wetenschappelijke waarde, noch met de niet-gebruikswaarden.

Een probleem bij deze studie was de verwarring tussen opdrachtnemer en opdrachtgever rond het te verwachten resultaat. De opdrachtnemer interpreteerde het bestek anders dan de opdrachtgever. De opdrachtgever wilde een pragmatische methodiek (die de dienst groenbeleid zelf zou kunnen toepassen) om parken economisch te waarderen. De opdrachtnemer interpreteerde dit als de opmaak van een praktische leidraad bij de ontwikkeling van een continu multivariaat regressiemodel waarbij de kenmerken van een park een welbepaalde economische waarde bepalen. De opdrachtgever wilde echter concrete economische waarden berekend zien. De concrete input voor een dergelijke continue functie is enkel mogelijk als waarderingsstudies uitgevoerd worden voor een groot aantal parken. Het budget van de studie liet dit niet toe. Daarom werd in overleg met de opdrachtgever geopteerd voor het opstellen van een discreet model dat gebruik maakt van benefit transfer.

IV Aanbevelingen en beleidstoepassing

De bekomen waarden moet men voorzichtig hanteren en beschouwen als de best mogelijke schattingen voor een welbepaald park op dat moment.

De berekende waarden werden nog niet effectief toegepast in het beleid, onder meer omdat de vrees bestaat dat ze niet voldoende afgestemd zijn op de Vlaamse situatie. Wel worden de in-

zichten uit de studie, zoals het belang van de recreatiewaarde en het belang van de waarde van de omliggende huizen, vaak gebruikt bij argumenteringen rond het belang van parken. Een volgende studie die meer rekening houdt met de Vlaamse context, zou daarom interessant zijn.

III Natuurherstel in de Hemmepolder

Titel: Maatschappelijke kosten-batenanalyse van het natuurherstelproject Hemmepolder

Uitvoerder: I. Liekens, S. Bogaert, L. De Nocker, J. Maes, D. Libbrecht, L. De Smet & P. Nunes

Jaar: 2006

Jaar datavergaring: 2006

Opdrachtgever: Agentschap voor Natuur en Bos, cel kustzonebeheer (buitendienst West-Vlaanderen)

Budget: 30.600 EUR
(voor het deel waardering milieubaten)

Categorie: Contingente rangschikkingsmethode

I Doel

In het natuurherstelplan voor het Vlaamse natuurreservaat 'De Ijzermonding' is voorzien dat de aangrenzende Hemmepolder door maatregelen van natuurontwikkeling zal geïntegreerd worden in het reservaat. Dit kan op verschillende manieren. In een voorstudie werden drie basis-scenario's voor natuurontwikkeling uitgewerkt, met elk hun eigen inrichtingsvarianten. De doelstelling van deze studie was de impact van deze scenario's en hun varianten te beoordelen. Hierbij werd rekening gehouden met de effecten op landbouw, toerisme en recreatie, visserij en andere aspecten van de economie. Op basis hiervan moest de opdrachtgever op een verantwoorde wijze kunnen beslissen welk natuurontwikkelingsscenario het best kan uitgevoerd worden en hoe.

II Methoden en resultaten

Deze studie bevat zowel een maatschappelijke kosten-batenanalyse als een kosteneffectiviteitsanalyse en een financiële analyse. Hier wordt echter alleen het deel toegelicht met betrekking tot de waardering van milieubaten.

De focus van de studie lag op de beleving van natuur en landschap door recreanten en voorbijgangers (Bogaert, S., De Smet, L., Nunes, P.), de effecten voor de landbouw (Libbrecht, D.) en op de effecten van de scenario's op de waterkwaliteit en de kinderkamerfunctie voor garnalen (Liekens, I., De Nocker, L., Maes, J.). Het ging dus enkel over gebruikswaarden.

De Hemmepolder kan in de toekomst ingericht worden volgens verscheidene scenario's met telkens andere natuureigenschappen en recreatiemogelijkheden. Om deze verschillen in kaart te brengen pasten de onderzoekers de 'contingente rangschikkingsmethode' toe. Het specifieke voordeel van deze methode is dat ze naast elkaar bestaande eigenschappen van milieuverbetering kan waarderen en daarom geschikt is om beleidsmakers te informeren over multidimensionale aspecten van mogelijke beleidskeuzes. Daardoor was de contingente rangschikkingsmethode de aangewezen methode voor de case van de Hemmepolder.



Tabel 2.2: Overzicht betalingsbereidheid per scenario (éénmalige betaling in €/gezin), t.o.v. het nulscenario 'huidige situatie behouden' voor de Hemmepolder

		Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Alle observaties	Gemiddelde	40,54	33,12	84,67
	Mediaan	35,55	18,97	74,92
Enkel niet-protesters	Gemiddelde	40,12	31,97	84,96
	Mediaan	35,24	18,46	75,11
Enkel niet-protesters uit regio Nieuwpoort	Gemiddelde	61,98	35,54	113,40
	Mediaan	54,80	16,26	93,58
Enkel niet-protesters afkomstig van buiten de regio Nieuwpoort	Gemiddelde	38,45	31,59	82,71
	Mediaan	34,04	18,71	73,71

Bron: VITO+ Ecolas, 'Maatschappelijke kosten-batenanalyse van het natuurherstelproject Hemmepolder', 2006

De steekproef bestond uit alle potentiële bezoekers van het natuurgebied. De onderzoekers voerden interviews uit in de Hemmepolder of op een beperkte afstand ervan (in het huidige reservaat en op de wandelpromenade), en dit tijdens weekends en vakantieperiodes. Er werden 355 bruikbare enquêtes weerhouden.

De enquête begon met vragen over de recreatieve activiteiten van de respondenten aan de kust, hun kennis van natuurgebieden aan de kust en hun bezoekersfrequentie. Daarna kwam een voorstelling van het natuurgebied 'De IJzermunding' en de Hemmepolder, met specifieke aandacht voor natuur, recreatiebeleving, landschapsvisuele aspecten en landbouw.

Aan de respondenten werd voorgesteld dat de Hemmepolder in de toekomst, naast het nulscenario, op drie verschillende manieren kon worden ingericht. Elk van deze scenario's (behalve het nulscenario) hield een verbetering in van de natuurkwaliteit. De huidige inrichting is het nulscenario. Aan elk scenario, behalve aan het nulscenario, werd een vooraf bepaalde éénmalige belasting gekoppeld die elk Vlaams gezin moest betalen.

De onderzoekers kozen voor 4 combinaties van mogelijke geldbedragen per scenario, dus 4 biedkaarten per scenario. Deze biedkaarten werden opgesteld op basis van literatuurgegevens en de resultaten van de testenquêtes. Ze werden verdeeld over de steekproef. De respondent moest de 4 scenario's rangschikken van meest naar minst wenselijk.

Nadat de geïnterviewde de scenario's had gerangschikt, peilden de onderzoekers naar de motivatie van zijn keuzes en naar de verwachte toekomstige bezoekersfrequentie. Dit is vooral belangrijk wanneer de respondent het nulscenario als meest wenselijk kiest. Als de onderzoekers de motivatie van deze keuze kennen, kunnen ze beoordelen of het om een protestantwoord gaat of om een reële betalingsbereidheid van 0 EUR. Tot slot kwamen er nog vragen over het gebruik van het natuurreservaat, evaluatievragen en socio-demografische vragen.

Uit de beschrijvende analyse van de resultaten bleek dat de betalingsbereidheid systematisch hoger lag bij mensen die dicht bij het gebied wonen. De laagste inkomensklasse was meer geneigd om het nulscenario te kiezen. Iemand met een familielid bij een natuurvereniging bleek meer voor het scenario met de meeste natuurontwikkeling te kiezen. Er was geen significant verschil tussen de dataset met en zonder protestantwoorden. Om deze cijfers te gebruiken voor de berekening van totalen wordt bij voorkeur de mediaanwaarde gebruikt.

Hoewel deze resultaten komen van een peiling naar de gebruikswaarde, zal hier waarschijnlijk ook gedeeltelijk de bestaanswaarde in vervat zitten omdat respondenten dit moeilijk kunnen scheiden van hun waardering van de gebruikswaarde.

De totale baten werden berekend door de betalingsbereidheid per gezin te vermenigvuldigen met het aantal mensen van verschillende gezinnen dat de Ijzermonding jaarlijks naar ver-

wachting zal bezoeken. Het huidige aantal jaarlijkse bezoekers bedraagt naar schatting 43.200. Vanaf 2008 zullen naar verwachting jaarlijks 128.200 bezoekers naar de Ijzermonding komen. Omdat een betalingsbereidheid per gezin werd gevraagd, moesten de onderzoekers dit aantal bezoekers omrekenen naar het aantal bezoekende gezinnen. Daarvoor gebruikten ze gegevens uit de enquête. Zo kwamen ze tot een verwacht aantal gezinnen van 61.000 die de Ijzermonding jaarlijks zullen bezoeken vanaf 2008.

Tabel 2.3: Totale baten recreatie en toerisme in Hemmepolder (€/jaar)

	Aantal gezinnen voor het eerst in de Ijzermonding	Aantal gezinnen gecorrigeerd voor potentiële protesters	Baten scenario 1 (mediaan 35,24 €)	Baten scenario 2 (mediaan 18,46 €)	Baten scenario 3 (mediaan 75,11 €)
Jaar 1	61.000	48.800	1.719.712 €	900.848 €	3.665.368 €
Jaar 2	23.200	18.560	654.054 €	342.618 €	1.394.042 €
Jaar 3	23.200	18.560	654.054 €	342.618 €	1.394.042 €
Jaar 4	23.200	18.560	654.054 €	342.618 €	1.394.042 €
Jaar 5	23.200	18.560	654.054 €	342.618 €	1.394.042 €
Jaarlijks, vanaf jaar 6	14.000	11.200	394.688 €	206.752 €	841.232 €

Bron: VITO+ Ecolas, 'Maatschappelijke kosten-batenanalyse van het natuurherstelproject Hemmepolder', 2006

Daarnaast trachtte deze studie ook om andere natuurbaten te monetariseren, zoals de kinderkamerfunctie voor garnalen. Op basis van een populatiemodel stelden de onderzoekers vast dat de impact van de Hemmepolder als kinderkamer van garnalen op de totale bevisbare populatie marginaal is. De potentiële bijdrage aan de Belgische visserij van garnalen is marginaal. Om een monetaire waarde te bekomen, vermenig-

vuldigen ze de productiehoeveelheid van garnalen met de netto-opbrengst voor garnalen. Ook sommige baten van regulerende functies zijn meegenomen. Zo zijn er waarden opgenomen voor het effect van de Hemmepolder op de waterkwaliteit van de Ijzer. Hiervoor gebruikte men 'benefit transfer' uit de literatuur en uit studies van de Schelde voor de actualisatie van het Sigmaplan.

Bij de natuurbaten werden de productiebaten van riet en een aantal regulatiebaten bij een inrichting als binnendijks wetland niet meegenomen. Tot slot werden ook andere effecten ingeschat zoals veiligheid, uitzicht op de dijk, historische waarde van het landschap en het gebruiksverlies grondwater door mogelijke verzilting. Een deel ervan is enkel kwalitatief meegenomen.

III Aandachtspunten

Het budget voor de gehele MKBA-studie was voldoende, maar specifiek voor de waardering van de milieubaten werd een te beperkt budget gebruikt omdat het opstellen van de enquête en de uitvoering van de interviews meer tijd in beslag namen dan verwacht.

Om sommige effecten weer te geven en te waarderen was de **schaal** van het beoordeelde project te klein. De beperkte schaal maakt het moeilijker om het referentiescenario voor het gebied Hemmepolder uit te werken omdat men werkte op basis van gemiddelden voor een veel groter gebied. Dergelijke analyse en cijfers zijn meer verantwoord voor een groter gebied.

Door de beperkte schaal waren er ook meer protestantwoorden. Voor een groep van bevraagden waren de (sociale) effecten op de landbouw en geviseerde bedrijven namelijk belangrijk, zodat ze de scenario's van natuurontwikkeling verwierpen. Deze bezwaren spelen een kleinere rol als het ruimtegebruik in een ruimer kader kan worden afgewogen en de bedrijven uitwijkmogelijkheden hebben.

Uit de resultaten bleek dat een deel van de ondervraagden ook met de bestaanswaarde van natuur rekening hielden in hun beoordeling hoewel het de bedoeling was te focussen op de gebruikswaarde. De bekomen waarden mag men dus niet zonder meer optellen bij niet-gebruikswaarden uit de literatuur.

IV Aanbevelingen en beleidstoepassing

Bij het gebruik van de contingente rangschikingsmethode zijn er heel wat aandachtspunten. Zo is het identificeren van de eigenschappen en hun bijhorende waarden of niveaus cruciaal. Deze niveaus of waarden moeten ook meetbaar zijn. Men mag niet te veel en niet te weinig eigenschappen opnemen en er mogen ook niet te veel of te weinig scenario's zijn die de ondervraagden moeten rangschikken. Het is best om de rangschikking te ondersteunen met foto's en kaarten. De prijsniveaus moeten doordacht worden gekozen.

De studie heeft bijgedragen tot het oplossen van de beleidsvragen. De politieke keuze moet nog gemaakt worden, maar dankzij de studie kan ze meer doordacht gebeuren. De informatie uit de MKBA zal ook gebruikt worden in de communicatie met de burgers.

Een ander voorbeeld van een waarderingsstudie van een poldergebied is de waardering van de Uitkerkse polder in Blankenberge in opdracht van Natuurpunt (2007). Hiervoor werd o.a. de recreatiekostenmethode gebruikt. Bij gebrek aan voldoende documentatie kunnen we deze studie niet apart bespreken.

IV Olielozingen in de Noordzee

Titel: *Ontwikkelen van socio-economische beoordelingscriteria die het mogelijk maken de kostprijs van een degradatie van het mariene milieu objectief te bepalen*

Uitvoerder: K. Van Biervliet, G. Bogaert, M. Deconinck, D. Le Roy & S. Bogaert

Jaar: 2003

Jaar datavergaring: 2001

Opdrachtgever: Federaal wetenschapsbeleid: Plan ter wetenschappelijke Ondersteuning van een beleid gericht op Duurzame Ontwikkeling (PODO I)

Budget: 210.000 EUR

Categorie: CVM, Substitutiekostenmethode

Website: het rapport van het MARE-DASM-project kan worden besteld op http://www.belspo.be/belspo/home/publ/rappMNDD2_nl.stm

I Doel

Deze waarderingsstudie maakte deel uit van een groter project, namelijk het Programma "Duurzaam beheer van de Noordzee" – MARE-DASM, dat een onderdeel was van het 'Plan ter wetenschappelijke Ondersteuning van een beleid gericht op Duurzame Ontwikkeling' (PODO I).

Het overkoepelende PODO I-project had als doel voorstellen te ontwikkelen voor een duurzaam beheer van het Belgische deel van de Noordzee. De waarderingsstudie in dit project had als specifiek doel het uitwerken van een evaluatiesysteem met o.a. een set van economische indicatoren, dat was ontwikkeld in het kader van het Impulsprogramma Zeewetenschappen.

II Methoden en resultaten

De kern van deze studie is het inschatten van de verliezen aan niet-gebruikswaarde ten gevolge van een accidentele olielozing voor de Belgische kust. Hiervoor werd de contingente waarde-

ringsmethode toegepast. Daarnaast probeerde men ook de herstelkosten te schatten (substitutiekostenmethode). De gebruikswaarde van de Noordzee was reeds in een voorafgaand onderzoek ingeschat (Vandenbroele et al., 1997) en werd hier niet onderzocht. Er zal echter altijd wel een deel gebruikswaarde worden meegeteld als men in België een waardering maakt van de niet-gebruikswaarde van de Noordzee, omdat iedereen er wel al eens geweest is. Op basis van een enquête bevroegen de onderzoekers de betalingsbereidheid van 571 personen verspreid over heel België. In totaal werd 2682 keer aan huis aangebeld, wat een responsgraad van 22% impliceert.

De enquête begon met een peiling naar de houding van de respondent t.o.v. verschillende maatschappelijke problemen en milieuproblemen. De belangrijkste reden hiervoor was dat men wou nagaan of er een verband was tussen bepaalde thema's en de betalingsbereidheid bij olievervuiling.



Tabel 2.4: Gemiddelde betalingsbereidheid preventie en interventie bij olielozingen in de Noordzee

	Inclusief protestantwoorden	Exclusief protestantwoorden
Per gezin	88,37 - 112,07 EUR	115,79 - 142,86 EUR
Totale Belgische bevolking	375 - 476 miljoen EUR	492 - 606 miljoen EUR

Bron: Ecolas, Ontwikkelen van socio-economische beoordelingscriteria die het mogelijk maken de kostprijs van een degradatie van het mariene milieu objectief te bepalen, 2003

Er werden zes scenario's opgesteld, variërend naar gelang van de impact van de vervuiling en de frequentie van voorkomen van ongevallen. De zes scenario's werden verdeeld over vier vragenlijsten met elk twee scenario's. Om de enquêtescenario's realistischer te maken, stelden de onderzoekers in samenwerking met internationale specialisten twee achtergronddocumenten op die handelden over de referentiesituatie van de Belgische Noordzee en een hypothetisch preventie- en interventieprogramma bij olievervuiling met bijhorende schade aan het milieu. Zo konden ze vragen **hoeveel de respondenten bereid waren te betalen na een olieramp om de Noordzee te herstellen** en terug te brengen naar de referentiesituatie. De nadruk lag in de enquête op het effect van een olieramp op vogels, zoogdieren, bodemleven en strand en kust. Om alles realistischer te maken en om de respondenten te helpen bij het verwerken van de informatie ging elk scenario vergezeld van foto's en kaarten. De vragenlijst werd opgesteld in overeenstemming met de NOAA-richtlijnen, en werd ruim getest via focusgroepen en diepte-interviews en besproken met allerlei experts.

Er werd gevraagd naar een **éénmalige financiële bijdrage per gezin** en dit slechts voor één van de twee scenario's. Per vragenlijst waren er 7 verschillende biedkaarten voorzien waaraan ze door middel van de tweevoudige dichotome keuzemethode een bedrag toekenden. Dit resulteerde in 28 verschillende vragenlijsten (4 vragenlijsten * 7 biedkaarten). De (hypothetische) betaling moest enkel gebeuren als 50% van de bevolking akkoord ging met het interventie- en preventieprogramma (referendumsituatie).

Deze voorwaarde moest 'free-riders' gedrag tegengaan. De mogelijkheid was voorzien om op het einde van de enquête de betalingsbereidheid (BB) te herzien.

Tot slot werd gevraagd naar het gebruik van de Belgische kust, naar de houding van de respondent en zijn gezin tegenover de Belgische kust en naar de socio-demografische kenmerken van de respondent. Bijzonder was dat de interviewer na het interview zijn mening moest geven over de opgegeven BB. De interviewer moest dus evalueren of de respondent wel een juiste inschatting maakte, rekening houdende met zijn budget en dergelijke.

De resultaten van deze enquête werden onderworpen aan een beschrijvende analyse en een verschillenanalyse. De onderzoekers gingen na of er statistisch significante verschillen waren in betalingsbereidheid tussen de verschillende scenario's. Er is slechts één significant verschil gevonden in de betalingsbereidheid, met name bij de variabele 'vervuilingsfrequentie', tussen het scenario met een ongevallenfrequentie van '1 op 3' en het scenario '1 op 10'. Tegen de verwachtingen in was er voor de steekproef inclusief protestantwoorden geen verschil in gemiddelde betalingsbereidheid tussen de scenario's met verschillende omvang van vervuiling (impact). Voor de steekproef zonder protestantwoorden kon men geen conclusies trekken. Een te kleine steekproefgrootte per scenario lag mogelijk aan de basis hiervan. Een andere mogelijke reden was dat de continue waarderingsmethode niet in staat was om deze verschillen tussen scenario's te waarderen.

Bovenstaande tabel geeft de gemiddelde betalingsbereidheid per gezin weer en de betalingsbereidheid van de totale Belgische bevolking. De marges in de tabel zijn te verklaren doordat de betalingsbereidheid varieert naargelang van het voorgestelde scenario. Wanneer men de protestantwoorden uitsluit, ligt de betalingsbereidheid 13% à 16% lager dan inclusief protestantwoorden.



Er werd eveneens een waarderingsfunctie opgesteld met de volgende variabelen: volgorde van voorkomen van het scenario, provincie, kennis van het natuurreservaat 'De IJzermonding', bezoeken omwille van gezondheidsredenen, kijken naar natuurdocumentaires of boeken lezen over natuur, reeds bijdrage gestort voor milieuorganisaties, leeftijd en inkomen. Voor het opstellen van de waarderingsfunctie werden de protestantwoorden uit de dataset gelaten.

Naast de niet-gebruikswaarde van de Noordzee berekenden de onderzoekers ook de **herstelkosten van het verlies aan fauna en flora** door een vervuiling. Deze kosten schatten ze aan de hand van de kostprijs van de verzorging van vogels en zeezoogdieren en kweekprogramma's van vissen. Voor vissen werden geen gegevens gevonden. Voor vogels en zeezoogdieren kon men de vaste kosten ook niet berekenen bij gebrek aan gegevens. De variabele kostprijs van de opvang van een vogel als olieslachtoffer varieerde van 2,2 tot 6,3 EUR per dag. De gemiddelde opvangstermijn bedroeg 3 – 6 weken. De variabele kostprijs voor de opvang van een gestrande zeehond bedroeg ongeveer 700 EUR voor een periode van 100 dagen. De verzorgingskost was bij deze laatste niet opgenomen bij gebrek aan gegevens. Er werden geen totale herstelkosten berekend.

In 2005 heeft Prof. Frank Maes het boek samengesteld 'Marine Resource Damage Assessment – Liability and Compensation for Environmental Damage' waarin een hoofdstuk is opgenomen rond dit deel van het onderzoek (Van Biervliet, Le Roy & Nunes). In 2006 publiceerden dezelfde auteurs een working paper over dit onderzoek²⁰.

²⁰ 'An accidental oil Spill along the Belgian coast: results from a CV study', FEEM Working Paper

III Aandachtspunten

Gezien het budget ruim voldoende was, waren er weinig problemen bij deze studie. Alleen was het niet evident data te vinden om de herstelkosten te schatten. Er werden verder bijna geen statistisch significante variabelen gevonden. Dit kwam allicht door de veelheid van scenario's waardoor de steekproefgroottes per scenario te klein waren.

IV Aanbevelingen en beleidstoepassing

Het is aan te bevelen om niet teveel scenario's op te nemen. Als de steekproefgrootte per scenario te klein wordt, kan men er moeilijker significante resultaten uit afleiden. Daarnaast moeten de interviews zoveel mogelijk gedaan worden met de personen binnen het gezin die verantwoordelijk zijn voor de uitgaven. Zij zijn het best geplaatst om in te schatten of de opgegeven betalingsbereidheid haalbaar is rekening houdende met hun budget.

