

RIVM rapport 630500001/2005

MCA en MKBA: structureren of sturen?

Een verkenning van beslissingsondersteunende instrumenten voor Nuchter omgaan met Risico's

E. Lebret, K. Leidelmeijer, H.F.P.M. van Poll (eds)

Contact:

Centrum voor Milieu-Gezondheid Onderzoek
ric.van.poll@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van de directie SAS van het ministerie van VROM, in het kader van project 630500, Handreiking Nuchter omgaan met Risico's.

RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, telefoon: 030 - 274 91 11; fax: 030 - 274 29 71

Voorwoord

Dit rapport is opgesteld binnen het RIVM-project 'Handreiking Nuchter omgaan met Risico's' (RIVM-projectnummer M/630500), uitgevoerd in opdracht van de directie Stoffen, Afvalstoffen en Straling (SAS) van het Ministerie van VROM. Het rapport geeft antwoord op de volgende kennisvraag van de directie SAS:

Op welke wijze kan bij de afweging van milieurisico's gebruik gemaakt worden van maatschappelijke kosten-baten analyse en multi-criteria analyse?

In het hoofddeel geeft dit rapport een beknopte weergave van de essentie van deze kennisvraag. Drie bijlagen zorgen voor meer achtergrondinformatie op onderdelen: het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu, de instrumenten Maatschappelijke Kosten-Baten analyse (MKBA) en Multi-Criteria Analyse (MCA) en toepassingen van beide instrumenten op milieu-gezondheidsproblemen, gevaarlijke stoffen en voedselveiligheid.

Het rapport is opgesteld onder eindverantwoordelijkheid van Erik Lebret, Ric van Poll (beiden verbonden aan het Centrum voor Milieu-Gezondheid Onderzoek (MGO) van het RIVM) en Kees Leidelmeijer (RIGO Research en Advies B.V. in Amsterdam). Arie Havelaar (Microbiologisch Laboratorium voor Gezondheidsbescherming) en Marie-Josée Mangen (Centrum voor Preventie en Zorgonderzoek) stelden de bijdrage op over toepassingen op het gebied van voedselveiligheid. Theo Vermeire en Dick Sijm (Stoffen Expertise Centrum) schreven de bijdrage over stoffen (REACH). Elise van Kempen en Paul Fischer (MGO) verzorgden de bijdrage over toepassingen op het gebied van milieu-gezondheid.

Daarnaast danken wij de externe en interne reviewers voor hun kritische en nuttige commentaar op een eerdere versie en op onderdelen van dit rapport, in het bijzonder: Aldert Hanemaaijer, (MNP-Team Nationale Milieubeleidsevaluatie en Duurzaamheid), Guus de Hollander, (Centrum Volksgezondheid Toekomstverkenning), Tilly Fast (Fast Advies), prof. Joop van der Pligt (UvA, Experimentele Sociale Psychologie), prof. Evert Schouten (Voedsel en Waren Autoriteit) en Jaco Westra (Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid).

Rapport in het kort

MCA en MKBA: structureren of sturen?

Een verkenning van beslissingsondersteunende instrumenten voor Nuchter omgaan met Risico's

Maatschappelijke Kosten-Baten Analyse (MKBA) en Multi-Criteria Analyse (MCA) kunnen nuttig zijn bij afweging van milieurisico's, maar zijn geen panacee. Het nut van beide beslissingsondersteunende instrumenten ligt vooral in het structureren van complexe en veelsoortige informatie. Dit is vooral van belang bij afwegingen vanuit het beleidskader Nuchter omgaan met Risico's. Een essentieel element in dit beleidskader is immers de weging van de gevaren en risico's van een activiteit tegen de maatschappelijke kosten en baten van die activiteit. MKBA en MCA kunnen daarmee het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu aanvullen.

Voorlopig zullen MKBA en MCA nog geen sterk sturende werking in de besluitvormingsprocessen hebben. Er is nog te weinig uniformiteit en standaardisatie in benadering en de uitkomsten hebben nog een zeer grote bandbreedte.

Bij zeer complexe milieu-gezondheid problemen met grote onzekerheden over de risico's, is het afwegingsproces zelf en participatie van belanghebbenden belangrijker dan de keuze van het beslissingsondersteunende instrument.

Dit blijkt uit een verkennende analyse die het RIVM uitvoerde in opdracht van het Ministerie van VROM. Deze verkenning werd aan het RIVM opgedragen door het Ministerie van VROM in reactie op een motie de van Tweede Kamer.

Het rapport verkent de voor's en tegen's van toepassingen van MKBA en MCA en beschrijft enkele praktijkvoorbeelden.

Het rapport geeft een aantal aanbevelingen voor verdere ontwikkelingen van het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu en doet een voorzichtige eerste aanzet tot handreiking voor beleidsmatige afweging van Nuchter omgaan met Risico's.

Trefwoorden: Maatschappelijke Kosten-Baten Analyse, Multi-Criteria Analyse, Milieu-Gezondheid Risico's

Abstract

Structuring or steering with MCA and CBA: Decision-support methods for 'Dealing sensibly with risks'

Societal cost-benefit analysis (CBA) and multi-criteria analysis (MCA) can be useful in deliberations on environmental health risks, but they are no 'cure all'. Their usefulness is found more in the capacity they have to produce complex and multi-faceted information. This is relevant in the context of 'Dealing sensibly with risks', the Dutch government's new risk policy. One of the key issues in this policy is contained in the question: do societal costs and benefits of an activity outweigh the risks and dangers associated with that activity? CBA and MCA can function as a supplement to the 'Appraisal Framework Health and Environment'. For the moment, the steering capacity of CBA and MCA in deliberations on environmental health risks is limited. This is because of the lack of standardization and unity in methods and techniques; furthermore, outcomes vary considerably. When complexity and uncertainty are very high, the quality of the deliberation process and the participation of parties concerned are more important, while the choice between MCA and CBA is less important.

These are then the main results of a study to explore advantages and disadvantages of CBA and MCA (along with their applications) for decision support. The study was carried out by the National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) on commission of the Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (VROM). The report also provides some recommendations for further development of the Appraisal Framework on Health and Environment and lends a provisional 'helping hand' to the deliberations in the context of 'Dealing sensibly with risks'.

Keywords: Cost-Benefit Analysis, Multi-Criteria Analysis, Environmental Health Risks

Inhoud

1	Inleiding	11
1.1	<i>Achtergronden</i>	11
1.2	<i>Vraagstelling</i>	12
1.3	<i>Leeswijzer</i>	12
2	Omgaan met Risico's	15
2.1	<i>Nuchter omgaan met Risico's</i>	15
2.2	<i>Soorten risico's: de risicoladder</i>	15
2.3	<i>Beoordelingskader Gezondheid en Milieu (Bk-GM)</i>	16
2.3.1	<i>Proces</i>	16
2.3.2	<i>Inhoud</i>	17
2.4	<i>Conclusie</i>	20
3	MKBA en MCA als beslissingsondersteunende methoden	23
3.1	<i>Verschillen en overeenkomsten</i>	23
3.2	<i>Maatschappelijke Kosten-Baten analyse</i>	25
3.3	<i>Multi-criteria analyse</i>	27
3.4	<i>Conclusie</i>	28
4	Toepassingen van MKBA en MCA voor milieu-gezondheidsrisico's	29
4.1	<i>Toepassing MKBA en MCA</i>	29
4.2	<i>Milieu-Gezondheidsrisico's</i>	30
4.2.1	<i>Luchtverontreiniging</i>	30
4.2.2	<i>Hoogspanningslijnen</i>	32
4.2.3	<i>Geluid</i>	34
4.2.4	<i>Locatiekeuze opslag afval</i>	36
4.3	<i>Gevaarlijke stoffen: REACH</i>	37
4.3.1	<i>MKBA REACH</i>	38
4.4	<i>Voedselveiligheid: ziekteverwekkers in voeding</i>	39
4.4.1	<i>MKBA voedselveiligheid</i>	40
4.4.2	<i>MCA voedselveiligheid</i>	41
4.5	<i>Conclusie</i>	43
5	Slotbeschouwing	45
5.1	<i>Stand van zaken op het gebied van MKBA en MCA</i>	45
5.1.1.	<i>Algemeen</i>	45
5.1.2.	<i>Toepassingen van MKBA en MCA op enkele risicoproblemen</i>	46
5.2	<i>Opties voor aanpassing van het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu (Bk-GM)</i>	49
5.3	<i>Relatie tussen instrument MKBA, soort risico en onzekerheid</i>	50
5.4	<i>Handreiking voor beleidsmatige afweging Nuchter omgaan met Risico's (NoR)</i>	51

Literatuur		55
Bijlage 1	Beoordelingskader Gezondheid en Milieu	61
Bijlage 2	Beslissingsondersteunende methoden: MKBA en MCA	69
Bijlage 3	Toepassingen MKBA en MCA voor milieurisico's	87

Samenvatting

Op welke wijze kan bij de afweging van milieurisico's gebruik gemaakt worden van maatschappelijke kosten-baten analyse en multi-criteria analyse? Deze vraag staat centraal in dit rapport. De vraag werd aan het RIVM voorgelegd door het Ministerie van VROM in reactie op motie 29800 XI, nr. 29 (motie De Krom c.s.) van de Tweede Kamer. Het rapport verkent de mogelijkheden om beslissingondersteunende instrumenten te gebruiken voor Nuchter omgaan met Risico's (VROM, 2004).

Het rapport begint met een korte schets van enkele kernelementen uit Nuchter omgaan met Risico's. Tevens geeft het een beschrijving van het 'Beoordelingskader Gezondheid en Milieu' dat een belangrijke plaats inneemt bij de karakterisering van milieu-gezondheid problemen. Daarna beschrijft het rapport twee beslissingondersteunende instrumenten: Maatschappelijke Kosten-Baten Analyse (MKBA) Multi-Criteria Analyse (MCA) met voor- en nadelen en bespreekt een aantal praktijkvoorbeelden.

Beide instrumenten geven aanvullingen op de systematiek van het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu (Bk-GM). Het Bk-GM beperkt zich tot het verschaffen van een overzicht van relevante risico's en aspecten in de afweging. MKBA en MCA geven tevens een verdere waardering, weging en rangordening van verschillende beleidsopties. MKBA monetariseert alle relevante aspecten van een (risico)probleem op basis van hun waarde in een 'vrije markt': kosten en baten. De relevante aspecten worden als kosten en baten tegen elkaar afgewogen om inzicht te krijgen in het maatschappelijk rendement van verschillende beleidsscenario's. Voor milieu- en gezondheidseffecten is monetaarisering op basis van 'marktprijzen' meestal niet mogelijk. Het in geld waarderen van dergelijke kosten dient via aparte benaderingen te worden afgeleid. MCA is in essentie een hulpmiddel bij besluitvorming over complexe (risico)problemen waarbij *ongelijksoortige* aspecten een rol spelen. Deze ongelijksoortige aspecten worden onderling tegen elkaar afgewogen, al naar het gewicht en belang dat aan die aspecten wordt toegekend. Het betrekken van belanghebbenden in dit proces is onderdeel van een MCA.

MKBA en MCA kunnen beiden een belangrijke bijdrage leveren aan het structureren van de informatie die nodig is voor de besluitvorming bij ingewikkelde beleidsafwegingen. Geen van de methoden stuurt automatisch naar een besluit. Wel is de sturende werking van MKBA groter omdat de uitkomst (rentabiliteit van investering) eenduidiger bepaald is. Juist voor milieu-gezondheid problemen geldt echter dat de effecten moeilijker in geld zijn uit te drukken.

Uit de literatuur blijkt een toenemend gebruik van MKBA's en in mindere mate van MCA's bij ingewikkelde beleidsafwegingen, zowel in Nederland als in andere landen. Toepassingen op het gebied van milieu-gezondheidsrisico's zijn echter nog beperkt.

Het rapport bespreekt MKBA-en MCA-toepassingen aan de hand van enkele voorbeelden van milieu-gezondheidsproblemen, gevaarlijke stoffen en voedselveiligheid. Veel van de in de literatuur aangetroffen voorbeelden blijken geen MKBA in strikte zin. Niet alle relevante aspecten worden in geld uitgedrukt. In vrijwel alle gevallen is feitelijk sprake van kosten of kosten-effectiviteitsanalyses. Uit de besproken voorbeelden komen grote verschillen naar voren in gebruikte methoden en wijze van uitvoering. Dit leidt tot grote bandbreedtes in uitkomsten van MKBA's en MCA's. Ook bestaat vaak onduidelijkheid over de gemaakte aannames en onzekerheden in de oorzaak-gevolgketen. Hierdoor zijn de resultaten vaak moeilijk te interpreteren en onderling slecht te vergelijken. Er is gebrek aan standaardmethoden en -technieken. Dit beperkt vooralsnog de sturende eigenschappen van MKBA en MCA. De vraag of toepassing van MKBA of MCA daadwerkelijk invloed heeft op de kwaliteit of transparantie van het besluitvormingsproces kan bij gebrek aan evaluatieonderzoek niet beantwoord worden.

In de slotbeschouwing van het rapport wordt geconstateerd dat de meerwaarde van MKBA en MCA vooral ligt in structureren en minder in sturen van de besluitvorming over milieu-gezondheidsrisico's. Bij risicoproblemen met matige complexiteit en onzekerheid maar hoge maatschappelijke kosten en belangen komen MKBA-achtige technieken zoals kosten-effectiviteitsanalyse goed tot hun recht. Bij meer complexe problemen, waar het vooral gaat om afweging van ongelijksoortige elementen, lijkt een MCA meer op z'n plaats. Bij zeer grote complexiteit en onzekerheid is vooral de kwaliteit van het afwegingsproces van groot belang en is de keuze van MKBA of MCA voor instrumentele ondersteuning minder van belang.

Los van de wenselijkheid van toepassing van MKBA of MCA worden enkele aanpassingsmogelijkheden voor het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu gesignaleerd. Deze liggen vooral in verdere standaardisatie en meer systematische en kwantitatieve beschrijving van de 5 categorieën van het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu en van de onzekerheden in de gegevensbasis. Het rapport sluit af met zes suggesties als handreiking voor beleidsmatige afweging van risico's in het kader van 'Nuchter omgaan met Risico's':

- Identificeer en classificeer het soort risicoprobleem (risicoladder);
- Beschrijf onzekerheden en aannames van de effecten in de oorzaak-gevolgketen;
- Kwantificeer de beleving van effecten en risico's;
- Maak de weging en monetaire waardering van effecten expliciet;
- Ondersteun belanghebbenden in de participatie van het afwegingsproces;
- Sluit aan op internationale ontwikkelingen op het gebied van (nuchter) omgaan met risico's.

Summary

In what way can societal cost-benefit analysis (CBA) and multi-criteria analysis (MCA) be useful in weighing up environmental health risks? The answers to this question form the focus of this report. The report was commissioned by the Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (VROM) to explore the usefulness of CBA and MCA, two decision-support methods for ‘Dealing sensibly with risks’, the Dutch government’s new risk policy.

The report starts with a brief outline of some of the core elements of ‘Dealing sensibly with risks’ and the ‘Appraisal Framework Health and Environment’ and continues with a description of CBA and MCA, their advantages and disadvantages and some examples of applications on environmental health risks. Both CBA and MCA supplement the Appraisal Framework, which is limited to presenting an overview of relevant risks and criteria. CBA and MCA can add valuation, weighing, and ranking of policy options to this. CBA is guided by the principle of expressing effects in monetary values. Here a trade-off is made between societal costs and benefits on the basis of free-market prices. Valuation based on free-market prices is usually not applicable to environmental health problems, so these effects will have to be valued by other means.

MCA is a tool for complex problems characterized by different aspects. It is aimed at trading off these aspects by determining their relative importance. Participation of parties concerned forms part of a MCA. Both CBA and MCA contribute to the structuring of information necessary for decision-making in CBA. Neither method leads automatically to a decision. The steering capacity of CBA, however, is usually considered greater because of the fairly unequivocal net result of cost-effectiveness. Valuation of environmental health problems is, however, difficult.

In the Netherlands and many other countries, MCA and, in particular, CBA are frequently used to assist in complex decision-making processes, but their use in determining environmental health risks is fairly limited.

In many studies where environmental health risks are seen as CBAs, the effects are not expressed in monetary values. There is a large variation between specific methods and techniques used, and also a lack of clarity in the assumptions and uncertainties in the cause–effect chain involved. As a consequence, MCA and CBA results may differ considerably, even when applied to the same type of problems.

The lack of standardization in methods, techniques, assumptions, and the way in which uncertainties in the cause–effect chain are described, limit the steering capacity of both MCA and CBA. Furthermore, there is no clear-cut indication that MCA and CBA can improve the quality of the decision-making.

The added value of CBA and MCA for deliberations on environmental health risks is found more in their structuring capacity and less in their steering capacity. CBA-type methods are particularly suited for problems on effects that can be adequately expressed in monetary values and in situations where there is little political debate on priorities and standpoints. This applies, in particular, to non-controversial risk problems with major costs and/or benefits. MCA is more suited to controversial risk problems, and risk problems associated with the chance of occurrence and the seriousness of effects. When complexity and uncertainty are very high, the quality of the deliberations process is more important, while the choice between MCA and CBA is less important.

The Appraisal Framework would benefit from improvement in standardization and a more systematic and quantitative description of the five categories in the Appraisal Framework and from decreasing uncertainty in the data. The report concludes with the following six suggestions, meant as a ‘helping hand’ in deliberations on environmental health risks in the context of ‘Dealing sensibly with risks’:

- Identify and classify the risk type;
- Describe the extent of uncertainty and assumptions for determining health effects in the cause–effect chain;
- Quantify risk perceptions;
- Strive for explicit weighing and valuation;
- Support the parties concerned in their participation in the deliberation process;
- Join in with others pursuing international developments on dealing (sensibly) with risks.

1 Inleiding

In dit rapport beschrijven wij de mogelijkheden en beperkingen van het gebruik van maatschappelijke kosten-baten analyse (MKBA) en multi-criteria analyse (MCA) bij de toepassing van het beleidskader Nuchter omgaan met Risico's (NoR).

1.1 Achtergronden

In 2004 heeft de staatssecretaris van VROM het beleidskader 'Nuchter omgaan met Risico's' (VROM, 2004) geïntroduceerd als aanvulling op het bestaande beleid 'Omgaan met risico's' (VROM, 1989). In essentie streeft het beleidskader NoR naar:

- een transparant politiek besluitvormingsproces;
- explicietering van verantwoordelijkheden van overheid, bedrijfsleven en burgers;
- weging van de gevaren en risico's van een activiteit tegen de maatschappelijke kosten en baten van die activiteit;
- versterking van de rol van burgers bij besluitvorming (bijvoorbeeld via participatie);
- meeweging van de mogelijke stapeling (cumulatie) van risico's bij besluitvorming.

Dit rapport richt zich vooral op het derde punt: weging van de gevaren en risico's tegen de maatschappelijke kosten en baten. In dit kader beschrijft het rapport de bruikbaarheid van MKBA en MCA als beslissingsondersteunende methoden. Daarbij gaan wij ook summier in op een versterking van de transparantie van het besluitvormingsproces en op een versterking van de rol van burgers bij besluitvorming.

