

CE

**Oplossingen voor
milieu, economie
en technologie**

Oude Delft 180

2611 HH Delft

tel: 015 2 150 150

fax: 015 2 150 151

e-mail: ce@ce.nl

website: www.ce.nl

Besloten Vennootschap

KvK 27251086

Leidraad MKBA in het milieubeleid

Versie 1.0

Rapport

Delft, mei 2007

Opgesteld door: S.M. (Sander) de Bruyn
M.J. (Martijn) Blom
A. (Arno) Schroten
M. (Machiel) Mulder



Colofon

Bibliotheekgegevens rapport:

S.M. (Sander) de Bruyn, M.J. (Martijn) Blom, A. (Arno) Schroten, M. (Machiel) Mulder
Leidraad MKBA in het milieubeleid : Versie 1.0
Delft, CE, 2007

Kosten / Rendement / Maatschappelijke factoren / Analyse / Besluitvorming / Beleidsplannen / Beleidsinstrumenten / Effecten /

Publicatienummer: 07.7350.14

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

Opdrachtgever: Ministerie van VROM, de heer R. (Rutger) Pol.

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

© copyright, CE, Delft

CE

Oplossingen voor milieu, economie en technologie

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

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

Dit rapport is gedrukt op 100% kringlooppapier.

Voorwoord

Deze leidraad is tot stand gekomen in opdracht van het Ministerie van VROM. Onze dank gaat allereerst uit naar projectleider Rutger Pol die het proces strak heeft bewaakt en veel nuttige inhoudelijke suggesties heeft aangedragen voor verbetering. De leden van de begeleidingscommissie, in het bijzonder Nico Hoogervorst (Ministerie van VROM), Remco van der Molen (Ministerie van Financiën) en Maarten Voorst (Ministerie van LNV), hebben eerdere versies van deze leidraad van gedetailleerd commentaar voorzien.

Veel dank zijn wij verschuldigd aan de expertgroep - bestaande uit Nol Verster (Ecorys), Ernst Bos (LEI), Sonja Kruitwagen (MNP), Herman Stolwijk (CPB), Aart de Zeeuw (Universiteit van Tilburg), Barbara Baarsma (SEO) en Elisabeth Ruijgrok (Witteveen en Bos) - die vele nuttige opmerkingen en goede suggesties ons aan de hand hebben gedaan. De discussies in de expertgroep hebben wij als inspirerend ervaren.

Op CE hebben Bart de Boer, Jeroen Klooster, Maartje Sevenster, Marc Davidson en Marisa Korteland ook inhoudelijke bijdragen geleverd aan deze leidraad.

Uiteraard blijft de inhoud van de leidraad geheel de verantwoordelijkheid van de auteurs.

Inhoud

Samenvatting	1
1 Opzet van de leidraad en stappenplan	15
1.1 Aanleiding	15
1.2 Doel, doelgroep en uitgangspunten	16
1.3 Opzet leidraad en stappenplan	17
1.3.1 Samenvattende leeswijzer	17
1.3.2 Rol van beleidsmakers en onderzoekers	17
1.3.3 Structuur van een MKBA in het milieubeleid	19
1.3.4 Stappenplan voor uitvoering van de MKBA	22
2 Keuzes voor de beleidsmaker bij formuleren onderzoek	25
2.1 Inleiding	25
2.1.1 Wat is een MKBA?	25
2.1.2 Effecten in een MKBA	26
2.1.3 Soorten MKBA's	28
2.1.4 Samenhang tussen MKBA en MER	29
2.2 Overwegingen bij het formuleren van MKBA-onderzoek	30
2.2.1 Plaats in het besluitvormingsproces	30
2.2.2 Milieubeleid vertalen in concrete interventies	33
2.2.3 Bepalen doel besluitvorming	34
3 Fase 1: Projectbeschrijving en uitgangspunten	41
3.1 Stap 1: Projectbeschrijving	41
3.1.1 Doelstelling operationaliseren	41
3.1.2 Bepalen type interventie	42
3.1.3 Keuze nulalternatief	42
3.1.4 Keuze projectalternatief	43
3.1.5 Keuze omgevingsscenario's	44
3.2 Stap 2: Uitgangspunten formuleren	45
3.2.1 Stappenplan uitgangspunten	46
3.2.2 Schaal	46
3.2.3 Tijdshorizon	48
3.2.4 Discontovoet	48
3.2.5 Behandeling van risico's	50
3.2.6 Onzekerheid	53
4 Fase 2: Bepalen van de effecten	55
4.1 Stap 3: Beleidskosten en inventarisatie beleidseffecten	55
4.1.1 Stappenplan beleidskosten en inventarisatie effecten	55
4.1.2 Vaststellen werking en effectiviteit van het beleid	56
4.1.3 Bepalen beleidskosten	59
4.1.4 Inventarisatie beleidseffecten	60

4.2	Stap 4: Fysieke beleidseffecten bepalen	62
4.2.1	Kader en stappenplan bepaling fysieke effecten	63
4.2.2	Omgevingsscenario's en referentietechnieken	64
4.2.3	Directe fysieke effecten voor het milieu	66
4.2.4	Kosten van technische en organisatorische maatregelen	68
4.2.5	Overige directe effecten	72
4.2.6	Indirecte effecten	72
4.2.7	Keteneffecten in een MKBA	75
4.2.8	Totale fysieke effecten op emissies	76
4.3	Stap 5: Dosis-effect relaties en bepaling impacts van beleid	76
4.3.1	End-pointbenadering voor bepalen effecten	77
4.3.2	Benodigde stappen bij het bepalen van de end-points	78
5	Fase 3: Welvaartseffecten en waardering	81
5.1	Stap 6: Welvaartseffecten van directe en indirecte effecten	81
5.1.1	Directe effecten	81
5.1.2	Indirecte effecten	83
5.2	Stap 7: Waardering van externe effecten	85
5.2.1	Definitie van externe effecten	86
5.2.2	Theorie van waardering van externe effecten	87
5.2.3	Directe waardering van de schade	90
5.2.4	Waardering met schadekostenkentalen	94
5.2.5	Waardering met preventiekostenkentalen	96
5.2.6	Waardering bij langere tijdshorizon	96
6	Fase 4: Opstellen van de MKBA	99
6.1	Stap 8: Opstellen van de MKBA: rekenregels	99
6.1.1	Berekening van het netto welvaartsverschil	99
6.1.2	Aandachtspunten bij de berekeningen	100
6.1.3	Technologiebaten die optreden na de tijdshorizon	101
6.2	Stap 9: Verdelingseffecten	101
6.2.1	Waarom verdelingseffecten?	101
6.2.2	Compensatiebeginsel	102
6.2.3	Marginaal nut van inkomen	102
6.2.4	Verdelingseffecten in de beleidspraktijk	103
6.3	Stap 10: Gevoeligheidsanalyses	104
6.3.1	Uitgangspunten	104
6.3.2	Aanpak	105
6.4	Stap 11: Presentatie	105
6.4.1	Inleiding	105
6.4.2	De eindtabel	106
6.4.3	Factsheet	110
6.4.4	Verdelingseffecten	111
6.4.5	Samenvatting	112
	Literatuurlijst	113
	Begrippenkader	121

A	Relatie met de OEI	131
B	Verantwoording en beschouwde MKBA's	135
C	Discontovoet	137
D	Indirecte effecten: welvaart of herverdeling	141
E	Capita selecta	145

Samenvatting

Inleiding

Een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) is een beslissingsondersteunend instrument bij het analyseren en beoordelen van projecten. Het woord 'maatschappelijk' betekent hier dat alle kosten en baten onderdeel zijn van de MKBA, niet alleen financiële kosten en baten.

MKBA's worden traditioneel vaak uitgevoerd rondom gezondheidsvraagstukken of infrastructurele investeringsprojecten. Voor infrastructurele vraagstukken is in Nederland de OEI-richtlijn opgesteld die een handleiding biedt hoe een MKBA van een infrastructureel project dient te worden opgezet.

Recent wordt een MKBA evenwel steeds vaker gebruikt bij het formuleren van beleidsplannen op milieugebied. Toepassing van een MKBA op milieubeleid stelt echter specifieke eisen aan het opstellen en uitvoeren van een MKBA. Allereerst is beleid iets anders dan een investeringsproject: het milieubeleid neemt zelf geen investeringen ter hand maar probeert met beleid en wetgeving doelgroepen over te halen tot gedragsaanpassingen. Die gedragsaanpassingen hoeven echter niet uitsluitend investeringen te zijn maar kunnen ook resulteren in vraag- of aanbodbeperking of een andere inzet van materialen en energie in productie- en consumptieprocessen. De effecten van het beleid zijn daarmee inherent veel onzekerder dan de effecten van een investeringsproject.

Ten tweede zijn de baten van het milieubeleid vrijwel allemaal externe baten waarvoor geen marktprijzen beschikbaar zijn. Dit roept de vraag op hoe deze baten moeten worden gewaardeerd. In de literatuur is er een uitgebreid overzicht beschikbaar van waarderingsmethoden die in de huidige MKBA-praktijk evenwel vaak niet worden toegepast. Ook de disconteringsvoet speelt hierin een belangrijke rol aangezien via de disconteringsvoet een impliciete waardering van de belangen van toekomstige generaties plaatsvindt. Een deel van het milieubeleid is juist gericht op het waarborgen van de belangen van die toekomstige generaties.

Om deze twee redenen is besloten tot het opzetten van een aparte leidraad voor het milieubeleid. Deze leidraad gebruikt zoveel mogelijk het kader van de OEI-richtlijn en vult deze aan op punten die specifiek van belang zijn voor een MKBA van het milieubeleid.

Doelgroep en leeswijzer

Een MKBA uitvoeren vraagt inspanningen van zowel de opdrachtgever als de onderzoekers die het onderzoek uitvoeren. In deze leidraad is daarom een onderscheid gemaakt tussen informatie die vooral relevant is voor beleidsmakers die een MKBA willen laten uitvoeren en een concreet stappenplan voor de

onderzoekers die de MKBA daadwerkelijk uitvoeren:

- in deel I (hoofdstuk 1 en 2) worden vooral de uitgangspunten die relevant zijn voor de beleidsmaker naar voren gebracht;
- in deel II (hoofdstuk 3 tot en met 6) volgt een elf-stappenplan voor de onderzoekers die een MKBA gaan uitvoeren.

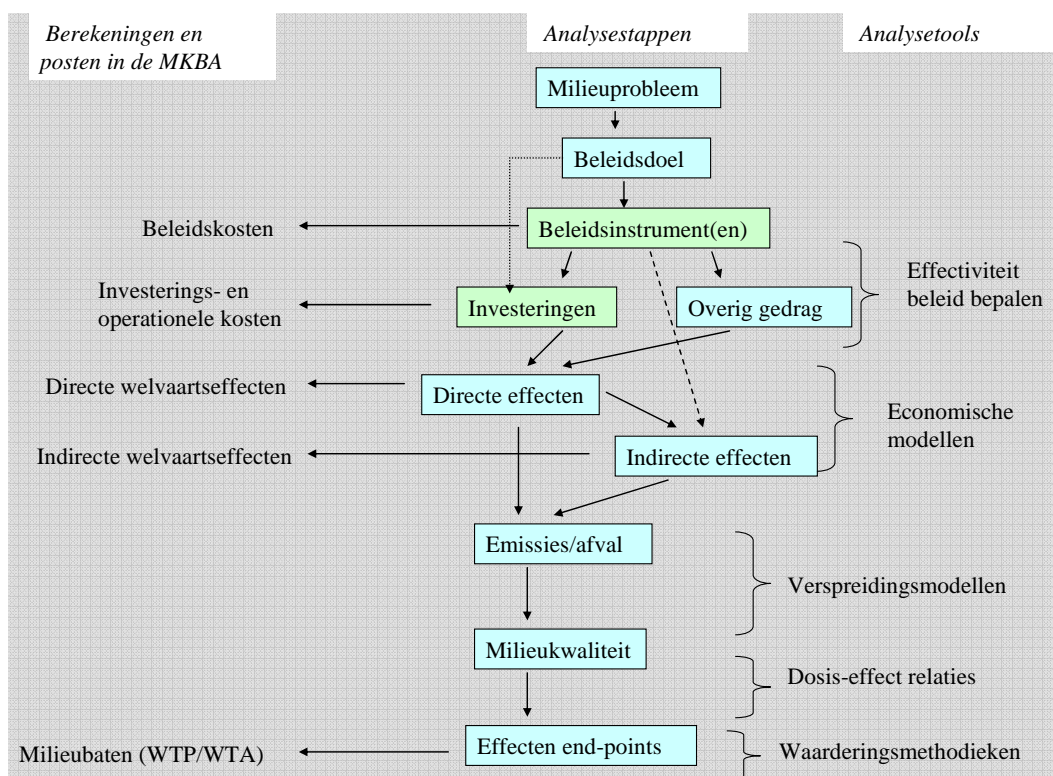
Deze indeling is indicatief: voor een goed begrip van de mogelijkheden en problemen van MKBA's in het milieubeleid zouden onderzoekers ook kennis kunnen nemen van deel I. Om een goede controle te kunnen uitoefenen op de uitvoering van de MKBA zouden de beleidsmakers ook kennis kunnen nemen van de belangrijkste elementen uit deel II.

Opzet van een MKBA in het milieubeleid

Figuur 1 geeft alle relevante stappen weer die bij een integrale MKBA van het milieubeleid een rol spelen. We onderscheiden hierbij drie elementen:

- 1 De *analysestappen* (de gekleurde blokjes) geven de noodzakelijke elementen van een MKBA weer.
- 2 De *analysetools* geven methoden weer om van de ene analysestap in de andere te komen. In de figuur onderscheiden we effectiviteitsanalyse, economische modellen, verspreidingsmodellen, dosis-effect relaties en waarderingsmethodieken: deze kunnen als de belangrijkste analytische bouwstenen van de MKBA in het milieubeleid worden beschouwd.
- 3 De MKBA geeft uiteindelijk een optelsom van de effecten weer in financiële termen (de posten in de MKBA).

Figuur 1 Structuur van een MKBA van het milieubeleid



Hieronder bespreken we de analysestappen (de gekleurde blokjes in Figuur 1). Milieubeleid kan op verschillende niveaus worden geformuleerd:

- een concreet milieuprobleem oplossen, bijvoorbeeld de zeespiegelstijging t.g.v. klimaatverandering tegengaan;
- een milieubeleidsdoel, bijvoorbeeld de emissies van CO₂ terug te brengen met 30% in 2020;
- een milieubeleidsinstrument, bijvoorbeeld het instellen van een grootverbruikersheffing op energie;
- een concrete (set van) investeringen, bijvoorbeeld de investering in een windmolenpark op zee.

Een fundamentele stap in de MKBA van het milieubeleid is om te bepalen hoe het beleid gaat doorwerken bij de doelgroepen. Dit omvat een inschatting van de werking en effectiviteit van het beleid. De doelgroepen kunnen investeringen doen om aan de strengere milieunormen te voldoen. Daarnaast kunnen de doelgroepen besluiten om de vraag naar of aanbod van milieuvervuilende goederen of diensten te veranderen. Deze veranderingen worden in deze leidraad als 'gedragsaanpassingen' benoemd en omvatten tevens substitutieprocessen in de productie of consumptie van goederen en diensten (bijvoorbeeld het elektriciteitsbedrijf dat besluit als gevolg van het verzuringsbeleid tot het inzetten van meer gasgestookte centrales in de brandstofmix).

Naast de werking van het beleid is ook het bepalen van de effectiviteit van belang. In de praktijk blijkt dat het beleid zelden 100% effectief is. Dit komt enerzijds door het bestaan van, bijvoorbeeld, free-riders bij subsidieregelingen en anderzijds doordat het beleid vaak gestapeld wordt ten opzichte van het bestaande milieubeleid. Een goede bepaling van de ontwikkelingen in het nulalternatief (de toekomstontwikkeling zonder het betreffende beleid) kan voorkomen dat de effecten van het beleid te rooskleurig worden ingeschat.

De aanpassingen bij de doelgroepen veroorzaken fysieke effecten op het milieu en economische effecten. Deze effecten worden normaliter onderverdeeld in directe en indirecte effecten. Directe effecten zijn de effecten die optreden binnen de doelgroep die het beleid beoogt te treffen. De indirecte effecten zijn afgeleid van de directe effecten en betreffen de verdere doorwerking in de economie. Zo kunnen als gevolg van het milieubeleid de relatieve prijzen in de economie veranderen wat resulteert in verschuivingen in de vraag- en aanbodcurves.

In een MKBA gaat het echter niet primair om de *omvang* van de fysieke geprijsde effecten maar om de effecten die dat geeft op de welvaart. Zo kunnen de investeringen in milieutechnologie bijvoorbeeld resulteren in een grotere omzet voor de industrie die deze technologie levert. Dit is echter louter een verdelingseffect indien alle markten goed werken. Alleen als er sprake is van marktverstoringen of als een deel van de effecten in het buitenland plaats vinden hebben de indirecte effecten ook gevolgen voor de welvaart.

De directe en indirecte geprijsde effecten kunnen resulteren in sectorverschuivingen die, samen met de directe effecten op emissies/afval als gevolg van het

gevoerde beleid, resulteren in een veranderd niveau van de emissies. Deze ge-aggregeerde verandering in emissies en afval vormt vervolgens de basis voor de waardering van de externe effecten.

De waardering van externe effecten vindt in principe plaats door te kijken naar de waardering van mensen van een verandering van de emissies. Deze waardering is in de praktijk echter niet waar te nemen omdat emissies voor veel mensen een abstract begrip is. Bovendien gaat het niet om de (verlaging van de) emissies op zichzelf, maar om de doorwerking daarvan op aspecten die de welvaart bepalen, zoals menselijke gezondheid en schade aan ecosystemen, natuur en gebouwen. In de milieukunde wordt dit het 'end-point' niveau genoemd van milieubeleids-beslissingen. Op het niveau van deze end-points kan de relatie worden gelegd tussen een verandering in de milieukwaliteit en de individuele nutsfuncties die bepalend zijn voor de waardering van die veranderde milieukwaliteit.

Daarom wordt in een MKBA van het milieubeleid idealiter de veranderingen in emissies doorgemodelleerd naar veranderingen op het 'end-point' niveau. Dit behelst een milieukundige analyse aan de hand van verspreidingsmodellen en dosis-effect relaties. Op het end-point niveau is tevens relatief veel informatie en modellen beschikbaar hoe mensen veranderingen in gezondheid en natuur financieel waarderen

Aandachtspunten in een MKBA voor de opdrachtgever

Er zijn verschillende soorten van MKBA's mogelijk. Allereerst is er een keuze tussen een inventariserende of een monetariserende MKBA. In een inventariserende MKBA worden alleen de effecten in fysieke (en deels kwalitatieve) termen beschreven en wordt niet getracht om een monetaire waardering toe te passen op de externe effecten. In een monetariserende MKBA worden wel alle effecten zoveel mogelijk gewaardeerd.

Ten tweede heeft de opdrachtgever de keuze tussen een (i) beperkte; (ii) partiële, (iii) kengetallen MKBA; (iv) integrale MKBA.

Een *beperkte* MKBA wordt in deze leidraad aangeduid als een uitgebreide kosteneffectiviteitsanalyse waarin wel de directe en indirecte effecten worden gemonetariseerd maar de externe effecten alleen in fysieke termen worden beschreven. Aldus verkrijgt men vooral inzicht in de totale kosten van een bepaald beleidsvoornemen zonder dat wordt geprobeerd om de baten in monetaire termen inzichtelijk te maken. Dit kan een goede optie zijn als de doelstellingen van het beleid al vaststaan en de beleidsvraag zich richt op het zo goedkoop mogelijk realiseren van die beleidsdoelstellingen. Een *partiële* MKBA is een MKBA waarin wel de directe en externe effecten worden ingeschat maar voorbij wordt gegaan aan de indirecte effecten. Dit kan met name een goede optie zijn indien men à priori kan aannemen dat de indirecte effecten gering zijn en verdelingseffecten (die vaak indirecte effecten zijn) geen rol spelen.

In de *kengetallen* MKBA worden wel alle effecten meegenomen en zoveel mogelijk gemonetariseerd maar worden voor sommige effecten kengetallen en erva-

ringsgegevens uit andere studies gebruikt. Een voorbeeld van een kengetallen MKBA is een MKBA waarbij men de indirecte effecten inschat op basis van ervaringen in andere MKBA's zonder dat deze opnieuw worden berekend.

In een integrale MKBA, tot slot, worden wel alle effecten aan een uitvoerige analyse onderworpen. Een belangrijke eis bij een integrale MKBA is dat een voldoende mate van concreetheid wordt aangebracht in de beleidsvoornemens. Een MKBA uitvoeren vereist een handelingsperspectief: het moet duidelijk zijn tot welke concrete investeringen en gedragsmaatregelen een beleidsvoornemen leidt. Een beleidsvoornemen om, bijvoorbeeld, broeikasgasemissies met 20% te reduceren kan niet goed met een MKBA worden geanalyseerd zolang er geen vertaalslag is gemaakt tussen het doel en de uiteindelijke doorwerking van dat doel op de maatschappij. Om de kosten goed te bepalen zal immers moeten worden vastgesteld of het beleidsdoel vooral wordt ingevuld met subsidies op duurzame energie, met een energieheffing, met maatregelen in de woningbouw, etc. Doelstellingen dienen daarom zoveel mogelijk te worden vergezeld met een analyse van de gewenste beleidsinstrumenten die men wil gaan inzetten. Indien dit niet mogelijk of wenselijk is, kan men de MKBA beperken tot een kengetallen-MKBA waarin men op basis van eerdere MKBA's of bestaande ex-post evaluaties kengetallen herleid die in de MKBA worden gebruikt.

Voor de onderzoekers: stappenplan voor de MKBA in het milieubeleid

In de leidraad onderscheiden we vier fases die doorlopen moeten worden bij het opzetten van een integrale MKBA in het milieubeleid:

Fase 1: Uitgangspunten formuleren.

Fase 2: Kosten en effecten bepalen.

Fase 3: Waardering van effecten.

Fase 4: Analyses en presentatie van de resultaten.

Binnen deze fases worden aparte stappen onderscheiden.

Fase 1: Uitgangspunten formuleren (hoofdstuk 3)

In de eerste fase worden de uitgangspunten geformuleerd van de uit te voeren MKBA. Dit betreft een groot aantal keuzes dat moet worden genomen en van invloed is op de berekeningen. Deze fase valt uiteen in een tweetal concrete stappen.

Stap 1: Projectbeschrijving: doel, probleemanalyse, projectalternatieven en het nulalternatief definiëren.

De eerste stap behelst het helder neerzetten van het raamwerk waarbinnen de MKBA wordt uitgevoerd. Dit omvat de omschrijving van het doel van de MKBA, de bepaling van de interventie(s) die worden beschouwd in de MKBA, de formulering van het nulalternatief en de projectalternatieven. Belangrijk in deze stap is een goede definitie van het nulalternatief en de projectalternatieven. Het nulalternatief is het meest waarschijnlijke alternatief voor de milieu-interventie. Het is dus niet noodzakelijkerwijs gelijk aan 'niets doen' en ook niet per definitie 'bestaand beleid'. De keuze voor de projectalternatieven dient nauw aan te sluiten bij de interventies die zijn bepaald. Zonder een helder beeld van de interventies kan

geen integrale MKBA worden uitgevoerd en dient men een kengetallen MKBA uit te voeren.

Stap 2: Technische uitgangspunten definiëren zoals de schaal van de analyse, tijdshorizon, discontovoet en behandeling van risico's en onzekerheden.

Een MKBA kan niet worden uitgevoerd zonder een beargumenteerde keuze voor de uitgangspunten van de berekeningen. In een MKBA speelt het begrip 'standing' een belangrijke rol: wat is de relevantie populatie waarvoor de MKBA wordt opgesteld. Dit behelst de keuze voor de schaal en de tijdshorizon van de analyse. De schaal dient idealiter aan te sluiten bij de schaal van het milieu-probleem. Indien een andere schaal wordt gekozen dient men een keuze te maken over de vraag of in het buitenland even stringent milieubeleid gaat worden gevoerd. De tijdshorizon dient aan te sluiten bij de looptijd van de voornaamste effecten en de kosten het beleid. Eventuele kosten en baten na de tijdshorizon dienen als aparte stap te worden meegenomen.

De keuze voor de discontovoet is van invloed op de weging van de belangen van toekomstige generaties en daarmee zeer bepalend voor de uitkomst van projecten met een lange tijdshorizon. De aanbeveling in deze leidraad is om standaard met 2,5% te werken maar voor projecten met effecten die ver in de toekomst plaatsvinden (zoals klimaatbeleid) een projectalternatief te laten doorrekenen met een lagere discontovoet. In het najaar van 2007 is een traject van de RMNO op het gebied van de discontovoet afgerond en kan deze aanbeveling worden aangepast.

Tot slot heeft de manier waarop in de MKBA met risico's en onzekerheden dient te worden omgegaan invloed op de resultaten. In de leidraad wordt een aantal benaderingswijzen gepresenteerd om hiermee om te gaan. Voor bepaalde risico's bij de doelgroepen van het beleid verdient het de aanbeveling om een risico-opslag op de gehanteerde discontovoet (voor de kosten en baten) mee te nemen. Bij onzekerheid luidt de aanbeveling om bij de meest onzekere factoren (bijvoorbeeld de waardering van de externe effecten) met bandbreedten te werken. Doordat de onzekerheid in de resultaten zo in het hart van de uitkomsten wordt opgenomen (en niet in een gevoeligheidsanalyse verwerkt) kan het risico op een foutieve interpretatie worden beperkt. Daarbij kan het voorkomen dat een MKBA als uitkomst heeft dat de kosten en baten in elkaars onzekerheidsmarges vallen.

Fase 2: Kosten en effecten bepalen (hoofdstuk 4)

De verschillen tussen het project- en nulalternatief zijn te omschrijven als beleidskosten en -effecten. Beleidskosten zijn de kosten van productiefactoren die benodigd zijn voor het uitvoeren van beleid. De beleidseffecten omvatten alle effecten die optreden als gevolg van het invoeren van het milieubeleid in het projectalternatief (of de projectalternatieven). Deze beleidseffecten worden in deze fase in fysieke termen gepresenteerd. In een volgende fase worden daarvan de welvaartseffecten bepaald.

Deze fase valt uiteen in een drietal stappen.

Stap 3: Beleidskosten bepalen en beleidseffecten inventariseren.

Het milieubeleid resulteert in kosten bij het ontwerpen, opzetten en uitvoeren van het beleid. Deze kosten zijn de directe kosten van de milieubeleidsbeslissing. Daarnaast resulteert het milieubeleid in een aantal effecten, de effecten uit het projectalternatief. Deze effecten dienen in een eerste stadium inventariserend in kaart te worden gebracht. Daarbij gaat het om vragen als:

- Komen de effecten bij Nederlandse of buitenlandse partijen terecht?
- Zijn de effecten marktintern of extern?
- Gaat het om een andere omvang van de welvaart of alleen een andere verdeling (efficiëntie - herverdeling)?
- Gaat het om causale doorwerking van het milieubeleid of niet (direct of indirect)?
- Bij welke partijen komen de effecten terecht (overheid, eindgebruikers of derden)?

De inventarisatie van de beleidseffecten moet uiteindelijk behulpzaam zijn bij de keuze voor een specifiek omgevingsscenario waarbij de relevante variabelen die invloed hebben op de beleidseffecten worden geïdentificeerd en als uitgangspunt dienen bij de berekening van de verschillen tussen het nul- en het projectalternatief voor alle effecten.

Stap 4: Fysieke omvang beleidseffecten bepalen.

Nadat alle effecten inventariserend zijn benoemd worden de effecten van het beleid berekend. Daarvoor wordt allereerst een keuze gemaakt voor een relevant omgevingsscenario waarmee de effecten in het nulalternatief en het projectalternatief worden doorgerekend. Aan de hand daarvan worden de directe beoogde fysieke effecten van het beleid op het milieu ingeschat in termen van veranderingen van emissies, afval en landgebruik. Investerings- en andere gedragsaanpassingen resulteren in kosten voor de doelgroepen (directe kosten van het beleid). Deze kosten worden rechtstreeks meegenomen in de MKBA. Bij het bepalen van deze kosten dient goed rekening te worden gehouden met eventuele schaalvoordelen en leereffecten waardoor de kosten per eenheid vervuiling kunnen dalen door de tijd heen.

Indien de kosten van investeringen kunnen worden doorberekend aan de klanten, zal er sprake zijn van een kostprijsverhoging. Indien dit niet het geval is kan er sprake zijn van een productiebeperking. De effecten van een kostprijsverhoging of productiebeperking resulteren in veranderingen van vraag en aanbod (overige directe effecten). Deze effecten kunnen met gedragsmodellen of informatie over prijselasticiteiten worden bepaald. De directe effecten hebben een afgeleid effect op andere markten en prijzen, zoals de arbeidsmarkt of de energieprijzen. Dergelijke indirecte effecten worden meestal met economische modellen bepaald. De directe en indirecte effecten samen geven een veranderde sectorstructuur die van belang is voor de bepaling van de totale fysieke effecten van de beleidsingreep op het milieu. Daarnaast zullen in sommige MKBA's ook keteneffecten worden meegenomen waarmee op een grondige wijze de totale effecten op het milieu kunnen worden bepaald van de beleidsingreep.

Stap 5: Dosis-effect relaties en bepaling impacts van beleid.

Een belangrijk punt in de MKBA is tot welk 'punt' de effecten vastgesteld dienen te worden. Waardering van emissies is problematisch omdat emissies voor de meeste mensen een abstract begrip is. Vanuit een MKBA-oogmerk met een breed welvaarts kader verdient de end-point benadering de voorkeur, waarbij de effecten op mens (producent en consument), natuur en gebouwen centraal staan. Waardering op dit niveau is in de praktijk namelijk met meest getrouw aan de waarde die mensen hechten aan milieukwaliteit. Dit impliceert dat er in de MKBA een vertaalslag moet worden gemaakt van de effecten op emissies en afval naar de effecten op end-pointniveau. Allereerst wordt hiertoe een stap gezet waarbij de veranderingen in emissies worden gerelateerd aan veranderingen in milieukwaliteit (bijvoorbeeld door verspreidingsmodellen of karakterisatiefactoren) en in een volgende stap dosis-effect relaties worden toegepast om de effecten op gezondheid, natuur en gebouwen te bepalen.

In de praktijk kan men van dit beginsel afwijken indien operationele modellen ontbreken of de empirische onzekerheid te groot is. In dat geval kan men de fysieke effectbepaling op het emissieniveau insteken door gebruik te maken van schadekostenkennallen of preventiekosten (zie stap 7).

Fase 3: Waardering van effecten (hoofdstuk 5)

In deze fase worden de welvaartskosten en baten bepaald van de fysieke effecten. Een belangrijke stap hierbij is de waardering van de externe effecten.

Stap 6: Welvaartseffecten van directe en indirecte effecten.

Niet alle fysieke effecten in de economie vertalen zich in welvaartseffecten. Vooral bij de indirecte effecten gaat het vaak om verdelingseffecten. Deze mogen niet worden meegenomen in het MKBA-saldo omdat anders een dubbeltelling zou ontstaan. Alleen als er sprake is van marktverstoringen of als een deel van de effecten in het buitenland plaats vinden hebben de indirecte effecten ook gevolgen voor de welvaart.

Stap 7: Waardering van de externe effecten.

Een cruciale stap in een MKBA van het milieubeleid is de waardering van externe effecten. Uitgangspunt daarbij is dat de waardering van de externe effecten zo dicht mogelijk dient aan te sluiten bij de betalingsbereidheid van individuen voor milieukwaliteitsverbeteringen.

Verschillende benaderingen zijn beschikbaar voor het monetariseren van externe effecten: (1) schadekosten; (2) schadekostenkennallen en (3) preventiekostenkennallen (abatementskosten). Directe waardering van de schade door middel van schadekosten heeft in de meeste gevallen de voorkeur. Hiervoor is het noodzakelijk om in stap 5 de dosis-effect relaties te hebben ingeschat en een vertaling te hebben gemaakt van de effecten op end-points. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in de effecten op gezondheid, op natuur en ecosystemen, en op gebouwen en cultureel erfgoed.

Voor de effecten op gezondheid is er in de literatuur een behoorlijke mate van consensus over de geldelijke waardering van een verloren levensjaar (YOLL) en een voor ziekte gecorrigeerd verloren levensjaar (DALY). Naast uiteraard ethische bezwaren die bestaan tegen waardering van levensjaren, is de discussie niet beslecht of de waarden uit medische wetenschap en (verkeers)veiligheid direct overgenomen kunnen worden in het milieubeleid. Het resultaat van een MKBA dient dan in ieder geval ook uitgedrukt te worden in fysieke eenheden, zoals gewonnen levensjaren.

In de praktijk van een MKBA kan directe schadewaardering tijdrovend zijn vanwege de complexiteit van dergelijke berekeningen voor de meeste stoffen. Het gebruik van schadekostenkentalen vormt dan een goed alternatief. Daarom wordt vaak gewerkt met meer algemene kengetallen die bijvoorbeeld op nationaal niveau gemiddeld gelden of voor een typische omgeving (metropool, landelijk gebied, etc.). Schadekostenkentalen worden uitgedrukt in totale schade per kg emissies. Daarin zit reeds informatie verdisconteerd over de verspreiding. Schadekostenkentalen zijn met name minder bruikbaar indien de MKBA een lange tijdshorizon kent of resulteert in majeure systeemveranderingen.

Waardering met preventiekosten levert over het algemeen geen goede schatting van de betalingsbereidheid op en heeft het gevaar in zich van een cirkelredering (de kosten van het milieubeleid zijn in principe namelijk de preventiekosten). In het geval dat de interventie neveneffecten veroorzaakt op andere beleidsterreinen waarvoor beleidsdoelstellingen zijn vastgesteld, kan de preventiekostenbenadering echter een meer betrouwbare schatting opleveren van deze neveneffecten. Indien er sterke aanwijzingen zijn dat de schadekostenbenadering een zeer onbetrouwbare schatting geven van de betalingsbereidheid kunnen preventiekosten een betrouwbaardere schatting opleveren.

Tot slot dient men in alle drie de benaderingen rekening te houden met een toename in de waardering van milieubaten als gevolg van toekomstige inkomensgroei. Hier kan gebruik worden gemaakt van inkomenselasticiteiten voor de waardering van milieukwaliteit.

Fase 4: Opstellen MKBA en presentatie van de resultaten (hoofdstuk 6)

In deze fase wordt de MKBA opgesteld en worden de uitkomsten aan diverse analyse-instrumenten onderworpen om inzicht te krijgen in de robuustheid van de resultaten en de verdelingseffecten.

Stap 8: Opstellen van de MKBA: rekenregels.

In het milieubeleid werkt men vaak met het begrip jaarkosten en -baten, vanwege het (doorgaans) continue, jaarlijks terugkerende, karakter van kosten en opbrengsten. In de meeste MKBA's wordt echter gekeken naar de netto contante waarde van de totale kosten en baten over de looptijd van het project. Deze laatste benadering verdient de voorkeur omdat die in een MKBA leidt tot een meer overzichtelijke indeling. Het verdient de voorkeur om van daaruit tevens de jaarkosten te gaan berekenen. Op die manier wordt tevens gewaarborgd dat de onderzoekers goed nadenken of de bepaalde kosten en baten jaarlijks terugkerende kosten en baten zijn of geldig voor de gehele looptijd van het project.

Bij het opstellen van de MKBA dienen alle kosten en baten in hetzelfde prijspeil en valuta te zijn uitgedrukt. De gehanteerde aannames dienen vermeld te worden. Wanneer sprake is van blijvende effecten van technologie of gedragsverandering, kan overwogen worden om kosten en baten te extrapoleren naar een oneindige tijdshorizon. Wanneer deze buiten de tijdshorizon van de MKBA vallen, zou dit expliciet vermeld kunnen worden.

Stap 9: Verdelingseffecten.

Verdelingseffecten zijn belangrijk voor de beleidsmaker in de beleidsvoorbereiding. Men kan verdelingseffecten naar sectoren, regio's of inkomensgroepen onderscheiden. Vanuit de welvaartseconomische theorie hebben verdelingseffecten naar inkomensgroepen speciale belangstelling omdat het marginale nut van inkomen niet voor alle inkomensgroepen gelijk is. Zonder daarvoor te corrigeren kan een positief saldo bij een MKBA, vanuit welvaartseconomisch oogpunt, niet automatisch synoniem worden gesteld met een welvaartsverbetering. De methoden die zijn ontwikkeld om daarvoor te corrigeren zijn evenwel sterk subjectief. Voorgesteld wordt dat, indien de interventie gevolgen heeft voor de relatieve inkomensverdeling of verdeling over verschillende doelgroepen en de overheid, deze gevolgen zo goed mogelijk in beeld worden gebracht. Dit is ook van belang omdat de verliezers van een maatregel politieke druk kunnen uitoefenen om te worden gecompenseerd.

Stap 10: Gevoeligheidsanalyses.

Effecten van milieubeleid kunnen zich pas op de langere termijn voordoen. Vanwege fundamentele onzekerheden moet zo veel mogelijk vermeden worden met één voorspelling te werken. Een gevoeligheidsanalyse speelt dan een belangrijke rol om te laten zien hoe de uitkomsten variëren wanneer belangrijke randvoorwaarden veranderen. In een gevoeligheidsanalyse zouden aanpassingen aan de discontovoet, omvang van de milieueffecten en de waardering daarvan betrokken moeten worden. Met name de waardering van externe effecten vertoont een grote mate van onnauwkeurigheid.

Ook andere parameters die van groot belang zijn voor de uitkomsten van een MKBA moeten in een gevoeligheidsanalyse worden betrokken. De gebruikelijke aanpak is hier om eerst de kritische succesfactoren te bepalen en vervolgens verschillende denkbare ontwikkelingen in beeld te brengen voor deze factoren. Indien er samenhang is tussen deze factoren, kan met scenario's worden gewerkt. Vaak blijkt dat ook binnen de context van een scenario verschillende invullingen plausibel kunnen zijn. Aanvullende gevoeligheidsanalyse is dan de aangewezen route.

Stap 11: Presentatie van de uitkomsten.

In de laatste stap wordt aandacht besteed aan de presentatie van de resultaten. Transparantie en duidelijkheid is hierbij het leidend adagium. In de leidraad worden drie instrumenten gepresenteerd om de transparantie te vergroten:

- 1 Het opstellen van de eindtabel, waarin op overzichtelijke wijze de effecten en de netto contante waarde van de effecten staan beschreven.

- 2 Het opstellen van een factsheet waarin de MKBA-onderzoekers aangeven op welke wijze de resultaten tot stand zijn gekomen. De factsheet maakt o.a. inzichtelijk wat de gehanteerde discontovoet is geweest, de tijdshorizon, het prijspeil, op welke wijze de verschillende effecten zijn gewaardeerd, etc.
- 3 Het opstellen van een tabel, waarin op overzichtelijke wijze de verdeling van de effecten over de verschillende groepen wordt weergegeven.

Deze dienen, naast een heldere samenvatting, inzichtelijk te maken in de gevolgde methoden van onderzoek en de gevonden resultaten.



DEEL I: ALGEMENE INLEIDING EN AANDACHTSPUNTEN BELEIDSMAKER

1 Opzet van de leidraad en stappenplan

1.1 Aanleiding

Een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) is een beslissingsondersteunend instrument bij het analyseren en beoordelen van projecten of beleidsplannen. Een MKBA brengt op een systematische manier de maatschappelijke kosten en baten van een project in beeld. Het woord 'maatschappelijk' betekent hier dat alle kosten en baten onderdeel zijn van de MKBA, niet alleen financiële kosten en baten. Een MKBA geeft de totale effecten van een project op de welvaart weer binnen het territorium waarvoor de MKBA wordt opgesteld. Daarmee structureert een MKBA de discussie rondom beleidsvoornemens en verschaft de beleidsbeslissers een schat aan relevante informatie over de effecten van het beleidsplan of project.

Het gebruik van MKBA's is de afgelopen twintig jaar flink toegenomen. Vooral in de gezondheidszorg en bij infrastructurele beslissingen heeft de MKBA een grote vlucht genomen. In Nederland is het opzetten van MKBA's voor infrastructurele beslissingen gestandaardiseerd in de zogeheten OEI-leidraad (Eijgenraam, et al., 2000). Voor effecten op natuur (natuur-inclusieve MKBA's) is er in 2004 een aparte aanvulling verschenen op de OEI-leidraad (Ruijgrok, et al., 2004).

De afgelopen jaren is het gebruik van MKBA's in het milieubeleid toegenomen. Binnen een kort tijdsbestek zijn er in Nederland MKBA's verschenen van de uitfasering LPG, bodemsanering, afvalbeleid, windenergie op zee, etc.¹. Deze MKBA's hebben zonder uitzondering de OEI-leidraad gevolgd. Daarbij is gebleken dat die leidraad goed toepasbaar is op grote delen van het milieubeleid maar geen concrete handleiding vormt voor enkele unieke facetten van het milieubeleid. Twee aspecten maken een MKBA van het milieubeleid vaak ingewikkelder dan een MKBA van infrastructuur:

- Bij een MKBA van beleid is er sprake van afgedwongen investeringen of gedragsaanpassingen bij de doelgroepen. Dit is anders dan een MKBA van (infrastructurele) investeringen omdat bij een MKBA van beleid de vraag naar voren moet komen hoe het beleid vertaald kan worden in concrete handelingen bij de doelgroepen.
- Bij een MKBA van milieubeleid speelt waardering van externe effecten een hoofdrol. Het bepalen van de betalingsbereidheid van burgers voor milieuverbeteringen verdient een eigen kader dat bij infrastructurele beslissingen niet goed aan bod komt.

Daarnaast spelen meer facetten een rol, zoals de langere tijdshorizon in het milieubeleid, die een eigen benadering voor MKBA's in het milieubeleid recht-

¹ Ook internationaal staat het gebruik van MKBA's stevig in de belangstelling (zie bv. de Stern, 2006). In Bijlage B is een overzicht te vinden van nationaal en internationaal uitgevoerde MKBA's die zijn meegenomen bij het schrijven van deze leidraad.

vaardigen. In bijlage A wordt in detail ingegaan op de verschillen tussen de OEI-leidraad en de hier ontwikkelde leidraad.

Deze leidraad is voorlopig aangezien voortschrijdend inzicht zal nopen tot aanpassingen van de methodiek. Een aantal discussiepunten over discontovoet, risico's, gebruik van MKBA en waardering wordt op dit moment behandeld door de RMNO. Na uitkomst van dit traject (najaar 2007) zal de leidraad mogelijk worden aangepast.

1.2 Doel, doelgroep en uitgangspunten

Doel van deze leidraad is om een aanvulling op de OEI-leidraad te geven die gebruikt kan worden voor het uitvoeren van een MKBA van een milieubeleidsbeslissing.

De **doelgroep** van deze leidraad zijn primair de uitvoerders van een MKBA, doorgaans een interdisciplinair team van milieukundigen en economen die de MKBA opstellen. Aan de MKBA gaat een beleidsvraag vooraf. Omdat een volledige MKBA alleen kan worden uitgevoerd als de beleidsvraag voldoende is geconcretiseerd gaat deze leidraad tevens in op de eisen en mogelijkheden die aan de beleidsmaker worden gesteld indien hij tot uitvoering van de MKBA wil overgaan.

De volgende **uitgangspunten** zijn gehanteerd bij het opstellen van deze leidraad:

- **De leidraad is bedoeld als het besluit tot uitvoeren van een MKBA is genomen.** Deze leidraad gaat niet in op de vraag of een MKBA een geschikt instrument is in de besluitvorming. De leidraad veronderstelt dat het besluit tot het uitvoeren van een MKBA al is genomen. Wel gaat deze leidraad in op de vraag *welk type* MKBA geschikt is gegeven de beleidsvraag (zie hoofdstuk 2).
- **De leidraad sluit zoveel mogelijk aan bij de OEI.** Het is niet nodig de discussie die in het kader van de OEI is gevoerd over te doen. Deze leidraad sluit qua methoden, definities en stappen zoveel mogelijk aan bij de OEI. Op terreinen waar de OEI prima van toepassing is, zijn de relevante OEI-paragrafen gekopieerd en toegesneden op de milieuproblematiek. Dit om enerzijds te voorkomen dat deze leidraad onnodige discussies opwerpt en anderzijds om te voorkomen dat de gebruikers regelmatig tussen deze leidraad en de OEI moeten schakelen. In Bijlage A staat de samenhang tussen deze leidraad en de OEI beschreven.
- **De leidraad is generiek en breed toepasbaar.** De leidraad is van toepassing op een breed scala aan maatregelen en beleidsdoelen die kunnen worden getroffen in het milieubeleid. Omdat het aantal soorten milieubeleidsbeslissingen zeer uitvoerig is (zie paragraaf 2.2.2), geeft deze leidraad uitgangspunten, discussies en waar mogelijk oplossingsrichtingen weer bij het opstellen van een MKBA. De leidraad geeft geen blauwdruk hoe de MKBA dient te worden opgesteld - dat kan ook niet omdat dit per milieubeleidsbeslissing verschillend zal zijn. Het doel is om de onderzoekers inzicht te verschaffen in welke keuzes gemaakt dienen te worden en hoe men tot de best

mogelijke keuze kan komen binnen de gebruikelijke randvoorwaarden van tijd en geld.

- **De leidraad is evoluerend.** Op dit moment is er beperkte ervaring met het gebruik van MKBA's in het milieubeleid. De discussiepunten (zoals de discontovoet) zijn bekend, maar oplossingen daarvoor zijn nog niet voorhanden. Deze leidraad levert daar ook geen oplossingen voor. In de toekomst kan de leidraad aangepast worden aan de hand van gebruikerservaringen en nieuwe inzichten.

1.3 Opzet leidraad en stappenplan

1.3.1 Samenvattende leeswijzer

Deze leidraad kent een bipolaire structuur: enerzijds wordt aandacht besteed aan de keuzes die voor de **beleidsmaker** van belang zijn die een verzoek doet om een MKBA te laten uitvoeren van een milieubeleidsbeslissing, anderzijds bevat de leidraad een concreet stappenplan voor de **onderzoekers** die een MKBA uitvoeren. Deze onderverdeling is van belang omdat een MKBA pas kan worden uitgevoerd indien de beleidsvraag voldoende is geconcretiseerd en de beleidsmaker een beargumenteerde keuze heeft gemaakt voor het soort van MKBA dat hij wil laten uitvoeren.

Derhalve valt deze leidraad in twee delen uiteen. In deel I (hoofdstuk 2) wordt uitgelegd wat een MKBA precies is en welke keuzes een beleidsmaker dient te maken indien hij een MKBA-onderzoek wil gaan laten uitvoeren.

In deel II (hoofdstuk 3-6) wordt het stappenplan geschetst dat gevolgd dient te worden bij het uitvoeren en opstellen van de MKBA. Dit stappenplan valt uiteen in vier fases:

Fase 1: Uitgangspunten formuleren (hoofdstuk 3).

Fase 2: Kosten en effecten bepalen (hoofdstuk 4).

Fase 3: Waardering van effecten (hoofdstuk 5).

Fase 4: Opstellen van de MKBA en presentatie van de resultaten (hoofdstuk 6).

Hieronder wordt in het kort nader ingegaan op de rol van beleidsmakers bij het opstellen van een MKBA (paragraaf 1.3.2), de algemene opzet van een MKBA van het milieubeleid (paragraaf 1.3.3) en het stappenplan dat doorlopen moet worden bij de uitvoering van de MKBA (paragraaf 1.3.4).

1.3.2 Rol van beleidsmakers en onderzoekers

In het milieubeleid worden verschillende besluiten genomen waarbij een MKBA een nuttig hulpmiddel kan zijn. Een MKBA kan bijvoorbeeld gebruikt worden om de effecten van nieuwe milieubeleidsdoelen inzichtelijk in kaart te brengen, om een keuze tussen verschillende milieubeleidsinstrumenten te vergemakkelijken of om de beheersing van een milieuprobleem (zoals bodemvervuiling) te onderzoeken op hun effecten op de welvaart.

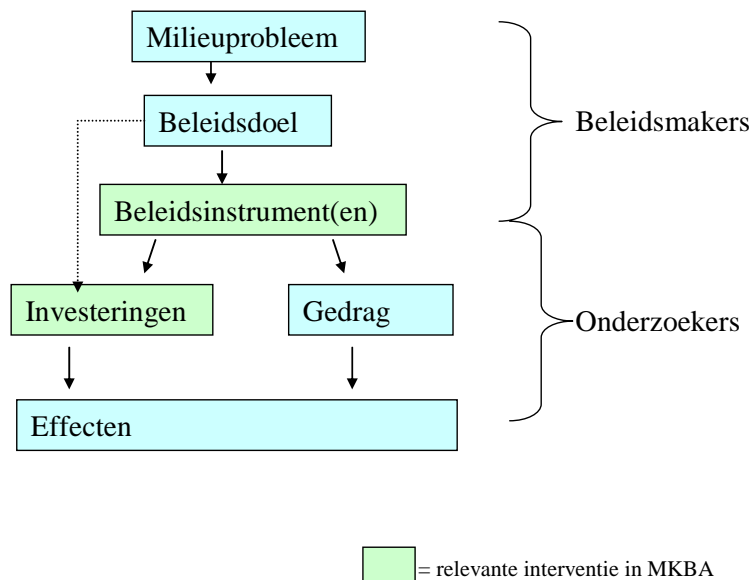
Milieubeleid bestaat uit (overheids)maatregelen om milieuvervuiling te verminderen. Deze zijn op te vatten als een set van *interventies* in het marktproces. Om een MKBA uit te voeren dient het milieubeleid te worden vertaald naar concrete interventies. Beleidsdoelen alleen zijn onvoldoende geconcretiseerd. Men kan bijvoorbeeld geen MKBA uitvoeren van het streven naar duurzame ontwikkeling indien dit streven niet nader wordt ingevuld met investeringen en/of beleidsinstrumenten. Ook van een milieubeleidsdoel, zoals 30% minder CO₂-emissies in 2030, kan geen MKBA worden gemaakt zonder dat er een vertaalslag is gemaakt *hoe die doelstelling bereikt gaat worden*. Gebeurt dat door middel van investeringen in milieuvriendelijke technologie, substitutieprocessen tijdens de productie-fase of in een vermindering van vraag- en aanbod (bijvoorbeeld minder automobilititeit als gevolg van een kilometerheffing)? Deze vertaalslag kan alleen concreet worden ingeschat indien het beleidsdoel wordt vergezeld van een set van concrete maatregelen of beleidsinstrumenten die de overheid in gedachte heeft om het beleidsdoel te gaan halen.