Aangezien deze studie deel uit maakt van het Programma "Duurzaam beheer van de Noordzee" - MARE-DASM, lag er geen directe beleidsvraag aan de basis van deze studie. Dit programma beoogt om onderzoeksgroepen ertoe te brengen om in multidisciplinaire netwerken rond thematische projecten te werken met als gemeenschappelijk doel bij te dragen tot een solide wetenschappelijke basis waarop de Federale Overheid haar beleid op lange termijn voor een duurzaam beheer van de Noordzee en haar rijkdommen kan steunen.

De resultaten van de studie MARE-DASM werden, inclusief de waarderingsstudie, overgemaakt aan het kabinet van de minister van de Noordzee.

V Natuurbaten in het Schelde-estuarium

Titel: *Natte natuur in het Schelde-estuarium: Een verkenning van de kosten en baten*

Uitvoerder: L. De Nocker, I. Liekens & S. Broekx (VITO)

Opdrachtgever: Rijkswaterstaat Zeeland in opdracht van Projectdirectie Ontwikkelingsschets Schelde-estuarium (ProSes)

Jaar: 2005

Budget: 215.000 EUR (Dit is het totale budget voor de drie MKBA's van het ProSes project. Slechts een deel hiervan werd gebruikt voor het inschatten van de milieubaten)

Titel: *Maatschappelijke Kosten-Batenanalyse (MKBA) voor de actualisatie van het Sigmaplan: Lokale optimalisatie van dijkverhoging en overstromingsgebieden*

Uitvoerder: Projectconsortium MKBA Sigmaplan

Titel: *MKBA Sigmaplan: Onderdeel Ecosysteembaten*

Uitvoerder: Ruijgrok et al. (Witteveen+Bos i.s.m. Resource Analysis en VITO)

Opdrachtgever: Vlaamse Overheid, Departement Mobiliteit en Openbare Werken, Administratie Waterwegen en Zeewezen, Afdeling Zeeschelde

Jaar: 2004

Jaar datavergaring: 2004

Methode: Substitutiekostenmethode, CWM en Benefit transfer

I Kadering

Het Sigmaplan dateerde uit 1977 en moest geactualiseerd worden om rekening te houden met de effecten van klimaatverandering. Deze actualisatie kon onder verschillende vormen gebeuren. Er werden daarom 8 planalternatieven ontwikkeld die variëren van dijkverhoging, stormvloedkeringen tot de aanleg van overstromingsgebieden. Om te bepalen welk alternatief het meest geschikt was, werden zij onderworpen aan o.a. een maatschappelijke kosten-batenanalyse.

Het ProSes-project was een Vlaams-Nederlands project en bundelde drie maatschappelijke kosten-batenanalyses (MKBA) rond de thema's veiligheid tegen overstromen (Overschelde), toegankelijkheid en natuurlijkheid. In dit rapport bespreken we hoofdzakelijk de MKBA die de projecten ter bevordering van de natuurlijkheid in het Schelde-estuarium omvat. De MKBA rond de Overschelde bevat geen natuurbaten. De MKBA die de verruiming van de vaarweg van de Schelde behandelt, neemt de externe kosten van transport op leefmilieu als enige milieukosten of -baten mee. Deze kosten zijn dezelfde als in een andere, uitgebreidere Vlaamse studie (zie Hoofdstuk X).

Daarnaast werd bijna op het zelfde moment een MKBA voor de actualisatie van het Sigmaplan opgesteld. Beide studies werden zoveel mogelijk op elkaar afgestemd.



II Doel

De MKBA over de projecten ter bevordering van de natuurlijkheid in het Schelde-estuarium, (ook "ProSes-studie Natuurlijkheid van het Schelde-estuarium" genoemd) had als doel inzicht te verwerven in de mogelijke maatschappelijke kosten en baten van projecten voor het behoud en de verbetering van de natuurlijkheid van het Schelde-estuarium. Hierbij werden effecten met een impact op de algemene welvaart van de maatschappij in beschouwing genomen. Aan de hand van enkele voorbeeldgebieden onderzocht men ook of er grote verschillen zijn in kosten en baten tussen verschillende soorten nieuw te creëren natuur. De drie beschouwde soorten te creëren natuur zijn ontpoldering, gedempt getij en wetlandcreatie landinwaarts van de dijken.

De MKBA voor de actualisatie van het Sigmaplan vergeleek de kosten en baten van verschillende alternatieve maatregelen om de veiligheid tegen overstromingen in het Scheldebekken te vergroten. Eén van de alternatieven was de aanleg van overstromingsgebieden, al dan niet in combinatie met natuur. Daarom moest men ook met de verschillende kosten en baten van natuurinvulling rekening houden.

Beide studies werden inzake kosten en baten van de natuurinrichting op elkaar afgestemd om zoveel mogelijk de consistentie tussen de studies te bewaren. De MKBA voor de actualisatie van het Sigmaplan heeft wel meer gebiedsspecifieke kengetallen omdat daarbij een contingente waarderingsstudie (CWM) werd uitgevoerd.

III Methode en resultaten

De kosten en baten werden geschat aan de hand van kengetallen en afgewogen tegen het nulalternatief. Aangezien de Schelde ook door Nederland loopt, hielden de onderzoekers rekening met de kosten en baten in zowel Vlaanderen als Nederland. Om rekening te houden met de toekomstige onzekerheden gebruikten ze drie, door het Nederlandse Centraal Plan Bureau ontwikkelde, mondiale omgevingsscenario's en drie discontovoeten. Bij de omgevingsscenario's hielden ze wel rekening met de verschillen tussen Nederland en Vlaanderen op het gebied van de ontwikkeling van de beroepsbevolking. We bespreken hier enkel de milieubaten van de natuurontwikkelingsscenario's, vooral de aanleg van overstromingsgebieden. Overstromingsgebieden kunnen weliswaar verschillende vormen aannemen maar dit laten we in deze samenvatting buiten beschouwing.



De belangrijkste kwantificeerbare natuurbaten zijn hieronder opgesomd.

Tabel 2.5: Natuurbaten Schelde-estuarium

Functie	Gewaardeerd via	Kengetallen
Hout- en rietproductie	Marktprijzen	neen
Aquacultuur	Marktprijzen	neen
Sedimentatiebeheersing	Vermeden baggerkosten	Ja, zowel voor sedimentatie als voor de vermindering van bodemerosie
Opslag/recycling broeikasgassen	Marktprijs CO ₂ -rechten voor behalen milieudoelstelling	Ja, zowel voor opslag als recycling
Nutriëntenverwijdering	Indirecte marktmethod: vermeden kosten voor waterzuivering en voor het behalen van de waterkwaliteitsdoelstellingen	Ja, opgesplitst naar inrichtingstype en zoutniveau
Beluchting water	Indirecte marktmethod: vermeden kosten voor waterzuivering en voor het behalen van de waterkwaliteitsdoelstellingen	Ja, opgesplitst naar inrichtingstype en zoutniveau
Begraving zware metalen in bodem	Indirecte marktmethod: vermeden kosten voor waterzuivering en het behalen van de waterkwaliteitsdoelstellingen	Ja, maar niet meegenomen
Recreatieve beleving	Benefit transfer of CWM: hogere waardering gebied	Ja, maar niet opgesplitst naar inrichtingstype
Woongenot	Verlies uitzicht/toename waarde omgeving	Neen, vervat in andere baten
Niet-gebruikswaarde	CWM: bewaren voor zichzelf en nageslacht van open ruimte	Ja, maar controversieel, bijgevolg niet meegenomen

Bron: VITO, Natte natuur in het Schelde-estuarium: Een verkenning van de kosten en baten, 2005

Langs de batenkant maakt men een onderscheid tussen de gebruiks- en niet-gebruikswaarde van een gebied. Onder gebruikswaarde vallen de productiefuncties, de regulatiefuncties en de recreatiebaten.



De **productiebaten**, zoals de waarde van de hout- en rietproductie, werden berekend in een studie van Ruijgrok et al. (2004a) aan de hand van de oogsthoeveelheid en de marktprijzen, vermindert met de oogstkosten. Omdat de onderzoekers in de praktijk de oogstkosten niet of onvoldoende nauwkeurig konden bepalen, was het onmogelijk om de productiefuncties te waarderen en in de analyse op te nemen.

De **regulatiefuncties** zijn regulerende processen die veelal indirect welvaart opleveren. Voorbeelden van regulatiefuncties zijn waterzuivering of klimaatregulering. De regulatiefuncties van de natuur in overstromingsgebieden dragen bij tot het halen van verschillende milieudoelstellingen van de overheid, zodat bepaalde maatregelen en kosten kunnen vermeden worden.

Om in de economische analyse de waarde van de werking van het estuariene ecosysteem in overstromingsgebieden te schatten, namen de onderzoekers als basis de waardering van de vermeden kosten voor sedimentbeheersing, het verwijderen van nutriënten, de vastlegging van koolstof en de beluchting van het water. Met de captatie van zware metalen in de bodem hielden ze geen rekening omdat wetenschappers er van mening over verschillen of dit nu een baat is of niet. Volgens sommigen zou het slechts een verplaatsing van het probleem zijn.

De kennis over deze estuariene processen en hun onderlinge samenhang is nog niet volledig, zodat de studie slechts een deel van de totale baat economisch kon waarderen. Om te schatten wat de batens zijn van een verbetering van de waterkwaliteit, gebruikte de studie het OMES-model. Het OMES-model werd ontwikkeld om de invloed van maatregelen in het Sigmaplan op de waterkwaliteit te waarderen voor de Zeeschelde. Voor de resultaten van de Westerschelde was er geen eigen model beschikbaar en daarom is voor dit ecosysteem een schatting gebeurd op basis van het OMES-model. Voor de Westerschelde betekende dit dus een grotere onzekerheid.

De batens van de reguleringsfuncties in de gebieden uit de casestudies in de ProSes-studie lagen tussen 5.000 en 200.000 euro per hectare natte natuur in het Schelde estuarium. 30.000 euro per hectare zou de beste schatting zijn. De batens waren vooral toe te schrijven aan de nutriëntenverwijdering en sedimentbeheersing. Een kleinere baat wordt bereikt met CO₂-opvang en beluchting van het rivierwater.

Afhankelijk van het ecosysteemtype dat men kiest binnen het overstromingsgebied krijgt men de volgende marges van resultaten (in actuele waarden met 4% discontovoet):

Tabel 2.6: Resultaten regulatiebatens Schelde-estuarium

Regulatiebaat	Waardering in €/ha./jaar
Nutriëntenverwijdering	298 – 462
Klimaat	108 – 374
Beluchting	1,4 – 3,3
Begraving van C, N, P (slechts over 15 jaar)	760
Sedimentatie (slechts over 15 jaar)	1400

Bron: VITO, Natte natuur in het Schelde-estuarium: Een verkenning van de kosten en batens, 2005

Ten derde hebben de overstromingsgebieden een potentieel om de **recreatieve beleving** van het Schelde-estuarium te verhogen.

In de ProSes-studie haalde men uit de literatuur kengetallen die van toepassing waren op vergelijkbare natuurbeelden. De MKBA voor de actualisatie van het Sigmaplan gebruikte meer gebiedsspecifieke kengetallen van een **contingente waarderingstudie**. Deze laatste gebruikte een grootschalige enquête om de waarde van de impact op de recreatieve beleving te schatten. De onderzoekers namen op verschillende locaties in het studiegebied ongeveer 800 succesvolle enquêtes af bij recreanten om de betalingsbereidheid te schatten. Van de enquête maakten ze 5 versies (1 versie voor elk type overstromingsgebied), zodat elke respondent slechts voor 1 type een betalingsbereidheid moest opgeven. De overige 4 types moest hij alleen maar rangschikken naar voorkeur.

De enquête bestond uit drie onderdelen:

- Een duidelijke beschrijving van de te waarden goederen of diensten, in dit geval de inrichting van een gecontroleerd overstromingsgebied al dan niet met natuurontwikkeling. Bij de enquêtes kregen de respondenten ook bijhorende tekeningen en foto's te zien.
- Een aantal vragen om de betalingsbereidheid voor het goed of de dienst te bepalen. Er waren 24% nulbieders (mensen die niets wensen te betalen) en 19% protestbieders (mensen die wel een zekere betalingsbereidheid hebben maar het niet eens zijn met de hypothetische betalingswijze). In vergelijking met andere studies zijn dit eerder lage cijfers.
- Een aantal vragen om de persoonskenmerken te registreren. De respondenten bleken representatief te zijn voor de gehele Vlaamse bevolking.

Uit de bevraging bleek dat de gemiddelde betalingsbereidheid voor een bezoek 1,68 euro was. De waarde varieerde licht naargelang het type overstromingsgebied, maar het verschil was niet statistisch significant. Er bleek een klein statistisch verband te bestaan tussen de betalingsbereidheid en het opleidingsniveau enerzijds en tussen de betalingsbereidheid en het inkomen anderzijds.

Voor de berekening van de totale recreatieve gebruikswaarde is een inschatting van het aantal bezoekers in de gebieden vereist. Dit aantal is geschat op basis van een aanbodbenadering, waarbij de bepalende factor het mogelijke aantal kilometers wandelpad in het gebied is. Op basis van (bestaande) tellingen op dijken en jaagpaden en de te verwachten kilometers aan wandelpaden in de aan te leggen gebieden, werd het aantal verwachte bezoekers geschat. Deze aanpak zou meer realistische cijfers opleveren dan de vraagbenadering²¹. De **totale recreatieve belevingswaarde lag tussen 10.000 en 100.000 euro per hectare**. Deze getallen zijn illustratief voor de waarde die bezoekers aan het gebied toekennen, waaronder de gebruikswaarde.

Huidige en toekomstige omwonenden hebben vooral baat bij de toegenomen recreatiewaarde voor de omgeving. Als het gebied aantrekkelijker wordt voor wonen en werken, kunnen werkgelegenheid, vastgoedmarkt, e.d. stijgen. Met deze afgeleide effecten werd geen rekening gehouden.

Tenslotte is er de laatste groep van natuurbaten, namelijk de *niet-gebruikswaarden*. Deze werden niet opgenomen in de analyse, maar wel berekend in de onderliggende studie van Ruijgrok et al. (2004a) door middel van een andere versie van de hoger vermelde enquête. Het bekomen cijfer per huishouden was voldoende onderbouwd en bedroeg 15,50 euro per huishouden per jaar. Om de totale niet-gebruikswaarde te berekenen

moet men het aantal huishoudens bepalen die iets willen betalen voor de natuurontwikkeling langs de Schelde. De wetenschappelijke methode voor het bepalen van het aantal relevante huishoudens staat nog niet op punt. Met gewoon het aantal huishoudens in Vlaanderen als basis, zouden de resultaten voor het beleid volgens de onderzoekers onbetrouwbaar zijn. Omdat ze in de literatuur verder geen geschikte kengetallen vonden die ze konden transfereren naar het Schelde-estuarium, maakten ze geen schatting van de niet-gebruikswaarde. Ze veronderstellen dat deze waarde wel hoog kan oplopen omdat de Scheldenatuur als uniek wordt beschouwd.

De MKBA rond natuurlijkheid gebruikte een deel van bovenstaande kengetallen in de volgende 7 gebieden: Braakman, Molenpolder, Hellegatpolder, Serarendspolder, Hedwige-Prosperpolder, Zimmermanpolder en Kalkense Meersen. Voor al deze gebieden werden dus geen nieuwe originele waarderingen uitgevoerd. De resultaten van de CWM-enquêtes waren nog niet geanalyseerd toen de ProSes-studie opgeleverd werd. Voor de recreatieve beleving zijn kengetallen gebruikt uit de studie 'Valuation of nature in coastal zones' van Ruijgrok (1999), die een CWM-enquête uitvoerde naar vergelijkbare natuurtypes.

Verder bevat de MKBA-actualisatie van het Sigmaplan nog enkele effecten die niet aan bod kwamen in de MKBA rond natuurlijkheid. Er werden bijvoorbeeld waarden berekend voor het verlies aan uitzicht door de aanleg van een dijk. De studie stelde dit verlies voor in functie van een daling in de huiswaarde. In de literatuur vonden de onderzoekers een waardeverlaging van 12%. Dit verlies in waarde geldt enkel voor woningen in de directe omgeving van de aan te leggen dijken. Voor een rijwoning bedroeg dit verlies 12.000 euro en voor een open bebouwing 36.000 euro. Voor het verstoorde zicht als gevolg van dijkverhogingen werden geen waarden berekend.

De MKBA-actualisatie van het Sigmaplan paste alle kengetallen toe op de verschillende scenario's. Voor elk type overstromingsgebied komen de natuurbaten in een andere mate terug. De verschillende alternatieven voor het Sigmaplan zijn opgebouwd uit verschillende combinaties van vijf types overstromingsgebied en genereren daarom ook verschillende ecosysteembaten. De ecosysteembaten variëren van 143 miljoen tot 984 miljoen euro.

21 *Uitgaande van het feit dat de Scheldenatuur een uniek iets is en dat de vraag naar groene creatie momenteel groter is dan het aanbod, wordt met de vraagbenadering geschat in welke straal rondom het gebied mensen vaak, soms of één keer in een leven (nationaal) naar het gebied zouden komen. Deze methode werd toegepast in de MKBA "Spankrachtstudie: vingerroefening voor het in kaart brengen van de maatschappelijke kosten en baten van rivierverruimende maatregelen op lange termijn" (Kind J., Projectgroep Spankrachtstudie, 2002). Omdat het budget een originele bevraging of onderzoek om dit in te schatten niet toe liet, heeft men in de ProSesstudie de cirkelstraal en de bezoekfrequenties overgenomen uit deze studie. Deze methode geeft een aanzienlijk hoger aantal recreanten wat vaak erg onrealistisch is.*

IV Aandachtspunten

Omdat de projecten in de studie MKBA Natuurlijkheid niet voldoende afgelijnd waren, is slechts een verkenning mogelijk geweest van de kosten en baten. Er ontbraken bijvoorbeeld toekomst-scenario's voor landbouw, natuur en recreatie in de autonome ontwikkeling (het nulalternatief).

Bovendien waren er voor de effecten die men kon identificeren, niet voldoende basisgegevens en/of methodes beschikbaar om alle effecten nauwkeurig in te schatten. In dergelijk geval biedt de literatuur normaal gezien wel een oplossing, maar door het unieke karakter van de Scheldenatuur is het moeilijk om relevante kengetallen terug te vinden. Dit alles impliceert dat er voor zowel de kosten als de baten onzekerheidsmarges bestaan.

Door de korte tijdspanne waarbinnen de studie Natuurlijkheid plaatsvond, was het onmogelijk om sommige afstemmingen met ander onderzoek te maken. Het budget was wel voldoende groot. Voor bevestigingen en meer gebiedsspecifieke gegevens is een ruimer budget nodig.

V Aanbevelingen en beleidstoepassing

Om de milieubaten van een project te analyseren/in te schatten, moet voldoende informatie voorhanden zijn over de huidige situatie en moeten de projectdoelen goed omschreven zijn. Ook nuttig zijn ecologische modellen (zoals het OMES-model) die effecten van bepaalde ingrepen op het milieu bestuderen. Belangrijk hierbij is dat milieueconomen en ecologen samenwerken aan het project zodat beiden elkaars vragen en noden omtrent economische waardering van natuur kennen. Het ecologisch/biologisch onderzoek, bijvoorbeeld naar de effecten op waterkwaliteit van bepaalde ingrepen, is een belangrijke input voor de MKBA Natuurontwikkeling langs de Schelde.

Uit het project blijkt dat men voorzichtig moet zijn met het transfereren van waarden uit andere studies.

Ondanks de wetenschappelijke onzekerheid en de maatschappelijke gevoeligheid inzake het inrichten van natuurgebieden (bv. het teruggeven van land aan water) hebben de studies bijgedragen tot het maken van beleidskeuzes. De actualisering van het Sigmaplan gebruikte kengetallen voor natuurbaten voor het optimaliseren van de keuze tussen bepaalde maatregelen (voor meer info zie www.sigmaplan.be). De kengetallen werden ook gebruikt bij de keuze van projecten voor natuurontwikkeling in het kader van de Ontwikkelingsschets 2010 (voor meer info zie www.ontwikkelingsschets2010.nl).

VI Waterkwaliteit

Titel: *Economic valuation of the non-market benefits of the European Water Framework Directive: An international River basin application of the contingent valuation method*

Uitvoerder: Roy Brouwer (i.s.m. Ann Beckers (VMM), Arnaud Courtecuisse (Agence de l'Eau Artois-Picardie), Lien Vanden Driessche (VMM) en Sandrine Dutrieux (IBGE-BIM)

Jaar: 2007

Jaar datavergaring: 2005

Opdrachtgever: Rijkswaterstaat Directie Zeeland in samenwerking met de Internationale Schelde Commissie in het kader van het Europese Interreg IIIB NWE project 'Scaldir'.

Budget: ongeveer 35.000 EUR

Categorie: Contingente waardering

I Doel

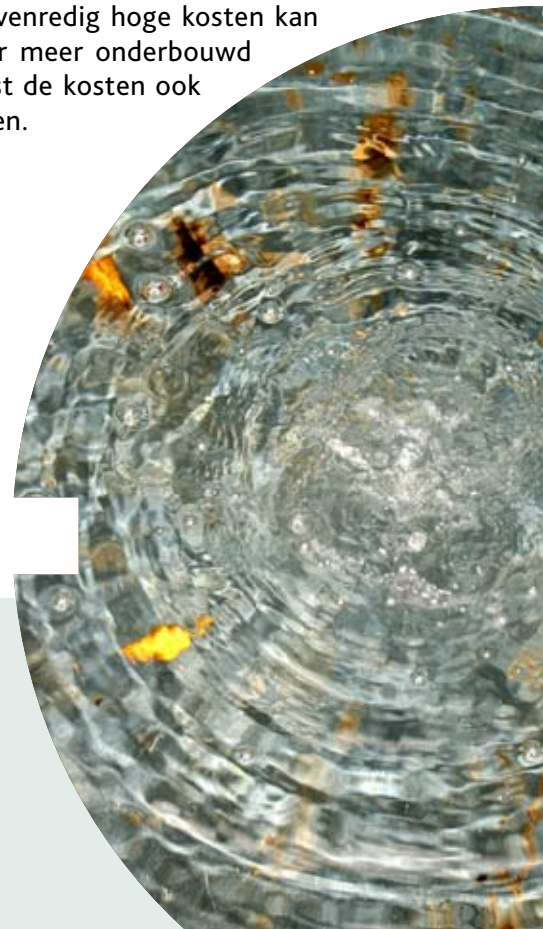
In 2000 is de Kaderrichtlijn Water (KRW) van kracht geworden. Het doel van deze Europese richtlijn is het bereiken van een goede toestand van waterlichamen in de Europese lidstaten tegen 2015.

De KRW is een belangrijke nieuwe beleidslijn die een substantiële nieuwe impuls geeft aan de verbetering van de waterkwaliteit in Europese waterlopen en het grondwater, onder meer in het internationale Scheldestroomgebied. De milieudoelstellingen moeten gehaald worden aan de laagst mogelijke kostprijs. Maar wat leveren deze investeringen precies op en hoeveel is de KRW de samenleving precies waard?