De Nederlandse inzet op 'Nuchter omgaan met Risico's (NoR) voor complexe risicoproblemen met grote onzekerheden staat niet op zichzelf. Ook in het buitenland zijn vergelijkbare tendensen te zien. Zo initieerde het Verenigd Koninkrijk het Risk Treasury Programme, dat deels vergelijkbare doelstellingen heeft (Treasury, 2005a).

De 'Declaration Fourth Ministerial Conference on Environment and Health' (WHO, Budapest, 2004) vraagt - in de context van het voorzorgsbeginsel voor risicoproblemen met grote onzekerheden - eveneens aandacht voor afweging van maatschappelijke kosten en baten: 'We call upon WHO to ensure that guidelines are developed with the aim of balancing the distribution of benefits and costs of environmental health measures and weighing up the health improvements and other benefits against anticipated costs, as well as possible legal constraints and impediments of free trade'. In 2007 zal hierover een zogenoemde 'midterm review' plaatsvinden.

Ook het EU-onderzoeksprogramma geeft impulsen aan een integrale afweging van milieu-gezondheidsproblemen. Zo is in november 2005 'Intarese' (Integrated assessment of health risks of environmental stressors in Europe) opgestart, een groot vijf-jarig EU-project met meer dan dertig partnerinstituten uit veertien landen (waaronder EEA, JRC en WHO). Dit project ontwikkelt een integraal afwegingskader, evalueert monitoringsystemen op bruikbaarheid, operationaliseert instrumenten en past deze vervolgens toe op zeven risicoproblemen: transport, wonen, ruimtegebruik in landbouw, waterkwaliteit, gevaarlijke stoffen in consumentproducten, afval en klimaat.

Waarschijnlijk zal het Zevende Kaderprogramma voor Onderzoek van de Europese Unie eveneens een impuls geven aan activiteiten op dit terrein.

Gezien de (inter)nationale initiatieven op het gebied van risicomangement zal de ontwikkeling van technieken, methoden en toepassingen voor afwegingen bij risicoproblemen de komende jaren een flinke injectie krijgen.

1.2 Vraagstelling

De Tweede Kamer heeft bij de behandeling van de VROM-begroting 2005 onder andere motie 29800 XI, nr. 29 (motie De Krom c.s.) aangenomen. In deze motie verzoeken de opstellers de regering het RIVM opdracht te geven voor een verdere uitwerking van (de mogelijkheden van) multi-criteria analyse en dat te gebruiken als bouwsteen voor verder beleid. In reactie hierop heeft het ministerie van VROM het RIVM gevraagd een rapport te schrijven over de volgende probleemstelling: 'Op welke wijze kan bij de afweging van milieurisico's gebruik worden gemaakt van multi-criteria analyse en maatschappelijke kosten-baten analyse?'. Bij de beantwoording van die vraag moeten de volgende aandachtspunten aan bod komen:

- De wereldwijde stand van zaken op het gebied van multi-criteria analyse.
- Mogelijke opties om het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu (Bk-GM) aan te passen op basis van de opgedane inzichten, waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen 'structurerende' en 'sturende' mogelijkheden.
- De relatie tussen het instrument kosten-baten analyse, het soort risico en onzekerheden.
- Een handreiking voor de beleidsmatige afweging van Nuchter omgaan met Risico's.

1.3 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 van dit rapport geeft een overzicht van het Bk-GM (Van Bruggen en Fast, 2003). Dit beoordelingskader neemt een centrale plaats in bij het wegen van de gevaren en risico's tegen de maatschappelijke kosten en baten in het kader van NoR.

In hoofdstuk 3 beschrijven wij de beslissingsondersteunende methoden MKBA en MCA kort. Daarbij gaan wij in op de toepassingsmogelijkheden en de voor- en nadelen in de praktijk. In hoofdstuk 4 geven wij aan hoe dergelijke methoden zijn toegepast op het gebied van milieu en gezondheid. Hoofdstuk 5 gaat tenslotte in op de mogelijkheden om het Bk-GM aan te passen. De bijlagen bevatten een uitgebreidere beschrijving van het Bk-GM, de MKBA en MCA en de toepassingen van beide instrumenten.

2 Omgaan met Risico's

2.1 Nuchter omgaan met Risico's

'Nuchter omgaan met Risico's' (NoR) is een uitbreiding op het beleid 'Omgaan met Risico's' (OmR). Voor de meeste risicoproblemen voldoet OmR goed. Als risicoproblemen complexer zijn, tot maatschappelijke controversen leiden of de onzekerheden toenemen, zijn de nieuwe elementen van NoR (zie paragraaf 1.1) meer relevant. Het is daarom raadzaam te bepalen of een risicoprobleem qua soort en aard in aanmerking komt voor de NoR-benadering. Daarbij kan de risicoladder (De Hollander en Hanemaaijer (eds), 2003) behulpzaam zijn. Daarnaast verdient de procesmatige en inhoudelijke invulling van de essentiële NoR-elementen aandacht. Hierbij speelt het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu (Van Bruggen en Fast, 2003) een centrale rol.

2.2 Soorten risico's: de risicoladder

Er zijn vele soorten milieurisico's. Dat onderscheid is onder meer afhankelijk van de aard van het risico-agens, de risicobron, het aantal blootgestelden, de aard van de gezondheidseffecten, de mate van (on)zekerheid over het vóórkomen van het risico en de perceptie van de risico's. Het RIVM/MNP-rapport Nuchter omgaan met Risico's (De Hollander en Hanemaaijer (eds), 2003) onderscheidt vier risicocategorieën. Deze zogenoemde 'risicoladder' ordent risico's naar toenemende complexiteit, controversen en onzekerheid. Op basis van die onderverdeling gelden andere strategieën voor risicobeheersing en kunnen andere afwegingen een rol spelen. De vier categorieën zijn:

- Trede 1: Risico's met een geringe complexiteit en weinig onzekerheid. Het gaat vooral om operationele beslissingen over eenvoudige risico's.
- Trede 2: Risico's met een geringe of matige complexiteit en onzekerheid, maar met hoge kosten en/of grote belangen. Het accent ligt hier op doelmatige beslissingen over risico's.
- Trede 3: Risico's waarbij andere risico-aspecten dan de waarschijnlijkheid en de omvang van het effect de maatschappelijke discussies domineren. Dit speelt met name bij omstreden tactische beslissingen.
- Trede 4: Ernstige risico's van een grote omvang en met veel onzekerheden. Dit speelt met name bij strategische beslissingen in onzekerheid of ambiguïteit.

Bij veel risicoproblemen is snel duidelijk om welk type risico het gaat en welke beslissingen en afwegingen dus aan de orde zijn.

Voor andere problemen is dat niet altijd zonder meer duidelijk. Bovendien kunnen problemen stijgen of dalen op de risicoladder. Stijgen gaat met name van trede 1 naar trede 2 of van trede 2 naar trede 3. Een probleem kan aanvankelijk matig complex en onzeker zijn, maar discussies in de samenleving kunnen andere risicoaspecten - zoals de risicobeleving - versterken. Een goed voorbeeld hiervan is mobiele telefonie en GSM-antennes. Ook nieuwe technologie of kennis kan leiden tot toenemende complexiteit en/of onzekerheid. Dat is bijvoorbeeld het geval bij mobiele telefonie en UMTS-technologie.

De risicoladder kan dus behulpzaam zijn bij de karakterisering van ongelijksoortige risicoproblemen. Hij helpt te bepalen voor welke risicoproblemen de NoR-systematiek van toepassing kan zijn. Tevens geeft hij richting aan de risicobeheersingsstrategie (bijvoorbeeld 'equity', 'technisch', 'utilitair' of 'voorzorg') en daarmee ook aan het type afweging en risicobeoordeling. Naast de indeling op basis van de risicoladder kunnen andere risicokenmerken helpen een risico te karakteriseren, zoals: catastrofale potentie, persistentie en latentietijd verborgen risico's (radon), verrassingen/nieuwe risico's (legionella-uitbraak, BSE-, C-J), nieuwe controverses (genetisch gemodificeerde organismes, GSM-antennes, fijn stof en ruimtegebruik) en persistente controverses (verontreinigingen van fossiel brandstofgebruik, vliegtuiggeluid, bestrijdingsmiddelen) (Klinke en Renn, 2002; Goble, persoonlijke mededeling eerste auteur).

Deze kenmerken maken duidelijk waardoor verschillende risicoproblemen zich van elkaar onderscheiden. Het vereenvoudigt ook het vinden van analogieën voor bepaalde risicoproblemen.

2.3 Beoordelingskader Gezondheid en Milieu (Bk-GM)

Het Bk-GM (Van Bruggen en Fast, 2003) schetst een breed beeld van uiteenlopende aspecten die een rol spelen bij de (beleids)beoordeling van milieu-gezondheidsproblemen. Die beoordeling gebeurt in samenspraak met belanghebbenden. Dat maakt het Bk-GM tot een procesmatig én inhoudelijk instrument.

2.3.1 Proces

Een opdrachtgever (gewoonlijk een overheid) geeft een uitvoerder opdracht voor het opstellen van een beoordeling met het Bk-GM. Daarmee liggen de definitie en de afbakening van het probleem in de praktijk in grote lijnen vast. De uitvoerder levert (een deel van) de wetenschappelijke informatie aan en integreert die met eventuele informatie van andere betrokken partijen. Tevens organiseert de uitvoerder de participatie van belanghebbenden via consultaties en via circulatie van concepten voor commentaar. De uitvoerder verzorgt ook de uiteindelijke rapportage.

Alhoewel de uitvoerder veel werkzaamheden verricht, is een substantiële inbreng van belanghebbenden noodzakelijk. Die inbreng vergt tijd en doet een beroep op het vermogen van belanghebbenden om complexe technisch-wetenschappelijke informatie over de vijf categorieën uit het Bk-GM te begrijpen en te verwerken. Belanghebbenden uit grote (internationale) organisaties of belangengroeperingen beschikken vaak wel over vertegenwoordigers met relevante kennis en expertise. Voor lokale belangengroepen of vertegenwoordigers uit het MKB geldt dat niet zonder meer.

2.3.2 Inhoud

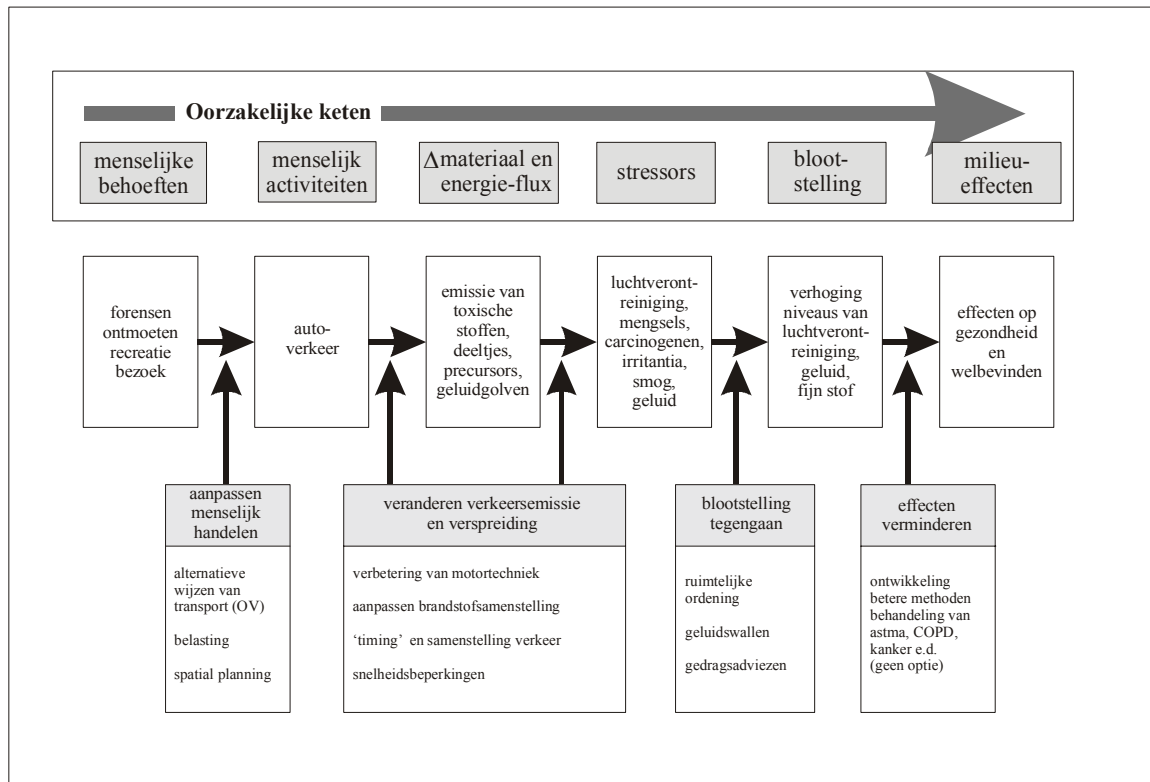
De inhoudelijke analyse van risicoproblemen met het Bk-GM gebeurt aan de hand van vijf categorieën:

- 1) Omvang van gezondheidseffecten
- 2) Ernst van gezondheidseffecten
- 3) Beleving (waardering) van risico's
- 4) Interventiemogelijkheden
- 5) Kosten-batenaspecten van interventies

Deze categorieën beschrijven wij hieronder. De overzichtstabel in Bijlage 1 vergelijkt verschillende milieu-gezondheidsproblemen aan de hand van de Bk-GM structuur.

Categorie 1 + 2: Omvang en ernst gezondheidseffecten

Een schatting van de aard en omvang van de gezondheidseffecten van risico's vindt plaats door inzicht te geven in de relatie tussen menselijke behoefte en menselijke activiteiten én de gevolgen daarvan voor de milieukwaliteit en de gezondheid (= oorzaak-gevolgketen). Figuur 1 geeft een voorbeeld van zo'n oorzaak-gevolgketen.



Figuur 1 Relevantie van oorzakelijke ketens voor risicoanalyse en -beheersing; het voorbeeld van verkeersemissies (Bron: De Hollander en Hanemaaijer (2003), vrij naar Norberg-Bohm, 1992).

De omvang van de gezondheidseffecten in de bevolking vereist vooral inzicht in de mate van blootstelling en in de relatie tussen blootstelling en effect. Hoeveel mensen komen in welke mate in contact met een verontreiniging? Vanaf welk blootstellingsniveau treden effecten op? En wat is de toename in effect bij een toename in blootstelling?

De ernst van de gezondheidseffecten kan uiteenlopen van mild en omkeerbaar, ernstig en onomkeerbaar tot fataal. Denk aan hinder, slaapverstoring, verandering in longfunctie, verergering van symptomen, ziekenhuisopname of vervroegde sterfte. Sommige milieuverontreinigingen hebben slechts één dominant effect (zoals longkanker bij radon), andere hebben een aantal in ernst variërende effecten.

Het Bk-GM beschrijft de omvang, aard en ernst van de gezondheidseffecten in de vorm van een lijst met de geschatte aantallen mensen die door het milieuprobleem effecten ondervinden van een bepaalde ernstvariant. Waar mogelijk worden gegevens samengevat in één maat voor ziektelast, zoals de Disability-Adjuste-Life-Years (DALY) (Murray et al., 1997a + b). In principe zijn de kosten van de ziektelast zo ook uit te drukken in geld.

Bij gebruik van het Bk-GM dient voor alle hierboven aangegeven schattingen te worden afgewogen of er voldoende wetenschappelijke kennis voorhanden is, moeten de onzekerheden worden aangegeven en moeten vaak ook arbitraire keuzes worden gemaakt over onder meer het gebruik van informatie en over de toepassing van buitenlandse informatie voor Nederlandse problemen. De mate van (kwantitatief) inzicht in de eerdergenoemde oorzaak-gevolgketen voor een milieurisico bepaalt in hoge mate de kwaliteit van de uiteindelijke uitspraken. Het rapport 'Trends in the environmental burden of disease in the Netherlands, 1980-2020' (Knol en Staatsen, 2005) geeft voor vijf milieu-gezondheidsproblemen en voor verkeersongevallen een overzicht van aannames en onzekerheden die bij dergelijke schattingen een rol spelen.

Categorie 3: Beleving (waardering) van risico's

Het Bk-GM beschrijft aspecten van risicobeleving kwalitatief aan de hand van drie vragen: Bedreigt het risico het gevoel van veiligheid? Is het risico vrijwillig en/of beheersbaar? Zijn er andere redenen waarom sommigen het risico als onacceptabel beschouwen? Met name de laatste vraag biedt de mogelijkheid een aantal andere, relevante aspecten van risicobeleving en -acceptatie te beschrijven. Zo onderscheidt het RIVM/MNP-rapport 'Nuchter omgaan met Risico's' (onder meer op basis van Slovic et al. (2001), Fischhoff et al. (2001), Sjöberg (2000) en Vlek (1996) verschillende aspecten van risicobeleving en -acceptatie', waaronder rampzaligheid ('catastrophic potential'), onvrijwilligheid, verdeling van lusten en lasten, (veronderstelde) beheersbaarheid, vertrouwen in verantwoordelijke instanties, (on)bekendheid met het risico, verborgen, uitgestelde en onomkeerbare schade, vaagheid over de maatschappelijke voordelen van een risicodragende activiteit, mogelijkheid tot identificatie met slachtoffers en veroorzakers van schadelijke intentie (criminaliteit, terrorisme, sabotage). Bij incidenten speelt ook verwijtbaarheid een rol.

Tot dusver vindt de beschrijving van risicobeleving kwalitatief plaats. Alhoewel empirisch onderzoek naar deze aspecten sinds enkele decennia gangbaar is - zie bijvoorbeeld Slovic et al. (2001), Fischhoff et al. (2001), Sjöberg (2000), Lowrance, (1976) - ontbreken methoden voor een meer kwantitatieve beschrijving van belevingsaspecten bij risicoproblemen. Het RIVM heeft een begin gemaakt met de ontwikkeling hiervan. Een eerste vingeroefening met buitenlandse experts die belevingsaspecten voor vier verschillende risicoproblemen beoordeelden, was positief. Toch is voor toepassing in de praktijk nog enig ontwikkelingswerk nodig.

Categorie 4: Interventiemogelijkheden

Om interventiemogelijkheden voor een milieurisicoprobleem te bepalen, is inzicht nodig in de oorzaak-gevolgketen. Zoals figuur 1 van dit hoofdstuk illustreert, begint die keten met menselijke behoeften en gedrag.

Die leiden uiteindelijk tot verontreinigende milieu-emissies, beïnvloeding van de milieukwaliteit, blootstelling van de bevolking aan verontreiniging en mogelijke gezondheidseffecten. Er zijn veel interventiemogelijkheden, zoals verandering van behoefte (bijvoorbeeld wat betreft de mobiliteit voor woon-werkverkeer) en gedrag, emissievermindering bij ongewijzigd gedrag of reductie van blootstelling door scheiding van functies (wonen, transport, bedrijvigheid). Effectvermindering door medische behandeling (astma medicatie, slaap- of kalmeringsmiddelen tegen geluidsoverlast) is bij milieuproblemen gewoonlijk geen acceptabele interventiemogelijkheid.

Het Bk-GM brengt de interventiemogelijkheden met zes vragen in kaart. Waar mogelijk geeft het beoordelingskader een schatting van de theoretische en praktische effectiviteit van de interventie in termen van verbetering van milieukwaliteit of reductie van omvang en ernst van de gezondheidseffecten. Met name over de praktische effectiviteit van interventies bestaat vaak grote onzekerheid.