Een MKBA vereist, kortom, een concreet handelingsperspectief. Dat handelingsperspectief kan worden vormgegeven op twee niveaus:

- een set van beleidsinstrumenten;
- een set van overheidsinvesteringen.

De relatie tussen de milieubeleidsbesluiten en de interventies is schematisch weergegeven in Figuur 2.

Figuur 2 Structuur van een milieu-interventie en rolverdeling in een MKBA



Figuur 2 laat zien dat de effecten van beleidsinstrumenten ontstaan door hetzij een aanpassing in technologie door middel van een investering, of een aanpassing in 'gedrag'. Gedrag wordt hier gedefinieerd als de directe aanbod- of vraagbeperking naar vervuilende goederen en diensten ten gevolge van het milieubeleid.

beleid². Een automobilist kan bijvoorbeeld besluiten om minder vaak van de auto gebruik te maken als een milieuheffing wordt ingevoerd omdat dit voor hem minder welvaartsverlies betekent dan het investeren in een nieuwe zuinigere auto³.

Figuur 2 impliceert een heldere verdeling van taken tussen de beleidsmakers en de onderzoekers die de MKBA uitvoeren. De beleidsmaker dient de beleidsvraag zoveel mogelijk te concretiseren in termen van beleidsinstrumenten of overheidsinvesteringen. De onderzoekers dienen vervolgens de werking en effectiviteit van dit beleid te bepalen, alle effecten in te schatten en waar nodig te monetariseren. Onderzoekers kunnen overigens ook behulpzaam bij het kiezen van de meest kosteneffectieve beleidsinstrumenten of overheidsinvesteringen om een bepaald beleidsdoel te realiseren of een bepaald milieuprobleem aan te pakken. Het instrument dat daarvoor beschikbaar is, is de kengetallen-MKBA waarmee een beeld wordt verkregen van de kosten en baten van verschillende projectalternatieven (zie paragraaf 2.1.3).

In hoofdstuk 2 worden alle overwegingen gegeven die van belang zijn bij het formuleren van de onderzoeksvraag die aan een MKBA voorafgaat. Dit hoofdstuk is zowel voor onderzoekers als beleidsmakers van belang omdat daarbij nader wordt ingegaan op het soort van MKBA dat kan worden uitgevoerd. We onderscheiden daarbij vijf soorten van MKBA's in het milieubeleid: de partiële MKBA, de kengetallen MKBA, de inventariserende MKBA, de uitgebreide kosteneffectiviteitsanalyse en de integrale MKBA. De beleidsmaker kan een keuze voor een van deze MKBA's mede laten afhangen van zijn beleidsvraag.

1.3.3 Structuur van een MKBA in het milieubeleid

Figuur 3 geeft alle relevante stappen weer die bij een integrale MKBA van het milieubeleid een rol spelen. We onderscheiden hierbij drie elementen:

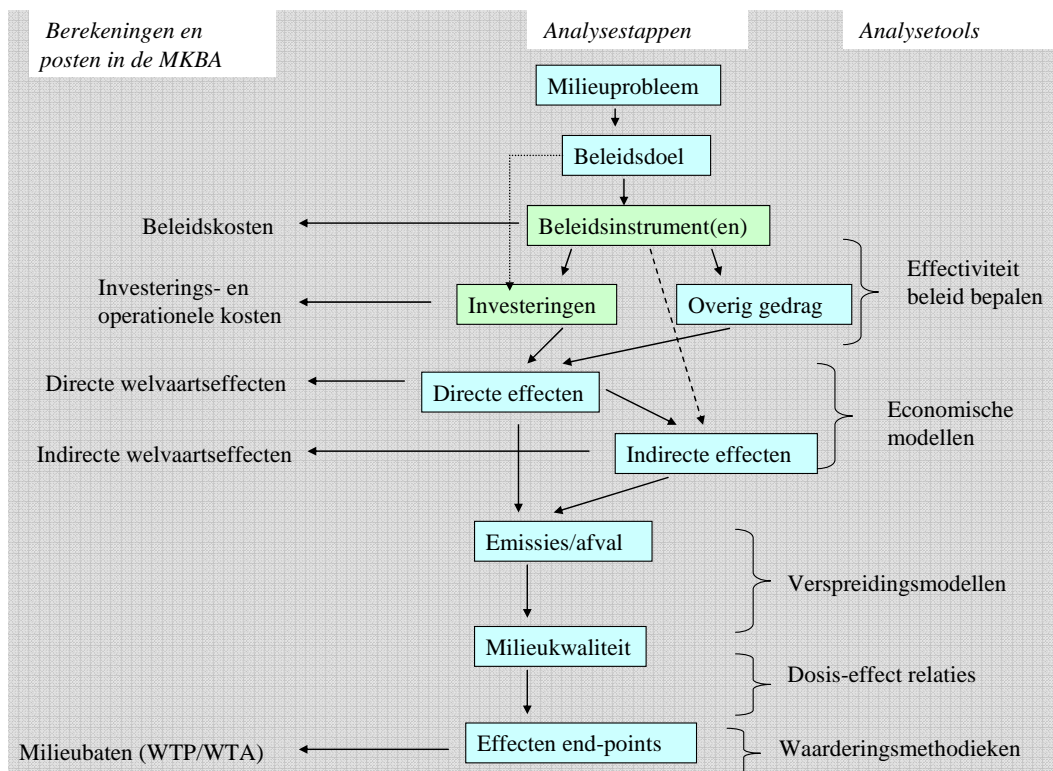
- 1 De *analysestappen* (de gekleurde blokjes) geven de noodzakelijke elementen van een MKBA weer.
- 2 De *analysetools* geven methoden weer om van de ene analysestap in de andere te komen. In Figuur 3 onderscheiden we effectiviteitsanalyse, economische modellen, verspreidingsmodellen, dosis-effect relaties en waarderingsmethodieken: deze kunnen als de belangrijkste analytische bouwstenen van de MKBA in het milieubeleid worden beschouwd⁴.
- 3 De MKBA geeft uiteindelijk een optelsom van de effecten weer in financiële termen (de posten in de MKBA).

² Deze enge definitie van gedragsaanpassingen zal door de gehele leidraad worden gebruikt. In een bredere definitie van gedrag kan ook de investeringskeuze zullen omvatten, hetgeen immers ook een gedragsreactie bevat op het milieubeleid. Bij gedragsaanpassingen dient men derhalve altijd te lezen aanpassingen in vraag of aanbod ten gevolge van het milieubeleid.

³ Investerings kunnen op hun beurt als afgeleid effect ook veranderingen in vraag- en aanbod hebben doordat bijvoorbeeld de kostprijs van een product wordt verhoogd. Dit wordt tot een direct effect van de investeringen gerekend. In de sommige MKBA's verdient het de aanbeveling om deze samen te nemen met de directe gedragseffecten.

⁴ In de praktijk is het aantal analysetools niet beperkt tot deze vijf en zal in de MKBA gebruik worden gemaakt van een breed scala aan methodologische instrumenten.

Figuur 3 Structuur van een MKBA van het milieubeleid



Zoals hierboven is vermeld kan een milieubeleidsbeslissing zich bewegen op het niveau van het definiëren van een milieuprobleem (bv. zeespiegelstijging door klimaatverandering), het formuleren van de milieubeleidsdoelen (bv. -30% CO₂-emissies), het kiezen van de milieubeleidsinstrumenten (een heffing op vliegtickets) of een concrete overheidsinvestering (een windmolenpark op zee). Omdat de overheid zelf over het algemeen geen investeringen doet ten behoeve van de milieukwaliteit, maar investeringen afdwingt bij de doelgroepen door middel van beleid, zullen de meeste MKBA's worden uitgevoerd op het niveau van beleidsinstrumenten (zie ook hoofdstuk 2).

Milieubeleid resulteert in twee directe aanpassingen in het marktproces. Allereerst zullen de doelgroepen van het beleid investeringen doen om aan de strengere milieunormen te voldoen. Daarnaast kunnen de doelgroepen besluiten om de vraag naar of aanbod van milieuvervuilende goederen of diensten te veranderen. Deze worden in deze leidraad als 'gedragsaanpassingen' benoemd. Indien een elektriciteitsbedrijf bijvoorbeeld besluit als gevolg van het verzuringsbeleid tot het importeren van zwavelarme brandstoffen, dan wordt dat in het kader van de MKBA geschaard onder deze gedragsaanpassingen.

Het bepalen van het investeringsniveau en de gedragsaanpassingen is een belangrijke stap in een MKBA die wordt gedaan aan de hand van een effectiviteitsanalyse (zie paragraaf 4.1.2). In de effectiviteitsanalyse wordt een vertaalslag gemaakt van de beleidsinstrumenten naar investeringen en gedragsaanpassingen en de directe effecten daarvan op de emissies. In de praktijk blijkt dat het beleid zelden precies de doelgroep treft en daarom niet altijd 100% effectief is.

Naast de directe effecten op emissies of afval kent het milieubeleid ook geprijsde economische effecten: het milieubeleid verandert de relatieve prijzen in de economie wat resulteert in verschuivingen in de vraag- en aanbodcurves. Men onderscheid hierbij directe effecten en indirecte effecten. Directe effecten zijn de effecten die optreden binnen de doelgroep die het beleid beoogt te treffen. De indirecte effecten zijn afgeleid van de directe effecten en betreffen de verdere doorwerking in de economie⁵. Zo kunnen de investeringen in milieutechnologie bijvoorbeeld resulteren in een grotere omzet voor de industrie die deze technologie levert. Indirecte effecten bestaan veelal louter uit verdelingseffecten, zoals de doorberekening van hogere milieukosten aan afnemers. Indirecte effecten bestaan wel uit veranderingen van de totale (nationale) welvaart als er sprake is van marktverstoringen of als een deel van de effecten in het buitenland plaats vinden. Een voorbeeld van een marktverstoring is dat een toeleverende industrie externe milieueffecten teweegbrengt die niet in de prijs van die industrie zijn verrekend. Economische modellen worden vaak gebruikt voor het bepalen van de directe en indirecte effecten (zie paragrafen 4.2.5 en 4.2.6).

In een MKBA gaat het echter niet primair om de *omvang* van de fysieke geprijsde effecten maar om de effecten die deze hebben op de welvaart. De grotere omzet in de toeleverende industrie in het voorbeeld van hierboven resulteert in een grotere vraag naar arbeid. Indien de arbeidsmarkt krap is resulteert de extra vraag naar arbeid alleen in een stijging van het loon en dus een herverdeling van inkomen van werkgevers naar werknemers. De condities waaronder fysieke geprijsde effecten resulteren in welvaartsveranderingen staan beschreven in paragraaf 5.1.2.

De directe en indirecte geprijsde effecten kunnen resulteren in sectorverschuivingen die, samen met de directe effecten op emissies/afval als gevolg van het gevoerde beleid, resulteren in een veranderd niveau van de emissies. De verandering in emissies/afval vormt vervolgens de basis voor de waardering van de externe effecten. De waardering van externe effecten vindt in principe plaats door te kijken naar de waardering van mensen van een verlaging van de emissies. Deze waardering is in de praktijk echter niet waar te nemen omdat emissies voor veel mensen een abstract begrip is. Bovendien gaat het niet om de (verlaging van de) emissies op zichzelf, maar om het effect daarvan op aspecten die direct van belang zijn voor de welvaart, zoals menselijke gezondheid en schade aan ecosystemen en natuur. In de milieukunde wordt dit het 'end-point' niveau genoemd van milieubeleidsbeslissingen (zie box). Op deze end-points is relatief veel informatie en modellen beschikbaar hoe mensen veranderingen in gezondheid en natuur financieel waarderen.

⁵ Daarnaast bestaan er ook indirecte effecten van het beleid, bijvoorbeeld bij belastingheffing waarbij verstoring in markten kan optreden.

Box: End-points

Het zogenaamde 'end-point' niveau is een niveau dat in toenemende mate wordt gehanteerd in LCA's (zie bv. Goedkoop and Spriensma, 2001). Deze end-points zijn als volgt weer te geven:

- schade aan menselijke gezondheid, inclusief voortijdig overlijden of een meer kwalitatieve aantasting van de gezondheid (ziekte, etc.), inclusief de schade aan de productiefactor arbeid;
- schade aan de productiefactor kapitaal: impact op gebouwen, productiegoederen;
- schade aan de voorraden van vernieuwbare hulpbronnen (visvoorraden, tragedy of the commons) en landbouw;
- schade aan ecosystemen en natuur.

In termen van de MKBA van het milieubeleid betekent dit dus dat er een vertaalslag moet worden gemaakt van de effecten op emissies naar de effecten op het end-point niveau. Dit wordt gedaan in twee stappen. In de eerste stap wordt er aan de hand van verspreidingsmodellen een relatie gelegd tussen de emissies en de effecten op de milieukwaliteit (zie paragraaf 4.3). Daarmee wordt, bijvoorbeeld, een relatie gelegd tussen de emissies van PM₁₀ en de lokale concentratie van stofdeeltjes in de lucht. In een volgende stap worden de effecten op de milieukwaliteit toegerekend naar de effecten op het end-point niveau (zie paragraaf 4.3.2). Deze effecten vormen op hun beurt input voor de waardering van de milieueffecten. In een beperkt aantal gevallen kan worden afgeweken van deze systematiek. Dit wordt behandeld in paragraaf 5.2.5.

1.3.4 Stappenplan voor uitvoering van de MKBA

De uitvoering van een MKBA is in deze leidraad onderverdeeld in fases en een elftal concrete stappen. Daarbij worden de volgende fases onderscheiden:

Fase 1: Uitgangspunten formuleren.

Fase 2: Kosten en effecten bepalen.

Fase 3: Waardering van effecten.

Fase 4: Opstellingen MKBA en presentatie van de resultaten.

Fase 1: Uitgangspunten formuleren (hoofdstuk 3)

In de eerste fase worden de uitgangspunten geformuleerd van de uit te voeren MKBA (hoofdstuk 3). Dit betreft een groot aantal keuzes dat moet worden genomen en van invloed is op de berekeningen. Deze fase valt uiteen in een tweetal concrete stappen:

- 1 Projectbeschrijving: doel, probleemanalyse, projectalternatieven en het nulalternatief definiëren (paragraaf 3.1).
- 2 Technische uitgangspunten definiëren zoals de schaal van de analyse, tijds-horizon, discontovoet en behandeling van risico's en onzekerheden (paragraaf 3.2).

Fase 2: Kosten en effecten bepalen (hoofdstuk 4)

In de tweede fase worden de effecten van de milieubeleidsbeslissing(en) geïnventariseerd en hun omvang bepaald. Het gaat hierbij om de fysieke effecten die optreden ten gevolge van de milieubeleidsbeslissing. De fysieke effecten zijn daarbij te bepalen door de ontwikkelingen in het nulalternatief te vergelijken met die van de projectalternatieven.



Dit behelst de volgende stappen:

- 3 Beleidskosten bepalen en beleidseffecten inventariseren (paragraaf 4.1).
- 4 Fysieke omvang beleidseffecten bepalen (paragraaf 4.2).
- 5 Relatie leggen tussen emissies en impacts op end-pointniveau (paragraaf 4.3).

Fase 3: Waardering van effecten (hoofdstuk 5)

In deze fase worden de welvaartskosten en baten bepaald van de fysieke effecten. Een belangrijke stap hierbij is de waardering van de externe effecten.

- 6 Welvaartseffecten van directe en indirecte effecten (paragraaf 5.1).
- 7 Waardering van de externe effecten (direct en indirect) (paragraaf 5.2).

Fase 4: Opstellen MKBA en presentatie van de resultaten (hoofdstuk 6)

In deze fase wordt de MKBA opgesteld en worden de uitkomsten aan diverse analyse-instrumenten onderworpen om inzicht te krijgen in de robuustheid van de resultaten en de verdelingseffecten.

- 8 Opstellen van de MKBA (paragraaf 6.1).
- 9 Verdelingseffecten in kaart brengen (paragraaf 6.2).
- 10 Gevoeligheidsanalyses (paragraaf 6.3).
- 11 Presentatie van de uitkomsten (paragraaf 6.4).

Deze stappen dienen allemaal te worden gevolgd in het geval van een integrale MKBA. Men kan ook besluiten tot het uitvoeren van een beperkte MKBA waarbij een of meerdere stappen niet worden gevolgd. In paragraaf 2.1.3 wordt een overzicht gegeven van de noodzakelijke stappen bij verschillende soorten van beperkte MKBA's.



2 Keuzes voor de beleidsmaker bij formuleren onderzoek

MKBA's kunnen sterk variëren in mate van detail, posten die worden meegenomen en stappen die worden doorlopen. Voordat de overheid overgaat tot het uitvoeren van een MKBA dient zij goed in ogenschouw te nemen wat een MKBA is, tot welke resultaten een MKBA kan leiden, of het gebruik van een MKBA in deze situatie geëigend is en wat voor soort MKBA zij wil uitvoeren. Deze analyse dient door de beleidsmaker te worden gemaakt voordat men overgaat tot het (laten) uitvoeren van de MKBA. In deze paragraaf wordt een kader geschetst van waaruit men kan beslissen wat voor soort MKBA voor de specifieke beleidsvraag geëigend is⁶.

2.1 Inleiding

2.1.1 Wat is een MKBA?

Een MKBA is een methode waarin alle kosten en effecten van een interventie op een systematische manier in kaart worden gebracht en voor zover mogelijk worden gewaardeerd. Een MKBA is een hulpmiddel in de besluitvorming dat helpt om de diverse effecten van een besluit consistent en systematisch in kaart te brengen. Een MKBA levert daarom de beleidsmaker veel nuttige informatie op waardoor hij zijn besluiten beter kan maken.

De waardering van kosten in een MKBA gebeurt op basis van marktprijzen van de ingezette middelen. De waardering van de welvaartseffecten vindt plaats door middel van het meten van veranderingen in consumenten- en producentensurplus als gevolg van de interventie. De theoretische onderbouwing van een MKBA gaat ervan uit dat de kosten van een interventie een afname van de welvaart vormen, terwijl de effecten van een interventie uit zowel positieve als negatieve welvaartseffecten kunnen bestaan. De som van de welvaartseffecten vormen de baten van een interventie. Door deze baten met de kosten te vergelijken kan worden bepaald of een project of beleidsbeslissing resulteert in een toe- of afname van de maatschappelijke welvaart.

Een integrale MKBA bestaat dus uit:

- 1 Een inventarisatie van kosten en welvaartseffecten.
- 2 Waardering van die welvaartseffecten.
- 3 Een beslisadvies dat (grosso modo) stelt dat een interventie netto een welvaartsverhoging betekent indien de maatschappelijke baten de maatschappelijke kosten overstijgen.

⁶ De RMNO buigt zich op dit moment over de vraag *wanneer* gebruik van een MKBA gewenst is in het milieubeleid. De analyse in dit hoofdstuk kan derhalve aangepast worden in het najaar van 2007.

In de praktijk worden niet altijd alle stappen doorlopen. In een zogeheten *beperkte MKBA* of *inventariserende MKBA* worden alleen de effecten bepaald zonder dat er waarderingen aan worden gekoppeld. Een inventariserende MKBA kan op die manier helder de effecten van een beleidsplan in beeld brengen. Dit kan de discussie structureren en vervolgens als input dienen voor, bijvoorbeeld, een multicriteria analyse.

Het waarderen van de welvaartseffecten kent zijn beperkingen. De welvaartseffecten in een MKBA worden in principe gemeten door de betalingsbereidheid van de individuen die de effecten ondergaan. De betalingsbereidheid is moeilijk te bepalen voor goederen die niet via markten worden verhandeld (zoals milieukwaliteit). In de praktijk zal daarom blijken dat niet altijd alle effecten in een MKBA goed kunnen worden gemonetariseerd. Daarnaast wordt een MKBA per definitie opgesteld voor de huidige generatie: de belangen van toekomstige generaties kunnen slechts worden meegenomen in een MKBA voor zover de huidige generatie daar belang aan hecht.

Het derde onderdeel van een MKBA bestaat uit een beslisadvies dat stelt dat een besluit welvaartsverhogend werkt indien de gesommeerde baten de gesommeerde kosten overstijgen. Vanuit welvaartseconomisch oogpunt bezien is dit een problematische stap omdat, bijvoorbeeld, het marginale nut van inkomen niet voor alle inkomensniveaus gelijk is. Een sommatie van de inkomenseffecten is daarom - vanuit theoretisch oogpunt - niet afdoende om het effect op de welvaart te bepalen. In de internationale literatuur is voorgesteld om gewichten toe te kennen aan inkomensgroepen maar er bestaat geen objectieve manier om deze gewichten te bepalen. Een minimum aanbeveling is, volgens de OECD (2006), om de kosten/baten analyse altijd te vergezellen van een analyse op de inkomenseffecten.

Tot slot dient het beslisadvies niet te worden verabsoluteerd. De MKBA geeft slechts de geaggregeerde kosten en baten weer onder bepaalde veronderstellingen. Veel van die veronderstellingen (bijvoorbeeld de hoogte van de discontoet) zijn wetenschappelijk niet objectief vast te stellen. De MKBA levert slechts informatie aan op basis waarvan de beleidsbeslissers een eigen afweging dienen te maken.

2.1.2 Effecten in een MKBA

Centraal in de uitvoering van een MKBA staat het inschatten van de effecten. De effecten worden ingedeeld in directe en indirecte effecten en in interne effecten en externe effecten. Daarnaast kan men nog welvaartseffecten van herverdelingseffecten onderscheiden.

Voor de indeling tussen directe en indirecte effecten wordt, analoog aan de OEI, gebruik gemaakt van het volgende principe: directe effecten zijn alle effecten die ingrijpen op de markten waarop het milieubeleid beoogd in te grijpen. De indirecte effecten zijn de effecten op andere markten. Beleid om de industriële emissies van CO₂ omlaag te brengen omvat dus als directe effecten alle effecten die de

doelgroep industrie treft, zoals kostprijsverhogingen, efficiencyverbeteringen, etc. Eventuele afgeleide effecten, zoals effecten op de arbeidsmarkt of de energiemarkt, behoren tot de indirecte effecten.

Daarnaast kunnen beleidseffecten worden onderscheiden naar (markt)interne en externe effecten. Interne effecten zijn de effecten van milieubeleid waarvoor via markten (evenwichts)prijzen tot stand komen. Externe effecten zijn onbedoelde welvaartsveranderingen voor derden waarvoor geen compensatie wordt geboden. Effecten op het milieu en de natuur zijn voorbeelden van externe effecten. Over het algemeen komen voor deze effecten geen prijzen op markten tot stand, of wordt een prijs tot stand gebracht die niet gelijk is aan de compensatie die betaald zou moeten worden indien vraag en aanbod van milieukwaliteit aan elkaar gelijk zijn. Een belangrijk onderdeel van een MKBA bestaat dan ook uit het waarderen van deze externe effecten⁷.

Indien men beide indeling combineert komt men tot de volgende overzichtstabel van effecten:

Tabel 1 Onderverdeling van effecten voor MKBA van het milieubeleid

	Interne effecten	Externe effecten
Direct	De doorwerking van beleid op de markten waar het milieubeleid aangrijpt (op de markten van de doelgroep). <i>Voorbeeld: de kosten van roetfilters doordat de overheid een subsidieprogramma heeft ontworpen, inclusief de uitvoeringskosten voor de overheid.</i>	De directe effecten als gevolg van het beleid op het milieuthema waarvoor het beleid ontworpen was evenals de neveneffecten voor de doelgroep. <i>Voorbeeld: de verbetering van de luchtkwaliteit als gevolg van het toepassen van de roetfilters.</i>
Indirect	Doorwerking van directe effecten op de aanpalende markten, zoals de arbeidsmarkt, grondmarkt, de markt voor R&D, maar ook substitutie-effecten, etc. <i>Voorbeeld: de effecten voor de producenten van roetfilters door grotere afzet.</i>	Effecten van de indirecte marktinterne effecten op milieu en natuur. <i>Voorbeeld: verschuivingen in de economie door het milieubeleid en de afgeleide werking daarvan op emissies van zowel PM₁₀ maar ook andere milieubeleids-thema's.</i>

Een derde soort onderverdeling kan worden gemaakt tussen herverdelingseffecten en efficiencyverbeteringen. Efficiencyverbeteringen treden op als meer productie wordt gerealiseerd in verhouding tot het aanbod van productiemiddelen of als meer nut van consumptie wordt bereikt in verhouding tot het gebruik van goederen en diensten. Efficiencyverbeteringen resulteren in een welvaartsverbetering. Herverdelingseffecten treden op als voordelen of nadelen van het beleid of project (gedeeltelijk) terecht komen bij anderen zonder dat dit een welvaartsverbetering tot gevolg heeft.

⁷ Sommige externe effecten worden d.m.v. (beleids)maatregelen ten dele geïnternaliseerd. Dit geldt bijvoorbeeld voor de CO₂-emissies die onder het ETS (European Trading System) vallen. Voor deze emissies ontstaan prijzen op een markt, waarmee ze strikt gesproken behoren tot de interne effecten. Bij het identificeren van de beleidseffecten ligt het echter meer voor de hand om deze effecten op gelijke wijze te behandelen als de overige milieu-effecten en ze daarom in te delen bij de externe effecten.

In het saldo van de MKBA komen alleen welvaartsveranderingen terecht. In de praktijk zal de beleidsmaker ook veel interesse tonen in de herverdelingseffecten die daarom een integraal onderdeel vormen van de MKBA.

2.1.3 Soorten MKBA's

Hierboven zagen we dat in principe een MKBA kan worden uitgevoerd op twee manieren:

- 1 Een inventariserende MKBA waarbij alleen de fysieke effecten op de welvaart worden bepaald maar niet worden gewaardeerd.
- 2 Een integrale MKBA waarbij zowel inventarisering als waardering en aggregatie van de kosten- en batenposten plaatsvindt⁸.

Daarnaast kan men nog een zogeheten 'kengetallen MKBA' onderscheiden. In een kengetallen MKBA worden de effecten niet uitgebreid onderzocht maar aan ervaringsgegevens of kengetallen onderworpen. Zo wordt in infrastructuur wel gesteld dat de indirecte effecten maximaal 30% van de investeringskosten bedragen. Dergelijke ervaringsgegevens kunnen worden gebruikt in een kengetallen MKBA. In een uitgebreide MKBA worden de indirecte effecten wel geschat, bijvoorbeeld met behulp van een economisch model.

Tabel 2 geeft een overzicht van de soorten MKBA's onderscheiden naar analyse-niveau.

Tabel 2 Overzicht van soorten MKBA's, onderscheid naar analyse-niveau

MKBA	Fysieke effecten	Monetarisering	Diepgang
Inventariserende MKBA	Ja	Nee	Diepgaande analyse
Integrale MKBA	Ja	Ja	Diepgaande analyse
Kengetallen MKBA	Ja	Ja	Oppervlakkig/Quick Scan

Naast een indeling naar diepgang kan men ook MKBA's onderscheiden naar het soort van effecten dat in kaart wordt gebracht. Een integrale MKBA brengt in principe alle effecten in beeld (zie Tabel 1): direct en indirect, intern en extern. Daarnaast worden in de OEI nog twee soorten (M)KBA's beschreven: de bedrijfseconomische rentabiliteitsanalyse en de partiële MKBA.

Een bedrijfseconomische rentabiliteitsanalyse (BRA) brengt de totale directe financiële effecten van een project voor de exploitant(en) in beeld. Anders dan bij infrastructuur, ontbreekt deze meestal in het milieubeleid. Slechts in het geval van concrete investeringsprojecten bij marktpartijen (zoals CO₂-opslag) zal een dergelijke BRA beschikbaar zijn.

⁸ In principe kan men natuurlijk ook alleen inventariseren en waarderen maar dit zal in de praktijk niet zo vaak voorkomen omdat het waarderen zelf de vraag oproept hoe het gehele sommetje er dan uit komt te zien.

Een partiële kosten-batenanalyse toont de directe welvaartseffecten van het project voor Nederland, inclusief de niet-geprijsde effecten (milieubaten). Een partiële MKBA kan goed in het milieubeleid worden gebruikt als er aanwijzingen zijn dat de indirecte effecten gering zijn en geen onderdeel van de besluitvorming of politieke discussie. Een partiële MKBA in het milieubeleid omvat derhalve *alleen de directe en externe effecten* en gaat voorbij aan eventuele indirecte effecten. In een integrale MKBA worden deze indirecte effecten wel geanalyseerd.

Summier vermeld in de OEI, maar wellicht relevant in de MKBA van het milieubeleid is de *uitgebreide kosteneffectiviteitsanalyse*. Indien de wenselijkheid van een bepaalde milieutaakstelling al is geaccepteerd kan een MKBA een nuttig hulpmiddel vormen om van verschillende beleidsopties de kosten en effecten te analyseren en te waarderen. De beslisregel of iets welvaartsverhogend werkt is dan evenwel minder relevant. Neem het (hypothetische) voorbeeld van een situatie waarin de overheid heeft besloten om beleid te introduceren met als doel om de emissies van fijn stofdeeltjes te halveren. De vraag is echter welk beleid kosteneffectiever is: normen stellen, een heffing instellen of subsidies geven. Hiertoe kan de analyse zich beperken tot een uitgebreide kosteneffectiviteitsanalyse waarbij wel de directe en indirecte effecten in kaart worden gebracht en gewaardeerd maar de externe effecten niet worden gewaardeerd omdat de randvoorwaarde van alle drie de beleidsvoornemens is dat de milieudoelen worden gehaald.

Tabel 3 geeft een overzicht van de soorten MKBA's en welke effecten zij beschouwen.

Tabel 3 Overzicht van soorten MKBA's, onderscheid naar effecten

MKBA	Directe interne effecten	Indirecte interne effecten	Externe effecten
Integrale MKBA	Ja	Ja	Ja
Bedrijfseconomische rentabiliteitsanalyse	Ja	Nee	Nee
Partiële MKBA	Ja	Nee	Ja
Uitgebreide kosteneffectiviteitsanalyse	Ja	Ja	Niet waarderen, alleen fysieke effecten
<i>Traditionele kosteneffectiviteitsanalyse</i>	<i>Alleen directe kosten, geen welvaartseffecten</i>	<i>Nee</i>	<i>Niet waarderen, alleen fysieke effecten</i>

2.1.4 Samenhang tussen MKBA en MER

Bij een aantal beleidsbeslissingen zal zowel een MKBA als een Milieu Effect Rapportage (MER) worden uitgevoerd. De MER is voor een aantal milieuingrepen verplicht volgens de Wet Milieubeheer.

Zowel de MKBA als de MER probeert een inschatting te geven van de fysieke effecten van een beleidsbesluit. De voornaamste verschillen tussen een MER en een MKBA zijn als volgt weer te geven:

- Een MKBA resulteert (meestal) in een monetaire waardering van de fysieke effecten terwijl in een MER de effecten niet monetair worden gewaardeerd en hooguit gewogen worden door middel van een multicriteria analyse.
- Bij de MER worden verplicht (externe) partijen betrokken, zoals (lage-re)overheden, belangengroepen, etc., terwijl betrokkenheid van de buitenwereld geen verplicht element is in de MKBA.
- In een MKBA wordt normaliter een ander nulalternatief gehanteerd dan in een MER (zie ook paragraaf 3.1.3). Derhalve hoeft de inschatting van de effecten niet synoniem te zijn tussen een MKBA en een MER.

Idealiter kunnen een MKBA en een MER elkaar versterken bij een beleidsbeslissing. Het voordeel van de MER is daarbij dat die bestuurlijk ingebed is in het besluitvormingsproces. Het voordeel van de MKBA is dat *alle* effecten in een overzichtelijk kader worden geplaatst.

2.2 Overwegingen bij het formuleren van MKBA-onderzoek

In het milieubeleid worden verschillende besluiten genomen waarbij een MKBA een nuttig hulpmiddel kan zijn. Een MKBA kan bijvoorbeeld gebruikt worden om de welvaartseffecten van nieuwe milieubeleidsdoelen inzichtelijk in kaart te brengen, om een keuze tussen verschillende milieubeleidsinstrumenten te vergemakkelijken of om oplossing van een milieuprobleem (zoals bodemvervuiling) te onderzoeken op hun effecten op de welvaart. Elk van deze besluiten vraagt in principe een andere aanpak. Dit is mede afhankelijk van de plaats die de MKBA inneemt in het beleidsproces (paragraaf 2.2.1). Op basis daarvan, en op basis van de specifieke beleidsvraag kan een besluit worden genomen welk type MKBA geschikt is (paragraaf 2.2.2). Tot slot dienen door de opdrachtgever accenten worden aangebracht zodat de resultaten overeenkomen met de vraagstelling (paragraaf 2.2.3).

2.2.1 Plaats in het besluitvormingsproces⁹

Milieubeleidsbesluiten worden niet van de ene op de andere dag genomen. In feite kan men twee beleidsfasen onderscheiden. In de eerste fase wordt het milieuprobleem gedefinieerd en wordt gekeken naar een zinvolle doelstelling voor het beleid: in welke mate moet het milieuprobleem worden teruggedrongen en welke overwegingen spelen daarbij een rol (zoals verdelingsvraagstukken). In de tweede fase wordt het beleid concreet ingevuld met hetzij beleidsinstrumenten of met overheidsinvesteringen. In beide fasen vervult een MKBA verschillende rollen.

De eerste onderzoeksfase: probleemanalyse en 'kengetallen MKBA'

Bij het maken van milieubeleid kan er sprake zijn van een langdurig voorbereidings- en besluitvormingsproces. Bij aanvang is er een overvloed aan voorstellen en ideeën om bepaalde knelpunten op te lossen. Deze slinken in de loop van het proces doorgaans tot een paar serieuze projectalternatieven. De kwaliteit van de

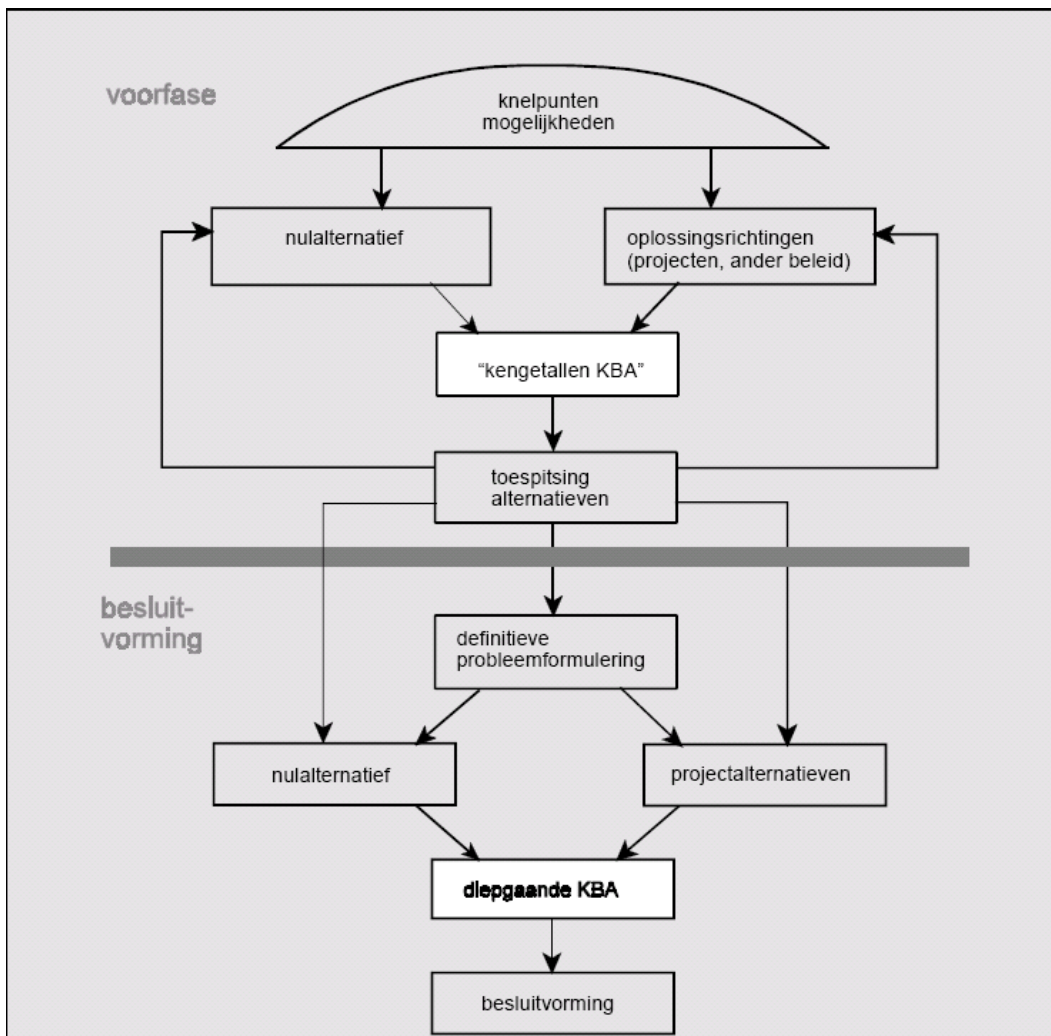
⁹ Deze paragraaf is met kleine wijzigingen overgenomen van de OEI.

tussentijdse beslissingen over deze vele voorstellen en ideeën hangt mede af van de kwaliteit van de informatie en het onderzoek dat gedurende het gehele voorbereidings- en besluitvormingsproces wordt verricht. Onderzoek moet voorkomen dat enerzijds niet-realistische alternatieven ook in een laat stadium om aandacht blijven vragen en dat anderzijds in een te vroeg stadium mogelijk kosteneffectieve projectalternatieven worden verworpen. Daarnaast is ook een heldere probleemanalyse belangrijk voor de kwaliteit van tussentijdse beslissingen. De probleemanalyse dient ervoor te zorgen dat de aandacht niet verschuift van een algemene probleemstelling naar een te eng gedefinieerde, technische probleemstelling. Verder kan een goede probleemanalyse helpen bij het identificeren van de informatie die nodig is om afgewogen beslissingen te nemen. Bij de probleemanalyse komen de volgende vragen aan de orde:

- **Knelpuntenanalyse en kansen:** Welke doeleinden worden met een project of beleid beoogd? Verbeteringen van milieu- en natuurkwaliteit kunnen kwalitatief of kwantitatief zijn. Zij kunnen bestaande knelpunten wegnemen maar ook benutting van te verwachten kansen mogelijk maken.
- **Oplossingsrichtingen:**
 - Is het beoogde beleid of project het enige instrument om knelpunten op te lossen of om kansen te benutten? Een ander type beleid kan ook in aanmerking komen.
 - Wat is de rol van de private en de publieke sector? De taakverdeling tussen de private en de publieke sector hangt nauw samen met de aard van het beoogde beleid of project. De overheid kan het project zelf ter hand nemen, maar kan zich ook andere rollen aanmeten: randvoorwaardelijk, (bijvoorbeeld in het kader van de ruimtelijke ordening), coördinerend (om partijen bij elkaar te brengen) of financieel. De invulling van deze rol moet afhangen van de mate waarin private partijen niet in staat zijn bepaalde activiteiten te verrichten.

Om de knelpunten of kansen in beeld te krijgen, is informatie nodig over de toekomstige ontwikkelingen met en zonder project/beleid. Door de twee ontwikkelingen te vergelijken komen de project- of beleidseffecten naar voren. Aan de hand van de scenario's kan eventueel in de eerste onderzoeksfase een 'kengetallen MKBA' van de alternatieven worden uitgevoerd om zo inzichtelijk te krijgen welke alternatieven kansrijk zijn en welke alternatieven minder. Het is van groot belang dat deze effecten systematisch in beeld worden gebracht, telkens als verschil tussen het (project)alternatief en het nulalternatief. Het onderzoek in de eerste fase is dus sterk inventariserend van aard. Het is belangrijker dat alle relevante onderwerpen aan de orde komen dan dat op enkele onderdelen reeds diepgaarend onderzoek heeft plaatsgevonden. Vaak zal in deze fase dus moeten worden volstaan met de toepassing van kengetallen die ontleend worden aan eerder verricht onderzoek. De uitkomst van de eerste fase is derhalve een inventarisatie van mogelijke oplossingsrichtingen om aan de gestelde doelen te voldoen. In het milieubeleid kan dit met name een nuttige fase zijn om de ambities van het beleid vast te stellen.

Figuur 4 Structuur van het besluitvormingsproces



Bron: OEI-leidraad (Eijgenraam, et al., 2000).

Tweede onderzoeksfase (diepgaande MKBA)

De tweede fase begint met een politieke of beleidsmatige beslissing over de zoekrichtingen waartoe 'het project' zich beperkt. Deze richtingen kunnen in de praktijk een nog brede invulling krijgen. In een brede aanpak komt de integrale afweging van uiteenlopende oplossingen in een diepgaande kosten-batenanalyse goed tot z'n recht. Daarnaast lopen de maatschappelijke discussie en de kosten-batenanalyse met elkaar in de pas. Een brede aanpak voorkomt immers dat de discussie zich vernauwd tot een afgeleid probleem met één technische oplossing.

Deze leidraad is specifiek toegesneden op de (diepgaande) kosten-batenanalyse in de tweede fase van besluitvorming. De 'kengetallen MKBA' in de eerste fase is daar qua structuur aan gelijk, maar zal over het algemeen minder goed onderbouwd en nauwkeurig zijn (zie Figuur 4).

2.2.2 Milieubeleid vertalen in concrete interventies

Milieubeleid bestaat uit (overheids)maatregelen om milieuvervuiling te verminderen die ingrijpen in het marktproces. Milieubeleid kan zich richten op de oplossing van een milieuprobleem, op het stellen van milieubeleidsdoelen, concrete milieubeleidsinstrumenten of het doen van een overheidsinvestering. Om een MKBA uit te voeren dient het milieubeleid in al die gevallen te worden vertaald naar concrete handelingen, zoals in paragraaf 1.3.2 is beredeneerd. In Tabel 4 geven we een overzicht van verschillende beleidsbeslissingen die in het milieubeleid een rol spelen en de vertaling daarvan in een handelingsperspectief.

Tabel 4 Verschillende typen milieubeleidsbesluiten en enkele voorbeelden

Type besluitvorming	Handelingsperspectief (voorbeelden)
Oplossing milieuprobleem	Het geheel aan <i>interventies</i> dat nodig is om een milieuprobleem, zoals de effecten van zeespiegelstijging door klimaatverandering adequaat op te lossen.
Milieubeleidsdoel	Het geheel aan <i>interventies</i> teneinde aan een beleidsdoel te voldoen, zoals -20% CO ₂ -emissies in 2020.
Milieubeleidsinstrument	Een set van concrete interventies, bijvoorbeeld een heffing op CO ₂ of veranderingen in het afvalbeleid door verbod op storten van afval.
Milieu-investering	Een concrete investering in bijvoorbeeld een windmolenpark op zee van 6.000 MW.

Elk van de hierboven genoemde milieubesluiten is terug te herleiden tot een combinatie van milieu-interventie(s). Die milieu-interventies zijn zelf te herleiden tot twee groepen:

- milieubeleidsinstrumenten die randvoorwaarden, prikkels of restricties voor actoren veranderen;
- directe overheidsinvesteringen in milieubesparende technologie.

De beleidsmaker die een MKBA wil opstellen zal derhalve zijn beleidsvraag dienen te vertalen in concrete milieu-interventies (i.e. beleidsinstrumenten of overheidsinvesteringen). In de praktijk van de meeste MKBA's die zijn uitgevoerd van het milieubeleid is evenwel alleen naar de investeringen gekeken die benodigd zijn om de milieubeleidsdoelen te halen. Dit heeft drie effecten op de uitkomst van de MKBA:

- De beleidskosten worden impliciet op PM (*Pro Memorie*) gesteld en dus leidt de uitkomst van de MKBA tot een onderschatting van de kosten, vooral indien er bij de presentatie van de resultaten niet uitdrukkelijk aandacht aan de PM-posten wordt gegeven.
- De directe kosten voor de economie worden onderschat omdat beleid zelden precies de doelgroep treft en niet altijd effectief is.
- De investeringskosten worden overschat omdat beleid ook resulteert in gedragsaanpassingen (als dat een goedkopere route oplevert voor de actoren dan het doen van investeringen). In het verleden is bijvoorbeeld gebleken dat verzuringsdoelstellingen tegen zeer geringe kosten konden worden gehaald door gebruik te maken van zwavelarme brandstof. Uit een studie (Oosterhuis, 2006) blijkt bijvoorbeeld dat de kosten van het verzuringsbeleid in de jaren

'90 ex-post minder dan de helft bedroegen dan wat ex-ante was ingeschat. Dit komt omdat de ex-ante schattingen meestal alleen kijken naar investeringen in technische maatregelen en voorbijgaan aan eventuele gedragsaanpassingen.

Met deze afwijkingen kan een MKBA geen precies beeld meer opleveren van de daadwerkelijke kosten en baten. Men dient dus in een MKBA van het milieubeleid idealiter zowel de beleidsdoelen als de ingezette instrumenten te specificeren¹⁰. In de beleidspraktijk zal echter vaak behoefte bestaan aan een MKBA om inzicht te verkrijgen in de gewenste stringentheid van het milieubeleid. Een beleidsmaker wil bijvoorbeeld de kosten en baten weten van nieuw klimaatbeleid bij bepaalde doelstellingen (bv. -10, -20 of -30%), zonder dat de beleidsmaker al weet hoe dat klimaatbeleid gaat worden uitgevoerd. Vanuit theoretisch oogpunt kan een MKBA niet op beleidsdoelstellingen worden uitgevoerd zonder dat er aannames worden gemaakt over het pakket aan maatregelen waarmee deze doelstellingen worden gehaald. In de praktijk kan men, ook op doelstellingsniveau, wel een MKBA laten uitvoeren onder bepaalde veronderstellingen. In de praktijk zijn er drie opties:

- 1 Men voert een MKBA uit op de beleidsdoelstellingen en veronderstelt dat deze doelstellingen alleen met investeringen worden ingevuld. In feite veronderstelt men dus dat de overheid zelf de investeerder is. Bij de presentatie van de resultaten dient dan zeer nadrukkelijk vermeld te worden dat deze uitkomsten zonder beleidskosten, beleidsinefficiënties en alternatieve gedragsaanpassingen zijn verkregen. Deze zijn derhalve op PM gesteld.
- 2 Men voert een kengetallen MKBA uit waarbij voor de beleidskosten, de gedragsaanpassingen en de effectiviteit van het beleid kengetallen uit andere studies worden gebruikt. Uit ex-post evaluaties is hierover vaak wel informatie te vinden, zoals het ervaringsgegeven dat financiële instrumenten tot wel 50% free-riders kunnen hebben.
- 3 Men voert een integrale MKBA uit waarbij de onderzoekers zelf een aanname maken over de invulling van het beleid. Intensivering van de huidige beleidsinzet is daarbij een redelijke veronderstelling voor de toekomst.

2.2.3 Bepalen doel besluitvorming

Een MKBA kan verschillende functies innemen in de besluitvorming:

- inzicht verkrijgen in de inventarisatie van mogelijke effecten;
- beslisadvies formuleren over het wel of niet aanbevelen om een bepaald soort beleid te gaan uitvoeren;
- inzicht krijgen in de herverdelingseffecten van het beleid;
- een tijdspad voor invoering van het beleid te vinden waarin de welvaartswinst het grootst is (of het verlies het kleinst);
- een optimale doelstelling vinden voor het milieubeleid.

Elk van deze doelen zal specifieke eisen stellen aan de uit te voeren MKBA.

¹⁰ Een uitzondering kan worden gemaakt voor een directe overheidsinvestering in milieubesparende technologie, zoals het plaatsen van geluidsschermen langs een weg. Hierbij hoeven de beleidsinstrumenten niet te worden gespecificeerd omdat de overheid zelf de investering ter hand neemt.

Inventarisatie of beslisadvies?

Vooraf dient de beleidsmaker zich ervan te vergewissen wat voor soort uitkomsten hij wil verkrijgen uit de MKBA. Wil de beleidsmaker informatie over de mogelijke effecten van een beleidsmaatregel, of wil de beleidsmaker juist weten of een beleidsmaatregel bijdraagt aan de welvaart of niet. Dit zal mede afhangen van de vraag in hoeverre de externe effecten zijn te moneteriseren (onzekerheid) en in hoeverre er sprake is van zeer grote risico's¹¹.

Wanneer sprake is van grote onzekerheid over de waardering van de effecten kan een MKBA een structurerend hulpmiddel vormen om alle effecten van het project goed in beeld te brengen. De toegevoegde waarde als beslisadvies voor de aanbeveling een bepaald beleid wel of niet te voeren is dan beperkt.

Een hieraan gerelateerde onzekerheid hangt samen met de waardering van zeer omvangrijke risico's met een zeer kleine kans op voorkomen, zoals een kernramp van de omvang Tsjernobyl. Het nut van de MKBA ligt dan vooral in het structureren van complexe en veelsoortige informatie t.b.v. de afwegingsprocessen over het probleem. De meerwaarde van de MKBA als besluitvormingsinstrument (beslisregel of -advies) is dan evenwel gering. Presentatie van de resultaten is belangrijk hier. In de MKBA van energievoorzieningszekerheid (Mulder en Lijesen, 2004) wordt de onzekerheid weergegeven als uitkomst van de analyse. In plaats van het monetair waarderen van de onzekerheid is hier aangegeven hoe vaak een onzekere gebeurtenis zich moet voordoen willen de kosten en baten met elkaar in evenwicht zijn.

Incrementele veranderingen of systeemveranderingen

Een MKBA leent zich het beste voor incrementele veranderingen, omdat dan de vigerende marktprijzen kunnen worden gebruikt om de kosten van de interventie te bepalen. Een MKBA kan ook worden uitgevoerd indien er sprake is van systeemveranderingen (niet-incrementele veranderingen), maar dat heeft wel als consequentie dat de uitvoerder zich ervan rekenschap moet geven dat meer aandacht voor toekomstige marktprijzen, technologische ontwikkeling en kostenreductie in een kosten-batenanalyse noodzakelijk is.

Het gehele spectrum van incrementele versus systeemveranderingen hebben we weergegeven in Figuur 5, alsook de positionering van de verschillende type 'milieuprojecten'.