In deze studie maakt men een schatting van de maatschappelijke waarde van zuiverder oppervlaktewater. De resultaten van deze waarderingsstudie moeten de discussie over de uitvoe-

ring van de KRW en de daarbij horende kosten en baten ondersteunen. De vooropgestelde investeringen in aanvullende maatregelen²² voor de verbetering van de waterkwaliteit moeten kosteneffectief zijn. Een belangrijke vraag is echter ook of de voorgestelde milieudoelen vanuit maatschappelijk perspectief worden gewaardeerd. De Europese Kaderrichtlijn Water laat toe om enerzijds de milieudoelstellingen en anderzijds de timing te versoepelen indien er sprake is van onevenredig hoge kosten. De vraag of er sprake is van onevenredig hoge kosten kan economisch onder meer onderbouwd worden door naast de kosten ook de baten te bepalen.

²² Aanvullende maatregelen zijn de maatregelen bedoeld in artikel 11, lid 4 van de Kaderrichtlijn Water.



II Studie

De studie tracht de publieke perceptie ten aanzien van waterkwaliteit en de **niet-vermarktbare baten van verbeteringen in deze waterkwaliteit** te achterhalen voor het Internationale Stroomgebiedsdistrict van de Schelde. Dit stroomgebiedsdistrict bestaat uit de regio's Artois-Picardie (Frankrijk), het Waalse Gewest, het Brussels Hoofdstedelijk Gewest, het Vlaamse Gewest en Zeeland (Nederland). In het kader van het INTERREG-project Scaldit²³ zijn in 4 van de 5 regio's (met uitzondering van Wallonië) de baten van schoner water geschat.

Om de niet-vermarktbare baten in te schatten kozen de onderzoekers de **contingente waarderingmethode** met enkelvoudige dichotome keuze. Door een schriftelijke enquête naar 17.300 adressen te zenden, waarvan 7.000 in Vlaanderen, verzamelden ze informatie over het gebruik, de waardering en de beleving van water. Deze informatie gebruikten ze als indicator voor de perceptie die de burger heeft van de omvang van de waterkwaliteitsproblematiek enerzijds en voor de maatschappelijke bereidheid om hier wat aan te doen anderzijds.

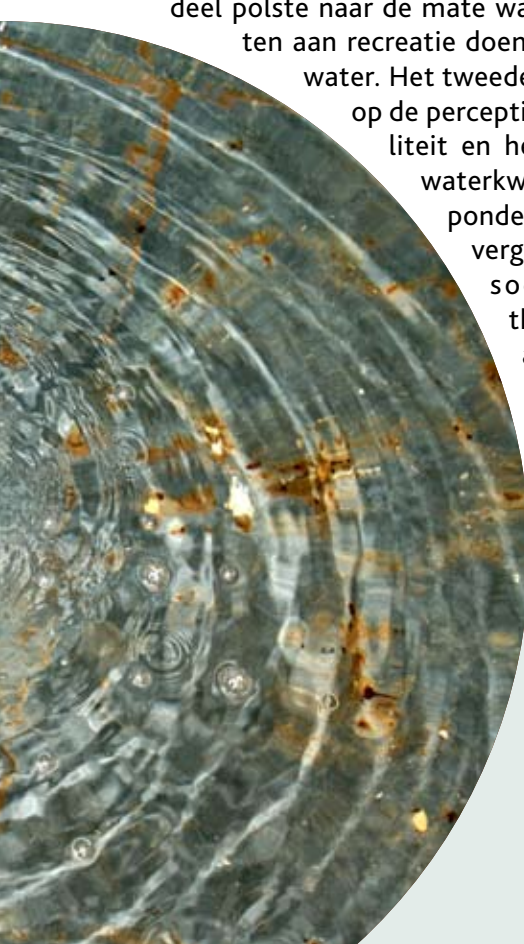
De vragenlijst bestond uit 47 vragen. Het eerste deel polste naar de mate waarin de respondenten aan recreatie doen langs, op of in het water. Het tweede deel ging dieper in op de perceptie van de waterkwaliteit en het belang van deze waterkwaliteit voor de respondent, onder andere in vergelijking met andere socio-economische thema's. Ook werd aan de respondenten gevraagd of zij vinden dat zij voldoende geïnfor-

meerd worden over de waterkwaliteit in Vlaanderen en hoe belangrijk zij het vinden dat zij hierover worden geïnformeerd. Hierna was er een tekst ingevoegd die de respondenten informeert over de huidige waterkwaliteit in Vlaanderen. Het derde deel bevatte het eigenlijke waarderingsscenario met vragen rond de betalingsbereidheid. In de eerste plaats werd er gevraagd of de respondent in principe bereid is te betalen of niet. Voor wie bereid was te betalen, werd vervolgens aan de hand van dichotome keuzevragen de bereidheid tot betalen (BB) bepaald. In totaal zijn 10 verschillende geldbedragen gebruikt in de enquête, variërend van 5 tot 250 euro per huishouden per jaar. Deze bedragen waren evenredig verdeeld over enquêtes. Bijzonder was dat er, na het vaststellen van de BB, gevraagd werd hoe zeker de respondent was dat hij het opgegeven bedrag zou betalen en, als hij niet 100% zeker was waarom dan niet.

Naast deze eerste peiling naar de betalingsbereidheid via keuzebedragen, vroegen de onderzoekers nog een tweede keer naar de BB maar deze keer in een open vraag. Hier moest de respondent de maximale betalingsbereidheid opgeven waarvan hij met 99% zekerheid wist dat hij dit bedrag zou betalen. De respondent moest ook aangeven op welke wijze hij het liefst zou betalen (via extra inkomstenbelastingen, via een hogere prijs van het drinkwater, ...).

Deel vier bevatte, zoals de meeste enquêtes, vragen rond demografische en socio-economische karakteristieken. Tot slot volgden er in deel vijf vragen over de enquête zelf en de geloofwaardigheid ervan.

²³ Het Scaldit-project legt de basis voor de ontwikkeling van een integraal waterbeleid in het Scheldestroomgebiedsdistrict.



Van de 17.300 verstuurde enquêtes (7.000 voor Vlaanderen) waren er slechts een deel bruikbaar, namelijk 646 voor Artois-Picardie, 998 voor Vlaanderen, 286 voor Brussel en 874 voor Zeeland. Tussen de regio's bleken de demografische en socio-economische kenmerken van de respondenten sterk te verschillen. Om de betalingsbereidheid in te schatten pasten de onderzoekers twee verschillende statistische modellen toe op de data uit de enquêtes: een lineair-logistisch model en een log-logistisch model. De studie stelde dat dit laatste model het meest accurate is. Daarom bespreken we hier enkel de resultaten van het log-logistisch model en voornamelijk de resultaten voor Vlaanderen.

Uit de extrapolatie blijkt dat **52% van de inwoners uit het Scheldestroomgebied bereid is om te betalen voor een betere waterkwaliteit**. Deze bereidheid tot betalen is met ongeveer 53% het hoogste in Vlaanderen en Zeeland. De antwoorden van de respondenten die niet wilden betalen, werden opgesplitst in protestantwoorden (bv. vervuiler moet betalen, overheidstaak, wantrouwen in gebruik van het geld, ...) en niet-protestantwoorden of nulbieders (bv. onvoldoende financiële middelen, huidige situatie volstaat, er zijn andere belangrijkere thema's, ...). Het aantal protestantwoorden in de steekproef bedroeg 9,5% (7,9% in Vlaanderen). Dit lage aandeel van proteststemmen draagt volgens de auteur bij tot de betrouwbaarheid van de CVM-studie.

De mediaanwaarde voor de betalingsbereidheid lag over de 4 regio's tussen 14 en 24 EUR per huishouden per jaar. **Voor Vlaanderen bedroeg de mediaan van de betalingsbereidheid bijna 19 EUR per huishouden per jaar**. De baten waren significant hoger stroomafwaarts dan stroomopwaarts. Door de significante verschillen tussen de betalingsbereidheid van de vier regio's zijn de waarden niet overdraagbaar (benefit transfer) over regio's heen. Tussen de Belgische regio's bleken de bekomen waarden echter wel overdraagbaar te zijn.

Zowel de eigen gezondheid als de gezondheid van kinderen en kleinkinderen behoorden tot de redenen die de respondenten opgaven voor hun betalingsbereidheid. Dit betekent dat de betalingsbereidheid zowel gebruiks- als niet-gebruikswaarden

bevat. Deze bevinding bevestigde dat de contingente waarderingmethode de meest geschikte methode was.

De onderzoekers deden ook uitgebreid onderzoek naar de onzekerheid die de respondent ervoer over het bedrag van zijn betalingsbereidheid. Zowel het scholingsniveau, het inkomensniveau, de hoogte van het opgegeven bedrag en het vertrouwen in het voorgestelde scenario hebben een significante invloed op de mate van onzekerheid waarmee een respondent een bepaald bedrag opgeeft als zijn betalingsbereidheid voor een betere waterkwaliteit. De Vlaamse respondenten bleken het meest zeker te zijn van hun antwoord.

Zoals vermeld polste de enquête een tweede keer, via een open vraag, naar de betalingsbereidheid van de respondent (met 99% zekerheid). De bekomen waarden lagen hier 30% hoger dan de eerder gevonden gemiddelden, namelijk 38 EUR per huishouden per jaar. Het gemiddelde in Vlaanderen was 44 EUR per huishouden per jaar. Deze keer werden er wel significante verschillen gevonden tussen Brussel en Vlaanderen, waardoor deze bekomen BB niet transfereerbaar is tussen beide Belgische regio's. Tussen Vlaanderen en Zeeland bleken de waarden ditmaal wel overdraagbaar. Tot slot werden er twee statistische modellen opgezet om de variabelen te achterhalen die de BB beïnvloeden en om de overdraagbaarheid van waarderingfuncties na te gaan. Als variabelen namen de onderzoekers o.a. het huishoudelijke netto-inkomen, de leeftijd, de woonplaats en de kennis van de huidige waterfactuur. Uit de twee modellen bleek dat, net zoals de reeds bekomen betalingsbereidheden, ook de waarderingfuncties niet overdraagbaar zijn naar andere regio's. Dit betekent dat, zelfs na aanpassingen voor demografische en socio-economische factoren, de bekomen waarderingfuncties niet in een ander gebied bruikbaar zijn.

De onderzoekers maakten een ruwe schatting van de **totale economische waarde van de niet-vermarktbaar baten van de KRW en kwamen op 90 miljoen EUR per jaar voor het volledige Scheldestroomgebied**. De Netto Actuele Waarde zou 760 miljoen EUR bedragen aan een discontovoet van 4%.



III Aandachtspunten

Aangezien de onderzoekers werkten met schriftelijke enquêtes is niet voldaan aan de eerste richtlijn van de NOAA (zie Deel 1; punt 5.2 Uitgedrukte voorkeursmethodes). Schriftelijke enquêtes kennen meer problemen van zelfselectie dan persoonlijk afgenomen enquêtes. De kans is dus groter dat de steekproef en de resultaten niet representatief zijn voor de totale Vlaamse bevolking. De mogelijkheid bestaat dat de mensen die een schriftelijke enquête terugsturen meer interesse hebben voor het onderwerp dan de gemiddelde Vlaming en dat ook hun waardering groter is dan het Vlaamse gemiddelde.

IV Aanbevelingen en beleidstoepassing

Om te vermijden dat het zogenaamde 'fat tail'-fenomeen opduikt moet het biedschema in de enquête zorgvuldig getest worden. Het 'fat tail' fenomeen betekent dat er een relatief groot aantal respondenten de hoogste of laagste (uiterste) biedbedragen aanvaardt. In deze studie bleek dat, met minder dan 20% van de respondenten die 'ja' zeiden bij het hoogste biedbedrag, geen probleem te zijn.

De resultaten van dit onderzoek zullen worden meegenomen in een eind 2007 voorziene MIRA-studie waarin dieper ingegaan zal worden op alle economische baten van een goede waterkwaliteit in Vlaanderen.

Tot slot zal er verder worden ingegaan op deze materie in het **Europese onderzoeksproject 'AquaMoney'** dat momenteel lopende is. AquaMoney brengt 16 Europese onderzoeksinstituten samen om praktische richtlijnen te ontwikkelen en te testen voor het beoordelen van de kosten en baten op vlak van milieu en grondstoffen binnen de Europese Kaderrichtlijn Water. Het project wordt gefinancierd door het Europese DG Research. De belangrijkste output zal een

Europees handboek zijn over economische waardering van watergerelateerde milieukosten.

Voor Vlaanderen zullen de milieu- en hulpbronkosten van de Dender door VITO worden gewaardeerd aan de hand van de 'Keuzemodeleringsmethode', meer bepaald aan de hand van een 'Keuze-experiment'. Er zal worden onderzocht hoe burgers waterkwaliteit/kwantiteit waarderen in functie van de kenmerken van die waterloop, van de afstand van hun woonst tot die waterloop, en in functie van de kenmerken van andere waterlopen. Het keuze-experiment zal vragen beantwoorden naar bruikbaarheid en transfereerbaarheid van kengetallen voor verschillende milieukosten van watergebruik. Het 'keuze-experiment' laat mensen een keuze maken uit drie gebieden die telkens variëren op basis van parameters ('aantrekkelijkheid oevers', 'biodiversiteit', 'mogelijkheid tot kajaken') in functie van de waterkwaliteit voor een bepaalde prijs. De bevraging zal gebeuren aan de hand van een webenquête bij mensen die in een straal van 40 km rond de waterloop wonen. De resultaten worden verwacht in het voorjaar van 2008. Voor meer informatie zie www.aquamoney.org.

VII Geurhinder

Titel: *Monetaire waardering van de milieuschade door geurhinder*

Uitvoerder: S. Bogaert, K. Van Biervliet, P. Nunes, F. Verdonck, E. Meersseman & K. De Roo

Jaar: 2005

Jaar datavergaring: CWM: juni-juli 2005;
HPM: 1990-2005

Opdrachtgever: Afdeling Lucht, Hinder, Risicobeheer, Milieu & Gezondheid, Departement LNE

Budget: 73.699 EUR

Categorie: Contingente waarderingmethode, Hedonische prijsmethode

I Doel

Het doel van deze studie was om antwoorden te krijgen op een aantal beleidsvragen. De dienst Hinder en Risicobeheer van het Departement LNE wou de waarde van de baten van het verminderen van geurhinder kennen om ze te kunnen toepassen in kosten-batenanalyses. Meestal zijn de kosten van geurmaatregelen voor de bedrijven wel gekend, maar niet de baten die de implementatie van deze maatregelen opleveren voor de gehinderden. De afweging van kosten en baten zou dan kunnen bepalen of sommige dure maatregelen in verhouding staan tot de baten die ze opleveren.

Tegelijk was dit een zoektocht naar de meest geschikte waarderingmethode om de baten van het verminderen van geurhinder te bepalen. Daarom koos men ervoor om zowel de contingente waarderingmethode als de hedonische prijsmethode toe te passen op de problematiek. De bekomen waarden van elke methode kan men op die manier met elkaar vergelijken.

II Methoden en resultaten

Binnen deze studie wordt de waarde van geurhinderreductie gewaardeerd via de contingente waarderingmethode en via de hedonische prijsmethode. Deze methodes worden toegepast op **4 rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's)** en **2 groencomposteringsinstallaties**. Het gebied dat wordt onderzocht rond deze 6 geurhinderbronnen is het geurwaarnemingsgebied. Dit gebied werd, met behulp van een verspreidingsmodel, telkens vastgelegd op 1 snuffeleenheid per m³ als 98 percentiel. Eén snuffeleenheid komt overeen met de geurconcentratie in het veld waar een snuffelploeg de geur van de bron net kan waarnemen. Het is de plek waarop de geur voor het eerst wordt waargenomen. Hiertoe wandelen 6 personen vanuit verschillende richtingen naar de geurbron toe en zo wordt de maximale geurwaarnemingsafstand rond de bron (= geurwaarnemingsgebied) afgebakend. Het geurwaarnemingsgebied hangt namelijk af van de meteorologische



omstandigheden en is geen mooie cirkel rond de geurbron. De 1 snuffeleenheid per m³ als 98 percentiel betekent ook dat in dit gebied gedurende tenminste één volledige week per jaar geur wordt waargenomen. Het 98 percentiel wijst erop dat deze afbakening met 2% kan overschreden worden. Beide waarderingsmethodes gebruiken per gevalstudie hetzelfde geurwaarnemingsgebied.

a Contingente Waarderingsmethode (CWM)

Theoretisch kan men via de CWM zowel de gebruikswaarde als de niet-gebruikswaarde inschatten. In dit onderzoek focusten de onderzoekers zich alleen op de gebruikswaarde. Ze trachtten via enquêtes te achterhalen hoeveel de omwonenden van een geurbron de vermindering van de geurhinder waard vinden.

De enquête peilde eerst naar de algemene tevredenheid van de respondent, tevredenheid over wonen in de buurt, milieuhinder en geurhinder die hij ervaart, socio-demografische kenmerken van de respondent, enz. Vervolgens stelden ze een hypothetische situatie voor aan de respondenten: de Vlaamse overheid zou een geurbestrijdingsprogramma opstellen waarbinnen de geselecteerde sectoren verplicht werden om maatregelen te nemen die geurhinder verminderen. Dankzij de

voorzien maatregelen zou het aantal dagen met geurhinder met 80% verminderen. De kostprijs van de maatregelen zou worden doorgerekend via een verhoging van de prijs van de ophaling en verwerking van GFT- en groenafval voor de groencomposteringsinstallaties en een verhoging van de prijs voor de zuivering van afvalwater.

Om het deel van het inkomen te achterhalen dat de respondenten wilden opgeven gebruikten de onderzoekers de tweevoudige dichotome keuze met 3 verschillende biedkaarten. De bedragen op de biedkaarten waren gebaseerd op waarden uit de internationale literatuur en waren uitgedrukt in termen van meeruitgaven per maand. Het is immers makkelijker om in te schatten wat de gevolgen zijn voor een maandbudget dan voor een jaarbudget. De biedkaarten waren als volgt opgebouwd: 5, 10 en 2,5 EUR/gezin/maand; 20, 40 en 10 EUR/gezin/maand en 50, 100 en 25 EUR/gezin/maand. De verschillende biedkaarten werden willekeurig verdeeld over de enquêtes, met een aandeel van 40% voor biedkaarten 1 en 2 en een aandeel van 20% voor de hoogste biedkaart.

De 513 enquêtes werden persoonlijk afgenomen op verschillende dagen en tijdstippen waarbij men erop lette dat de geurhinder die dag niet te sterk was om vertekeningen te voorkomen. De representativiteit van de steekproef was vrij goed, hoewel het aandeel van de lagere inkomens groter was dan in de totale Vlaamse bevolking.

Op de data bekomen uit de enquêtes pasten de onderzoekers verschillende statistische technieken toe. Op die manier berekenden ze een waarde die de betalingsbereidheid van de Vlaamse bevolking weergeeft om geurhinder te beperken.

Tabel 2.7: Geschatte betalingsbereidheid geurhinder (in EUR per jaar)

	Exclusief protestantwoorden		Inclusief protestantwoorden			
	Gemiddelde		Mediaan		Gemiddelde	
	Niet-parametrische schatting	Parametrische schatting	Niet-parametrische schatting	parametrische schatting	Niet-parametrische schatting	Parametrische schatting
Per gezin	137,28	172,60	60-120	60	88,56	128,40
Totale populatie	1.404.374 – 1.765.745		613.800 – 1.227.600		905.969 – 1.313.566	

Bron: o.b.v. Ecolas 'Monetaire waardering van de milieuschade door geurhinder', 2005

De waarden werden berekend met en zonder protestantwoorden. Vanuit een conservatieve keuze van de gebruikte statistische techniek (een niet-parametrische schatting) leverde deze methode (inclusief protestantwoorden) een mediaanwaarderingsinterval op van **60-120 EUR per gezin per jaar** of een waarderingsinterval van 613.800- 1.227.600 EUR per jaar voor het gehele geurbelaste gebied. De resultaten in de literatuur komen overeen met de ondergrenzen die werden bepaald in deze studie.

Uit het lineaire regressiemodel konden de onderzoekers echter geen enkele verklarende variabele (van de 68 variabelen) afleiden die in belangrijke mate bijdraagt aan deze geschatte betalingsbereidheid. Dit betekent dat de mate van geurhinder, de hoogte van het inkomen of andere socio-demografische kenmerken niet van belang zijn wanneer een respondent zijn betalingsbereidheid opgeeft.

De keuzes gemaakt binnen de CWM-studie gingen altijd uit van de meest conservatieve benadering volgens de NOAA-richtlijnen. Zo kozen de

onderzoekers niet voor contingente rangschikking maar voor de contingente waarderingsmethode. Ze namen ook de betalingsbereidheid als maatstaf omdat deze lagere waarden geeft dan de acceptatiebereidheid. Ze kozen de mediaan als maatstaf voor de betalingsbereidheid in plaats van de gemiddelde waarde. Deze mediaan was gebaseerd op niet-parametrische testen omdat deze, in tegenstelling tot parametrische testen, geen veronderstelling maken over de vorm van de achterliggende verdeling. Dit leidt eveneens tot een conservatievere waarde.

De bekomen CWM-resultaten liggen in de lijn van wat men in de literatuur vindt. Ze zijn ook overdraagbaar naar andere sites ('benefit transfer') om de vermindering van bestaande geurhinder te waarderen. De voorwaarden voor benefit transfer zijn dat de bron- en doelsite en de socio-demografische kenmerken van de respondenten gelijkaardig zijn. Uit het regressiemodel bleek dat geen enkel socio-demografisch kenmerk een significante invloed had op de geschatte betalingsbereidheid. Bovendien vonden de onderzoekers geen significant verschil in de betalings-

bereidheid voor de verschillende activiteiten of locaties. De conclusie hieruit is dat de resultaten overdraagbaar zijn naar gelijkaardige activiteiten op andere locaties. De enige voorwaarde is wel dat het gaat om bestaande geurhinderlijke activiteiten en niet om nieuw in te planten bedrijven, omdat uit de literatuur blijkt dat nieuwe milieuschade hoger gewaardeerd wordt dan bestaande milieuschade.



b Hedonische prijsmethode (HPM)

De tweede methode is gebaseerd op het bepalen van de eigendoms waarde en is hier toegepast op dezelfde geurwaarnemingsgebieden. De hedonische prijsmethode gaat ervan uit dat omgevingsvariabelen zoals de kwaliteit van de lucht of het landschap een invloed uitoefenen op de prijzen van onroerend goed. Om na te gaan in welke mate de verkoopprijs van woningen beïnvloed is door de aanwezigheid van geurhinder vergeleken de onderzoekers de vastgoedprijzen van gelijkaardige woningen binnen en buiten het geurwaarnemingsgebied bij elk van de gevalstudies. De woningprijzen van de huizen binnen het geurwaarnemingsgebied vergeleken ze met de prijzen van woningen die zich in eenzelfde statistische sector²⁴ bevonden in dezelfde gemeente. Dat niet wordt vergeleken met alle andere huizen uit de gemeente beperkt de dataset. Tegelijkertijd verhoogt het echter de vergelijkbaarheid van woningeigenschappen die niets te maken hebben met het bestaan van geurhinder.