Categorie 5: Kosten-baten

Het Bk-GM beschrijft de kosten en baten aspecten van interventiemogelijkheden aan de hand van met zes vragen. Wat zijn de kosten van niets doen? In feite is dit een vraag naar de totale kosten van de gezondheidseffecten. Deze zijn echter nog voor zeer weinig milieu-risicoproblemen goed in kaart gebracht. Andere vragen betreffen bereidheid tot betalen voor maatregelen; ook hier zijn weinig gegevens over voorhanden. En verder: de kosten van risicovermijding of –reductie, de verhouding van de interventiekosten ten opzichte van andere mogelijkheden om gezondheidswinst te behalen, de mogelijke gewenste en ongewenste neveneffecten van de maatregelen. Hiermee omvat de beschrijving van de kosten-baten aspecten in het Bk-GM zowel monetaire als niet-monetaire elementen (neveneffecten).

2.4 Conclusie

De mate van (kwantitatief) inzicht in de oorzaak-gevolgketen bij een milieurisico bepaalt in hoge mate de kwaliteit van de uiteindelijke uitspraken. Informatie over de omvang en ernst van gezondheidseffecten, risicobeleving, interventiemogelijkheden en kosten-bataspecten is maar beperkt aanwezig en vaak kwalitatief. Eventuele kwantitatieve informatie is zeer onzeker

Ook de totstandkoming van de inhoud (het proces) is een belangrijk aspect van het Bk-GM. Dat gebeurt door verschillende belanghebbenden actief te betrekken bij het opstellen van de beschrijvingen.

Het Bk-GM komt daarmee tegemoet aan de nieuwe elementen van het beleidskader NoR, in het bijzonder aan het verkrijgen van meer transparantie in het besluitvormingsproces en het versterken van de rol van belanghebbenden via communicatie en participatie

3 MKBA en MCA als beslissingsondersteunende methoden

Diverse methoden en technieken kunnen helpen bij het maken van afwegingen tussen beleidsopties, -alternatieven en/of investeringen. Die methoden noemen wij beslissingsondersteunend. Maatschappelijke kosten-baten analyse (MKBA) en multi-criteria analyse zijn voorbeelden van dergelijke methoden. Dit hoofdstuk gaat op hoofdlijnen in op de toepassingsmogelijkheden, het gebruik en de voor- en nadelen van beide methoden. Bijlage 2 bevat een uitgebreide toelichting op deze twee beslissingsondersteunende methoden.

3.1 Verschillen en overeenkomsten

De beslissingsondersteunende methoden zijn bijvoorbeeld als volgt in te delen:

1. Monetair – niet-monetair

Aan de monetaire kant staat de maatschappelijke kosten-baten analyse (MKBA), omdat deze methode zowel de investeringen als de effecten van een alternatief in geld uitdrukt. Aan de niet-monetaire kant staan methoden als de overzichtstabel en de multi-criteria analyse (MCA). Bij deze methoden kun je investeringen en opbrengsten wel in geld uitdrukken, maar dat is niet noodzakelijk. Er zijn eveneens mengvormen, zoals de kosten-effectiviteitsanalyse (KEA). Deze methode drukt de kosten wel in geld uit, maar de effecten niet.

2. Enkelvoudig – meervoudig

Dit onderscheid heeft betrekking op de effecten die je meeneemt in de beoordeling. Een enkelvoudige methode is gericht op de afwegingen in relatie tot een enkelvoudig probleem. De kosten-effectiviteitsanalyse (KEA) is hiervan een voorbeeld. Deze methode pas je toe bij de vergelijking van alternatieven of programma's met hetzelfde doel (lees: dat wat het programma oplevert, het effect). Dat doel - bijvoorbeeld vermindering van het risico op leukemie - hoef je niet in geld uit te drukken, maar de kosten van interventiemogelijkheden vergelijk je wel in geld met elkaar. Een voorbeeld hiervan is de kostenvergelijking van verschillende maatregelpakketten die de blootstelling van omwonenden aan elektromagnetische velden rond hoogspanningsleidingen reduceren.

3. Structurerend – sturend

Dit onderscheid heeft betrekking op de vraag of de uitkomst van de methode een 'beste' of optimale keuze aangeeft (sturend) óf de argumenten voor een keuze inzichtelijk maakt (structurerend). Ook hier is sprake van een glijdende schaal. Methoden zijn méér sturend naarmate de effecten eenduidiger en beter op één noemer

zijn te brengen. Zo is een MKBA meer sturend dan een MCA. Structurerende methoden brengen in beeld welke aspecten je bij de afweging moet betrekken. De alternatieven als geheel vergelijk je of beoordeel je daarbij niet op eenduidige wijze.

Tabel 1 geeft een overzicht van de gebruikelijke methoden op basis van bovenstaande driedeling. Het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu (Bk-GM) is daarin terug te zien als een meervoudig, gemengd (deels monetair, deels niet-monetair), structurerend instrument. Het Bk-GM ordent en systematiseert de aspecten waarop milieurisico's zijn te vergelijken. De weging van de verschillende aspecten en de uiteindelijke vergelijking blijft buiten het aandachtsgebied van het beoordelingskader. Daarmee is het een sterk structurerend, maar zeker geen sturend instrument.

Tabel 1 Typering van beslissingsondersteunende methoden

	Enkelvoudig		Meervoudig	
	Sturend	Structurerend	Sturend	Structurerend
Monetair ▲	Kosten analyse		Kosten-baten analyse (KBA)	
Gemengd ▼	Kosten-effectiviteits analyse (KEA)		Kosten-utiliteits analyse (KUA)	Beoordelingskader Gezondheid en Milieu
Niet-monetair		Effectiviteits analyse	Multi-criteria analyse (MCA)	

De uitvoering van een MKBA en MCA bestaat uit een aantal stappen. Samengevat zijn dit:

- Probleemafbakening: bepalen van de context en de reikwijdte van het probleem, selectie van alternatieven en scenario's, betrekken van belanghebbenden en vastleggen van het proces.
- Schatting van de aard en omvang van de effecten en risico's.
- Waardering van alternatieven op criteria: een MKBA drukt dit in geld uit, een MCA weegt criteria veelal onderling naar relatief belang.
- Rangordening van alternatieven: een MKBA berekent en vergelijkt de kosten en baten, een MCA voegt de gewogen scores samen.

De eerste twee stappen maken ook deel uit van de werkwijze bij het Bk-GM. De weging van de verschillende aspecten en de uiteindelijke vergelijking blijven buiten beschouwing. Daarom is het Bk-GM te typeren als een 'waarde-tabel' methode.

3.2 Maatschappelijke Kosten-Baten analyse

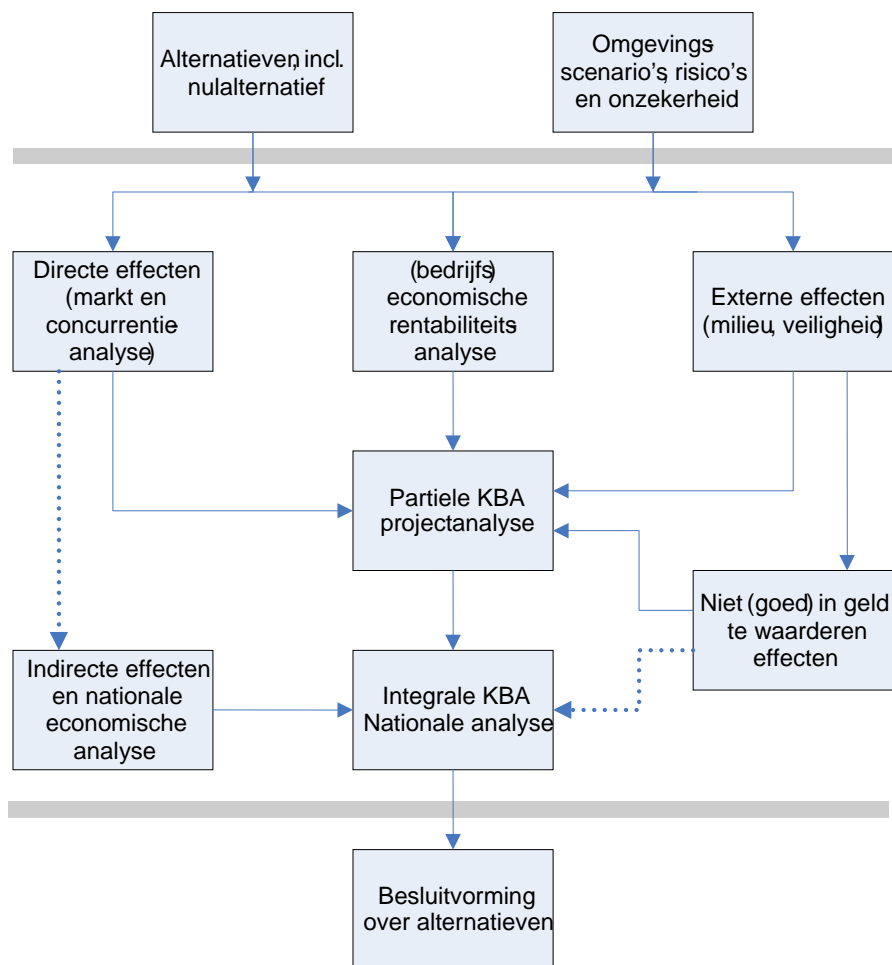
Methodie

Een maatschappelijke kosten-baten analyse (MKBA) is een meervoudig, monetair en sturend instrument. Het resultaat van een MKBA is de 'rentabiliteit' van een investering. Deze analyse beantwoordt dus de vraag of een investering 'het geld waard' is. Als je meerdere investeringen onderling vergelijkt, gebeurt dat ook op basis van de rentabiliteit. Sommige investeringen scoren vervolgens beter dan andere. Dat zorgt in de praktijk voor een sterk sturende werking.

Een belangrijk onderscheid bij een MKBA is het verschil tussen directe, indirecte en externe effecten. Directe effecten zijn de kosten en baten (in geld) die direct samenhangen met een alternatief. Indirecte effecten hangen niet direct samen met het alternatief, maar vloeien voort uit de directe effecten. Bij externe effecten is de waarde niet eenduidig (in een vrije markt) te bepalen. Milieu en gezondheid zijn typische voorbeelden van externe effecten in de MKBA-systematiek. Om deze effecten toch goed mee te kunnen nemen in een beoordeling, dien je ze zoveel mogelijk te kwantificeren en te monetariseren.

Gebruik

MKBA is een veelvuldig - en in toenemende mate - toegepaste methode. Dat geldt in het bijzonder voor de Verenigde Staten, maar ook voor het Verenigd Koninkrijk en Nederland. MKBA's zijn steeds vaker (wettelijk) voorgeschreven. Sinds 2000 verplicht de Nederlandse overheid een MKBA volgens de OEI-systematiek (Eijgenraam et al., 2000) voor alle grote infrastructuurprojecten. Figuur 2 toont de structuur van een MKBA.



Figuur 2 Structuur van een maatschappelijke kosten-baten analyse (OEI-leidraad)

Voor- en nadelen

Bij een MKBA draait de structurering in belangrijke mate om het in geld uitdrukken van effecten. Het vaststellen van die monetaire waarde kan voor de externe effecten zowel plaatsvinden via besluitvorming als empirisch onderzoek (enquêtes). Nadat de 'waarden' zijn bepaald, volgt de uitkomst vrij automatisch in termen van het rendement van een investering. De externe effecten zijn via diverse methoden te kwantificeren. Die methoden kunnen bij dezelfde effecten wel leiden tot sterk verschillende uitkomsten. Hoofdstuk 4 geeft hiervan enkele voorbeelden. De ene methode is niet op voorhand geschikter dan de andere. Dat vraagt om een keuze per situatie.

Bij een integrale MKBA spelen óók externe effecten een rol in de besluitvorming. Het gewicht dat ze daarbij moeten krijgen, is arbitrair als de effecten niet zijn uit te drukken in geld. In de praktijk blijkt het daarom moeilijk om externe effecten als milieu en gezondheid een volwaardige plaats te geven in de MKBA-systematiek (Bos, 2003; Commissie mer, 2002; RPB, 2005).

Bovendien spelen milieu- en gezondheidseffecten vooral op de langere termijn. Vanuit de MKBA-systematiek is het juist wenselijk een beperkte tijdshorizon aan te houden. Milieu- en gezondheidseffecten zijn daardoor vaak niet of nauwelijks zichtbaar en spelen een ondergeschikte rol in de besluitvorming.

3.3 Multi-criteria analyse

Methode

Een multi-criteria analyse (MCA) is net als een MKBA een hulpmiddel bij de besluitvorming over complexe - meervoudige - problemen. Het verschil is dat een MCA niet-monetair is. Daarnaast is een MCA in de praktijk minder sturend, omdat de methode in de regel niet uitgaat van één beste oplossing.

Een MCA richt zich, meer dan een MKBA, op het inzichtelijk maken van de afwegingsprocessen en de belangen van verschillende belanghebbenden. Het betrekken van die belanghebbenden is een integraal onderdeel van een MCA. De methode draagt zo bij aan (interactieve) besluitvorming. In de praktijk gebeurt dat door de in de vergelijking meegenomen effecten verschillend te 'wegen'. Die weging staat voor het belang dat belanghebbenden hechten aan een bepaald effect. Omdat dat belang per belanghebbende kan verschillen, zullen zij ook andere alternatieven prefereren. Kortom: verschillende wegen resulteren (meestal) in verschillende ranglijstjes.

Gebruik

De toepassing van MCA is minder wijdverbreid dan die van MKBA. In Nederland passen wij de techniek verhoudingsgewijs vaak toe (EFTEC, 1999). De Europese Unie (Joint Research Centre, 1996; Paruccini et al., 1997) en de Verenigde Naties (UNFCCC, 2004) propageren de MCA voor situaties waarin niet alle effecten zijn te kwantificeren en monetariseren. Zij vinden de methode in het bijzonder geschikt voor meer kwalitatieve problemen als milieu, gezondheid en de kwetsbaarheid van bevolkingsgroepen.

Voor- en nadelen

De kracht van de MCA-methode zit in de vergelijking van zeer ongelijksoortige informatie. De wenselijkheid van alternatieven volgt uit het toekennen van gewicht aan de verschillende effecten: 'Hoe belangrijk is een effect binnen een groep van vergelijkbare effecten en ten opzichte van geheel andere effecten?' Vaak gaat het bij dat toekennen van gewicht expliciet om politieke afwegingen. Het is wenselijk om dit proces gezamenlijk met belanghebbenden te doorlopen. Dat zorgt voor inzicht in de gehanteerde afwegingen, belangen en argumenten. Het doel van een MCA is dan meer procesmatig (gericht op 'het debat') en minder beslissingsondersteunend.

Een belangrijke leemte in een MCA is het ontbreken van richtlijnen en standaardmethoden die bijvoorbeeld de keuze van criteria en de bepaling van gewichten sturen. Er is hierdoor geen sprake van eenduidigheid bij de toepassing van MCA.

3.4 Conclusie

De uitvoering van een MKBA en MCA verloopt globaal in vier stappen: probleemaftakening, schatting van effecten en risico's, waardering van alternatieven en rangordening van alternatieven. Het Bk-GM beperkt zich tot de eerste twee stappen. Dat leidt tot een overzichtstabel van de relevante risico's en aspecten in de afweging. Er is geen verdere waardering, weging en rangordening. De belangrijkste bijdrage van MKBA en MCA ligt in een verdere structurering van de relevante informatie voor de besluitvorming. De uitvoering van die structurering verschilt wel. Bij een MKBA is de structurering gericht op het monetariseren van effecten, bij een MCA op het bepalen van het relatieve belang (gewicht) van criteria. Geen van de beslissingsondersteunende methoden stuurt automatisch naar een besluit. Wel is de sturende werking van een MKBA groter dan van een MCA, omdat een MKBA leidt tot een eenduidige uitkomst (rentabiliteit van de investering).

Beslissingsondersteunende methoden als MCA en vooral MKBA worden veelvuldig - en in toenemende mate - toegepast op uiteenlopende beleidsterreinen in binnen- en buitenland. MKBA is met name geschikt als de meeste effecten goed in geld zijn uit te drukken en hierover ook (politieke) overeenstemming is. MCA is vooral geschikt in situaties waarbij veel effecten niet goed in geld zijn uit te drukken en waarbij politieke overeenstemming over de prioritering van verschillende effecten niet vanzelfsprekend is. Doordat het tijdspad van een MKBA veelal korter is dan het optreden van de (lange-termijn) effecten op milieu en gezondheid, worden deze effecten nauwelijks zichtbaar en is hun rol in de besluitvorming ondergeschikt.

4 Toepassingen van MKBA en MCA voor milieu-gezondheidsrisico's

Dit hoofdstuk bevat een aantal voorbeelden van toepassingen van MKBA's en MCA's op het gebied van risico's. Veel van de voorbeelden zijn strikt genomen geen MKBA's. We gaven in hoofdstuk 3 al aan dat het uitdrukken van milieu en gezondheidseffecten in geld (de externe kosten) lastig is. Vaak zijn kosten-baten studies op het gebied van milieu-gezondheid dan ook KEA's of KUA's, waarbij alleen de kosten in geld worden uitgedrukt. Gemakshalve gebruiken we hier toch de term MKBA.

In paragraaf 4.1 worden MKBA's en MCA's besproken die zijn uitgevoerd voor een aantal milieu-gezondheidsrisico's. In paragraaf 4.2 wordt de toepassing van vooral MKBA tegen het licht gehouden voor beleid ten aanzien van gevaarlijk stoffen. Gevaarlijke stoffen behandelen wij apart, omdat hier wel meervoudige MKBA's (in tegenstelling tot KEA of KUA) zijn uitgevoerd in het kader van de Europese beleidsontwikkeling voor nieuwe stoffen (REACH-verordening). Daarbij gaat het niet alleen om de effecten van stoffen in het milieu, maar – in de MKBA – met name om blootstelling van werknemers in de industrie. In paragraaf 4.3 wordt de toepassing van MKBA en MCA op het gebied van voedselveiligheid besproken. Tot slot worden de bevindingen in paragraaf 4.4 samengevat. In Bijlage 3 zijn de voorbeelden uitgebreider beschreven.

4.1 Toepassing MKBA en MCA

In hoofdstuk 3 werd al aangegeven dat MKBA veelvuldig wordt gebruikt, vooral in de Verenigde Staten. In het Verenigd Koninkrijk en Nederland neemt het gebruik van MKBA's toe. In het algemeen is er een tendens naar het vaker gebruiken van MKBA's (EFTEC, 1999). De toepassing van MCA is veel minder. In Nederland daarentegen wordt de methode vaak gebruikt, vooral in het kader van mer-procedures (EFTEC, 1999).

Uit een eigen literatuuronderzoek naar toepassingen van MKBA's en MCA's blijkt ook dat MCA's minder vaak wordt toegepast dan MKBA's. In totaal vonden wij 3.600 verwijzingen met het trefwoord MKBA in de Current Contents literatuurbestanden van de afgelopen vijf jaar. Nog geen 10% had betrekking op milieu-gezondheidsproblemen. Er werden in het literatuuronderzoek slechts twaalf MCA's voor milieu-gezondheidsproblemen geïdentificeerd, uit een totaal van 900. Behalve het literatuursysteem Current Content is ook Medline doorzocht.