Figuur 5 Type MKBA is afhankelijk van de plaats op de as incrementele versus systeemverandering

Incrementele verandering			Systemverandering
Milieu-investering	Beleidsinstrument	Beleidsdoel	Milieuprobleem
KBA 6000 MW wind op zee	KBA Subsidie roeffilters	KBA -20% emissiereductie	KBA Mitigatie klimaatverandering (2 graden)

¹¹ Zie paragraaf 3.2 voor het verschil tussen risico's en onzekerheid.

De geschiktheid van een MKBA als beslisadvies wordt gecompliceerder naarmate men meer naar rechts beweegt. Met name maatregelen een grote impact op de economie hebben (waardoor de prijzen veranderen en er dus geen informatie meer is over de opportuniteitskosten van de inputs) resulteren in een grotere mate van onzekerheid over de waardering van de effecten. Voorts dient men in een MKBA op de langere termijn rekening te houden met leereffecten en mogelijke veranderde preferenties ten aanzien van milieukwaliteit.

Verdelingseffecten

Een MKBA kan gebruikt worden om de verdeling in beeld te brengen van kosten en baten over verschillende actoren en sociale groepen om zodoende winners en verliezers van een beleidsinterventie te identificeren. Deze informatie kan vervolgens in besluitvormingsproces worden gebruikt, naast de informatie over het saldo van de totale kosten en baten. Het in kaart brengen van de verdelingseffecten is in feite een aparte actie die tijdens of naast de MKBA wordt uitgevoerd. Verdelingseffecten komen niet tot uitdrukking in het saldo van de MKBA¹².

Optimaal tijdspad voor invoering

Een MKBA kan uitgevoerd worden om een optimaal tijdspad voor de invoering van beleid vast te stellen waarbij de welvaartswinst het grootst is. Tegen de achtergrond van scenario's waarin klimaat- of luchtkwaliteitsbeleid in de loop van de tijd stringenter wordt, kunnen de baten van bepaalde investeringen eerder tegen de kosten opwegen door een uitgestelde fasering/invoering. In de praktijk kan het zoeken naar een optimaal tijdspad als een nevendoelelstelling worden gezien naast het hoofddoel van het vaststellen van de effecten op de welvaart.

Een optimale doelstelling?

Vaak zal de beleidsmaker zich ervan willen verwittigen of de doelstellingen die in het milieubeleid worden geformuleerd haalbaar zijn of niet. Zoals hierboven beredeneerd kan dit alleen goed met een MKBA worden bepaald indien de doelstellingen ook worden ingevuld met concrete beleidsinstrumenten. Op verscheidene plaatsen (zie o.m. OECD, 2006) is opgemerkt dat een MKBA ook kan impliceren dat de ambities (de stringentie) van het milieubeleid afhankelijk worden gemaakt van de uitkomsten van de MKBA. Dit zou betekenen dat de MKBA aankeerst op een situatie waarin de marginale kosten van het beleid gelijk zijn aan de marginale baten (het *break-even* punt). Dit heeft impact op de manier waarop de MKBA moet worden opgezet, want in plaats van de kosten en baten in te schatten op een moment in de curve, moet de gehele curve worden geschat. Dit is een zeer complexe aangelegenheid omdat zowel de beleidskosten als de beleidseffecten afhankelijk moeten worden gemaakt van een heel scala van be-

¹² In theorie is het ook mogelijk om de verdelingseffecten in het saldo van kosten en baten mee te nemen door het benoemen van een sociale-welvaartsfunctie. Zo'n functie geeft weer hoe effecten voor verschillende sociale groepen moeten worden gewaardeerd. Via wegingsfactoren kunnen vervolgens de kosten en baten van verschillende groepen worden opgeteld tot één getal voor de sociale welvaart. In de praktijk van KBA wordt echter nauwelijks met wegingsfactoren gewerkt, omdat deze factoren moeilijk objectief te bepalen zijn. Er is immers geen objectieve maatstaf om te bepalen hoe de winst voor de een tegen het verlies van de ander moet worden beoordeeld. De praktijk is derhalve dat in een KBA wel de verdelingseffecten in beeld worden gebracht, maar dat de beoordeling van de verschillende effecten aan de besluitvormers wordt overgelaten.

leidsdoelstellingen. Het verdient aanbeveling om, indien de beleidsmaker de doelstellingen van het beleid wil onderwerpen aan een welvaartseconomische analyse, gebruik te maken van een paar doelstellingen en deze met een kengedaten MKBA door te laten rekenen.

Intrinsieke waarden versus gebruiks- en belevingswaarden

Een MKBA kent een waarde toe aan milieu en natuur die gebaseerd is op de voorkeuren van individuen. Een MKBA is dus meer dan alleen de financiële waarden aggregeren, maar neemt ook nadrukkelijk niet-financiële waarden mee in de baten van milieubeleid. Deze zijn te groeperen als gebruiks- en belevingswaarden. Individuen kennen bijvoorbeeld een positieve waardering toe aan het feit dat walvissen bestaan, zelfs als zij nooit in hun leven een walvis zullen zien.

Milieubeleid kan echter ook andere, niet-economische, baten teweegbrengen die samenhangen met het welzijn voor plant en dier (Ruijgrok, et al., 2004). Deze vormen geen onderdeel van een MKBA. Een MKBA uitvoeren in situaties waarbij juist deze waarden een grote rol spelen kan nuttig zijn bij het inventariseren van de effecten – financiële waardering van die effecten is dan echter niet mogelijk. Ook bij onomkeerbare effecten op (niet reproduceerbare) natuur wordt waardering moeilijk omdat er geen vervangingswaarde voor kan worden bepaald.

Ex-post of ex-ante

Naast het doel van de MKBA zal ook de plaats in de besluitvorming bepalend zijn voor het soort MKBA dat wordt uitgevoerd. Alle MKBA's in het milieubeleid zijn tot nu toe ex-ante van opzet geweest. In principe is het gebruik van MKBA echter niet beperkt tot ex-ante analyse en kan ook uitstekend gebruikt worden bij de beoordeling van de kosten en baten van beleid *achteraf*. De focus van deze leidraad zal echter liggen op ex-ante analyse. Voor het gebruik bij ex-post analyses zou de effectiviteitsanalyse (zie paragraaf 4.1.2) moeten worden toegepast op de daadwerkelijke ontwikkeling zodat op die manier het nulalternatief bepaald kan worden.



DEEL II: STAPPENPLAN VOOR DE ONDERZOEKERS

3 Fase 1: Projectbeschrijving en uitgangspunten

In de eerste fase wordt de MKBA ontworpen en worden de relevante uitgangspunten geformuleerd. Er worden in deze fase nog geen berekeningen uitgevoerd, het betreft uitsluitend het opzetten van het raamwerk waarbinnen de berekeningen straks plaatsvinden. Dit betreft ondermeer de formulering van het nul- en projectalternatief (stap 1) en de keuze voor schaal, tijdshorizon, discontovoet, prijspeil en behandeling van risico's en onzekerheden in de MKBA (stap 2).

3.1 Stap 1: Projectbeschrijving

De eerste stap behelst het helder neerzetten van het raamwerk waarbinnen de MKBA gaat worden uitgevoerd. Dit omvat het doel van de MKBA (paragraaf 3.1.1), de bepaling van de interventie(s) die worden beschouwd in de MKBA (paragraaf 3.1.2), de formulering van het nulalternatief (paragraaf 3.1.3) en de projectalternatieven (paragraaf 3.1.4). Belangrijk in deze stap is de definitie van het nulalternatief en de projectalternatieven. Het nulalternatief is het meest waarschijnlijke alternatief voor de milieu-interventie. Het is dus niet noodzakelijkerwijs gelijk aan 'niets doen' en ook niet per definitie 'bestaand beleid'. De keuze voor de projectalternatieven dient nauw aan te sluiten bij de interventies die zijn bepaald. Zonder een helder beeld van de interventies kan geen MKBA worden uitgevoerd.

3.1.1 Doelstelling operationaliseren

Allereerst dienen de uitgangspunten en doelstellingen van de MKBA helder te worden verwoord. In een beschrijving van het project waarvoor een MKBA wordt uitgevoerd dient aan bod te komen:

- De operationele doelstellingen van het beleid (zie hieronder).
- Het soort MKBA dat wordt uitgevoerd (kengetallen, partiële of volledige MKBA) en of de MKBA alleen een inventariserend karakter heeft van de effecten of die effecten ook probeert te moneteriseren en een beslisadvies te formuleren (zie paragraaf 2.1.3).
- Een positionering of het hierbij gaat om incrementele of systeemveranderingen (zie paragraaf 2.2.3 en bijlage E).

Doelstelling van het beleid

In deze stap wordt de doelstelling van het beleid geformuleerd waarvoor men een MKBA wil gaan uitvoeren. Men kan daarbij een onderscheid maken naar milieubeleidsdoelen, beleidsinstrumenten en overheidsinvesteringen. Indien beleidsinstrumenten en/of overheidsinvesteringen onderdeel zijn van de MKBA kan men direct overgaan tot het invullen van de project- en nulalternatieven. Indien milieubeleidsdoelen onderdeel zijn van de MKBA kan men deze operationaliseren door een vertaalslag te maken naar concrete interventies.

3.1.2 Bepalen type interventie

Vervolgens worden de interventies in kaart gebracht waarvoor de MKBA wordt uitgevoerd. In paragraaf 2.2.2 zagen we dat het type interventie waarvoor een MKBA kan worden opgesteld dient te bestaan uit (een set van) overheidsinvesteringen of anderzijds uit een (set van) milieubeleidsinstrumenten. Men kan geen MKBA uitvoeren van een beleidsdoel (zoals -20% emissies) indien niet wordt ingevuld hoe deze beleidsdoelstellingen gehaald gaan worden.

Het zal in de praktijk echter niet altijd mogelijk zijn om precies de noodzakelijke interventies te bepalen omdat deze nog uitkomst moeten vormen van een (politiek) onderhandelingsproces waarbij de belangen van de diverse doelgroepen afgewogen dienen te worden. In dat geval staan er drie routes open:

- a Men kan een kengetallen MKBA uitvoeren waarin ervaringen uit het verleden worden gebruikt voor het formuleren van kengetallen waarmee de ontbrekende parameters over beleidskosten en de effectiviteit van het beleid worden ingevuld. Vervolgens zou men twee projectalternatieven kunnen ontwerpen: één waarbij de beleidsdoelen uitsluitend met investeringen worden behaald en een projectalternatief waarbij ook gedragsaanpassingen worden beoogd. Op die manier kunnen de randen van het speelveld worden verkend en kan de opdrachtgever op basis van die informatie in een volgende onderzoeksfase wél de beleidsinstrumenten formuleren die onderwerp dienen te worden van een volledige MKBA.
- b Men kan met de opdrachtgever een twee- of drietal mogelijke beleidsinvullingen identificeren en deze als projectalternatieven in de MKBA opnemen. Op die manier wordt een aantal projectalternatieven - bestaande uit een verschillende instrumentatie van de beleidsdoelstellingen - doorgerekend op hun effecten.
- c Tot slot is voortzetting van het huidige beleid ook een mogelijkheid waarmee de effecten kunnen worden doorgerekend. In het huidige beleid is al een bepaalde onderverdeling van maatregelen naar sectoren gemaakt, evenals de inzet van bepaalde beleidsinstrumenten. Aangezien deze reeds de uitkomst zijn geweest van een (politiek) onderhandelingsproces kan men de MKBA uitvoeren onder de veronderstelling dat dit in de toekomst niet radicaal anders zal verlopen.

3.1.3 Keuze nulalternatief

Projecteffecten zijn te definiëren als de verschillen tussen een projectalternatief en het nulalternatief. Voor het meten van deze effecten in latere stappen is daarom het nulalternatief even bepalend als een projectalternatief. Het nulalternatief voor een project omvat de best mogelijke andere oplossingen voor het milieu-probleem dat we met de interventie willen oplossen. Er mag immers worden aangenomen dat de overheid, als van het project of beleid wordt afgezien, de situatie niet volledig uit de hand zal laten lopen. Het nulalternatief is daarom niet persé gelijk aan 'niets doen'. Er kan sprake zijn van overschatting van de rentabiliteit als het nulalternatief te mager wordt ingevuld. Bij zeespiegelstijging als gevolg van klimaatverandering mag in het nulalternatief dus niet de veronderstelling worden opgenomen dat Nederland onder water komt te staan. Wel dat Neder-



land mitigerende maatregelen treft om de gevolgen van de zeespiegelstijging tegen te gaan. Dit maakt dat het nulalternatief meer dient te zijn dan een extrapolatie van historische trends¹³.

In het nulalternatief is meestal ook het bestaande beleid verdisconteerd. Dit beleid zal immers toch worden uitgevoerd, ongeacht het projectalternatief. Dit kan bijvoorbeeld betekenen dat het nulalternatief of autonome ontwikkeling milieu-maatregelen bevat die al in de planning stonden maar geen deel uit maken van de beleidsbeslissing die onderwerp van evaluatie is.

Daarnaast dient men in het nulalternatief aandacht te besteden aan de autonome ontwikkeling in de technologie. Door de tijd heen wordt nieuwe technologie schoner en efficiënter. Tevens is er een endogene ontwikkeling in de richting van besparing op grondstoffen (materialen en energie), mede afhankelijk van het prijsniveau van deze grondstoffen. Dit kan over het algemeen door gebruik te maken van scenario's (zie paragraaf 3.1.5 en paragraaf 4.2.2). Aangezien de toekomst per definitie ongewis is, kan een MKBA ook worden uitgevoerd met meerdere nulalternatieven. Een dergelijke exercities wordt meestal tot de gevoeligheidsanalyses gerekend (zie paragraaf 6.3).

3.1.4 Keuze projectalternatief

De volgende stap is het definiëren van het project of beleid, en eventuele alternatieven. Deze stap vergt een beschrijving van alle elementen die functioneel deel uitmaken van het project of het beleid, zoals investeringen en maatregelen die bijdragen aan het realiseren van de doelen onder de bijbehorende randvoorwaarden. Ook onderwerpen als tijdshorizon, fasering, flexibiliteit en mogelijk uitstel als gevolg van onzekerheden verdienen hierbij aandacht, omdat ze tot relevante alternatieven kunnen leiden. Voor het inzicht in kosten en baten is het zinvol om naast het nulalternatief meer dan één projectalternatief te evalueren.

Over de vraag wat wel en niet functioneel deel uitmaakt van het project /beleid, kunnen de meningen uiteenlopen, zeker wanneer de alternatieven aan verschillende beleidsdoelstellingen bijdragen. De uitvoerder dient dan ook bij alle interventies een duidelijke omschrijving te geven van het projectalternatief in de vorm van een beschrijving van de beoogde acties, interventies, het daarbij behorende tijdspad, benodigde investeringen, en de wijze waarop deze aan het doel bijdragen. In Tabel 5 geven we hiervoor enkele praktische aandachtspunten.

¹³ Op dit punt verschilt een MKBA van een MER. Bij een MER wordt het nulalternatief meestal wél ingevuld als de situatie waarin het project of beleid geen doorgang vindt.

Tabel 5 Verschillende type MKBA's en enkele voorbeelden van aandachtspunten bij de formulering van het projectalternatief

Type MKBA's	Aandachtspunten projectalternatief
Een MKBA voor de oplossing van een milieuprobleem:	<ul style="list-style-type: none"> – Visie op de gewenste ontwikkeling, primaire reden voor beleid. – Mogelijke beleidsdoelen. – Uitwerking in de vorm beleidsmaatregelen en instrumenten. – Globale onderbouwing van doelen en maatregelen, inclusief (een indicatie van) de verwachte effecten hiervan.
Een MKBA van een beleidsdoel	<ul style="list-style-type: none"> – Omschrijving van het beleidsdoel. – Primaire reden voor beleidsdoel. – Uitwerking in de vorm van randvoorwaarden, beleidsmaatregelen en instrumenten (tijdsfad). – Onderbouwing van gevolgen van deze interventies, inclusief de verwachte effecten.
Een MKBA van een beleidsinstrument	<ul style="list-style-type: none"> – Een duidelijke omschrijving van het doel van het instrument. – Een duidelijke omschrijving van het type instrument (regelgeving, heffing, subsidie, covenant, etc.), en het tijdsfad van invoering (fasering). – Omschrijving van de beoogde werking van het instrument (doelgroep, beoogde gedragsverandering/ technologie). – Onderbouwing van gevolgen van instrument, inclusief verwachte effecten.
Een MKBA van een milieu-investering	<ul style="list-style-type: none"> – Een duidelijke omschrijving van het doel van de investering. – Bepalen van de investeringsinzet en het tijdsfad (fasering).

De mate waarin project- en beleidsalternatieven kan worden gedetailleerd hangt af van beschikbare kennis en vooral van de fase in het besluit- of planproces. Bij het vergelijken van maatregelpakketten of oplossingsrichtingen zal meestal met globale informatie over functies van het beleid moeten worden gewerkt. Bij meer specifieke alternatieven en/of uitvoeringsvarianten is gedetailleerdere informatie nodig. Sommige effecten op bijvoorbeeld emissies, veranderingen van natuur en milieu worden pas duidelijk bij uitgewerkte plannen.

3.1.5 Keuze omgevingsscenario's

De kwantitatieve effecten van zowel het nulalternatief als het projectalternatief worden normaliter doorgerekend aan de hand van scenarioanalyses, ook wel omgevingsscenario's genoemd.

Omgevingsscenario's voor meer specifieke vraagstukken kunnen helpen project-kritische factoren en de onzekerheden daaromtrent bloot te leggen. Omgevings-scenario's zijn een handzame manier om een grote hoeveelheid voor het project relevante informatie op een samenhangende manier in beeld te krijgen.

Scenario's laten zien in hoeverre het rendement van een project afhankelijk is van specifieke en algemene omgevingsfactoren. Ze kunnen helpen om robuuste maatregelen of interventies te onderscheiden die in goede maar ook in slechte omstandigheden een positief rendement zullen opleveren. Daarvoor is het noodzakelijk dat scenario's gedefinieerd worden in termen die onafhankelijk zijn van het al of niet verrichten van een investering, maar die wel van grote betekenis kunnen zijn voor de rentabiliteit van de investering. Via zulke scenario's of toekomstbeelden wordt immers het beste de onzekerheid over die rentabiliteit verkleind.

Het is niet verstandig om een 'gewenst' scenario te kiezen. De omgeving is immers door de beleidsmaker niet of slechts in beperkte mate te beïnvloeden. In de praktijk zijn helaas voorbeelden te vinden waarbij slechts met een voor het project gunstig scenario wordt gewerkt. De beslisser ontvangt dan geen enkele informatie over de robuustheid van de rentabiliteit bij andere mogelijke ontwikkelingen.

Om een goed inzicht te krijgen in mate van robuustheid van het rendement voor verschillende factoren is het meestal wenselijk om meerdere scenario's te kiezen. Het uitgangspunt moet daarbij zijn dat de scenario's voldoende afwijkend worden gevonden in projectkritische parameters zoals milieubewustzijn, internationale samenwerking en economische groei. Deze verschillende scenario's kunnen bijvoorbeeld worden gebruikt bij het invullen van de gevoeligheidsanalyses (zie paragraaf 6.3) waarmee de onderzoekers kunnen laten zien in hoeverre het rendement van een project afhankelijk is van specifieke en algemene omgevingsfactoren.

Soms blijkt dat binnen de context van één scenario verschillende invullingen plausibel zijn, ook voor het nulalternatief. Ook daarbij is een gevoeligheidsanalyse de aangewezen route.

3.2 Stap 2: Uitgangspunten formuleren

Een MKBA kan niet worden uitgevoerd zonder een beargumenteerde keuze voor de uitgangspunten van de berekeningen. In een MKBA speelt het begrip 'standing' een belangrijke rol: wat is de relevantie populatie waarvoor de MKBA wordt opgesteld. Dit behelst de keuze voor de schaal en de tijdshorizon van de analyse.

In deze stap wordt beargumenteerd dat de schaal dient aan te sluiten bij de schaal van het milieuprobleem. De tijdshorizon dient aan te sluiten bij de looptijd van de voornaamste kosten en baten van het beleid. Eventuele baten als gevolg van technologische vooruitgang die zich over de tijdshorizon heenstrekken dienen dan als aparte waarderingsstap van de externe effecten te worden meegenomen. Voor de discontovoet geldt de aanbeveling dat een risicovrije reële discontovoet van 2,5% wordt gehanteerd. Bij een langere tijdshorizon (bv. langer dan 50 jaar) zou het effect van een lagere discontovoet op de resultaten van de MKBA in een gevoeligheidsanalyse moeten worden meegenomen.

Tot slot heeft de manier waarop in de MKBA met risico's en onzekerheden dient te worden omgegaan invloed op de resultaten. In de leidraad wordt een aantal benaderingswijzen gepresenteerd voor de behandeling van risico's en onzekerheden. Voor bepaalde risico's bij de doelgroepen van het beleid verdient het aanbeveling om een risico-opslag op hun discontovoet (voor de kosten en baten) mee te nemen. Bij onzekerheid luidt de aanbeveling om bij de meest onzekere factoren (zoals de waardering van de externe effecten) met bandbreedten van de resultaten te werken.

3.2.1 Stappenplan uitgangspunten

Bij het formuleren van de uitgangspunten speelt het Angelsaksische begrip 'standing' speelt een belangrijke rol: 'op wie heeft het milieubeleid invloed?'. Deze vraag heeft zowel een ruimtelijke als een tijd dimensie. Heeft het milieubeleid alleen invloed op mensen binnen Nederland of ook op personen buiten Nederland? En zijn de effecten van het milieubeleid alleen van belang voor de huidige generatie, of krijgen ook toekomstige generaties er mee te maken? Deze vragen dienen beantwoord te worden voordat een geschikte schaal en tijdshorizon voor de MKBA vastgesteld kan worden

De uitgangspunten van de MKBA zijn als volgt weer te geven:

- een keuze voor de schaal van de analyse (paragraaf 3.2.2);
- een keuze voor de tijdshorizon van de analyse (paragraaf 3.2.3);
- een keuze voor de discontovoet (paragraaf 3.2.4);
- een keuze voor de behandeling van risico's (paragraaf 3.2.5);
- een keuze voor de behandeling van onzekerheid (paragraaf 3.2.6).

3.2.2 Schaal

Milieuproblemen zijn er in vele verschillende maten en soorten. Een belangrijk punt waarop milieuproblemen onderscheiden kunnen worden is hun ruimtelijke impact. Zo is geluidsoverlast bijvoorbeeld een typisch lokaal probleem, terwijl luchtkwaliteitsproblemen veelal op regionaal en nationaal niveau spelen. Tot slot is er ook een grote groep milieuproblemen die grensoverstijgend zijn. Dit geldt bijvoorbeeld voor klimaatsverandering maar ook - ten dele - voor verzuring.

Deze verschillen in de ruimtelijke dimensie van milieuproblemen hebben ook invloed op de schaal waarop de effecten van milieubeleid optreden. Beleid gericht op het terugdringen van geluidsoverlast treft vooral de mensen die in de nabije omgeving wonen waar het beleid tot uitvoering wordt gebracht, terwijl Nederlands klimaatbeleid ook baten oplevert voor mensen die aan de andere kant van de wereld wonen. Met deze verschillen in ruimtelijke impact van milieubeleid dient bij de keuze voor de schaal van de MKBA rekening gehouden te worden. De schaal van een MKBA dient idealiter zodanig gekozen te worden dat die aansluit bij de schaal waarop mensen beïnvloed worden door de effecten van het milieubeleid. Een MKBA van een beleidsinstrument gericht op het verminderen van de geluidsoverlast van een snelweg dient daarom in principe uit te gaan van een lokale schaal, terwijl een MKBA van klimaatbeleid dient uit te gaan van een mondiale schaal¹⁴.

Voor veel milieuproblemen is goed vast te stellen op welke schaal mensen beïnvloed worden door de interventie. Door middel van metingen is bijvoorbeeld vast te stellen hoeveel omwonenden van een snelweg te maken hebben met een geluidsniveau dat ligt boven een kritische grens. Ook bij luchtkwaliteitsproblemen is

¹⁴ Een reden om hiervan af te wijken is als de interventie resulteert op grote effecten op een ander schaalniveau, bijvoorbeeld bij een interventie om de geluidsoverlast van treinen in stedelijke gebieden te reduceren. Indien als gevolg van die interventie stillere treinen worden ontwikkeld en ingezet, zal dit ook een effect hebben op de landelijke gebieden.



het goed mogelijk om te bepalen waar mensen worden blootgesteld aan te hoge concentraties van bepaalde emissies. Op deze manier is het dus goed mogelijk om te bepalen op welke ruimtelijke schaal milieubeleid invloed heeft op mensen en welke schaal er dientengevolge dient te worden gekozen voor de MKBA van dit milieubeleid.

Een voorbeeld kan duidelijk maken wat er mis kan gaan indien niet het juiste perspectief wordt gekozen. Een MKBA van het Nederlandse verzuringsbeleid, waarbij reducties in grensoverschrijdende emissies niet meegeteld worden als baten, levert hoge kosten op en geringe baten. Op basis daarvan kan Nederland tot de conclusie komen dat minder ambitieuze doelstellingen gewenst zijn. Maar defacto stelt Nederland zich dan op als 'free-rider' in de internationale onderhandelingen. Dit bemoeilijkt het krijgen van een overeenkomst over de gewenste doelstellingen en spoort ook niet met het Nederlandse beleid om afwenteling van milieuproblematiek naar andere landen te voorkomen.

Natuur

Milieubeleid heeft vaak ook afgeleide effecten op de kwaliteit en/of kwantiteit van natuur. Beleid gericht op het terugdringen van de uitstoot van NO_x-emissies zorgt bijvoorbeeld ook voor betere leefomstandigheden van bossen, terwijl (internationaal) klimaatbeleid bijdraagt aan het in stand houden van het Waddengebied. Echter, het is vaak moeilijk om vast te stellen voor welke mensen deze positieve natuureffecten resulteren in een hogere welvaart. Zijn alleen de direct omwonenden van een natuurgebied gebaat bij een verbetering van dit gebied, of geldt dit voor alle Nederlanders? En hoe worden positieve effecten van de natuur op biodiversiteit (bijvoorbeeld de vogelstand) gewaardeerd? Met andere woorden, wie is bereid om mee te betalen aan een verbetering van een bepaald natuurgebied?

Tot nu toe is er nog geen methode gevonden om objectief vast te stellen welke mensen getroffen worden door de natuureffecten van milieubeleid. Een vuistregel die gehanteerd wordt is dat alleen de mensen binnen een straal van 10 kilometer van het natuurgebied baten ondervinden van de verbetering van het natuurgebied. Deze vuistregel gaat echter lang niet altijd op. Immers, hoe unieker de natuur is en hoe moeilijker die is te reproduceren, hoe meer mensen bereid zullen zijn om te betalen om de natuur in stand te houden. Aantasting van het Waddengebied treft bijvoorbeeld veel meer mensen dan het geval is bij aantasting van een Limburgs bos. De hierboven geformuleerde vuistregel gaat misschien op voor het Limburgse bos, maar niet voor het Waddengebied. Per MKBA dient dan ook bekeken te worden in hoeverre deze vuistregel kan worden toegepast bij de bepaling van de schaal van de analyse. Expliciet dient te worden aangegeven op welke gronden uiteindelijk tot een keuze voor de schaal is gekomen. De mate waarin de natuur uniek en reproduceerbaar is zijn daarbij belangrijke criteria.

Keteneffecten

In sommige gevallen zijn er significante keteneffecten die grensoverschrijdend zijn, terwijl de gekozen schaal van de MKBA Nederlands is. Een voorbeeld is het mestbeleid dat effecten heeft op de veevoederproductie in ontwikkelingslanden.

Een interventie in de veeteeltmarkt kan tot gevolg hebben dat er externe keteneffecten optreden.

Aangezien in het Nederlandse beleid duidelijke beleidspreferenties kenbaar zijn gemaakt dat Nederland afwenteling van milieuproblemen naar het buitenland onaanvaardbaar vindt (zie Toekomstagenda Milieu), is het gewenst om in dit geval ook de keteneffecten in het buitenland mee te nemen. Dit geeft de beleidsmaker namelijk een relevante keuze voor zijn beleidsbeslissing. De meeste effecten zullen dan voor Nederland worden opgesteld, maar er zal tevens worden ingegaan voor relevante effecten die optreden op het buitenlandse milieu (zie verder paragraaf 4.2.7 voor de behandeling van keteneffecten).

3.2.3 Tijdshorizon

De effecten van milieubeleid spreiden zich vaak uit over een langere tijdsperiode. Zo heeft beleid gericht op de sanering van vervuilde grond ook op de langere termijn positieve welvaartseffecten. Naast het feit dat de effecten van milieubeleid over een langere periode optreden, is er ook een verschil in het moment waarop de kosten en baten van het milieubeleid tot uiting komen. Een duidelijk voorbeeld hiervan is het klimaatbeleid. De kosten van het terugdringen van broeikasgassen dienen nu gemaakt te worden, terwijl de baten ervan misschien pas voor toekomstige generaties zijn.

Men zou dus kunnen overwegen om een lange tijdshorizon in ogenschouw te nemen bij MKBA's van het milieubeleid. Dit is echter ongewenst aangezien de effecten inherent steeds onzekerder worden in de toekomst. Daarom verdient het de voorkeur om een tijdshorizon te kiezen die overeenkomt met de looptijd van de (voornaamste) kosten en effecten. Er zijn in veel projecten ook effecten waarneembaar op de zeer lange termijn, bijvoorbeeld doordat als gevolg van het beleid een bepaalde technologie standaard is geworden. Deze lange termijn technologiebaten kunnen als een aparte post mee worden genomen in de MKBA door ze netto contant te maken op het moment van verstrijken van de tijdshorizon. Dit is bijvoorbeeld gedaan in de MKBA van *Wind op zee* (CPB, 2005).

3.2.4 Discontovoet¹⁵

Een van de centrale problemen in kosten-batenanalyse is het bepalen van de waarde van een uitgave of een opbrengst in de toekomst. Algemeen wordt aangenomen dat mensen aan geld in de toekomst minder waarderen dan geld nu. Daarom worden toekomstige baten en kosten verdisconteerd.

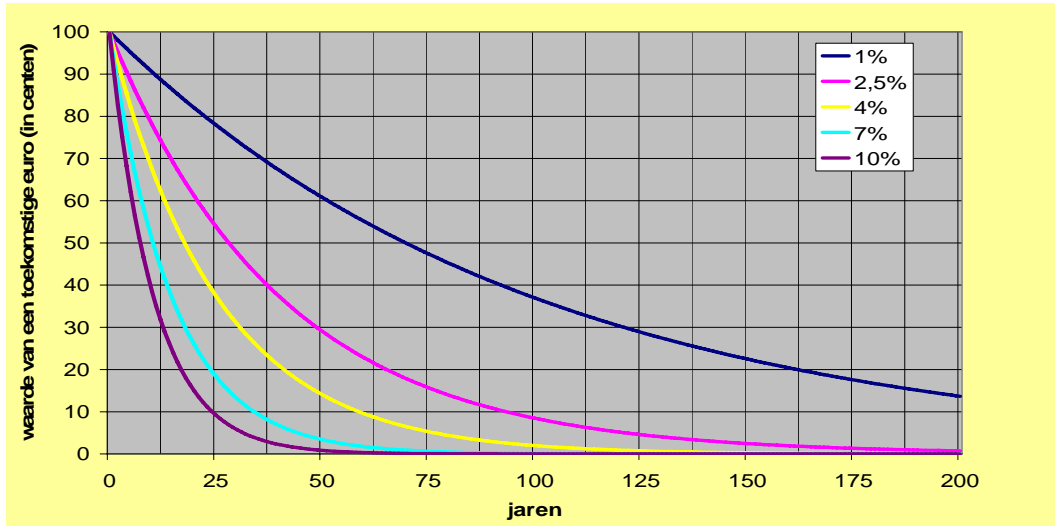
De gekozen waarde van de disconteringsvoet is echter zeer bepalend voor de uitkomst van een MKBA. In een MKBA van het milieubeleid gaat de kost immers de baat meestal ver vooruit. De vraag is dus hoezeer de baten tegen de kosten wegen in een intertemporele setting. Dit beïnvloedt impliciet ook de keuze voor de tijdshorizon. Een lange tijdshorizon kiezen is immers nutteloos indien hoge

¹⁵ De paragraaf over de discontovoet wordt vermoedelijk aangepast in het najaar van 2007. Deze versie van de leidraad bevat dus mogelijk verouderde informatie.



discontovoeten worden gekozen. Figuur 6 laat bij verschillende discontovoeten zien hoe zwaar toekomstige baten meespelen in een MKBA. Hieruit volgt dat het bij een discontovoet van 7% nauwelijks zinvol is om een langere tijdshorizon dan 25 jaar in acht te nemen doordat de baten na 25 jaar wegvallen zijn te verwaarlozen en vallen binnen de onzekerheidsmarges van de meeste MKBA's.

Figuur 6 De netto contante waarde van een toekomstige Euro



Drie aanvliegroutes om de discontovoet te bepalen

Er zijn drie methodologische grondslagen om de hoogte van de discontovoet te bepalen

- 1 Keuze voor een marktgerelateerde discontovoet. Hierbij wordt meestal de langlopende rente op de internationale kapitaalmarkt als uitgangspunt genomen. Hiervoor is in de OEI gekozen. Eind jaren '90 bedroeg de reële rente 4%, inmiddels heeft de Tweede Kamer besloten tot het hanteren van een discontovoet van 2,5% voor de komende vier jaar (Kamerstukken 29352, nr. 3).
- 2 Keuze voor een sociale discontovoet. Omdat de huidige kapitaalmarkten een verstoorde markt is, is de langlopende kapitaalmarktrente geen goede indicatie voor de waarde van geld in de toekomst. Een sociale discontovoet beoogt een waarde te vinden waarbij voor deze verstoringen wordt gecorrigeerd. Dit levert waarden op tussen de 0,5 en 2,5%, afhankelijk van het geloof dat men hecht aan de relatieve inkomenshypothese (zie bijlage C).
- 3 Keuze voor een discontovoet gebaseerd op ethische principes. Men kan hierbij kiezen voor het niet verdisconteren (discontovoet op 0 stellen) tot een analyse van een gerechtvaardigde discontovoet gebaseerd op ethische principes wat, bijvoorbeeld, volgens Davidson (2006) een discontovoet van 0,5% zou opleveren.

In bijlage C gaan we nader in op de achtergronden rondom de keuze voor een discontovoet.

Gebruik discontovoet in MKBA's van het milieubeleid

De Werkgroep Actualisatie Discontovoet heeft geadviseerd om een risicovrije, reële discontovoet van 2,5% toe te passen bij alle kosten-batenanalyses, op basis van de lange reële risicovrije kapitaalmarktrente. Dit is inmiddels door de Tweede Kamer geaccordeerd. Derhalve dient bij MKBA's gebruik te worden gemaakt van een discontovoet voor 2,5%.

Een mogelijke uitzondering voor toepassing hiervan vormen investeringen gericht op problemen die fundamenteel onomkeerbaar zijn, waaronder lange termijnvraagstukken zoals klimaatverandering. Hiernaar wordt aanvullend onderzoek gedaan door RMNO, dat naar verwachting in het najaar van 2007 wordt afgerond.

Tot die tijd zouden wij voorstellen om bij MKBA's met een tijdshorizon langer dan een halve eeuw een gevoeligheidsanalyse te laten uitvoeren (zie paragraaf 6.3) op de resultaten door die ook door te rekenen met een lagere discontovoet.

De discontovoeten van kosten en baten kunnen in een MKBA van elkaar verschillen door, bijvoorbeeld, gebruik te maken van een risico-opslag (zie hieronder).

3.2.5 Behandeling van risico's

In een MKBA dient er weloverwogen te worden omgegaan met risico's en met onzekerheden. Het verschil tussen risico en onzekerheid is dat bij de eerste categorie een kansverdeling behoort. Het probleem bij risico's zit hem in de omvang en waardering van de risico's. Bij onzekerheid weten we niets over de kansverdeling maar juist wel iets over de minimumwaarde en maximumwaardes die zich kunnen voordoen. Beide benaderingen vragen in principe om een andere aanpak. De risico's worden hier behandeld, de volgende paragraaf bevat de behandeling van onzekerheid.

Risico's

In een MKBA van het milieubeleid is er sprake van een drietal soort risico's:

- 1 Risico voor kapitaal (de investeringen die het gevolg zijn van het milieubeleid).
- 2 Risico voor het milieu, inclusief risico's voor de gezondheid.
- 3 Risico's omtrent de effectiviteit van het beleid en dus voor de baten van de beleidsbeslissing.



Risico's voor kapitaal

De eerste soort van risico's zijn goed beschreven in de OEI-leidraad. Daar worden richtlijnen gegeven hoe risico's te waarderen zijn. Belangrijk in OEI-verband zijn niet-diversificeerbare risico's: risico's die niet kunnen worden afgedekt en die samenhangen met andere variabelen¹⁶. Hoewel de OEI de voorkeur uitspreekt dat deze risico's worden gewaardeerd, wordt er een alternatief geboden door middel van een risico-opslag op de discontovoet. Deze risico-opslag dient te voorkomen dat de investeringen, achteraf, niet nodig bleken te zijn omdat de knelpunten zich niet voordeden door, bijvoorbeeld, een lagere economische groei.

Box: Risico-opslag in de OEI

Veel MKBA's in het milieubeleid kennen een risico-opslag van 3% toe. Die risico-opslag kan als volgt worden verklaard. De baten van een infrastructuurproject strekken zich over tientallen jaren uit. Mede daardoor is de exacte omvang van deze baten vaak onzeker. De OEI stelt dat, in het algemeen, de waardering van projecten afnemen naarmate de onzekerheid over de opbrengsten toeneemt. Deze 'risico-aversie' kan in de kosten-batenanalyse worden verwerkt door de discontovoet met een risico-opslag te verhogen bij projecten waarvan de baten onzeker zijn.

De OEI stelt dat het op zich beter is om te proberen om project specifieke risico's (i.e. de niet-diversificeerbare risico's) systematisch in kaart te brengen en te waarderen. Het exact monetariseren van project specifieke risico's zal zeker bij complexe projecten echter niet mogelijk blijken te zijn. Dit leidt tot de conclusie dat de valkuil moet worden vermeden van een risicovrije discontovoet in combinatie met een lange tijdshorizon waarin de onzekerheid groot is. De OEI stelt een methode voor om via covariante-analyse de hoogte van de risico-opslag te bepalen. Indien deze niet bepaald kan worden, kan worden gewerkt met een gemiddelde van 3%. In de meeste MKBA's wordt dit gemiddelde genomen.

Zoals hierboven beredeneerd vormt dit alleen een goede aanpak in het milieubeleid indien kan worden aangetoond dat de niet-diversificeerbare risico's aanzienlijk zijn.

Deze benadering is evenwel vaak minder van toepassing op milieubeleid. Dat komt omdat in het milieubeleid risico's zelden niet-diversificeerbaar zijn. Allereerst is de samenhang tussen economische groei en milieuvervuiling diffuser dan tussen transportvraag en economische groei. Ten tweede bestaan de investeringen in het milieubeleid niet uit één mega-investering (zoals bij een weg) maar uit duizenden kleinere investeringen bij de doelgroepen. Tegenvallende economische groei resulterend in minder emissies dan verwacht, kunnen dan vrij direct worden vertaald in lagere inspanningen om de emissies te reduceren. Bij de meeste beleidsinstrumenten gebeurt dat ook vanzelf. Bijvoorbeeld, bij een emissiehandelssysteem of doelgroepenbeleid met een sectoraal plafond, zal een la-

¹⁶ Koopmans (2006) geeft een aardige omschrijving van niet-diversificeerbare risico's: 'Het gaat daarbij om risico's die 'in dezelfde richting' samenhangen met andere overheidsinkomsten of uitgaven. De gedachte hierachter is dat risico's die niet samenhangen met andere inkomsten, in het totaal van de overheidsinkomsten en -uitgaven leiden tot relatief kleine positieve en negatieve effecten. Als deze effecten niet onderling gecorreleerd zijn, vallen de 'plussen en minnen' naar verwachting tegen elkaar weg (door de 'wet van de grote aantallen'). Deze diversificeerbare risico's kunnen dan worden genegeerd. Niet-diversificeerbare risico's hebben in de praktijk vooral macro-economische oorzaken. Veel overheidsinkomsten (vooral belastinginkomsten) zijn positief gecorreleerd met de groei van het nationaal inkomen. Veel overheidsuitgaven (bijv. uitkeringen) zijn negatief gecorreleerd met de groei van het nationaal inkomen. Dit leidt ertoe dat de financiële positie van de overheid sterk 'meedeint' met de conjunctuur'.

gere economische groei zich direct vertalen in minder maatregelen die getroffen hoeven te worden.

Niet-diversificeerbare risico's kunnen wel optreden doordat een project (zoals een windmolenpark op zee) minder rendabel wordt door tegenvallende economische groei, bijvoorbeeld doordat de energieprijzen onder druk komen te staan. Dit zou een risico-opslag rechtvaardigen voor bepaalde baten uit een project. Maar een risico-opslag voor alle milieubaten lijkt niet verdedigbaar.

Een apart punt nog is dat investeringen bij bedrijven in principe een andersoortig risico lopen: namelijk dat de investeringen geen additionele milieuvervuiling reduceren doordat het bedrijf failliet gaat. In de markt wordt dit risico weerspiegeld doordat de rente voor bedrijven hoger is dan voor, bijvoorbeeld, overheden. Deze kosten zijn reële kosten voor de economie en dienen te worden meegenomen bij een MKBA van het milieubeleid. In de Milieukostenmethodiek (VROM, 1998) wordt daarom gewerkt met een risico-opslag voor individuele bedrijfstakken. Tabel 6 geeft inzicht in de risico-opslag voor individuele bedrijfstakken.

Tabel 6 Risico-opslag voor investeringen op de discontovoet

	Opslag discontovoet
Rijksoverheid	0%
Lagere overheid	+0,50%
Gebouwde omgeving	+0,50%
Verkeer (personen)	+0,50%
Verkeer (vracht)	+5,00%
Industrie	+5,00%
Landbouw	+0,50%

Risico's voor milieu en gezondheid

De tweede soort van risico's (risico's voor milieu) worden in de OEI niet behandeld. Voor gezondheidseffecten kan men wellicht terugrijpen op de richtlijnen die KPMG (2003) heeft opgesteld voor ongevallen voor de waardering van de twee risiconormen in het Nederlandse veiligheidsbeleid van belang, namelijk de wettelijke norm voor het plaatsgebonden risico (PR) en de oriënterende waarde voor het groepsrisico (GR)¹⁷. Dergelijke risico's dienen dus bij de waardering van de externe effecten in ogenschouw te worden genomen (zie paragraaf 5.2).

In een aantal gevallen kan men proberen om de risico's voor milieu expliciet financieel te waarderen. Dit is mogelijk omdat er op andere markten (verzekeringmarkten) een prijs wordt bepaald voor bepaalde risico's. Risico's op overstromingen als gevolg van klimaatverandering zouden op deze manier kunnen worden benaderd.

In plaats van het monetair waarderen van risico's kan men in een MKBA ook de uitkomsten anders weergeven. Men kan berekenen hoe vaak de onzekerheid zich moet voordoen willen de kosten en baten met elkaar in evenwicht zijn (zie

¹⁷ Deze aanpak is voorlopig en wordt in het najaar van 2007 vermoedelijk aangepast.



bijvoorbeeld Mulder en Lijesen, 2004). Dat is met name goed mogelijk bij het inschatten van de kosten en baten van rampen. Uitgangspunt daarbij is dat niet zozeer de raming van de kosten van de ramp een probleem vormt, maar wel de kans dat die ramp zich voordoet. Door deze kans in een aantal jaar uit te drukken krijgt men overzicht in de intuïtieve waarschijnlijkheid dat de kosten de baten zullen dekken. Uitkomst van een dergelijke MKBA kan bijvoorbeeld zijn dat een watersnoodramp zich elke vier jaar zich moet voordoen willen de kosten van dijkverzwaring opwegen tegen de baten. Vervolgens wordt de discussie gestructureerd richting de waarschijnlijkheid van deze frequentie.

Risico's omtrent de effectiviteit van het beleid

Tot slot zijn er risico's verbonden aan de effectiviteit van het beleid. In de MKBA van het milieubeleid dienen deze rechtstreeks te worden gespecificeerd in stap 4.

3.2.6 Onzekerheid

In het geval van onzekerheid weten we wel iets over onder- of bovenwaardes die bepaalde effecten of waarderingen kunnen aannemen maar niets over de kansverdeling. Dergelijke onzekerheden rechtvaardigen het gebruik van onder- en bovenmarges in de MKBA. In de praktijk zijn echter ook de onder- en bovengrenzen niet bekend van veel variabelen die van invloed zijn in een MKBA.

Behandeling van onzekerheid in MKBA

Binnen het kader van een MKBA zijn verschillende instrumenten voorhanden om met onzekerheden om te gaan. De literatuur is hierover zeer uitgebreid en omvat onder meer de volgende methoden:

- 1 De effecten, kosten en batenposten kunnen met onder- en bovenmarges worden weergegeven. Dit is vooral een goede methode bij onzekerheden omdat de onzekerheden expliciet in beeld worden gebracht (zie ook hieronder).
- 2 Op de discontovoet kan ook een onzekerheidsopslag komen, analoog aan het voorstel van de OEI voor een risico-opslag op de baten van infrastructuur. Dit is echter minder gewenst omdat er geen goede methode bestaat om de hoogte van de opslag te koppelen aan de grootte van de onzekerheden.
- 3 Men kan werken met gevoeligheidsanalyses die aangeven welke invloed een andere inschatting van achtergrondscenario's of waardering van bv. externe effecten heeft op de uiteindelijke analyse. Dit is de meest gebruikte methode in MKBA's en komt in stap 10 aan bod.
- 4 Men kan werken met *varianten* waarin de onzekere situatie wel of niet zich gaat voordoen. Dit kan ook gebruikt worden bij de behandeling van de risico's maar is meer geschikt voor onzekerheid omdat men daarbij geen zicht heeft op de *kans* dat iets zich voordoet.
- 5 Men kan achteraf de onzekerheidsmarges meer kwalitatief proberen te bepalen door per variabele te kijken wat de meest waarschijnlijke spreiding is in die variabelen. Door deze informatie zowel voor de baten als de kosten te vergaren kan men globaal inzicht verkrijgen in de onzekerheidsmarges van beide posten. Dit is vaak een snelle manier om tussen de oogharen door

zicht te krijgen op de robuustheid van de uitkomsten maar is ook onbetrouwbaarder.

- 6 Tot slot kan men ook besluiten om zeer onzekere posten op PM te laten staan. Indien men overgaat tot gedeeltelijke monetarisering van enkele effecten en de onzekere effecten op *Pro Memoria* (PM) laat staan is het van belang dat in de eindpresentatie van de resultaten aan deze niet-gemonetariseerde posten extra aandacht te schenken. Anders wordt immers niet het juiste afwegingskader geboden tussen de gemonetariseerde effecten (veelal kosten) en de op PM gestelde effecten (veelal baten).

Welke methode wordt gekozen is uiteindelijk misschien minder belangrijk dan de expliciete communicatie dat de uitkomsten van een MKBA worden gekenmerkt door onzekerheden. Het gebruik van marges verdient daarbij aanbeveling omdat daarbij de onzekerheid reeds bij de presentatie van de MKBA automatisch opgenomen wordt. Een nadeel bij het gebruik van marges is dat het aantal mogelijkheden exponentieel toeneemt indien meerdere variabelen aan onzekerheidsmarges zijn onderworpen. Daarmee wordt het opstellen van de MKBA kwantitatief zeer ingewikkeld. Het ligt daarom voor de hand om het aantal onzekerheidsmarges te beperken, bijvoorbeeld tot de *milieueffecten* en de *waardering van milieueffecten*, aangezien dit cruciale variabelen zijn in het milieubeleid. Voor de overige variabelen zou dan met een gevoeligheidsanalyse kunnen worden gewerkt.

Het gebruik van marges kan tot gevolg hebben dat de MKBA niet meer tot een beslisadvies kan komen doordat de kosten en baten binnen elkaars onzekerheidsmarges vallen. Dit is echter ook relevante informatie voor de beleidsmaker.

4 Fase 2: Bepalen van de effecten

De verschillen tussen het project- en nulalternatief zijn te omschrijven als beleidskosten en -effecten. Beleidskosten zijn de kosten van productiefactoren die benodigd zijn voor het uitvoeren van beleid. De beleidseffecten omvatten alle effecten die optreden als gevolg van het invoeren van het milieubeleid in het projectalternatief (of de projectalternatieven).

Een kosten-batenanalyse richt zich uiteindelijk op het vaststellen van de kosten en de welvaartsveranderingen ten gevolge van de beleidseffecten. Dit betekent dat de kosten van dit beleidsvoorstel meegenomen dienen te worden, evenals de fysieke effecten van het betreffende beleidsvoorstel. Waardering van die fysieke effecten vindt plaats in een aparte stap (zie fase 3, hoofdstuk 5).

4.1 Stap 3: Beleidskosten en inventarisatie beleidseffecten

Een kosten-batenanalyse richt zich op het vaststellen van de beleidskosten en de (al dan niet gewaardeerde) effecten van het beleid. De beleidseffecten worden ingedeeld naar directe of indirecte effecten en interne of externe effecten. Daarnaast worden welvaartseffecten onderscheiden van verdelingseffecten.

Voor de indeling van de beleidseffecten zijn vijf indelingscriteria van belang:

- *Komen de effecten bij Nederlandse of buitenlandse partijen terecht (Nederland - buitenland)?*
- *Zijn de effecten wel of niet geprijsd?*
- *Gaat het om een andere omvang van de welvaart of alleen een andere verdeling (efficiëntie - herverdeling)?*
- *Gaat het om causale doorwerking van het milieubeleid of niet (direct of indirect)?*
- *Bij welke partijen komen de effecten terecht (overheid, eindgebruikers of derden)?*

De inventarisatie van de beleidseffecten moet uiteindelijk behulpzaam zijn bij de keuze voor een specifiek omgevingsscenario waarbij de relevante variabelen die invloed hebben op de beleidseffecten worden geïdentificeerd en als uitgangspunt dienen bij de berekening van de omvang van de effecten (stap 4).