De toepassing van de hedonische prijsmethode had in deze studie echter minder succes dan de contingente waarderingsmethode. Voor alle locaties samen, werden er 1773 verkopen binnen en 3.022 verkopen buiten het geurwaarnemings-

gebied gevonden. De onderzoekers voerden een lineaire regressie- en verschillenanalyse uit om de waardevermindering van woningen door geurhinder te kunnen schatten. **De beschikbare databanken en de gevolgde methodologie lieten echter niet toe om een significante waardevermindering te detecteren in de verkoopprijs van woningen binnen een gebied met geurhinder.** Dit betekent dat andere factoren dan de aanwezigheid van geurhinder (bv. afstand tot scholen, winkels, ...) relatief sterker bijdragen tot de bepaling van de verkoopprijs of dat de beschikbare dataset onvoldoende nauwkeurig was, vooral met betrekking tot de exacte locatie van de woningen (omwille van vertrouwelijkheid zijn gegevens enkel beschikbaar op straatniveau). De studie leverde wel aanbevelingen voor verder onderzoek (zie infra).

We kunnen dus besluiten dat **enkel de contingente waarderingsmethode tot concrete waarderingsresultaten heeft geleid.**

Er is in april 2006 een artikel rond dit onderzoek verschenen in de Nieuwsbrief Milieu en Economie onder de titel 'Geld stinkt (niet): Monetaire waardering van geurhinder'.

²⁴ De statistische sector is een basiseenheid die het NIS hanteert bij de indeling van gemeenten en wordt bepaald op basis van structurele kenmerken zoals sociale, economische en demografische aspecten.

III Aandachtspunten

a Contingente Waarderingsmethode

Bij de CWM-studie bleken gebieden rond industriële bedrijven geen goede locaties te zijn voor geurwaardering gebaseerd op vragenlijsten. Door de (negatieve of positieve) betrokkenheid van de omwonenden met het bedrijf kreeg men namelijk veel protestantwoorden. Neutrale gemeenschapsvoorzieningen bleken een betere keuze. Toch wou nog bijna de helft van de bevrraagden niet betalen voor de voorgestelde extra maatregelen om geurhinder te bestrijden. Veertig procent hiervan waren protestantwoorden. Deze protestantwoorden werden dan ook geanalyseerd.

b Hedonische prijsmethode

Bij de HPM waren de data het grootste probleem. Het niveau van detail van de gevonden data bleek ontoereikend. De notarisgegevens waren vertrouwelijk en niet op huisnummerniveau beschikbaar. De afstand tot de geurbron kon dus niet exact worden bepaald. In het geval van een lange straat kan het immers een belangrijk verschil uitmaken op welk huisnummer de verkoop heeft plaatsgevonden (ver of dicht bij de geurbron). Hierdoor kon niet worden nagegaan hoe ver een verkocht huis van bus, school, supermarkten en dergelijke lag. Deze parameters hebben waarschijnlijk een grote verklarende factor in verkoopprijzen.

IV Aanbevelingen en beleidstoepassing

a Contingente Waarderingsmethode

Bij de keuze van de geurbronnen moeten voldoende mensen in de omgeving wonen om een representatieve steekproef van respondenten te kunnen bevragen. Wanneer men de site selecteert moet men ook kijken naar andere milieu-problemen in de omgeving, zowel binnen dezelfde problematiek als andere milieuproblemen. Deze kunnen de resultaten beïnvloeden omdat het voor respondenten vaak moeilijk is om de verschillende problemen uit elkaar te houden.

Bij de keuze van de geurbronnen moet men het nieuwe gebied best eerst testen op protestantwoorden. Bij teveel protestantwoorden is het beter om niet voor de CWM te kiezen. Een goed opgestelde enquête kan het aantal protestantwoorden wel helpen beperken.

De bekomen resultaten uit de CWM-studie zijn overdraagbaar naar gebieden met bestaande geurhinder.

b Hedonische prijsmethode

De HPM voor geurhinder zou in de toekomst kunnen verbeteren als men over meer gedetailleerde data beschikt die niet anoniem zijn en als men fysische karakteristieken van de huizen en omgevingsfactoren mee zou opnemen in deze dataset. Hiermee bedoelen we enerzijds informatie over het bouwjaar van een huis, het aantal kamers, de perceelsgrootte, enz. en anderzijds buurtkenmerken en kenmerken m.b.t. de milieukwaliteit (bv. afstand tot winkels en tot de school). Deze zoektocht naar data zorgde voor veel tijdverlies. Veel tijd ging onder meer naar contacten met immobiliënorganisaties, die de nodige data uiteindelijk niet konden leveren. Het is dan ook aan te bevelen om reeds in een vroeg stadium de databronnen na te gaan.

Vanaf 2003 zijn de registerdatabank met de verkoopprijzen en de databank van het kadaster met specifieke kenmerken per huis, aan elkaar gekoppeld zodat men niet langer aan notarissen informatie moet vragen.

Bij nieuwe studies zou men verschillende geurwaarnemingsgebieden kunnen vooropstellen afhankelijk van de gradatie van geurbelasting. Dit zou dan geurvlekken opleveren op basis van 1, 2, 3,... snuffeleenheden, wat meer gedetailleerde informatie kan geven. Deze aanpak zal wel alleen mogelijk zijn voor activiteiten met een grote geurwaarnemingsafstand.

Het budget van de studie was weliswaar krap maar voldoende. Het onderzoeksbureau heeft het budget wel intern overschreden door de datamoeilijkheden. Een hoger budget had echter niet bijgedragen tot betere resultaten omdat de data niet beschikbaar waren.

De bekomen CWM-waarden werden gebruikt in de opvolgstudie van de Dienst Hinder en Risicobeheer, nl. 'Effectentoets voor specifieke beleidsmaatregelen en regelgeving ter beheersing van geurhinder veroorzaakt door hinderlijke inrichtingen'. In deze laatste studie zijn onder meer **voor een aantal gevalstudies kosten-batenanalyses van geurverminderende maatregelen uitgevoerd, met gebruik van bovenstaande CWM-resultaten**. De bekomen waarden zullen gebruikt worden in de nog te nemen beleidsbeslissingen. Wegens de controverse rond de contingente waarderingsmethode verwacht men tegenstand van de sectoren wanneer men deze waarden effectief gaat toepassen in de praktijk. Een oplossing hiervoor zou zijn om opnieuw te trachten geurhinder te waarderen met de HPM-methode. Begin 2008 gaat hiertoe een poging worden ondernomen. Men hoopt dat er dan reeds voldoende verkopen hebben plaatsgevonden in de betrokken gebieden. Wegens het meer objectieve karakter van de resultaten op basis van gereveleerde voorkeursmethodes zoals HPM, zouden de betrokken sectoren meer vertrouwen hebben in de bekomen waarden

VIII Bodemvervuiling in Zelzate en Overpelt-Lommel

Titel: *Baten van bodemsanering: een toepassing van de hedonische prijsmethode*

Uitvoerder: T. Thewys, A. Draye & A. Kwanten (Centrum Milieukunde, Limburgs Universitair Centrum)

Jaar: 2000

Jaar datavergaring: HPM: 1989-1998; CVM: 1999

Opdrachtgever: OVAM

Budget: ?

Categorie: Hedonische prijsmethode, Contingente waarderingmethode

I Doel

Met deze studie wilden de onderzoekers de economische baten van een bodemsanering omschrijven en kwantificeren in geldtermen. De bedoeling was om de baten te gebruiken in een kosten-batenanalyse van het volledige bodemsaneringsbeleid in Vlaanderen. De kosten waren al gekend uit een vorig onderzoek.

De onderzoekers gingen na of er een verband bestond tussen de waarde van onroerend goed en de kwaliteit van de bodem en welke bedragen dan moeten betaald worden voor een betere bodemkwaliteit.

II Methoden en resultaten

De maatschappelijke baten van een sanering bestaan uit het vermijden van potentiële schade aan mens en milieu, en zijn dus gelijk aan de vermeden kosten of het vermeden waardeverlies. In de literatuurstudie werd duidelijk dat het bodemsaneringsbeleid op verschillende vlakken baten

oplevert. Zo zijn er de baten voor landbouwers, natuur, grondwater, omwonenden, ... Voor vele van deze baten bestond er echter onvoldoende inzicht om de effecten van een bodemsanering effectief in geld uit te drukken. Na de literatuurstudie beslisten de onderzoekers daarom om de baten van bodemsanering in monetaire termen te beperken tot de **baten voor de omwonenden** en deze baten te schatten op twee manieren: met de hedonische prijsmethode en met de contingente waarderingmethode. De te waarderen effecten werden bepaald door een voorafgaande risicoanalyse. De studie werkte twee gevalstudies uit, namelijk in Overpelt-Lommel en in Zelzate. Voor een derde gevalstudie in Limburg kregen de onderzoekers geen medewerking van de eigenaars.

De eerste gevalstudie betrof de site van een oude zinkfabriek te Overpelt-Lommel die voornamelijk vervuild is met cadmium. De vervuiling was al lang bekend. De verkoop van huizen in een straal van 2500 meter rond de vervuilingsbron werd nagegaan in de periode 1989-1998. Rond de zwaarste cadmiumvervui-



ling werden zones aangeduid die telkens 500 meter verder van de zwaarste vervuiling gelegen zijn. Hiermee konden de onderzoekers de invloed van de afstand op de marktwaarde op een continue manier in de analyse opnemen. De data bevatten: straat, huisnummer, datum verkoop, soort verkoop, nominale verkoopprijs, klasse van de woning en oppervlakte perceel. Voor een aantal gevallen hadden ze ook gegevens over het kadastrale inkomen, het bouwjaar, aantal kamers, onderhoudstoestand en inrichting. De onderzoekers codeerden zelf de variabelen 'afstand tot de zwaarste vervuiling' en 'ligging' (buiten of binnen het gemeentecentrum). De nominale prijs zetten ze op basis van de prijsindex van de verkoop van woningen om in de reële verkoopprijs.

Met een regressie onderzochten ze alle mogelijke onafhankelijke variabelen die de reële prijs konden verklaren. De geschatte vergelijking bleek slechts 26% te verklaren van de prijs bij verkopen uit de hand en slechts 9% van de prijs bij openbare verkopen. De studie besluit wel dat verder verwijderd zijn van de kern van de bodemvervuiling een positieve invloed heeft op de reële prijs van de verkochte woningen. De onderzoekers berekenden dat **voor elke 500 meter meer afstand tot de bron, de verkoopprijs van huizen met 5% stijgt**. Dit ligt in de lijn van de resultaten uit andere studies. Het prijsverschil tussen de meest nabije woning en deze op 2000 meter afstand bedraagt ongeveer 38%: het procentuele verschil tussen 89.000 EUR en 65.000 EUR. Het verband tussen afstand en prijs zou echter degressief stijgend zijn, tot en met de zone van 1500-2000 meter. Het totale

waardeverlies van de verkochte woningen wordt daarom geschat als het totale prijsverschil van alle verkopen in de eerste drie zones ten opzichte van de zone 1500-2000 meter (waarin geen waarneembaar effect is). Het totale waardeverlies voor de verkochte woningen wordt op 1,7 miljoen EUR à 1,9 miljoen EUR geschat (in prijzen van 1998).

Er werd ook een schatting gemaakt van het potentiële totale waardeverlies van de aanwezige woningen in Overpelt-Lommel. Deze waardeverliezen zouden liggen tussen 19,7 miljoen EUR en 23 miljoen EUR. Dit is waarschijnlijk een onderschatting aangezien het aantal aanwezige woningen werd geschat aan de hand van het aantal verkopen in de afgelopen 10 jaar, aangevuld met een veronderstelling van 50% nieuwbouw.

Voor bouwgronden gaf de geschatte hedonische prijsvergelijking een tweemaal zo groot verklarend vermogen (R^2), zowel voor openbare verkopen (57%) als voor verkopen uit de hand (47%). Dit komt doordat het aantal determinanten bij een bouwgrond kleiner is. Bij een huis zijn onderhoud, grootte, comfort, ... belangrijk. Daarmee kon in de vorige analyse geen rekening gehouden worden waardoor het verklarende karakter van de prijsvergelijking beperkt was. Voor de bouwgronden konden maar een paar determinanten worden opgenomen, maar die hadden elk een zwaardere invloed. Ook voor de verkochte bouwgronden is het besluit dat verder verwijderd liggen van een verontreinigde bron een positieve invloed had op de verkoopprijs. **Per 500 meter verder verwijderd van de verontreiniging zal de verkoopprijs van gronden gemiddeld toenemen met 1,6%**. Ook hier is het verband degressief. Het totale waardeverlies voor bouwgronden (in prijzen van 1998) wegens de nabijheid van de bodemvervuiling te Overpelt-Lommel wordt geschat op een totaal van bijna 273.000 EUR. Dit is gemiddeld 5,7% van de verkochte waarde.



De onderzoekers deden geen enquête onder de bewoners van Overpelt-Lommel omdat er nog geen 'shokeffect' was opgetreden. Er waren nog geen negatieve bodemattesten afgeleverd.

De tweede gevalstudie betrof een site in Zelzate, waar PAK²⁵-verontreiniging van de bodem en het grondwater was vastgesteld. Er waren data beschikbaar van alle verkopen tussen 1993 en 1997 voor Zelzate en de buurgemeenten. De data hadden betrekking op straat, huisnummer, datum verkoop, soort verkoop, klasse van de woning en oppervlakte van het perceel. Voor een aantal gevallen had men ook gegevens over het kadastrale inkomen, het bouwjaar, het aantal kamers, de onderhoudstoestand en de inrichting.

In eerste instantie probeerden de onderzoekers de lage prijzen in Zelzate ten opzichte van de buurgemeenten te verklaren met een economische schatting van de hedonische prijsvergelijking. Het woningtype, het comfort van de inrichting en het kadastrale inkomen bleken de reden te zijn voor de lagere prijzen in Zelzate.

Voor de hedonische methode werden twee zones afgebakend. Zone 1 bevatte twee straten uit de vervuilde zone waar negatieve bodemattesten werden afgeleverd. In tegenstelling tot de eerste gevalstudie maakten de onderzoekers geen gebruik van afstandszones tot de bron. De bedreigde zone bestond hier uit de straten waar de huizen een negatief bodemattest hebben gekregen. Zone 2 bevatte de straten van de gemeente waar geen negatief bodemattest werd afgeleverd. Het effect van de vervuilde bodem op de waarde van het onroerend goed zal hierdoor niet worden geschat door een continue variabele zoals de afstand tot de ergste vervuiling.

Bij een vergelijking van de zone 1-gebieden met de rest van Zelzate leverde de hedonische prijsmethode een waardeverlies op van ongeveer 159.000 EUR à 251.000 EUR voor de in de periode 1993-1998 verkochte huizen, afhankelijk van de keuze voor het gemiddelde of de mediaan. Voor de bouwgronden konden er geen resultaten uit de statistische analyse worden afgeleid. Het totale potentiële waardeverlies op de aanwezige woningen in de bedreigde zone, wordt geschat op 740.000 EUR à 1.172.000 EUR.

In Zelzate namen de onderzoekers ook een enquête af bij de inwoners van de bedreigde zone (zone 1) om de hedonische prijsmethode te vervolledigen en te controleren. Een opmerking hierbij is dat de mensen meer last hadden van lawaai en roetneerslag dan van de bodemverontreiniging. Velen vonden daarom een sanering niet nodig. Diegene die toch voorstander waren van een sanering wilden deze enkel om hun huis uit het register van vervuilde gronden te halen en niet om gezondheidsredenen. Het waardeverlies van de huizen in zone 1 werd uiteindelijk op ongeveer 1 à 1,2 miljoen EUR geschat. Een bemerking hierbij is dat de respondenten rechtstreeks werd gevraagd om een waardeverlies van hun huis te schatten.

Het hedonische prijsgedeelte van deze studie is uitgebreid beschreven in MIRA-S 2000 Achtergronddocument (pp. 221-246).

25 PAK: polyaromatische koolwaterstof

III Aandachtspunten

In 2000 was de kennis van de baten van bodemsanering nog te beperkt om alles te monetariseren. Men heeft zich daarom beperkt tot de baten voor de omwonenden. Eén van de doelstellingen van deze studie was om na te gaan of er een verschil in baten ontstaat bij een beperkte of een meer uitgebreide sanering. De twee gevalstudies konden dit moeilijk aantonen. Uit de enquête in Zelzate bleek duidelijk dat de inwoners niet geïnteresseerd waren in meer of minder sanering maar wel in het verdwijnen van hun goed uit het register van verontreinigde gronden. Daarnaast vonden zij de lawaaihinder en roetneerslag van de fabrieken veel storender dan de bodemvervuiling.

IV Aanbevelingen en beleidstoepassing

Het is niet opportuun een bevraging uit te voeren vlak nadat een bepaalde verontreiniging officieel is vastgesteld. Dit heeft in het begin een sterke invloed op de betalingsbereidheid.

De kosten van het bodemsaneringsbeleid waren al berekend. Inzake baten werd hier slechts één aspect gemonetariseerd. Het doel om deze batenraming in een kosten-batenanalyse van het volledige bodemsaneringsbeleid te gebruiken, is dus nog niet bereikt. De bekomen waarden gaven wel een signaal naar de mogelijke impact op vastgoed en konden in de praktijk worden gebruikt om bedrijven, die in woonzones gevestigd waren, onder druk te zetten om meer te investeren in bodempreventie en -sanering.

IX Risicomaatstaven voor bodemvervuiling

Titel: *The effect of soil contamination on real estate value: a hedonic pricing approach based on different risk measures*

Uitvoerder: Frederik Clauw

Jaar: 2007

Jaar datavergaring: 1993- 2001

Opdrachtgever: Doctoraatsproefschrift met promotor Prof. dr. Theo Thewys, U Hasselt

Budget: -

Categorie: Hedonische prijsmethode

I Doel

Het doel van dit doctoraat was om het effect van veranderingen in milieukwaliteit, meer bepaald bodemverontreiniging, op de sociale welvaart te kwantificeren en dit vanuit een multidisciplinaire benadering. Men combineerde namelijk wetenschappelijke, economische en sociale risicobenaderingen. Meer specifiek werd nagegaan welk effect verschillende risicomaatstaven van bodemvervuiling hebben op de waarde van vastgoed in de omgeving van een bepaalde vervuillende activiteit.

II Methoden en resultaten

Dit doctoraat start met algemene informatie over bodemvervuiling in Europa, Vlaanderen en de economische theorie over verontreiniging.

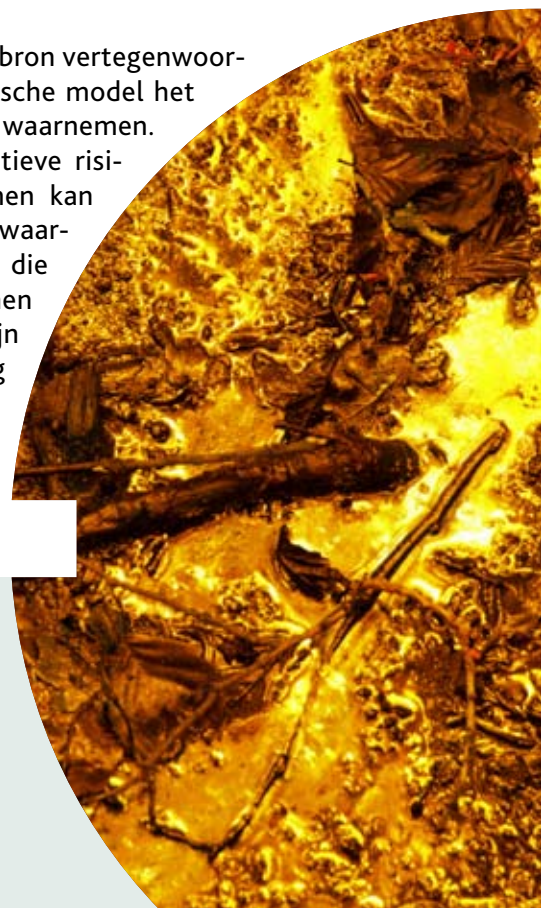
Vervolgens werkte de onderzoeker een theoretisch model uit dat de verschillende risicomaatstaven van bodemvervuiling in kaart bracht. Dit zijn indicatoren om te bepalen hoe groot de ge-

zondheidsrisico's van bodemvervuiling zijn. Ze werden gezocht op zowel wetenschappelijk, economisch als sociaal vlak.

Verder werd een economisch raamwerk opgebouwd om bodemvervuiling te analyseren. De onderzoeker koos voor de hedonische prijsmethode om de waarde van het onroerend goed rond de bodemvervuiling te bepalen. Op deze manier kon hij nagaan welke meerprijs mensen willen betalen om bodemvervuiling te vermijden. De theoretisch uitgewerkte risicomaatstaven werden geïntegreerd in het hedonische prijsmodel. **De drie opgenomen risicomaatstaven zijn de afstand tot de vervuillingsbron, de bodemkwaliteit en de gezinsspecifieke milieugezondheidsrisico's.**

De afstand tot de bron vertegenwoordigt in het hedonische model het risico dat burgers waarnemen.

Het is een subjectieve risicomaatstaf die men kan gebruiken op voorwaarde dat de burgers die in de buurt wonen op de hoogte zijn van de vervuiling en de bron ervan



kennen. Om de afstand tot de vervuilsbronn te meten heeft men de GPS-coördinaten van de verkochte huizen gebruikt.

De bodemkwaliteit is gebruikt als een indicatie van mogelijke gezondheidsrisico's. Hier wordt het effect van de windrichting mee in rekening gebracht. Om de cadmiumvervuiling in kaart te brengen werden op willekeurige plaatsen binnen het onderzoeksgebied 1439 bodemstalen genomen. Na uitzuivering van outliers bracht men de steekproef terug tot 1409 waarnemingen. Deze steekproefgegevens werden in een geografisch informatiesysteem georeferereerd en via zowel statistische als mathematische interpolatietechnieken werd de verontreiniging in het hele gebied in kaart gebracht. Op die manier kon men een schatting maken van het cadmiumgehalte in de bodem op plaatsen die niet in de oorspronkelijke steekproef waren opgenomen.