Veel MKBA- en MCA-rapportages verschijnen niet in wetenschappelijke tijdschriften, maar in de zogenoemde grijze literatuur; dergelijke rapportages zijn moeilijker traceerbaar. De voorbeelden in de volgende paragrafen zijn gekozen om te illustreren op welke wijze de MKBA- en MCA-methoden in de praktijk worden toegepast. Ook krijgt de lezer inzicht in uiteenlopende keuzes die bij toepassing worden gemaakt en een gevoel voor de bandbreedte die ontstaat door deze keuzes. Bij de keuze van de voorbeelden is vooral gekeken naar diversiteit in onderwerpen en aanpak van de analyses. De voorbeelden zijn dus illustratief en niet genoemd als ‘beste werkwijze’.

4.2 Milieu-Gezondheidsrisico's

In deze paragraaf wordt een aantal voorbeelden gegeven van MKBA's en MCA's op het gebied van luchtverontreiniging, hoogspanningslijnen, geluidsmatregelen en locatiekeuze voor opslag van afval.

4.2.1 Luchtverontreiniging

Korte probleemschets

De effecten van luchtverontreiniging zijn vrij divers en variëren (afhankelijk van de stof) van overlast, tijdelijk verminderde longfunctie, verergering van luchtwegklachten, toename in medicijngebruik, ziekenhuisopname, longkanker tot vroegtijdige sterfte. In Nederland sterven tussen de 3.800 en 6.600 mensen vroegtijdig (3 maanden \pm 1 maand eerder) als gevolg van kortdurende blootstelling aan luchtverontreiniging door ozon en fijn stof (Knol en Staatsen, 2005). Deze schattingen zijn gebaseerd op Nederlandse cijfers. Ze komen goed overeen met de omvangrijke buitenlandse literatuur. De effecten van lange-termijn blootstelling aan met name fijn stof zijn meer onzeker. Op basis van Amerikaanse onderzoeken wordt voor Nederland geschat dat de vroegtijdige sterfte enige malen meer is, tot ruim in de tienduizend mensen (Knol en Staatsen, 2005; Künzli et al., 2000).

MKBA luchtverontreiniging

Het Astmafonds liet een onderzoek uitvoeren naar de (maatschappelijke) kosten van de gezondheidseffecten van luchtverontreiniging (Singels et al., 2005). De belangrijkste boodschap van het rapport is dat de effecten van luchtverontreiniging de maatschappij per jaar minimaal vier miljard euro kosten. Het grootste deel daarvan is als gevolg van vroegtijdige sterfte door langdurende blootstelling aan fijn stof. De maatschappelijke kosten zijn berekend op basis van de ‘Willingness-to-pay’ methode. Hieruit kan het kengetal ‘Value of Statistical Life’ (VOSL, waarde van een leven) worden afgeleid. Om te kunnen gebruiken in combinatie met DALY wordt de VOSL bewerkt tot ‘Value Of a Life Year’ (VOLY = VOSL, herleid tot één jaar). Op basis van bestaande literatuur zijn hiermee schattingen voor VOSL's en VOLY's berekend.

De waarde van een leven (VOSL) laat dan een bandbreedte zien van circa één miljoen euro tot vier miljoen euro. De VOLY-schattingen variëren van €28.000 tot €120.000 euro.

Een tweede voorbeeld betreft een 'impact assessment'-studie naar de gezondheidskosten als gevolg van aan wegverkeer gerelateerde luchtverontreiniging. Dit is een WHO-onderzoek uitgevoerd in Oostenrijk, Frankrijk en Zwitserland (Sommer et al., 1999). Hierin wordt de 'Value of Preventing a statistical Fatality' (VPF, waarde van een vermeden verloren levensjaar) gebruikt. De schatting voor een VPF in dit onderzoek komt op circa één miljoen euro.

MCA luchtverontreiniging

In een Australisch onderzoek (Ayoko et al., 2004) werden met behulp van een MCA veertien woningen beoordeeld op onder andere luchtkwaliteit van het binnenmilieu en andere woonkenmerken. Het betrof een prioriteringsstudie: welke woning heeft de beste binnenmilieukwaliteit (luchtkwaliteit). In totaal werden de woningen op 21 kenmerken beoordeeld. De gegevens werden gestructureerd volgens een waarde-tabelmethode: in de matrix vormen de woningen de te beoordelen objecten; de luchtkwaliteitsparameters, naast andere woonparameters, de criteria. Ten behoeve van de beoordelingsmethode, een rangordemethode, wordt elk van de criteria geoptimaliseerd. De rangorde, preferentie voor een woning, werd bepaald met behulp van gecomputeriseerde analyseprogramma's waarvoor de waarde-tabel als input diende. Uit de resultaten bleek dat de rangorde van de woning vooral werd bepaald door de concentratie VOC's in de woning.

Samenvattend: De twee luchtverontreinigingsstudies (Astmafonds en WHO) zijn geen feitelijke MKBA's. Het zijn eerder kostenanalyses (zie hoofdstuk 3): weliswaar worden in beide onderzoeken de kosten geschat, maar de baten worden niet genoemd laat staan in geld uitgedrukt. Beide onderzoeken maken gebruik van verschillende maten voor hetzelfde effect, namelijk vermijden van verloren levens. Daarnaast laat vooral de Astma-fonds studie zien dat bij toepassing van een en dezelfde maat over verschillende studies de resultaten zeer divers kunnen zijn. Zo loopt de bandbreedte van kostenschattingen voor luchtverontreiniging uiteen van € 980.000 tot € 4.000.000 voor een en dezelfde grootte (VOLY).

Hoewel de verschillende stappen in een MCA redelijk goed te volgen zijn, lijkt het voorbeeld van de MCA vooral een academische exercitie. Er wordt een breed scala aan criteria in de analyse opgenomen en zoveel mogelijk gekwantificeerd. Maar luchtbemonstering op een veelheid van stoffen voor blootstellingschatting in individuele woningen is weinig praktisch. Dit geldt trouwens ook voor de toepassing van tamelijk geavanceerde computermodellen voor het berekenen van het relatieve belang (gewichten) van criteria.

4.2.2 Hoogspanningslijnen

Korte probleemschets

In de laatste decennia van de vorige eeuw ontstond zorg over mogelijke gezondheidseffecten door elektromagnetische velden veroorzaakt door elektriciteitsvoorzieningen. Dit betrof met name hoogspanningslijnen, maar ook elektrische apparaten en voorzieningen in gebouwen. Verschillende studies hebben verbanden aangetoond tussen blootstelling aan elektromagnetische velden en het optreden van ziekte, met name kanker. Een causaal verband is niet aangetoond, mede door de afwezigheid van een plausibel werkingsmechanisme. Indien een causaal verband wordt verondersteld leidt blootstelling aan een elektromagnetisch veld van 0,2 microTesla of meer tot 0,2 tot 1 extra kinderleukemiegeval per jaar binnen de groep blootgestelden. In 1993 leidde dit in Californië tot een groot EMF-program (Electro Magnetic Fields). In Nederland is het Bk-GM toegepast op hoogspanningslijnen. Daarin zijn ook kosten-baten aspecten betrokken. In Nederland bevinden zich ongeveer 45.000 van de zeven miljoen woningen binnen honderd meter van een hoogspanningslijn. Zo'n 23.000 woningen bevinden zich in een zone van 0,4 microTesla (Kelfkens et al., 2002). In Nederland zijn ongeveer 25.000 kinderen aan een dergelijk elektromagnetisch veld van hoogspanningslijnen blootgesteld (Van der Plas et al., 2001).

Hieronder wordt een Nederlandse MKBA voor hoogspanningslijnen en het 'Californische EMF-program' samengevat. Dit laatste is één van de meest uitgewerkte voorbeelden van een brede formele MKBA met nadrukkelijke deelname van belanghebbenden en inbreng van de afwegingskaders die deze inbrachten.

MKBA hoogspanningslijnen in Nederland

In een onderzoek van de KEMA (Stuurman et al., 2002) is gekeken naar de kosten en effecten van reductie van electromagnetische velden als gevolg van hoogspanningslijnen. Vier opties voor reductie zijn doorgerekend op hun kosten en baten. De scenario's betreffen elektrotechnische wijzigingen: a) splitsen fasegeleiders, b) wijzigen klokgetallen of verplaatsing van de hoogspanningsleidingen naar c) elders of d) ondergronds. De kosten zijn in euro's per woning, de baten zijn opgenomen als aantal woningen met gereduceerde blootstelling (woningwinst) en vrijkomen van grond (oppervlaktewinst). De woningwinst per maatregel (a t/m d) loopt van 35% tot 92% (ook bij verkabelen-maatregel zullen niet alle woningen profiteren). De kosten per maatregel variëren van €15.000, €34.000, €91.000 tot €434.000 per woning. De oppervlaktewinst loopt van 21% tot 57%. De totale kosten van de maatregelen lopen op van €143 miljoen tot €1.145 miljoen.

MKBA hoogspanningslijnen in Californië

Het 'California EMF program' was een groot meerjarig programma in de periode van 1994-2003 met een budget van circa zeven miljoen US \$.

Het doel van het programma was een rationele en objectieve benadering te geven om met potentiële risico's van elektromagnetische velden om te kunnen gaan. Het programma voorzag in onderzoeksfinanciering en beleidsanalyse. Daarnaast bood het programma opleiding en technische steun aan overheidsorganisaties, experts, bedrijven, maatschappelijke organisaties en burgers. De coördinatie was in handen van het Department of Health Services van de staat Californië. Het programma is onder meer gefinancierd door elektriciteitsproducenten en het federale National Institute of Environmental Health Sciences (NIEHS).

Het programma bestond uit drie elementen: de 'Research Unit' (Onderzoek component), de 'Education and Technical Assistance Unit' (Opleiding en Technische Ondersteuning component) en de 'Program Synthesis Projects' (de integratieve component). Het programma werd begeleid door een 'Stakeholders Advisory Consultants (SAC)' dat adviseerde over de ontwikkeling van het onderzoeksprojecten, over budgettaire zaken en bewaken van de algemene voortgang in het programma. Op verzoek van de SAC werd tevens een externe 'Science Advisory Panel (SAP)' ingesteld.

MKBA in California EMF program

Naast traditionele elementen van een MKBA zoals beschreven in hoofdstuk 3 is in het EMF program ook een aantal minder gangbare elementen toegevoegd. In de eerste plaats is een uitvoerige geformaliseerde analyse en beschrijving gemaakt van de wetenschappelijke onzekerheden. In de tweede plaats is naast het utiliteitsbeginsel ook een aantal andere wereldbeelden en (ethische) afwegingsbeginselen in de afweging betrokken. Zo werden 'utilitarian justice', 'social justice' en 'libertarian justice' beginselen onderscheiden. Belanghebbenden en onderzoekers maakten hun dominante afwegingsbeginselen voor dit probleem expliciet. Vervolgens werden onzekerheden/bewijskracht enerzijds en kosten te maken voor het vermijden van bepaalde effecten gecombineerd. Zo bleek voor een aanhanger van het utiliteitsbeginsel de mate van gewenste zekerheid voor het vermijden van een leukemie-geval aanmerkelijk lager te zijn voor maatregelen met lage kosten dan voor dure maatregelen. Er bleek dus ook vanuit een utiliteitsbeginsel geen absolute zekerheid noodzakelijk te zijn voor het nemen van mitigerende maatregelen. Het programma heeft een aantal handleidingen en instrumenten opgeleverd voor risicomangers (bijvoorbeeld voor lokale scholen) en belanghebbenden. Ook de computerprogrammatuur voor de uiteindelijke beleidsanalyses is beschikbaar.

Toch laten de uitkomsten van de MKBA zich niet in een enkel getal samenvatten, aangezien de gekozen benadering expliciet rekening houdt met verschillende interventiemogelijkheden en met verschillende afwegingsbeginselen van belanghebbenden.

Samenvattend: De Nederlandse analyse is een voorbeeld van een kosten-effectiviteitsanalyse (KEA). Welke maatschappelijke winst (bijvoorbeeld vermijden van vermoedelijke leukemiegevallen, verminderen van onrust) en tegen welke kosten deze is te behalen, is in deze analyse niet onderzocht. Of deze kosten en baten tegen elkaar zouden opwegen, kan dus ook niet worden afgeleid. Hiervoor zou de analyse in termen van de causale keten minstens moeten worden doorgevoerd voor emissie-blootstelling-effect; bij deze analyse beperkt zich dit tot emissie-blootstelling. Daarnaast zouden deze effecten voor een MKBA nog in geld moeten worden uitgedrukt. Het 'California EMF program' legt vooral veel nadruk op consultatie van belanghebbenden, burgerparticipatie en informatievoorziening. De MKBA maakt hier onderdeel uit van een groter raamwerk voor afwegingen op het gebied van maatschappelijke kosten en baten vanuit verschillende perspectieven (bijvoorbeeld: utiliteit, gelijkheid).

4.2.3 Geluid

Korte probleemschets

In Nederland zijn naar schatting 3,7 miljoen mensen van 16 jaar en ouder (29%) wel eens ernstig gehinderd door het geluid van wegverkeer. Na wegverkeer veroorzaken vliegverkeer en buren het vaakst ernstige hinder (beide 12%) (Franssen et al., 2004). Andere effecten van geluidblootstelling zijn slaapverstoring, slaapmiddelgebruik, effecten op bloeddruk en op leesprestatie bij kinderen (Gezondheidsraad, 1994; Van Kempen et al., 2005)

MKBA geluid

Nijland et al. (2003) voerden een kosten-baten analyse uit om de effectiviteit van geluidsreducerende maatregelen te toetsen ten behoeve van de NMP4-doelstellingen. Om deze doelstellingen te realiseren, zijn maatregelen opgesteld als de aanleg van 6.500 kilometer stil wegdek en de introductie van stillere passagierstreinen. Het idee daarbij is dat de maatregelen de geluidsemissie van weg- en railverkeer reduceren, wat uiteindelijk weer een positief effect heeft op het welzijn en de gezondheid van de mensen. De effectiviteit van het pakket is gebaseerd op een vergelijking van de situatie in 2010 en 2030 met en zonder implementatie van het maatregelenpakket. Er is gebruik gemaakt van Willingness To Pay (WTP) omdat de waardering voor gezondheid niet direct in marktprijzen kan worden uitgedrukt. . Ter bepaling van de WTP (hier €15 per persoon per jaar per dB(A)) wordt vaak gebruik gemaakt van methodes als 'hedonic pricing' (HP) en 'contingent valuation' (CV). De kosten (in Euro's) van de verschillende maatregelen zijn afgeleid uit de literatuur .

Tabel 2 Kosten en baten van maatregelenpakketten in miljard Euro (netto present value 2000)

	Kosten	Baten	
		HP-methode	CV-methode
Wegverkeer	0.8 – 1.4	3.4	4.4
Railverkeer	0.6	0.8	1.0
Totaal	1.4 -2.0	4.4	5.7

De auteurs concluderen dat alle maatregelen kosten-effectief zijn: de baten waren hoger dan de lasten. De introductie van stille banden is het meest kosten-effectief.

Schmidt et al. (2002) laten in hun onderzoek zien hoe aan de hand van de ‘impact-pathway approach’ de externe kosten van transportgeluid kunnen worden berekend. In de studie worden de zogeheten marginale externe geluidskosten voor vier locaties (type bebouwing) geschat. De meegenomen gezondheidseffecten zijn bloeddruk en ischemische hartziekten, hinder, slaapverstoring (ontwakingen en subjectieve slaapkwaliteit). De monetaire waardes worden opgedeeld in i) ‘resource costs’ (bijvoorbeeld medische kosten), ii) ‘opportunity costs’ (kosten als gevolg van verlies van productiviteit, en iii) ‘disutility’ (sociale en economische kosten van het individu). De eerste twee kunnen worden afgeleid uit marktprijzen; de derde groep wordt uitgedrukt in WTP. Na combinatie van blootstellingsverdelingen, blootstelling-effectrelaties en monetaire waardes kunnen de externe kosten worden berekend. De kosten bleken sterk af te hangen van het tijdstip op de dag, de locatie en voertuigcategorie.

Samenvattend: In de eerste studie is met een aantal zaken geen rekening gehouden. Zo is bijvoorbeeld geen rekening gehouden met het gelijkheidsbeginsel: de kosten worden door andere groepen in de maatschappij gedragen dan diegenen die de baten van de maatregelen ervaren. Hoewel de baten op basis van twee verschillende monetarisingsmethoden de kosten overtreffen, is er een groot verschil tussen beide methoden (opbrengst volgens CV-methode is ongeveer 1,3 keer de opbrengst volgens HP-methode). In het tweede voorbeeld wordt een groot aantal relevante effecten en type kosten meegenomen. Daarnaast zijn er voor verschillende situaties (de locaties) en transportmiddelen aparte berekeningen uitgevoerd waarvoor de uitkomsten sterk varieerden. De studies zijn onderling nauwelijks vergelijkbaar. In Nijland et al. (2003) worden minder gezondheidseindpunten bekeken en is alleen gekeken naar kosten van gezondheidswinst (hinder) (partiële MKBA, zie hoofdstuk 3).

4.2.4 Locatiekeuze opslag afval

Korte probleemschets

In ruimtelijke afwegingen moeten vaak verschillende, soms conflicterende belangen tegen elkaar worden afgewogen. Aan opslag van kernafval is een groot aantal invalshoeken te onderkennen dat van invloed kan zijn op de uiteindelijke keuze van type opslag, bijvoorbeeld bovengronds of ondergronds. Bij het aanwijzen van een nieuwe locatie voor een vuilstortplaats speelt ook een groot aantal aspecten een rol, zoals economische, natuur- en milieubelangen.

MCA locatiekeuze

Het eerste voorbeeld betreft de keuze tussen bovengrondse of ondergrondse opslag van laag radioactief afval (Carlé et al., 2004). Hiertoe is door leken een MCA uitgevoerd: selectie van relevantie criteria, structureren, gewichtentoekenning, scoren van opties op criteria en aggregeren. In totaal werden 31 criteria geselecteerd, verdeeld over vijf hoofdcriteria (cf. Beoordelingskader Gezondheid en Milieu). De belangrijkste hoofdcriteria waren '(externe) veiligheid', 'milieu' en 'gezondheid'. Vervolgens werd voor elk criterium de schaal bepaald waarop de opties werden gescoord. Hierbij is voornamelijk gekozen voor én gebruik gemaakt van een lineaire 5-punts-schaal (utiliteit: 0-25-50-75-100). Uiteindelijk zijn score en gewicht niet gecombineerd en geaggregeerd in een totaalscore per optie. Per criterium is op basis van onder andere score en gewicht bepaald welke optie de voorkeur had. Uiteindelijk bleek er geen duidelijke voorkeur voor bovengrondse of ondergrondse opslag.