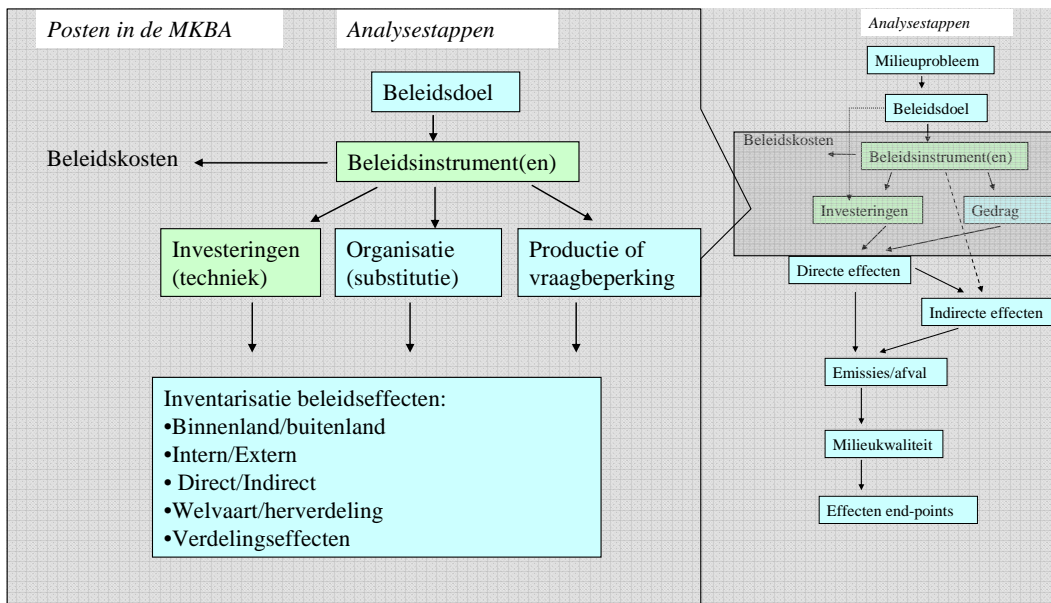
4.1.1 Stappenplan beleidskosten en inventarisatie effecten

In deze stap wordt het beleid in het projectalternatief geanalyseerd en worden alle beleidskosten en -effecten in een systematisch kader benoemd zonder dat de omvang van de beleidseffecten wordt ingeschat.

In deze stap worden de volgende elementen behandeld:

- inschatting van de werking en effectiviteit van het beleid (paragraaf 4.1.2);
- inschatting van de beleidskosten (paragraaf 4.1.3);
- inventarisatie van de beleidseffecten (paragraaf 4.1.4).

Figuur 7 Schematische weergave van stap 3 in de MKBA



4.1.2 Vaststellen werking en effectiviteit van het beleid

In een MKBA van het milieubeleid dient er een goede inschatting te worden gemaakt van zowel de werking als de effectiviteit van het beleid.

Werking van het beleid

Om de directe effecten goed in te schatten is het nodig dat er een beargumenteerde keuze wordt gemaakt hoe het beleid doorwerkt bij de doelgroepen en de economie. In principe hebben doelgroepen drie soorten opties voorhanden:

- a Het nemen van *technische maatregelen* waardoor de milieuvervuiling afneemt. Meestal resulteert dit in investeringen in procesgeïntegreerde of nageschakelde technologie.
- b Het nemen van *organisatorische maatregelen* die de wijze van consumeren of produceren beïnvloedt. Een voorbeeld is een programma rondom goodhousekeeping. Een aparte categorie zijn de substitutiemaatregelen die resulteren in een verandering van de mix van materialen en energie die de doelgroepen gebruiken.
- c Het nemen van *overige gedragsmaatregelen* die resulteren in een productiebeperking of een vraagbeperking. Het resultaat is veelal een afname van de milieuvervuiling door een vermindering van vraag naar, of aanbod van, het milieuvervuilende materiaal of product.

Bij veel beleidsinterventies zullen alle drie de soorten van maatregelen een rol spelen.

Het is in een MKBA van het milieubeleid buitengewoon belangrijk om aandacht te besteden aan de manier waarop de doelgroepen reageren op het nieuwe beleid. Een gebrek aan aandacht hiervoor brengt het gevaar met zich mee van een overschatting van de kosten van het beleid. Een MKBA van een verhoging van de benzineaccijns kan bijvoorbeeld op hoge kosten uitkomen indien de doelgroepen

pen uitsluitend technische maatregelen zouden treffen. Met name economische instrumenten hebben als neveneffect dat een verscheidenheid aan overige 'gedragsmaatregelen' worden genomen zoals organisatorische maatregelen, substitutie van gebruikte materialen of energie of een beperking van de vraag naar of aanbod van het milieuvervuilende goed of dienst¹⁸. Daarbij kan men er veiligheidshalve vanuit gaan dat doelgroepen bij hun keuze tussen gedragsaanpassingen of investeringen zich vooral door economische motieven laten leiden. Eventuele altruïstische motieven zullen meestal ook in het nulalternatief een rol spelen. Merk overigens op dat wanneer actoren geen maatregelen treffen na verhoging van accijnzen (of andere belastingen) er geen sprake is van macro-economische kosten of welvaartseffecten. In dat geval zijn er alleen verdelingseffecten: van de doelgroep die meer accijns betaalt naar de overheid.

Effectiviteit van het beleid

Milieubeleid dwingt, als het effectief is, investeringen of andere gedragsaanpassingen af bij de doelgroepen. Daarbij is het van belang te beseffen dat het beleid zelden precies de doelgroep treft en daarom in de praktijk vaak minder effectief is dan bij aanvang van het beleid werd aangenomen. Bij subsidieverlening bestaan bijvoorbeeld een aanzienlijke groep *free-riders* die kan oplopen tot boven de 60% van de subsidieontvangers (Verbruggen, et al., 2002). Free-riders hadden de investeringen ook gedaan *zonder* de subsidieregeling maar ontvangen wel subsidie.

Andere beleidsinstrumenten, zoals normen of convenanten, zijn in de praktijk vaak ook minder effectief dan gewenst of voorzien. Afspraken worden niet altijd nagekomen en handhaving kan een probleem opleveren of op praktische bezwaren stuiten. Bij emissiehandelssystemen kunnen transactiekosten of de vormgeving van het systeem (speciaal onder een emission reduction credit systeem) verstorend werken op de effectiviteit van het instrument.

Het bestaan van inefficiënties bij de beleidsimplementatie impliceert een aantal aandachtspunten in een MKBA. Ten eerste dient bij de prognose voor verwachte volume- of vraagontwikkelingen (verkeer, energiediensten, consumentengoederen, etc.) een goede inschatting te worden gemaakt van de effecten van bestaand en reeds geaccordeerd beleid. Hiermee wordt voorkomen dat de effecten van bestaand beleid (of beleid in de pijplijn dat reeds is geaccordeerd) wordt toegerekend aan het projectalternatief.

Ten tweede kan men niet veronderstellen dat in het projectalternatief het beleid 100% effectief is. Idealiter zou men een soort van effectiviteitsparameter willen zetten op het beleid om een vertaalslag te kunnen maken tussen de beleidsinstrumenten en de effecten daarvan op het milieu (emissies, afval, landgebruik, etc.). Deze zou moeten worden gebaseerd op ervaringen uit het verleden met de

¹⁸ Niet alleen economische instrumenten maar ook sommige normen kunnen in een beperking van de omvang van de productie resulteren (Koopmans, 2006). Van een productiebeperking is sprake als het voor bedrijven fysiek onmogelijk wordt om de gewenste productie te bereiken. De geluidsnormen rond Schiphol zijn hiervan een voorbeeld. Deze leiden ertoe dat, bij een verder groeiend vliegverkeer, op een zeker moment geen extra 'slots' voor starts en landingen kunnen worden uitgegeven. Voor een deel zal de vraag zich evenwel verplaatsen naar andere luchthavens.

beleidsinstrumenten. Het onderzoek naar free-riders bij energiebesparingssubsidies bijvoorbeeld toonde aan dat een groot deel van de investeringen plaats vond onafhankelijk van het bestaan van de subsidies. Dit speelt vooral bij milieu-investeringen waarbij directe baten toevallen aan de doelgroep, zoals energiebesparing. Wanneer sprake is van directe regelgeving (bijvoorbeeld, verplicht aandeel duurzame energie bij elektriciteitsproducenten) of direct opdrachtgeverschap (bodemsanering) zal de effectiviteit van beleid minder een probleem zijn. De effectiviteitsparameter komt dan mogelijk in de buurt van 1.

Box: Terugkoppelingseffecten (uit CE, 2005b)

Het attentie-effect refereert aan het effect dat een beleidsinstrument ervoor zorgt dat de doelgroepen informatie krijgen over beschikbare (en kosteneffectieve) maatregelen om emissies of andere milieu-effecten te verminderen. Subsidieregelingen geven bijvoorbeeld een signaal af over de verzameling beschikbare technieken (Koomey, 2000). Een interdepartementaal beleidsonderzoek (IBO, 2001) heeft via een vragenlijst van SenterNovem proberen te achterhalen in hoeverre dit een rol speelt. 3-4% van de respondenten was van mening dat dit een belangrijke rol speelde. Daaruit zou men kunnen concluderen dat het attentie-effect relatief gering is.

Het reboundeffect is dat door het gebruik van energiebesparende technieken, de kosten voor de functionele eenheid afnemen, waardoor de vraag kan toenemen. Bijvoorbeeld: kosten van verlichting nemen af naarmate meer spaarlampen zijn geïnstalleerd, hetgeen een aanleiding kan zijn om het licht maar te laten branden. Daarnaast levert energiebesparing ook inkomen op wat weer kan worden uitgegeven aan andere energievragende producten en diensten. Verbruggen, et al. (2002) geven enkele schattingen weer op basis van modellen van het Centraal Planbureau, die aangeven dat het reboundeffect zou kunnen oplopen tot 50% van de bespaarde energie als gevolg van de lagere kosten.

Het reboundeffect is in het algemeen bij huishoudens groter dan bij bedrijven en het CPB concludeert, op basis van een literatuuronderzoek, dat de effecten het grootst zijn bij ruimtekoeling (airconditioning). Verhoging van de energie-efficiëntie van verlichtingsapparatuur en 'witgoed'-apparaten leidt daarentegen nauwelijks tot extra gebruik van deze apparaten en dus ook niet tot extra vraag naar energie. Bij bedrijven kan het reboundeffect bij toepassing van energiebesparende technieken in procesinstallaties oplopen tot 20% van het directe besparingseffect. Voor de diverse energiebesparingssubsidies, gaat het CPB ervan uit dat de reboundeffecten tussen de 0 en 30% maximaal variëren. (CE, 2000) schat in een analyse naar mechanismen achter het energieverbruik, het reboundeffect bij huishoudens op ongeveer 15%. Daarmee kunnen deze effecten aanzienlijk zijn.

Het Baumol-effect houdt in dat het verlenen van meer subsidies dan bedrijven nodig hebben om de onrendabele top van de energie-investering te dekken ervoor zorgt dat de productiekosten van deze bedrijven omlaag gaan (voor zover de subsidie direct gerelateerd is aan de productieomvang). In een competitieve markt zal dat leiden tot lagere marktprijzen. Het resultaat daarvan is dat de vraag naar de producten van de bedrijfstak toeneemt en het totale productievolume van de bedrijfstak hoger is dan in een situatie zonder subsidies. Door de toename van het productievolume zal, in dit geval, ook het energiegebruik van de bedrijfstak toenemen. Een kwantificering van het Baumol-effect door het CPB, geciteerd in Verbruggen, et al., (2002), laat echter zien dat dit effect gering is. Dat is niet zo verwonderlijk aangezien energiekosten maar een klein deel uitmaken van de totale kosten van de bedrijfsvoering. Daarnaast beïnvloedt de subsidie veelal niet de marginale productiebeslissing van een bedrijf.

Beleidsinstrumenten kennen naast bovennoemde effectiviteitsproblemen ook een aantal terugkoppelingseffecten, zoals het attentie-effect, het reboundeffect en het Baumol-effect (zie box). Deze kunnen in een MKBA worden meegenomen als van invloed zijnde op de effectiviteitsparameter. Het belangrijkste effect, qua om-

vang, is veelal het reboundeffect. Dit kan ook apart worden gespecificeerd als een direct effect van het beleid¹⁹.

4.1.3 Bepalen beleidskosten

Beleidskosten zijn alle directe kosten die door de overheid gemaakt worden bij ontwerp en uitvoering van het voorgenomen beleid. Inschatting van de beleidskosten vereist dat bij de formulering van het projectalternatief (zie stap 1) de interventies duidelijk gedefinieerd zijn. Het gaat hier vanzelfsprekend om de beleidskosten die het gevolg zijn van de te analyseren beleidsmaatregel. Als de beleidsmaatregel een aanvulling op het bestaande beleid betreft, dan gaat het alleen om de extra beleidskosten die het gevolg zijn van die toevoeging. Als de beleidsmaatregel in de plaats komt van een andere maatregel dan gaat het om alle veranderingen in de beleidskosten.

Over het algemeen komen alle beleidskosten voor rekening van de overheid. Echter, indien het milieubeleid wordt uitgevoerd in de vorm van publiek-private samenwerking, dan komt een deel van de beleidskosten mogelijk ook terecht bij private partijen²⁰.

Beleidskosten kunnen worden onderscheiden naar de verschillende stadia van het beleidsvormingsproces waarin ze optreden. Over het algemeen worden drie beleidsstadia onderscheiden:

- 1 *Ontwerp van het beleid*; In deze fase wordt het beleid geformuleerd en toepasbaar gemaakt voor het milieuprobleem waarop het betrekking heeft. Activiteiten die plaatsvinden tijdens de formuleringfase zijn bijvoorbeeld: analyse van het milieuprobleem, analyse van de verschillende beleidsmogelijkheden (effectiviteit, kosten, juridische haalbaarheid, etc.), ontwerpen van het uiteindelijke beleidsinstrument, overleg met 'stakeholders' en de energie die deze zullen steken in het beïnvloeden van het beleid, en het toetsen van het instrument in de praktijk (bijvoorbeeld d.m.v. pilots). Alle kosten die tijdens deze activiteiten gemaakt worden dienen te worden meegenomen in de MKBA.
- 2 *Implementatie van het beleid*; In deze fase wordt het beleid in de praktijk gebracht. Activiteiten die de overheid tijdens deze fase onderneemt zijn bijvoorbeeld: monitoring en handhaving, communicatie van het beleid, uitvoering van het beleid (zoals het beoordelen van vergunningaanvragen), het eventueel bijsturen van het beleid, etc.
- 3 *Evaluatie van het beleid*; Tot slot wordt beleid over het algemeen na verloop van tijd geëvalueerd: voldoet het beleidsinstrument aan de verwachtingen? En kunnen er nog verbeteringen worden doorgevoerd? De kosten van een

¹⁹ De effecten van het reboundeffect zijn ook mee te nemen als direct effect in de MKBA. Dit vereist echter het gebruik van verfijnde modellen die enerzijds de inkomenseffecten van energiebesparingen meenemen en anderzijds kijken naar de substitutie-effecten in het gedrag, zoals het vaker laten branden van het licht door het gebruik van spaarlampen. Indien dergelijke modellen niet beschikbaar zijn, verdient het aanbeveling om de reboundeffecten mee te nemen als een terugkoppelingseffect van invloed op de effectiviteit van het beleid.

²⁰ Voor de totale welvaart maakt het overigens niet uit wie de beleidskosten uiteindelijk betaalt: het gaat er om dat er in de maatschappij beleidskosten worden gemaakt. Voor de verdeling van de welvaart is het uiteraard wel van belang wie welke kosten voor zijn rekening neemt.

dergelijk evaluatieproces kunnen ook onderdeel vormen van de beleidskosten indien dit verplicht is via, bijvoorbeeld, de VBTB (Van Beleidsbegroting Tot Beleidsverantwoording) richtlijnen.

Indien men in stap 1 onvoldoende vertaalslag heeft gemaakt van milieubeleidsdoelen naar concrete interventies kan men de beleidskosten niet goed inschatten. Een mogelijkheid is om deze op PM te zetten en dit expliciet in de resultaten te vermelden. Een alternatief is om ervaringsgegevens uit het verleden over te nemen over de beleidskosten²¹.

4.1.4 Inventarisatie beleidseffecten

De effecten van een beleidsmaatregel komen tot uiting in de verschillen in economische en fysieke ontwikkeling tussen het projectalternatief en het nulalternatief.

In de OEI-leidraad worden vijf indelingscriteria onderscheiden waarmee de projecteffecten kunnen worden onderscheiden. Een soortgelijke werkwijze kan gehanteerd worden voor de indeling van de effecten van milieubeleid.

1 *Komen de effecten terecht bij Nederlandse of bij buitenlandse partijen?*

Dit criterium is ondermeer van belang voor de vraag of de Nederlandse overheid het milieubeleid alleen dient uit te voeren, of dat er ook gezocht dient te worden naar medewerking van buitenlandse overheden. Daarnaast kan dit invloed hebben op de waardering van de effecten indien de schaal van de analyse nationaal is en er grensoverschrijdende effecten optreden. Een voorbeeld van dit laatste is dat kostenstijgingen in Nederland als gevolg van milieubeleid (deels) op buitenlandse afnemers worden afgewenteld.

2 *Zijn de effecten intern of extern?*

Beleids effecten kunnen worden onderscheiden naar (markt)interne en externe effecten. Interne effecten van milieubeleid zijn de effecten waarvoor via transacties en prijsbepaling op markten (evenwichts)prijzen tot stand komen. Externe effecten zijn onbedoelde welvaartsveranderingen voor derden waarmee de veroorzakers van die effecten geen rekening houden bij het nemen van hun (productie- of consumptie)beslissing. Effecten op het milieu en de natuur zijn voorbeelden van externe effecten. Over het algemeen komen voor deze effecten geen prijzen op markten tot stand²². Sommige externe effecten worden d.m.v. (beleids)maatregelen geïnternaliseerd. Dit geldt bijvoorbeeld voor de CO₂-emissies die onder het ETS (European Trading System) vallen.

²¹ Bijvoorbeeld, indien uit een ex-post evaluatie is gebleken dat met de uitvoering van het mestbeleid in het verleden 30 fte waren gemoeid, kan men grofweg veronderstellen dat bij voortzetting van eenzelfde tempo van het mestbeleid er tevens 30 fte betrokken zullen zijn.

²² Dat de externe effecten zelf ongeprijsd zijn, houdt natuurlijk niet in dat ze geen geprijsde gevolgen hebben. Zo kan geluidhinder, die zelf ongeprijsd is, tot gevolg hebben dat de prijzen van huizen dalen. Ook voor de verzuring van de bodem (extern effect) komt geen prijs op de markt tot stand, maar wel voor de verminderde opbrengst van de landbouwgewassen die optreedt als gevolg van de verzuurde bodem. Het feit dat externe effecten vaak geprijsde gevolgen hebben wordt gebruikt bij verschillende waarderingmethoden, zoals bijvoorbeeld de schadekostenmethode en 'hedonic pricing method'.

Voor deze emissies ontstaan prijzen op een markt, waarmee ze strikt gesproken behoren tot de interne effecten. Bij het identificeren van de beleidseffecten ligt het echter meer voor de hand om deze effecten op gelijke wijze te behandelen als de overige milieu-effecten en ze daarom in te delen bij de externe effecten.

Zogeheten 'geldelijke externe effecten' (pecuniary external effects), die de prijseffecten van vraagveranderingen beschrijven, worden overigens standaard tot de indirecte effecten geschaard in een MKBA (zie ook de OEI-leidraad hierover).

3 *Betekent een effect een andere omvang van de nationale welvaart of alleen een andere verdeling van de bestaande of nieuwe welvaart?*

Het onderscheid tussen welvaartsverbeteringen en welvaartsverdelingen is van groot belang in een MKBA. Alleen welvaartsverbeteringen tellen mee in het saldo van de MKBA en er moet voor gewaakt worden dat welvaartsverdelingen geen onderdeel vormen van het saldo omdat dan dubbeltellingen ontstaan. Voor de beleidsmaker kunnen verdelingseffecten wel relevant zijn in verband met de politieke acceptatie van een maatregel. De verdeling van de effecten kan in beeld worden gebracht voor bijvoorbeeld de groepen overheid, eindgebruikers en derden. Onder eindgebruikers verstaan we hier de actoren waarop het milieubeleid invloed behoort te hebben. De overige actoren (minus de overheid) die effecten ondervinden van het milieubeleid vallen onder de noemer 'derden'. Uiteraard kan er binnen deze hoofdgroepen meer detail worden aangebracht in de te onderscheiden partijen.

Heffingen en subsidies zijn veelal overdrachten die alleen resulteren in een herverdeling van de welvaart. Indien subsidies echter in het buitenland terecht komen (zoals vroeger met de REB36i) dienen deze wel als kosten te worden meegenomen indien de schaal Nederlands is.

4 *Vloeien de effecten op de samenleving rechtstreeks voort uit het milieubeleid, of zijn ze afgeleid uit rechtstreekse effecten?*

Het onderscheid tussen *directe* en *indirecte* effecten is erop gericht de *causale* doorwerking van het milieubeleid in beeld te brengen. Bij directe effecten gaat het om welvaartseffecten van het milieubeleid op de doelgroepen die milieubeleidsmaatregelen moeten treffen, terwijl alle welvaartseffecten op andere groepen als indirecte effecten gedefinieerd dienen te worden.

Zowel de interne als externe effecten kunnen onderverdeeld worden naar directe en indirecte effecten. De indirecte effecten kunnen op hun beurt worden onderverdeeld in voorwaartse en achterwaartse effecten. Een voorwaarts effect veroorzaakt een verandering bij de afnemer van een goed dat door het milieubeleid wordt gestimuleerd of ontmoedigd; een achterwaarts effect leidt tot een verandering bij de leverancier. Beide effecten dienen in kaart te worden gebracht. Een speciale vorm van voor- en achterwaartse effecten zijn de zogeheten keteneffecten waarbij door middel van levenscyclusanalyse *alle* milieu-effecten van een beleidsbeslissing in kaart kunnen worden gebracht.

5 *Bij welke partijen komen kosten en baten terecht.*

Dit indelingscriterium is van belang om inzicht te verwerven in de verdeling van de welvaart.

Op grond van deze criteria is het in Figuur 8 weergegeven schema opgesteld om de tien belangrijkste soorten effecten van milieubeleid te classificeren. Horizontaal zijn de cellen gerangschikt op grond van de criteria 1 (binnenland / buitenland), 2 (geprijsd/niet geprijsd) en 3 (herverdeling/efficiëntie). Verticaal is gebruik gemaakt van de criteria 4 (direct/indirect) en 5 (eindgebruikers/derden). De voorbeelden in de tabel zijn voor een dieselaccijnsverhoging.

Figuur 8 Typologie van projecteffecten aan de hand van een voorbeeld van dieselaccijnsverhoging

Welvaarts- benadering		Nederland				Buitenland
		Interne effecten		Externe effecten		
		Her- verdeling	Efficiën- tie	Herverdeling	Efficiën- tie	
Causale benadering						
Directe effecten	Eindge- bruikers Derden	Hogere brandstofkosten dieselrijders		Verbetering van de luchtkwaliteit. Dieselrijders rijden min- der km's, wat effecten op congestie kan heb- ben.		Verbetering van de luchtkwaliteit in grensregio's.
Indirecte effecten		Hogere prijs tweede- hands benzineauto's (als gevolg van de ge- stegen vraag naar dit type auto's).		Doordat het rijden op diesel duurder wordt, zullen mensen over- stappen op benzine. Dit heeft echter een nega- tieve invloed op de CO ₂ -uitstoot.		Het aanbod tweede- hands dieselauto's (vanuit Nederland) stijgt, wat leidt tot meer dieselauto's. Dit heeft een negatieve invloed op de lucht- kwaliteit.

4.2 Stap 4: Fysieke beleidseffecten bepalen

Het bepalen van de omvang van de fysieke effecten van het beleid is een belangrijke stap in de MKBA. De omvang van de fysieke effecten is te bepalen door te kijken naar het verschil tussen het nul- en het projectalternatief voor de relevante projecteffecten bepaald in stap 3. Voor het inschatten van deze effecten dient een weloverwogen keuze te worden gemaakt voor een toekomstscenario waarbij de relevante factoren die van invloed (kunnen) zijn op de beleidsbeslissing worden meegenomen.

Met behulp van deze toekomstscenario's worden vervolgens de effecten op het milieu en de economie ingeschat, zowel in het nul- als het beleidalternatief. De directe effecten van het beleid op het milieu zijn mede afhankelijk van de effectiviteit en werking van het beleid, zoals bepaald in stap 3. De werking en effectiviteit van het beleid bepalen daarnaast ook de investeringsomvang die het gevolg is van het beleid. De diverse kostenposten die met deze investeringen samenhangen, vormen een kostenpost in de uiteindelijke MKBA. Deze kostenposten kunnen dalen door de tijd heen ten gevolge van technologische vooruitgang.

Door de productie/vraagbeperking of kostprijsverhoging als gevolg van het beleid ontstaan er indirecte effecten in andere sectoren. In een MKBA worden meestal alleen de meest belangrijke indirecte effecten meegenomen. Een bijzondere vorm van indirecte effecten zijn de zogeheten keteneffecten die tot in grote mate van detail het netto-effect van het beleidsinstrument op het milieu kunnen bepalen. Het totale effect op het milieu is de som van de beoogde werking van het beleid, de effecten die ontstaan door verandering van de sectorstructuur en de keteneffecten.

4.2.1 Kader en stappenplan bepaling fysieke effecten

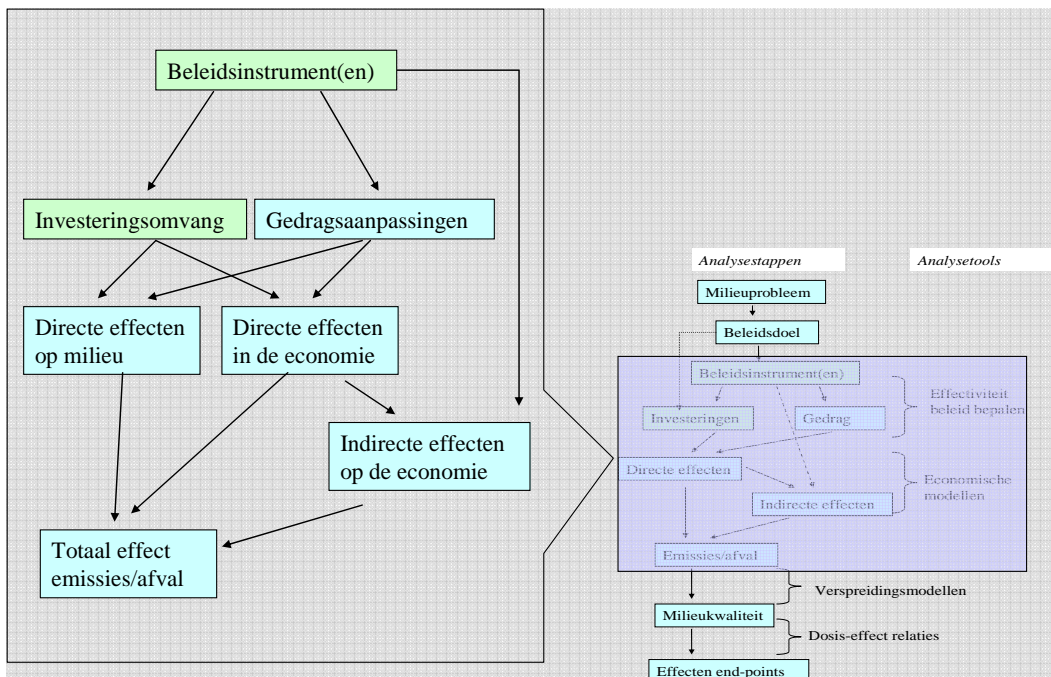
De bepaling van de fysieke effecten van de milieu-interventie vormt een belangrijke basis voor de MKBA en zal daarmee bepalend zijn voor de uitkomsten ervan. De fysieke effecten zijn te omschrijven als het verschil tussen het nul- en het projectalternatief in de MKBA. Ze bestaan uit enerzijds de (beoogde) effecten van het beleid. Hieronder verstaan we bijvoorbeeld de investeringskosten en de reductie in milieuvervuiling. Anderzijds bestaan de fysieke effecten uit veranderingen in vraag en aanbod als gevolg van de beleidsinterventie. Deze zijn om drie redenen van belang in een MKBA:

- 1 De vraag- en aanbodveranderingen resulteren in een veranderende sectorstructuur hetgeen effecten heeft op de milieuvervuiling.
- 2 De vraag- en aanbodveranderingen zijn van belang voor het bepalen van de verdelingseffecten (zie stap 9).
- 3 De vraag- en aanbodveranderingen kunnen zich vertalen in welvaartseffecten (zie stap 6).

Om de fysieke effecten goed in te schatten moet allereerst een keuze worden gemaakt voor een toekomstprognose of scenario (paragraaf 4.2.2). Vervolgens worden de directe beoogde fysieke effecten van het beleid op het milieu ingeschat (paragraaf 4.2.3) en de kosten van het beleid voor de doelgroepen bepaald (paragraaf 4.2.4). Daarna worden de (overige) directe effecten bepaald (paragraaf 4.2.5) en de belangrijkste indirecte effecten (paragraaf 4.2.6). De directe effecten treden op bij de beoogde doelgroep(en) van het beleid. De indirecte effecten zijn de doorwerkende effecten van de directe effecten op andere markten, zoals de arbeidsmarkt, etc.. Bij een partiële MKBA worden alleen de directe effecten meegenomen, bij een integrale MKBA dient ook een inschatting te worden gemaakt van de indirecte effecten. Een bijzondere vorm van indirecte effecten zijn de keteneffecten (paragraaf 4.2.7) die bij sommige milieubeleidsbeslissingen van belang zijn.

Uiteindelijk worden de gezamenlijke invloed van de beoogde beleidseffecten en de structuurveranderingen ten gevolge van de directe effecten en de indirecte effecten op het milieu bepaald (paragraaf 4.2.8). Figuur 9 geeft een schematisch overzicht voor het bepalen van de fysieke effecten.

Figuur 9 Schematische weergave van stap 4 in de MKBA



Noot: Onder gedragsaanpassingen worden hier zowel organisatorische maatregelen, substitutie van inputs en directe aanbod- en vraagbeperking verstaan.

De fysieke effecten die in deze stap worden bepaald zijn belangrijk voor de uiteindelijk te bepalen welvaartseffecten maar niet synoniem daaraan. De behandeling van de welvaartseffecten vindt plaats in hoofdstuk 5. Daarnaast kunnen de fysieke effecten worden gebruikt bij een analyse van de verdelingseffecten in stap 9.

4.2.2 Omgevingsscenario's en referentietechnieken

Omgevingsscenario's zijn van belang om een goede inschatting te maken van de ontwikkeling in het nulalternatief en het projectalternatief. Bij de keuze voor een omgevingsscenario doet men er verstandig aan om de in stap 3 bepaalde effecten te onderwerpen aan een analyse welke variabelen vooral invloed zullen hebben op deze effecten. De omgevingsscenario's moeten antwoorden formuleren op de verwachte ontwikkeling van deze variabelen.

Enkele handvaten bij de keuze van scenario's

Toekomstprognoses over economische ontwikkeling en milieubeleid veranderen voortdurend door nieuwe ontwikkelingen en voortschrijdend inzicht. Dat maakt het moeilijk om concrete aanbevelingen te doen over de keuze voor het gebruik van specifieke scenario's. Daarnaast verschilt ook de relevante thematiek van de scenario's dermate sterk dat een generieke richtlijn niet zinvol is. Wel geven we in Tabel 7 een overzicht van mogelijke publicaties die behulpzaam kunnen zijn bij het vaststellen van het omgevingsscenario. Deze publicaties worden met enige regelmaat geactualiseerd. Tabel 7 gaat uit van de meest recente publicaties.

Tabel 7 Mogelijke publicaties voor omgevingsscenario's in een MKBA

Publicaties	Onderscheiden scenario's	Thema's	Schaal-niveau
Four futures of Europe (CPB, 2003 en 2004)	De onderscheiden scenario's (tot 2040) zijn: <ul style="list-style-type: none"> – Globaliserende economie (GE). – Sterk Europa (SE). – Transatlantische markt (TM). – Regionale samenlevingen (RS). 	Economische ontwikkeling, Europese samenwerking, Europees en internationaal milieubeleid, wereldhandel.	Europa
Welvaart en leefomgeving (CPB, MNP en RPB, 2006)	Deze scenario's hebben een horizon tot 2040 en bouwen voort op de hierboven door het CPB ontwikkelde scenario's.	Ruimtelijke ontwikkeling tot 2040 voor een aantal thema's: wonen, werken, mobiliteit, landbouw, energie, milieu, natuur en water. Ook de regionale verschillen, het ruimtebeslag, en de toekomst van de grote steden en het platteland worden daarbij verkend.	Nederland
Referentieramingen (ECN/ MNP, 2005)	Uitwerking van four futures.	Energiegebruik, emissies.	Nederland

De toekomstige energieprijzen en emissiehandelprijzen (CO₂-emissiehandel) zijn belangrijke parameters voor het rendement van alternatieve brandstoffen of technieken voor een fossiele energievoorziening. Bij de vermelding van de omgevingsscenario's dient dan ook expliciete aandacht te worden gegeven aan de prijzen die worden gehanteerd in de MKBA. De gehanteerde olieprijs kunnen afhangen van de gehanteerde omgevingsscenario's. Expliciet dient vermeld te worden:

- de energieprijzen die zijn gebruikt;
- het prijspeil van de MKBA;
- de wisselkoersen die zijn gebruikt, en dan met name de \$/€ verhouding;
- de prijzen van milieutechnieken en leercurves.

In sommige gevallen zal het nodig zijn om de scenario's die als uitgangspunt zijn gekozen nader toe te spitsen op de toekomstige ontwikkelingen in de omgeving die relevant zijn voor de betreffende effecten. Gedacht kan worden aan:

- specificatie van de effecten van het uitvoeren van het bestaande beleid;
- specificatie van de autonome verbeteringen (niet veroorzaakt door het beleid) in de milieuefficiëntie en inzet van schonere technologie (autonome energie-efficiëntie verbeteringen);
- economische en ruimtelijke ontwikkelingen op deelgebieden of deelsectoren.

Om deze detaillering goed te kunnen uitvoeren kan het nodig zijn aanvullende analyses uit te voeren. Een marktanalyse en concurrentieanalyse kunnen op enkele terreinen de benodigde detaillering opleveren. Belangrijk daarbij zijn ook de autonome ontwikkelingen in het gebruik van materialen en energie, omdat deze in de meeste gevallen een directe link vormen met de milieu-effecten. Op de langere termijn neemt de energie-efficiëntie, afhankelijk van de hoogte van de struc-

turele economische groei, op macroniveau ongeveer met 0,5-1% toe (CPB, 2006). Voor dematerialisatie geldt een relatieve verbetering van tussen de 0 en 0,5% (zie o.m. De Bruyn en Opschoor, 1997 en CE, 2006) afhankelijk van de manier van meten.

Bij de keuze van omgevingsscenario's en de aanvullende analyses zou de aanbeveling kunnen luiden om altijd een alternatief scenario als gevoeligheidsanalyse op te nemen om op die manier inzicht te krijgen in het belang van de externe ontwikkelingen voor de uitkomsten van de MKBA.

Referentietechnieken bij investeringen

Indien de MKBA wordt toegepast op een concrete milieubeleidsinvestering kan er soms geen relevant scenario beschikbaar zijn. In dat geval is het van belang om te bepalen hoe het knelpunt (bijvoorbeeld een groeiende energievraag) zal worden opgelost op andere manier. Dit behelst het inschatten van een goede referentietechniek. In Bijlage E worden een aantal methodes voor referentietechnieken gegeven die in dat geval gevolgd kunnen worden.

4.2.3 Directe fysieke effecten voor het milieu

In de volgende stap maakt men een vertaalslag van het beleidsinstrument naar de directe en beoogde effecten op het (achterliggende) milieubeleidsdoel²³.

Relevant voor de MKBA zijn de verschillen tussen de ontwikkeling in het nulalternatief en de ontwikkeling in het projectalternatief. Het verschil tussen beide ontwikkelingen is het effect van het beleidsinstrument. Van belang hierbij is het onderscheid tussen de effecten dankzij een milieubeleidsinstrument en de effecten van een (overheids)investering.

Effecten dankzij milieubeleidsinstrument

De emissieontwikkeling in het nulalternatief kan veelal worden ingeschat aan de hand van de scenario's die zijn gekozen (zie paragraaf 4.2.2). In sommige gevallen zal hierbij nog een nadere invulling moeten worden gegeven aan de hand van bijvoorbeeld emissiemodellen (Rains, Primes, etc.) of gedragsmodellen (zie Tabel 8).

Bij de ontwikkelingen in het projectalternatief dient men uit te gaan van de in de vorige paragraaf beschreven splitsing tussen investeringen en gedragsaanpassingen en de 'effectiviteitsparameter' (zie paragraaf 4.1.2). Voor gedragsaanpassingen kan men gebruik maken van gedragsmodellen of informatie over prijselasticiteiten. In een aantal databases en studies (zoals Icarus, zie (Alsema en Nieuwlaar, 2001), of de Referentieramingen) zitten ook maatregelen die betrekking hebben op substitutie van inputs in het productieproces. Van belang is hierbij te veronderstellen dat de doelgroepen die maatregelen zullen nemen die voor hen de minste kosten opleveren. Tot slot kunnen de gedragsaanpassingen (en

²³ In sommige gevallen kan het handiger zijn om eerst de investeringsomvang te bepalen en daarna pas de effecten van het beleid vast te stellen. Dan dient men eerst de stappen in paragraaf 4.2.3 en paragraaf 4.2.4 uit te voeren alvorens de milieuwinst te bepalen.

substitutieprocessen) ook met een algemeen evenwichtsmodel benaderd worden.

Tabel 8 Onderzoekstappen ten behoeve van effectbepaling

Stappen	Mogelijke aanpak
Kwantificering emissies nulalternatief (baseline)	Emissiemodellen (Rains, Primes, Tremove) Gedragsmodellen Referentieraming (ECN / MNP) Emissieramingen op basis Emissieregistratie ²⁴
Kwantificering emissies projectalternatief (beleid)	Emissiemodellen (Rains, Primes, Tremove) Gedragsmodellen Benchmarkanalyse Scenario-analyse

Per geval (project) zal gekeken moeten worden hoe men het beste tot een voorspelling kan komen. Bij de keuze van de meest geschikte methode gaat het uiteraard ook om de gewenste mate van detail en nauwkeurigheid. Bij verkennende studies op strategisch niveau is het wellicht voldoende om deskundigen om een oordeel te vragen, en volstaan eenvoudige berekeningen op een hoog schaalniveau, bijvoorbeeld gebruik makend van constante emissiefactoren en deze te relateren aan de economische ontwikkeling uit de omgevingsscenario's.

Effecten dankzij investering

In sommige MKBA's zal de keuze tussen project- en nulalternatief via concrete investeringen worden bepaald. Dit is bijvoorbeeld het geval bij een MKBA van windenergie, waarbij dus de investeringsmiddelen (windmolens) al van tevoren vaststaan.

Bij maatregelen die betrekking hebben op een technologie, (zoals bij duurzame energieproductie of efficiëntere technieken binnen de industrie, energiezuinige apparatuur bij huishoudens) dient men dan rekening te houden met een zogenoemde referentietechnologie. Om een milieuwinst te kunnen bepalen zijn rendementsgegevens nodig en moet het type brandstof bekend zijn van zowel de nieuwe technologie als de referentietechnologie. Voor de referentietechnologie wordt over het algemeen de moderne versie van de standaardtechniek (best beschikbare techniek) in de markt gekozen. Men dient dus het standpunt in te nemen dat de investeringsmiddelen in het nulalternatief anders worden ingezet om de knelpunten (een toename in de energievraag bijvoorbeeld) op te lossen. Dit kan gebeuren aan de hand van de nieuwste alternatieve technologie die beschikbaar is, maar er zullen ook situaties zijn waarbij dit niet voor de hand ligt. In Bijlage E worden een paar mogelijkheden aan de hand gedaan voor het bepalen van een relevantie referentie.

Neveneffecten op het milieu

Veel maatregelen kennen naast een beoogd effect op het milieu ook neveneffecten op andere milieubeleidsterreinen. Energiebesparende maatregelen reduceren naast CO₂ ook diverse andere vormen van luchtverontreiniging. Deze neven-

²⁴ www.emissieregistratie.nl.

effecten moeten ook in kaart worden gebracht. Waardering van neveneffecten is in sommige gevallen evenwel anders dan de waardering van de beoogde effecten (zie paragraaf 5.2).

4.2.4 Kosten van technische en organisatorische maatregelen

Nadat de effecten op het milieu zijn bepaald is het zaak om de effecten van de beleidsinterventies op de economie te bepalen. Daarbij wordt speciale aandacht geschonken aan de omvang van de investeringen die het gevolg zullen zijn van de beleidsmaatregel. Idealiter bepaalt men de investeringsomvang zowel in het nul- als het projectalternatief. In de praktijk zal men evenwel vaak alleen kijken naar de additionele investeringen in het projectalternatief. Als de bepaling van de meerinvesteringen nauwkeurig gebeurt (en er bijvoorbeeld geen investeringen als gevolg van reeds gepland beleid betrokken worden bij het bepalen van de investeringsomvang), levert dit hetzelfde resultaat op.

De investeringsgerelateerde kosten vallen in vier delen uiteen:

- 1 Investeringskosten van de maatregelen, bijvoorbeeld de apparatuur die moet worden aangeschaft om de emissies omlaag te brengen.
- 2 Retrofitkosten.
- 3 Operationele kosten en baten van de investeringsmaatregelen.
- 4 Overige kosten.

Bij de definities omtrent bepaling van deze kosten kan grotendeels aansluiting worden gevonden bij de Milieukostenmethodiek (VROM, 1998) die uniformering van kostenberekeningen heeft betracht voor kosteneffectiviteitsanalyses²⁵.

Investeringskosten van maatregelen

Het gaat hierbij allereerst om inzicht te krijgen in de totale omvang van investeringen die het milieubeleid tot gevolg zal hebben en de timing van deze investeringen te kennen.

Hierbij kan men de volgende bronnen raadplegen:

- De investeringskosten van technische maatregelen kunnen soms, ten dele, worden betrokken uit een bedrijfseconomische analyse die aan sommige investeringsprojecten vooraf gaat. Voor een project omtrent CO₂-opslag of windenergie kan er bijvoorbeeld al een business-case bestaan.
- Men kan zelf een analyse maken aan de hand van prospectus van installatie-bedrijven.
- Informatie kan uit andere bronnen worden betrokken, zoals het *Optiedocument* (ECN/MNP, 2006), databases als *ICARUS*, of andere literatuur.

Het is van belang om hierbij zoveel mogelijk de totale investeringssom te achterhalen. Veel bestaande studies presenteren gegevens op het niveau van jaarkosten (i.e. de netto contante waarde van de investeringsstroom). In de meeste ge-

²⁵ Anders dan bij de Milieukostenmethodiek willen wij hier betogen dat kapitaalbeslag bij doelgroepen een groter risico kent dan voor de overheid (o.m. door de kans op faillissement) en dat deze kosten reële kosten voor de economie zijn.

vallen zijn deze jaarkosten echter inclusief berekeningen over bespaarde energie en zitten achter de berekening van de jaarkosten reeds aannames over discontovoet. Indien men met jaarkosten werkt kan men in een later stadium dan niet goed meer een gevoeligheidsanalyse uitvoeren naar de invloed van de energieprijzen op de resultaten.

Naast de investeringssom dient men ook informatie te vergaren over het moment dat de milieubeleidsmaatregelen worden getroffen. Een milieubeleidsdoel dat pas ver in de toekomst gehaald dient te worden, zal immers niet direct tot investeringen leiden. In veel gevallen zal dit niet precies bekend zijn zodat een veronderstelling moet worden gemaakt over de snelheid waarmee het milieubeleid wordt invoerd. Men heeft hier de keuze tussen:

- lineair tijdspad voor invoering van het beleid;
- niet-lineair tijdspad, bijvoorbeeld een exponentieel tijdspad.

Een reden om een niet-lineair tijdspad te kiezen is gelegen in het feit dat het voor de doelgroepen het meest kosteneffectief is om het investeringsmoment te laten aansluiten bij de natuurlijke vervangingsinvestering van de installatie. Dit speelt sterker een rol bij procesgeïntegreerde technieken.

Retrofitkosten (en vervroegde afschrijvingskosten)

Bij procesgeïntegreerde investeringen bestaat de kans dat bestaande installaties moeten worden aangepast. Dit worden wel retrofitkosten genoemd. Voor de hoogte van deze kosten is geen algemene stelregel te geven daar dit zal afhangen van de specifieke techniek. In sommige gevallen kunnen deze kosten oplopen tot 2-3 maal de investeringskosten. Bij end-of-pipe maatregelen zijn deze doorgaans verwaarloosbaar.

Naast retrofitkosten kan een interventie ook resulteren in vervroegde afschrijving van bestaande installaties. Dit is met name het geval indien de interventie resulteert in een situatie waarin de bestaande voorraad kapitaalgoederen versneld wordt vervangen. Het niet afgeschreven deel van de voorraad kapitaalgoederen dient *niet* als extra kost worden opgenomen in de MKBA omdat deze afschrijving ook in het nulalternatief plaatsvindt. Het zijn derhalve *sunk-costs*. De vraag of de machines en installaties ook daadwerkelijk gebruikt worden is niet van belang.

Operationele meerkosten en baten

De operationele kosten bestaan uit de loonkosten voor het doen van onderhoud of het bedienen van de technologie. Daarnaast kunnen nieuwe technologieën ook een verandering van het rendement van installaties betekenen (veranderingen op de productiviteit) of van de input van materialen of energie²⁶. Dit kunnen zowel kosten als opbrengsten zijn. De baten zijn hier veelal besparingen op energie en/of materialen. Daarnaast kan nieuwe technologie een hoger comfortniveau met zich meebrengen die, hoewel moeilijk te kwantificeren, zou moeten worden meegenomen bij de bepaling van de operationele baten.

²⁶ Installatie van een end-of-pipe technologie kan bijvoorbeeld betekenen dat de zogeheten 'down-time' van installaties toeneemt bij onderhoud van de end-of-pipe technologie. Dergelijke kosten beïnvloeden de productiviteit.

De gehanteerde bronnen voor de operationele kosten en baten zijn veelal dezelfde als die voor de investeringskosten. Voor zover het gaat om energiekosten en -baten dienen deze te worden gewaardeerd met energieprijzen inclusief heffingen indien de verdelingseffecten een rol spelen, en exclusief heffingen indien uitsluitend naar de welvaartseffecten wordt gekeken.

Bij programma's rondom organisatorische maatregelen, zoals verbeterde monitoring van emissies, zullen er veelal voornamelijk operationele kosten en baten optreden en in mindere mate investeringskosten. Ook bij substitutiemaatregelen spelen veelal uitsluitend operationele kosten en baten een rol. Bij substitutiemaatregelen worden de meerkosten van de nieuwe energiemix of materialeninzet bepaald. Dit is uiteraard mede afhankelijk zijn van de ontwikkelingen in de vraag naar deze materialen en energie in het nulalternatief. Indien in het nulalternatief, bijvoorbeeld, reeds een stijging in het verbruik van aardgas is ten koste van kolen is geconstateerd, kan men niet de volledige substitutie van kolen voor aardgas aan het projectalternatief toerekenen.

Overige kosten

Indien een milieubeleidsinstrument tot aanzienlijke administratieve lasten leidt bij producenten of consumenten dienen deze kosten te worden meegenomen in een MKBA. Afhankelijk van het instrument zal het hierbij gaan om eenmalige kosten (administratieve lasten die samenhangen met het doen van de investering, zoals bij subsidieverlening) of om jaarlijks terugkerende kosten (bv. ten behoeve van monitoring bij normen of emissiehandelssystemen).

Kostendalingen over de tijd heen

Bij het bepalen van de investerings- en operationele kosten dient men ook rekening te houden met schaalvoordelen en leereffecten en de mogelijke introductie van nieuwe technologieën. Deze hebben tot gevolg dat de kosten per eenheid vervuiling of prestatie dalen. Derhalve kan men door de tijd heen niet een constant prijsniveau voor de investeringen veronderstellen.

Een mogelijkheid om leer- en schaalvoordelen mee te nemen is door te werken met zogenaamde *progress ratios* (zie box). Voor de introductie van nieuwe technologieën bestaan geen methoden²⁷.

De aanbeveling luidt om in de MKBA de schaal- en leereffecten met *progress ratios* in te schatten. Tegelijkertijd dient men ervan uit te gaan dat dit een overschatting oplevert van de daadwerkelijke investeringskosten. Voor een onderschatting kan men een gevoeligheidsanalyse uitvoeren waarin ervaringen uit het verleden worden vertaald naar de toekomst. Dit speelt met name een rol indien de investeringen vooral ingaan op de kosten van end-of-pipe technologieën terwijl de milieubeleidsdoelen die aan de doelgroepen worden opgelegd ook gebruik kunnen maken van goedkopere opties, zoals een verandering in de brandstof- of materialenmix of het doen van procesgeïntegreerde maatregelen. Voor verzuring

²⁷ In Oosterhuis (2006) wordt de aanbeveling gedaan om nader onderzoek te verrichten naar de mogelijkheid van het vaststellen van cruciale factoren voor introductie van nieuwe technologieën en te bekijken in hoeverre er gewerkt kan worden met kengetallen in kosten-batenanalyses.

en vermessing, bijvoorbeeld, bleken de kosten in Nederland ex-post met 8-9% per jaar te zijn gedaald door het gebruik van andere inputs in het productieproces waarbij de oorspronkelijke kostenramingen uitsluitend keken naar end-of-pipe technologieën (Oosterhuis, 2006).

Box: Leer- en schaalvoordelen

Door de tijd heen zijn kosten van technologieën niet constant. Met name bij nieuwe technologieën kunnen de kosten afnemen door optimalisatie van de technologie, efficiency verbeteringen bij de productie en schaalvoordelen in het productieproces. Leer- en schaalearde effecten treden overigens niet alleen op bij het nieuwe proces of het nieuwe product, maar ook bij de gebruiker (Sandén, 2005). Door steeds grootschaliger gebruik van een technologie neemt de onzekerheid bij potentiële consumenten of gebruikers af, ook de onderhoudskosten nemen af door ervaring en reparaties en reserveonderdelen komen tegen lagere kosten beschikbaar.