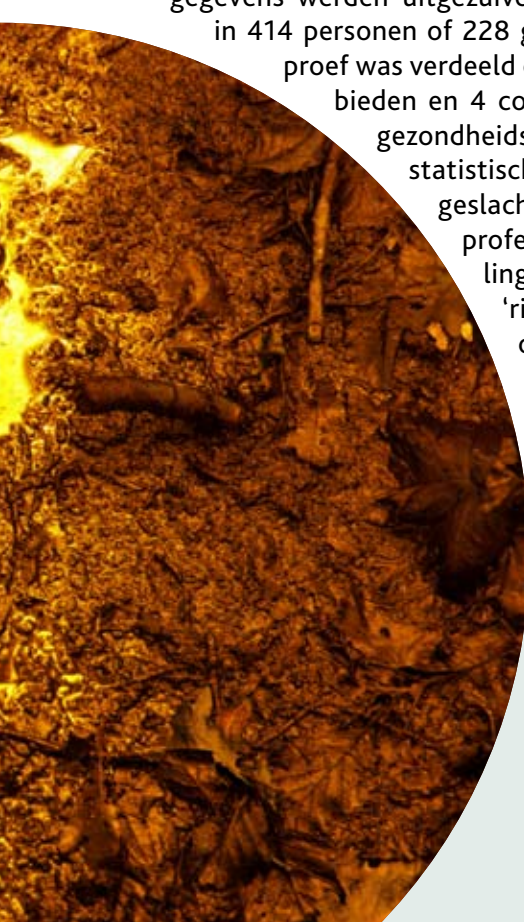
Het gezondheidsrisico ten gevolge van bodemverontreiniging werd ingeschat aan de hand van data van het UZ Gasthuisberg uit een vorige studie. De gezondheidsgegevens deelde men in drie grote groepen in, namelijk individuele blootstelling, nierfunctioneren en botdensiteit. Deze gegevens werden uitgezuiverd en resulteerden in 414 personen of 228 gezinnen. De steekproef was verdeeld over 6 vervuilde gebieden en 4 controlegebieden. De gezondheidsvariabelen werden statistisch uitgefilterd voor geslacht, leeftijd, roken en professionele blootstelling om de component 'risico van het milieu op de gezondheid' te isoleren. Daarna werden de uitge-

filterde variabelen uitgemiddeld zodat men 8 gezinsspecifieke milieugezondheidsrisicocomponenten definieerde die het risico op ziekte door bodemverontreiniging weergeven. De afscheiding van cadmium in de urine en de verdubbeling van de loodconcentratie in het bloed zijn voorbeelden van deze gezondheidsrisicocomponenten veroorzaakt door het milieu. De gezinnen waarvan deze gezondheidsgegevens beschikbaar waren, zijn niet dezelfde gezinnen waarvan verkoopcijfers van onroerend goed beschikbaar waren. Om dit te ondervangen werden de verkoopprijzen van de gezinnen waarvan gezondheidsgegevens bekend waren op geostatistische wijze ingeschat en via een regressie gekoppeld aan de berekende milieugezondheidsrisicocomponenten. Bij dit laatste werd nog een correctie gemaakt voor de sociale status.

De bodemkwaliteit en ook de gezinsspecifieke milieugezondheidsrisico's zijn objectieve risicomaatstaven.

Het empirische gedeelte past dit theoretisch uitgewerkte hedonische prijsmodel toe op een onderzoeksgebied van 300 km², namelijk Hechtel-Eksel, Lommel, Overpelt, Neerpelt, Balen en Mol. Dit gebied heeft te maken met historische cadmiumverontreiniging.

Op basis van de verkoopgegevens van onroerend goed in het onderzoeksgebied trachtte men een hedonische prijsfunctie econometrisch in te schatten. Het doctoraat focuste op de waarderingsfunctie zelf en niet op het inschatten van de totale betalingsbereidheid voor bodemverontreiniging. Deze focus op de coëfficiënten van de waarderingsfunctie resulteerde in het vergelijken van de resultaten van verschillende soorten regressies.



De verkopen dateren uit de periode 1993-2001. Alle verkoopprijzen werden uitgedrukt in prijzen van 2001. De belangrijkste onafhankelijke variabelen waren de afstand tot de bron (subjectieve risicomaatstaf), de geschatte cadmiumvervuiling (objectieve risicomaatstaf) en de milieugezondheidsrisico's van cadmiumvervuiling (objectieve risicomaatstaf). Als controlevariabelen werden locationele en structurele variabelen opgenomen in de functie. Men voerde op deze gegevens sensitiviteitsanalyses uit door niet-lineaire functionele vormen te gebruiken zoals semi-logaritmische, dubbel-logaritmische en Box-Cox regressies en ruimtelijke regressietechnieken.

De afstand tot de vervuilingsbron (subjectieve risicomaatstaf) bleek een significante risicomaatstaf te zijn, met elasticiteiten tussen 5% en 6,3%: **wanneer de afstand tot de vervuilingsbron met 1% toeneemt, neemt de waarde van de huizen met 5% à 6,3% toe.** Hoe verder een huis van de vervuilingsbron is verwijderd, hoe hoger dus de waarde ervan. Daarentegen bleek dat de objectieve risicomaatstaf, **de geschatte vervuiling, geen significant effect heeft op de waarde van de huizen.** Van de andere objectieve variabelen, namelijk de 8 gezondheidscomponenten, bleken slechts 2 statistisch significant te zijn. Een groter effect van het milieu op de gezondheid van een gezin resulteerde hier in een lagere geschatte verkoopswaarde. Om dit laatste te ondersteunen werd een enquête afgenomen, maar de resultaten ervan bevestigden de gevonden samenhang niet. Aangezien slechts 2 van de 8 componenten

een significant effect hadden, kan men hier **niet over een éénduidig statistisch verband tussen de verkoopprijs en de gezondheidsrisico's** spreken.

Het besluit van dit doctoraat was dat er duidelijk een discrepantie bestaat tussen enerzijds de subjectieve maatstaf van milieugezondheidsrisico's (afstand) en anderzijds de objectieve maatstaven van risico (vervuilingsgehalte en gezondheidscomponenten). De auteur verklaart dit voornamelijk door de perceptievorming op basis van de beschikbare informatie voor het koperspubliek. De perceptie bij de mensen is belangrijker voor de verkoopprijs dan een objectieve risicomaatstaf die ze niet kennen. Ook het ontbreken van een dataset die de verkoopprijzen rechtstreeks aan gezondheidsproblemen kan koppelen, heeft mogelijk bijgedragen tot het niet-significante verband.

De studie bevat een uitgebreide theoretische onderbouwing van zowel de economische theorie als de statistische verwerking.

III Aandachtspunten

De data op het gebied van de gezondheidsindicators voldeden niet aan de vereisten. Om dit op te vangen moest men schattingen koppelen aan werkelijke gegevens.

IV Aanbevelingen en beleidstoepassing

De auteur bespreekt weliswaar de vraag of objectieve risicomaatstaven dan wel de perceptie van het publiek de beste basis zijn voor het overheidsbeleid inzake saneringen, maar trekt geen eenduidige conclusies. Hij beveelt aan dat de overheid voldoende aandacht besteedt aan het informeren van het publiek om te vermijden dat ze wegens de niet-gefundeerde ongerustheid bij het publiek excessieve kosten moet maken.

Voor betere resultaten zou het ideaal zijn indien men zou beschikken over zowel de verkoopprijzen, de structurele en locationele karakteristieken, de socio-economische gegevens en de gezondheidsgegevens van elk gezin uit de steekproef. Dit is echter niet evident.

Dit doctoraat was een methodologische studie zonder directe beleidstoepassingen. Er zijn geen resultaten in termen van waardeverminderingen (in euro) per huis in de omgeving van bodemvervuiling.

X Gezondheidskosten van luchtverontreiniging door elektriciteitsproductie

Titel: *Internalisering van externe kosten voor de productie en de verdeling van elektriciteit in Vlaanderen*

Uitvoerder: Torfs R., De Nocker L., Schrooten L., Aernouts K. & Liekens I. (VITO)

Jaar: 2005

Jaar datavergaring: 2003-2004

Opdrachtgever: Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA

Budget: 25.400 EUR (Dit was voor de bijdrage in MIRA op basis van vroeger onderzoek en een aantal nieuwe berekeningen.)

Categorie: Benefit transfer

I Doel

Deze studie kwam tot stand als MIRA-rapport (Milieurapport Vlaanderen). De studie past binnen de doelstelling van MIRA om op elk niveau van de milieuverstoringsketen (DPSIR-keten) indicatoren te definiëren voor de evaluatie van het beleid. Externe kosten passen in de categorie impactindicatoren. Daarnaast wou deze studie ook de berekeningen actualiseren die in het verleden al zijn gebeurd.

II Methoden en resultaten

Deze studie kwantificeert de externe kosten voor elektriciteitsproductie en -distributie in Vlaanderen. De schade en de kosten veroorzaakt door de productie van elektriciteit die niet vervat zitten in de kosten van de elektriciteitsproducenten, worden op de maatschappij afgewenteld. Deze kosten zijn de externe kosten. De externe

kosten van elektriciteit omvatten in hoofdzaak externe milieukosten ten gevolge van luchtverontreiniging en de uistoot van broeikasgassen, maar ook de schade door radioactieve stoffen die kunnen vrijkomen, door hinder en door ongevallen. De gekwantificeerde externe kosten werden vervolgens getoetst aan de prijzen en taksen voor elektriciteitsverbruik. Deze afweging en de externe kosten van ongevallen vallen buiten het kader van dit rapport en worden hier niet verder besproken.

VITO bepaalde de marginale externe kosten van luchtvervuiling op basis van de ExternE ("Externalities of Energy") methode en de hieruit voortvloeiende Europese kengetallen. De ExternE-methodologie werd ontwikkeld door een Europees netwerk van onderzoeksinstituten gedurende een reeks Europese projecten. Deze methode maakt gebruik van de "schade-functiemethode". De gebruikte kengetallen zijn de cijfers zoals voorgesteld in NewExt2004. NewExt2004 is



de geactualiseerde versie van de ExternE-methodologie. Waar mogelijk paste VITO de cijfers aan de Vlaamse situatie aan.

De schadefunctiemethode bestaat uit twee stappen. Eerst bepaalt men de effecten van de luchtverontreiniging. Vervolgens worden deze effecten op mens en natuur gewaardeerd. Bij de effectbepaling inventariseert men eerst de emissies. Nadien wordt gemodelleerd hoe deze emissies zich verspreiden en hoe secundaire polluenten worden gevormd. Op die manier kan men de blootstelling aan de concentraties berekenen, rekening houdend met de bevolkingsdichtheid in verschillende gebieden, de verbouwde gewassen en de aanwezige ecosystemen. Aan de hand van de dosis-responsrelaties tussen blootstelling en effect berekent men dan de impact op de volksgezondheid, gebouwen, gewassen en ecosystemen. Deze worden uiteindelijk gemonetariseerd aan de hand van marktprijzen of ingeschatte waarden. De waarderingscijfers zijn gebaseerd op de 'betalingsbereidheid'. De methodologie vergt input uit verschillende wetenschappelijke disciplines. De ExternE-methode wordt in de meeste Europese landen gebruikt en ook de Europese Commissie schuift ze naar voren als de meest geschikte methode.

Op basis van de ExternE methodologie zijn in het verleden reeds berekeningen gemaakt van de externe kosten van energieproductie in Vlaanderen²⁶. Deze studie verwerkt de laatste inzichten om de externe kosten te bepalen.

Om de externe kosten monetair in te schatten gebruikte de studie de waarderingscijfers uit ExternE. Deze waarden zijn op hun beurt gehaald uit literatuuronderzoek van zowel Amerikaanse als Europese studies. De berekende externe kosten omvatten hoofdzakelijk de impact veroorzaakt door de uitstoot van polluenten in de lucht. De impact van ernstige ongevallen of hinderaspecten bleek slechts een fractie van de externe kosten te zijn. De impact van verzuring en vermisting op ecosystemen werd niet opgenomen in de analyse.

Voor de externe kosten van luchtverontreiniging onderzocht VITO zowel de acute en chronische mortaliteit als de morbiditeit. De beschouwde emissies waren SO₂, NO_x, fijn stof (PM₁₀ en PM_{2,5}) en CO₂. De studie gebruikt de resultaten uit ExternE voor onder andere de dosis-responsrelaties en de waarde van een verloren levensjaar (VOLY).

26 Voor een overzicht hiervan zie Bogaert et al., 2008 (lopende).

Tabel 2.8: Externe kosten voor emissies van NO_x, SO₂ en deeltjes uit hoge schouwen in Vlaanderen

	SO ₂	PM	NO _x
euro/ton	12 500	32 800	5 900
waarvan % sterfte	30%	32%	32%
waarvan % ziekte	67%	68%	68,3%

Bron: VITO, Internalisering van externe kosten voor de productie en de verdeling van elektriciteit in Vlaanderen, 2005

Wegens de grote onzekerheid over de impact van klimaatverandering in de toekomst, gebruikten de onderzoekers een schaduwprijs voor de uitstoot van CO₂, namelijk 20 euro/ton CO₂.

Voor centrales die klassieke polluenten zoals NO_x, SO₂ en fijn stof uitstoten, gebeurde de berekening van de externe kosten (in euro/MWh) op basis van emissiegegevens van SO₂, NO_x, PM (uitgedrukt in ton/jaar) per centrale, de externe kosten per geëmitteerde polluent (euro/ton) en de netto geproduceerde hoeveelheid elektriciteit (MWh/jaar). Met deze methode konden de onderzoekers een plaatsafhankelijke externe kost berekenen. Dit is belangrijk omdat de externe kost hoger is voor lozingen in dichtbevolkte gebieden, zoals België. **De externe kosten van emissies in België zijn in het algemeen hoger dan het EU gemiddelde.** Binnen een klein gebied zoals België variëren de kosten per ton polluent echter weinig voor emissies uit hoge schouwen.

Voor de hernieuwbare energiedragers wind, zon en water vormen de emissies die vrijkomen bij de aanmaak van de investeringsgoederen (windturbines, kleinschalige waterkrachtcentrales en fotovoltaïsche cellen) de belangrijkste bijdrage tot de externe kosten. Voor deze investeringsgoederen is aan de hand van een **levenscyclusanalyse** een inventaris opgesteld van de emissies.

De externe kosten voor nucleaire elektriciteit zijn opgebouwd uit de impacts in de brandstofketen en de impacts ten gevolge van de infrastructuur. Hier is het aandeel van de infrastructuur in de emissie van klassieke polluenten ongeveer even belangrijk als dat van de brandstofketen. Voor grootschalige centrale elektriciteitsproductie op basis van steenkool en gas is aangetoond dat de bijdrage van de investeringsgoederen aan de totale impact van emissies zoals SO₂, NO_x en PM verwaarloosbaar is (minder dan 1%, zie Torfs, 1999).

De op deze manier berekende marginale externe kosten van de verschillende technologieën zien er als volgt uit:

Tabel 2.9: Marginale kosten van luchtvervuiling opgesplitst naar technologie, voor 2002

Technologie	Externe kost (in euro/MWh)
Aardolie	147 – 150
Afval	43 – 53
Klassieke fossiele centrales (steenkool)	87 – 102
Klassieke fossiele centrales (hoogovengas)	15
Klassieke fossiele centrales met rookgasreiniging	32
STEG gascentrales	9,8 – 11,3
Klassieke gascentrales	25 – 31
WKK gas (turbine)	7,6 – 8,6
WKK gas (motoren)	> 4,6
Biomassa	11 – 60
Wind	0,6 – 2,5
PV	3 – 7,5
Water	1 – 2,2
Nucleair	0,8

Bron: Torfs et al., 2003

Wind en nucleaire energie zijn de energiedragers en technologieën met de laagste marginale externe kosten, gevolgd door kleinschalige waterkracht, fotovoltaïsche cellen, WKK turbines en moderne STEG's. Steenkoolcentrales, elektriciteitsopwekking uit afval en uit aardolie sluiten de rij.

De hoge externe kost bij elektriciteitsproductie uit afvalverbranding is een gevolg van het lage rendement. Bij olie heeft dit te maken met zowel een laag rendement als met een hoge emissie. Hernieuwbare bronnen hebben doorgaans een veel lagere externe kost, die bijna uitsluitend terug te brengen is tot de aanmaak van investeringsgoederen voor de bouw van windturbines, fotovoltaïsche cellen of kleinschalige waterkrachtcentrales. Nucleaire elektriciteitsproductie heeft een zeer lage externe kost, ondanks de conservatieve inschatting van gezondheidsrisico's door de emissie van radioactieve stoffen in de brandstofketen. Dit komt doordat zeer weinig uranium nodig is voor de productie van 1 MWh, waardoor bij elektriciteitsproductie nagenoeg geen emissies vrijkomen. Dit verandert niet als men rekening houdt met de risico's bij afvalberging en de waarschijnlijkheid van ernstige ongevallen. Fijn stof bleek de belangrijkste impact op de volksgezondheid te zijn bij de productie van elektriciteit. Maatregelen om de emissie van fijn stof te beperken bij de productie van elektriciteit zouden dus de grootste baten opleveren.

In het Europese NewExt-project werd ook een eerste berekening gemaakt van de externe kosten van enkele zware metalen en van dioxines. De uitstoot van deze pollutanten komt hoofdzakelijk van steenkoolcentrales. De gezamenlijke impact van arsenicum, lood, nikkel, chroom en kwik emissies van steenkoolcentrales bedraagt dan 0,09 euro/MWh.

Op basis van het procentuele aandeel van elke technologie in de jaarlijkse productie van elektriciteit is een gemiddelde marginale externe kost voor elektriciteitsproductie berekend. Deze bedroeg 19 euro/MWh in 2002, en ongeveer 20 euro/MWh rekening houdende met de verliezen voor transmissie en distributie van elektriciteit. Een gemiddeld huishouden in Vlaanderen verbruikt 4 à 4,4 MWh elektriciteit per jaar.

Deze gemiddelde marginale externe kost per MWh is met 58% gedaald ten opzichte van 1990. De daling is te wijten aan enerzijds technisch-economische ontwikkelingen (zoals de geleidelijke toename van aardgas in de elektriciteitsproductie) en anderzijds aan regelgeving (die leidde tot de invoering van rookgaszuivering op één van de grootste steenkoolcentrales in Vlaanderen). De gemiddelde marginale externe kosten per MWh verbergen echter de grote verschillen tussen de brandstofketens en technologieën. Aan gezien de economische ontwikkelingen in deze periode een stijging van de elektriciteitsproductie met 25% veroorzaakten, is de totale externe kost van elektriciteitsproductie slechts met 48% gedaald.



III Aandachtspunten

Het probleem van de ExternE-methode is dat men geen resultaat kan berekenen of dat dit resultaat weinig robuust is als er voor één stap in de schadefunctieketen data of modellen ontbreken of van onvoldoende kwaliteit zijn. Dit komt omdat de onzekerheden zich opstapelen doorheen de keten. Een consistente vergelijking van verschillende scenario's kan deze onzekerheid kleiner maken.

Verder is niet systematisch nagegaan of alle gebruikte Europese waarderingsfuncties of kengedaten voldoende representatief zijn voor Vlaanderen. Bovendien zijn bepaalde gebruikte cijfers of veronderstellingen ondertussen achterhaald op Europees niveau, waar er al meer recente cijfers gebruikt worden.

Het budget voor deze studie was net iets te krap.

IV Aanbevelingen en beleidstoepassing

Voor het beleid zou het interessant zijn als een volgende studie meer in detail onderzoek zou doen naar de nieuwe takken van de elektriciteitsproductie zoals hernieuwbare energie (windenergie, biobrandstoffen,) of naar een verbeterd gebruik van fossiele brandstoffen (zoals CCS²⁷).

De waarden van de gezondheidskosten ten gevolge van luchtverontreiniging (fijn stof, ozon en NO₂) worden momenteel geactualiseerd in een studie uitgevoerd door Bogaert et al. in opdracht van het Departement LNE (Dienst Milieu en Gezondheid), 'Reële milieugerelateerde gezondheidskosten in Vlaanderen: opmaken van een overzicht van de huidige berekeningswijzen met vastgestelde problemen en mogelijke oplossingen'. Deze studie heeft tot doel voor elke stap in de schadefunctieketen een kritische analyse te maken van de methodiek die tot op heden gebruikt werd, na te gaan waar het opportuun is om gegevens te actualiseren of specifieke gegevens voor Vlaanderen te gebruiken, en tot slot hiervoor de nodige dataverzameling en berekeningen uit te voeren. Het eindrapport is voorzien voor midden 2008.

27 Carbon Capture and Storage = CO₂-afvang en -opslag.



XI Externe kosten van wegverkeer

Titel: *Internalisering van externe kosten van wegverkeer in Vlaanderen*

Uitvoerder: Griet De Ceuster, TMLLeuven

Jaar: 2004

Jaar datavergaring: 1991-2002

Opdrachtgever: Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA

Budget: 25.500 EUR (voor de bijdrage in MIRA op basis van vroeger onderzoek en een aantal nieuwe berekeningen)

Categorie: Benefit transfer

I Doel

Het doel van deze studie was om na te gaan in welke mate de externe kosten van wegverkeer vervat zitten in de prijs van wegverkeer (*internalisering van externe kosten*) en bijgevolg niet afgewenteld worden op de samenleving, andere landen of toekomstige generaties. Met andere woorden, houden de belastingen op wegverkeer in Vlaanderen voldoende rekening met deze externe kosten, en geven ze de juiste prikkels aan de weggebruiker om de schade te verminderen?

Luchtvervuiling heeft immers een effect op de gezondheid van de mensen. Weggebruikers houden hiermee geen rekening. Ze gaan bijvoorbeeld geen dure roetfilter op hun auto plaatsen om minder stofdeeltjes te produceren, wanneer ze hiertoe niet worden aangemoedigd door belastingen of subsidies of wanneer het niet verplicht is door de wet.

Naast luchtvervuiling veroorzaakt het wegverkeer ook andere negatieve externe effecten zoals klimaatverandering, geluidshinder, congestie (files), ongevallen en schade aan het wegdek. Ook met deze effecten wordt rekening gehouden in deze studie. Andere ongewenste neveneffecten, zoals verlies aan ruimte of milieuschade tijdens de productie van voertuigen werden niet opgenomen in de analyse.

II Methoden en resultaten

Externe kosten van wegverkeer zijn die kosten (voor de maatschappij) waarmee een weggebruiker geen rekening houdt in zijn gedrag. Eén van de oorzaken van deze externe kosten van wegverkeer is de luchtvervuiling veroorzaakt door het wegverkeer.

Externe kosten zijn meestal geen monetaire kosten. De schade van deze effecten (in gram, in tijd, ...) kan wel naar geldtermen worden omgerekend. De berekening van (marginale) externe kosten bevat vrij veel onzekerheden. Zo hangt de waarde van de schade bij bv. luchtvervuiling sterk af van de gebruikte verspreidingsmodellen en 'dosis-respons'-relaties.

Het rapport vergelijkt de prijs die de gebruiker betaalt voor wegverkeer (bv. brandstofprijzen, taksen, subsidies, verbruik, ...) met de externe



kosten die het wegverkeer veroorzaakt. In dit rapport gaan we niet verder in op deze vergelijking maar beperken we ons tot de waardering van de milieugerelateerde externe kosten van luchtvervuiling, klimaatverandering en geluidshinder.