In het tweede voorbeeld (Cheng et al., 2002) wordt een voorbeeld gegeven van het gebruik en toepassing van MCA-computermodellen bij de keuze van een locatie voor een nieuwe vuilstortplaats. De relevante criteria werden via interviews met deskundigen verzameld en in een criteriumboom geordend: kosten, milieu/natuur, landbouw en maatschappelijke acceptatie met in totaal twaalf subcriteria. Opties werden aan de hand van de criteria in een overzichtstabel (matrix van opties en criteria) kwalitatief gescoord (goed-slecht, hoog-midden-laag). Gewichten werden bepaald op basis van vragenlijstgegevens, afgenomen onder twee groepen: burgers (B) en deskundigen (D). Gewichten voor de criteria werden kwalitatief weergegeven (onbelangrijk – belangrijk). Deze kwalitatieve, ordinale scores (goed – beter – best) voor criteriascores en gewichten werden omgezet naar numeriek waardes. Meest relevante uitkomst is de hoge mate van overeenstemming tussen burgers (B) en deskundigen (D) over de meest optimale locatiekeuze van de vuilstortplaats. In totaal kwamen drie locaties als meest geschikte optie naar voren. De meest optimale locatie scoorde vooral goed op de criteria landbouw, hydrogeologie, uitbreidingsmogelijkheden, kosten en politiek draagvlak.

Samenvattend: Beide voorbeelden laten een kwalitatieve benadering zien voor het analyseren van een complex keuzeprobleem.

In het eerste voorbeeld is een uitgebreide uitwerking van relevante aspecten (criteria) voor dit keuzeprobleem gemaakt, vergelijkbaar met de opzet van het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu. Vervolgens zijn voor de diverse criteria schalen opgesteld en de opties gescoord. Tevens zijn gewichten bepaald. Tot aggregatie is het niet gekomen. Hiermee lijkt dit voorbeeld op een iets meer uitgewerkte analyse volgens het beoordelingskader. Het voorbeeld van de opslag van radioactief afval is daarmee een toepassing van een waarde-tabelmethode. In het tweede voorbeeld wordt in zoverre een multi-criteria analyse uitgevoerd dat deze leidt tot de meest optimale keuze. Onduidelijk is in hoeverre de uitkomst van beide analyses bepalend zijn (geweest) bij het ondersteunen of maken van een keuze door het bevoegd gezag.

4.3 Gevaarlijke stoffen: REACH

Korte probleemschets

Het beleid voor nieuwe stoffen (in Nederland: Strategie voor omgaan met stoffen - SOMS (TK, 2000-2001; VROM, 2001 en 2002), in Europa: REACH; Registratie, Evaluatie, Autorisatie en Restricties van Chemicaliën; CEC, 2003a) heeft als doel de risico's van tienduizenden chemische stoffen te kennen, te prioriteren en zonodig risicoreducerende maatregelen te nemen.

Essentie van de REACH-verordening is dat waar nu nog overheden moeten aantonen dat stoffen gevaarlijk zijn, straks bedrijven moeten garanderen dat hun stoffen veilig worden gebruikt. Voor de evaluatie van de effecten van REACH op economie en gezondheid van mens en milieu zijn inmiddels vele tientallen MKBA's uitgevoerd. Een samenvattend verslag van 36 'impact studies' is opgenomen in Ecorys en Opdenkamp (2004). De studies geven een grote bandbreedte van resultaten, waarbij de kosten voor de EU (tot 2020) variëren tussen €3 en €23 miljard en de baten tussen €5 en €284 miljard. Daarbij is het niet zo dat de lage kosten en baten schattingen in dezelfde studies werden gerapporteerd. Deze bandbreedte ontstaat enerzijds doordat het aanpassingsvermogen van bedrijven als reactie op (beperkte) kostprijsverhogingen onzeker is of niet is berekend. Anderzijds is de kennis over de risico's van chemische stoffen beperkt, waardoor de geraamde baten onzeker zijn.

Hieronder wordt kort ingegaan op vier onderzoeken die op een redelijk vergelijkbare wijze ingaan op de baten voor de gezondheid als gevolg van de REACH-verordening. In alle gevallen betreft het de gezondheid van werknemers. De analyse is overgenomen uit Pickvance et al. (2005). Pickvance et al. hebben ook zelf een kosten-baten studie uitgevoerd; deze wordt hieronder tevens meegenomen.

4.3.1 MKBA REACH

In oktober 2003 heeft de Europese Commissie met de 'Extended impact assessment of REACH' een inschatting gemaakt van de mogelijke kosten en baten van REACH (CEC, 2003b). De totale kosten voor de chemische industrie en de gebruikers (downstream users) werden geschat op een bedrag tussen € 2,8 en € 5,2 miljard over een periode van vijftien jaar. Daartegenover zijn de baten geschat op € 50 miljard. Deze schatting kan hoger uitvallen, aangezien de effecten van stoffen vaak langer duren dan twintig jaar. Daardoor houden ook de baten van een reductie van blootstelling langer aan. Sommige vormen van kanker die aan blootstelling van stoffen worden toegeschreven, hebben een latentietijd van twintig jaar of meer. De baten van een reductie van blootstelling worden daardoor zelfs pas na het venster van twintig jaar zichtbaar.

In 2003 heeft RPA in opdracht van de Europese Commissie de studie 'Assessment of the Impact of the New Chemicals Policy on Occupational Health' (RPA Inc, 2003) uitgevoerd. De studie had als doel om de potentiële afname in de ziektelast van werknemers in de EU-15 landen als gevolg van de invoering van REACH te schatten. Deze studie geldt als de belangrijkste studie over de effecten op de gezondheid van werknemers. De RPA-studie komt tot de conclusie dat de baten door vermindering van de ziektelast voor werknemers €18 tot €27 miljard in een periode van dertig jaar kunnen bedragen. Verder wordt geconcludeerd dat meer dan 99% van de reductie in ziektelast op het conto van vermijdbare kankergevallen komt. De geschatte baten als gevolg van een vermindering van huid- en respiratoire ziekten is slechts zestien miljoen euro over dertig jaar.

Een Deens overheidsrapport (Miljoeministeriet, 2004) gebruikte de RPA-schattingen voor het aantal vermijdbare ziektegevallen en Deense kostenschattingen. Het rapport komt uit op een schatting van €95 tot €737 miljoen voor de baten ten gevolge van vermijdbare ziektelast voor werknemers voor de gezondheid in Denemarken over een periode van dertig jaar.

Het European Trade Union Technical Bureau for Health and Safety (TUTB) heeft een kort rapport geproduceerd over de baten van REACH voor werknemers (Musu, 2004). De resultaten zijn dat 88% van alle huidziektegevallen en 36% van alle respiratoire aandoeningen van werknemers zijn gerelateerd aan blootstelling aan stoffen. De beperking van de studie is dat het slechts een indicatie geeft van het percentage van werkgerelateerde ziekten, die door blootstelling aan chemische stoffen zou zijn veroorzaakt. De studie geeft niet aan welk deel van deze ziekten in de toekomst door REACH kan worden voorkomen.

Tot slot een studie van de Universiteit van Sheffield. Hierin hebben de onderzoekers de effecten van het REACH-voorstel van 2003 op de gezondheid van de werknemers in de EU-25 geanalyseerd. Dit is gedaan door de ziektelast van huidziekten en respiratoire aandoeningen te schatten, scenario's te ontwikkelen voor het aantal ziektegevallen dat door REACH wordt verminderd en tenslotte de economische baten te berekenen (Pickvance et al., 2005).

De studie beperkte zich tot dermatitis en respiratoire aandoeningen (astma, COPD), die volgens TUTB (Musu, 2004) voor respectievelijk 88% en 36% worden veroorzaakt door blootstelling aan stoffen. Bovendien wordt aangegeven dat de latentieperiode voor deze ziekten kort is en dat daarom al snel baten mogen worden verwacht van de invoering van REACH. De resultaten laten zien dat astma en dermatitis het grootste effect hebben op de productiviteitskosten, maar COPD een groter effect op de kosten van de gezondheidszorg. De centrale schatting voor de kostenbesparing onder REACH over tien jaar wordt geschat op 3,5 miljard euro. Voor de horizon van dertig jaar is dat negentig miljard euro. De auteurs geven aan dat ten gevolge van onzekerheden in deze studie de baten van de introductie van REACH onvoldoende kunnen worden geschat, vooral vanwege onzekerheden over de wijze van implementatie. Niettemin wordt aangegeven dat REACH duidelijk tot een reductie in ziektelast leidt en in de daarmee gepaard gaande kosten voor zowel industrie als maatschappij.

Samenvattend: De voorbeelden in deze paragraaf illustreren dat uitkomsten van kosten-batenstudies bijzonder afhankelijk zijn van de aannames die worden gehanteerd. Zelfs met de beperking van de doelgroep - hier alleen werknemers - zijn de uitkomsten zeer verschillend.

Dit is onder meer afhankelijk van de ziekten die in de studie worden meegenomen, bijvoorbeeld alle ziekten of alleen huid- en respiratoire ziekten. Daarnaast varieert het aandeel in de ziektelast dat aan stoffen kan worden toegeschreven (bijvoorbeeld 1% van alle ziekten in de ene studie tot 4-90% van beroepskanker en 88% van huidziekten bij werknemers in de andere studie) en het aandeel in de ziektelast door stoffen, dat onder invloed zal staan van REACH (variërend van 10 tot 100%). Ook het tijdstip van aanvang van de baten van REACH varieert nogal (bijvoorbeeld meteen vanaf implementatie versus tien jaar na implementatie). Daarnaast varieert de gegevensbasis van de statistische gegevens over ziektelast en de bedragen waarmee het voorkomen van sterfte of ziekte wordt gewaardeerd. In een aantal van de studies wordt wel recht gedaan aan de lange tijdhorizon waarop effecten van REACH zichtbaar kunnen worden, echter de duur laat wel een tamelijk grote bandbreedte zien (vijftien of dertig jaar na implementatie).

4.4 Voedselveiligheid: ziekteverwekkers in voeding

Korte probleemschets

Waarderingsstudies naar ziekteverwekkende micro-organismen in voedsel betreffen vooral 'reductionistische' studies. Hierin wordt met behulp van statistische technieken getracht de belangrijkste factoren te identificeren en te groeperen die bepalend zijn voor de risicoperceptie van individuen.

Integratieve studies, waarin wordt getracht het geheel aan normen en waarden in beeld te brengen dat beslissingen over voedselveiligheid bepaalt, worden in veel mindere mate gevonden. Deze paragraaf geeft een overzicht van een aantal toepassing van MKBA en MCA, als integratieve benaderingen voor het probleem van microbiologische voedselveiligheid.

4.4.1 MKBA voedselveiligheid

In de periode 2001-2004 is in Nederland het programma CARMA (Campylobacter Risk Management and Assessment) uitgevoerd (Havelaar et al., 2005). Hierin worden 'risk assessment' en economische modellen gecombineerd die zijn gebaseerd op epidemiologische en microbiologische informatie. Deze benadering heeft geleid tot een raamwerk waarin ruim twintig mogelijke maatregelen worden vergeleken die kunnen leiden tot reductie van de blootstelling (en dus het gezondheidsrisico) van de Nederlandse bevolking aan de Campylobacter-bacterie via kippenvlees.

De voornaamste criteria zijn effectiviteit en doelmatigheid. Verdelingseffecten zijn zichtbaar gemaakt en dus ook de mogelijke lacunes voor het succesvol invoeren van dergelijke maatregelen. Kosten gerelateerd aan het implementeren van de interventies in de voedselketen zijn berekend, zoals ook de verminderde medische kosten en verminderde productiviteitsverliezen vanwege verminderd werkverzuim. Verder is de gezondheidswinst gerelateerd aan vermeden ziektegevallen en sterfte - gastro-enteritis en complicaties -, geschat en in DALYs uitgedrukt.

In een eerdere studie (Ament, Notermans and Jansen, 1992) werd kosten-baten analyse gebruikt om de doelmatigheid van bestrijding van Salmonella-enteritidis bij leghennen te evalueren. Ook hierbij zijn de gemaakte kosten ten laste van de producenten en andere belanghebbenden meegenomen. Als baten zijn in deze studie de gereduceerde medische kosten en vermeden productiviteitsverliezen van het geschatte aantal verminderde ziektegevallen meegenomen. Sterfte als gevolg van Salmonella-enteritidis is niet meegenomen in deze analyse wegens onvoldoende informatie over mortaliteit. Verder zijn ook immateriële kosten, zoals bijvoorbeeld gezondheidswinst, niet meegenomen.

Talrijker zijn (zowel Nederlandse als internationale) studies waarin het eindpunt niet het volksgezondheidsrisico is, maar een uitkomstmaat ergens in de voedselketen. Kosten gerelateerd aan het implementeren van interventies in de voedselketen zijn in al deze studies berekend. De gekozen uitkomstmaten verschillen wel. Zo heeft Van der Gaag et al. (2004) de prevalentie van Salmonella op varkenskarkassen na slachten als uitkomstmaat gekozen. Malcolm et al. (2004) heeft bij zijn evaluatie van HACCP-maatregelen (Hazard Analysis and Critical Control Points) in slachthuizen voor rundvee de reductie van pathogenen op rundvlees als uitkomstmaat genomen.

Crutchfield et al. (1999) evalueerde het HACCP-programma in de Verenigde Staten, Maijala et al. (2005) evalueerde het Finish Salmonella programma in de kippensector en Miller et al. (2005) onderzocht de efficiëntie van interventies op Salmonella in de varkenssector. In alle drie studies zijn de interventiekosten, als ook de vermeden medische kosten en verminderde productiviteitsverliezen bij werkverzuim geschat. Immateriële gezondheidswinst is in alle drie studies alleen voor sterfte meegenomen. Daarbij is aan sterfgevallen een monetaire waarde toegekend. Hiervoor worden wel verschillende methoden gebruikt. Miller et al. (2005) gebruikte de humaan kapitaal methode, Maijala et al. (2005) gebruikte een 'willingness to pay (WTP)' methode en Crutchfield et al. (1999) gebruikte beide methoden.

De drie studies waarden overlijden vele malen hoger dan wanneer gezondheidswinst in bijvoorbeeld DALYs of QALYs wordt weergegeven. Het zijn alle drie economische evaluaties die vanuit een maatschappelijke perspectief zijn uitgevoerd. De verdelingseffecten over de verschillende getroffen belanghebbenden zijn hierbij niet altijd duidelijk herkenbaar gemaakt.

Er zijn ook enkele studies gepubliceerd, waarin een kosten-utiliteitsanalyse is uitgevoerd. Zo bestudeerde Roth et al. (2003) de kosten-effectiviteit van vaccinatie van landbouwhuisdieren tegen brucellose in Mongolië en Budke et al. (2005) de bestrijding van echinococose in China. In beide studies worden zowel de immateriële gezondheidswinst voor vermeden mortaliteit als voor vermeden morbiditeit in DALYs uitgedrukt.

4.4.2 MCA voedselveiligheid

In de literatuur is een aantal studies gevonden dat zich meer specifiek richt op prioritering van pathogenen met MCA-achtige technieken.

Door de Amerikaanse Food Safety and Inspection Service is een onderzoek gepubliceerd naar prioritering ten behoeve van de vleeskeuring, in het bijzonder rundvlees (Petersen et al., 1996). Deze auteurs gebruikten een complex systeem met tien criteria voor potentieel gevaar en blootstelling. Elk van de verschillende criteria was ingedeeld op een 5- of 10-puntsschaal. De scores zijn toegekend door de auteurs. Per pathogeen is een totale score berekend middels een combinatie van optellen en vermenigvuldigen van de scores voor de individuele criteria. De drie agentia met de hoogste score waren *E. coli*, *Salmonella* en *Listeria*.

Sumner en Ross (2002) publiceerden in 2002 een hulpmiddel voor semi-kwantitatieve risicoschattingen van microbiologische en chemische gevaren in levensmiddelen, dat tevens kan worden gebruikt voor prioritering. In dit systeem zijn elf factoren met betrekking tot risico van het gevaar in een bepaald product opgenomen en één kan door de gebruiker vrij worden toegevoegd. Deze scores voor de verschillende criteria worden via vermenigvuldiging gecombineerd tot een overall score (schaal 0-100). Deze methode is toegepast voor het prioriteren van verschillende combinaties van gevaren (met name pathogenen) en zeevruchtproducten (Sumner en Ross, 2002).

De hoogste prioriteiten waren phycotoxinen - gedurende een algenbloei in schelpdieren verzameld door recreanten -, virussen in oesters uit verontreinigd water en ciguatera toxine (in koraalvissen gevangen door recreanten).

In Canada is het Ontario Ministry of Agriculture and Food bezig met de ontwikkeling van een databasesysteem ten behoeve van semi-kwantitatieve risicoschattingen, eveneens bedoeld om prioriteitsstelling te ondersteunen (Anonymus, 2003). Het risico voor de consument wordt bepaald voor specifieke combinaties van gevaar (chemisch of microbiologisch), (voedsel)product en locatie (plaats in de voedselketen). De grondgedachte van dit systeem is dat het 'voedselveiligheidsrisico' de resultante is van zes opeenvolgende gebeurtenissen. De kans op elk van deze zes gebeurtenissen wordt gescoord op een 10-puntsschaal. De uiteindelijke risicoscore wordt bepaald door vermenigvuldiging van de scores per criterium, zodanig dat potentiële overall scores in de range van 1-100 liggen. De scores werden toegekend door de auteurs op basis van gegevens - indien beschikbaar - en expertschattingen. Definitieve resultaten zijn nog niet beschikbaar.

In de Verenigde Staten werkt het Food Safety Research Consortium nu aan de ontwikkeling van het zogenoemde Foodborne Illness Ranking Model (Batz). Het doel van dit model is het vergelijken en rangschikken van de invloed van verschillende microbiologische gevaren in voedsel op de volkgezondheid. De classificaties worden opgesteld voor pathogenen of voor combinaties van pathogenen en voedselproductgroepen. Hiervoor kunnen vijf verschillende criteria worden gebruikt: het aantal ziektegevallen, het aantal ziekenhuisopnames, het aantal sterfgevallen, de ziektegebonden kosten en het verlies aan Quality Adjusted Life Years (QALY). Het model is voornamelijk gebaseerd op bestaande data en modellen van de Centers for Disease Control and Prevention en de Economic Research Service van het US Department of Agriculture, aangevuld met expertschattingen. Het belangrijkste verschil met voorgaande modellen is dat dit model een kwantitatieve benadering heeft, waarbij tevens beperkte aandacht wordt besteed aan onzekerheid in input. De uiteindelijke classificatie van de pathogenen en pathogeen-product combinaties blijkt sterk afhankelijk te zijn van het gekozen criterium.

Samenvattend: MKBA en MCA lijken veelvuldig te worden toegepast binnen het voedselveiligheidsdomein. Opvallend is de grote variatie in type kosten en baten (beschouwde gezondheidseindpunten) en de verscheidenheid in uitkomstmaat ergens in de voedselproductieketen die in de analyse zijn opgenomen. Niet altijd is duidelijk of alle relevante externe effecten worden meegenomen in de analyse. Daar waar externe effecten in geld worden uitgedrukt, is er een grote variatie in de wijze waarop ('human capital', WTP of beide). Ook voor kosten-effectiviteitsanalyse of een kosten-utiliteitsanalyse geldt dat alléén studies met gelijke effecten als uitkomstmaat met elkaar vergelijkbaar zijn. Bij maatschappelijke kosten-baten analyse is de uitkomstmaat altijd als monetaire waarde weergegeven en daarom makkelijker met andere maatschappelijke kosten-baten analyses te vergelijken.