In empirisch onderzoek zijn de effecten van leer- en schaalvoordelen ingeschat. Vaak leidt dit tot een duidelijke relatie tussen het cumulatieve productievolume van het product of de technologie enerzijds, en de kosten per eenheid anderzijds. In veel literatuur wordt de parameter 'progress ratio' (PR) gebruikt om deze relatie uit te drukken. De PR beschrijft de mate waarin kosten afnemen bij elke verdubbeling van de productie, en is vaak constant. Een PR van 0,8 (of 80%), bijvoorbeeld, betekent dat de kosten per eenheid met 20% afnemen bij elke verdubbeling van het cumulatieve productievolume.

Junginger (2005) heeft de kostenontwikkelingen van verschillende hernieuwbare energietechnologieën van de afgelopen decennia geanalyseerd. Voor windmolenparken (op het land) vindt hij PR waarden tussen 77-85%. Voor energieproductie uit biomassa met warmtekrachtkoppeling (WKK) vindt hij waarden van 91-92%. Voor biogas productie werden voor de periode tussen begin 1984 en begin '90er jaren een PR van 85% gevonden, de kostencurve vlak daarna af tot ca. 100%, in de periode 1990- 2002. Goldemberg, et al. (2004) hebben een soortgelijke analyse uitgevoerd voor Braziliaanse ethanol uit suikerriet. Zij vinden een PR van 93% voor de periode 1980-1985, en van 71% in 1985-2002. Daaruit blijkt ook dat PR ratios waarschijnlijk niet constant zijn over de tijd.

Terugkerende investeringen

In beginsel kan men in een MKBA rekening houden met eventuele vervangingsinvesteringen. Technologie heeft namelijk niet een oneindige levensduur en machines, installaties en gebouwen kunnen na verloop van tijd vervangen dienen te worden. De levensduur van de technologie zal van geval tot geval moeten worden bekeken. Van belang is om hierbij goed in ogenschouw te nemen dat ook in het nulalternatief vervangingsinvesteringen plaatsvinden - het gaat om de meerkosten ten opzichte van het nulalternatief.

Of in een MKBA vervangingsinvesteringen moeten worden meegenomen hangt geheel af van de definitie van het projectalternatief. Als het projectalternatief luidt dat een bepaalde investering wordt verricht, dan horen toekomstige vervangingsinvesteringen niet bij het project. Immers, in de toekomst kan men weer beslissen om al of niet de vervangingsinvestering uit te voeren. Vervangingsinvesteringen zijn alleen relevant als het projectalternatief inhoudt dat voor een lange periode een bepaalde installatie moet bestaan, waarbij die periode langer is dan de technische levensduur van die installatie. In de praktijk doen zulke projecten zich zelden voor.

4.2.5 Overige directe effecten

Naast de bovenstaande kosten en baten van investerings- of organisatorische maatregelen kunnen er voor bedrijven en consumenten nog andere directe effecten optreden. De doelgroepen kunnen besluiten om hun aanbod of vraag te beperken als gevolg van het milieubeleid. Dit zal vooral een rol spelen bij economische instrumenten. Een energieheffing zal tot gevolg hebben dat de vraag naar energie daalt. Soms wordt in het milieubeleid gebruik gemaakt van volumebeperkende maatregelen. Een verbod op de verkoop van gloeilampen of de geluidslimieten rondom Schiphol zijn een voorbeeld van volumebeperkende maatregelen.

Daarnaast zijn er van het milieubeleid ook (tweede orde) effecten op vraag en aanbod. Door het treffen van investeringen worden de kostprijzen van de investerende partij verhoogd. Dergelijke kostprijsstijgingen resulteren in hogere prijzen voor eindproducten die op hun beurt resulteren in vraagvermindering.

Bij het bepalen van de effecten van een prijsverhoging heeft men in principe twee mogelijkheden. Allereerst kan men gebruik maken van een economisch model, zoals een algemeen evenwichtsmodel. Een voordeel hiervan is dat het economische model ook gebruikt kan worden bij het bepalen van de indirecte effecten (zie hieronder). Een nadeel is evenwel dat een economisch model niet altijd beschikbaar is. Omwille van de consistentie zou men willen dat het economische model hetzelfde is als dat wat gebruikt is in de scenarioanalyses (zie paragraaf 4.2.2).

Een tweede methode is om gebruik te maken van informatie over prijselasticiteiten. Aldus kan men de veranderingen in de prijzen vertalen naar veranderingen in de vraag. Hiertoe kan men de jaarlijkse kosten als gevolg van de investeringen relateren aan de omzet²⁸. Door deze jaarkosten en de operationele kosten te vergelijken met de omzet verkrijgt men een indicatie van de te verwachten kostprijsstijging (in %). Deze kan vervolgens worden gerelateerd aan de prijselasticiteit om het totale directe effect op vraag- en aanbod van het goed te berekenen.

De productie- en vraagveranderingen resulteren niet in equivalente welvaartseffecten omdat een deel simpelweg een herverdelingseffect is. De bepaling van de welvaartseffecten komt aan bod in stap 6 (paragraaf 5.1).

4.2.6 Indirecte effecten

Door het milieubeleid veranderen de relatieve prijzen in de economie. Dit heeft tot gevolg dat er volume- en prijseffecten optreden bij zowel de eindgebruikers (de doelgroepen van het beleid) als derden. De effecten op de doelgroepen (eindgebruikers) zijn hierboven beschreven. De effecten op derden zijn veelal afgeleid van de directe effecten. Kostprijsverhogingen resulteren bijvoorbeeld in

²⁸ De investeringen moeten daartoe eest in jaarkosten worden omgezet, gebruik makend van een annuïtaire afschrijving met discontovoeten die per sector verschillend zijn (zie Tabel 5). Daarnaast omvatten de jaarlijkse kosten ook de operationele kosten minus de operationele baten.

een verminderde vraag naar een product wat weer resulteert in effecten op toeleveranciers en in effecten op de arbeidsmarkt.

De indirecte effecten zijn in principe onbeperkt. Iedere maatregel beïnvloedt via afgeleide werkingen immers de gehele economie. In de MKBA worden echter alleen de meest belangrijke meegenomen. Voor de MKBA in het milieubeleid zal dat per milieubeleidsprobleem verschillen. Over het algemeen kunnen de volgende effecten een rol spelen:

- 1 Voorwaartse en achterwaartse effecten.
- 2 Effecten op de energieprijzen.
- 3 Effecten op efficiency en innovatie.
- 4 Effecten van belastingen en subsidies.
- 5 Totale volume-effecten.

Voorwaartse en achterwaartse effecten

Door het milieubeleid ontstaan er effecten elders in de economie:

- Een productie- of vraagbeperking (veroorzaakt als direct gevolg van het beleid of afgeleid van de kostprijsverhogende investeringen) zal gevolgen hebben voor de toeleverende bedrijven resulterend in een afname van hun productievolume.
- Afhankelijk van de mate waarin de prijzen worden doorberekend zullen er ook achterwaartse effecten ontstaan. Indien de prijzen volledig worden doorberekend zullen de afnemers van de doelgroepen effecten ondergaan.
- Milieu-investeringen resulteren in een vergroting van het productievolume van bedrijven die milieutechnologie produceren.

Al deze effecten hebben gevolgen voor het milieu door de veranderende sectorstructuur (zie paragraaf 4.2.8). Voor de welvaart zijn ze alleen dan relevant indien deze milieueffecten niet (volledig) zijn geïnternaliseerd in de aanpalende markten (zie stap 6 en bijlage D).

Effecten op de (energie)prijzen

Het milieubeleid kan als resultaat hebben dat de prijzen stijgen. Speciale aandacht daarbij verdienen de effecten op de energieprijzen omdat deze grote gevolgen hebben voor de economie en het milieu en dus de uitkomst van de MKBA. Een verplicht aandeel duurzame energie zal effecten op de energieprijzen hebben voor de gehele economie. Alle producenten en consumenten zullen daardoor te maken krijgen met een kostprijsverhoging. Deze kostprijsverhoging zelf is al bepaald als direct effect, maar zal afgeleide effecten hebben op de vraag naar energie. In geval van goed werkende markten is dit effect louter een verdelingseffect: de kostprijsverhoging als gevolg van meer duurzame energie wordt bij alle energieconsumenten in rekening gebracht. Als er sprake is van marktverstoringen dan heeft deze doorwerking nog welvaartseffecten (zie stap 6 en bijlage D).

Effecten op efficiency en innovatie

Het is mogelijk dat de efficiency van productie toeneemt door een stringent nationaal milieubeleid, zoals gesteld wordt door economische theorieën als die van Porter (Porter en van der Linde, 1995). Een stringenter milieubeleid kan bijvoor-

beeld leiden tot agglomeratie-effecten of schaafeffecten in de toeleverende nationale industrie, waardoor de kosten daar omlaag gaan en er extra welvaartswinst wordt geboekt. Deze kostendalingen zijn reeds meegenomen bij de bepaling van de directe effecten. Daarnaast is er in de literatuur vaak op gewezen dat bedrijven kosteneffectieve energie- en materiaalbesparingsopties laten liggen (Blok, et al., 2004). Milieubeleid corrigeert dan inefficiënties in de productie²⁹. Tot slot wijzen Porter en van der Linde (1995) op het concurrentievoordeel dat kan ontstaan door een stringent milieubeleid. Verondersteld wordt daarbij dat er in de wereld een toenemende vraag bestaat naar minder vervuilende en meer energie-efficiënte producten of diensten. Milieubeleid zou bedrijven dwingen op deze marktvrage in te spelen. Een relevante vraag daarbij is natuurlijk waarom bedrijven dat niet zelf zouden kunnen³⁰.

Effecten ten gevolge van belastingen en subsidies

Daarnaast kan het milieubeleid tot resultaat hebben dat de structuur van belastingen en subsidies verandert. Dit zal ook gevolgen hebben voor de uiteindelijke sectorstructuur.

Totale volume effecten bepalen

De som van bovenstaande effecten geeft uiteindelijk de som van volume-effecten op de gehele economie.

Methoden voor het bepalen van de indirecte effecten

In de OEI-leidraad worden vier methoden gepresenteerd waarmee indirecte effecten kunnen worden bepaald, namelijk de macro-productiebenadering, case-studies, gericht veldwerk en met modellen. Daarnaast kunnen in het milieubeleid nog een tweetal methoden worden toegevoegd: input-output analyses en LCA's.

Met de macro-productiebenadering kunnen de effecten van de totale investeringen in milieubeleid op de nationale economie worden ingeschat. Dit wordt vaak gebruikt in infrastructuur. In het milieubeleid is dit evenwel minder gebruikelijk. Daarnaast is in dergelijke analyses vaak niet duidelijk in hoeverre hoge investeringen de oorzaak dan wel (ook) een gevolg van economische groei zijn (causaliteit) (zie Eijgenraam, et al., 2000).

Case-studies worden gebruikt om te leren van ervaringen in andere projecten, bijvoorbeeld in andere landen. De lessen die uit de ervaringen getrokken worden, kunnen mogelijk in een aantal kengetallen worden geformuleerd en vervolgens toegepast op het te onderzoeken project. Het spreekt voor zich dat de vertaling van lessen uit andere projecten zorgvuldig moet gebeuren, omdat de situatie in elk project weer anders zal zijn.

²⁹ Achter de veronderstelling dat dergelijke inefficiënties door milieubeleid zouden moeten weggenomen zit een normatief karakter. Verondersteld wordt dan immers dat bedrijven niet zelf een efficiënte inschatting kunnen maken waar ze hun geld in investeren. De vraag daarbij is of men a priori mag aannemen dat de overheid dat beter zou weten (Koopmans, 2006).

³⁰ Koopmans (2006) merkt hierbij terecht op dat overheden vaak mis zitten als het gaat om het inschatten van de toekomstige vraag. Dus als er sprake is van marktfalen, bijvoorbeeld door een achterblijven van R&D in milieutechnologie, is een legitieme vraag of de inefficiënties bij overheidsingrijpen niet groter worden door overheidsfalen.

Bij gericht veldwerk wordt informatie verzameld bij direct bij het project betrokkenen, in de vorm van enquêtes of interviews. Deze aanpak kan vooral nuttig zijn om meer informatie krijgen over de aard van de effecten en de onzekerheid over de orde van grootte.

De vierde methode is die van de modellen. Met modellen die de economische relaties tussen sectoren, markten voor arbeid en kapitaal, en binnen- en buitenland beschrijven, kunnen de indirecte effecten in beeld worden gekregen. Deze benadering lijkt het meeste aan te sluiten bij de praktijk van het milieubeleid.

Voor het bepalen van de voor- en achterwaartse effecten wordt ook wel gebruik gemaakt van input-output tabellen. Deze geven op een statische manier de volumeveranderingen weer als gevolg van de directe effecten op andere sectoren in de economie. Er wordt echter geen rekening gehouden met veranderende prijzen in de input-outputbenadering.

Tot slot is het nog mogelijk om de werking van de indirecte effecten te beperken tot emissies/afval of landgebruik alleen. Een reden daarvoor is dat in het saldo van de MKBA de indirecte effecten vaak een kleine rol spelen (in een aantal MKBA's zijn deze op nul gesteld) doordat de positieve en negatieve effecten de neiging hebben tegen elkaar weg te vallen. Indien verdelingseffecten voor de opdrachtgever minder van belang zijn kan men de fysieke effecten op het milieu doorrekenen met LCA's (zie hieronder).

4.2.7 Keteneffecten in een MKBA

De bepaling van de indirecte effecten blijft meestal beperkt tot de meest belangrijkste effecten. Sommige effecten die wel relevant zijn als beleidsinformatie blijven daarbij buiten beschouwing. Dit zijn vaak effecten die niet belangrijk zijn vanuit financieel-economisch gezichtspunt maar wel vanuit milieuoogpunt. Een voorbeeld is hier het gebruik van biobrandstoffen. Bij de productie van biobrandstoffen komt veel CO₂ vrij die een aanzienlijk deel van de beoogde milieuwinst teniet doen (zie CE, 2005). Deze effecten komen bij de behandeling van de indirecte effecten onvoldoende aan bod. Derhalve dienen ze apart te worden gespecificeerd in de MKBA als *keteneffecten*. De keteneffecten kunnen met levenscyclusanalyse (LCA) worden bepaald.

Een tweede reden om keteneffecten mee te nemen in een LCA is dat het overheidsbeleid de voorkeur heeft uitgesproken dat milieu-effecten niet mogen worden afgewenteld op andere landen. Door middel van ketenanalyses kan bijvoorbeeld worden gekeken naar de effecten op het milieu van veevoederproductie in ontwikkelingslanden door een interventie die de Nederlandse veeteeltsector betreft. Dergelijke bovenwaartse effecten kunnen relevante informatie opleveren voor de beleidsmaker. Een aparte vraag is nog of en hoe die effecten ook gewaardeerd moeten worden (wat heeft de Nederlandse burger ervoor over dat er geen effecten in ontwikkelingslanden ontstaan?). Men kan ervoor kiezen om deze effecten wel in fysieke termen te beschrijven maar als PM-post mee te nemen bij de presentatie van de resultaten.

4.2.8 Totale fysieke effecten op emissies

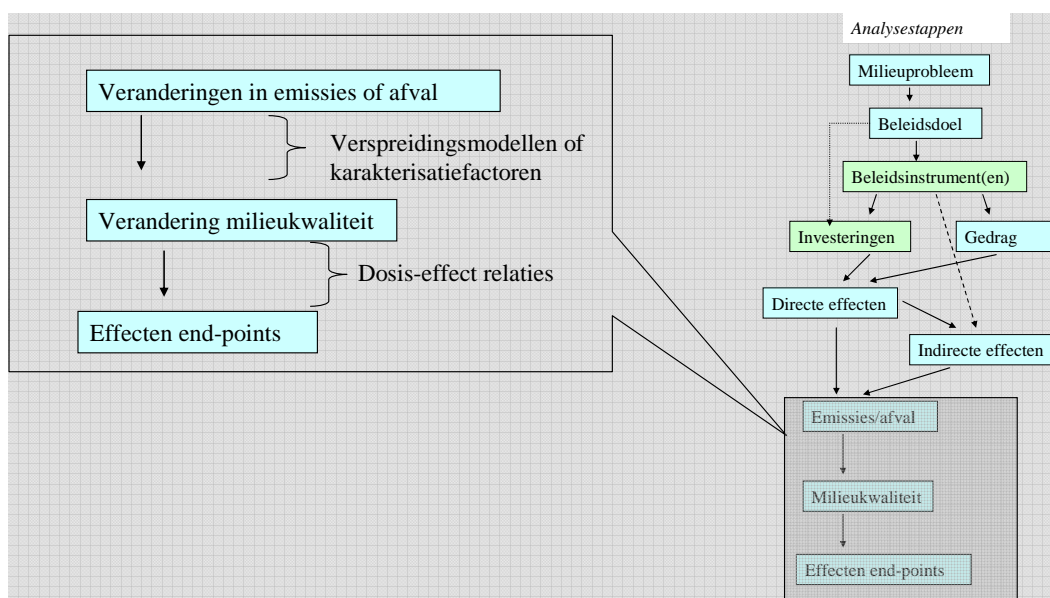
Als laatste onderdeel van de beschrijving van de fysieke effecten dienen alle effecten te worden vertaald naar effecten op emissies, afval en/of landgebruik. De totale effecten zijn de som van:

- de directe effecten van het beleid (paragraaf 4.2.4);
- de afgeleide effecten van het beleid op het milieu door veranderingen in de sectorstructuur ten gevolge van de directe en indirecte effecten (paragrafen 4.2.5 en 4.2.6)³¹;
- de keteneffecten indien meegenomen (paragraaf 4.2.7).

4.3 Stap 5: Dosis-effect relaties en bepaling impacts van beleid

Een belangrijke beslissing in de MKBA is tot welk 'punt' de effecten vastgesteld dienen te worden. Vanuit een MKBA-oogmerk met een breed welvaarts kader verdient de end-pointbenadering de voorkeur, waarbij de effecten op mens (producent en consument) en natuur centraal staan. In de praktijk kan men van dit beginsel afwijken indien operationele modellen ontbreken en/of de empirische onzekerheid te groot is. Ook bij zogeheten 'kengetallen-MKBA's' wordt deze stap meestal losgelaten en kan men de fysieke effectbepaling op het stofniveau insteken. In die gevallen kan volstaan worden met waardering van de effecten op basis van schadekostenkennallen of preventiekosten en kan deze stap worden overgeslagen.

Figuur 10 Schematische weergave van onderdelen van stap 5



³¹ Het effect van de veranderde sectorstructuur op het milieu moet soms in een aparte stap bepaald worden., indien deze niet met het gehanteerde model kunnen worden doorgerekend. Het effect kan dan worden bepaald aan de hand een input-output tabel (zoals NAMEA) waarbij een relatie wordt gelegd tussen monetair grootheden en de emissies. Daarbij dient in ogenschouw te worden genomen dat de input-output tabel uit het verleden zal veranderen in de omgevingsscenario's die zijn gekozen.

4.3.1 End-pointbenadering voor bepalen effecten

De bepaling van de baten van een milieu-interventie is vanuit economische optiek gelijk aan de bepaling van het nut dat een schoon milieu voor de samenleving vertegenwoordigt. Dit betekent dat in een MKBA altijd een waardering van de milieuschade of milieuverbetering plaatsvindt vanuit een 'breed' welvaartsbegrip.

De vraag is hoe dat nut het beste wordt bepaald omdat het niet direct gemeten kan worden. Er zijn twee benaderingen voorhanden. De eerste benadering stelt dat het nut bepaald kan worden door te kijken naar datgene wat de maatschappij kennelijk voor het milieu over heeft. In dat geval wordt het 'nut' van het milieu afgemeten aan de hand van de huidige en toekomstige uitgaven voor een schoner milieu. Dit impliceert daarom waardering van het milieu aan de hand van 'preventiekosten'³². Een tweede benadering stelt dat het nut kan worden bepaald door te kijken naar de schade die milieuvuiling veroorzaakt. In dat geval vindt waardering van externe effecten plaats door te kijken naar de schadekosten.

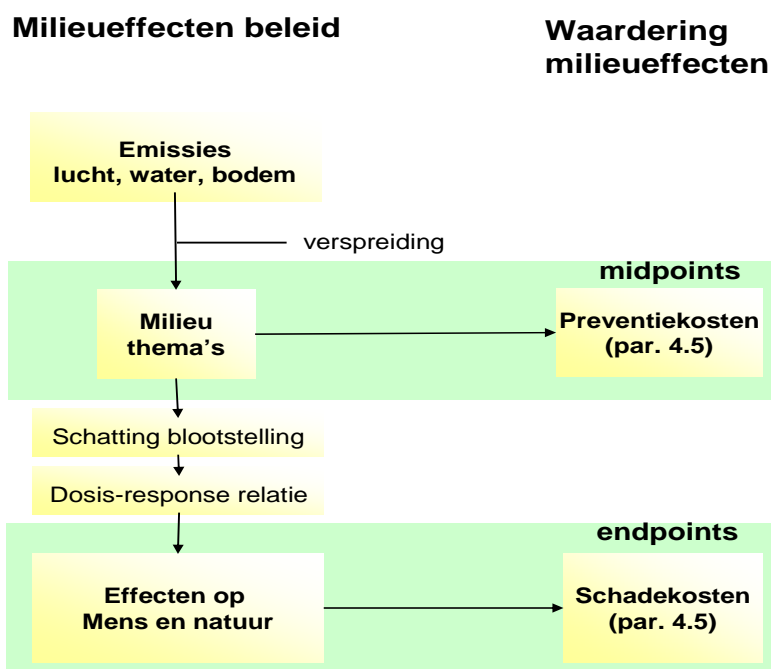
Waardering met schadekosten heeft in principe de voorkeur. In een MKBA zijn het individuele nutsfuncties die tellen, niet die van experts, politici of een collectieve preferentie. De individuele nutsfuncties worden niet zichtbaar door te kijken naar de uitgaven van de samenleving aan het milieu omdat het milieu een collectief goed is. Alleen op het niveau van de schade die de milieuvuiling veroorzaakt kan worden bepaald wat het nut is dat individuen ervoor over hebben om die schade te verminderen³³.

Waardering via schadekosten impliceert dat de fysieke effecten van het beleid worden doorgemodelleerd tot op het zogeheten end-point niveau (zie paragraaf 1.3.3). Figuur 11 laat zien dat waardering op twee niveaus kan plaatsvinden: via de waardering met preventiekosten op zogeheten mid-point niveau of de waardering van de schade op end-point niveau.

³² Preventiekosten worden ook wel reductiekosten of 'abatements costs' genoemd en omvatten de marginale kosten van maatregelen om gestelde (politiek afgesproken) doeleinden te behalen.

³³ Stap 7 wordt vanuit de economische theorie uitgebreider ingegaan op de wenselijkheid van een waardering door schadekosten. Tevens worden daar twee situaties beschreven waarbij waardering via preventiekosten een betere schatting oplevert voor het projectalternatief.

Figuur 11 Relatie waardering en bepalen effecten ten behoeve van een MKBA



Bij de keuze voor *mid-points* worden de effecten van een milieu-interventie op emissieniveau geaggregeerd tot zogenaamde milieubeleidsthema's op basis van hun potentiële bijdrage aan deze milieuthema's (klimaatverandering, verzuring, vermisting, smog, uitputting, ecologische en humane toxiciteit). Daarbij kan men gebruik maken van verspreidingsmodellen of karakterisatiefactoren waarbij de verspreiding in kengetallen is opgenomen. Bij de keuze voor *end-points* worden de effecten op receptoren vastgesteld. Bij het doormodelleren tot eindpunten kan gebruik worden gemaakt van een dose-responsemodel of meer kwantitatieve of kwalitatieve milieukundige informatie met betrekking tot relaties naar eindpunten. In sommige gevallen kan men volstaan met zogeheten *schadekostenkentallen* waarbij de verspreiding, blootstelling en dosis-response relaties in één allesomvattend cijfer wordt gevat.

4.3.2 Benodigde stappen bij het bepalen van de end-points

Bij de end-point benadering wordt een vertaalslag gemaakt van de verandering in emissies naar de effecten daarvan op:

- gezondheid;
- natuur en ecosystemen;
- gebouwen en cultureel erfgoed;
- effecten op landbouw en uitputting van vernieuwbare natuurlijke hulpbronnen.

Om deze end-points te benaderen dient men drie stappen te voltooien:

- 1 Modelleren van de verspreiding van emissies.
- 2 Schatting van blootstelling van receptoren (mensen, ecosystemen, gebouwen, etc.).

3 Toepassen van dosis-effect relaties³⁴ om de impacts op end-pointniveau vast te kunnen stellen.

Tabel 9 geeft een aantal benaderingen weer die kunnen worden gekozen bij het doormodelleren van de effecten tot end-point niveau. Onderstaande box gaat nader in op de dosis-effectrelaties

Tabel 9 Benaderingen bij het berekenen van de end-points

Modellering van verspreiding van emissies	Verspreidingsmodellen zoals CAR (verkeer en vervoer) en EMEP of het gebruik van karakterisatiefactoren (CML)
Schatting blootstelling receptoren	Studies van WHO
Toepassen dosis-effect relaties	Databases CLTRAP ExternE

Dosis-effectrelaties

Dosis-response of dosis-effect relaties zijn ontwikkeld in de medische wetenschap en de biologie. In de ecologie is de eenvoudigste relatie die tussen de omvang van de dosis van een 'agens' (een stof, een energievorm of een soort organisme) aan een (ander) organisme (zoals de mens) of een ecosysteem en de omvang van een effect op dat organisme of ecosysteem. De gemiddelde dosering aan het organisme in een ecosysteem wordt dan vaak weergegeven door de intensiteit van blootstelling aan het agens, bijvoorbeeld als een concentratie (zoals een temperatuur) of een inname per tijdseenheid. Het beschreven kwantitatieve effect is bijvoorbeeld de intensiteit van een ziekteverschijnsel, het percentage van de populatie van een biologische soort dat dit verschijnsel treft, het deel van de populatie dat sterft of het aantal soorten in het systeem dat een direct of indirect effect ondergaat. Dosis-effectcurven beginnen bij een 'no effect level' van de dosis of concentratie; de volgende waarde in grootte kan de waarde met 'maximaal aanvaardbaar risico' zijn (MR).

In de milieueconomie is de dosis-effectmethode uitgebreid tot de invloed van de milieutoestand op de productie en consumptie van goederen en diensten. Deze benadering staat onder meer bekend als de productiefunctie-methode (PFM); Freeman (2003) bespreekt de theorie en enkele toepassingen.

³⁴ Van een dosis-effectrelatie (ook dose-response genoemd) is sprake wanneer op groepsniveau een toename (of afname) van de duur of de sterkte van blootstelling gepaard gaat met een toename of afname van de ziekte-incidentie.



5 Fase 3: Welvaartseffecten en waardering

De fysieke effecten hebben gevolgen voor de welvaart. In Fase 3 worden de directe en indirecte effecten op de economie ingedeeld in welvaarts- en herverdelingseffecten en worden de externe effecten gewaardeerd. Vooral de waardering van de externe effecten is hierbij belangrijk omdat deze de voornaamste batenpost zullen vormen van een MKBA van het milieubeleid.

5.1 Stap 6: Welvaartseffecten van directe en indirecte effecten

In de zesde stap worden de welvaartseffecten van de fysieke effecten bepaald door de fysieke effecten uit stap 4 onder te verdelen in welvaarts- en herverdelingseffecten. De manier waarop dat gebeurt is standaard in de economie en voor milieubeleid niet wezenlijk anders dan voor infrastructuur. In deze stap behandelen we kort de hoofdpunten van aandacht voor het bepalen van de welvaartseffecten.

5.1.1 Directe effecten

In stap 4 werden een aantal directe effecten benoemd:

- investeringskosten en operationele kosten en baten van de milieubeleidsmaatregelen;
- effecten als gevolg van kostprijsverhoging;
- effecten als gevolg van productiebeperking.

Investeringskosten en operationele kosten en baten

Deze zijn direct van invloed op de welvaart en worden daarom onverkort meegenomen bij de bepaling van de welvaartseffecten.

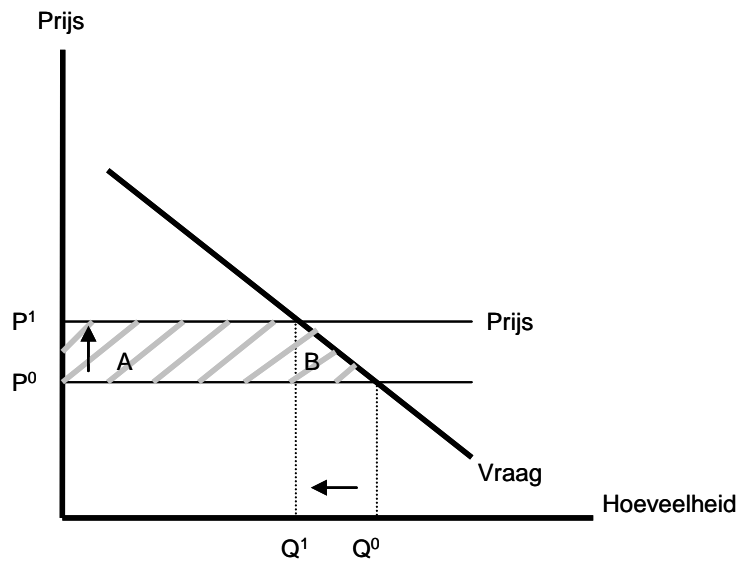
Effecten van een heffing

Heffingen op bijvoorbeeld energie of subsidies voor duurzame energie kennen deels verdelingseffecten en deels welvaartseffecten. Indien de heffing een betaling van energiegebruikers aan de overheid betreft, is dat een herverdeling. Bij subsidies is de geldstroom de andere kant op. In beide gevallen is de welvaart niet toegenomen maar alleen anders verdeeld. Echter, door de gedragsreacties als gevolg van heffingen en subsidies ontstaan er wel effecten die relevant zijn voor de welvaart. Een heffing op energie leidt er toe dat er minder energie wordt verbruikt. In welvaartstermen betekent dat het consument- en het producentensurplus afnemen. In geval van subsidie is er een ook een welvaartsverlies: dit verlies bestaat er uit dat er bepaalde goederen worden aangeboden en geconsumeerd waarvan de waardering van consumenten lager is dan de marginale kosten. In andere woorden, de subsidie heeft als versturende effect dat te dure goederen worden verbruikt.

In Figuur 12 staan de welvaartseffecten van een mogelijke kostprijsverhoging als gevolg van een heffing. Door de kostprijsverhoging, ontstaat een vermindering

van de vraag naar het goed (energie). Figuur 12 laat zien dat de kostprijsverhoging van p_0 naar p_1 resulteert in een vraagbeperking van q_0 naar q_1 . Dit resulteert in een welvaartsverlies gelijk aan de driehoek B in Figuur 12. Daarnaast betalen alle andere gebruikers een hogere prijs voor energie. Hun welvaartsverlies wordt weergegeven door de rechthoek A in Figuur 12. Het gaat hierbij echter om een verdelingseffect, namelijk de transfer van inkomsten van de gebruikers naar de overheid die de heffing int.

Figuur 12 Welvaartseffecten van een kostprijsverhoging (heffing)



Indien de aanbodcurve niet horizontaal verloopt, bestaat er naast het verlies aan consumentensurplus ook een verlies aan producentensurplus. In de praktijk is het evenwel gebruikelijk om - vooral op de korte termijn - het aanbod als inelastisch te beschouwen. Indien de MKBA een langere tijdshorizon kent dient ook het producentensurplus te worden ingeschat. Daarbij heeft men aanvullende informatie nodig over de aanbodelasticiteit.

Tot slot kan de welvaartsvermindering ook optreden ten gevolge van een kostprijsverhoging door investeringen die worden gedaan. In dat geval is de rechthoek A gelijk aan de investeringskosten en operationele kosten die reeds in stap 4 zijn bepaald. Deze worden meegenomen in het saldo van de MKBA. Daarnaast ontstaan ook nog welvaartseffecten door de vraagvermindering equivalent aan driehoek B.

Effecten als gevolg van productiebeperking

De welvaartseffecten als gevolg van de productiebeperking worden op dezelfde manier bepaald als de welvaartseffecten van de kostprijsverhoging, alleen zijn de verdelingseffecten anders. In Figuur 12 betekent dit dat een productiebeperking van q_0 naar q_1 resulteert in een prijsverhoging van p_0 naar p_1 . Het welvaartseffect, in termen van verloren consumentensurplus, is gelijk aan het driehoekje B. De rechthoek A impliceert nu een transfer van consumenten – die meer betalen voor het product of de dienst – naar de producenten.

5.1.2 Indirecte effecten

Indirecte effecten zijn de effecten van de beleidsinterventie op anderen dan de direct betrokkenen. Indirecte effecten bestaan veelal uit herverdeling van het directe welvaartseffect, maar ze kunnen ook een extra (positief dan wel negatief) welvaartseffect zijn. Indirecte effecten zijn alleen een welvaartseffect als:

- 1 Effecten van de beleidsinterventie (deels) neerslaan in het buitenland.
- 2 Er sprake is van verstoringen in aanpalende markten (zoals arbeidsmarkt of kapitaalmarkt).

Als milieumaatregelen direct buitenlandse bedrijven raken dan is aan de eerste voorwaarde voldaan. Dit is bijvoorbeeld het geval wanneer milieumaatregelen aan (in Nederland actieve) buitenlandse bedrijven restricties opleggen: het verlies aan producentensurplus wat daar mogelijk uit voortvloeit, komt dan voor rekening van het buitenland en wordt als een correctie op de directe effecten meegenomen in de MKBA. Hetzelfde geldt als een maatregel ook buitenlandse toeristen in Nederland treft: het verlies aan consumentensurplus wordt dan gedragen door het buitenland en telt niet mee voor het totale Nederlandse welvaartseffect. Ook indien bedrijven (een deel van de) kostprijsstijgingen kunnen doorberekenen aan hun buitenlandse klanten ontstaat er een indirect welvaartseffect.

Bij marktverstoringen moet gedacht worden aan regulering van prijzen in een markt (zoals minimumloon of maximum prijzen), onvolledige concurrentie (monopolistische of oligopolistische markten) of vertraagd werkende markten waardoor aanpassingen aan nieuwe omstandigheden tot negatieve welvaartseffecten leiden. Dit laatste zal met name relevant zijn wanneer Nederland binnen Europa een veel strenger milieubeleid wil voeren dan de ons omringende landen. Als markten dan niet flexibel zijn, zal dat leiden tot een kort of langer durende verlies aan productiviteit bij bedrijven die met buitenlandse aanbieders concurreren. Deze effecten zullen echter op langere termijn weer wegebben. Dit doet zich onder andere voor als werknemers door een beleidsinterventie werkloos worden, maar op termijn weer aan de slag komen en dus weer productief worden ingezet. Het bestaan van dit aanpassingsmechanisme is de reden dat in een MKBA van het milieubeleid de (lange-termijn) indirecte effecten veelal op nul worden gewaardeerd, zoals in de MKBA van het CPB over 'wind op zee' (CPB, 2005).

Als effecten niet in het buitenland neerslaan en de aanpalende markten competitief zijn, dan kan in de MKBA met de analyse van de directe (en externe) effecten worden volstaan voor zover het gaat om de berekening van het totale welvaartseffect. Ook in een dergelijke situatie kan een analyse van de indirecte effecten echter nog nuttig zijn, namelijk om de verdeling van de lusten en lasten van een beleidsmaatregel helder te maken. Het in kaart brengen van bijvoorbeeld de nationale en sectorale werkgelegenheidseffecten kan waardevol zijn voor de politieke discussie over de maatregel. Het is dan wel belangrijk op te merken, zoals in Bijlage D uiteengezet, dat bijvoorbeeld een toename in de totale werkgelegenheid niet betekent dat de totale welvaart stijgt, omdat dat laatste alleen dan het geval is als er sprake is van imperfecties op de arbeidsmarkt.

Hieronder wordt de behandeling van enkele specifieke verstoringen besproken uit paragraaf 4.2.6 die een rol kunnen spelen bij de indirecte effecten.

- **Voorwaartse en achterwaartse effecten en arbeidsmarktgerelateerde effecten**

Voorwaartse effecten zijn de effecten op de afnemers van de producten van de doelgroep die door het milieubeleid wordt getroffen terwijl de achterwaartse effecten gelijk zijn aan de effecten op toeleveranciers.

Deze effecten zijn meestal herverdelingseffecten. Om de netto welvaartseffecten te bepalen dient te worden gekeken naar de prijzen en ingezette hoeveelheden van de productiefactoren (meestal arbeid en kapitaal). Indien in het projectalternatief de productiefactoren efficiënter worden ingezet dan in het nulalternatief is er sprake van welvaartswinst.

Een voorbeeld kan dit verduidelijken. Door de interventie worden er milieu-investeringen afgedwongen in het projectalternatief. Deze investeringen betekenen een grotere mate van omzet voor de bedrijven die milieutechnologie produceren. Deze omzet is echter geen welvaartswinst want de omzet reflecteert kosten van de beloningen voor de productiefactoren arbeid en kapitaal. Indien de productiefactoren echter efficiënter worden ingezet door de productie van de milieutechnologie is er sprake van welvaartswinst. Defacto kan dat gebeuren indien (zie Bijlage D voor onderbouwing):

- 1 Er sprake is van marktverstoringen in de arbeidsmarkt (bv. grootschalige werkloosheid).
- 2 Er is sprake van marktverstoringen in de markt voor milieutechnologie (monopolie!) waardoor de kosten van de milieutechnologie hoger zijn dan de kosten die onder een competitieve markt tot stand zouden komen.

In deze gevallen lijkt het voor de hand te liggen om de indirecte effecten te kwantificeren in de MKBA.

- **Effecten op efficiency en innovatie**

Er bestaan twee redenen om efficiency en innovatie mee te nemen als een indirecte welvaartsbaat in een MKBA:

- a Er bestaan imperfect werkende markten op het gebied van energie- en materiaalbesparing. Door gebrek aan informatie en onvoldoende competitie laten bedrijven kosteneffectieve besparingsmogelijkheden liggen. Door het milieubeleid kunnen deze inefficiënties worden verkleind.
- b Er is sprake van kostenverlaging voor de rest van de economie doordat er kennis spill-overs bestaan en een hoger aandeel in R&D voor milieutechnologie spin-offs kan hebben voor andere sectoren.

Innovatie speelt ook een rol bij de industrie die milieugoederen levert. Door schaal- en agglomeratievoordelen kunnen de kosten van maatregelen die als gevolg van het milieubeleid dienen te worden getroffen omlaag. Dit effect is echter meegenomen als een direct effect resulterend in schaal- en leervoordelen (zie paragraaf 4.2.4).

- **Effecten op versturende werking belastingen**

Milieumaatregelen kunnen ook een invloed hebben op de versturende werking van belastingen. Belastingen zijn versturend als zij de productie- en consumptiebeslissing beïnvloeden. Deze verstoring ontstaat doordat de prijs voor de consument niet correspondeert met (hoger is dan) de prijs die de aanbieder ontvangt. Het marktmechanisme kan vraag en aanbod dan niet zodanig bij elkaar brengen dat de marginale waardering van het goed gelijk is aan de marginale kosten. Het marktevenwicht bij belastingen ligt daarom lager dan het optimum, met als gevolg dat er verlies is van consumenten- en producentensurplus.

Milieumaatregelen kunnen deze verstoring van belastingen vergroten of verkleinen. Het eerste is het geval als voor milieubeleid meer belastingen nodig zijn, zoals voor subsidies. Als vanwege het subsidiëren van bijvoorbeeld duurzame energie de belastingtarieven omhoog gaan, is er een extra welvaartsverlies. De versturende werking van belastingen gaat echter omlaag als bijvoorbeeld de opbrengsten van een energieverhoging worden gebruikt om de loon- en inkomstenbelastingtarieven te verlagen. In de literatuur staat dit laatste effect als de 'relatieve Double Dividend', wat wil zeggen dat het terugsluizen van milieueffekten via lagere belastingtarieven gunstiger is voor de economie dan 'lump sum' terugsluizing omdat in dit laatste geval de versturende werking van de belasting niet verminderd.

5.2 **Stap 7: Waardering van externe effecten**

Een cruciale stap in een MKBA van het milieubeleid is de waardering van externe effecten. Uitgangspunt daarbij is dat de waardering van de externe effecten zo dicht mogelijk dient aan te sluiten bij de betalingsbereidheid van individuen voor milieukwaliteitsverbeteringen.

Verscheidene benaderingen zijn beschikbaar voor het monetariseren van externe effecten: (1) schadekosten; (2) schadekostenkennallen en (3) preventiekosten (abatementskosten). Directe waardering van de schade door middel van schadekosten heeft in de meeste gevallen de voorkeur. Hiervoor is het noodzakelijk om in stap 5 de dosis-effect relaties te hebben ingeschat en een vertaling te hebben gemaakt van de effecten op end-points. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen effecten op gezondheid, op natuur en ecosystemen, en op gebouwen en cultureel erfgoed.

Wat betreft de effecten op gezondheid is er in de literatuur een behoorlijke mate van consensus over de geldelijke waardering van een verloren levensjaar (YOLL) en een voor ziekte gecorrigeerd verloren levensjaar (DALY). Naast uiteraard ethische bezwaren die bestaan tegen waardering van levensjaren, is de discussie echter niet beslecht of de waarden uit medische wetenschap en (verkeers)veiligheid direct overgenomen kunnen worden in het milieubeleid. Het resultaat van een MKBA dient dan in ieder geval ook uitgedrukt te worden in fysieke eenheden, zoals gewonnen levensjaren.

In de praktijk kan directe schadewaardering tijdrovend zijn vanwege de complexiteit van dergelijke berekeningen voor de meeste stoffen. Het gebruik van schadekostenkennallen vormt dan een goed alternatief. Deze worden uitgedrukt in totale schade per kg emissies. Deze schadekostenkennallen variëren naar emitter en receptor. Voor de schadekosten maakt het namelijk uit of de vervuiling afkomstig is van lage bronnen of hoge bronnen, zoals een schoorsteen. Schadekostenkennallen zijn minder bruikbaar indien de MKBA een lange tijdshorizon kent of resulteert in majeure systeemveranderingen.

Waardering met preventiekosten levert over het algemeen geen goede schatting op van de betalingsbereidheid. In het geval dat de interventie neveneffecten veroorzaakt op andere beleidsterreinen dienen deze evenwel met preventiekosten te worden gewaardeerd. Indien er sterke

aanwijzingen zijn dat de schadekostenbenadering geen goede benadering geeft voor de betalingsbereidheid kunnen preventiekosten ook een betrouwbaardere schatting opleveren.

Tot slot dient men in alle drie de benaderingen rekening te houden met een toename in de waardering van milieubaten als gevolg van toekomstige inkomensgroei. Hierbij kan gebruik worden gemaakt van inkomenselasticiteiten voor de waardering van milieukwaliteit.

5.2.1 Definitie van externe effecten

Externe effecten zijn onbedoelde - en vaak ongeprijsde - effecten op het welzijn van anderen waarvoor de veroorzaker geen afdoende compensatie hoeft te geven aan het slachtoffer. Externe effecten ontstaan doordat markten falen. Milieuvervuiling is een klassiek voorbeeld van een negatief extern effect. De waardering van milieuvervuiling vormt een hoofdonderdeel van een MKBA van het milieubeleid³⁵.

Er is in de literatuur enige verwarring over welke zaken tot externe effecten moeten worden gerekend in de MKBA. De OEI-leidraad stelt het ongeprijsd zijn van externe effecten voorop. Hiermee wordt in de OEI-leidraad een onderscheid gemaakt tussen gewone externe effecten en de zogenaamde 'pecuniary externalities', de geldelijke externe effecten. Een pecuniary externality is een extern effect dat op markten optreedt als gevolg van de interventie maar wat niet resulteert in marktfalen. Een voorbeeld in het milieubeleid is dat de prijs van kalk zou kunnen gaan stijgen indien alle installaties SO₂ met kalkinjecties gaan verwijderen. Dit kan tot welvaartseffecten leiden die echter geen extern effect zijn omdat er geen sprake is van marktfalen. Dergelijke 'pecuniary externalities' worden in de MKBA tot de indirecte effecten gerekend en zijn daar reeds behandeld.

Een specifiek punt is de wel geprijsde schade als gevolg van externe effecten. Men kan denken aan productieschade aan landbouwgewassen als gevolg van verzuring. Deze worden in een MKBA van het milieubeleid standaard meegenomen als zijnde externe effecten. Hoewel deze schade wel geprijsd is op andere markten, is hier toch sprake van een niet-pecuniary extern effect omdat markten falen. Hierop wijkt de MKBA van het milieubeleid af van de OEI-richtlijn die dit als een indirect geprijsd effect zou beschouwen. Naast bovenstaande theoretische overwegingen is er ook een praktische reden om dit toch als extern effect mee te nemen. In een aantal gevallen vindt de waardering van externe effecten namelijk plaats middels kengetallen. Deze kengetallen worden weergegeven per emissie of emissiebron, waarin de gezondheidsschade en productieschade samen worden meegenomen. Het uitsplitsen van deze twee aspecten in een MKBA zou een nodeloze ingewikkelde exercitie zijn aangezien de uitkomsten van de MKBA niet wezenlijk veranderen door de vraag in welk hokje welk effect terecht komt.

³⁵ Externe effecten hoeven echter niet te worden beperkt tot het milieu. Er bestaan ook kennis-spillovers als gevolg van het milieubeleid hetgeen kan resulteren in een toename in R&D en innovatief vermogen voor andere sectoren dan de sectoren die de milieutechnologie leveren. Deze zijn behandeld in paragraaf 4.2.6. Daarnaast kunnen er netwerkeffecten optreden (bijvoorbeeld aanleg van een HSL resulteert in minder files). Deze netwerkeffecten treden echter vooral op bij infrastructurele projecten waarvoor de OEI-leidraad van toepassing is.

5.2.2 Theorie van waardering van externe effecten

De prijs of economische waarde van een goed is af te leiden uit de voorkeuren van individuen. In een markt komen deze voorkeuren tot uitdrukking in het aankoopgedrag van consumenten. Consumenten zijn bereid te betalen voor een goed (betalingsbereidheid of 'willingness to pay', WTP). De betalingsbereidheid van alle individuen samen geeft de vraagcurve van het goed. De marktprijs van het goed is bepaald door het snijpunt van de vraagcurve en de marginale kostencurve (de aanbodcurve).

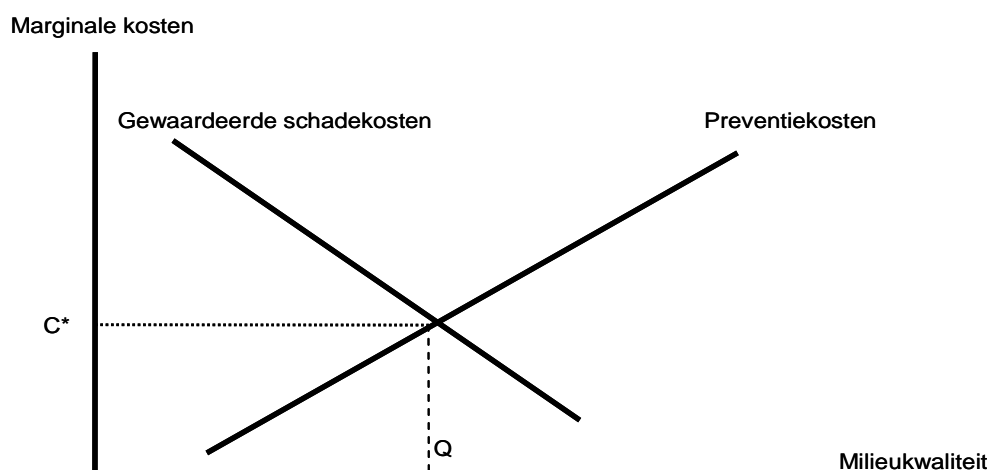
Milieu- en natuurkwaliteit wordt echter niet op markten verhandeld. Om toch een prijs voor deze goederen te bepalen wordt gekeken naar wat de prijs zou zijn *indien er een markt voor milieukwaliteit zou bestaan*. Dit wordt in de economische literatuur ook wel de *schaduwprijs* genoemd³⁶.

Indien er een markt voor milieukwaliteit zou bestaan, dan zou de evenwichtsprijs liggen op het punt waar de marginale vraagcurve gelijk is aan de marginale aanbodcurve. De vraagcurve wordt bepaald door de gewaardeerde schade die mensen ondervinden als gevolg van milieuvervuiling. De waardering van deze schade is uiteraard afhankelijk van het niveau van milieuvervuiling, maar ook van preferenties van mensen ten aanzien van milieukwaliteit. Over het algemeen kan men stellen dat de waardering voor milieu hoger wordt naarmate mensen rijker worden. In paragraaf 5.2.6 gaan we nader in op de veranderingen in preferenties van mensen afhankelijk van het inkomensniveau.

De aanbodcurve van milieukwaliteit wordt bepaald door de kosten die gemaakt moeten worden om het milieu te verbeteren. Op het punt waar de twee curven elkaar snijden, ligt de schaduwprijs van milieukwaliteit, C^* in Figuur 13.