Deze MIRA-studie koos ervoor om met **marginale externe kosten** te werken in plaats van met gemiddelde externe kosten. Marginale kosten geven in dit geval de additionele impact weer als gevolg van een bijkomende eenheid transport (in principe: 1 voertuigkilometer) bij gelijkblijvende infrastructuur. Bij een benadering op basis van marginale externe kosten is een precieze toedeling naar specifieke voertuigen, plaats en tijd mogelijk.

VITO bepaalde de marginale externe kosten van luchtverontreiniging met behulp van de Externe ("External Costs of Energy") methode en Europese kengetallen. Voor meer uitleg over de Ex-

terneE-methodologie verwijzen we naar Bogaert et al. (2008, lopende). De waardering van de **gezondheidsschade** door luchtverontreiniging gebeurt op basis van de individuele bereidheid tot betalen van de burger om deze specifieke gezondheidseffecten of een verhoogd risico op vroegtijdig overlijden te vermijden. Hierin zijn de directe kosten voor ziekte en werkverzuim vervat, alsook de indirecte kosten voor de sociale zekerheid en de waarde die men hecht aan het vermijden van pijn en ongemak. De externe kosten van luchtvervuiling bevatten echter meer dan enkel de gezondheidskosten. Zo zijn er ook externe kosten van luchtvervuiling door **schade aan gebouwen, materialen en landbouwgewassen**. Deze cijfers maken ook deel uit van de berekeningen in tabel 2.10. De beschouwde pollutanten zijn NO_x, NMVOS, SO₂, PM₁₀ en CO. De marginale externe kosten worden onderverdeeld volgens het brandstoftype, de voertuigcategorie en het tijdstip.

Tabel 2.10: Marginale externe kosten voor luchtvervuiling door wegverkeer in Vlaanderen (klassieke pollutanten), 1990-2002, in euro per 100 voertuig km, constante prijzen 2002

Per voertuig categorie	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Personenwagen	3,04	3,02	2,99	2,84	2,68	2,49	2,26	2,08	1,87	1,66	1,49	1,32
Zware vrachtwagen	10,06	10,06	10,01	9,88	9,61	9,44	9,12	9,04	9,00	8,95	8,90	8,85
Bus	13,16	13,27	12,92	12,61	12,08	11,54	10,57	10,10	9,48	8,38	8,33	7,59
Lichte vrachtwagen	5,39	5,49	5,55	5,37	4,99	4,68	4,21	3,82	3,43	3,08	2,77	2,45
Moto	1,02	1,04	1,05	1,05	1,06	1,06	1,08	1,08	1,02	0,96	0,91	0,88
Per brandstoftype	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Benzine	0,88	0,86	0,81	0,77	0,73	0,69	0,66	0,62	0,58	0,50	0,46	0,43
LPG	0,51	0,51	0,52	0,51	0,49	0,47	0,44	0,42	0,39	0,35	0,32	0,29
Diesel	6,83	6,72	6,44	6,04	5,58	5,16	4,66	4,22	3,83	3,45	3,14	2,80
Per type locatie	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Stedelijk	8,29	8,24	8,23	7,97	7,61	7,20	6,63	6,19	5,69	5,13	4,72	4,29
Niet-stedelijk	1,97	1,94	1,90	1,82	1,72	1,62	1,49	1,40	1,30	1,19	1,11	1,02
Autosnelweg	2,56	2,53	2,52	2,44	2,34	2,24	2,09	2,00	1,90	1,77	1,69	1,58
Per tijdstip	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Daluur	3,34	3,31	3,29	3,15	2,99	2,82	2,60	2,43	2,26	2,06	1,92	1,75
Piekuur	5,57	5,52	5,48	5,26	5,00	4,73	4,40	4,11	3,83	3,51	3,28	2,99

Bron: Torfs et al., 2003

Uit deze cijfers blijkt dat de **marginale externe kosten van luchtverontreiniging door wegverkeer dalen in de tijd**. Dit is te wijten aan de vervanging van oudere voertuigen door nieuwe, meer performante voertuigen. De marginale kosten zijn **het hoogste in stedelijke gebieden tijdens de piekuren**. Tijdens de daluren zijn ze lager en ook in niet-stedelijke gebieden zijn de externe kosten van luchtverontreiniging lager. De hogere cijfers zijn vooral te verklaren door de lagere snelheid van de voertuigen in de stad en tijdens de piek, en door de hogere bevolkingsdichtheid in stedelijke gebieden (waardoor meer mensen in aanraking komen met de luchtvervuiling).

Om de marginale externe kosten van klimaatverandering door wegverkeer (tabel 2.11) te berekenen werden de emissies van de broeikasgassen CO₂, CH₄ en N₂O van de verschillende voertuigtypes berekend en gemonetariseerd. Hiervoor gingen Torfs et al. (2003) uit van een schaduwprijs van 20 euro/ton CO₂-equivalenten. Opnieuw gebeurde de berekening voor verschillende types voertuigen en brandstoffen. Zo werden de milieuschadetekosten van oude en nieuwe wagens en voor diesel en benzine tegen elkaar afgewogen.

Tabel 2.11: Marginale externe kosten voor klimaatverandering door wegverkeer in Vlaanderen, 1990-2002, in euro per 100 voertuig km, constante prijzen 2002

Per voertuig categorie	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Personenwagen	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42	0,41	0,41	0,41	0,40	0,39	0,38
Zware vrachtwagen	1,30	1,29	1,32	1,32	1,32	1,32	1,32	1,33	1,33	1,33	1,34	1,34
Bus	1,65	1,65	1,64	1,64	1,64	1,64	1,64	1,64	1,64	1,63	1,65	1,64
Lichte vrachtwagen	0,60	0,60	0,61	0,60	0,60	0,60	0,59	0,59	0,58	0,58	0,58	0,57
Moto	0,17	0,17	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,19	0,19	0,19	0,19
Per brandstoftype	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Benzine	0,42	0,42	0,43	0,43	0,43	0,43	0,42	0,42	0,42	0,41	0,41	0,40
LPG	0,39	0,39	0,39	0,39	0,40	0,41	0,42	0,42	0,44	0,45	0,45	0,46
Diesel	0,59	0,58	0,57	0,56	0,56	0,55	0,55	0,54	0,53	0,53	0,52	0,51
Per type locatie	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Stedelijk	0,55	0,55	0,55	0,56	0,56	0,56	0,55	0,55	0,55	0,54	0,54	0,53
Niet-stedelijk	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,39
Autosnelweg	0,59	0,58	0,58	0,57	0,57	0,56	0,55	0,55	0,54	0,54	0,53	0,52
Per tijdstip	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Daluur	0,48	0,48	0,48	0,48	0,47	0,47	0,47	0,47	0,46	0,46	0,45	0,45
Piekuur	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,59	0,59	0,58

Bron: Torfs et al., 2003

De externe kosten van luchtvervuiling, klimaatverandering en geluidshinder samen vormden in 2002 ongeveer 12,5% van de totale externe kosten van wegverkeer.

De kengetallen van de marginale **externe kosten van geluidshinder** zijn afkomstig van het Europese UNITE-project²⁸. Binnen dit project werden in 1998 gemiddelde externe geluidskosten voor België berekend. Geluidshinder omvatte hier out-of-pocketkosten (bv. medische kosten), productiviteitsverliezen en verlies aan nut of welbehagen. Het zijn gemiddelde kosten, maar ze kunnen worden gebruikt onder de veronderstelling dat de geluidshinder lineair toeneemt met de verkeersintensiteit. In dat geval zijn de gemiddelde kosten gelijk aan de marginale externe kosten. De marginale externe kosten werden, bij gebrek aan data, constant verondersteld voor de periode 1991-2002. Deze cijfers maken geen onderscheid tussen piek- en daluren en stedelijk en niet-stedelijk gebied. Wel wordt er een onderscheid gemaakt naar type voertuig.

De resultaten van de voorlopige versie van deze studie werden opgenomen in het hoofdstuk 'Gevolgen voor economie' in MIRA-T 2003. Het in september 2004 opgeleverde eindrapport bevat echter enkele cijfers die volgens een betere methode berekend werden. Het gaat vooral om de marginale externe congestiekosten en geluidskosten, die verhoogden. Verder werden nog enkele kleinere correcties aangebracht, onder meer aan het wagenpark, waardoor de cijfers (licht) kunnen verschillen van deze in MIRA-T 2003. De uiteindelijke cijfers werden opgenomen in MIRA-T 2004.

Tabel 2.12: Gemiddelde externe geluidskosten voor wegverkeer in België, in euro per 100 voertuigkilometer, in 1998.

Voertuigtype	Euro per 100 km
Motorfiets en bromfiets	3,877
Personenwagen	0,419
Regionale bus	0,000
Lichte vrachtwagen	2,773
Zware vrachtwagen	2,292
Stedelijke bus	7,633

Bron: De Ceuster (2004)

III Aandachtspunten

Er waren weinig problemen tijdens deze studie. Het budget was voldoende groot maar het was niet altijd even eenvoudig om de nodige data te vinden. Zoals al aangegeven in de bespreking van de externe kosten van luchtvervuiling (Hoofdstuk X) is het niet steeds duidelijk in welke mate de gehanteerde kengetallen uit de internationale literatuur ook representatief zijn voor Vlaanderen.

IV Aanbevelingen en beleidstoepassing

Zeker voor milieuproblemen zoals transport, waarbij de externe kosten sterk afhangen van het type voertuig en de reeds aanwezige verkeersstroom (congestie), is het belangrijk om met marginale kosten in plaats van gemiddelde kosten te werken. Ook is het belangrijk om naar het totaalbeeld te kijken en in de mate van het mogelijke alle externe effecten mee te nemen. Door bijvoorbeeld enkel met de CO₂-uitstoot rekening te houden zou men verkeerde beleidsconclusies kunnen trekken.

Er zijn niet direct beleidstoepassingen bekend maar de studie wordt wel vaak geciteerd in bijvoorbeeld beleidsbrieven van het Vlaams Parlement en bij lobbywerk. De meerwaarde van deze studie is dat standpunten nu daadwerkelijk met cijfers kunnen worden ondersteund of tegengesproken.

²⁸ In het UNITE-project (5de kaderprogramma – Transport RTD programma van de Europese Commissie) heeft men een overzicht gemaakt van de bestaande schattingen van de marginale externe kosten en heeft men de methodologie voor de bepaling van de marginale externe kosten verder ontwikkeld. (Zie ook: www.its.leeds.ac.uk/projects/unite/index.html).



Praktische aanbevelingen voor waarderingsstudies

In de voorgaande hoofdstukken werden de belangrijkste theoretische elementen over het waarderen van milieubaten toegelicht. Bovendien gaven we een overzicht van de verschillende waarderingstechnieken en de 11 waarderingstudies die tot nu toe in Vlaanderen zijn uitgevoerd. Daarnaast willen we met dit rapport ook een leidraad bieden voor de praktische waardering van milieubaten of milieuschadetekosten. We sluiten dit rapport daarom af met de belangrijkste aanbevelingen en aandachtspunten voor het uitvoeren van kwaliteitsvolle waarderingstudies.

Wanneer je bepaalde milieubaten of milieuschadetekosten gewaardeerd wil zien, dien je altijd **eerst een grondige literatuurstudie** uit te voeren. Het is immers noodzakelijk dat je een **goede kennis verworft met betrekking tot het gestelde probleem** en de daarmee samenhangende **terminologie**. Daarnaast behoor je heel wat **informatie te vergaren** om verschillende **inzichten te verkrijgen**:

- ⇒ Ga eerst na of er **wetenschappelijke consensus bestaat over de fysieke effecten (hoeveelheden of dosis-respons-relaties)**. Als er geen "hoeveelheden" bekend zijn (en ook niet door extra onderzoek kunnen bekomen worden), dan kunnen er ook geen "prijskaartjes" op geplakt worden en heeft het weinig zin om een waarderingstudie uit te voeren. Het is trouwens belangrijk om de beschrijving en kwantificering van het milieuprobleem uitgebreid te rapporteren in de waarderingstudie. Het resultaat van een waarderingstudie is immers niet enkel een bedrag in euro's. De analyse en een duidelijke beschrijving van het probleem zijn net als de verschillende impacten er van minstens even belangrijk.
- ⇒ Zijn er **reeds waarderingstudies voorhanden** waarop je je kan baseren? Gespecialiseerde databanken zoals The Environmental Valuation Reference Inventory (<http://www.evri.ca>) vergemakkelijken deze zoektocht. Ga voor de studies die in aanmerking komen na of hierbij voldaan is aan de verschillende voorwaarden om benefit transfer toe te kunnen passen. Indien benefit transfer niet of slechts gedeeltelijk mogelijk is, wordt best een originele waarderingstudie uitgevoerd.

- ⇒ De eerstvolgende stap bij het uitvoeren van een waarderingstudie is nagaan welke **soorten economische waarden je allemaal dient te bepalen en welke waarderingsmethode(s) je hiervoor het best gebruikt**, gegeven de specifieke situatie. Het hoofdstuk 'Gevolgen voor de economie' in MIRA-S 2000 en de handleiding van de OESO (Pearce et al., 2006) zijn hierbij 2 onmisbare bronnen.

! Ga hierbij **pragmatisch** te werk. Geef voorrang aan het waarderen van de belangrijkste baten: de moeite die gedaan wordt om de baten van een project te bepalen moet proportioneel zijn ten opzichte van de omvang van dat project. Voor kleine projecten is het vaak niet zinvol om alle baten trachten te achterhalen.

De keuze voor een bepaalde waarderingmethode hangt af van welk onderdeel (of onderdelen) van de Totale Economische Waarde er door wie gewaardeerd moet worden, en van het doel dat men met de waardering nastreeft. In de meeste studies wordt minstens de gebruikswaarde bepaald.

- ⇒ Zoek in **tabel 1.2 p. 30** welke **de meest geschikte techniek** is om de waarde in te schatten van elk van de effecten op het leefmilieu op het gebied van gezondheid, natuur/ecosystemen en gebouwen en voor elke deelwaarde van de TEW.
! De intrinsieke waarde maakt geen deel uit van de TEW en kan niet worden gemeten met de besproken waarderingstechnieken.
- ⇒ Maak een onderscheid tussen de betrokken doelgroepen en kies per doelgroep de meest geschikte toepassingsvorm.
- ⇒ Ook het doel van de waardering speelt een rol bij de keuze van de methode. Voor bijvoorbeeld een schadebepaling is een grotere nauwkeurigheid en betrouwbaarheid vereist dan voor MKBA's van grote infrastructuurwerken.
- ⇒ De gebruikte techniek hangt niet alleen af van welke waarde je in kaart wil brengen, maar ook van de schaal waarop de waarde in kaart wordt gebracht. Zo zijn de diensten en de soort van waarde die een lokale gemeenschap hecht aan een bepaald bos anders dan voor een nationale of internationale gemeenschap.

⇒ Vaak zijn meerdere waarderingstechnieken mogelijk. Weeg steeds grondig alle voor- en nadelen van de verschillende waarderingsmethodes tegen elkaar af. Iedere methode brengt een ander kostenplaatje, andere moeilijkheden, risico's e.d. met zich mee. ! Let er bij de keuze tussen een gereveleerde of een uitgedrukte voorkeursmethode op dat sommige deelwaardes (nl. **de niet-gebruiks-waarde**) **enkel met de uitgedrukte voorkeursmethodes** kunnen worden opgespoord. ! **Indien de tijdsspanne en het budget het toelaten**, is het aangeraden voor eenzelfde deelwaarde van de TEW **zowel een uitgedrukte als een gereveleerde waarderingsmethode** te gebruiken. Achteraf kan je dan de bekomen resultaten met elkaar vergelijken. Zo bekom je niet alleen meer zekerheid, maar hou je ook rekening met het meer controversiële karakter van de uitgedrukte voorkeursmethodes. Deze zijn immers niet gebaseerd op 'echte' keuzes die een inruil van geld in milieugoe-deren impliceren. Daarnaast creëer je tevens een vangnet voor het geval dat één bepaalde methode niet tot resultaten zou leiden door bv. een gebrek aan data zoals bij de studie over geurhinder voor de hedonische prijsmethode het geval was.

Eens de beslissing is genomen welke waarderingmethode(s) je voor elke deelwaarde gaat toepassen, dien je rekening te houden met de specifieke voorwaarden en aandachtspunten die met deze methode(s) gepaard gaan. Wanneer je bv. hebt gekozen voor de contingente waarderingmethode, moet je de NOAA-richtlijnen navolgen. Verspreid doorheen het rapport werden nog meer van deze belangrijke punten aangehaald. Samen met een heleboel praktische aanbevelingen en aandachtspunten zetten we ze hieronder voor de drie meest gebruikte waarderingsmethodes (de hedonische prijsmethode, de uitgedrukte waarderingsmethodes en benefit transfer) nog eens op een rijtje.

Maar eerst willen we nog een aantal **algemene aanbevelingen en aandachtspunten** meegeven. Een groot aantal daarvan zoals de aanbevelingen voor het gebruik van standaardwaarden voor de levensduur van technologieën en voor de te gebruiken discontovoet voor het actualiseren van toekomstige milieubaten of milieuschadetekosten, nemen we over van het LNE-rapport 'Milieubeleidskosten – Begrippen en berekeningsmethoden' (2007). De principes van kostenberekening die daarin uitgelegd worden, zoals verdiscontering en omgaan met onzekerheid, gelden immers ook voor de berekening van milieubaten.

⇒ In navolging van de aanbeveling van Moons (2003) om in Vlaanderen in de eerste plaats te **investeren in een beperkt aantal grondige originele waarderingstudies over belangrijke milieuthema's**, willen we wijzen op het grote **belang van het methodologische raamwerk**. ! Streef hierbij naar **transparantie**: beschrijf de gebruikte methodologie en de kwaliteit van de basisgegevens, vermeld alle gemaakte veronderstellingen en zorg voor een zorgvuldige bronnenvermelding. Slechts wanneer hieraan voldoende aandacht besteed is en alle gemaakte veronderstellingen en gevolgde stappen op een heldere en transparante wijze uit de doeken gedaan worden, kan men **later kwaliteitsvolle benefit-transferstudies** uitvoeren op basis van dit originele waarderingswerk en zo op een efficiënte manier te werk gaan. Immers, niet alleen de bekomen waarden en/of waarderingfunctie zijn van belang maar ook – en vooral – de manier waarop men hiertoe gekomen is. De toepassing van de hedonische prijsmethode in de studie geurhinder is hier een heel goed voorbeeld van. De beschikbare databanken en de gevolgde methodologie lieten niet toe om een significante waardevermindering te detecteren in de verkoopprijs van woningen binnen een gebied met geurhinder. Doordat de uitvoerders echter voldoende aandacht besteed hebben aan de methodologie en transparantie is dit werk niet voor

niets geweest. Vanaf 2003 zijn de registerdatabank met de verkoopprijzen en de databank van het kadaster met specifieke kenmerken per huis aan elkaar gekoppeld zodat men niet langer informatie aan notarissen moet vragen. Dat maakt dat we anno 2008 wel over een voldoende grote dataset beschikken en nu de beperkingen uit de oorspronkelijke studie zouden moeten kunnen ondervangen. Voor het voorjaar van 2008 is er alvast een vervolg op de eerste studie gepland.

- ⇒ Maak je studie **zo toegankelijk mogelijk** voor geïnteresseerden. Dit uit zich op 2 manieren. Zorg er voor dat je een duidelijke schrijfstijl hanteert en zoveel mogelijk verklarende voorbeelden opneemt. Een begrippen-, vertaal- en/of afkortingenlijst worden ook altijd geapprecieerd. Probeer waar mogelijk in de referentielijst ook te verwijzen naar de eventuele website waar je je bron vandaan hebt gehaald. Indien je een kwaliteitsvolle originele waarderingsstudie hebt kunnen aanleveren, is het zeer interessant om deze beschikbaar te maken voor andere potentiële gebruikers via bibliotheken, het internet, of gespecialiseerde databanken zoals The Environmental Valuation Reference Inventory (<http://www.evri.ca>). Als het een Vlaamse studie betreft willen we hier natuurlijk graag melding van maken op onze LNE-website (<http://milieueconomie.lne.be>).
- ⇒ Maak duidelijk welk begrip je hanteert: leg bv. uit of je de baten vanuit het **standpunt van de maatschappij als geheel** of **vanuit het standpunt van één bepaalde groep** berekent.

- ⇒ Ga goed na wat het uitgangspunt is van je studie want dat bepaalt of je gaat werken met de **betalingsbereidheid** of de **acceptatiebereidheid**. Wanneer je de baten van het milieubeleid probeert in te schatten, maak je gebruik van de betalingsbereidheid.
- ⇒ Wanneer men de betalingsbereidheid berekent, moet men steeds naar zowel de **mediaan** als het **gemiddelde** kijken. Soms zijn de opgegeven individuele betalingsbereidheden namelijk niet evenredig verdeeld over de populatie. Door o.a. te kijken hoe dicht het gemiddelde en de mediaan bij elkaar liggen, kan men de scheefheid van de resultaten nagaan.
- ⇒ Definieer een duidelijke **referentiesituatie**: gaat het bv. over de baten van een bepaald beleid vergeleken met een situatie zonder beleid, of een situatie waarin het huidige beleid wordt voortgezet.
Om de referentiesituatie goed te definiëren en om de milieubaten van een project te kunnen analyseren/in te schatten, moet voldoende informatie voorhanden zijn over de huidige situatie en moeten de projectdoelen goed omschreven zijn. Ook nuttig zijn ecologische modellen die effecten van bepaalde ingrepen op het milieu kunnen simuleren. Belangrijk hierbij is dat milieueconomen en ecologen samenwerken aan het project. Zo is bijvoorbeeld het ecologisch/biologisch onderzoek naar onder meer de effecten op waterkwaliteit van bepaalde ingrepen een belangrijke input voor de MKBA Natuurontwikkeling langs de Schelde.
! Soms ontbreken echter toekomstscenario's voor bv. landbouw, natuur en recreatie in de autonome ontwikkeling (het nulalternatief) of is een project niet voldoende afgeijnd zoals bv. het geval was voor de projecten in de studie MKBA Natuurlijkheid. In zo'n geval is vaak slechts een verkenning mogelijk van de kosten en baten.