Zelfs bij één gelijke uitkomstmaat - onafhankelijk of dit nu één enkel effect is (bijvoorbeeld aantalen ziektegevallen), één gecombineerd effect (bijvoorbeeld QALYs) of simpelweg het wegen van geld - zullen ook de algemene voorwaarden van de vergelijkende economische studies, zoals eenzelfde perspectief, moeten overeenkomen.

Eén studie uitgezonderd zijn alle gepubliceerde MCA's gebaseerd op een semi-kwantitatieve benadering: aan een aantal criteria wordt een score toegekend, die vervolgens volgens een bepaalde rekenregel worden gecombineerd tot een overall score. Er zijn grote verschillen in de uitwerking van deze basiswerkwijze. Zo zijn er grote verschillen in het aantal en de aard van de toegepaste criteria, hoewel de domeinen waarop de criteria betrekking hebben in belangrijke mate overeenkomen. Ook verschillen de manieren van scores van opties op criteria nogal. Het toekennen van scores per criterium en het combineren van de scores per criterium is in hoge mate arbitrair. De diverse studies laten ook verschillende uitkomsten zien in prioritering van ziekteverwekkers.

4.5 Conclusie

Het gebruik van MKBA en MCA zou in principe moeten leiden tot een heldere probleemaafbakening, schatting van effecten, waardering en rangordening van alternatieven. Deze onderdelen benoemen veel van de gepresenteerde studies vaak niet expliciet of slechts ten dele. Hierdoor is bijvoorbeeld niet altijd duidelijk wie de analyse uitvoert, vanuit welk perspectief de analyse wordt uitgevoerd (beleid, maatschappelijk, wetenschappelijk) of wat de reden is om de analyse uit te voeren. Een aantal uitzonderingen daargelaten (EMF California, locatiekeuze opslag afval) zijn de beslissers vaak (de) onderzoekers en nemen andere belanghebbenden niet deel aan het beslisproces.

Binnen een domein, en zeker over domeinen heen, is een grote variatie aan keuzes voor opties, maatregelen en effecten, te beoordelen criteria, scoremogelijkheden en wegingstechnieken (zie 'REACH' of 'voedselveiligheid'). Hiermee worden zelfs binnen één domein voor één en hetzelfde risicoprobleem de meeste cases al moeilijk onderling vergelijkbaar.

Als de analyse al tot een rangordening leidt (zie bijvoorbeeld MCA luchtverontreiniging, locatiekeuze of voedselveiligheid), is onduidelijk in hoeverre deze rangordening tot beslissingen heeft geleid. In het algemeen is niet duidelijk of de toepassing van MKBA en MCA leidt tot verbeterde besluitvorming.

In hoofdstuk 3 (paragraaf 3.1) hebben we gezien dat naarmate de kosten en baten van alternatieven beter in geld kunnen worden uitgedrukt, een maatschappelijke kosten-baten analyse naast structurerend ook meer sturend kan zijn. Voor een multi-criteria analyse geldt iets soortgelijks: wanneer ook gewichten worden toegekend en een

rangordening van alternatieven wordt gemaakt, kunnen de uitkomsten meer sturend zijn.

Hoewel veel kosten- en batenstudies als MKBA worden gepresenteerd, zijn het vaak kosten- of kosten-effectiviteitsstudies (zie voorbeelden voor luchtverontreiniging of voor geluid). Voor MCA geldt hetzelfde: in de toepassing blijken het analyses te zijn die als 'waarde-tabel'-methode kunnen worden getypeerd (bijvoorbeeld locatiekeuze opslag laag radioactief afval). Ze zijn dus eerder structurerend dan sturend.

Er is in de huidige toepassing nog een groot gebrek aan gebruik van standaardmethoden en -technieken en eenduidigheid in aannames en onzekerheid ten aanzien van de gegevensbasis voor de oorzaak-gevolgketen. Dit leidt ertoe dat de resultaten van beoordelingen van eenzelfde probleem een grote bandbreedte laten zien. Zo laten kostenschattingen voor luchtverontreiniging een bandbreedte zien van € 980.000 tot € 4.000.000 voor een en dezelfde grootte en geven MKBA's voor REACH verschillen te zien in de orde van ca € 3 tot € 23 miljard voor de kosten en van ca € 5 tot € 284 miljard voor de baten. Prioritering van ziekteverwekkers in voeding laat op basis van verschillende studies een grote variatie zien aan te prioriteren ziekteverwekkers. Dit gebrek aan gebruik van standaardmethoden en eenduidigheid in aannames en onzekerheden legt vooralsnog een grote beperking op aan de sturende eigenschappen van MKBA en MCA.

5 Slotbeschouwing

Dit rapport beschrijft de mogelijkheden en beperkingen van het gebruik van maatschappelijke kosten-baten analyse (MKBA) en multi-criteria analyse (MCA) bij de toepassing van het beleidskader Nuchter omgaan met Risico's (NoR) bij (complexe) milieu-gezondheidsproblemen. In de vorige hoofdstukken zijn onderstaande aandachtspunten besproken:

- De wereldwijde stand van zaken op het gebied van multi-criteria analyse.
- Mogelijke opties om het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu aan te passen op basis van de opgedane inzichten, waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen 'structurerende' en 'sturende' alternatieven.
- De relatie tussen het instrument kosten-baten analyse, het soort risico en mogelijke onzekerheden.
- Een handreiking voor de beleidsmatige afweging van Nuchter omgaan met Risico's.

In dit slothoofdstuk vatten wij deze aandachtspunten samen en bediscussiëren wij ze.

5.1 Stand van zaken op het gebied van MKBA en MCA

5.1.1. Algemeen

In dit onderzoek zien wij MKBA en MCA respectievelijk als monetaire en niet-monetaire 'ex ante' beoordelingsmethoden. Uit het literatuuronderzoek naar toepassing van deze beoordelingsmethoden blijkt dat het gebruik van MKBA groter is dan de toepassing van MCA. Bovendien is slechts een beperkt aantal toepassingen gericht op milieu-gezondheidsrisico's. Ter illustratie: van de MKBA's uit het literatuuronderzoek had nog geen 10% betrekking op milieu-gezondheidsproblemen; van de 900 MCA's ging het slechts bij 12 analyses om milieu-gezondheidsproblemen. Uit het literatuuronderzoek blijkt verder dat het gebruik van MKBA vooral groeit in de Verenigde Staten en het Verenigd Koninkrijk. In het algemeen is er een trend naar het vaker voorschrijven en toepassen van MKBA's (EFTEC, 1999).

Op nationaal en internationaal niveau hebben diverse ontwikkelingen grote overeenkomsten met NoR en met de afwegingen uit het Bk-GM. Goede voorbeelden hiervan zijn de risicoprogramma's van de Amerikaanse staat Californië (EMF-program) en het Verenigd Koninkrijk (UK Treasury Risk Programme). Beide programma's hebben geleid tot algemeen bruikbare documenten op het internet – zowel een website als een risk portal - met achtergronden, factsheets, instrumenten en leidraden voor risicomangers en belanghebbenden (Treasury, 2005b).

Ook vanuit de World Health Organisation en EU-gefinancierde onderzoeksprojecten zijn de komende jaren nieuwe impulsen te verwachten met betrekking tot richtlijnen, instrumentarium en voorbeeldtoepassingen voor afweging van risicoproblemen.

5.1.2. Toepassingen van MKBA en MCA op enkele risicoproblemen

In hoofdstuk 4 werkten wij een aantal voorbeelden van MKBA en MCA uit voor de domeinen gezondheid en milieu, gevaarlijke stoffen (REACH) en voedselveiligheid .

Werkwijze: veel verschillen in uitvoering en grote bandbreedte in resultaten

Deze voorbeelden laten zien dat er grote verschillen in uitvoering van de vier stappen in een MKBA of MCA zijn (zie paragraaf 3.1). Zo is in de meeste rapporten de eerste stap - de probleemaafbakening - heel summier. Voor de tweede stap, het schatten van de aard en omvang van de effecten en risico's, hanteren de onderzoekers zeer uiteenlopende benaderingen, indicatoren en aannames in de oorzaak-gevolg keten. Ook stap 3 - de (monetaire) waardering en weging van de beoordeelde elementen - vertoont grote variaties. Zo liep de gebruikte monetaire waarde voor een levensjaar met betrekking tot de effecten van luchtverontreiniging op sterfte uiteen van € 980.000 tot € 4.000.000. De resultaten van de verschillende analyses vertonen hierdoor eveneens een grote bandbreedte. De MKBA's voor REACH gaven verschillen te zien, variërend van ongeveer € 3 miljard tot € 23 miljard voor de kosten en van € 5 miljard tot € 284 miljard voor de baten. Voorzover in de voorbeelden sprake is van een rangordening van alternatieven - stap vier - heeft die alleen betekenis binnen een specifiek onderzoek. De enorme verschillen in benadering en de grote bandbreedte in resultaten beperken de mogelijkheden om informatie uit meerdere studies te gebruiken voor een sturende rangordening van alternatieven.

Voor toepassing van MKBA en MCA is dus een scala van methoden, technieken en hulpmiddelen beschikbaar. Dat is enerzijds een voordeel. Van de andere kant is er hierdoor een groot gebrek aan standaardisatie en eenduidigheid. Samengevat tonen de voorbeelden uit hoofdstuk 4 aan dat op zeer verschillend wijze wordt omgegaan met:

- het gebruik van basisgegevens en de beschrijving van de oorzaak-gevolgketen;
- de gehanteerde methodes en instrumenten (scoremogelijkheden en wegingstechnieken);
- het doen van subjectieve aannames;
- het doen van aannames over onzekerheden;
- het beschrijven van aannames en werkwijzen;
- het beschrijven van de invloed van de aannames op de eindresultaten.

Beoogd gebruik en invloed op besluitvorming: meer structurerend dan sturend

Voor de meeste voorbeelden uit hoofdstuk 4 is niet duidelijk óf - en zo ja: hoe - de toepassing van MKBA of MCA onderdeel was van een besluitvormingsproces. Vaak zijn de toepassingen opgesteld door belangengroepen of onderzoekers. Bij de voorbeelden waarvoor toepassing van MKBA of MCA in het besluitvormingsproces voor de hand ligt (bijvoorbeeld REACH, locatiekeuze radioactief afval), is nu nog niet duidelijk hoe het gebruik bijdraagt aan de besluitvorming. Er zijn geen evaluatieonderzoeken gevonden over de invloed van de toepassing van MKBA of MCA op de kwaliteit of de transparantie van het besluitvormingsproces óf op het draagvlak voor beslissingen die voortkwamen uit dergelijke analyses.

Een belangrijk voordeel van beide instrumenten is het structureren van het risicoprobleem. Daar waar het Bk-GM in de huidige vorm eindigt in een overzichtstabel - wat op zich ook al structurerend werkt - gaan MKBA en MCA verder met de waardering en weging van de relevante aspecten uit de beoordeling. De manier waarop dat gebeurt, verschilt.

MKBA drukt de kosten en baten uit in een gemeenschappelijke monetaire noemer. Dat is in het algemeen een belangrijk voordeel. Bij toepassing op milieu-gezondheidsproblemen is het een nadeel, omdat MKBA's niet alle effecten kunnen uitdrukken in geld. De kosten van effecten op milieu en gezondheid vallen in de categorie 'externe kosten'. Voor deze categorie kun je niet zonder meer een prijskaartje vaststellen op basis van economische marktwaarde. Dergelijke externe kosten moet je via omwegen bepalen. Dat leidt tot erg variabele uitkomsten. Bovendien treden effecten op milieu en gezondheid vaak pas op langere termijn op, terwijl een MKBA de tijdshorizon juist beperkt houdt. Hierdoor kunnen milieu-gezondheidseffecten bij een MKBA buiten beschouwing blijven en spelen de niet-monetaire waarden in de praktijk een ondergeschikte rol. De bandbreedte in resultaten en de problemen met het waarderen van externe (milieu-gezondheids)effecten beperken het sturende karakter van een MKBA bij milieu-gezondheidsproblemen.

MCA combineert ongelijksoortige kwantitatieve en kwalitatieve gegevens en weegt die onderling op hun relatieve belang. De belanghebbenden worden hierbij expliciet betrokken. De belangrijkste nadelen van MCA zijn het ontbreken van uitvoeringsrichtlijnen (voor MKBA zijn die er wel) en het hoge technische karakter (dat geldt overigens ook voor MKBA). Dit kan het betrekken van belanghebbenden bij het afwegingsproces bemoeilijken.

De rol van belanghebbenden in het proces

In principe hoeft er geen verschil te bestaan tussen de mate waarin MKBA en MCA belanghebbenden betrekken bij het afwegingsproces. De praktijk is anders. Deelname van belanghebbenden is een essentieel element in een MCA; bij MKBA's is dat slechts zelden het geval. De waarde die belanghebbenden toekennen aan bepaalde - externe - effecten, komt dan indirect tot uitdrukking in de monetaire waardering (bijvoorbeeld via 'willingness-to-pay'). De meeste voorbeelden van hoofdstuk 4 beschreven de rol van belanghebbenden slechts beperkt. Een duidelijke uitzondering hierop is het Californische EMF-project. De rol van alle betrokken partijen is hierin uitgebreid beschreven en het project ondersteunde belanghebbenden met leidraden en advies.

Voorals mensen die een utiliteitsbeginsel (sterk) aanhangen, zullen de afwegingen in een MKBA begrijpen en accepteren. Dit beginsel gaat immers uit van het grootste algemene nut voor het minste geld. Toch is het utiliteitsbeginsel slechts één van de wereldbeelden van belanghebbenden en deelnemers in het beoordelingsproces. Daarom zijn in de MKBA van de Californische EMF-studie ook andere wereldbeelden expliciet betrokken ('utilitarian justice', 'libertarian justice', 'social-justice'). Hangen mensen bijvoorbeeld een gelijkheidsbeginsel aan, dan zal een rechtvaardige verdeling van de lusten en lasten van een risico-activiteit voor hen dominant zijn dan de kosten-baten aspecten. Een libertijn legt het accent op informatieverstrekking, zodat iedereen een eigen keuze kan maken. Naast algemene wereldbeelden kunnen sommige belanghebbenden ook één element in de beoordeling - met name gezondheid - van onschatbare waarde vinden en als niet-onderhandelbaar beschouwen. Vanuit dat perspectief biedt een kosten-baten afweging weinig soelaas. Zo betekent een utiliteitsbeginsel of kosten-effectiviteit afweging weer weinig voor een aanhanger van het NIMBY-uitgangspunt ('not-in-my-backyard') of een voorzorgsbeginsel.

Een MKBA verwerkt dergelijke verschillende uitgangspunten van deelnemers in de regel niet in het beoordelingsproces, omdat bij dit instrument het utiliteitsbeginsel centraal staat. Toch toont de Californische EMF-studie aan dat het niet onmogelijk is om alternatieve beginselen te betrekken in de kosten-baten afweging. Een MCA kan de hierboven genoemde verschillen in uitgangspunten wel expliciet meenemen door in de beoordeling te variëren in wegingsfactoren tussen de onderwerpen. In alle gevallen doet deelname aan het afwegingsproces een beroep op het vermogen om technisch-wetenschappelijke informatie te verwerken.

5.2 Opties voor aanpassing van het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu (Bk-GM)

Onafhankelijk van de vraag of het wenselijk is het Bk-GM aan te passen met technieken als MKBA en MCA, kun je een aantal aanpassingsmogelijkheden onderscheiden. Over de wilsvraag kan dit rapport vanzelfsprekend geen uitspraak doen. Overigens, bij de consultatie van externe en interne deskundigen bleken de meningen over nut en noodzaak van dergelijke aanpassingen van het Bk-GM uiteen te lopen. Sommigen vonden de voordelen van MKBA en MCA onvoldoende benadrukt in vergelijking met de beschreven nadelen. Anderen vonden de toonzetting juist te optimistisch, zij verwachten weinig voordeel van de toepassing en zijn beducht voor een-dimensionale antwoorden.

De aanpassingsmogelijkheden staan hieronder kort beschreven. Een deel van de aanpassingen staat los van de invoering van MKBA- en MCA-technieken, omdat zij betrekking heeft op de basisgegevens in het afwegingsproces.

Aanpassing en inhoudelijke verbetering van het Bk-GM is mogelijk door:

- verdere standaardisatie van de beschrijving van de omvang en ernst van gezondheidseffecten en van de onzekerheden die voortkomen uit gemaakte aannames;
- meer systematische en meer kwantitatieve beschrijving van de belevingsaspecten van risico's via gestandaardiseerde scores op zogenoemde psychometrische aspecten;
- meer systematische beschrijving van interventiemogelijkheden en de kosten-baten aspecten daarvan;
- meer expliciete en meer systematische beschrijving van aannames over de waardering van effecten bij monetarising in MKBA c.q. de relatieve weging van factoren in MCA.

Daarnaast is de kwaliteit van het beoordelingsproces in het Bk-GM te versterken door de betrokken deelnemers te ondersteunen met een eenvoudig leesbare en begrijpelijke uitleg over de vaak zeer technische Bk-GM elementen. Ook de inzet van interactieve instrumenten helpt, omdat die de effecten van alternatieve aannames en wegingen snel zichtbaar kunnen maken. Voorbeelden hiervan zijn te zien in de Californische EMF-studie en het UK Treasury Risk Programme.

Gezien de ongelijksoortigheid van een aantal risico-aspecten in het Bk-GM en de grote problemen met de monetarisering van enkele risicoaspecten, zal voor toepassing van een MCA-achtige methode (inclusief kosten-baten elementen) in het Bk-GM waarschijnlijk meer draagvlak bestaan dan voor een puur monetaire methode als de MKBA. Een MKBA heeft als nadeel dat je niet-monetariseerbare elementen (bijvoorbeeld: de risicobeleving) slechts kwalitatief kunt benoemen. Ze worden daardoor van ondergeschikt belang.

Gezien de huidige beperkingen van MKBA en MCA zal toepassing in het Bk-GM vooralsnog vooral het structurerende karakter van deze beoordelingsmethode versterken. Door het gebrek aan standaardisatie is toepassing van MKBA en MCA zeker nog geen panacee.

5.3 Relatie tussen instrument MKBA, soort risico en onzekerheid

Het RIVM-rapport Nuchter omgaan met Risico's onderscheidt vier risicocategorieën. Deze zogenoemde 'risicoladder' (zie paragraaf 2.2) ordent risico's naar toenemende complexiteit, controversie en onzekerheid. De risicoladder kan een nuttig instrument zijn voor een eerste schifting van ongelijksoortige risicoproblemen. Hij helpt te bepalen voor welke risicoproblemen de NoR-systematiek van toepassing kan zijn. Naast de indeling op basis van de risicoladder kunnen ook andere risicokenmerken (bijvoorbeeld catastrofale potentie, persistentie, latentietijd) de aard van milieurisico's verder verhelderen. Het maakt duidelijk waardoor verschillende risicoproblemen zich van elkaar onderscheiden en het vereenvoudigt het vinden van analogieën voor bepaalde risicoproblemen.