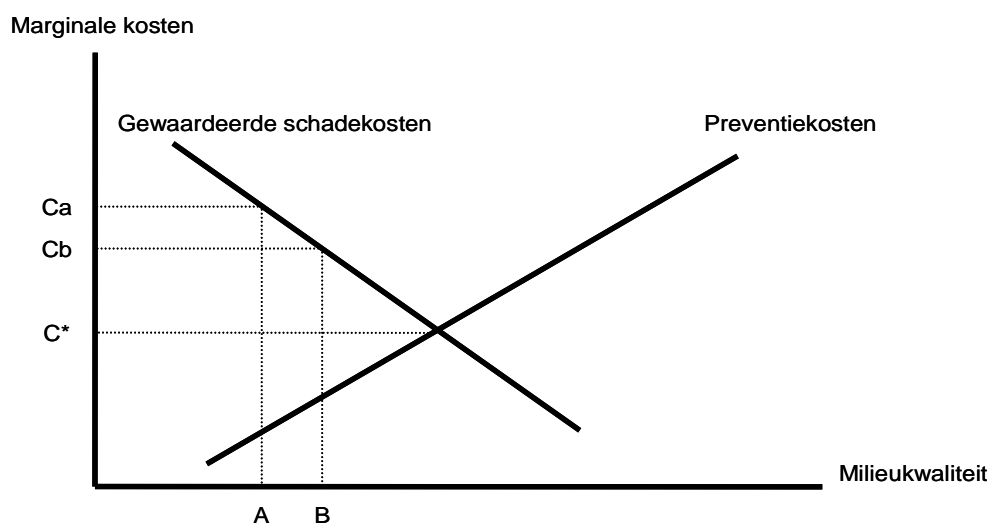
³⁶ Schaduwrijzen zijn berekende evenwichtsprijzen voor goederen die niet op markten worden verhandeld. In Nederland is de term schaduwrijzen vooral bekend van de CE-benadering waarbij preventiekosten synoniem worden gesteld aan schaduwrijzen (zie bv. CE, 2002). Dit is echter één benadering om schaduwrijzen te bepalen. Andere mogelijkheden zijn schaduwrijzen te baseren op schadekosten, WTP, etc.

Figuur 13 Schaduwrijzen zijn evenwichtsprijzen bij niet-lineaire schadekostenfuncties



In een MKBA is deze informatie echter niet altijd even relevant omdat het gaat om welvaartsveranderingen als gevolg van de interventie. Figuur 14 maakt dit duidelijk. Hier wordt een situatie weergegeven waarin door milieubeleid de milieukwaliteit toeneemt van A naar B. Deze toename impliceert dat de effecten van het beleid (B-A) wordt vermenigvuldigd met de gemiddelde schadekosten van C_a en C_b (i.e. $\frac{1}{2} * [C_a + C_b]$).

Figuur 14 Welvaartsveranderingen als gevolg van een interventie



Deze analyse laat direct zien waarom het gebruik van evenwichtsschaduwrijzen kan resulteren in een onderschatting van de baten van het milieubeleid: de evenwichtsprijs C^* is lager dan de gemiddelde marginale schaduwrijzen van de afname van schade door het milieubeleid.

Hieruit volgt de conclusie dat directe waardering van de externe effecten beter is dan het hanteren van evenwichtsprijzen³⁷. Op deze algemene regel zijn twee uitzonderingen mogelijk. Die hebben te maken met (a) (neven)effecten op beleidsdoelen; (b) het bestaan van andere preferenties dan het voorkomen van schade.

Effecten op andere beleidsdoelen

De interventie zal niet alleen effecten hebben op toekomstige milieuvervuiling waarvoor nog geen doelstellingen bestaan, maar in enkele gevallen ook op het bestaande milieubeleid. Stel dat een MKBA wordt uitgevoerd van een beleidsplan dat op korte termijn resulteert in een vermeerdering van de emissies van VOS. Dit impliceert niet dat de totale emissies van VOS ook hoger zullen worden, want Nederland moet immers aan zijn internationale verplichtingen voldoen. Het overige beleid zal dus strenger moeten worden om die doelstellingen te behalen. De kosten van deze extra beleidsinspanning zijn dan te bepalen met de schaduwpreizen van die beleidsdoelstellingen – de preventiekosten van VOS.

Een verbijzondering van dit argument wordt vaak gevormd in neveneffecten van een beleidsvoornemen. Een voorbeeld is de MKBA rondom het verbranden en storten van afval (Dijkgraaf en Vollebergh, 2004). Het niet langer verbranden van afval heeft als neveneffect dat de productie van duurzame energie zal dalen doordat de AVI's gesloten worden. Dit heeft consequenties voor de afgesproken norm voor duurzame energie in Europees verband. Dus moeten de neveneffecten daarvan worden gewaardeerd tegen de marginale kosten van de betreffende duurzame energietechniek die wordt ingezet om de doelstellingen te gaan halen. In dit geval is dat dan waarschijnlijk windenergie op land.

Dus in zoverre er effecten op reeds geaccordeerd beleid bestaan en de MKBA niet tot doel heeft om dat beleid ter discussie te stellen, dienen de effecten op het bestaande beleid te worden bepaald met de preventiekostenmethode. Dit geldt ook in het geval dat de schadekosten hoger zijn dan de preventiekosten omdat het reeds vastgestelde beleid immers ervoor gaat zorgen dat er extra maatregelen worden getroffen zodat het beleidsdoel gehaald gaat worden. Alleen als er gegronde reden is om aan te nemen dat de beleidsdoelen helemaal niet of juist met gemak behaald gaan worden, ook als de interventie plaatsvindt, kan daarvan worden afgeweken. Voor de waardering kunnen dan schadekosten gebruikt worden.

³⁷ Een uitzondering op deze regel is het geval waarbij de waardering van de schadekosten lineair samenhangt met de vervuiling. In dat geval worden de marginale schadekosten een vlakke lijn waardoor de afname van de externe kosten als gevolg van de interventie gelijk is aan de evenwichtsprijs. Het is echter zeer onwaarschijnlijk dat de schadekostenfunctie daadwerkelijk lineair is. Allereerst bestaan er drempelwaarden en onomkeerbaarheid in eco-systemen (inclusief menselijke gezondheid). Voor Nederland zal bijvoorbeeld een zeespiegelstijging van 4 meter tot meer dan evenredige kosten leiden dan een zeespiegelstijging van 1 meter. Daarnaast kan milieukwaliteit worden gezien als een normaal economisch goed dat onderworpen is aan de wet van afnemend grensnut. Mensen in dichtbeboste gebieden waarderen extra bos veel lager dan mensen in gebieden waar al het bos is gekapt. Dus als er veel milieukwaliteit is zijn de marginale schadekosten lager dan als er weinig milieukwaliteit is.

Het bestaan van andere preferenties dan het voorkomen van schade

In de nutsfunctie van individuen kunnen andere preferenties een rol spelen dan het (voorkomen van) schade. Een voorbeeld is klimaatverandering. Voor Scandinavische landen en Canada pakt klimaatverandering in een MKBA waarschijnlijk gunstig uit doordat het groeiseizoen wordt verlengd, temperatuurgerelateerde sterfte wordt verminderd, energiekosten omlaag gaan, etc. Toch hebben regeringen in die landen besloten tot het voeren van een stringent klimaatbeleid waardoor het waarschijnlijk is dat de directe schade als gevolg van klimaatverandering lager is dan de preventiekosten (zie Figuur 14). Kennelijk zijn de burgers van de Scandinavische landen bereid meer te betalen om klimaatverandering te voorkomen dan op grond van hun eigenbelang kan worden verondersteld.

Het probleem wat hierbij optreedt, is dat de nutsfunctie van individuen andere elementen bevat dan puur alleen de fysieke effecten die optreden als gevolg van klimaatverandering. Altruïstische motieven of ethische grondslagen kunnen niet altijd goed met de schadebenadering worden bepaald. Indien in het nulalternatief de preventiekosten reeds hoger zijn dan de schadekosten kan men ervan uitgaan dat de nutsfunctie van burgers andere elementen bevat dan alleen pure schade.

Om dit te ondervangen dient men bij voorkeur een WTP-onderzoek te laten plaatsvinden naar de betalingsbereidheid van mensen om klimaatverandering te voorkomen. Dit zal echter een tijdrovende en ingewikkeld onderzoek kunnen opleveren. Een alternatief in deze is om de preventiekostenmethodiek te gebruiken waarbij de marginale kosten om beleidsdoelen te halen als uitgangspunt worden genomen (zie paragraaf 5.2.5). Deze benadering komt erop neer, zoals reeds in de OEI vermeld, dat men aanneemt dat individuele voorkeuren voor het vermijden van negatieve externe effecten kunnen worden vervangen door een collectieve consensus (overheidsbesluiten) over een wenselijk niveau van schadebeperking. De schaduwprijs is dan de waarde die de marginale preventiekostenfunctie aanneemt bij de beleidsdoelstelling³⁸.

5.2.3 Directe waardering van de schade

Hierboven zagen we dat directe waardering van de schade in de meeste gevallen de voorkeur verdient voor waardering van externe effecten. Indien de schade direct gewaardeerd wordt, is het noodzakelijk om in stap 5 de dosis-effect relaties te hebben ingeschat waarmee de relaties gelegd zijn tussen de veranderingen in emissies als gevolg van de interventie en de zogenoemde end-points:

- a Effecten op gezondheid.
- b Effecten op natuur en ecosystemen.
- c Effecten op gebouwen en cultureel erfgoed.

³⁸ Merk op dat het veranderen van de schaal van de analyse dit niet altijd adequaat opvangt. Indien in het klimaatvoorbeeld een mondiale schaal wordt gekozen, kunnen burgers van de Scandinavische landen nog steeds als voorkeur hebben dat er geen klimaatschade optreedt in de armste gebieden, zoals Afrika.

- d Afgeleide effecten op productie (landbouwschade, schade aan natuurlijke hulpbronnen)³⁹.

Voor de **directe waardering** van de impacts op end-point niveau staan een aantal methoden ter beschikking. Men onderscheidt daarbij wel *Stated-preference* onderzoek en *Revealed Preference* onderzoek. Hierover bestaat een zeer uitgebreide literatuur (zie bijlage E voor een beknopte beschrijving van de diverse methoden). Hieronder gaan we per categorie nader in op de waardering van de externe effecten.

Directe waardering gezondheidseffecten en sterfgevallen

Veel stoffen kunnen leiden tot gezondheidseffecten, voornamelijk doordat ze ingeademd worden (luchtvervuiling). Er wordt in de literatuur veelal onderscheid gemaakt naar twee soorten gezondheidseffecten⁴⁰:

- **Mortaliteit** (= sterfte). Hierbij gaat het om ziekte die daadwerkelijk tot voortijdig overlijden leidt; dit kan acuut zijn of op termijn ('chronisch'). Mortaliteit is de meest frequent gebruikte indicator voor volksgezondheid en wordt uitgedrukt in sterftecijfers. De geldigheid van sterfte als indicator zal onder meer afhangen van de categorie gezondheidsproblemen waarop men zich richt. Aandoeningen die niet vaak dodelijk zijn, maar een aanzienlijke en langdurige beperking en handicap ten gevolg kunnen hebben, zijn met deze indicator niet goed te karakteriseren.
- **Morbiditeit** (= ziekte). Hierbij gaat het om kortdurende of langdurige ziekte die het functioneren en welbevinden van de zieke beïnvloedt. Ziekte is, vergeleken met sterfte, een meer directe indicator van gezondheid. Deze wordt binnen de gezondheidsstatistiek op diverse wijzen benaderd zoals incidentie en prevalentie.

Het eerste effect wordt uitgedrukt in verloren levensjaren (YOLL) met een daarbij behorende 'value of life year' (VOLY). Bij sterfgevallen als gevolg van dodelijke ongelukken (acuut) wordt niet uitgegaan van verloren levensjaren maar van een waarde voor het leven zelf, de zogenoemde 'value of statistical life' of 'value of prevented fatality' (VSL of VPF)⁴¹.

De hoogte van de WTP-waardering voor een verloren levensjaar kan sterk afhangen van (a) het soort ziekte dat voorafgaat aan de sterfte (waarbij kanker tot een hogere VOLY resulteert dan andere ziektes); (b) de vraag of er een langdurige kleine blootstelling aan vooraf is gegaan of dat er gedurende een kortere periode een grote mate van blootstelling is geweest. Het laatste resulteert in een

³⁹ Zoals in paragraaf 5.2.1 beredeneerd, worden deze geprijste effecten ook meegenomen in de externe effecten bepaling. Meestal wordt er namelijk bij de bepaling van externe effecten geen onderscheid gemaakt tussen directe waardering en afgeleide effecten omdat de afgeleide effecten voor een groot deel al worden meegenomen door mensen bij de bepaling van hun WTP.

⁴⁰ In praktijk met name hart-longziekten en kanker.

⁴¹ Een vaak gebruikte waarde hiervoor is € 1 miljoen (WTP-bepaling). Een uitgebreide meta-analyse van De Blaeij (2003), waarbij op basis van verschillende studies is bekeken welke waarde voor een statistisch leven is gehanteerd, komt evenwel tot hogere waarden.

hogere VOLY. In EC (2001) staan aanbevolen waardes voor het gebruik in kosten-baten analyses⁴².

Zodra morbiditeit erbij betrokken wordt, is Disability Adjusted Life Years' of (DALY's) een veelgebruikte indicator om het verlies aan levenskwaliteit van een populatie door milieufactoren weer te geven. DALY's zijn gedefinieerd als de verloren gezonde levensjaren: het aantal voor 'ziekte' gecorrigeerde levensjaren die een populatie verliest door ziekte of vroegtijdige sterfte (een gewogen YOLL). De aldus berekende DALY's worden vervolgens gemonetariseerd met minimaal 70.000 €/DALY.

Uiteraard zijn er vele ethische kanttekeningen te plaatsen bij het monetariseren van leven en gezondheid (zoals de vraag of een mensenleven wel in geld is uit te drukken, zie voor een recent overzicht RVZ, 2006)⁴³. Daarnaast is niet bekend of navolgende generaties een andere waardering zullen hebben⁴⁴. Het genoemde bedrag van 70.000 €/DALY is gebaseerd op een review studie naar monetaire benaderingen van 'de waarde van een mensenleven' (Viscusi en Aldy, 2003), en heeft dezelfde orde van grootte als de €80.000 per gezond levensjaar die de Raad voor de Volksgezondheid en Zorg aanbeveelt als grens voor medische interventies bij ziekte (RVZ, 2006).

Voor morbiditeit worden een aantal verschillende kostenposten samengenomen. In grote lijn gaat het om:

- *Resource costs*: ziektekosten, al dan niet door verzekering betaald, en andere directe kosten, op basis van marktprijzen.
- *Opportunity costs*: schade van verminderde productiviteit en vrijetijdsbesteding, op basis van marktprijzen.
- *Disutility costs*: schade door pijn, zorgen, trauma van betrokkenen, op basis van WTP/WTA.

In ExternE (2005) wordt een gedetailleerde lijst gegeven van de verschillende externe kosten per effect (ziekenhuisbezoek, beperkte activiteit, etc.) die worden aanbevolen.

Effecten op natuur en ecosystemen

Effecten op *natuur en ecosystemen* kunnen zeer divers zijn. In de OEI-aanvulling van Ruijgrok, et al. (2004) worden methodieken aan de hand gedaan om effecten op de lokale/nationale natuur te waarderen. Daarbij worden vijf typen effecten onderscheiden, te weten: areaalverandering, versnippering, verstoring, verdroging en vervuiling. Allereerst dienen de fysieke effecten op de natuur bepaald te worden. Bij voorkeur wordt hierbij gebruik gemaakt van de bevindingen uit de MER (milieu effect rapportage). Indien er geen MER is uitgevoerd zullen de

⁴² Zie voor meer recente studies en informatiebronnen Bickel *et al.*, (2003) en Friedrich en Bickel (2001).

⁴³ Er bestaan ook praktische bezwaren zoals het feit dat de waardering van mortaliteit nauwelijks empirisch valt waar te nemen, de schadeschattingen een lineair verband veronderstellen tussen risico's en waardering, dat risico-aversie tot grotere waarden kan leiden en het feit dat de WTP-studies waardes geven voor volwassenen terwijl de effecten meestal ingrijpen op ouderen en zieken die wellicht een andere waardering geven voor hun toch al niet zo gezonde levensjaren.

⁴⁴ In paragraaf 5.2.6 beargumenteren we dat de belangstelling voor milieukwaliteit toeneemt met het inkomen en de waardering dus aangepast zou moeten worden in elk geval voor toekomstige inkomensgroei.

fysieke effecten afzonderlijk moeten worden ingeschat. Vervolgens moet bepaald worden welke welvaartsveranderingen optreden als gevolg van het fysieke effect. Probleem daarbij is dat het niet eenvoudig is om kwalitatieve veranderingen in natuur en ecosystemen te waarderen. Aantasting van een bos als gevolg van de verzuring van de bodem kan ertoe leiden dat de recreatieve waarde van het bos afneemt. Dergelijke kwalitatieve veranderingen zijn echter moeilijker in te schatten dan kwantitatieve veranderingen (als het bos verdwijnt).

Een mogelijk probleem bij het bepalen van de effecten op natuur en ecosystemen is daarnaast het bepalen van de juiste groep van mensen die nadeel ondervindt van het effect in kwestie. Een voorbeeld: als gevolg van de restricties op ruimtegebruik rond Schiphol was Amsterdam gedwongen het dure IJburg aan te leggen. De meerkosten hiervan zullen door omwonenden van Schiphol niet worden meegenomen in enquêtes naar hun welbevinden. Wel kunnen dergelijke effecten met de productiefactormethode worden bepaald.

Effecten op gebouwen en cultureel erfgoed

Tot slot zijn er ook effecten mogelijk op gebouwen of cultureel erfgoed, vooral als gevolg van vervuiling met SO₂ en kleine stofdeeltjes. Dit heeft als effect dat het onderhoud van deze gebouwen toeneemt en de belevingswaarde van bijvoorbeeld cultureel erfgoed afneemt doordat reparatie niet altijd afdoende mogelijk is en het karakter van het erfgoed aantast. De belevingswaarde kan in principe gevonden worden via WTP-onderzoek maar is zeer moeilijk vast te stellen. In de praktijk zullen de herstellkosten daarom als graadmeter genomen worden voor deze kostenpost.

Afgeleide effecten op andere markten

Naast de directe waardering van het externe effect bestaan er ook afgeleide effecten op markten. Door gezondheidsschade kan bijvoorbeeld de arbeidsproductiviteit worden aangetast. Daarnaast zijn ecosystemen ook een productiefactor in een aantal sectoren, vooral in de landbouw of visserij. In de landbouw wordt de productiviteit van de grond mede bepaald door, bijvoorbeeld, de vervuilende depositie. Schone lucht of schoon grond- of oppervlaktewater kan ook een input vormen in productieprocessen, bijvoorbeeld in de farmaceutische industrie of de halfgeleiderindustrie. Tot slot vormt koelwater een belangrijke input in de productie van elektriciteit - vervuiling of te warm koelwater resulteert in respectievelijk corrosie of productie-uitval. Dit zijn externe effecten (er wordt geen prijs voor betaald) die in de OEI-richtlijnen evenwel dikwijls onder de geprijsde directe of indirecte effecten worden geschaard. Voor de uitkomst van een MKBA maakt het in principe niet uit onder welke post ze staan, zolang ze maar niet dubbel geteld worden.

Voor deze effecten is directe waardering van de schade mogelijk via markten. In principe is het hierbij voldoende om de huidige marktprijs te vermenigvuldigen met het productieverlies, of de factorkosten te vermenigvuldigen met het verlies aan inputs. Hierbij is wel van belang dat er geen dubbeltellingen ontstaan met de indirecte effecten. Indien een interventie bijvoorbeeld tot gevolg heeft dat via de

indirecte effecten de landbouwsector inkrimpt, zal men bij de waardering van de productieschade rekening moeten houden met deze inkrimping.

5.2.4 Waardering met schadekostenkentalen

De bovenstaande route was gebaseerd op een MKBA waarbij de impacts locatiespecifiek worden bepaald aan de hand van verspreidingsmodellen en dosis-responsrelaties. In de praktijk is dat echter een tijdrovende bezigheid vanwege de complexiteit van dergelijke berekeningen voor de meeste stoffen, onder andere vanwege de invloed van de heersende achtergrondconcentratie op de (marginale) schade. Er wordt daarom vaak gewerkt met meer algemene kengetallen die bijvoorbeeld gemiddeld genomen gelden op nationaal niveau of op een typische omgeving (metropool, landelijk, et cetera) van toepassing zijn. Schadekosten zijn een voorbeeld van dergelijke kengetallen, uitgedrukt in totale schade per kg stof geëmitteerd.

De Europese Commissie heeft in het ExternE project een standaardmethodiek ontwikkeld waarmee in MKBA's in principe locatiespecifieke impacts kunnen worden bepaald, maar waarmee binnen een aantal fora ook meer algemene kengetallen zijn ontwikkeld. Het ExternE project is gestart om de externe kosten van elektriciteitopwekking in Europa te bepalen. Daarnaast is de methodiek ook aangepast om toegepast te kunnen worden op verkeer. (ExternE, 2005) Voor deze laatste toepassing zijn met name de verspreidingsmodellen anders, omdat de emissiebron mobiel is en de uitstoot niet in hogere luchtlagen (>60m) plaatsvindt.

Binnen ExternE worden de basisberekeningen gemaakt met een discontovoet van 3%, behalve voor schade door blootstelling aan straling waarvoor - gegeven de lange termijn - een lagere discontovoet wordt gesuggereerd (0%). Naast aanbevolen standaardwaarden voor een aantal modelparameters en schadekengetalen (zoals de VSL) spreekt ExternE (2005) ook een voorkeur uit voor het uitvoeren van een gevoeligheidsanalyse waarbij voor de schattingen een hoge en een lage waarde wordt gekozen.

Wat betreft end-point schades gaat het in ExternE hoofdzakelijk om:

- gezondheidsschade (mortaliteit, morbiditeit, slachtoffers, erfelijke afwijkingen);
- schade aan landbouwgewassen;
- schade aan gebouwen en materialen.

Schade aan natuur en ecosystemen is meestal *niet* te bepalen met ExternE. Indien men met schadekostenkentalen werkt impliceert dit dus dat de effecten op natuur op een andere manier moeten worden berekend, of als PM-post mee te nemen in de MKBA.

Waar in de eerste versie van de ExternE methodologie werd vastgehouden aan het waarderen van alle emissies op basis van schadekosten, wordt in de update gesuggereerd om preventiekosten mee te laten spelen voor klimaatverandering. De redenering is dat de schades niet goed te bepalen zijn en daardoor de scha-

dekosten voor broeikasgassen onredelijk laag uitkwamen (9 €/ton) bij een discontovoet van 3%. Indien echter een lagere discontovoet wordt gekozen, vallen de schadekosten hoger uit. Externe beveelt aan om in dit geval de preventiekosten als uitgangspunt te nemen van de waarde die de samenleving er kennelijk voor over heeft om de broeikasgasemissies terug te dringen.

De stoffen waar ExternE zich in principe op richt zijn:

- PM, NO_x, SO₂, VOS, zowel primair als secundaire vervuiling (sulfaten, nitraten, ozon);
- CO, PAKs;
- aantal zware metalen;
- broeikasgassen;
- N-depositie, NH₃.

De belangrijkste ontbrekende aspecten binnen ExternE zijn zodoende de effecten van een groot aantal toxische stoffen, de waardering van schade aan ecosystemen en een schadewaardering voor klimaat effecten. De waardering van schade aan gebouwen betreft vooral materiaalschade en niet aspecten als cultuurwaarde. Daarnaast ontbreken ook elementen als uitputting van (vernieuwbare) hulpbronnen, landgebruik en de daaraan gekoppelde effecten. Vanuit het doel van bepaling van externe kosten van elektriciteitsopwekking zijn dit deels aanvaardbare omissies, maar voor andere projecten is dit niet noodzakelijkerwijs het geval.

De ExternE methodiek kan op een aantal manieren worden toegepast. De meest bewerkelijke is uiteraard om de berekeningen volledig en locatiespecifiek uit te voeren. Een andere optie is om het ontwikkelde software pakket Ecosense te gebruiken, waarmee de effecten van een aantal emissies op verschillende detailniveaus kunnen worden berekend. Een laatste optie is om de schadekostenkennetallen te gebruiken zoals die zijn bepaald in de MKBA van het CAFE programma (AEAT, 2005). De kengetallen zijn bepaald voor NO_x, SO₂, VOS, NH₃ en PM_{2.5} voor de lidstaten van de EU en een aantal regio's op zee. Hierbij zij wel opgemerkt dat deze kengetallen niet alle schadeposten uit ExternE meenemen. Bij situaties die sterk afwijken van gemiddeld, bijvoorbeeld in gebieden met grote bevolkingsdichtheid of zeer kwetsbare natuur, kunnen standaard kengetallen niet zomaar worden toegepast.

Tot slot moet bij de toepassing van kengetallen beseft worden dat deze zijn berekend voor een aangenomen (huidige) achtergrondconcentratie. Een MKBA betreft meestal toekomstige effecten en deze zouden dus ook voor toekomstig aannemelijke achtergrondconcentratie moeten worden bepaald. Alleen voor volledig lineaire effecten maakt dit geen verschil. In hoeverre het gebruik van kengetallen op basis van te hoge of te lage achtergrondconcentratie een onder- of overschatting van de schades geeft wordt bepaald door de vorm van de schadecurve bij verschillende achtergrondniveaus (convex dan wel concaaf). Bij het gebruik van schadekostenkennetallen zou men derhalve expliciet een analyse dienen op te nemen waarin wordt onderzocht of de schadekostenkennetallen een onder- of boven-

grens vormen van de vermoedelijke daadwerkelijke schade. Men zou ook kunnen denken aan het uitvoeren van een gevoeligheidsanalyse.

5.2.5 Waardering met preventiekostenkentalen

In paragraaf 5.2.2 schetsten we het raamwerk voor het waarderen van de externe effecten. In dit raamwerk lieten we zien dat er twee redenen zijn om aan te nemen dat waardering met preventiekosten meer voor de hand ligt dan waardering met schadekosten:

- 1 Voor het milieuprobleem bestaan (internationaal) afgesproken beleidsdoelstellingen die niet of moeilijk veranderd kunnen worden en de interventie heeft niet tot doel om die doelstellingen te veranderen. Dit kan het geval zijn voor neveneffecten (effecten op andere emissies dan de interventie voor ogen heeft).
- 2 De preventiekosten liggen hoger dan de schadekosten en er is indicatie dat de WTP onvoldoende wordt gedekt door een waardering van de schade door het bestaan van ethische overwegingen ten aanzien van natuur, toekomstige generaties of internationale inkomensverdeling.

In de preventiekostenmethodiek wordt gewerkt met een preventiekostencurve waarin alle technologieën die emissies kunnen reduceren zijn gerangschikt op opvolgende kosten. Op die manier wordt een reductiekostenfunctie gecreëerd. De marginale reductiekosten bij het punt waar de politieke doelstelling de preventiekostencurve snijdt, vormt de schaduwprijs van die politieke doelstelling.

Preventiekosten zijn makkelijker te bepalen dan schadekosten en de betrouwbaarheid van de gegevens wordt ook hoger ingeschat. In de literatuur zijn evenwel ook kritieken te vinden die zich met name richten op de overschatting die de preventiekostenbenadering geeft door gebruik te maken van de reductiekosten. Technologische vooruitgang en innovatie worden over het algemeen onderschat bij de bepaling van preventiekosten. In het verleden zijn vaak preventiekosten ingeschat met een constant prijsniveau waarin geen technologische vooruitgang en innovatie zijn opgenomen. Dit resulteert dus in een overschatting van de daadwerkelijke preventiekosten.

5.2.6 Waardering bij langere tijdshorizon

Als de tijdshorizon verder ligt dan enkele decennia dient men ook een inschatting te maken over hoe de waardering van de externe effecten zich door de tijd heen beweegt. De inkomenselasticiteit voor milieukwaliteit is hierbij van belang. Over het algemeen wordt ervan uitgegaan dat de waardering voor milieu toeneemt met de groei van het inkomen. De discussie in de literatuur spitst zich toe op de vraag of het milieu een luxegoed is (met een inkomenselasticiteit groter dan 1) of een gewoon economisch goed (met een inkomenselasticiteit tussen 0 en 1).

Er is een aantal empirische studies uitgevoerd om de inkomenselasticiteit van WTP (willingness to pay) voor milieukwaliteit vast te stellen⁴⁵, waarbij de recentere onderzoeken gebruik maken van *stated preferences*⁴⁶. Het merendeel van de studies claimt dat inkomenselasticiteiten wat kleiner zijn dan 1 (Kristrom en Riera, 1996; Ready, et al., 2002; Hökby en Söderqvist, 2003). Zij beschouwden verschillende Europese landen en diverse milieuaspecten. Een studie naar de waardering van luchtkwaliteit in een regio van China komt tot een ander conclusie. Gezien de geschatte inkomenselasticiteiten wordt luchtkwaliteit daar als een luxegoed beschouwd (Wang en Mullahy, 2006). Een plausibele verklaring hiervoor zou kunnen zijn dat bepaalde milieuproblemen in China urgenter zijn dan in Europese regio's. Tevens lijkt de hoogte van de inkomenselasticiteiten samen te hangen met het inkomensniveau.

In een MKBA van milieubeleid die een langere tijdshorizon kent dient men dus waarderingen op basis van WTP aan te passen aan de inkomensgroei. Wanneer dit wordt vergeten resulteert dit in een onderschatting van de milieubaten.

⁴⁵ Strikt genomen is er een verschil tussen de inkomenselasticiteit van WTP voor en de inkomenselasticiteit van de vraag naar milieukwaliteit. Zie Flores en Carson (1997) voor meer informatie.

⁴⁶ De toegepaste methode heet *Contingent Valuation*. Dit houdt in dat mensen naar hun WTP voor milieukwaliteit worden gevraagd. Een voordeel is dat hierbij ook 'non-use values' gemeten kunnen worden.



6 Fase 4: Opstellen van de MKBA

Nadat in de vorige fases de omvang van de uitgangspunten, de fysieke effecten en de waardering daarvan bepaald zijn is het tijd om de MKBA te gaan opstellen en de resultaten te analyseren en interpreteren. Gevoeligheidsanalyses zijn een handig hulpmiddel om het belang van de randvoorwaarden en waarderingmethoden aan te tonen voor de resultaten. Een analyse van de verdelingsvraagstukken kan behulpzaam zijn voor de opdrachtgever en de resultaten uit de MKBA beter interpreteerbaar te maken in termen van welvaartsveranderingen. Tot slot is een uniforme, heldere en transparante presentatie van de resultaten aan te bevelen, ondermeer om te voorkomen dat verkeerde conclusies worden getrokken op basis van het onderzoek.

6.1 Stap 8: Opstellen van de MKBA: rekenregels

In het milieubeleid werkt men vaak met het begrip jaarkosten en -baten, vanwege het (doorgaans) continue, jaarlijks terugkerende, karakter van kosten en opbrengsten. In de meeste MKBA's wordt echter gekeken naar de netto contante waarde van de totale kosten en baten over de looptijd van het project. Het voordeel is dat dit resulteert in een meer overzichtelijke indeling. In de MKBA van het milieubeleid moeten zowel jaarkosten als verdisconteerde kosten worden opgesteld. Op die manier wordt ook gewaarborgd dat de onderzoekers goed nadenken of de bepaalde kosten en baten jaarlijks terugkerende kosten en baten zijn of alleen voor de gehele looptijd van het project.

Bij het opstellen van de MKBA dienen alle kosten en baten in hetzelfde prijspeil en valuta te zijn uitgedrukt. De gehanteerde aannames dienen vermeld te worden. Wanneer sprake is van blijvende effecten van technologie of gedragsverandering, kan overwogen worden om kosten en baten te extrapoleren naar een oneindige tijdshorizon en mee te nemen in het saldo van de MKBA.

6.1.1 Berekening van het netto welvaartsverschil

In deze stap worden de eerste totale berekeningen uitgevoerd waarbij men een overzicht krijgt van de totale welvaartsbaten en -kosten als gevolg van de effecten.

De som voor een MKBA waarbij men alle effecten monetariseert is als volgt:

Kosten	Baten
Beleidskosten (paragraaf 4.1.3).	Directe baten ten gevolge van investering (paragraaf 4.2.4).
Investerings en operationele kosten (paragraaf 4.2.4).	Overige directe welvaartsbaten (paragraaf 5.1.1).
Overige directe welvaartskosten (paragraaf 5.1.1).	Indirecte baten (paragraaf 5.1.2).
Indirecte welvaartskosten (paragraaf 5.1.2).	Externe baten (paragraaf 5.2).

Bij de uiteindelijke presentatie dient men naast de gemonetariseerde effecten ook de fysieke effecten te vermelden (zie stap 11).

De berekening van het netto welvaartsverschil in deze stap kan aanleiding geven tot het identificeren van mogelijke projectkritische factoren die straks een rol kunnen spelen in de gevoeligheidsanalyse (stap 10). Indien, bijvoorbeeld, de beleidskosten klein zijn in relatie tot de totale welvaartseffecten ligt het niet voor de hand om bij de keuze voor de gevoeligheidsanalyse naar parameters te zoeken die primair aangrijpen op de beleidskosten.

6.1.2 Aandachtspunten bij de berekeningen

Uniforme eenheden bij berekeningen

Een MKBA die resultaten in monetaire eenheden presenteert dient een keuze te maken in welke eenheden gerapporteerd wordt. In principe heeft men hierin twee keuzes: enerzijds tussen verdisconteerde en niet-verdisconteerde kosten, anderzijds tussen jaarkosten en cumulatieve kosten.

Niet-verdisconteerde kosten kunnen handig zijn om het effect van verdiscontering op de uiteindelijke resultaten te laten zien. Dit effect kan evenwel beter worden gepresenteerd als een separate gevoeligheidsanalyse dan in de resultaten van de analyse. Bovendien wordt er ook bij een disconteringsvoet van 0% nog verdisconteerd met sectorspecifieke risico-opslagen (zie paragraaf 3.2.5). Indien men hier ook van af zou zien, neemt men bepaalde risico's niet mee in de analyse. Derhalve dient men de berekeningen en presentatie van de resultaten zoveel mogelijk uit te voeren rekening houdend met de disconteringsvoet.

In het milieubeleid werkt men vaak met het begrip jaarkosten. Dit is logisch aangezien baten van een milieu-investering zich jaarlijks voordoen. Verdiscontering werkt evenwel niet goed met jaarkosten omdat de vraag zich dan voordoet welk jaar men dient te kiezen. Derhalve verdient het de aanbeveling om ook in het milieubeleid de berekeningen en resultaten van de MKBA te presenteren in totale verdisconteerde kosten en baten maar tevens inzicht te verschaffen in de jaarkosten van een representatief zichtjaar (zie stap 11, paragraaf 6.4).

Een hieraan gerelateerd aandachtspunt is dat de onderzoekers zich goed bewust moeten zijn van de vraag of de kosten- en batenschattingen in voorgaande stappen zich jaarlijks voordoen of over de gehele beschouwde periode. Beleidskosten bestaan bijvoorbeeld voor een deel uit investeringskosten (het opzetten van het beleid) en uit jaarlijkse kosten (kosten van monitoring). Deze dienen dus zorgvuldig per post te worden omgerekend naar totale kosten en te worden verdisconteerd. Fouten hierin maken heeft grote gevolgen voor de uiteindelijke uitkomsten.

Prijspeil en valuta

Bij het opstellen van de MKBA dient men zich ervan te vergewissen dat alle kosten en baten in hetzelfde prijspeil en valuta zijn uitgedrukt. Met name indien ach-

tergrondstudies of kengetallen zijn gebruikt zal vaak een aanpassing aan het gekozen prijspeil van de MKBA moeten worden gemaakt.

Indien effecten in veel verschillende landen optreden en deze onderdeel vormen van de MKBA dient men ook alle effecten te waarderen in een valuta. Om diverse redenen zijn binnen een MKBA de *Purchasing Power Parities* (zie Summer en Heston, 1991) een betere beschrijving van de welvaartsveranderingen dan de op de markt geobserveerde wisselkoersen. Eurostat publiceert bijvoorbeeld tijdreeksen gebaseerd op PPP.

6.1.3 Technologiebaten die optreden na de tijdshorizon

De interventie zal soms effecten kennen die de tijdshorizon overstijgen. Indien men bijvoorbeeld de effecten voor beleid tot 2020 in kaart neemt en de tijdshorizon ook daadwerkelijk op 2020 stelt, zijn er ook effecten op het milieu en de economie na 2020. De interventie zal namelijk een blijvend effect hebben op de ingezette technologie en daarmee op de milieukwaliteit. Ook de operationele kosten en baten zullen nog na 2020 optreden.

Met dergelijke gevolgen op lange termijn dient wel rekening te worden gehouden in een MKBA. Een mogelijkheid die het CPB (2005) heeft gebruikt is om deze jaarlijkse kosten en baten mee te nemen als een separate post waarbij ze worden geëxtrapoleerd tot een oneindige horizon. Daarbij dient men aandacht te besteden aan de diverse dynamische eigenschappen van kosten en baten op de langere termijn, dus inclusief leereffecten, inkomenselasticiteiten voor milieukwaliteit en dalende discontovoeten op de langere termijn.

6.2 Stap 9: Verdelingseffecten

Verdelingseffecten zijn belangrijk voor de beleidsmaker in de beleidsvoorbereiding. Men kan verdelingseffecten naar sectoren, regio's of inkomensgroepen onderscheiden. Vanuit de welvaartseconomische theorie hebben verdelingseffecten naar inkomensgroepen speciale belangstelling omdat het marginaal nut van inkomen niet voor alle inkomensgroepen gelijk is. Zonder daarvoor te corrigeren kan een positief saldo bij een MKBA, vanuit welvaartseconomisch oogpunt, niet automatisch synoniem worden gesteld met een welvaartsverbetering. De methoden die zijn ontwikkeld om daarvoor te corrigeren zijn evenwel subjectief. Voorgesteld wordt dat, indien de interventie gevolgen heeft voor de relatieve inkomensverdeling of verdeling over verschillende doelgroepen, deze gevolgen zo goed mogelijk in beeld worden gebracht. Dit is ook van belang omdat de verliezers van een maatregel politieke druk kunnen uitoefenen om te worden gecompenseerd.

6.2.1 Waarom verdelingseffecten?

Het in kaart brengen van verdelingseffecten wordt in vrijwel alle MKBA-handleidingen sterk aangeraden. Vanuit de welvaartstheorie is een positief saldo van een MKBA alleen als welvaartswinst te interpreteren indien het zogeheten *compensatiebeginsel* opgaat en indien onderzocht is of het marginale nut van inkomen gelijk is tussen de winnaars en verliezers van het onderzochte beleid.

Daarnaast zijn er veel praktische redenen om de verdelingseffecten in kaart te brengen: de verdelingseffecten zijn uitermate belangrijk bij het creëren van draagvlak voor het beleid en de verliezers zullen mogelijkwijs om compensatie vragen bij de overheid.

Men kan verdelingseffecten onderscheiden naar regio's, sectoren of inkomensgroepen. In het milieubeleid is men meestal vooral geïnteresseerd in verdelingseffecten voor de doelgroepen en de overheid. Daartoe kunnen de verdelingseffecten worden onderverdeeld in (i) eindgebruiker; (ii) overheid; (iii) derden.

6.2.2 Compensatiebeginsel

In het milieubeleid speelt compensatie vaak een belangrijke rol. Men wil bijvoorbeeld goed de effecten op het bedrijfsleven in kaart hebben gebracht voordat wordt besloten welk milieubeleid men wil gaan inzetten. Eventuele nadelige gevolgen voor het bedrijfsleven kunnen dan worden gecompenseerd.

Het is in dit geval van belang om te benadrukken dat in de economische welvaartstheorie de compensatie niet daadwerkelijk hoeft plaats te vinden⁴⁷. Volgens het *Hicks-Kaldor-criterium* is het voldoende als kan worden aangetoond dat compensatie in theorie had kunnen plaatsvinden: pas dan kan een project immers als netto welvaartsverhogend worden benoemd. Hierbij wordt het compensatiebeginsel dus alleen als test gebruikt. Dit wordt ook wel PPV genoemd (Potentiële Pareto-Verbetering).

In de praktijk van een MKBA speelt het Hicks-Kaldor criterium een ondergeschikte rol. Het zal immers bij veel projecten op nationale schaal niet mogelijk zijn om te bepalen of de winnaars van een maatregel de verliezers zouden kunnen compenseren. Dit vereist specifieke informatie over de WTP van winnaars en verliezers.

6.2.3 Marginaal nut van inkomen

Een MKBA kan resulteren in een beslisadvies of het project welvaartsverhogend werkt of niet. Om tot dat besluit te komen dient er –vanuit de welvaartstheorie bezien– een laatste stap te worden gemaakt waarbij de netto opbrengsten van een interventie worden geïnterpreteerd in een toename van het *nut*. Deze laatste stap is niet mogelijk zonder nader in te gaan op het nut dat de populatie (standing) van de MKBA aan inkomen ontleend.

Over het algemeen gaat men ervan uit dat arme mensen een hoger marginaal nut ontleen aan extra inkomen dan rijke mensen. Indien de MKBA tot gevolg heeft dat lage inkomensgroepen er relatief op achteruitgaan en hoge inkomensgroepen erop vooruit gaan, heeft dat in theoretische zin ook gevolgen voor de

⁴⁷ De vraag of compensatie daadwerkelijk dient plaats te vinden is ook niet te beantwoorden vanuit de economische welvaartstheorie. Hierbij spelen issues als rechtvaardigheid een belangrijke rol. De economische welvaartstheorie waarop een MKBA is gestoeld kan alleen uitspraken doen over efficiency, niet over rechtvaardigheid.

uitkomst van de MKBA omdat het nut dat lage inkomensgroepen aan inkomen toekennen groter is dan dat van rijke inkomensgroepen.

Daarom luidt de aanbeveling dat indien de interventies gevolgen hebben voor de relatieve inkomensverdeling er expliciet aandacht dient te worden geschonken aan de gevolgen voor de diverse inkomensgroepen. Dit zal sterker spelen bij interventies die aangrijpen op consumenten (energiebelastingen, accijnzen, etc.) dan bij interventies die aangrijpen op producenten omdat de laatste soort interventies alleen een afgeleide werking heeft op de inkomens van consumenten. Ook bij een MKBA met een mondiale setting moeten de effecten op de armste landen in kaart worden gebracht.

In de literatuur is voorgesteld om de uitkomsten van de MKBA te wegen met het marginale nut dat aan inkomens wordt toegekend. Dit resulteert in de aggregatieregel dat aan lagere of achtergestelde inkomensgroepen een hoger gewicht wordt toegekend dan aan hogere inkomens. De OECD (2006) gaat hier uitgebreid op in. Er bestaat empirische literatuur naar de weegfactoren die men in dat geval zou kunnen toepassen. Daarbij treden vaak wel enkele praktische problemen op. Het is in het kader van deze leidraad niet mogelijk om daar uitgebreid op in te gaan, maar we verwijzen hierbij naar de OECD (2006).

6.2.4 Verdelingseffecten in de beleidspraktijk

In de beleidspraktijk kunnen de effecten op de inkomensgroepen van belang zijn om –misschien- compenserende maatregelen nemen. De vraag is evenwel of de inkomensverschillen in Nederland dermate groot zijn dat deze veel aandacht in een MKBA rechtvaardigen. In de beleidspraktijk zullen de verdelingen naar sectoren of regionale verdelingen een veel grotere aandacht krijgen. Als de baten van de milieu-interventie bijvoorbeeld vooral in de Randstad liggen maar de kosten vooral in het Noorden, dan is dit voor de besluitvorming van groot belang.

Bij de verdelingseffecten dient ook de overheid als partij te worden betrokken. Een beleidsmaatregel die resulteert in een netto transfer van het bedrijfsleven naar de overheid zal de roep versterken voor compenserende maatregelen om dit ongewenste verdelingseffect ongedaan te maken. Idealiter zouden dergelijke compenserende maatregelen ook worden betrokken bij de berekeningen die worden uitgevoerd in de MKBA, bijvoorbeeld in een variantenanalyse. Indien, aan de andere kant, een beleidsmaatregel resulteert in een uitholling van de belastinggrondslag is dat ook voor de overheid uitermate van belang, ook als dit uitsluitend een herverdelingseffect betreft.

6.3 Stap 10: Gevoeligheidsanalyses

Effecten van milieubeleid kunnen zich pas op de langere termijn voordoen. Vanwege fundamentele onzekerheden moet zo veel mogelijk vermeden worden met één voorspelling te werken. Een gevoeligheidsanalyse speelt dan een belangrijke rol om te laten zien hoe de uitkomsten variëren wanneer belangrijke randvoorwaarden veranderen. In een gevoeligheidsanalyse zouden aanpassingen aan de discontovoet, omvang van de milieueffecten, en de waardering daarvan betrokken moeten worden. Met name de maatschappelijke waardering van externe effecten vertoont hoge onnauwkeurigheidsmarges.

Ook andere parameters die van groot belang zijn voor de uitkomsten van een MKBA moeten in een gevoeligheidsanalyse worden betrokken. De gebruikelijke aanpak is hier om eerst de kritische succesfactoren te bepalen en vervolgens verschillende denkbare ontwikkelingen in beeld te brengen voor deze factoren. Indien er samenhang is tussen deze factoren, kan met scenario's worden gewerkt. Vaak blijkt dat ook binnen de context van een scenario verschillende invullingen plausibel kunnen zijn. Aanvullende gevoeligheidsanalyse is dan de aangewezen route.

6.3.1 Uitgangspunten

Een lange tijdshorizon is inherent aan veel milieubeleid. Over het project of de maatregel wordt nu een beslissing genomen, maar de effecten zullen vaak pas op lange termijn zichtbaar zijn. Dit betekent dat het onderzoek met een dergelijke lange termijn moet kunnen omgaan. Een eerste vaststelling is dat de toekomst op lange termijn fundamentele onzekerheden kent. Het hanteren van één voorspelling levert alleen schijnzekerheid op. Gevoeligheidsanalyses en onzekerheidsanalyses kunnen een rol spelen om het belang van de randvoorwaarden voor de uitkomsten in kaart te brengen.

In stap 2 is reeds een en ander geschreven over onzekerheid en risico's. Wellicht is de MKBA reeds opgesteld met bepaalde marges, bij voorkeur voor de milieueffecten en hun waardering. Indien dit niet het geval is geweest kan de onzekerheid omtrent de milieueffecten/waardering in een gevoeligheidsanalyse worden betrokken. Vooral de maatschappelijke waardering van externe effecten vertoont grote onnauwkeurigheidsmarges. Zelfs als er geen reden is om aan te nemen dat de resultaten sterk vertekend zijn, kunnen gevoeligheidsanalyses een indruk geven van mogelijke gevolgen van onzekerheid.

Ook voor andere parameters waarvan een vermoeden bestaat dat zij van groot belang zijn voor de uitkomsten van een MKBA wordt aanbevolen om hun effecten op de uitkomsten te bepalen met een gevoeligheidsanalyse. Welke parameters dit zijn kan niet bij voorbaat worden bepaald, maar uit de (econometrische) literatuur kan men wel nagaan welke parameters in het verleden een belangrijke bijdrage hebben geleverd aan dit type milieuprobleem. Men kan daarbij denken aan:

- de hoogte van de economische groei;
- de energieprijzontwikkeling;
- de prijsontwikkeling op de markten voor verhandelbare emissierechten.

In alle gevallen wordt in een goede kosten-batenanalyse veel aandacht besteed aan onzekerheden en risico's. Op deze manier ondersteunt het economisch on-

derzoek een beleidsbeslissing die onvermijdelijk gebaseerd zal zijn op 'calculated risk'.

6.3.2 Aanpak

De gebruikelijke aanpak is hier om eerst de kritische factoren te bepalen die van invloed zijn op de uitkomsten van de MKBA. Daarbij kan men terugvallen op de eerste berekeningen die in stap 8 zijn uitgevoerd. Vervolgens zal men de verschillende denkbare ontwikkelingen in beeld willen brengen voor deze factoren. Indien er samenhang is tussen deze factoren, kan met scenario's worden gewerkt. Vaak blijkt immers dat ook binnen de context van een scenario verschillende invullingen plausibel kunnen zijn. Aanvullende gevoeligheidsanalyse is dan de aangewezen route.

Gevoeligheidsanalyses komen vooral in aanmerking voor betrekkelijk eenvoudige beslisvraagstukken. Hierbij kan, in zijn meest eenvoudige vorm, alle variabelen constant worden verondersteld waarbij men één parameter laat variëren (de zogeheten parametervariatie methode). Nadeel hiervan is dat eventuele covarianties tussen diverse onzekere parameters niet aan bod komen.

Wanneer de problematiek complexer is, liggen *simulatie*-experimenten meer voor de hand. Hiermee kunnen de gevolgen van verschillende combinaties van succesfactoren worden doorgerekend. Daarbij dienen kansen te worden toegekend aan ontwikkelingen van die factoren. Het voordeel van een dergelijke aanpak is dat ook aan risico een prijskaartje komt te hangen. Voorbeelden van simulatiemodellen zijn de *Response-Surface* methode of Monte Carlo simulaties.

6.4 Stap 11: Presentatie⁴⁸

Een goede presentatie van de resultaten is belangrijk om een goed beeld te laten ontstaan van de merites van een beleids- of projectvoorstel. In deze leidraad worden vier instrumenten gepresenteerd om de transparantie te vergroten:

- *de eindtabel waarin de voornaamste effecten en de netto contante waarde van die effecten staat beschreven;*
- *een factsheet waarin de belangrijkste uitgangspunten en methoden worden weergegeven;*
- *een verdelingstabel die –soms in kwalitatieve termen– de voornaamste verdelingseffecten weergeeft;*
- *een samenvatting waarin de belangrijkste resultaten en gehanteerde werkwijze beknopt en helder wordt weergegeven.*

6.4.1 Inleiding

Wanneer de resultaten van een MKBA bekend zijn dient er nagedacht te worden over de wijze waarop deze gepresenteerd worden. Een begrijpelijke presentatie van de resultaten is om verschillende redenen belangrijk:

- Als de resultaten van de MKBA voor besluitvormers niet helder zijn, kan een verkeerd beeld ontstaan van de merites van een project. Men gaat dan zoeken naar andere maatstaven die men wel begrijpt. Het doel van de MKBA om

⁴⁸ Deze paragraaf is grotendeels gebaseerd op de presentatierichtlijnen van de OEI (Koopmans, 2004)

gestructureerde informatie een rol te laten spelen bij de besluitvorming, wordt dan niet - of in mindere mate - gerealiseerd.

- Op lange termijn kan het draagvlak voor MKBA's, of voor onderzoek als ondersteuning in het algemeen, lijden onder een onduidelijke presentatie. Als men de onderzoeksresultaten niet begrijpt, zal al snel worden geconcludeerd dat het onderzoek niet hoeft plaats te vinden.

Om de herkenbaarheid en begrijpelijkheid van de resultaten van een milieu MKBA te vergroten is het van groot belang dat een vaste presentatievorm wordt gebruikt, die in alle milieu MKBA's wordt toegepast. De analyse in deze leidraad sluit aan op de presentatievoorschriften die in het kader van de OEI zijn gemaakt (Koopmans, 2004).