- ⇒ ! Verifieer of **opdrachtgever en opdrachtnemer wel hetzelfde doel** voor ogen hebben. Zorg ervoor dat een eventueel bestek voldoende duidelijk is.
- ⇒ ! Het opstellen van een enquête en de uitvoering van interviews blijken vaak meer tijd in beslag te nemen dan verwacht. Voorzie dus voldoende tijd en bemeet het **budget niet te krap**.
- ⇒ ! Zorg er bij het afnemen van enquêtes en interviews voor dat de **steekproeven voldoende groot en representatief** zijn, ook per deelgroep (bv. bezoeker versus niet-bezoeker, type recreant). Bij een veelheid aan scenario's loop je het risico dat de steekproefgrootte per scenario te klein wordt. Om geen problemen te krijgen met het afleiden van statistisch significante resultaten, mag het vereiste aantal respondenten per gevalstudie niet te klein zijn. Het is dus aan te bevelen om **niet teveel scenario's** op te nemen. Daarnaast moeten de interviews zoveel mogelijk gedaan worden met de personen binnen het gezin die verantwoordelijk zijn voor de uitgaven. Zij zijn het best geplaatst om in te schatten of de opgegeven betalingsbereidheid haalbaar is rekening houdende met hun budget.
- ⇒ Bij het toepassen van de reiskostenmethode dien je er op te letten de tellingen en het afnemen van enquêtes op verschillende tijdstippen uit te voeren om bv. seizoens- en andere invloeden tegen te gaan. Spreid het onderzoek dan over verschillende seizoenen op zowel week- als weekend- en vakantiedagen. Ook bij andere waarderingsmethodes moet men de noodzaak hiertoe nagaan.
- ⇒ Het is niet opportuun een bevraging uit te voeren vlak nadat een bepaalde verontreiniging officieel is vastgesteld. Dit heeft in het begin een sterke invloed op de betalingsbereidheid.
- ⇒ Voor sommige toepassingen, zoals het bepalen van een optimale heffing die de externe kosten internaliseert, is het nodig om met marginale kosten i.p.v. totale of gemiddelde kosten te werken. De marginale milieuschadeprijs is bv. de prijs van één bijkomende voertuigkilometer of één bijkomende ton uitstoot van NO_x .
- ⇒ Ook is het belangrijk om naar het totaalbeeld te kijken en in de mate van het mogelijke alle externe effecten mee te nemen. Door bijvoorbeeld enkel met de milieuschadeprijzen van CO_2 -uitstoot door het verkeer rekening te houden zou men verkeerde beleidsconclusies kunnen trekken.
- ⇒ Vermijd dubbeltellingen: bv. wanneer de waardering van de bestaanswaarde van een onbezoedelde Noordzeekust al elementen van gebruikswaarde bevat, mag je hier niet nog eens een waardering van gebruikswaarden bij optellen om de totale economische waarde van de kust te berekenen. Dat zou immers leiden tot de dubbeltelling van een stuk van de gebruikswaarden
- ⇒ Hou rekening met het tijdstip van de verschillende uitgaven: 1000 euro binnen tien jaar is minder waard dan 1000 euro vandaag. Voor het berekenen van de actuele waarde van toekomstige milieubaten of milieuschadeprijzen en voor de omrekening naar jaarlijkse kosten bevelen we een maatschappelijke discontovoet van 4% aan.
- ⇒ Voer een sensitiviteitsanalyse uit op veronderstellingen en parameters waarvan een significant effect op de waardering van de milieubaten verwacht wordt.
- ⇒ ! Vergeet op het einde van de studie de bekomen resultaten niet te toetsen met de (internationale) literatuur.

Aanbevelingen bij het gebruik van de Hedonische Prijsmethode

- ⇒ ! De kwaliteit van een HPM-studie staat of valt met de kwaliteit van de databank. Het vereiste niveau van detail is groot en kan voor problemen met beperkte reikwijdte (zoals geurhinder) zelfs nodig zijn op huisnummer-niveau. In het geval van een lange straat kan het immers een belangrijk verschil uitmaken op welk huisnummer de verkoop heeft plaatsgevonden omdat hierdoor de afstand tot de geurbron, bushalte, school, supermarkten en dergelijke kan verschillen.
- ⇒ ! **Vanaf 2003** zijn de registerdatabank met de verkoopprijzen en de databank van het kadaster met specifieke kenmerken per huis, aan elkaar gekoppeld zodat men over **gedetailleerde data** kan beschikken.
- ⇒ ! De zoektocht naar data kan tijdrovend zijn. Het is dan ook aan te bevelen om **reeds in een vroeg stadium de databronnen na te gaan**. Ook heeft men bij de toepassing van de HPM soms nood aan een geografisch informatiesysteem (GIS), bv. om de vervuiling in een gebied in kaart te brengen. Ook hiervoor is het goed om vooraf na te gaan of je toegang tot dit programma kan krijgen en of iemand er mee kan werken.

Aanbevelingen bij het gebruik van uitgedrukte voorkeursmethodes

- ⇒ Bij het toepassen van de Contingente Waarderingsmethode is het heel belangrijk de NOAA-richtlijnen te volgen (zie kader p. 24). Wanneer een de CVM-enquête volgens deze aanbevelingen is uitgevoerd, worden de resultaten immers voldoende betrouwbaar geacht.
! Een groot aantal van deze NOAA-richtlijnen is ook van toepassing bij andere waarderingsmethodes.
- ⇒ Uit de NOAA-richtlijnen blijkt o.a. dat het belangrijk is voldoende tijd te steken in het opstellen van het enquêteontwerp en deze op voorhand ook uitvoerig uit te testen via focusgroepen, diepte-interviews en besprekingen met allerlei experts om vertekeningen te beperken.
- ⇒ Ook het biedschema in de enquête moet zorgvuldig getest worden om te vermijden dat het zogenaamde 'fat tail'-fenomeen opduikt. Het 'fat tail' fenomeen betekent dat er een relatief groot aantal respondenten de hoogste of laagste (uiterste) biedbedragen aanvaardt.
- ⇒ Maak het betalingsvehikel (bv. een verhoging van de opcentiemen, een bijdrage van alle Vlamingen, een betaling via bijgevoegd overschrijvingsformulier) in de enquête zo realistisch mogelijk.
- ⇒ De (hypothetische) betaling moest bij sommige studies enkel gebeuren als 50% van de bevolking akkoord ging met het interventie- en preventieprogramma (referendumsituatie). Deze voorwaarde is aangewezen om het 'free-riders' gedrag tegen te gaan.



⇒ Bij een keuze van de geschikte locatie en schaal (grootte van het gebied) voor een CVM-studie moet er **op de volgende punten gelet** worden:

- Er moeten voldoende mensen in de omgeving wonen om een representatieve steekproef van respondenten te kunnen bevragen.
- Wanneer men de site selecteert moet men ook kijken naar andere milieuproblemen in de omgeving, zowel binnen dezelfde problematiek als andere milieuproblemen. Deze kunnen de resultaten beïnvloeden omdat het voor respondenten vaak moeilijk is om de verschillende problemen uit elkaar te houden.
- Men moet opletten voor teveel (negatieve of positieve) betrokkenheid van de omwonenden met een vervuilend of hinder veroorzakend bedrijf omdat dit tot veel protestantwoorden kan leiden. Neutrale gemeenschapsvoorzieningen zijn dan te verkiezen. Ook een goed opgestelde enquête kan het aantal protestantwoorden helpen beperken. Desnoods moet men een andere waarderingsmethode gebruiken.

⇒ Analyseer de steekproef altijd zowel met als zonder protestantwoorden. Als uit deze analyse blijkt dat de protestantwoorden een belangrijke (significante) invloed hebben op de betalingsbereidheid, dan worden ze uitgesloten bij de analyse.

⇒ Bij Keuzemodellering is het identificeren van de eigenschappen en hun bijhorende waarden of niveaus cruciaal. Deze niveaus of waarden moeten ook meetbaar zijn. Men mag niet te veel en niet te weinig eigenschappen opnemen. Ook mogen er niet te veel of te weinig scenario's zijn die de ondervraagden moeten rangschikken. De rangschikking wordt het best ondersteund met foto's en kaarten.

Aanbevelingen bij het gebruik van Benefit transfer

⇒ Omdat het overnemen van resultaten uit bestaande studies een praktische en goedkopere manier is om te komen tot waarden voor milieugoederen of –diensten is het aanbevelen altijd eerst na te gaan of benefit transfer mogelijk is. Een **eerste voorwaarde** hiervoor is dat de **originele studie van voldoende kwaliteit** is. Een **tweede voorwaarde** is dat de **studieobjecten gelijkaardig zijn in termen van populatie, populatiekenmerken, en andere eigenschappen**. Niet alleen de sociodemografische karakteristieken van de betrokken bevolkingsgroepen moeten gelijkaardig zijn, maar ook de gewaardeerde aspecten en het bestudeerde gebied.

! Zoals o.a. uit de studie over parken blijkt is dit niet altijd mogelijk. De parken die onderzocht werden in de buitenlandse studies zijn bijvoorbeeld gemiddeld groter dan de Vlaamse parken, zodat er een kans op overschatting bestaat. Per definitie is het overdragen van waarden uit andere studies altijd minder nauwkeurig dan origineel waarderingswerk.

⇒ **Indien voldaan is aan deze voorwaarden** kan men de gevonden **waarden rechtstreeks overnemen**. Om de foutenmarge te verkleinen zijn echter **kleine aanpassingen aangeraden** om de waarden beter te laten aansluiten bij de nieuw te waarderen goed of dienst.

! **Let op voor dubbeltellingen** bij het overdragen van verschillende (deel)waarden.

! **Ga na of de gebruikte cijfers of veronderstellingen** ondertussen niet achterhaald zijn op internationaal niveau, zodat je steeds met de meest recente cijfers werkt.

⇒ **Wanneer niet aan de tweede voorwaarde voldaan** is, moet men rekening houden met de verschillen tussen de originele studie en de nieuwe studie en **aanpassingen doorvoeren**. Hiertoe dient men in plaats van de cijfers de

waarderingsfunctie van een bestaande studie over te nemen en de coëfficiënten hiervan te combineren met nieuwe originele data voor elke variabele.

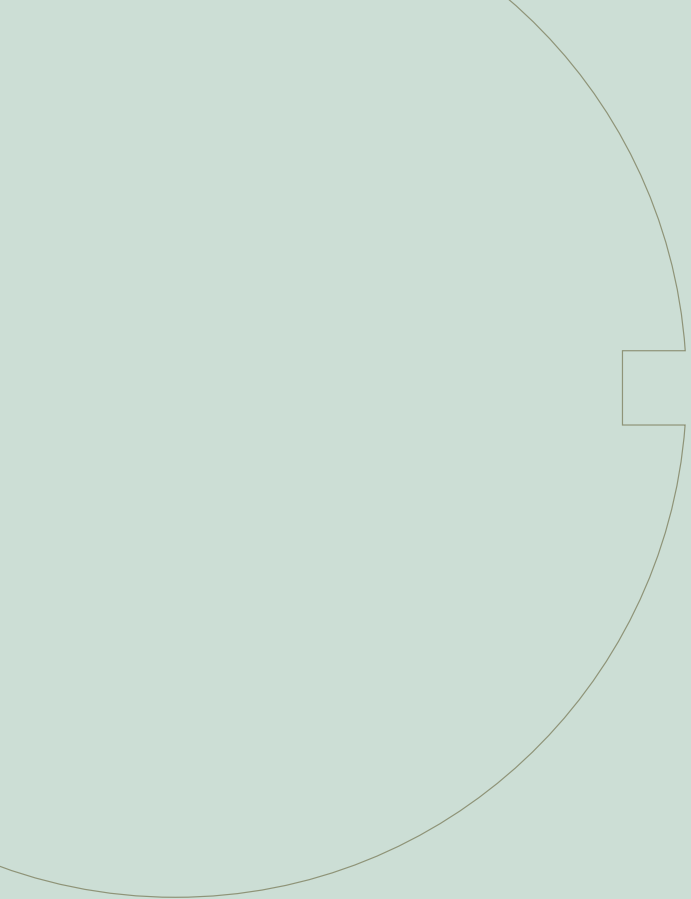
Ook indien wel aan de voorwaarden voor benefit transfer voldaan is, kan het interessant zijn deze aanpassingen te maken. In het algemeen geldt immers dat de **foutenmarge kleiner** wordt **naarmate er meer parameters van de waarderingsfunctie aangepast worden aan de specifieke kenmerken van de nieuwe site**.

⇒ ! Een **pragmatische aanpak** is hierbij aangegeven. De kosten van deze aanpassingen moeten ook opwegen tegen de kosten van het uitvoeren van een originele waarderingsstudie.

⇒ Wanneer in een bronstudie wordt geconcludeerd dat de resultaten overdraagbaar zijn naar gelijkaardige activiteiten op andere locaties, moet men steeds **nagaan of er geen bijkomende voorwaarden zijn gesteld** om dit te mogen doen. De resultaten van de studie over geurhinder mogen bijvoorbeeld enkel worden overgedragen naar een studie over bestaande geurhinderlijke activiteiten en niet naar studies over geurhinder als gevolg van nieuw in te planten bedrijven. Uit de literatuur blijkt immers dat nieuwe milieuschade hoger gewaardeerd wordt dan bestaande milieuschade.

⇒ Wanneer het te waarderen goed een uniek karakter heeft zoals bv. de Scheldenatuur, is het erg moeilijk om relevante kengetallen terug te vinden in de literatuur.

⇒ Voor bijkomende aanbevelingen raden we aan de **regels van 'goede praktijk bij waardenoverdracht'** van Brouwer (2000) te raadplegen.



Besluit

Leidinggevende instituten zoals de OESO, het NOAA en het SCBD van de Verenigde Naties hebben zich verdiept in de economische waardering van milieugoederen en -diensten en de bestaande waarderingsmethodes kritisch doorgenomen. Zij besluiten dat de **economische waardering van milieubaten een sterke theoretische basis heeft en dat deze, mits in achtnaam van enkele voorwaarden, betrouwbare cijfers kan opleveren**. Deze instituten promoten het gebruik van economische waardering omdat het duidelijk maakt dat milieugoederen en -diensten wel degelijk waarde hebben, ook al hebben ze geen marktprijzen. Daarnaast stellen ze dat economische waardering een essentieel onderdeel is van kosten-batenanalyses die beslissingen ondersteunen op basis van een rationeel model, rekening houdend met alle kosten en baten. Tot slot moeten de voorkeuren van de samenleving expliciet worden gemaakt. Economische waarderingsmethoden dragen hiertoe bij omdat ze steeds de voorkeuren van mensen onderzoeken, hetzij via bestaande markten, hetzij via geconstrueerde (uitgedrukte voorkeuren) of complementaire (gereveleerde voorkeuren) markten.

Internationaal is er dan ook al veel ervaring met waarderingsstudies en Vlaanderen bouwt geleidelijk aan ervaring ter zake op. Vlaanderen telt vandaag reeds een elftal Vlaamse waarderingsstudies. Meestal was het de beleidssector die de studies uitbesteedde en werden de resultaten ook gebruikt in het beleid. Vaak bleken de beleidsmakers echter niet de harde cijfers te gebruiken in bijvoorbeeld een kosten-batenanalyse, maar wel veel belang te hechten aan de betekenis van deze cijfers. Dit wil zeggen dat ze een vermoedelijk belang hard konden maken of dat de waarderingscijfers nieuwe inzichten brachten (bv. het belang van de recreatiewaarde). De cijfers werden dus vooral gebruikt als extra ondersteuning bij de gemaakte beleidskeuzes.

Wat deze 11 studies ons daarnaast nog hebben geleerd, is niet eenvoudig kort samen te vatten. Elke studie heeft zijn eigen doel en zijn eigen invalshoek. Er zijn veel verschillende thema's aangesneden. Veel studies gaan over natuurgebonden waarden: **Heverleebos en Meerdaalwoud**, Vlaamse **parken** en natuurherstel in de **Hemmepolder**. In het kader van het Sigmaplan is er waarderingswerk verricht over natte natuur in het **Schelde-estuarium**. Ook watergerelateerd is de studie over de milieuschadetekosten van **olieelozingen in de**

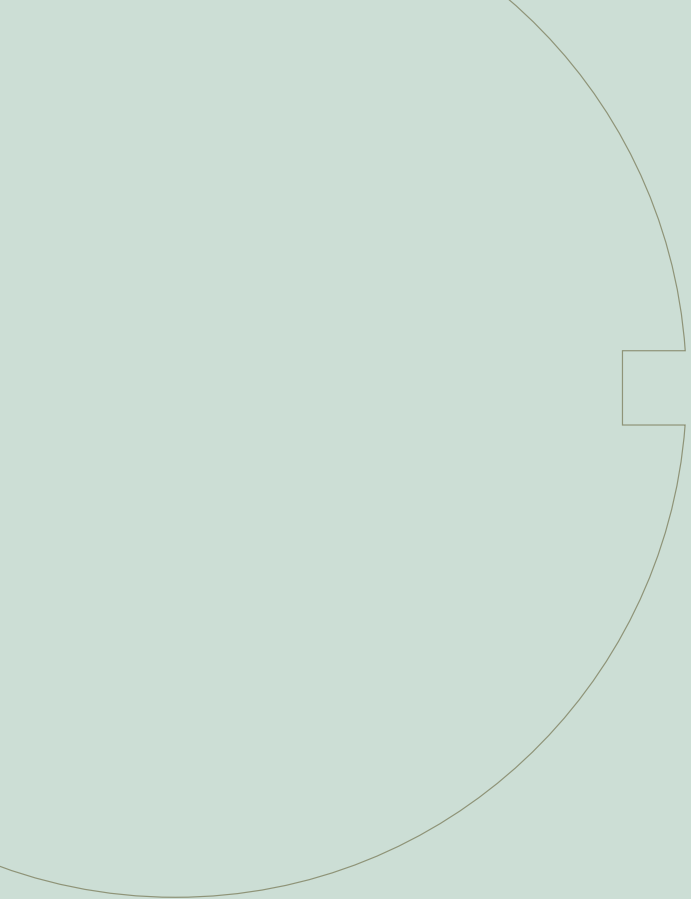
Noordzee en een meer algemene waarderingsstudie over de waarde van goede **waterkwaliteit**. De waarderingsstudie over **geurhinder** is voorlopig de enige over hinderthema's. Er zijn twee studies over **bodemverontreiniging**, waarvan één specifiek over de bodemvervuiling in Zelzate en Overpelt-Lommel. Tenslotte zijn de **gezondheidskosten** van luchtverontreiniging door elektriciteitsproductie en door wegverkeer in kaart gebracht.

Bij het uitvoeren van deze waarderingsstudies in Vlaanderen werd een breed gamma aan methodes gebruikt. 'Benefit transfer' of waardenoverdracht bleek hierbij één van de twee meest gebruikte methodes te zijn. Wanneer waardenoverdracht niet mogelijk of voldoende was, en er een originele waarderingsstudie moest worden uitgevoerd, bleek de contingente waarderingsmethode de voorkeur weg te dragen. Bij het uitvoeren van zo een originele waarderingsstudie (bij 8 van de 11 studies) concentreerde men zich in de meeste gevallen op minstens de gebruikswaarde van het milieugood.

Op het moment dat dit rapport gedrukt wordt, lopen weer een viertal nieuwe initiatieven. Twee recente projecten op initiatief van het departement LNE zijn de studies: **"Gezondheidskosten door luchtverontreiniging"** en **"Natuur- en landschapswaarden in zeehavens"**. Deze laatste waarderingsstudie voor kosten-batenanalyses van projecten in Vlaamse zeehavens gaat begin 2008 van start. Daarnaast is er ook een studie lopende met betrekking tot de waardering van de economische **baten van waterkwaliteit**. Tenslotte is er ook in het kader van het lopende Europese project 'Aquamoney' (zie Deel 2 Hoofdstuk VI. Waterkwaliteit) een nieuwe Vlaamse waarderingsstudie gepland.

De achterstand tussen Vlaanderen en internationale zwaargewichten met betrekking tot het gebruik van maatschappelijke kosten-batenanalyses (MKBA) en het uitvoeren van originele waarderingsstudies wordt stilaan kleiner, maar toch heeft Vlaanderen op dit vlak nog een lange weg af te leggen.

We hopen alvast dat iedereen die zelf een waarderingsstudie of een MKBA overweegt, gebruikt of uitvoert in het rapport "Milieubaten of milieuschadetekosten – Waarderingsstudies in Vlaanderen" en in het eerder verschenen LNE-rapport "Milieubeleidskosten – begrippen en berekeningsmethoden" een goede basis vindt om hiermee aan de slag te gaan.