De MKBA-achtige technieken - vooral KEA en KUA - lijken voorlopig met name meerwaarde te hebben voor toepassing bij risicoproblemen op de tweede trede van de risicoladder. Deze risico's gaan gepaard met een geringe tot matige complexiteit en onzekerheid, maar met hoge kosten en/of grote belangen. Het accent ligt, vooral bij nationale problemen, op het nemen van doelmatige en kosteneffectieve beslissingen. Bij risicoproblemen met een grotere complexiteit en onzekerheid - trede 3 van de risicoladder - zal de toegevoegde waarde van een MKBA beperkter zijn. Dat komt vooral doordat veel van de ongelijksoortige elementen niet goed zijn te monetariseren. Een MCA lijkt in deze situaties meer op zijn plaats.

Op de hoogste trede van de risicoladder (trede 4) is vooral de kwaliteit van het afwegingsproces van groot belang. Het gaat dan om onzekere, ernstige en omvangrijke risico's, waarbij het risicoprobleem zelf niet eenduidig is te definiëren vanwege de ambiguïteit.

In deze situaties ligt de nadruk met name op participatief beraad in het afwegingsproces en op het zoeken naar maatschappelijke consensus. De instrumentele ondersteuning (door MKBA of MCA) is minder doorslaggevend. Gezien de toenemende complexiteit van dit type risicoproblemen zal het merendeel van de elementen zich slecht lenen voor monetarisering. De inzet van MCA ligt daardoor meer voor de hand dan de inzet van MKBA.

De geschiktheid van MKBA en MCA hangt dus mede samen met de aard van het risico en de mate van onzekerheid. Bij deze algemene typering van risico's en onzekerheden moeten belanghebbenden zich realiseren dat risicoproblemen óók kunnen klimmen op de risicoladder, met name van trede 1 naar trede 2 of van trede 2 naar trede 3. Een probleem kan bijvoorbeeld beginnen als matig complex en matig onzeker, maar discussies in de samenleving kunnen andere risico-aspecten - zoals een grote risicobeleving - aan het licht brengen. Een voorbeeld hiervan is het stralingsrisico van mobiele telefonie en GSM-antennes. Ook nieuwe technologie of kennis kan leiden tot toenemende complexiteit en/of onzekerheid (zoals UMTS-technologie). Daarnaast kan op nationaal niveau de kosten-baten afweging dominant zijn (bijvoorbeeld voor diesel filters in relatie tot fijn stof), terwijl op lokaal niveau de risicoperceptie en de verdeling van lusten en lasten een cruciale rol spelen in een effectenafweging. Verder is er niet altijd volledige vrijheid om risicoproblemen en -beheersingsstrategieën te kiezen op basis van het soort risico en de onzekerheden. Zo wordt de risicobeheersingsstrategie voor fijn stof sterk bepaald door de EU-richtlijn en in mindere mate door de aard van het risico en de onzekerheden.

5.4 Handreiking voor beleidsmatige afweging Nuchter omgaan met Risico's (NoR)

In het beleidskader NoR speelt het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu (Bk-GM) een prominente rol bij de beschrijving van het risicoprobleem. Paragraaf 5.2 beschreef al enkele opties om de bruikbaarheid van het Bk-GM ter ondersteuning van beleidsmatige afweging te verbeteren. Ondanks het gebrek aan eenduidigheid in MKBA- en MCA-methoden doen wij in in paragraaf 5.4, in aansluiting op de vraagstelling, een voorzichtige aanzet tot 'handreiking'. Desondanks is toepassing van MKBA en MCA nog lang geen panacee voor transparante besluitvorming. Wel kan het in toenemende mate de complexe afwegingen structureren.

Door de grote variatie in risicosoorten en de mate van complexiteit en onzekerheid van risicoproblemen is een eenduidige systematiek vooralsnog niet te realiseren. Een 'kookboek' of een handleiding is dan ook niet aan de orde. Als handreiking doen wij hieronder wel een aantal inhoudelijke en procesmatige suggesties voor een beleidsmatige afweging in het kader van NoR.

Daarbij merken wij op dat de suggesties niet zonder meer zijn af te leiden uit de literatuur; ze zijn dus niet altijd ‘evidence-based’. De handreiking is deels het resultaat van praktijkervaringen, onder meer naar aanleiding van de internationale workshop ‘Health Risk and Impact Assessment’ (mei 2005, RIVM). Zoals eerder opgemerkt, zijn er geen duidelijke evaluatie-onderzoeken over de invloed van het gekozen afwegingsinstrument en -proces op de kwaliteit van de besluitvorming en het draagvlak voor de beslissing.

Suggestie 1: Identificeer en classificeer het soort risicoprobleem

In de eerste plaats dienen belanghebbenden vast te stellen om welk type risicoprobleem het gaat. Hiervoor kun je de risicoladder gebruiken, want daarmee deel je problemen in op de mate van complexiteit en onzekerheid. Tevens geeft hij richting aan de risicobeheersingsstrategie en aan de beoordelings- en afwegingssystematiek. Naast de mate van complexiteit en onzekerheid zijn er ook andere risico-aspecten, zoals catastrofale potentie, persistentie en latentietijd, die de effecten van risicoproblemen zichtbaar maken. Het is verstandig dit soort aspecten eveneens expliciet te beschrijven, omdat het zorgt voor een verdere structurering van het risicoprobleem en helpt bij het vinden van analogieën voor het probleem.

Bij de indeling op de risicoladder moeten belanghebbenden er rekening mee houden dat risicoproblemen soms een trede kunnen stijgen. Die toenemende complexiteit en onzekerheid maakt een andere afweging noodzakelijk. Aangezien de risicoladder in de praktijk nog weinig is toegepast, verdient het aanbeveling met een aantal belanghebbenden bekende risicoproblemen te classificeren. Dat geeft een beeld van de robuustheid en de toegevoegde waarde van dit instrument voor de opzet van het afwegingsproces en voor de keuze van de afwegingsinstrumenten voor een beleidsmatige afweging in het kader van NoR.

Zoals beschreven in het rapport ‘Nuchter omgaan met Risico’s’ zullen de complexiteit en de onzekerheid van de meeste risicoproblemen laag zijn. Bij operationele beslissingen over eenvoudige risico’s (trede 1) kunnen belanghebbenden volstaan met een relatief eenvoudige afweging. Bij risicoproblemen met een geringe of matige complexiteit en onzekerheid, maar met hoge kosten en/of grote belangen (trede 2), zijn doelmatige beslissingen gewenst. Daarbij kan MKBA een essentiële rol spelen. Naast meer structuur kan dit instrument helpen bij het zoeken naar kosten-effectieve risicobeheersingsstrategieën. Bij risicoproblemen van trede 3 gaat het om ongelijksoortige risico-elementen. Een deel daarvan leent zich niet automatisch voor monetarisering. In die gevallen draagt een verder ontwikkeld Bk-GM bij aan de beleidsmatige afweging, zowel in de huidige vorm van overzichtstabel als via een formele MCA. Daarbij spelen ook kosten-effectiviteitsoverwegingen een rol en is het mogelijk monetariseerbare elementen op te nemen.

Suggestie 2: Beschrijf de onzekerheden en aannames van de gezondheidseffecten in de oorzaak-gevolgketen

Dankzij de beschrijving van de gezondheidseffecten in de oorzaak-gevolgketen kunnen belanghebbenden onzekerheden en gevolgen van aannames beter documenteren en standaardiseren. Beschrijvingen van onzekerheden bijvoorbeeld zijn nu vaak nog kwalitatief en onsystematisch. Harmonisatie hiervan verhoogt de transparantie en bruikbaarheid. Zo maakt het International Panel on Climate Change (IPCC) gebruik van gestandaardiseerde beschrijvingen van de mate van (on)zekerheid. Het panel voorziet meer kwalitatieve beschrijvingen als 'zeer onwaarschijnlijk', 'onwaarschijnlijk', 'mogelijk', 'waarschijnlijk' en 'nagenoeg zeker' daarbij van waarschijnlijkheidspercentages (respectievelijk 1-10%, 10-33%, 33-66%, 66-90%, >99% kans dat . . .) (RIVM/MNP, 2005). Experts en belanghebbenden krijgen hierdoor een uniform referentiekader

Suggestie 3: Kwantificeer de beleving van effecten en risico's

De beschrijving van de belevingsaspecten van effecten en risico's in het Bk-GM is nog kwalitatief. Ondanks de grote hoeveelheid empirische gegevens over de factoren die de beleving en acceptatie van risico's beïnvloeden, ontbreken de instrumenten om deze zogenoemde psychometrische aspecten voor een specifiek risico in kaart te brengen. Een eerste verkenning van een (computer-ondersteunde) vragenlijst biedt perspectief voor een meer systematische benadering. Een operationele toepassing hiervan vergt nog wel de nodige ontwikkeling.

Suggestie 4: Maak de weging en monetaire waardering van effecten expliciet

Is het bij de effectenafweging van belang de verschillende risico-aspecten op één lijn te brengen via monetarisering in MKBA of weging in MCA, dan dienen belanghebbenden dit proces expliciet te beschrijven en moeten zij de invloed van (alternatieve) aannames op het eindresultaat evalueren. Zonder deze verheldering is het vrijwel onmogelijk om verschillende risicoproblemen met elkaar te vergelijken en is het zelfs al moeilijk om uiteenlopende analyses over hetzelfde probleem onderling te vergelijken. Idealiter kunnen belanghebbenden uniforme (default)waarderingen gebruiken voor de meer gangbare (milieu-)gezondheidseffecten. Zo geeft het UK Treasury Risk Programme richtlijnen voor het gebruik (en de afwijking) van 'benchmark'-waarden voor 'willingness-to-pay' in MKBA. Dergelijke waarden zijn voor milieu-gezondheidsproblemen in Nederland niet algemeen beschikbaar. Belanghebbenden moeten ze voor iedere individuele studie opnieuw kiezen of afleiden.

Suggestie 5: Ondersteun belanghebbenden in de participatie van het afwegingsproces

Bij het nuchter afwegen van meer complexe risicoproblemen hanteren belanghebbenden een groot aantal ongelijksoortige aspecten.

Om deze aspecten onderling te kunnen vergelijken en te komen tot transparante beslissingen, is een goed begrip nodig van de vaak complexe technisch-wetenschappelijke informatie. Dat geldt zowel bij het op waarde schatten van de beschrijving van gezondheidseffecten en ziektelast als voor de monetarisering in MKBA of weging in MCA. Toegankelijke (achtergrond)informatie en interactieve ondersteuning voor de afweging van alternatieve aannames kunnen de kwaliteit van het proces bevorderen. Zo kunnen deelnemers de kosten-baten aspecten beter op hun merites beoordelen als zij op de hoogte zijn van het feit dat ‘willingness-to-accept’ in de regel tot hogere bedragen leidt dan ‘willingness-to-pay’.

Bij het aanbieden van de technisch-wetenschappelijke informatie dienen belanghebbenden er rekening mee te houden dat deelnemers die informatie op verschillende manieren willen ontvangen. Sommigen kunnen kwantitatieve informatie goed verwerken, anderen prefereren grafische informatie of juist een persoonlijke presentatie (Goble, persoonlijke mededeling). Deze uiteenlopende informatievoorziening is nodig voor een adequate verwerking.

Suggestie 6: Sluit aan op internationale ontwikkelingen

In de Europese Unie, in enkele lidstaten en bij de World Health Organisation lopen parallel aan de ontwikkeling en toepassing van het beleidskader NoR initiatieven voor de opzet van vergelijkbare methoden, technieken en processen. Gezien de toenemende internationale context van de afweging van risicoproblemen en de hoge kosten van operationalisering (en standaardisering), verdient het aanbeveling om op onderdelen aan te sluiten bij deze ontwikkelingen.

Literatuur

- Ament AJHA, Notermans SHW, Jansen JT. Oplossing van het Salmonella enteritidis-vraagstuk: kip of ei? Maastricht: Rijksuniversiteit Limburg, Vakgroep Economie van de Gezondheidszorg, 1992. Nr. 92.03.
- Anonymous. Food Safety Universe Database. Ontario Ministry of Agriculture and Food, 2003. Draft, v.7; Nov. 3, 2003.
- Ayoko GA, Morawska L, Kokot S, Dale G. Application of multicriteria decision making methods to air quality in microenvironments of residential houses in Brisbane, Australia. *Environ. Sc. Technol.* 2004; 38, 2609-2616.
- Batz MB, Hoffmann SA, Krupnick AJ, Morris GJ, Sherman DM, Taylor MR, et al. Identifying the most significant microbiological foodborne risks to public health: a new risk-ranking model. Confidential draft.
- Bos, EJ, De economische waardering van natuur en milieu in projectevaluaties; Naar een natuurinclusieve MKBA; LEI, september 2003.
- Bruggen van M, Fast T (2003) Beoordelingskader Gezondheid en Milieu. RIVM-rapport 609060003. Bilthoven.
- Budke CM, Jiamin Q, Qian W, Torgerson PR. Economic effects of echinococcosis in a disease-endemic region of the Tibetan Plateau. *Am J Trop Med Hyg* 2005;73:2-10.
- Cal-EMF. California EMF website.
<http://www.dhs.ca.gov/ps/deodc/ehib/emf/about.html>
- Carlé B en Hardeman F. Een multi-criteria analyse als ondersteuning van MONA vzw bij de keuze tussen een oppervlakteberging of diepe berging voor lag radioactief afval in de gemeente Mol. SCK-CEN, rapportnummer CO 90 04 1776.00 MONA. Mol, 2004.
- Carter A. Establishing goals, techniques and priorities for national communicable disease surveillance. *Can J Infect Dis* 1991;2:37-40.
- CEC 2003b. Commission of the European Communities, Extended Impact Assessment. SEC(2003) 1171/3 of the economic, social and environmental impacts of the New Chemicals Policy proposals.
http://europa.eu.int/comm/enterprise/reach/eia_en.htm.
- CEC, 2003a. Commission of the European Communities, Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency and amending Directive 1999/45/EC and Regulation (EC) on persistent organic pollutants. Brussel, COM(2003)644 final, 29 oktober 2003.

- Corral Quintana, Funtowicz SS, Guimarães Pereira A, (2002). GOUVERNe: New trends in decision support for groundwater governance issues. Proceedings of Policies and Tools for Sustainable Water Management in the EU. Venice, 21-23 November 2002.
- Cox LA Jr, Babayev D, Huber W. Some limitations of qualitative risk rating systems. *Risk Anal* 2005;25:651-62.
- Cheng S, Chan CW, Huang GH. Using multiple criteria decision analysis for supporting decisions of solid waste management. *J. Environm. Sci. Health*. 2002. A37(6), 975-990.
- Commissie mer, Geactualiseerde notitie over multicriteria-analyse in milieueffectrapportage, Utrecht, september 2002.
- Doherty J-A. Establishing priorities for national communicable disease surveillance. *Can J Infect Dis*.
- Driesen DM. *Is Cost-Benefit Analysis Neutral?* Syracuse University, 2005.
- Drummond MF, O'Brien B, Stoddart GL, Torrance G. *Methods for the Economic Evaluation of Health Care Programmes*. Oxford UK: Oxford University Press. 1997.
- ECORYS en Opdenkamp Adviesgroep, 2004. The impact of REACH, Overview of 36 studies on the impact of the new EU chemicals policy (REACH) on society and business, Workshop REACH Impact Assessment, 25th-27th October 2004, The Hague, the Netherlands.
- Eijgenraam CJJ, Koopmans C, Tang PJG, Verster ACP, *Evaluatie van infrastructuurprojecten, leidraad voor kosten-baten analyse*, Centraal Planbureau, Nederlands Economisch Instituut, 2000.
- EFTEC, *Review of Technical Guidance on Environmental Appraisal*, Department of the Environment, Transport and the Regions, april 1999.
- Fast, T. 2004. *Beoordelingskader gezondheid en Milieu: nachtelijk geluid van vliegverkeer rond Schiphol en slaapverstoring*. RIVM-rapport 630100002/2004. Bilthoven
- Fast, T, van Bruggen M, 2004. *Beoordelingskader Gezondheid en Milieu: GSM-basisstations, Legionella, radon, fijn stof en geluid door wegverkeer*. RIVM-rapport 609031001. Bilthoven.
- Fischhoff B, Slovic P, Lichtenstein S, Read S, Combs, B. How safe is safe enough? A psychometric study of attitudes toward technological risks and benefits. Slovic, P, 2001. *The perception of risk*. London, Sterling: Earthscan Publications Ltd.
- Gezondheidsraad. 2004. *Gezondheid en Milieu: beoordelingskader beoordeeld*. Den Haag: gezondheidsraad,; publicatienummer 2004/03.
- Gezondheidsraad. 1994. *Noise and Health*. The Hague: Health Council of the Netherlands. Report no 1994/15^E

- Hammit JK. Willingness-to-pay measures of food safety regulatory benefits. In: Hoffman SA, Taylor MR, (editors). *Toward safer food. Perspectives on risk and priority setting*. Washington, DC, USA: Resources for the Future, 2005:241-60.
- Havelaar AH, Nauta MJ, Mangen M-JJ, De Koeijer AG, Bogaardt M-J, Evers EG, et al. Kosten en baten van Campylobacter bestrijding in Nederland- Risico-analyse, epidemiologie en economie. RIVM Rapport nr. 250911008. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/250911008.html>.
- Horby P, Graham C, O'Mahony M. PHLIS overview of communicable diseases 1999. *Communicable Diseases and Public Health* 2001;4:8-17.
- Huirne R, Van Asseldonk M, De Jong M, De Vlieger J., Mourits M., Hagenars T, et al. Prevention and control of Foot and Mouth Disease, Classical Swine Fever and Avian Influenza in the European Union: An integrated analysis of epidemiological, economic and social-ethical aspects. EU-Research report. Executive summary, 2005. <http://www.warmwell.com/04dec18brusselsconf.html>.
- Institute for Systems, Informatics and Safety, Ispra, 2000 Environmental management and sustainable development: an application of multicriteria methodologies to urban solid waste management, EUR 19721 EN, 2000.
- Joint Research Centre - EC, ISPRA SITE, Institute for Systems, Informatics and Safety, NAIADÉ MANUAL - Version 1.0.ENG, 1996.
- Kelfkens G, Penders RMJ, Pruppers MJM. (2002) Woningen bij bovengrondse hoogspanningslijnen in Nederland. RIVM-rapport 610150001. Bilthoven, Nederland.
- Kempen van EEMM, Kamp van I, Stellato R, Houthuijs DJM, Fischer PH. 2005 Het effect van geluid van vlieg -en wegverkeer op cognitie, hinderbeleving en de bloeddruk van basisschoolkinderen. RIVM rapport 441520021, Bilthoven, Nederland.
- Klinke A, Renn O. A new approach to risk evaluation and management: risk based, precaution-based and discourse-based strategies. *Risk Analysis* 2002; 22: 1071-94.
- Knol AB, Staatsen BAM (2005) Trends in the environmental burden of disease in the Netherlands, 1980 – 2020, RIVM rapport 500029001.
- Künzli N, Kaiser R, Medina S, Studnicka M, Chanel O, Filliger P, Herry M, Horak F Jr, Puybonnieux-Textier V, Quenel P, Schneider J, Seethaler R, Vergnaud JC, Sommer H. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *The Lancet*, Sep 2;356 (9232):795-801, 2000.
- Ross T, Sumner J. A simple, spreadsheet-based, food safety risk assessment tool. *Int J Food Microbiol* 2002;77:39-53.
- Lowrance WW, Of acceptable risk. *Science and the determination of safety*. Los Altos, California: William Kaufmann, Inc.; 1976. 180.