Er kunnen vier belangrijke stappen worden onderscheiden bij de presentatie:

- 1 Het opstellen van de **eindtabel**, waarin op overzichtelijke wijze de effecten en de netto contante waarde van de effecten staan beschreven.
- 2 Het opstellen van een **factsheet** waarin de MKBA-onderzoekers aangeven op welke wijze de resultaten tot stand zijn gekomen. De factsheet maakt o.a. inzichtelijk wat de gehanteerde discontovoet is geweest, de tijdshorizon, het prijspeil, op welke wijze de verschillende effecten zijn gewaardeerd, etc.
- 3 Het opstellen van een **verdelingstabel**, waarin op overzichtelijke wijze de verdeling van de effecten over de verschillende groepen wordt weergegeven.
- 4 Het opstellen van een heldere en beknopte **samenvatting**.

Hieronder worden deze besproken.

6.4.2 De eindtabel

De eindresultaten voor de verschillende projectvarianten van de MKBA dienen op een overzichtelijke wijze te worden gepresenteerd in een eindtabel. In deze eindtabel worden zowel de fysieke als monetaire uitkomsten gepresenteerd. Op deze wijze wordt de relatie tussen fysieke en gemonetariseerde effecten van een maatregel goed zichtbaar, wat met name de begrijpelijkheid voor de besluitvormer vergroot. Tabel 10 fungeert als voorbeeld van een eindtabel.

Het verdient aanbeveling om de eindtabel in drie delen op te bouwen:

- 1 Een linkerdeel met een korte aanduiding van de diverse kosten en effecten.
- 2 Een middendeel van de tabel met niet-gemonetariseerde effecten per variant, uitgedrukt in:
 - fysieke eenheden;
 - of: plussen of minnen⁴⁹;
 - of: kwalitatieve termen.
- 3 Een rechterdeel van de tabel met de - voor zover mogelijk - in geld uitgedrukte effecten per variant. Als monetariseren niet mogelijk is worden plussen of minnen opgenomen, of een aanduiding waarom het effect niet bekend is.

⁴⁹ Maximaal drie plussen of minnen.

Tabel 10 Voorbeeld eindtabel, ingevuld voor een *fictief* project

	Meeteenheid	Projecteffecten in zichtjaar 2030. Verschillen t.o.v. het nulalternatief				Netto contante waarde 2010-2040. Verschillen t.o.v. nulalternatief (miljard Euro)			
		Subsidie laag	Subsidie hoog	Verplichting	Heffing	Subsidie laag	Subsidie hoog	Verplichting	Heffing
Baten:									
<i>Directe effecten</i>									
Minder gebruikers oude subsidieregeling	aantal	10.000 à 15.000	25.000 à 30.000	60.000	17.500 à 20.000	0,05 à 0,08	0,12 à 0,16	0,32 à 0,34	0,09 à 0,11
Comfort	+/-	-	--	---	-	-	--	---	-
<i>Indirecte effecten</i>									
Arbeidsmarkt: werkgelegenheid	banen	110 à 210	320 à 540	590 à 990	150 à 330	0,1 à 0,2	0,2 à 0,4	0,3 à 0,6	0,1 à 0,2
<i>Externe effecten</i>									
Veiligheid: Slachtoffers	doden	-6	-15	-20	-7	1,1	2,5	4,1	1,2
Natuur: watervervuiling	oppervlakte (km ²)	2	5	9	4	+	+	+	+
<i>Overige effecten*</i>	diversen					0	0,01	0,01	0
Totale baten						1,25 à 1,38 +?, -	2,83 à 3,07 +?, --	4,73 à 5,05 +?, ---	1,39 à 1,51 +?, -
Kosten:									
Beleidskosten		0,1	0,1	0,2	0,0	0,4 à 0,6	0,4 à 0,6	0,5 à 0,7	0,2 à 0,4
Investerings- en operationele kosten eindgebruikers	mld. Euro	1,8 à 2,3	1,8 à 2,2	0,7 à 0,9	1,3 à 1,8	4,4 à 5,1	4,4 à 5,1	2,4 à 2,7	3,9 à 4,4
Overige effecten**		0,4 à 0,5	0,4 à 0,5	0,5 à 0,6	0,5 à 0,6	0,2 à 0,4	0,2 à 0,4	0,3 à 0,4	0,3 à 0,4
Totale kosten						5,0 à 6,1	5,0 à 6,1	3,2 à 3,8	4,7 à 5,5
Saldo						- 3,6 à -4,9 +?, -	-1,9 à - 3,3 +?, --	0,93 à 1,85 +?, ---	-3,2 à -4,1 +?, -

? = onbekend, 0 (nul) = verwaarloosbaar, * CO₂-emissies, tweede orde effecten; ** tweede orde effecten van kostprijsverhoging bij doelgroep.

Het is van belang dat de tabel zelfstandig leesbaar is. Effecten die niet direct evident zijn, moeten in beknopte noten bij de tabel worden toegelicht. Ook als de fysieke en monetaire effecten een sterk verschillend beeld geven is toelichting nodig, bij voorkeur in een noot bij de tabel, en anders in de begeleidende tekst. Daarnaast dient de omvang van de tabel beperkt te zijn (maximaal 1 A4). Aanbevolen wordt dan ook om alleen de relatief belangrijke effecten op te nemen⁵⁰ en het aantal effecten te beperken tot maximaal 10⁵¹. De andere effecten, die wel in kaart zijn gebracht maar niet omvangrijk zijn, worden opgenomen in een regel 'overige effecten'. Deze kunnen kort worden benoemd in een noot. Daarnaast wordt het aantal projectvarianten beperkt tot maximaal vier om de tabel leesbaar te houden. Indien het aantal projectvarianten beperkt is kan men er voor kiezen om ook de gevoeligheidsanalyses op te nemen in de tabel. Anders verdient het de voorkeur om de gevoeligheidsanalyses te verwerken in de marge op de verschillende posten (zie hieronder). In sommige gevallen verdient het echter aanbeveling om de resultaten van een belangrijke gevoeligheidsanalyse expliciet in beeld te brengen in een aparte eindtabel.

Het linkerdeel: soorten effecten

In het linkerdeel van de tabel worden de verschillende kosten en effecten aangeduid. Hierbij wordt een vaste indeling gehanteerd. In de tabel worden eerst de effecten en vervolgens de kosten weergegeven. Binnen de effecten wordt onderscheid gemaakt tussen:

- directe effecten:
 - eindgebruikers;
 - derden;
 - overheid;
- indirecte effecten (alléén de additionele welvaartseffecten ten opzichte van de directe effecten)⁵²:
 - buitenlandse effecten;
 - marktverstoringen (aangeven om welke markt het gaat);
- externe effecten:
 - gezondheid;
 - natuur en ecosystemen;
 - gebouwen en cultureel erfgoed;
 - afgeleide effecten op productie.

Bij de kosten wordt onderscheid gemaakt tussen kosten van beleidsformulering, beleidsimplementatie en beleidsevaluatie. Tot slot bevat de tabel de totale som van de effecten, de kosten en het saldo van effecten en kosten.

Het middendeel: de fysieke effecten

In het middendeel van de tabel worden de fysieke effecten van de maatregel gepresenteerd. Deze effecten worden bij voorkeur voor één zichtjaar gepresenteerd, bijvoorbeeld het jaar wanneer het beleid ten einde loopt. Het gaat hierbij

⁵⁰ Ook niet gemonetariseerde effecten zijn vaak belangrijk.

⁵¹ Daarbij kan naast de omvang van de effecten ook de spreiding over de categorieën direct, indirect en extern en rol spelen. Als (in een extreem geval) de 10 belangrijkste effecten allemaal directe effecten zijn, is het niet de bedoeling dat de tabel alleen directe effecten bevat.

⁵² Als de totale indirecte effecten worden weergegeven, inclusief de doorgegeven directe effecten, bestaat het risico dat de lezer deze effecten gaat optellen bij de directe effecten, en deze dus dubbel telt.

dan om jaarlijkse kosten (en niet om de totale kosten). Anders dan bij de OEI verdient het aanbeveling om zowel de kosten als effecten hier in een zichtjaar te presenteren om zodoende de relatie tussen kosten en effecten helder te krijgen. Indien het niet goed mogelijk is om een representatief zichtjaar te kiezen, kan men er ook voor kiezen om de effecten hier niet verdisconteerd over de gehele periode weer te geven. Uitgangspunt moet hierbij zijn welke manier van presenteren een helder beeld geeft aan beleidsmakers van de fysieke effecten van het beleid.

De keuze van het zichtjaar dient in de tekst kort gemotiveerd te worden. De volgende criteria zijn daarbij van belang:

- Representativiteit Het jaar moet liggen in de periode waarin de effecten van het project zich volledig manifesteren. Afgeronde jaartallen (2010, 2020, 2030) zijn voor de lezers het meest aansprekend.
- Beleidsrelevantie. Vaak zijn belangrijke beleidsdoelstellingen waar het project effect op heeft, geformuleerd voor een bepaald jaar. Voorbeelden zijn de doelstellingen volgens de NEC-richtlijn.
- Daarnaast kunnen andere, projectspecifieke criteria een rol spelen.

Over effecten die niet in fysieke termen kunnen worden uitgedrukt, is vaak wel andere, meer kwalitatieve informatie beschikbaar. Om ook deze informatie een plaats te geven in de analyse, worden bij elke post waarover geen fysieke informatie beschikbaar is, de effecten weergegeven met plussen en minnen.

Het rechterdeel: de gemonetariseerde effecten

In het rechterdeel van de eindtabel wordt de netto contante waarde van de verschillende effecten weergegeven. Voor sommige effecten is het niet mogelijk om een monetaire waarde te bepalen. Voor deze effecten worden vaak PM-posten gebruikt. Dit heeft echter het belangrijke nadeel dat het niet duidelijk is wat er achter een PM-post schuil gaat. Zo kan een effect bijvoorbeeld niet gemonetariseerd worden omdat het fysieke en/of monetaire effect onbekend is, of omdat het effect verwaarloosbaar wordt geacht. Om tegemoet te komen aan deze nadelen worden de volgende aanduidingen voorgesteld:

- ? = Niet gemonetariseerd of niet bekend. Als zowel het fysieke als het monetaire effect onbekend is, staat er zowel in het fysieke middendeel als in het monetaire rechterdeel een vraagteken. Als het fysieke effect wel bekend is, maar het effect niet is gemonetariseerd, staat in het middendeel een getal (of een bandbreedte) en in het rechterdeel een vraagteken. Voor de vraagtekens kan een plus of een min worden geplaatst als de richting van het effect bekend is;
- 0 (nul) = Verwaarloosbaar.

De niet gekwantificeerde of niet gemonetariseerde effecten worden in de begeleidende tekst toegelicht. Ook bij de totalen (totale omvang effecten, totale kosten en saldo) dienen de kwalitatieve gegevens meegenomen te worden, om zo een compleet mogelijk beeld te kunnen geven. Daarom wordt aanbevolen om bij alle

totalen ook de vraagtekens, alsmede de met plussen en minnen gewaardeerde effecten mee te nemen⁵³.

Scenario's, onzekerheden, risico's

Een MKBA van milieubeleid wordt doorgaans opgesteld tegen de achtergrond van meerdere scenario's. De uitkomsten - met name de beleidseffecten - verschillen vaak sterk tussen de scenario's. Soms wordt per scenario een afzonderlijke tabel met uitkomsten gepresenteerd. Hoewel dit op zichzelf een correct beeld geeft, heeft het toch enkele nadelen. Allereerst dienen de lezers meerdere tabellen te lezen en te begrijpen en daaruit een totaalbeeld te vormen. Dit kan teveel van het goede zijn, waardoor de tabellen niet worden gelezen of slechts de eerste. Hierdoor kan een onvolledig of vertekend beeld ontstaan. Ten tweede, kan de lezer - bewust of onbewust - de tabel kiezen die hem of haar het beste uitkomt. Tegen deze achtergrond wordt aanbevolen om de resultaten te presenteren in één tabel, en wel in de vorm van bandbreedten. Dit geldt zowel voor de effecten in fysieke vorm, de gemonetariseerde effecten en de kosten.

Ook de risico's en onzekerheden worden bij voorkeur verwerkt in de bandbreedten. Dit is bijvoorbeeld mogelijk door bij het opstellen van de bandbreedten rekening te houden met de uitkomsten van de gevoeligheidsanalyses. In hoeverre de risico's en onzekerheden zijn meegenomen in de bandbreedten dient te worden aangegeven in de begeleidende tekst. Tevens moet worden aangegeven voor welke risico's en/of onzekerheden het niet mogelijk was om ze in de bandbreedte op te nemen, zodat hierbij bij de interpretatie van de resultaten rekening kan worden gehouden.

6.4.3 Factsheet

Om te voorkomen dat de MKBA als een black box wordt beschouwd is het belangrijk dat de eindresultaten herleidbaar zijn. Met andere woorden, het moet voor de lezer duidelijk zijn op welke wijze de eindresultaten zijn bepaald. Deze stap is cruciaal voor het verwerven van vertrouwen in en draagvlak voor de MKBA. Immers, resultaten waarvan het voor de lezer niet duidelijk is op welke wijze ze zijn bepaald missen de benodigde geloofwaardigheid.

Een belangrijk hulpmiddel bij het helder beschrijven van de gevolgde werkwijze is een factsheet, zoals die is weergegeven in Figuur 15. Op beknopte wijze kan zo de gevolgde werkwijze en cruciale aannames weergegeven worden. In hoofdlijnen bestaat de factsheet uit de volgende onderdelen:

- ***Uitgangspunten***; de belangrijkste uitgangspunten van de MKBA worden beschreven. Het gaat dan om de schaal van de MKBA, de tijdshorizon, het prijsniveau, de gehanteerde discontovoet(en), etc. Tevens dient hier inzichtelijk te worden gemaakt welke omgevingsscenario's zijn gebruikt, de beschouwde interventies (de beleidsinstrumenten) en of er verdelingseffecten zijn opgenomen en zoja, naar welke groepen is gekeken voor de verdelings-

⁵³ Dit leidt soms tot gekunstelde formuleringen (bijvoorbeeld '3,4 à 5,7 +?, ++'). Dat nadeel weegt echter minder zwaar dan de verkeerde beeldvorming van het project en van de MKBA-aanpak die voortkomt uit het alleen meenemen van financiële effecten.

effecten. Ook wordt aangegeven of de MKBA inclusief of exclusief keteneffecten is bepaald.

- **Fysieke effectbepaling**; er wordt beknopt aangegeven op welke wijze de fysieke effecten zijn bepaald. Hierbij wordt dus ingegaan op zaken als gehanteerde modellen, benaderingswijzen (casestudies), prijselasticiteiten, etc. Een onderscheid wordt gemaakt tussen beleidskosten, het bepalen van de effectiviteit van het beleid en de directe, indirecte en externe effecten. Indien het gaat om een concrete overheidsinvestering is het weergeven van de effectiviteit van het beleid niet van belang.
- **Waardering van de effecten**; een beschrijving van de wijze waarop de fysieke effecten monetair worden gewaardeerd. Dit valt in twee delen uiteen: allereerst wordt aangegeven of, en zo ja, hoe de vertaalslag is gemaakt van emissies naar de impacts op end-point niveau. Vervolgens wordt ingegaan op de gehanteerde waarderingsmethoden, zoals de gebruikte kengetallen.
- **Gevoeligheidsanalyses en onzekerheden**; tot slot wordt er inzicht gegeven in de kritische factoren waarvan gevoeligheidsanalyses zijn uitgevoerd en welke belangrijke onzekerheden bestaan ten aanzien van de resultaten. Tevens kan hierbij worden vermeld op welke wijze in de MKBA tegemoet is gekomen (eventueel) aan een reductie van die onzekerheden.

Figuur 15 Voorbeeld van een factsheet voor het beschrijven van de gevolgde werkwijze tijdens de MKBA

Naam van de MKBA (bijv. MKBA bodemsanering)			
Uitgangspunten			
Schaal	<i>Nederlands</i>	Tijdshorizon	<i>2010-2040</i>
Prijsniveau	<i>2005</i>	Discontovoet	<i>2,5%, risico-opslag voor sectoren</i>
Omgevingsscenario's	<i>Strong Europe, SE (CPB)</i>		
Beschouwde interventie(s)	<i>Subsidie, heffing, normen</i>		
Verdelingseffecten	<i>Kwalitatief</i>	Keteneffecten	<i>N.v.t.</i>
Fysieke effectbepaling (methodiek)			
Beleidskosten	<i>Ervaringsgegevens, zie Fom, et al., 2009.</i>		
Effectiviteit van beleid	<i>Ervaringsgegevens, zie Fom, et al., 2009</i>		
<i>Directe effecten</i>	<i>Investeringsomvang, welvaartseffecten via Athena Light</i>		
<i>Indirecte effecten</i>	<i>Economisch model, Athena Light</i>		
<i>Externe effecten</i>	<i>Input-output methode met verbeterende technische coëff.</i>		
Waardering			
Methodiek impactsbepaling	<i>Via model EcoSense Light</i>		
Waarderingsmethodiek	<i>Waardering via schadekosten (ExternE)</i>		
Gevoeligheidsanalyses en onzekerheden			
Kritische factoren	<i>Economische groei, energieprijzen</i>		
Belangrijkste onzekerheden en behandeling	<i>Waardering, via bandbreedten meegenomen, gevoeligheidsanalyses met andere scenarios (GE).</i>		

6.4.4 Verdelingseffecten

De verdelingseffecten vormen geen nationale welvaartseffecten. Daarom worden zij niet in de eindtabel weergegeven. Toch vormen de verdelingseffecten vaak een zeer belangrijk element van politieke afwegingen. Vandaar dat een heldere presentatie van de verdelingseffecten gewenst is. Aanbevolen wordt om in de rapportage van de MKBA een tabel op te nemen, waarin voor de verschillende

projectalternatieven wordt aangegeven op welke wijze de effecten neerslaan bij verschillende groeperingen. Daarbij is het van belang om een gedetailleerd onderscheid te maken tussen de verschillende betrokken groepen. Tabel 11 is een voorbeeld van een verdelingstabel.

Tabel 11 Voorbeeld verdelingstabel, gedeeltelijk ingevuld voor een fictief project

	Subsidie laag	Subsidie hoog	Verplichting	Heffing
Dieselrijders	+	++	--	-
Overige automobilisten	0	0	-	-
Autofabrikanten	+	+	++	+
Autohandelaren	+	+	+	+
Direct omwonenden	+	++	+++	++
Etc.				

+ positief effect (winst), - negatief effect (verlies), 0 geen of verwaarloosbaar effect.

De verdelingseffecten kunnen ook worden gemonetariseerd in een MKBA.

6.4.5 Samenvatting

Een groot deel van de lezers kijkt alleen de samenvatting. Vandaar dat een heldere samenvatting van groot belang is. Er dient dan ook voldoende tijd vrijgemaakt te worden voor het schrijven van de samenvatting. Vaak genoeg komt het helaas vaak voor dat de samenvatting op het laatste moment - onder tijdsdruk - geschreven moet worden, wat de leesbaarheid over het algemeen niet ten goede komt.

Een goede samenvatting weet een evenwicht te vinden tussen omvang en volledigheid. Een belangrijk aspect van heldere communicatie is dat de lezer niet wordt overspoeld met zoveel informatie, dat deze afhaakt of het overzicht kwijtraakt. De omvang van de samenvatting dient dus beperkt te blijven (in beginsel niet langer dan 9 bladzijden), maar dit mag niet betekenen dat er een onvolledig beeld wordt gegeven. Aanbevolen wordt om de uitkomsten zodanig te aggregeren, dat het totaalbeeld hetzelfde blijft, terwijl minder onderdelen worden gepresenteerd.

De samenvatting dient minimaal in te gaan op de volgende onderdelen: projectomschrijving, projectdoelen, beschrijving nul- en projectalternatieven, presentatie eindresultaten (m.b.v. eindtabel), specifiekere bespreking resultaten per projectalternatief, verdelingseffecten (m.b.v. verdelingstabel), gevolgde werkwijze (m.b.v. factsheet), en onderzoeksconclusies⁵⁴. Daarnaast kan er kort ingegaan worden op de relatie tussen de eindresultaten van de MKBA en de nagestreefde beleidsdoelen.

⁵⁴ Dit omvat overigens geen beleidsadvies; de functie van een MKBA is het ondersteunen van beleidsvorming, zeker niet het vervangen van besluitvorming. Het geven van beleidsadvies dient dan ook geen onderdeel uit te maken van een MKBA.

Literatuurlijst

AEAT, 2005

M. Holland, et al.

Final Methodology Paper (Volume 1) for Service Contract for carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the clean air for Europe (CAFE) programme. European Commission
S.I. : European Commission, 2005

Alsema en Nieuwlaar, 2001

Icarus 4: a database of energy efficient measures for the Netherlands, 1995-2020, final report, Rapport nr. NWS-E-2001-21
Utrecht : Universiteit Utrecht, sectie Natuurwetenschappen en Samenleving, 2001

Arrow, et al., 1995

K. J. Arrow, W. Cline, K.G. Maler, M. Munasinghe, R. Squitieri, and J. Stiglitz
Intertemporal equity, discounting and economic efficiency
In: Climate Change 1995 - Economic and Social Dimensions of Climate Change, edited by J. Bruce, H. Lee, and E. Haites
Cambridge : Cambridge University Press, pp. 125-44 ; 1995

Bickel, et al., 2003

P. Bickel, et al.

Environmental Marginal Cost Case Studies, UNITE (UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency) Work Funded by 5th Framework RTD Programme
Stuttgart : IER, University of Stuttgart, 2003

Blaeij, et al., 2003

Blaeij, A. de, R.J.G.M. Florax, P. Rietveld and E. Verhoef
The Value of Statistical Life in Road Safety: A Meta-Analysis
In: Accident Analysis & Prevention, 35(6), pp. 973-986 ; 2003

Blok, et al., 2004

K. Blok, H.L.F. de Groot, E.E.M. Luiten, M.G. Rietbergen
The Effectiveness of Policy Instruments for Energy-Efficiency Improvement in Firms: The Dutch Experience
Dordrecht, Boston, London : Kluwer Academish Publishers, 2004

Bos, 2003

E.J. Bos

De economische waardering van natuur en milieu in projectevaluaties. Naar een natuurinclusieve MKBA
Den Haag : Landbouw Economisch Instituut, 2003

Bruyn en Opschoor, 1997

S.M. de Bruyn, J.B. Opschoor

Developments in the throughput-income relationship: theoretical and empirical observations

In: Ecological Economics, 20: 255-268 ; 1997

CE, 2000

J. van Swigchem, et al.

Prijs van groeiend energieverbruik: mechanismen achter het energieverbruik

Delft : CE, 2000

CE, 2002

M. Davidson, et al.

Update schaduw prijzen, financiële waardering van milieuemissies op basis van Nederlandse overheidsdoelen

Delft : CE, 2002

CE, 2003

J. van Swigchem, et al.

Energie-efficiency in de industrie, ratio achter investeringsbeslissingen

Delft : CE, 2003

CE, 2005

B. Kampman, et al.

Biofuels under development, An analysis of currently available and future biofuels, and a comparison with biomass application in other sectors

Delft : CE Delft, 2005

CE, 2005b

S.M. de Bruyn, et al.

Evaluatie doelmatigheid binnenlands klimaatbeleid : kosten en effecten, 1999-2004

Delft : CE, 2005

CE, 2006

S.M. de Bruyn, et al.

Materiaalverbruik en milieu-impact : Data 1990-2004

Delft : CE, 2006

CPB, 2003

R. de Mooij, P. Tang

Four Futures of Europe

Den Haag : Centraal Planbureau, 2003

CPB, 2004

Quantifying four futures for Europe, CPB Publicatie 38

Den Haag : Centraal Planbureau, 2004

CPB, 2005

A. Verrips, H. de Vries, A. Seebregts en M. Lijesen
Windenergie op de Noordzee, Een maatschappelijke kosten-batenanalyse, CPB en ECN. Bijzondere CPB-publicatie 57
Petten : ECN, 2005

CPB/MNP/RPB, 2006

L.H.J.M. Janssen, V.R. Okker, J. Schuur
Welvaart en Leefomgeving: een scenariostudie voor Nederland in 2040
Den Haag : Centraal Planbureau, Milieu- en Natuurplanbureau en Ruimtelijk Planbureau, 2006

Davidson, 2006

Davidson, M.D.
A social discount rate for climate damage to future generations based on regulatory law
In: Climate Change 76 [1-2], 55-72 ; 2006

Dijkgraaf en Vollebergh, 2004

E. Dijkgraaf and H.R.J. Vollebergh
Burn or bury? A social cost comparison of final waste disposal methods
In: Ecological Economics, 50, 233-247 ; 2004

Easterlin, 1974

Easterlin, R.A.,
Does Economic Growth Improve the Human Lot? in P.A. David and R.M. Weber (eds)
In: Nations and Households in Economic Growth, Academic Press, New York, pp. 89-125 ; 1997

EC, 1999

European Commission
ExternE, Externalities of Energy Vol 7 Methodology update, Research and Development
Brussels : Joule, European Commission, 1999

EC, 2001

European Commission, DG ENV
Recommended Interim Values for the Value of Preventing a Fatality in DG Environment Cost Benefit Analysis
Brussels : EC DG ENV working paper, 2001

ECN/MNP, 2005

A.W.N. van Dril, H.E. Elzenga
Referentieramingen energie en emissies 2005-2020
Petten, Bilthoven : Energieonderzoek Centrum Nederland en Milieu- en Natuurplanbureau, 2005

ECN/MNP, 2006

B.W. Daniels, J.C.M. Farla

Optiedocument energie en emissies 2010/2020, Rapportnr. 773001038

Petten, Bilthoven : Energieonderzoek Centrum Nederland en Milieu- en Natuurplanbureau, 2005

Ecorys, 2004

L. Beumer; G. van Bork; I. van de Velde; A.C.P Verster

Ketenstudies LPG, ammoniak en chloor: kosten en baten van veranging LPG als autobrandstof

Rotterdam : Ecorys, 2004

Eijgenraam, et al., 2000

C.J.J. Eijgenraam, C.C. Koopmans, P.J.G. Tang, A.C.P. Verster

Evaluatie van infrastructuurprojecten; leidraad voor Kosten-batenanalyse

Den Haag : Onderzoeksprogramma Economische Effecten Infrastructuur, 2000

ExternE, 2005

Externalities of Energy: Methodology 2005 Update, Edited by Peter Bickel and Rainer Friedrich

Stuttgart : Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung - IER Universität Stuttgart, Germany, 2005

Flores en Carson, 1997

N.E. Flores, R.T. Carson

The Relationship between the Income Elasticities of Demand and Willingness to Pay

In: Journal of environmental economics and management, Vol. 33 Nr. 3, p. 287-295 ; 1997

Freeman, 2003

A.M. Freeman

The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods, 2nd Edition, Resources for the Future

Washington D.C. : S.n., 2003

Friedrich and Bickel, 2001

Friedrich and Bickel (ed.)

Environmental External Costs of Transport

Heidelberg : Springer Verlag, 2001

Goedkoop en Spriensma, 2001

M. Goedkoop & R. Spriensma

The Eco-indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment, Methodology Report, 2001



Goldemberg, et al., 2004

Goldemberg I, Coelho ST, Nastari PM, Lucon O.
Ethanol learning. Curve-the Brazilian experience
In: Biomass and Bioenergy 26: 301-304 ; 2004

Hökby en Söderqvist, 2003

S. Hökby, T. Söderqvist
Elasticities of Demand and Willingness to Pay for Environmental Services in Sweden
In: Environmental and Resource Economics, Vol. 26 Nr. 3, p. 361-383 ; 2003

Junginger, 2005

M. Junginger
Learning in Renewable Energy Technology Development, PhD Thesis
Utrecht : Utrecht University, 2005

Koopmans, 2004

C. Koopmans
Heldere presentatie OEI - aanvulling op de leidraad OEI
Amsterdam : Ministerie van V&W en Ministerie van EZ, 2004

Koopmans, 2006

C. Koopmans
De waarde van normen: Essay over kosten-batenanalyse van milieubeleid : Eindrapport
SEO, rapport nr. 892., 2006

KPMG, 2003

Integrale ketenstudies LPG, ammoniak en chloor: Leidraad Kosten-batenanalyse
Versie 1.0. : opgesteld voor Ministerie van VROM
Den Haag : KPMG, 2003

Kristrom en Riera 1996

B. Kristrom, P. Riera
Is the income elasticity of environmental improvements less than one?
In: Environmental and Resource Economics, Vol. 7 Nr.1, p. 45-55 ; 1996

MNP, 2006

A.P. van Wezel, R.O.G. Franken, E. Drissen, C.W. Versluijs, R. van den Berg
Maatschappelijke Kosten-BatenAnalyse van de Nederlandse Bodemsaneringsoperatie: Herziene versie, Rapport 500122002/2007
Bilthoven : MNP, 2006

Mulder en Lijesen, 2004

M. Mulder en M.G. Lijesen
Overheidsmaatregelen voorzieningszekerheid vaak inefficiënt
In: Economische Statistische Berichten 30-04-2004, p194-197 ; 2004

Nijland, et al., 2003

H.A. Nijland, E.E.M.M. van Kempen, G.P. van Wee, J. Jabben
Costs and benefits of noise abatement measures
In: Transport policy, 10, 131-140 ; 2003

OECD, 2006

David Pearce, Giles Atkinson, Susana Mourato
Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments
Parijs : OECD, 2006

Oosterhuis, 2006

Oosterhuis, F. (ed.)
Ex-post estimates of costs to business of EU environmental legislation, final report
Amsterdam : IVM, 2006

Pearce and Ulph, 1999

Pearce, D.W. and Ulph. D.
A Social Discount Rate for the United Kingdom
In: Environmental Economics: Essays in Ecological Economics and Sustainable Development, 268–285, Cheltenham: Edward Elgar ; 1999

Pearce, et al., 2003

David Pearce, Ben Groom, Cameron Hepburn, Phoebe Koundouri
Valuing the Future: Recent advances in social discounting
In: World Economics, Vol. 4, No. 2 ; 2003

Porter en van der Linde, 1995

M.E. Porter, C. van der Linde
Toward a New Conception of the Environment Competitiveness Relationship
In: Journal of Economic Perspectives Vol 9 no.4, 1995, pp. 97-118 ; 1995

Ramsey, 1928

F. Ramsey
A Mathematical Theory of Saving
In: Economic Journal 38: 543-559 ; 1928

Ready, et al., 2002

R.C. Ready, J. Malzubris, S. Senkane
The relationship between environmental values and income in a transition economy; surface water quality in Latvia
In: Environment and Development Economics, Nr. 7, p. 147-156 ; 2002

Ruijgrok, et al., 2004

E.C.M. Ruijgrok, R. Brouwer, H. Verbruggen
Waardering van Natuur, Water en Bodem in Maatschappelijke Kosten-
batenanalyse, Aanvulling op de Leidraad OEI
Den Haag : S.n., 2004

RVZ, 2006

Raad voor de Volksgezondheid en Zorg
Zinnige en duurzame zorg
Zoetermeer : Raad voor de Volksgezondheid en Zorg, 2006

Schumpeter, 1934

J.A. Schumpeter
The Theory of Economic Development
In: Harvard University Press, Cambridge ; 1934

Stern, 2006

N. Stern, et al.,
The Stern Review on the Economics of Climate Change
S.I. : HM Treasury, 2006

Summer en Heston, 1991

Summers, R. and A. Heston
The Penn World Table (Mark 5): an expanded set of international comparisons,
1950-1988
In: Quarterly Journal of Economics, 106: 327-368 ; 1991

Verbruggen, H., et al., 2002

H. Verbruggen, A. Gielen, H. Brouwer
Kosteneffectiviteit van energiesubsidies
In: ESB : 87 4351, p. 211-214 ; 15 maart 2002

Vicsusi en Aldy, 2003

W.K. Viscusi, J.E. Aldy
The value of a statistical life: a critical review of market estimates throughout the
world
In: Journal of risk and uncertainty, 27:5-76 ; 2003

VROM, 1998

Ministerie van VROM
Kosten en baten van het milieubeleid, definities en berekeningsmethoden
Den Haag : Ministerie van VROM, 1998

VROM, 2006

Toekomstagenda Milieu: Schoon, slim, sterk
Den Haag : Ministerie van VROM, 2006

Wang en Mullahy, 2006

H. Wang, J. Mullahy

Willingness to pay for reducing fatal risk by improving air quality: a contingent valuation study in Chongqing, China

In: The science of the total environment, Vol. 367 Nr.1, p. 50-57 ; 2006

Weitzman, 1998

Weitzman, M.L.

Why the far-distant future should be discounted at its lowest possible rate?, Journal of Environmental

In: Economics and Management, 36, 201-208 ; 1998

Witmond, et al., 2004

B. Witmond, S. Groot, W. Groen, E. Dönszelmann

The impact of REACH: Overview of 36 studies on the impact of the new EU chemicals policy on society and business

The Hague : Ecorys and OpdenKamp Adviesgroep for Dutch Presidency, October 2004

Yoder, 1999

Diane E. Yoder

A Contingency Framework For Environmental Decision-Making: Linking Decisions, Problems, And Processes, 1999

Websites**Treasury, 2003**

Green Book, Appraisal and evaluation in central government.

<http://greenbook.treasury.gov.uk/index.htm>

Philibert, 2003

Discounting the future

International society for ecological economics: Internet encyclopaedia of ecological economics; Cedric Philibert

<http://www.ecoeco.org>; 2003



Begrippenkader⁵⁵

Acceptatiebereidheid (ook: willingness to accept - WTA)	Minimum bedrag dat een persoon wil ontvangen in ruil voor het afstaan van een goed of dienst of voor het aanvaarden van een nadeel (bijvoorbeeld schade of hinder).
Achterwaarts effect	De invloed (voor- en/of nadelen) van milieubeleid op directe of indirecte toeleveranciers van een goed dat door het milieubeleid wordt gestimuleerd.
Administratieve lasten	De kosten bij de <i>eindverbruikers</i> om te voldoen aan informatieverplichtingen voortvloeiend uit wet- en regelgeving en andere beleidinstrumenten van de overheid. Het gaat om het verzamelen, bewerken, registreren, bewaren en ter beschikking stellen van informatie.
Algemeen evenwichtsmodel	Model dat de interacties tussen markten expliciet weergeeft en rekening houdt met inkomenseffecten.
Alternatieve kosten van milieubeleid (ook: opportunity cost)	De baten die men misloopt als men het milieubeleid uitvoert, doordat de voor het milieubeleid in te zetten productiefactoren niet langer de opbrengst opleveren die ze in het nulalternatief zouden genereren.
Attentie-effect	Het aantal subsidieontvangers dat door de subsidie is geattendeerd op het bestaan van de techniek. Dit effect dient met name als correctie op het free-rider effect. Er zijn immers subsidieontvangers voor wie de techniek al rendabel was, maar die niet op de hoogte waren van de techniek. Hiervoor heeft in dit onderzoek geen correctie plaatsgevonden.
Annuïtaire afschrijving	Afschrijvingsmethode waarbij de jaarlijkse last van rente en aflossing constant is over de afschrijvingsperiode.
Base case	Zie <i>Nultarief</i> .
Baumol-effect	Correctie op meso- of macro niveau voor inkomenseffecten door lagere energiekosten als gevolg van subsidieverlening. Voor bedrijven kan dit resulteren in een hogere productie en dus een hoger energiegebruik. Voor huishoudens kan het leiden tot meer bestedingen, onder andere aan energie. Behoort tot de indirecte effecten.
Bedrijfseconomische kosten-batenanalyse	Zie <i>Bedrijfseconomische rentabiliteitsanalyse (BRA)</i> .
Bedrijfseconomische rentabiliteitsanalyse (BRA)	Analyse waarbij wordt nagegaan of het project gedurende de beoogde levensduur voor de investeerder c.q. exploitant voldoende opbrengst zal genereren om er aan te beginnen c.q. er aan deel te nemen.
Beleidsalternatief	Zie <i>projectalternatief</i> .
Beleids effect	De causale effecten die optreden bij de invoering van milieubeleid. Tezamen met <i>beleidskosten</i> vormen de beleidseffecten het verschil tussen het ontwikkelingspad <i>met</i> en het ontwikkelingspad <i>zonder</i> invoering van het milieubeleid.
Beleidsmaatregel	Een interventie die de overheid pleegt in het marktproces met als doel om de milieuvervuiling terug te dringen.
Beleidsinstrument	Een specifieke beleidsmaatregel die leidt tot de inzet van bestrijdingsmaatregelen in de doelgroepen. Voorbeelden zijn: normering, heffing, fiscale vrijstelling, emissiebeleid, etc.
Beleidskosten	Alle kosten die het beleid moet maken om een interventie te plegen. Deze vallen uiteen in kosten van beleidsvoorbereiding, kosten van beleidsuitvoering en kosten van verantwoording van het beleid.
Bestrijdingsmaatregel	Een toepassing van een bepaalde techniek/maatregel, brandstof of andere activiteit bij de doelgroepen om milieuvervuiling te reduceren.
Betalingsbereidheid (ook: Willingness to Pay or (WTP)	Maximum bedrag dat een persoon bereid is te betalen om te kunnen beschikken over een goed of dienst of om een nadeel (bijvoorbeeld schade of hinder) te vermijden.

⁵⁵ Dit hoofdstuk is gebaseerd op: Eijgenraam *et al.* (2000), aangevuld met begrippen die speciaal in het milieubeleid spelen en ontdaan van begrippen die alleen voor infrastructuur van belang zijn.

CAFE	Clean air For Europe, Europees programma ter ondersteuning van de Europese Commissie bij de bestrijding van luchtverontreiniging.
Compenserende variatie (CV)	Maatstaf voor de verandering in de welvaart van een individu ten opzichte van de oorspronkelijke (of nul-)situatie, die optreedt als gevolg van een project. De CV is het maximum bedrag dat iemand die baat heeft bij de verandering, kan worden ontnomen, zonder dat hij slechter af is dan zonder project (betalingsbereidheid); het is tevens het minimum bedrag dat de verliezer nodig heeft om bij uitvoering van het project er niet in welvaart op achteruit te gaan (acceptatiebereidheid). De CV is een maatstaf voor het consumentensurplus (zie ook <i>Equivalente variatie</i>).
Constante waarde	De huidige waarde van een toekomstige stroom van opbrengsten en/of kosten (zie ook <i>Netto Contante Waarde</i>).
Consumentensurplus (CS)	(Benadering voor) het maximumbedrag dat iemand (de consument) bereid is te betalen voor een goed of dienst, verminderd met het werkelijk te betalen bedrag.
Cumulatieve kosten en effecten	Optelsom van de jaarlijkse effecten en/of jaarkosten over de beschouwde periode.
DALY	DALY (disability adjusted life year): aantal gezonde levensjaren die een populatie verliest door ziekte.
Direct effect	Welvaartseffect van milieubeleid op de doelgroepen die het milieubeleid moeten treffen (zie ook <i>Indirect effect</i>).
Discontovoet	Rentevoet waarmee de contante waarde wordt berekend van geldsommen die in de toekomst betaald moeten worden of ontvangen zullen worden (zie ook <i>Maatschappelijke discontovoet</i>).
Dosis-effect relaties	Principe uit de toxicologie dat stelt dat de kans op een schadelijk effect toeneemt naarmate er meer van een schadelijke stof wordt toegediend.
Dosis-response relaties	Zie <i>Dosis-effect relaties</i> .
Economies of scale	Zie <i>Schaaleffect</i> .
Economische project-evaluatie	Systematische en rationele onderbouwing van de keuze tussen relevante alternatieven voor een project, waarbij alle maatschappelijke welvaartsaspecten worden meegewogen.
Effect (van milieubeleid)	Zie <i>Beleidseffect</i> .
Effectiviteit van het beleid	De mate waarin het beleid ook daadwerkelijk tot de beoogde effecten resulteert. Free-riders, rebound effecten en het Baumol-effect (zie aldaar) kunnen de effectiviteit van het beleid doen afnemen, evenals een onvoorziene stapeling van het beleid waardoor niet alle effecten van het beleid kunnen worden toegeschreven aan de interventie.
Effectiviteitsparameter	Een waarde tussen 0 en 1 die de effectiviteit van het beleid aangeeft. Wordt wel gebruikt in kengetallen MKBA's (zie aldaar).
Efficiëntie-effect (ook: Technologisch effect)	Bijdrage van het milieubeleid tot een efficiëntere productie- en/of consumptietechnologie (zodat met dezelfde productiemiddelen meer output wordt voortgebracht, of aan dezelfde goederen en diensten meer nut wordt ontleend). Anders uitgedrukt: een daling van de marginale maatschappelijke kosten en/of een stijging van het marginale nut van goederen en diensten, die optreden als gevolg van uitvoering van het beleid.
Eindverbruiker	Ondernemer of een consument die bestrijdingsmaatregelen toepast en die hiervoor kosten maakt.
Emissiefactor	Kengetal dat de emissies van CO ₂ en andere stoffen per eenheid primaire brandstof aangeeft. Er bestaan ook emissiefactoren die emissies aan de toegevoegde waarde relateren.
End-of-pipe techniek	Zuiveringstechniek die wordt toegepast aan het einde van de productieketen.
End-point	Het uiteindelijke niveau van impacts van milieuvervuiling. Meestal wordt onderscheiden effecten op gezondheid, op natuur en ecosystemen, gebouwen en productie.
Ex-ante	Vooraf.
Ex-post	Achteraf.



Extern effect	Onbedoelde welvaartsveranderingen voor derden waarvoor geen compensatie wordt geboden. In formele zin: 'Een extern effect bestaat als de nuts- of productiefunctie van een economische actor (de 'ontvanger' van het effect) een reële variabele bevat waarvan de waarde afhangt van het gedrag van een andere economische actor (de 'veroorzaker' van het effect), die dit effect niet meeneemt in zijn of haar beslissingsproces.'
ExternE	Externalities of Energy. Europees onderzoeksproject dat de impact op de gezondheid en het leefmilieu kwantificeert door vervuilende stoffen te volgen vanaf de bron tot aan de impact.
Free-riders	Een free-rider speelt speciaal bij subsidieverlening en is gedefinieerd als een ondernemer of consument die ook zonder de financiële ondersteuning van het beleidsinstrument op hetzelfde tijdstip dezelfde investering zou hebben gedaan.
Gebleken voorkeur Geprijsd effect	Zie <i>Revealed preference</i> . Voor- of nadeel van een project dat via transacties en prijsbepaling op markten volledig in prijzen van goederen en diensten tot uitdrukking komt.
Hicks-Kaldor criterium Inkomenselasticiteit	Zie <i>Potentiële Pareto-verbetering</i> . De inkomenselasticiteit van de vraag geeft de mate weer waarin de vraag naar een bepaald goed verandert als het inkomen verandert.
Indirect effect (ook: Afgeleid effect) Integrale KBA	Effect van het milieubeleid dat niet tot de directe effecten behoort (zie <i>Direct effect</i>). KBA waarin, behalve met de directe effecten, ook met alle indirecte effecten van het milieubeleid rekening wordt gehouden.
Intern effect	Effect van milieubeleid waarvoor via transacties en prijsbepaling op markten prijzen tot stand komen die de waarde weerspiegelen die individuen aan deze effecten geven.
Interne rentevoet	De (hoogste) discontovoet waarbij de netto contante waarde van de projecteffecten gelijk is aan nul.
Jaarlijkse effecten Jaarlijkse kosten of jaar- kosten	De effecten van het beleid ten opzichte van een bepaald basisjaar. De kosten in een bepaald jaar ten opzichte van een basisjaar.
Kengetallen MKBA	Een snelle MKBA waarin voor de meeste effecten wordt gerekend met kengetallen. Kan worden gebruikt om de doelstellingen van het beleid door te rekenen met een MKBA.
Kosten-batenanalyse (KBA) (ook: maatschappelijke KBA, MKBA)	Opstelling van de geldwaarde van alle voor- en nadelen die alle partijen in de (nationale) samenleving ondervinden van de uitvoering van een project, aangevuld met (bij voorkeur kwantitatieve) informatie over effecten die zich niet op verantwoorde wijze in geld laten uitdrukken.
Kosteneffectiviteit	De kosteneffectiviteit is gedefinieerd als de verhouding tussen kosten en gerealiseerde effecten van de verschillende instrumenten van de overheid. Kosteneffectiviteit kan worden onderscheiden naar overheid, eindverbruikers en de maatschappij als geheel.
Kosteneffectiviteitsanalyse (KEA)	Analyse waarbij voor een aantal alternatieven of varianten van een project ofwel wordt nagegaan met welk alternatief (of welke variant) de (één-dimensionale) projectdoelstelling tegen de laagste kosten gerealiseerd kan worden, ofwel met welk alternatief of welke variant bij een gegeven kostenbudget het beste resultaat kan worden bereikt in termen van de doelstelling.
Levenscyclus analyse (LCA)	Levenscyclusanalyse is een analysemethode die de milieubelasting van producten en diensten over hun volledige levensloop kwantificeert. Bij een LCA worden alle milieu-effecten tijdens de levensloop van een product in kaart gebracht: van grondstofwinning via gebruik tot de afvalfase. Men spreekt daarbij ook wel van het 'van wieg tot graf' in kaart brengen van de milieu-effecten.
Maatschappelijke discontovoet	Discontovoet die bij KBA gebruikt wordt om de contante waarde te berekenen van de maatschappelijke kosten en opbrengsten van een project. De maatschappelijke discontovoet wijkt af van de rentevoet die wordt gebruikt bij het disconteren van particuliere investeringen. Op dit moment is door de Rijksoverheid een rentevoet voorgeschreven van 4% (reëel) in een risicovrije omgeving.

Maatschappelijke kosten-batenanalyse	Zie <i>Kosten-batenanalyse</i> .
Markt-extern effect	Zie <i>Extern effect</i> .
Markt-intern effect	Zie <i>Intern effect</i> .
Marktverstoring	De afwijking van een marktsituatie met volledige concurrentie en zonder transactiekosten (ofwel: een evenwichtige marktsituatie) die optreedt ten gevolge van de invoering van belastingen en subsidies, transactiekosten, monopolioïde marktposities, wisselkoersverstoringen, enz. De marktverstoring komt tot uitdrukking in prijzen die afwijken van de evenwichtsprijzen die behoren bij de evenwichtige marktsituatie.
Mid-point	Impactcategorieën waarbij de analyse op het niveau van milieuthema's plaatsvindt. Voorbeelden van milieuthema's zijn broeikasgassen, verzuuring, vermessing, verdroging, etc.
Milieu-effectrapportage (MER)	Wettelijk voorgeschreven beschrijving van (1) de voorgenomen projectactiviteit, (2) de toestand van het milieu voorafgaand aan de activiteit en (3) de verandering die zal optreden in de milieutoestand (en de verwachte gevolgen daarvan) met en zonder de activiteit (nulalternatief). De MER dient bovendien een beschrijving te geven van het 'meest milieuvriendelijke' alternatief.
Monitoring	Het systematisch verzamelen van gegevens ten behoeve van beleidsverantwoording.
Multicriteria-analyse	Methode om projecten te beoordelen waarbij gelijktijdig van verschillende beoordelingscriteria wordt uitgegaan (naast geld kunnen fysieke grootheden als criterium worden gebruikt). Aan de verschillende criteria worden (meestal door beleidsmakers) gewichten toegekend, alvorens de gewogen (kwantitatieve en kwalitatieve) scores worden samengevoegd. De basis voor de toegekende gewichten is niet altijd duidelijk. Dubbeltelling van projecteffecten is minder gemakkelijk te voorkomen dan bij KBA omdat strikte criteria voor het opnemen van effecten ontbreken.
Nationaal inkomen	Som van de inkomens van alle inwoners van een land verkregen uit economische activiteiten (vooral arbeid en ondernemerschap).
Netto Contante Waarde (NCW) (ook: Net Present Value, NPV)	Rentabiliteits- of beslis criterium bij kosten-batenanalyse. Het bedrag dat men verkrijgt door de contante waarde van de verwachte kosten van een investering af te trekken van de contante waarde van de verwachte opbrengsten. In een KBA wordt de NCW berekend met behulp van de maatschappelijke discontovoet. Als de NCW positief is, komt het project op economische grond voor uitvoering in aanmerking.
Nultrafief (ook: 'base case')	De meest waarschijnlijk te achten economische ontwikkeling die zal plaatsvinden in geval het te beoordelen project niet wordt uitgevoerd. Het verschil van de ontwikkeling met project en het nulalternatief (de ontwikkeling zonder het project) vormt het uitgangspunt voor iedere rendementsanalyse en dus ook van een KBA (zie ook <i>Projectalternatief</i>).
Nut	Economisch theoretisch begrip waarmee men keuzen modelmatig kan beschrijven. Nut is datgene wat individuen ervaren bij het gebruik van goederen en diensten, en wat ze proberen te maximaliseren.
OEEI	Onderzoeksprogramma Economische Effecten van Infrastructuur (geïnitieerd door de Ministeries van Verkeer en Waterstaat en Economische Zaken).
Omgevingsscenario	Onderling samenhangend stelsel van uitgangspunten en kengetallen voor de ontwikkeling van de fysieke en economische omgeving waarbinnen het project zal functioneren. Men kan onderling uiteenlopende omgevingsscenario's hanteren (bijvoorbeeld gebaseerd op optimistische en pessimistische toekomstverwachtingen) om een beeld te krijgen van de gevoeligheid van projecteffecten voor onzekere exogene ontwikkelingen.
Opportunity cost	Zie <i>Alternatieve kosten</i> .
Overheidskosten	Zie <i>Beleidskosten</i> .
Pareto-optimum	Een economische situatie noemt men Pareto-optimaal als de hulpbronnen en de productie in de economie zo gealloceerd zijn, dat iedere andere allocatie die voor iemand in de samenleving extra voordeel oplevert ten koste gaat van de welvaart van iemand anders.