Bijlagen

Bijlage 1: Lijst figuren en tabellen

Figuur 1	Marginale en totale betalingsbereidheid	8
Tabel 1.1	Totale economische waarde	11
Tabel 1.2	Overzicht waarderingstechnieken	30
Tabel 2.1	Overzicht totale gebruikswaarde van parken per gevalstudie per jaar (in Euro)	42
Tabel 2.2	Overzicht betalingsbereidheid per scenario (€/gezin/éénmalig), t.o.v. het nulscenario 'huidige situatie behouden' voor de Hemmepolder	45
Tabel 2.3	Totale baten recreatie en toerisme in Hemmepolder (€/jaar)	46
Tabel 2.4	Gemiddelde betalingsbereidheid preventie en interventie bij olielozingen in de Noordzee	49
Tabel 2.5	Natuurbaten Schelde-estuarium	53
Tabel 2.6	Resultaten regulatiebaten Schelde-estuarium	54
Tabel 2.7	Geschatte betalingsbereidheid geurhinder (in EUR per jaar)	64
Tabel 2.8	Externe kosten voor emissies van NO _x , SO ₂ en deeltjes uit hoge schouwen in Vlaanderen	77
Tabel 2.9	Marginale kosten van luchtvervuiling opgesplitst naar technologie, voor 2002	78
Tabel 2.10	Marginale externe kosten voor luchtvervuiling door wegverkeer in Vlaanderen (klassieke pollutanten), 1990-2002, in euro per 100 voertuig km, constante prijzen 2002	82
Tabel 2.11	Marginale externe kosten voor klimaatverandering door wegverkeer in Vlaanderen, 1990-2002, in euro per 100 voertuig km, constante prijzen 2002	83
Tabel 2.12	Gemiddelde externe geluidskosten voor wegverkeer in België, in euro per 100 voertuigkilometer, in 1998.	84

Bijlage 2: Vertaallijst begrippen

Altruistic value	Altruïstische waarde
Averting behaviour	Ontwijkgedrag
Benefit transfer	Waardenoverdracht
Bequest value	Legaatwaarde
Choice experiments	Keuze experimenten
Choice modelling	Keuze modellering
Contingent ranking	Contingente rangschikking
Contingent rating	Contingente classificatie
Contingent valuation method	Contingente waarderingsmethode
Cost of illness method	Ziektekostenmethode
Defensive expenditure	Defensieve uitgaven
Dose-response function	Dosis-respons functie
Endowment-effect	Schenkingseffect
Existence value	Bestaanswaarde
Hedonic pricing method	Hedonische prijsmethode
Human capital method	Menselijke kapitaalsmethode
Intrinsic value	Intrinsieke waarde
Lost output method	Productiefactormethode
Marginal benefit	Marginale baat
Marginal cost	Marginale kost
Non-market goods	Niet-vermarktbaar goederen

Non-use value	Niet-gebruikswaarde
Option value	Optiewaarde
Outlier	Uitschieter
Out-of-pocketkosten	Expliciete (niet-personeelsgebonden) kosten
Paired comparisons	Gepaarde vergelijking
Random Utility Model	Discreet keuzemodel
Revealed preference methods	Gereveleerde voorkeursmethodes
Skewness	Scheefheid
Stated preference methods	Uitgedrukte voorkeursmethodes
Substitution Cost Method	Substitutiekostenmethode
Total economic value	Totale economische waarde
Travel cost method	Reiskostenmethode
Use value	Gebruikswaarde
Valuation function	Waarderingsfuncties
Willingness to Accept	Aanvaardingsbereidheid
Willingness to pay	Betalingsbereidheid

Bijlage 3: Lijst met afkortingen

AB	Acceptatiebereidheid
ANB	Agentschap voor Natuur en Bos
BAU	Business As Usual
BB	Betalingsbereidheid
CCS	Carbon Capture and Storage
CH ₄	Methaan
CM	Choice Modelling
CO ₂	Koolstofdioxide
CVM	Contingent Valuation Method
CWM	Contingente Waarderingsmethode
DPSIR	Driving forces, Pressure, State, Impact, Respons
EVRI	Environmental Valuation Reference Inventory
ExternE	Externalities of Energy
HPM	Hedonische prijsmethode
KRW	Kaderrichtlijn Water
LNE	Leefmilieu, Natuur en Energie
MIRA	Milieurapport Vlaanderen
MIRA-T	Milieurapport Vlaanderen: Focusrapport
MKBA	Maatschappelijke kosten-batenanalyse
MWh	Megawatt uur
NewExt	New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies
NMVOS	Niet-methaan vluchtige organische stoffen
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
NO _x	Stikstofoxiden

N ₂ O	Distikstofmonoxyde
OESO	Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling
PAK	Polyaromatische koolwaterstof
PFM	Productiefactormethode
PM	Particulate Matter (fijn stof)
PM ₁₀ , PM _{2,5}	Fijn stof met aërodynamische diameter kleiner dan 10 resp. 2,5 µm.
PODO 1	Plan ter wetenschappelijke Ondersteuning van een beleid gericht op Duurzame Ontwikkeling
ProSes	Projectdirectie Ontwikkelingsschets Schelde-estuarium
R ²	Determinatiecoëfficiënt
RIZIV	Rijksinstituut voor ziekte- en invaliditeitsverzekering
RUM	Random Utility Model
RWZI	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
SCBD	Secretariat of the Convention on Biological Diversity van UNEP United Nations Environmental Program
SO ₂	Zwaveldioxide
STEG	Stoom- en gasturbine
TCM	Travel Cost Method
TEV	Total Economic Value
TEW	Totale Economische Waarde
VITO	Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek
VOLY	Value Of a Life Year (waarde van een levensjaar)
WKK	Warmtekrachtkoppeling
WTA	Willingness To Accept
WTP	Willingness To Pay

Bijlage 4: Kadering statistische begrippen

Bron: Johan Eyckmans en Simon De Jaeger
Europese Hogeschool Brussel - EHSAL
Onderzoeksgroep Economie en Beleid

- 1 Bij de **semi-logaritmische regressievergelijking** wordt enkel de afhankelijke (of te verklaren of endogene) variabele in logaritmische vorm uitgedrukt. Hierdoor kunnen de coëfficiënten van de onafhankelijke (of verklarende of exogene) variabelen geïnterpreteerd worden als procentuele veranderingen.
- 2 De definities voor **multivariaat** en **univariaat** kunnen verschillen naargelang de context. Strikt genomen worden bij een univariaat model één afhankelijke variabele en bij een multivariaat model meerdere afhankelijke variabelen in de schatting opgenomen. Soms wordt echter ook een regressieanalyse waar slechts één afhankelijke variabele gemodelleerd wordt op basis van meerdere onafhankelijke variabelen, een multivariate analyse genoemd (zie ook puntje 5).
- 3 De geschatte betalingsbereidheid kan afwijken naargelang de gebruikte **verdeling bij het gebruik van de univariate schattingsprocedure**: bij discrete regressiemodellen die gebruikt worden om het biedgedrag van respondenten in een CVM-studie met "single of double-bounded dichotomous choice" is de keuze van de verdelingsfunctie van de antwoorden soms cruciaal belangrijk. Gewoonlijk wordt in dit soort discrete regressiemodellen een standaard normale (zogenaamd probit model) of logistische verdeling (logit model) verondersteld. Specifiek voor CVM-studies worden soms nog andere verdelingen (o.a. de Weibull verdeling) gebruikt in de econometrische verwerking van de discrete antwoorden.

- 4 **Multivariate regressieanalyse aan de hand van een waarderingsfunctie om de significantie te bepalen:**

In een waarderingsfunctie (of valuation function) wordt de betalingsbereidheid als een functie van variabelen die de betalingsbereidheid beïnvloeden, geschreven (bv. inkomen, opleidingsniveau, ...). Wanneer men over voldoende observaties van deze variabelen beschikt voor individuele respondenten, is het mogelijk om via een multivariate regressieanalyse hun respectievelijke coëfficiënten te schatten. Naast de grootteorde van de impact van elke variabele op de betalingsbereidheid, geeft de output ook aan of deze impact wel statistisch significant verschillend van nul is.

- 5 **Continu en discreet multivariaat (bivariaat) regressiemodel:**

Bij een multivariaat regressiemodel (discreet of continu) bestaat de te schatten vergelijking uit meer dan één verklarende variabele (zie ook puntje 2). Een bivariaat model daarentegen bestaat uit één afhankelijke en één onafhankelijke variabele.

Het onderscheid tussen discrete en continue modellen slaat op de aard van de afhankelijke variabele. Is deze discreet, bijvoorbeeld binair (enkel waarde 1 en 0) of categorisch, dan spreekt men van een discreet of logistisch model. Veelgebruikte modellen zijn probit, logit (voor een binaire afhankelijke variabele) en multinomial logit (voor een categorische afhankelijke variabele). Bij een continu regressiemodel is de afhankelijke variabele dan weer continu. Met andere woorden alle waarden van de te verklaren variabele zijn mogelijk, al dan niet binnen een bepaald interval (bijvoorbeeld de procentuele score op een test kan alle waarden aannemen binnen het interval 0-100).

6 **Beschrijvende analyse:**

Bij een beschrijvende analyse tracht men de populatie, of een deel van de populatie, te beschrijven door de data te reduceren tot overzichtelijke tabellen en grafieken. Vaak wordt hierbij gebruik gemaakt van zogeheten kengetallen, zoals het gemiddelde, de mediaan, de standaardafwijking, ...

7 **Lineair-logistisch model/niet-lineaire functionele vormen zoals dubbel logaritmische regressies, Box-Cox regressies, ruimtelijke regressies:**

- Lineaire model: wanneer de te schatten vergelijking een lineaire functie van de verklarende variabelen is, spreken we van een lineair model.
- Lineair-logistisch model: (voor logistisch model: zie puntje 5). Wanneer de afhankelijke variabele discreet is en de te schatten vergelijking een lineaire functie van de verklarende variabelen is, spreken we van een lineair-logistisch model
- Dubbel logaritmische regressies: zowel op de afhankelijke als de onafhankelijke variabelen werd voorafgaandelijk een logaritmische transformatie toegepast. Het voordeel van deze werkwijze is dat de geschatte regressiecoëfficiënten onmiddellijk als elasticiteiten kunnen geïnterpreteerd worden.
- Box-Cox regressies: strikt genomen gaat het om een transformatie d.m.v. een machtfunctie van één of meer variabelen (zowel afhankelijke als onafhankelijke). Vaak wordt dit gedaan om de residuen van de regressie meer stabiel te krijgen, maar het wordt ook gebruikt om lineariteit op te leggen.
- Ruimtelijke regressie (of spatial regression): een methode waarbij expliciet rekening wordt gehouden met ruimtelijke interactie en ruimtelijke structuur.

8 **Parametrische en niet-parametrische testen:**

Een parametrische toets is een statistische toets waarbij aangenomen wordt dat de onderliggende verdeling op een of meer parameters na bekend is. Voorbeelden van parametrische toetsen zijn: t-toets, F-toets, ...

Een niet parametrische of verdelingsvrije toets is een statistische toets waarbij geen veronderstellingen over de onderhavige verdeling nodig zijn. Voorbeelden zijn de Spearman's rangcorrelatiecoëfficiënt, de toets van Wilcoxon, ...

9 Bij de **econometrische schatting van een hedonische prijsvergelijking** wordt de geobserveerde verkoopprijs van een goed (vaak vastgoed zoals huizen) verklaard aan de hand van karakteristieken van het goed (bij vastgoed bv. de ligging, het aantal kamers, de oppervlakte van tuin, de lawaaihinder veroorzaakt door een nabijgelegen luchthaven, ...).

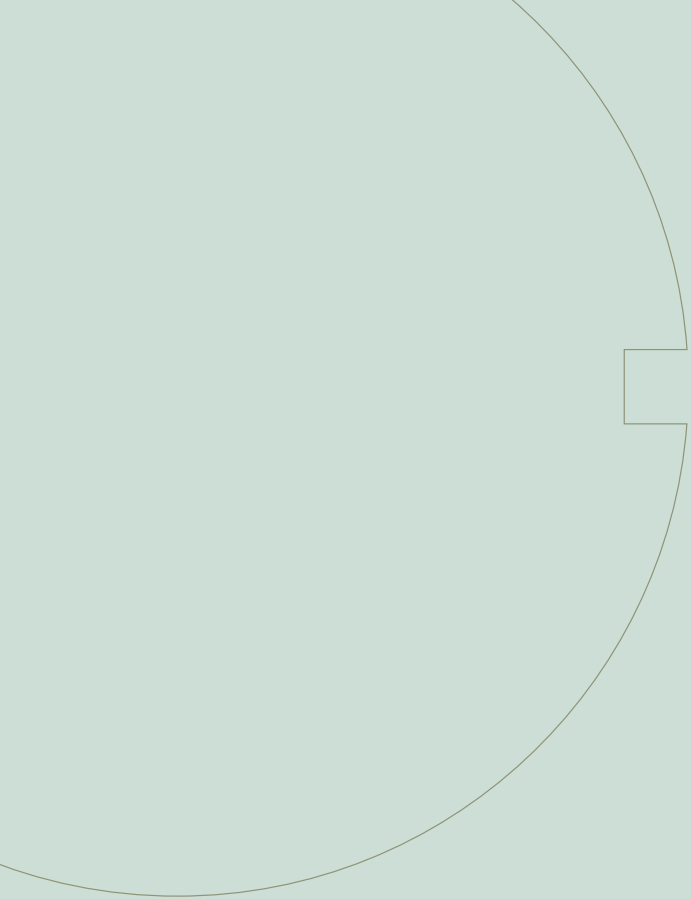
Referentielijst

- Arrow K, Solow R., Portney P.R., Leamer E.E., Radner R en Schuman H., *Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation, 1993, pp. 64*
- Bateman, I., R.T. Carson, B. Day, M. Hanemann, N. Hanley, T. Hett, M. Jones-Lee, G. Loomes, S. Mourato, E. Ozdemiroglu, D.W. Pearce, R. Sugden and J. Swanson, *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual*, Cheltenham, 2002, Edward Elgar.
- Berends H. & Vreke J., *De rol van bos en natuur in de Achterhoek en in de Kempen. Een economische waarderingsmethode getest in twee gebieden*, 2002, Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Alterra-rapport 487, pp. 108
- Bogaert S., Van Hoof V. & Le Roy D., *Economische waardering van parken*, 2004, Ecolas, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap – Afdeling Bos en Groen, pp. 151
- Bogaert S., Van Biervliet K., Nunes P., Verdonck F., Meersseman E. & De Roo K., *Monetaire waardering van de milieuschade door geurhinder*, 2005, Dienst Lucht en Klimaat (Departement LNE, Vlaamse overheid), pp. 69
- Bogaert S., Van Biervliet K., Nunes P., Verdonck F., Meersseman E. & De Roo K., *Geld stinkt (niet): Monetaire waardering van geurhinder*, 2006, Nieuwsbrief Milieu en Economie, jaargang 20, nummer 2, april 2006, pp. 20-21
- Bogaert S., Hunt A., Van Hyfte A. en Vermoote S., *Reële milieugerelateerde gezondheidskosten in Vlaanderen*, 2008 (lopende), Departement LNE, Afdeling Lucht, Hinder, Risicobeheer, Milieu en Gezondheid
- Brouwer R., *Environmental value transfer: state of the art and future prospects*, Ecological Economics, 2000, Vol. 32, pp. 137-152
- Brouwer R., Beckers A., Courtecuisse A., Vanden Driessche L. en Dutrieux S., *Economic valuation of the non-market benefits of the European Water Framework Directive: An international River basin application of the contingent valuation method*, 2007, pp.37
- Champ, P.A., K.J. Boyle and T.C. Brown, *A Primer on Nonmarket Valuation*, 2003, Dordrecht, Kluwer
- Clauw F., *The effect of soil contamination on real estate value: a hedonic pricing approach based on different risk measures*, 2007, pp. 310
- De Bruyn S., Blom M.J., Schroten A., Mulder M. & Klooster J., *Leidraad MKBA in het milieubeleid (versie 1.0)*, 2007, Ministerie VROM, Delft

- De Ceuster G., *Internalisering van externe kosten van wegverkeer in Vlaanderen*, 2004, studie in opdracht van VMM – MIRA, pp.120
<http://www.milieurapport.be>
- Den Hond E., Broekx S., Torfs R., D’Hooghe T., Welkenhuysen M., Van Hecke E., *Implementatie van de strategie voor het verzamelen van incidentiegegevens i.v.m. aandoeningen die mogelijk wijzen op endocriene verstoring bij de mens en berekening van de maatschappelijke kost van een aantal geïdentificeerde prioritaire aandoeningen*, 2007, eindrapport, VITO, Studie uitgevoerd in opdracht van het departement LNE, pp. 137
- De Nocker L., Int Panis L., Torfs R. en Van Humbeeck P., *Baten van milieumaatregelen en milieubeleid: begrippen, definities en methoden*, MIRA-S 2000 Achtergronddocument, 2000, pp. 161-188
<http://www.milieurapport.be>
- De Nocker L., Liekens I. & Broekx S., *Natte natuur in het Schelde-estuarium: Een verkenning van de kosten en baten*, 2005, Rijkswaterstaat Zeeland in opdracht van Projectdirectie Ontwikkelingschets Schelde-estuarium (ProSes), pp. 91
- Departement LNE, *Milieubeleidskosten: Begrippen en berekeningsmethoden*, 2007, pp. 36
- Foster V. en Mourato S., *Testing for consistency in contingent ranking experiments*, 2002, Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 44, pp. 309-328
- Gauderis J., De Nocker L. en Bulckaen D., *Maatschappelijke Kosten-Batenanalyse (MKBA) voor de actualisatie van het Sigmaplan: Lokale optimalisatie van dijkverhoging en overstromingsgebieden*, 2005, Waterwegen en Zeekanaal NV
- Horowitz J. en McConnell K., *A review of WTA/WTP studies*, 2002, Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 44, pp. 426-447
- Kind J., Projectgroep Spankrachtstudie, *MKBA Spankrachtstudie: vingeroefening voor het in kaart brengen van de maatschappelijke kosten en baten van rivierverruimende maatregelen op lange termijn*, 2002, Lelystad (NL), pp. 124
- Kolstad C. D., *Environmental Economics*, 2000, Oxford University Press, New York, pp. 400
- Lambrechts W., *Economische waardering van natuurgebieden. Case-study: Meldertbos*, 2006, Vrije Universiteit Brussel, pp. 116
- LDR Milieuadvocaten, Universiteit van Tilburg, PRG Odournet, Agro Business Consultancy, Sterk Consulting, *Effectentoets voor specifieke beleidsmaatregelen en regelgeving ter beheersing van geurhinder veroorzaakt door hinderlijke inrichtingen*, 2006, Studie uitgevoerd in opdracht van het departement LNE, afdeling Lucht, Hinder, Risicobeheer, Milieu & Gezondheid, Eindrapport december 2006

- Liekens I., Bogaert S., De Nocker L., Maes J., Libbrecht D., De Smet L. & Nunes P., *Maatschappelijke kosten-batenanalyse van het natuurherstelproject Hemmepolder*, 2006, pp.105
- Maes F., *Marine Resource Damage Assessment – Liability and Compensation for Environmental Damage*, 2005, Springer, pp. 284
- MIRA-S 2000, *Gevolgen voor de economie - Wetenschappelijke Achtergronddocumenten*, 2001, Van Humbeeck P., Vlaamse Milieumaatschappij
<http://www.milieurapport.be>
- MIRA-T 2003, *Milieu- en natuurrapport Vlaanderen: thema 's*, 2003, Vlaamse Milieumaatschappij
- MIRA-T 2004, *Milieu- en natuurrapport Vlaanderen: thema 's*, 2004, Vlaamse Milieumaatschappij
- Mitchell R. en Carson R., *Using surveys to value public goods: The contingent valuation method*, 1989, Johns Hopkins University Press for Resources for the Future, Washington D.C.
- Moons E., Eggermont K., Hermy M. & Proost S., *Economische waardering van bossen. Een case-study van Heverleebos – Meerdaalwoud*, 2000, Leuven/Apeldoorn, Garant, pp. 356
- Moons E., *The development and application of economic valuation techniques and their use in environmental policy – A survey*, 2003, Working Paper Series n° 2003-7, pp. 34
- Moons E., Saveyn B., Proost S. & Hermy M., *Optimal location of new forests in a suburban area*, 2005 (Te verschijnen in het Journal of forest economics; doi:10.1016/j.jfe.2006.12.002)
- Munasinghe M., *Environmental Economics and Sustainable Development*, 1992a, Paper presented at the UN Earth Summit, Rio de Janeiro, Environment Paper No.3, World Bank, Washington D.C., USA
- Pearce D. W. en Howarth A., *Technical report on methodology: Cost Benefit analysis and policy response*, 2000, RIVM-rapport 481505020, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven (NL)
<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/481505020.html>
- Pearce D., Atkinson G. & Mourato S., *Cost-benefit Analysis and the Environment, Recent developments*, 2006, OESO, Parijs, pp. 315
- Proost S. en Rousseau S., *Inleiding tot de milieueconomie*, 2007, Uitgeverij Acco, Leuven, pp. 332
- Ready R., Navrud S., Day B., Dubourg W.R., Machado F., Mourato S., Spanninks F. en Rodriguez M., *Contingent valuation of ill-health caused by pollution: Testing for context and ordering effects*, 2004, Portuguese Economic Journal 3
- Ruijgrok, E.C.M., *Valuation of nature in coastal zones*, 1999, Phd-thesis, Elinkwijk bv., Utrecht

- Ruijgrok E. et al., *MKBA Sigmaplan: Onderdeel Ecosysteembaten*, 2004a, Witteveen+Bos i.s.m. Resource Analysis en VITO, pp. 175
- Ruijgrok E. et al., *Waardering van Natuur, Water en Bodem in Maatschappelijke Kosten Baten Analyses; Een handreiking ter aanvulling op de leidraad OEI*, december 2004b, Witteveen + Bos, pp.66
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, UNEP, *An exploration of tools and methodologies for valuation of biodiversity and biodiversity resources and functions*, 2007, Technical series No. 28, Montreal, Canada, pp. 71
- Studiedienst van de Vlaamse Regering, *Handelen naar geweten? Een analyse van het verband tussen milieubesef en milieuvriendelijk gedrag in Vlaanderen*, 2006, pp. 39
- Thewys T., Draye A. & Kwanten A., *Baten van bodemsanering: een toepassing van de hedonische prijsmethode*, 2000, pp.74
- Torfs R., De Nocker L., Wouters G., *Externe kosten van elektriciteitsproductie*, 1999, Vito rapport in opdracht van Electrabel/SPE 1999/PPE/R/019
- Torfs R., *Kwantificering van gezondheidsrisico's aan de hand van DALY's en externe gezondheidskosten*, 2003, Vito rapport in opdracht van VMM. 2003/IMS/R/077
- Torfs R., De Nocker L., Schrooten L., Aernouts K. & Liekens I., *Internalisering van externe kosten voor de productie en de verdeling van elektriciteit in Vlaanderen*, 2005, MIRA-rapport, pp. 93
- Van Biervliet K., Bogaert G., Deconinck M., Le Roy D. & Bogaert S., *Ontwikkelen van socio-economische beoordelingscriteria die het mogelijk maken de kostprijs van een degradatie van het mariene milieu objectief te bepalen*, 2003, pp. 113, Opgenomen in: Federaal wetenschapsbeleid: PODO I, Programma: "Duurzaam beheer van de Noordzee", Eindrapport: Beoordeling van de mariene degradatie in de Noordzee en voorstellen voor een duurzaam beheer – MARE-DASM Te bestellen via http://www.belspo.be/belspo/home/publ/rappMNDD2_nl.stm
- Van Biervliet K., Le Roy D. and Nunes P., *An Accidental Oil Spill Along the Belgian Coast: Results from a CV Study*, 2006, FEEM Working Paper No. 41., March 2006 <http://ssrn.com/abstract=891785>
- Vandenbroele M., Vangheluwe M., Janssen C., Persoone G., Van Haecke P. en Le Roy D., *Definiëring en toepassing van ecologische criteria en economische indicatoren voor de effectstudie en kostenbepaling van diverse types van verontreiniging in de Noordzee*, 1997, Impulsprogramma Zeewetenschappen 1992-1997, Diensten van de Eerste Minister, Federale diensten voor Wetenschappelijke, Technische en Culturele aangelegenheden, pp. 142
- Veisten K. and Navrud S. (2006) *Contingent valuation and actual payment for voluntarily provided passive-use values: Assessing the effect of an induced truth-telling mechanism and elicitation formats*, *Applied Economics*, 2006, volume 38, Issue 7, april 2006, p.735-756.



Colofon

Vlaamse Overheid

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

Teksten:

Ellen Hutsebaut
Sara Ochelen
Tanya Cerulus
Bram Putzeijs

Lectoren:

Veerle Beyst, Studiedienst Vlaamse Regering
Sarah Bogaert, Arcadis-Ecolas
Steven Broeckx, VITO
Roy Brouwer, Instituut voor Milieu Vraagstukken -
Vrije Universiteit Amsterdam
Frederik Clauw, Universiteit Hasselt
Marc De Decker, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Ilke Dieltjens, Vlaamse Milieumaatschappij
Johan Eyckmans, Europese Hogeschool Brussel
Jose Gavilan, Departement Landbouw en Visserij
Tom Huysmans, Vlaamse Milieumaatschappij
Annick Lamote, Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen
Inge Liekens, VITO
Els Martens, Agentschap voor Natuur en Bos
Sandra Rousseau, Centrum voor Economische Studiën, KULeuven
Geert Spanoghe, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Gunther Van Broeck, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Guy Van Dille, Federaal Planbureau
Kor Van Hoof, Vlaamse Milieumaatschappij
Peter Van Humbeeck, Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen
Wouter Van Reeth, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Lay-out en druk: Vlaamse overheid

Beeldmateriaal:

Foto's p. 11 (onder), 15 (rechts), 23 (onder), 31: Tanya Cerulus
Foto's p. 44-45, 48-49: Diederik D'Hert
Foto's p. 13, 52 (onder), 61: Johan Eyckmans
Foto p. 68-69: Tim Nawrot
Overige foto's: Departement Leefmilieu, Natuur en Energie

Verantwoordelijke uitgever:

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

Depotnummer: D\2007\3241\314



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