Partiële KBA	KBA waarin wel met de directe effecten maar niet expliciet met (alle) indirecte effecten rekening wordt gehouden. (N.B. Dit hoeft niet te betekenen dat de KBA niet volledig is en geen rekening houdt met alle soorten welvaartseffecten. In veel gevallen is aannemelijk dat de niet meegenomen indirecte effecten per saldo nauwelijks of geen invloed hebben op de omvang van de nationale welvaart.)
Pecuniary effect of pecuniary extern effect	Een extern effect dat optreedt op markten zonder dat daarbij sprake is van een vorm van marktfalen. Deze effecten mogen niet worden verward met externe effecten (zie <i>Externe effecten</i>). In dit rapport worden pecuniare externe effecten tot de indirecte effecten gerekend (zie <i>Indirecte effecten</i>).
Potentiële Pareto-verbetering (PPV) (ook: Hicks-Kaldor-criterium)	Economisch besliscriterium dat zegt dat een project moet worden uitgevoerd als degenen die baat hebben van het project in staat zijn om degenen die verlies lijden volledig te compenseren, zonder er zelf netto op achteruit te gaan. Het gaat hierbij dus om een potentiële compensatie; of de compensatie ook werkelijk wordt uitgevoerd is voor de beslissing niet van belang. Als het project niet aan het PPV-criterium voldoet, moet het niet worden uitgevoerd. Als een project wél aan het PPV-criterium voldoet, is daarmee nog niet aangetoond dat er in werkelijkheid voor iedereen een welvaartsverbetering wordt bereikt, omdat een eventueel noodzakelijke compensatie niet daadwerkelijk wordt uitgevoerd.
Preventiekosten	Alle kosten die de samenleving moet maken om de gestelde milieubeleidsdoelen te halen. Het gaat hierbij meestal om investeringskosten.
Probleemanalyse	Stappen die genomen worden tijdens het voorbereidingsproces voor het oplossen van een beleidsvraagstuk. De probleemanalyse bestaat uit de volgende stappen: bepalen fasering, bepalen doel besluitvorming, bepalen van type MKBA en bepalen definitie milieuprobleem.
Producentensurplus (ook: Economische 'rent')	(Benadering voor) het maximumbedrag dat een producent bereid is te betalen voor een productiefactor verminderd met wat hij in werkelijkheid moet betalen.
Project	Een investering, of verzameling onderling samenhangende investeringen, die neerkomt op (of gepaard gaat met) een overheidsinterventie in de markt. Om te voorkomen dat bij de verzameling van investeringen de winst van het ene onderdeel het verlies van een ander onderdeel verbergt, is een aanscherping gewenst. Een project is dan te omschrijven als de kleinst mogelijke verzameling van onderling samenhangende investeringen die naar verwachting technisch uitvoerbaar en economisch haalbaar is.
Projectalternatief	De verwachte ontwikkeling van de (nationale) samenleving in de situatie dat het project of beleid wordt uitgevoerd (in enigerlei variant) (zie ook <i>Nulalternatief</i>). Dit wordt ook wel <i>beleidsalternatief</i> genoemd.
Prijsverstoring	Zie <i>Marktverstoring</i> .
Publiek goed (ook: collectief goed)	Goed of dienst die, zodra ze wordt verstrekt aan één persoon, zonder extra kosten ook beschikbaar is voor anderen. In strikte zin kan men publieke goederen (diensten) definiëren als goederen (diensten) die niet exclusief en niet rivaliserend zijn. Niet exclusief betekent dat gebruik ervan door niet-betalende partijen niet is uit te sluiten; niet rivaliserend houdt in dat gebruik van het goed door partij x geen invloed heeft op de beschikbaarheid voor partij y. Milieu en natuur voldoen in hoge mate aan deze kenmerken.
Publiek-private samenwerking (PPS)	Samenwerkingsvormen tussen overheden en particuliere partijen, waarbij men probeert overheidsingrijpen in de markt - noodzakelijk geacht wegens onvolkomenheden van markten - te combineren met gunstige effecten van marktwerking, om aldus een hogere welvaartsopbrengst ('synergie') te realiseren dan zonder die combinatie mogelijk wordt geacht. Uit deze samenwerking vloeit ook een andere verdeling voort van de financiële risico's die partijen accepteren bij het ondernemen van de gezamenlijke projecten.
RAINS	Rekenmodel ontwikkeld op het IIASA in Oostenrijk om emissiereductie-strategieën te analyseren en optimaliseren naar kosteneffectiviteit

Reboundeffect	Het correctie-effect op micro niveau voor de gedaalde energiekosten. De gedaalde energiekosten kunnen betekenen dat bedrijven en huishoudens wat meer energie gaan gebruiken. Een rebound effect kan optreden bij het geven van subsidies op energiezuinige consumptieartikelen. Doordat deze artikelen goedkoper worden, kunnen consumenten eerder overgaan tot aanschaf/vervanging die dat anders niet hadden gedaan.
Reductiekosten	Zie <i>Preventiekosten</i> .
Revealed preference (ook: revealed behaviour of gebleken voorkeur)	Een raming van de vraag die uitsluitend gebaseerd is op feitelijke waarnemingen van de wijze waarop consumenten reageren op veranderingen in prijzen en/of inkomen (zie ook <i>Stated preference</i>).
Schaaleffect	Vermindering in de gemiddelde productiekosten die op lange termijn optreedt bij schaalvergroting van de productie (bijvoorbeeld als gevolg van spillover effecten of van een betere bezetting van productiemiddelen). Schaalvoordelen zijn een belangrijke oorzaak van het bestaan van natuurlijke monopolies (economische activiteiten die het efficiëntst kunnen worden uitgevoerd door een of slechts enkele producenten).
Schadekosten	Alle schade die individuen ervaren ten gevolge van de milieuvuiling.
Schadekostenkentallen	Kengetallen waarbij direct een link wordt gelegd tussen emissies en de bijbehorende schadekosten. In de schadekostenkentallen zit algemene informatie over verspreiding en dosis-response relaties.
Schaduwprijs	Waarde die wordt toegerekend aan een goed of dienst, waarvoor geen prijs tot stand komt op een markt waar vraag en aanbod elkaar ontmoeten. De schaduwprijs is in principe gelijk aan de welvaartsvergroting die een extra eenheid van deze goederen of diensten kan opleveren. Vaak wordt de schaduwprijs gebruikt voor de situatie waarin vraag en aanbod naar het niet-geprijsde goed in evenwicht zouden zijn.
Sociale Discontovoet	Discontovoet die de lange-termijn evenwichtsdiscontovoet weergeeft van een economie.
Spill-over effect	Indirect efficiëntie-effect (zie <i>Efficiëntie-effect</i>).
Stated preference (ook: stated behaviour of verklaarde voorkeur)	Methode om de vraag naar een goed of dienst te ramen die gebaseerd is op antwoorden van consumenten op vragen naar hoe ze zouden reageren in een hypothetische situatie van veranderingen in prijzen en/of inkomen (zie ook <i>Revealed preference</i>).
Sunk cost	Investeringskosten die met het oog op het voorgestelde project al gemaakt zijn. Omdat deze per definitie zowel bij het nulalternatief als bij het projectalternatief optreden, kunnen ze buiten beschouwing blijven bij een KBA.
Technologisch effect	Zie <i>Efficiëntie-effect</i> .
Terugkoppelingseffecten	Effecten die via terugkoppelingsmechanismen inwerken op de het totale besparingseffect, zoals free riders, attentie-effect, reboundeffect en Baumoleffect.
Of neveneffecten	
Terugverdientijd	De tijd benodigd voor een project om voldoende kasstromen te genereren om alle tot dan toe verrichte uitgaven (inclusief de investering) terug te verdienen. Hierbij kan al dan niet rekening worden gehouden met discontering.
Toegevoegde waarde	De waarde van de productie van een bedrijf verminderd met de waarde van de inputs die het bedrijf betreft van buiten; deze waarde komt neer op de som van de beloningen van de productiefactoren (arbeid, kapitaal) van het bedrijf.
Uitvoeringskosten	Dit betreft alle kosten die de overheid maakt om het beleidsinstrument uit te voeren.
Verklaarde voorkeur	Zie <i>Stated preference</i> .
Verspreidingsmodel	Een model dat aan de hand van ondermeer klimatologische gegevens een relatie legt tussen de emissies en de immissies (concentratie van milieuvuiling, ook wel <i>dosis</i> genoemd). Met een verspreidingsmodel kunnen immissies worden berekend met behulp van emissiefactoren (of kentallen), bepaald uit emissiemetingen.
Voorwaarts effect	De invloed (voor- en/of nadelen) van milieubeleid op directe of indirecte afnemers van het goed dat door het milieubeleid wordt gestimuleerd.

Welvaart
Willingness to Pay (WTP)
YOLL

Zie *Nut*.
Zie *Betalingsbereidheid*.
Yoll = years of life lost: het aantal verloren levensjaren in een populatie.



CE

**Oplossingen voor
milieu, economie
en technologie**

Oude Delft 180

2611 HH Delft

tel: 015 2 150 150

fax: 015 2 150 151

e-mail: ce@ce.nl

website: www.ce.nl

Besloten Vennootschap

KvK 27251086

Leidraad MKBA in het milieubeleid

Versie 1.0

BIJLAGEN

Rapport

Delft, mei 2007

Opgesteld door:

S.M. (Sander) de Bruyn

M.J. (Martijn) Blom

A. (Arno) Schroten

M. (Machiel) Mulder





A Relatie met de OEI

A.1 Inleiding

Samen met het Ministerie van Economische Zaken heeft het Ministerie van Verkeer en Waterstaat eind jaren negentig het initiatief genomen tot het Onderzoeksprogramma Economische Effecten Infrastructuur (OEEI). Dit programma bestond uit meerdere deelonderzoeken en had tot doel de kennis over economische effecten van infrastructuurprojecten te inventariseren, de samenwerking tussen instituten te bevorderen en te streven naar gemeenschappelijke uitgangspunten, definities en methodieken voor het gebruik van een kosten-batenanalyse. In 2001 verscheen er een leidraad OEI (Overzicht Effecten Infrastructuur; Eijgenraam, et al., 2000) die aangeeft op welke wijze een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) uitgevoerd dient te worden.

Na de publicatie van de leidraad OEI is een evaluatierapport (2002) verschenen waarin een aantal verbeterpunten zijn genoemd. Deze zijn door de betrokken ministeries omgezet in de actieagenda OEI. De actieagenda heeft geresulteerd in een aantal aanvullingen op de leidraad die eind 2004 aan de Tweede Kamer zijn aangeboden. Daarnaast is er een handleiding verschenen voor beleidsmakers die een MKBA willen aanbesteden. Voor natuur, tot slot, is er een aparte aanvulling verschenen op de OEI-leidraad (Ruijgrok, et al., 2004).

De tot nu toe uitgevoerde MKBA's over milieubeleidsbeslissingen in Nederland hebben allemaal de OEI-leidraad gevolgd. Daarbij is gebleken dat die leidraad goed toepasbaar is op grote delen van het milieubeleid maar geen toegepast antwoord geeft op enkele unieke facetten van het milieubeleid. Zo is de tijdshorizon bij milieubeleidsbeslissingen vaak langer dan bij infrastructurele beslissingen en is een MKBA van beleid fundamenteel anders dan een MKBA van een investeringsbeslissing. Daarom is besloten tot het opzetten van een separate leidraad voor het gebruik van MKBA's in het milieubeleid.

Om te voorkomen dat onderzoekers de huidige leidraad steeds naast de OEI moeten leggen om hun werk te doen, is besloten om alle stappen in een MKBA genomen worden in deze leidraad op te nemen waarbij in voorkomende gevallen de relevante delen uit de OEI zijn gekopieerd of van toepassing gemaakt op milieubeleid. Dit zal per onderdeel worden aangegeven (zie ook Tabel 12).

A.2 Aanvullingen ten opzichte van de OEI

De meeste MKBA's die zijn uitgevoerd op milieubeleidssterrein gaan - in beperkte mate - in op de vraag in hoeverre de OEI-systematiek bruikbaar is. Koopmans (2006) heeft in een eerdere opdracht voor het Ministerie van Financiën gekeken in hoeverre een MKBA van het milieubeleid andere accenten behoeft. Hij stelt dat er in een MKBA van het milieubeleid expliciete aandacht dient te komen voor de effectiviteit van het beleid waarin ook handhaafbaarheid aan bod komt. Belangrijk gegeven in deze is dat de OEI-leidraad uitgaat van een specifiek project en niet

op gaat voor een overheidsdoelstelling of overheidsbeleid. Met name in het geval van overheidsbeleid zal ook de vraag aan de orde moeten komen wat de effectiviteit ervan is.

Daarnaast beveelt Koopmans aan om meer expliciete aandacht te schenken aan de keuze voor de disconteringsvoet omdat de keuze uit de OEI-overeenkomst met 'normale' rentabiliteitseisen, maar niet noodzakelijkerwijs met duurzaamheid. Deze discussie vindt men terug in de meeste MKBA's, zowel binnen Nederland als daarbuiten, zonder dat dit tot overeenstemming heeft geleid (zie bv. OECD, 2006).

Bij de waardering van de milieubaten blijkt de OEI tekort te schieten in diepgang. Studies verschillen sterk in hun waarderingsgrondslagen: sommige studies schatten zelf de gezondheidseffecten in om die vervolgens via standaardwaarden te vertalen in schadekosten (MNP, 2006; Stern, 2006), andere gebruiken juist preventiekosten om de baten van het milieubeleid te bepalen (CPB, 2005; Ecorys, 2004), weer anderen gebruiken standaard cijfers voor de schadekosten zoals die door ExternE zijn vastgesteld (Witmond, et al., 2004). De discussie rondom de waardering van de externe effecten spitst zich dus vooral toe wat een goede methode is om die effecten te bepalen, gegeven de normale beperkingen van tijd en beperkte databeschikbaarheid.

Ook de behandeling van onzekerheden en risico's is niet gestandaardiseerd bij de huidige MKBA's: hoewel de OEI-richtlijnen omvat hoe om te gaan met niet-diversificeerbare risico's ontbreekt op dit moment het inzicht in hoeverre de risico's in het milieubeleid ook niet-diversificeerbaar zijn. Daarbij zou ook meer aandacht moeten worden geschonken aan de keuze van energieprijzen en/of emissiehandelsprijzen omdat deze prijzen in het financieel waarderen van milieubeleid een grote rol spelen.

Tot slot is de situering van milieubeleid anders dan bij infrastructurele beslissingen. Een MKBA bij een infrastructurele beslissing is vaak een add-on op een bestaand traject waarin reeds een business case bestaat en een MER is uitgevoerd. In het milieubeleid zal een MKBA vaak het eerste deel van de stap zijn in het inventariseren van de mogelijkheden van een nieuw beleid(sdoel). Dit stelt additionele eisen aan het traject waarbinnen een MKBA wordt uitgevoerd.

Tabel 12 geeft de voornaamste aanpassingen ten opzichte van de OEI weer.

Tabel 12 Voornaamste aanpassingen ten opzichte van de OEI

	<i>Wat schrijft de OEI voor</i>	<i>Deze leidraad</i>
Discontovoet	Standaard 4%, eventueel vermeerderd met een risico-opslag van 3%.	Hangende een ministerieel besluit over de discontovoet stellen we voor om een variant op te nemen waarin de discontovoet afhankelijk wordt gemaakt van de tijdshorizon van de beleidsmaatregelen.
Waardering externe effecten	Niet toegespitst op milieuproblematiek. OEI ontbeert samenhang tussen dosiseffect relaties en milieuschade en een visie in welke gevallen je welke waarderingsmethodiek toepast.	Deze leidraad biedt raamwerk voor waardering externe effecten en komt met concrete aanbevelingen welke stappen je in welke gevallen kunt nemen en in hoeverre deze resultaten in een over- of onderschatting van de externe effecten.
Effectiviteit van beleid bepalen	Summier behandeld in OEI.	Uitgebreid behandeld in deze leidraad.
Onzekerheid en risico's	Uitgebreid behandeld in OEI maar zeer toegesneden op infrastructurele onzekerheden.	In deze leidraad toegesneden op onzekerheden die zich in het milieubeleid voordoen.
Stappenplan	Stappenplan gericht op MKBA van investeringsprojecten in infrastructuur.	Aanvullende stappen op het gebied van effectiviteit van beleid en de relatie tussen emissiedoelstellingen en de fysieke effecten die een rol spelen bij de waardering.

Belangrijk in deze leidraad is het principe dat een integrale MKBA in het milieubeleid alleen goed kan worden uitgevoerd indien men goed kan schakelen tussen de diverse niveaus in het milieubeleid.

In het milieubeleid kunnen drie verschillende analyseniveaus worden onderscheiden:

- 1 **Stofniveau:** de milieubeleidsdoelen zijn meestal in emissies (milieudruk) of grondstoffen (energiebesparing) vevat - bijvoorbeeld bij de NEC-plafonds of Kyoto. Dit wordt in LCA-terminologie het stofniveau genoemd.
- 2 **Milieukwaliteit:** de milieuproblematiek openbaart zich vaak op het milieukwaliteitsniveau, bijvoorbeeld luchtkwaliteit of klimaatverandering. Er is door verspreiding en ecosysteemprocessen geen eenduidige relatie te leggen tussen het stofniveau en het milieukwaliteitsniveau.
- 3 **Het end-points niveau** waarbij de veranderingen in de milieukwaliteit doorwerken op specifieke 'end-points' zoals de effecten op de gezondheid, kapitaalgoederen en natuur (zie de Box in paragraaf 1.3).

In een uitgebreide MKBA van het milieubeleid zal men moeten schakelen tussen deze niveaus: het stofniveau is namelijk nodig om de milieubeleidsdoelen te linken aan concrete investeringen als gevolg van de interventie (investeringen in milieubesparende technologie). Het end-point niveau is evenwel nodig voor een goede inschatting van de externe effecten (zie paragraaf 5.2). Dit vereist milieukundige kennis omtrent verspreidingsmodellen, karakterisatiefactoren en dosis-effectrelaties die de MKBA in het milieubeleid bij uitstek

Omdat de end-points direct aansluiten bij de schattingen omtrent de schade van vervuiling zou het een voordeel kunnen opleveren indien doelstellingen in het milieubeleid worden ingevuld op dat niveau. Dat laat bovendien open dat de doelstellingen op meerdere manieren kunnen worden gerealiseerd. Een nadeel hiervan is dat het aantal oplossingen navenant toeneemt. Beleid rondom luchtkwaliteit zou dan ook ingevuld kunnen worden met, bijvoorbeeld, verkeersslachtofferbeleid of de gezondheidszorg.



B Verantwoording en beschouwde MKBA's

Bij de invulling van deze leidraad is zowel gekeken naar bestaande ervaringen in MKBA's van het milieubeleid als - in beperkte mate - de internationale ervaringen. De volgende bestaande MKBA's hebben gediend als input voor deze leidraad:

- Wind op zee (CPB, 2005);
- LPG (Ecorys, 2004);
- Geluid (Nijland, et al., 2003);
- Reach, verschillende MKBA's zie overzicht in (Witmond, et al., 2004);
- Bodemsanering (MNP, 2006).

Daarnaast zijn er enkele overzichten verschenen, ook internationaal, hoe een MKBA dient te worden aangepakt in het milieubeleid. Naast de OEI-richtlijn (Eijgenraam, et al., 2000) zijn bij het opstellen van deze leidraad gebruikt:

- Koopmans (2006) met een essay over kosten-baten analyses in het milieubeleid;
- KPMG (2003) met een leidraad over integrale ketenstudies LPG, chloor en ammoniak;
- OECD (2006) met een zeer uitgebreide leidraad over MKBA in het milieubeleid;
- Ruijgrok, et al. (2004) met de aanvulling op de OEI voor de waardering van natuur, water en bodem.

Internationale ervaringen zijn in beperkte mate meegenomen. Bij het schrijven van enkele hoofdstukken hebben we ons laten leiden door de handleiding MKBA van de OECD (OECD, 2006). Daarnaast hebben we kort gekeken naar het gebruik van MKBA door de EPA in de VS (zie ook Bos, 2003) en de UK (Treasury, 2003). Andere internationale ervaringen zouden in een later stadium nog in deze MKBA kunnen worden verwerkt en resulteren in een aanpassing van de onderhavige leidraad.



C Discontovoet

C.1 Sociale discontovoet

De discussie over de sociale discontovoet is in de economie zeer oud en houdt zich bezig wat op de langere termijn een goede discontovoet is om welvaartsafwegingen mee te beoordelen. Een van de redenen om een 'social discount rate' te kiezen is dat de normale marktrente verscheidene vormen van marktfalen kent⁵⁶. Dergelijk marktfalen neemt, over het algemeen genomen, toe met de tijd waardoor het belang van het nemen van een sociale discontovoet toeneemt naarmate de tijdshorizon langer is.

Veel van de literatuur rondom de sociale disconteringsvoet volgt Ramsey (1928). Volgens Ramsey is de sociale disconteringsvoet het component van drie variabelen:

$$s = r + m.g$$

waarbij s de sociale disconteringsvoet is, r de rate of pure time-preference, m het marginale nut dat mensen aan inkomen (of consumptie) besteden en g de lange-termijn groeivoet van de economie. Er zijn drie redenen om deze formule te gebruiken als discontovoet:

Ten eerste is er de pure tijdsvoorkeur van mensen die liever vandaag iets consumeren dan morgen. Er is empirisch onderzoek gedaan naar de tijdsvoorkeur van mensen en die zou uitkomen op een waarde van 0,5% per jaar (Pearce en Ulph, 1999).

Ten tweede is geld productief: € 100 die nu op de bank wordt gezet is volgend jaar € 103 of € 104. Voor deze waarde zou men de kapitaalmarktrente kunnen nemen op de korte termijn. Op de langere termijn is economische groei echter een betere maat (Philibert, 2003). Er bestaat immers geen enkele investering die op de langere termijn beter rendeert dan de economische groei. Een dergelijke investering zou op termijn de economie opslokken, waarna de economie verder groeit met het groeicijfer van de betreffende investering. Als lange termijn groei kan men 2% hanteren.

Ten derde resulteert de stijgende welvaart in een afname van het nut dat aan inkomen (of consumptie) wordt toegekend. Er is discussie over hoe groot dit effect zou zijn. Pearce, et al. (2003) suggereren dat dit effect gering is. Aan de andere kant, indien men op het standpunt staat dat niet absolute consumptie maar allen relatieve consumptie belangrijk is (de zgn. relatieve inkomenshypothese van Easterlin (1974)), dan zou er geen nut ontvangen worden van extra inkomensgroei.

⁵⁶. Bijvoorbeeld het gebrek aan aandacht voor duurzaamheid, zie ook Arrow, et al. (1995).

Derhalve kan men tot de slotsom komen dat de sociale disconteringsvoet volgens de formule van Ramsey (1928) maximaal 2,5% moet zijn, indien er geen sprake is van afnemend marginaal nut van consumptie, en 0,5% indien extra consumptie geen nut toevoegt (de relatieve inkomenshypothese).

Ook bij de sociale disconteringsvoet speelt risico en onzekerheid een rol. Er bestaat grote onzekerheid over de economische groei op de lange termijn. Deze onzekerheid moet tot uiting komen in een lage discontovoet, volgens een idee van Weitzman (1998). Pearce, et al. (2003) geven in hun overzicht aan dat applicatie van de ideeën van Weitzman en anderen die alle het effect hebben dat de te hanteren discontovoeten tijdsafhankelijk zijn en lager worden naarmate de tijdschaal langer wordt. Een grotere mate van onzekerheid over de economische groei resulteert hier dus juist in een lagere discontovoet op de langere termijn. Weitzman (1998) heeft mathematisch aangetoond dat dit impliceert dat de langere termijn disconteringsvoet tendeert naar de laagst mogelijke economische groei. Hieruit blijkt dat bij onzekere toekomstverwachtingen de discontovoet daalt naarmate de baten over langere tijd genomen worden. Het is deze redenering geweest die de Britse overheid heeft doen besluiten een discontovoet te differentiëren naar de tijdshorizon, zoals is aangegeven in Tabel 13.

Tabel 13 De Britse discontovoet hangt af van de tijdshorizon

Jaren	0-30	31-75	76-125	126-200	201-300	301+
Discontovoet	3,5%	3,0%	2,5%	2,0%	1,5%	1,0%

Bron: Treasury, 2003.

C.2 Sociale discontovoet op basis van duurzaamheidoverwegingen

Volgens Davidson (2006) uiten burgers preferenties ten aanzien van de omgang met toekomstige generaties niet op de kapitaalmarkt, maar via het politieke proces. Er zijn daarom redenen om op basis van politieke overwegingen een andere maatschappelijke tijdsvoorkeur te gebruiken dan naar voren komt op de kapitaalmarkt, met name wanneer het afwenteling betreft van kosten op toekomstige generaties. Dat er speciale maatschappelijke voorkeuren bestaan ten aanzien van de omgang met afwenteling is te illustreren aan de hand van een denkbeeldige maatschappelijke kosten-batenanalyse van emissiereducerende maatregelen uitgevoerd door een Mexicaans bedrijf. Aan de batenkant staan zowel verminderde schade voor Mexicanen alsook verminderde schade voor bewoners van de Verenigde Staten. Het is ondenkbaar (en verboden middels internationaal recht) om in een dergelijke kosten-batenanalyse schade voor Amerikanen lager te waarderen omdat zij 'empatisch verwijderd' zouden zijn of gemiddeld rijker dan Mexicanen. Afwenteling van schade op buitenlanders is zowel moreel als juridisch ongeoorloofd. Evenmin lijkt er reden om bij *generatieoverschrijdende* emissies schade voor toekomstige generaties lager te waarderen dan huidig consumptieverlies. Dit is precies wat het streven naar duurzaamheid en het streven afwenteling van milieuproblemen te voorkomen, zoals verwoord in de Toekomstagenda (VROM, 2006), lijkt te beogen. De uitgangspunten van de Toekomst-

genda impliceren daarmee een maatschappelijke tijdsvoorkeur van 0% in het geval van intergenerationele schade.

Daarnaast betoogt Davidson dat de maatschappelijke discontovoet een gewogen gemiddelde is van de maatschappelijke tijdsvoorkeur en het marginale rendement op alternatieve investeringen, respectievelijk gewogen naar de marginale consumptie- en spaarquote. Uitgaande van een marginaal rendement op alternatieve investeringen van 2,5% en een marginale spaarquote van 20%, bepleit Davidson een maatschappelijke discontovoet voor lange termijn schade van circa 0,5%.



D Indirecte effecten: welvaart of herverdeling

D.1 Indirecte effecten in geval van herverdeling

In deze bijlage wordt eerst ingegaan op de situatie dat indirecte effecten louter verdelingseffecten zijn. Aan de hand daarvan zullen situaties worden onderscheiden waarbij er wel sprake is van welvaartseffecten.

Indirecte effecten zijn een verdelingseffect wanneer de direct bij de beleidsinterventie betrokkenen hun voor- of nadeel doorgeven aan anderen. Als die anderen afnemers van de direct betrokkenen zijn dan gaat het om voorwaartse effecten, terwijl effecten voor toeleveranciers achterwaartse effecten worden genoemd.

Voorwaartse effecten doen zich bijvoorbeeld voor als bedrijven de kostenvoordelen die ze hebben van een bepaalde interventie aan hun afnemers doorgeven. Bij milieubeleid zal het overigens vooral gaan om kostennadelen, terwijl bijvoorbeeld investeringen in infrastructuur vooral kostenvoordelen voor gebruikers zullen hebben. Als een bedrijf de kosten van een milieumaatregel kan afwentelen op de afnemers door hogere prijzen te vragen, dan zijn de totale kosten niet toegenomen, maar louter verschoven (van het bedrijf dat de milieumaatregel neemt naar de afnemers van de productie van dat bedrijf). De mate waarin deze verschuiving zich voor kan doen, hangt uiteraard af van de marktstructuur en in welke mate concurrerende bedrijven ook met de kostenstijging worden geconfronteerd. Aangezien de meeste markten niet perfect competitief zijn, zijn bedrijven doorgaans wel in staat om in ieder geval een deel van hogere milieukosten in de prijzen door te berekenen, ook als concurrenten die kostenstijging niet kennen. De mate waarin dit het geval is, kan evenwel sterk verschillen, zodat voor elke beleidsinterventie een nadere analyse van de indirecte effecten nuttig zal zijn.

Achterwaartse effecten doen zich met name voor bij investeringsprojecten, waarbij leveranciers een grote rol spelen. Een voorbeeld uit het milieubeleid is het exploiteren van een nieuw windmolenpark waardoor toeleveranciers van windmolens extra omzet en werkgelegenheid krijgen. Veelal worden deze effecten als extra welvaartsbaten gezien, die opgeteld zouden moeten worden bij de directe effecten van exploiteren van het windmolenpark. Dit is echter alleen juist wanneer er sprake is van marktverstoringen op de desbetreffende markten waardoor de prijzen die de toeleveranciers in rekening brengen afwijken van de kosten die zij maken. Veelal is de doorwerking naar andere markten echter niet meer dan een herverdeling van het welvaartseffect en geen extra welvaartseffect.

Overigens is het belangrijk hierbij te beseffen dat meer werkgelegenheid op zich zelf geen extra welvaart betekent. Dit is alleen het geval wanneer de werknemers die extra aan de slag komen meer gaan verdienen dan wat ze minimaal willen verdienen. Een eventueel verschil tussen het werkelijke loon en het minimaal geëiste loon is een surplus voor werknemers. Dit surplus is bij de analyse van de directe effecten niet meegenomen, omdat daar gerekend wordt met de werkelijk te betalen loonvoet. In een competitieve arbeidsmarkt vormt de werkelijke loon-

voet de afspiegeling van wat de marginale (extra) werknemer minimaal wil verdienen, zodat er dan geen sprake is van een surplus.

De werkelijk te betalen lonen worden bij de analyse van de directe effecten als een kostenpost meegenomen en niet als baat, zoals men misschien zou verwachten. De werkelijke loonkosten vormen immers een opportuiniteitskost van een interventie. Met andere woorden, de (extra) werknemers die bij de beleidsinterventie nodig zijn, kunnen niet op een andere manier in de economie worden ingezet. Wanneer de arbeidsmarkt geen verstoringen kent, dan is de loonvoet, zoals gezegd, gelijk aan de waarde van de opportuiniteitskost.

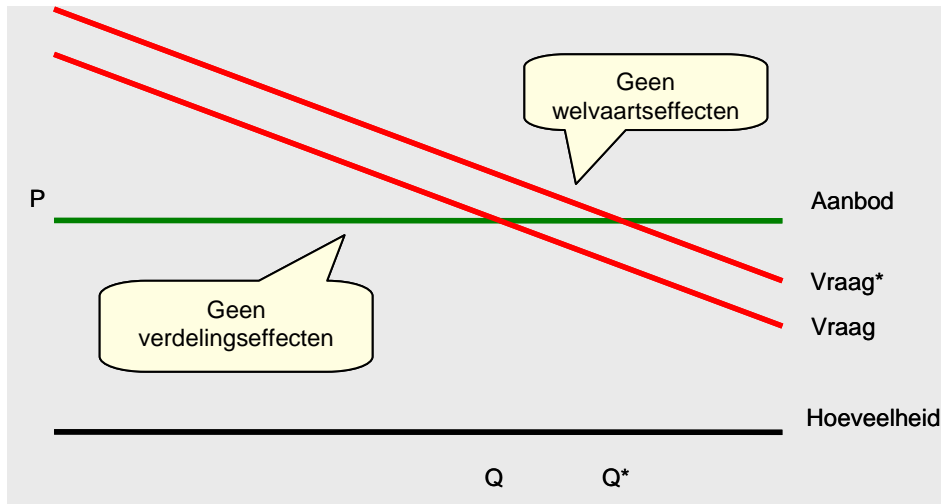
Een analoog verhaal geldt voor de inzet van kapitaalgoederen. Als een beleidsinterventie een grotere inzet van kapitaal vraagt, betekent dat niet perse dat daardoor een extra welvaartseffect ontstaat. Ook de inzet van kapitaal kent een opportuiniteitskost, die gelijk is aan het door de markt geëiste rendement. Als de beloning voor kapitaal echter hoger is dan de werkelijke opportuiniteitskosten van kapitaal, dan is er sprake van overwinsten. Deze overwinsten vormen een extra welvaartseffect die bij de analyse van de directe effecten niet worden meegenomen. Overwinsten kunnen overigens alleen ontstaan als de markt voor toeleveranciers niet perfect competitief is.

Kortom, als de markten voor 'inputs' van het project (arbeid en kapitaalgoederen) geen verstoringen kennen, dan ontstaan op deze markten geen extra welvaartseffecten, al kunnen er volume-effecten (bijvoorbeeld meer werkgelegenheid) of prijseffecten (bijvoorbeeld hogere lonen) ontstaan.

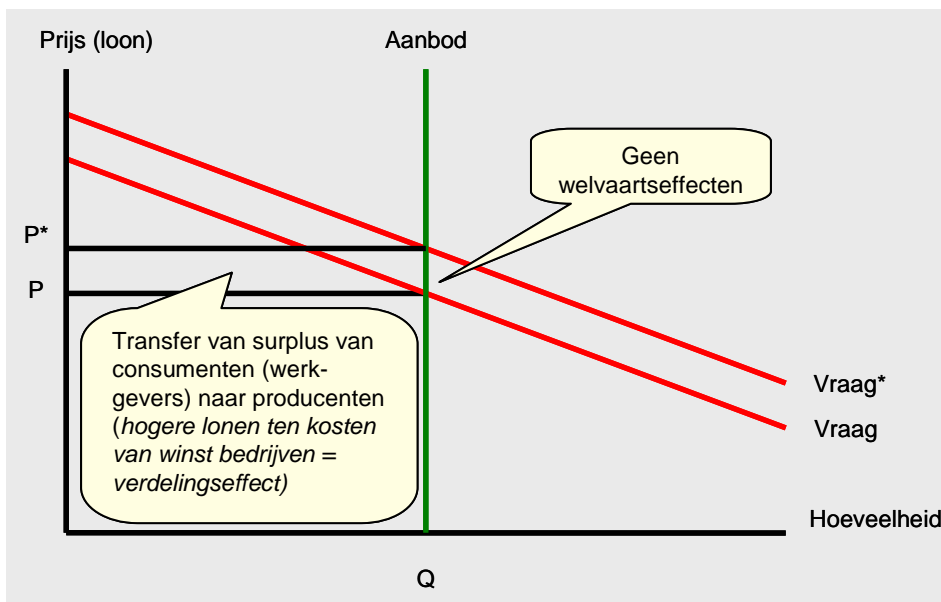
Volume-effecten op de arbeidsmarkt ontstaan als de arbeidsmarkt flexibel is waardoor het aanbod van werknemers zich aanpast aan de vraag naar arbeid. In een perfect flexibele arbeidsmarkt leidt extra vraag naar werknemers tot meer aanbod van werknemers, zonder dat de lonen stijgen. Omdat de loonvoet gelijk blijft aan het minimaal geëiste loon van de (marginale) werknemer, zijn er bovendien geen welvaartseffecten.

In Figuur 16 is dit grafisch weergegeven. De aanbodcurve verloopt horizontaal, om aan te geven dat bij de loonvoet P het aanbod van arbeid onbeperkt is. De loonvoet P is dan gelijk aan het loon wat werknemers minimaal verlangen om arbeid aan te bieden. De vraag naar arbeid is wel prijsgevoelig: hoe lager de loonvoet, hoe groter de vraag naar arbeid. Wanneer de vraag naar arbeid toeneemt door bijvoorbeeld stimulering van duurzame energie, dan schuift de vraagcurve naar rechts (met * aangegeven). De werkgelegenheid stijgt van Q naar Q*, maar het loon blijft hetzelfde. Er doen zich in deze situatie noch verdeelings-, noch welvaartseffecten voor, terwijl de werkgelegenheid wel is toegenomen.

Figuur 16 Effecten op arbeidsmarkt van meer vraag naar arbeid bij perfect flexibel aanbod



Figuur 17 Effecten op de arbeidsmarkt van meer vraag naar arbeid bij krappe arbeidsmarkt



Prijseffecten op de arbeidsmarkt ontstaan als de arbeidsmarkt krap is en de vraag naar arbeid toeneemt. Extra vraag naar werknemers leidt dan niet tot meer werkgelegenheid, maar tot hogere lonen. De hogere lonen vormen dan een overdracht van welvaartwinst van bedrijven naar werknemers (zie Figuur 17).

D.2 Indirecte effecten met marktverstoringen en buitenlandse effecten

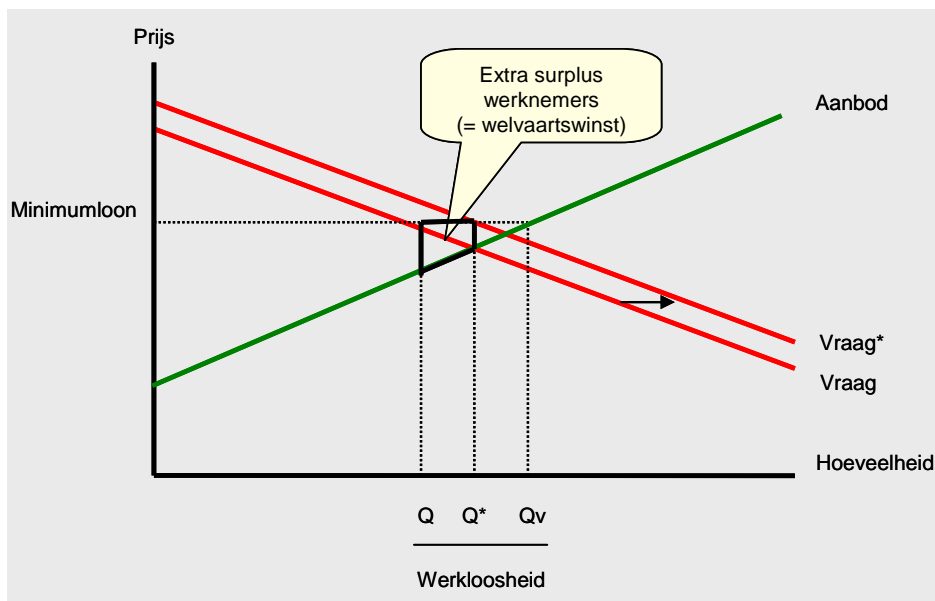
Indirecte effecten zijn van wel invloed op het totale welvaartseffect als een deel van het directe welvaartseffect naar het buitenland wordt verplaatst, waardoor de binnenlandse welvaart minder wordt. Als in het voorbeeld van het windmolenpark dit park door een buitenlandse eigenaar wordt geëxploiteerd, dan gaan de overwinsten van dit project (voor zover die bestaan) naar het buitenland, waardoor

het totale welvaartseffect (voor het land) kleiner is dan het directe welvaartseffect.

Een tweede bron van indirecte (welvaartseffecten) zijn verstoringen van markten, waardoor prijzen afwijken van marginale kosten. Als in het voorbeeld van het windmolenpark de markt voor toeleveranciers verstoord is door het bestaan van marktmacht, dan zullen de prijzen voor windmolens hoger zijn dan de marginale kosten. Meer omzet van windmolens betekent dus ook hogere overwinsten van de toeleveranciers. Bij de analyse van de directe effecten wordt echter alleen gerekend met de marktprijs voor windmolens, zodat dat een onderschatting geeft van het totale welvaartseffect. De MKBA moet dan worden aangevuld met een analyse van de overwinsten van de toeleveranciers.

Dit is ook het geval wanneer de arbeidsmarkt verstoord is waardoor de actuele loonvoet geen goede weerspiegeling is van de marginale opofferingsbereidheid van werkzoekenden. In dat geval kan vergroting van de vraag naar arbeid tot extra welvaartswinsten in de arbeidsmarkt leiden. In Figuur 18 geeft Q de werkgelegenheid weer in de startsituatie. Bij het gegeven minimumloon is de vraag naar arbeid gelijk aan Q , terwijl het aanbod van arbeid gelijk is aan Q_v . Het verschil daartussen is de werkloosheid. Wanneer de vraag naar arbeid toeneemt (naar $Vraag^*$), dan stijgt de werkgelegenheid naar Q^* en neemt de werkloosheid navenant af. Wat is nu het welvaartseffect? Deze bestaat uit het surplus dat de extra werkenden realiseren doordat het loon dat zij ontvangen hoger is dan het loon dat zij minimaal willen ontvangen. Dit welvaartseffect is dus het gevolg van het feit dat de arbeidsmarkt niet goed functioneert, waardoor er mensen werkloos zijn die voor minder dan het vigerende (minimum)loon zouden willen werken.

Figuur 18 Effecten op arbeidsmarkt van meer vraag naar arbeid bij niet-perfect elastisch aanbod en minimumloon



E Capita selecta

E.1 Incrementele veranderingen versus systeemanalyse

Een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) is niet voor elk type milieu-besluit een even geschikt instrument. De aard van het soort project/beleid stelt dan ook bijzondere eisen aan het type MKBA dat kan worden toegepast. In de welvaartstheoretische grondslag wordt de KBA uitgevoerd aan de hand van de *incrementele methode*: het project wordt beoordeeld op basis van de verschillen in kosten en baten tussen het scenario met het project en een alternatief scenario zonder het project. Een MKBA gaat uit van marginale veranderingen in gedrag of technologiekeuzes. In een marginale comparatief statische analyse worden prijzen, kostencurves en technologie constant (exogeen) verondersteld. Er zijn ook MKBA's uitgevoerd in een dynamische setting: hierbij kunnen de processen veranderen als gevolg van technologische vooruitgang, waardoor een nieuwe evenwicht ontstaat met hogere of lagere kosten van technieken en gedragsaanpassingen.

Een MKBA voor klimaatbeleid?

Een voorbeeld van een analyse om tot een optimale beleidsinzet te komen ten aanzien van klimaatbeleid, is de Stern Review (Stern, 2006). Deze review kijkt af van andere MKBA's omdat hierbij twee kostenposten met elkaar worden vergeleken: kosten van niets doen (schadekosten van voortgaande klimaatverandering) versus kosten van mitigatiemaatregelen teneinde tot een optimaal beslipunt te komen omtrent de stringentheid van het klimaatbeleid. In feite wordt er bij een dergelijke MKBA geen handelingsperspectief gekozen: het milieubeleid komt immers niet vanzelf uit de lucht vallen maar moet via lastige onderhandelingen, politieke besluitvormingsprocessen en (op zijn best) efficiënt beleid worden gerealiseerd. Hieraan zijn ook kosten verbonden die in een MKBA van het milieubeleid niet genegeerd mogen worden.

Kosten en baten van milieu-investeringen worden doorgaans gemodelleerd in een incrementele analyse, waarbij technologie op korte termijn constant wordt verondersteld. Dit werkt goed indien de tijdshorizon beperkt is van enkele jaren tot hooguit een decennia. Eventuele baten na deze periode kunnen dan wel worden meegenomen in de analyse (immers, emissiereducties die bereikt worden door technologische aanpassingen zijn meestal permanent), maar er mogen geen handelingen meer worden verricht die invloed hebben op de technologie of het gedrag.

In de praktijk zal dit meestal een te korte tijdshorizon opleveren. Neem het voorbeeld van de analyse van kosten en baten van langetermijnklimaatbeleid (Stern, 2006). Daarbij gaat het om een majeure wijziging in energiesystemen, infrastructuur en technieken, waardoor andere eisen aan het type kosten-batenanalyse zal moeten worden gesteld. Dit kan bijvoorbeeld betekenen dat een MKBA in dit geval meer een systematiserende en categoriserende rol speelt, zonder dat alle kosten en baten precies gemonetariseerd worden.

Het gehele spectrum van incrementele versus systeemveranderingen hebben we weergegeven in Figuur 19, alsook de positionering van de verschillende type 'milieuprojecten'.

Figuur 19 Type MKBA is afhankelijk van de plaats op de as incrementele versus systeemverandering



E.2 Bepalen van referenties ten behoeve van effectiviteit

Een bepalende factor in de keuze van de referentie is de beschikbaarheid van gegevens en de inschatting welk scenario het meest recht doet aan verwachte volume- en vraagontwikkelingen. Indien een scenario voorhanden is, verdient dat vaak de voorkeur. Lineaire extrapolatie en frozen-efficiency kennen een beperkte informatiebehoefte, maar zijn minder nauwkeurig. Hoewel bij de keuze van een referentie geen algemeen geldende vuistregels kunnen worden gegeven, kan Tabel 14 met enkele specifieke aandachtspunten bruikbaar zijn.

Tabel 14 Overzicht van verschillende methoden om referentie vast te stellen

Kenmerken	Referentie	Voorbeelden van toepassingen	Aandachtspunten
Concrete vergelijkingssituatie van een techniek.	On-site aanpak.	Bij- en meestook biomassa in kolen-centrale. CO ₂ -reductieplan.	Keuze referentietechniek en brandstof. Rekening houden met voortschrijdende technische ontwikkeling.
Meerdere factoren of instrumenten van invloed, maar beschikbare informatie is beperkt.	Scenario	Convenanten en vrijwillige afspraken met brede doelgroep of reikwijdte. REB, EPR.	Beperkte informatiebehoefte. Gebruik Referentieraming. Bekijk welk beleid reeds verondersteld is in het scenario en corrigeer hiervoor.
Specifieke ontwikkelingen hebben energiegebruik bepaald (bijvoorbeeld verbetering van het rendement) en andere factoren zijn constant gebleven.	Lineaire extrapolatie aangevuld met bv. informatie uit decompositie m.b.t. techniek en structureffecten.	Instrumenten gericht op penetratiegraden Etikettering zuinige apparaten en auto's.	Ga na of alle overige factoren inderdaad constant zijn gebleven. Zo niet, dan kan hiervoor gecorrigeerd worden.
Indien geen van de bovenstaande kenmerken opgaat.	Frozen-efficiency.	In principe voor alle instrumenten.	Meestal geen behoedzame inschatting van effectiviteit, aangezien de gehele besparing toegerekend wordt aan het instrument. Men zou additioneel nog inschattingen moeten maken over free-rider effecten, etc. Mogelijk gebruik: check voor andere methodieken.

E.3 Beknopte beschrijving beschikbare methoden voor WTP-onderzoek

Voor de **directe waardering** van de impacts op end-point niveau staan een aantal methoden ter beschikking. Men onderscheidt daarbij wel *Stated-preference* onderzoek en *Revealed Preference* onderzoek.

Stated preference onderzoek

Hierbij probeert men via vragenlijsten vast te stellen welk bedrag mensen bereid zijn te betalen om een bepaald effect (op gezondheid, kapitaalgoederen, natuur inclusief stilte) te vermijden (WTP, willingness to pay) ofwel zouden willen ontvangen om aan een bepaald effect blootgesteld te worden (WTA, willingness to accept). Hiermee kunnen vooral goed gezondheids en natuurgerelateerde effecten worden benaderd. In de internationale literatuur zijn voor gezondheid bijvoorbeeld waarden opgenomen die middels onderzoek zijn gevonden op het voorkomen van bepaalde ziektes.

Het voordeel van het gebruik van stated preference methoden is dat ze geschikt zijn voor het bepalen van zowel gebruiks- als niet-gebruikswaarden. Door het hypothetische karakter van deze methoden kunnen ze bovendien bij alle niet-marktgoederen gehanteerd worden. Het hypothetische karakter van de methoden is echter ook meteen een nadeel, aangezien het de vraag is of respondenten hun daadwerkelijke preferenties kenbaar maken. Daarnaast is het de vraag in hoeverre men in staat is om de gevolgen van bepaalde externe effecten te overzien (bijvoorbeeld in het geval van het klimaatprobleem).

Revealed preferences

In een beperkt aantal gevallen is het via de waardering op andere markten te herleiden wat de prijs voor milieukwaliteit kan zijn. Dit zal vooral het geval zijn bij lokale impacts. Verschillende methoden kunnen onderscheiden worden (Ruijgrok, et al., 2004):

- De *hedonische prijsmethode* schat de waarde van een niet-markt goed door de prijswerking in de markt van een gerelateerd goed te bekijken. Zo kan men bijvoorbeeld via huizenprijzen achterhalen wat de schade is die mensen ondervinden van geluidshinder of gebrek aan natuur.
- De *travel cost methode* wordt voornamelijk gebruikt voor de waardering van natuurgebieden. Door te bepalen hoe hoog de reiskosten zijn, die bezoekers van het natuurgebied bereid zijn om te maken, kan een schatting van de waarde die men toekent aan het natuurgebied worden bepaald.
- De *bestrijdingskostenmethode* berekent de kosten van maatregelen waarmee een achteruitgang van natuur of milieu wordt voorkomen, vermeden of bestreden. Deze methode is alleen geschikt indien de bekeken maatregelen geen ander rol spelen in de MKBA, zoals bijvoorbeeld in het nulalternatief of projectalternatief. Is dit wel het geval, dan worden dezelfde kosten zowel aan de kosten- als de batenkant opgevoerd en ontstaat er dus een cirkelredenering. Een dergelijke cirkelredenering ontstaat bijvoorbeeld wanneer de baten van bodemsaneringsbeleid worden ingeschat met behulp van de saneringskosten.

- De *averting behaviour methode* berekent de kosten van maatregelen waarmee mensen een achteruitgang van natuur of milieu in hun directe woon- en leefomgeving trachten te voorkomen of te herstellen. Zo kunnen de kosten van geluidsoverlast bijvoorbeeld geschat worden met behulp van de uitgaven die mensen doen voor het aanschaffen van dubbelglas.
- De *herstelkostenmethode* berekent de kosten van maatregelen die dienen om een achteruitgang of verlies van natuur en milieu als gevolg van een project te herstellen of te compenseren. Deze methode is enkel toepasbaar voor omkeerbare milieuproblemen. De gevolgen van onomkeerbare milieuproblemen kunnen immers niet hersteld worden.
- De *productiefactorenmethode* bepaald aan de hand van de invloed van natuur en milieu op de economische productie van goederen de economische waarde van het milieu. Er wordt met andere woorden gekeken naar de waarde van het milieu als productiefactor in het economische proces. De verandering in de opbrengst van landbouwgewassen kan bijvoorbeeld gebruikt worden om de waarde van een verandering in de verzuring van de bodem in te schatten.

Voor een uitgebreidere beschrijving van de bovenstaande waarderingstechnieken wordt verwezen naar Ruijgrok, et al. (2004). Een belangrijk voordeel van de revealed preference methoden is dat ze uitgaan van daadwerkelijk gedrag van mensen, dit in tegenstelling tot de stated preference methoden. Dit vergroot over het algemeen de betrouwbaarheid van de resultaten. Een nadeel is echter dat het vaak niet makkelijk zal zijn om deze methoden in de praktijk toe te passen. Bovendien zijn de revealed preference methoden enkel geschikt voor het bepalen van de gebruikswaarden.