- Maijala R, Ranta J, Seuna E, Peltola J, 2005. The efficiency of the Finnish Salmonella Control Programme. *Food Control*, 16: 669-675.
- Malcolm SA, Narrod CA, Roberts T, Ollinger M, 2004. Evaluating the Economic Effectiveness of Pathogen Reduction Technologies in Cattle Slaughter Plants. *Agribusiness*, 20 (1) : 109-123.
- Miljoeministeriet, 2004. Vurdering af de miljø og sund-hedsmaessige gevinster ved REACH. Copenhagen:, Miljoeministeriet, 2004.
- Miller GY, Liu X, McNamara PE, Barber DA, 2005. Influence of Salmonella in Pigs Preharvest and during Pork Processing on Human Health Costs and Risks from Pork. *Journal of Food Protection*, 68 (9): 1788-1789.
- Ministerie van Financiën. 'Evaluatiemethoden, een introductie'. Sdu Uitgeverij, Den Haag. 1992.
- Hollander de AEM, Hanemaaijer AH. (eds). 2003. Nuchter omgaan met Risico's. RIVM Rapportnummer 251701047, Bilthoven, Nederland.
- Murray CJ, Acharya AK. 1997a. Understanding DALYs (disability-adjusted life years). *J. Health Econ*: 16: 703-30.
- Murray CJ, Lopez AD. 1997b. Global mortality, disability, and the contribution of risk factors: Global Burden of disease study. *Lancet*: 349:1436-42.
- Musu, T. 2004, REACHing the workplace. How workers stand to benefit from the new European policy on chemical agents, Brussels: TUTB, 2004. Available from: <http://hesa.etui-rehs.org/uk/publications/publications.asp>.
- Nijland HA, Van Kempen EEMM, Van Wee GP, Jabben J. Costs and benefits of noise abatement measures. *Transport Policy*. 2003; 10:131-40.
- Norberg-Bohm V, Clark WC, Bakshi B et al. International comparisons of environmental hazards: Development and evaluation of a method for linking environmental data with the strategic debate management priorities for risk management Environment and Natural Resources Program. Cambridge, MA, USA: Centre for Science and International Affairs. J.F. Kennedy School of Government, Harvard University, 1992, report 92-09.
- Neutra RR, Delpizzo V. (2002). Transparent democratic foresight strategies in the California EMF program. *Public health Reports*; Nov.- Dec. V 117, 553-563.
- Paruccini M, Hastrup P, Bain D, Decision support systems in the service of policy makers, IPTS Report, Vol 14: april 1997.
- Petersen KE, James WO, Thaler AM, Ragland RD, Hogue AT. Use of a priority rating process to sort meatborne zoonotic agents in beef. *J Agromed* 1996;3:17-36.
- Pickvance S, Karnon J, Peters, J en El-Arifi K, 2005. Further assessment of the impact of REACH on occupational health with a focus on skin and respiratory diseases. School of Health and Related Research, University of Sheffield, Great Britain Final report, September 2005, prepared for the European Trade Union Institute for Research, Education and Health & Safety.

- Plas M van der, Houthuijs DJM, Dusseldorp A, Pennders RMJ, Pruppers MJM. Magnetische velden van hoogspanningslijnen en leukemie bij kinderen. 2001. RIVM Rapport 610050007. Bilthoven, Nederland.
- RIGO Research en Advies, De kwaliteit van VINEX-uitleg locaties - kikkers op het Berlagehof, Amsterdam, 1999.
- RIVM/MNP. 2005.
http://www.rivm.nl/bibliotheek/digitaaldepot/Leidraad_QS_Hints&Acties-Lijst.pdf.
- Roth F, Zinsstag J, Orkhon D, Chimed-Ochir G, Hutton G, Cosivi O, et al. Human health benefits from livestock vaccination for brucellosis: case study. Bull World Health Organ 2003;81:867-76.
- RPA Inc, 2003 RPA Inc. Assessment of the impact of the new chemicals policy on occupational health. March 2003. Available from:
www.chemicalspolicy.org/downloads/ImpactsOccupationalHealth.pdf.
- RPB, Schoonheid is geld! Naar een volwaardige rol van belevingswaarden in maatschappelijke kosten-baten analyses, NAI Uitgevers, Rotterdam, Ruimtelijk Planbureau, Den Haag 2005.
- Rushdy A, O'Mahony M. PHLS overview of communicable diseases 1997: results of a priority setting exercise. Commun Dis Rep 1998;8(suppl 5):S1-12.
- Schmid SA, Friedrich R. External costs of transport noise. A bottom-up approach. Internoise 2002.
- Singels M, Klooster JPGN, Hoek G. Luchtkwaliteit in Nederland: gezondheidseffecten en hun maatschappelijke kosten. Een beknopt overzicht van de stand van zaken in 2005. Delft CE, september 2005.
- Sjoberg, L. Factors in risk perception. Risk Anal. 2000 Feb; 20(1):1-11.
- Slovic P, Fischhoff B, Lichtenstein S. Facts and fears: understanding perceived risk. An extended study of risk perception. Slovic P, (2001) The perception of risk. London, Sterling: Earthscan Publications Ltd.
- Sommer H, Seethaler R, Chanel O, Herry M, Masson S, Vergnaud JC. Health costs due to road traffic-related air pollution. An impact assessment project of Austria, France and Switzerland. Economic Evaluation. Technical Report on Economy (1999). World Health Organization.
- Stoffen. Den Haag.
- Stuurman CS, van Wolven JF. Kostenanalyse van technische maatregelen ter beperking van magnetische velden nabij bovengrondse hoogspanningslijnen (vooronderzoek). 2002. KEMA T&D Consulting, Arnhem.
- Sumner J, Ross T. A semi-quantitative seafood safety risk assessment. Int J Food Microbiol 2002;77:55-9.
- Treasury:Risk Program (2005a)
http://www.hm-treasury.gov.uk/documents/public_spending_and_services/risk/pss_risk_portal.cfm.

- Treasury:Risk Program (2005b).
http://www.hmtreasury.gov.uk/Documents/Public_Spending_and_Services/Risk/pss_risk_index.cfm.
- Tweede Kamer, 2000-2001. Nota Strategie Omgaan Met Stoffen (SOMS), Tweede Kamer.
- UNFCCC, Least developed Countries expert group, National Adaptation Programmes of Action, NAPA, selection of examples and exercises drawn from regional NAPA workshops, 2004.
- Van der Gaag MA, Saatkamp HW, Backus GBC, Van Beek P, Huirne RBM. Cost-effectiveness of controlling salmonella in the pork chain. Food Control 2004;15:173-80.
- Vlek CAJ 1996. A multi-level, multi-stage and multi-attribute perspective on risk assessment, decision making and risk control. Risk Decision Policy, 1: 9-31.
- VROM. 1989. Nota Omgaan met Risico's.
- VROM. 2001. Voortgangsrapport Implementatie Strategie Omgaan Met Stoffen. Den Haag, vrom 010746/h/12-01 17539/187.
- VROM. 2002. Tweede voortgangsrapportage uitvoering Strategie Omgaan Met Stoffen.
- VROM. 2004. Nuchter omgaan met Risico's. Beslissen met gevoel voor onzekerheden. Hoofddocument. Den Haag.
- VROM. 2004. Nuchter omgaan met Risico's. Beslissen met gevoel voor onzekerheden. Achtergronddocument. Den Haag.
- Weinstein MC . Quality-adjusted life years: application to food safety priority setting. In: Hoffman SA, Taylor MR, (editors). Toward safer food. Perspectives on risk and priority setting. Washington, DC, USA: Resources for the Future, 2005:227-40.
- WHO. Fourth Ministerial Conference on Environment and Health. Budapest, Hungary, 23-25 June 2004. <http://www.euro.who.int/document/e83335.pdf>.

Bijlage 1 Beoordelingskader Gezondheid en Milieu

Met het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu (2003) dat door RIVM is uitgewerkt in het kader van het Actieprogramma Gezondheid en Milieu (2002) is een instrument ontwikkeld dat ondersteuning biedt bij de besluitvorming. Het helpt beleidsmakers om milieuproblemen met veronderstelde of manifeste gezondheidseffecten in beeld te krijgen en onderling te vergelijken. Zo kunnen prioriteiten worden gesteld voor verschillende milieuproblemen en voor één milieuprobleem afgewogen worden of ingegrepen moet worden. In hoofdstuk 3 (zie ook Bijlage 2 Beslissingsondersteunende methoden) zijn een aantal typen instrumenten voor beslissingsondersteuning beschreven. Het beoordelingskader Gezondheid en Milieu is hierin getypeerd als een waarde-tabel methode. In een waarde-tabel worden de opties (risico's) uitgezet tegen de relevante, onderliggende criteria. De zo ontstane cellen geven de waarde (score) van een optie op een bepaald criterium. Het beoordelingskader Gezondheid en Milieu onderscheidt 5 categorieën: 1) omvang van de gezondheidsschade, 2) ernst van de gezondheidseffecten, 3) beleving (waardering) van effecten en risico's, 4) interventiemogelijkheid of noodzaak en 5) kosten en baten. Deze categorieën zijn onderverdeeld in een aantal vragen, sub-criteria (in totaal 26)(zie Tabel 3).

*Tabel 3 Beoordelingskader Gezondheid en Milieu**Vijf hoofdcategorieën en vragen in het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu (van Bruggen en Fast 2003)*

Omvang Gezondheidsschade	Ernst gezondheidseffecten	Beleving (waardering) van effecten of risico's	Interventiemogelijkheden of noodzaak	Kosten en Baten
I1. Hoeveel mensen worden er blootgesteld?	II1. Om welke ziekten of klachten gaat het, wat is bekend over de effecten van deze vorm van blootstelling?	III1. Bedreigt het risico het gevoel van veiligheid.	IV1. Noodzaken (Europese) normen of voorschriften tot interventie?	V1. Wat zijn de kosten bij ongewijzigd beleid?
I2. Hoeveel mensen worden ziek of krijgen klachten?	II2. Welke gezondheids effecten brengen omwonenden of gedupeerden zélf in verband met de blootstelling?	III2. Is het risico vrijwillig en/of beheersbaar?	IV2. Is interventie mogelijk? - bij bron of ontvanger - op Europees, nationaal, regionaal, lokaal niveau - economisch, technisch, ruimtelijk, subsidies, juridisch, voorlichting	V2. Is bekend hoeveel men over heeft voor maatregelen?
I3. Kan dit aantal in de toekomst veranderen?	II3. Bij wie (risicogroepen?) treden de gezondheidseffecten op?	III3. Zijn er andere redenen waarom het risico door sommigen als onacceptabel wordt beschouwd?	IV3. Welke instanties zijn verantwoordelijk voor interventie maatregelen? Welke worden bepleit?	V3. Wat kosten maatregelen om het risico te vermijden of te beperken?
I4. Ligt het risico boven het maximaal toelaatbare geachte niveau?	II4. Wanneer treden gezondheidseffecten op? (periodiek, incidenteel, permanent)		IV4. Hoe effectief zijn deze in theorie m.b.t. verlaging van blootstelling of voorkomen van ziekte?	V4. Hoe verhoudt zich dat tot andere vormen van gezondheidswinst?
I5. Hoe zeker is het verband tussen blootstelling en gezondheidseffecten?	II5. Is behandeling mogelijk?		IV5. Hoe effectief zijn ze in de praktijk, op wat voor termijn zijn er resultaten, hoe groot is de fraudedruk, is handhaving mogelijk?	V5. Hebben de maatregelen gewenste gevolgen op andere beleidsterreinen?
I6. Hoe groot is de bijdrage van de blootstelling aan het totale aantal ziektegevallen?			IV6. Is er maatschappelijke of politieke druk of is die te verwachten?	V6. Hebben de maatregelen ongewenste gevolgen op andere beleidsterreinen

Het Bk-GM is in de beleidsnota Nuchter omgaan met Risico's toegepast voor een systematische beschrijving van het milieuprobleem op drie voorbeelden, te weten straling in woningen, hoogspanningslijnen en basisstations voor mobiele telefonie. Daarnaast zijn een aantal andere toepassingen op nationale, regionale en lokale milieuproblemen uitgewerkt. (Fast, Van Bruggen. 2004, Fast 2004).

De Gezondheidsraad heeft in het advies 'Gezondheid en milieu: beoordelingskader beoordeeld' (januari 2004) haar licht laten schijnen over het beoordelingskader.

De Raad concludeert in het advies dat het beoordelingskader een nuttige rol kan vervullen bij de maatschappelijke debatten over milieugezondheidsvraagstukken die worden nagestreefd in het kader van het 'Nuchter omgaan met Risico's'. Gaandeweg - als praktijkervaringen daar aanleiding toe geven - kan het verder worden ontwikkeld en aangescherpt. Kritische kanttekeningen van de Raad gaan in op de noodzaak om meer aandacht te geven aan kwantificering van aspecten en kwaliteitsborging (partijen kunnen het eens zijn over onjuiste gegevens). Verder is de Raad van mening dat het besluitvormingsproces mogelijk kan worden versterkt door verdere structurering. In dit verband wordt aanbevolen het beoordelingskader te gebruiken samen met multicriteria analyse en andere beslissingsondersteunende methodieken.

In hoofdstuk 2 is een beschrijving gegeven van de vijf hoofdelementen van het Bk-GM. In deze bijlage worden de belangrijkste resultaten samengevat van enkele risicoproblemen die m.b.t. beoordelingskader beschreven zijn. Dit betreft de dossiers voor basisstations voor mobiel telefonie (GSM), Legionella, Radon, fijn stof en geluid (zie Tabel 4).

Tabel 4 Samenvatting van de resultaten van enkele risico's beoordeeld volgens het beoordelingskader Gezondheid en Milieu

Risico's: Criteria:	Basisstations mobiele telefonie	Legionella	Radon	Fijn stof	Verkeersgeluid
I1) aantal blootgestelden	iedereen	?	iedereen	iedereen	95 % >40 dB(A)
I2)* ziekte/klachten + aantallen	thermische effecten: 0, kanker: 0; aspecifieke klachten: ?	veteranenziekte: 200 – 800, sterfte 8%	Longkanker: 800, overlevingspercentage 11-12% na 5 jaar	Geen duidelijk herkenbaar ziektebeeld: verergering hart en longaandoeningen, meer medicijngebruik en ziekenhuisopnames, 1700-3000 vroegtijdige overlijdens	Ernstige hinder 27 %, ernstige slaapverstoring: 4 %, hoge bloeddruk 7000-70000, negatief effect op leerprestatie
I3) toe (+), afname (-) in toekomst	+	ziekte +, sterfte -	+	- concentraties; + gevoelige groepen	+
I4) > MTR	neen	2 x	50 x	vele malen hoger	>?
I5) zekerheid verband	thermische effecten: goed bekend, kanker: geen verband , a-specifiek: ?	aangetoond	Hoofdzakelijk bij mijnwerkers, bevestiging in meta-analyses in woningen	Voldoende voor korte-termijn blootstelling, laag voor lange- termijn blootstelling	Hoog voor hinder en slaapverstoring, voldoende voor bloeddruk, laag voor sterfte
I6) Bijdrage aan ziektelast	thermische effecten, kanker: 0, aspecifieke klachten: ?	5% ernstige longontsteking	1- 13 %	1- 10 %	0.8 – 8 % verhoogde bloeddruk
III1) welke ziekte(s)	zie I2				
II2) effecten toegeschreven door betroffenen	Aspecifieke effecten, onzekerheid over ontstaan van kanker	legionellalongontsteking	geen	geen	Ernstige hinder en slaapverstoring
II3) gevoelige groepen	Geen, a-specifiek:?	Rokers, ouderen, chronische long/nieraandoening	Rokers, ouderen	ouderen, bestaande hart&vaatziekten , atopy	Volwassenen (hinder, slap, ouderen (bloeddruk), kinderen (leerachterstand)
II4) wanneer treden effecten op	Thermisch: nooit, kanker:niet, aspecifiek:onbekend	incidenteel	Kans is afhankelijk van hoogte en duur blootstelling, lange latentietijd	permanent	Dagelijks (hinder, slaapverstoring), hartziekten (incidenteel)
II5) Behandelbaarheid	n.v.t. ; aspecifiek: niet bekend	Ja, indien bijtijds geconstateerd	aanwezig, kans op genezing gering	ja	Kalmerende-, slaapmiddelen, bloeddrukverlagers
III1) onveilig gevoel	Ja	ja	nee (?)	Lokaal, in de buurt van fabrieken en (snel)wegen	ja
III2) vrijwillig/ beheersbaar	Nee	nee	Nee, maar niet bewust/deels	Nee	Nee/beperkt (isolatie)
III3) Andere redenen onacceptabel	horizonvervuiling zendmasten	Ja, vermijdbaar	onbekend	Ongelijke verdeling lasten	Ongelijke verdeling lasten, beperkingen in gedrag
IV1) noodzaak tot interventie	?, EU-aanbeveling heeft wettelijke status	ja	Nee, in nederland nauwelijks overschrijding	ja	ja

IV2) interventie mogelijk: bron, nivo, type	EU: SAR limieten, Nationaal: risicocommunicatie, verbeteren beheersbaarheid	EU, nationale regelgeving, inspectie	StralingsPretatieNorm	Diverse maatregelen voor diverse bronnen	EU emissie eisen, Nationaal, regional en lokaal: diverse emissie en transmissie maatregelen
IV3) verantwoordelijke instantie	Min. EZ, operators	Min. VROM, VWS, SWZ, eigenaren	Overheid, leveranciers, bouwer, eigenaar	Min. VROM, EZ, V&W, LNV, VWS; provincies en gemeenten: verkeersreducerende maatregelen	Overheid, provincie, gemeente
IV4) maatregelen effectief (in theorie)	Ja	Ja, maar...	Geen toename	Aanzienlijk deel van PM10 niveaus zij niet door beleid te beïnvloeden. 60 % emissiereductie (MFR ult) leidt tot 1.1 µg/m ³ PM10 per jaar: dagelijkse sterfte neemt met 44 af. 25% reductie kleine afname jaargemiddelde, lokaal grotere afnames (2010-quart red)	goed
IV5) maatregelen effectief (in praktijk)	Ja	... 50% van de infecties wordt in buitenland opgelopen	Mogelijk: gedragsverandering (ventileren), toezicht (toepassen Bouwbesluit)	Verkeersreductie	deels
IV6) maatschappelijke of politieke druk (te verwachten)	ja, media aandacht	ja, media aandacht, kamervragen	Ja/nee, overheid beraadt zich, bouwwereld reageert terughoudend, burger niet erg bewust van risico	Onrust over mogelijke gezondheidsrisico's van verkeer	Lokaal, verdergaande decentralisatie kan tot meer lokale onrust leiden
V1) Ongewijzigd beleid	0, aspecifiek: ?	?	Niet overwogen	?	?
V2) WTP	?	?	Ja, 20*10 ⁶ \$ per mensleven (gemiddeld)	?	€25 per huishouden per dB(A) daling per jaar
V3) Beperken of vermijden	?	Orde-grootte 10 ⁶ -10 ⁹ Euro	Nieuwe woning: €330-620/woning	MFR-ult: €6*10 ⁹ , 2010-quart red': €210 *10 ⁶	Kosten verschillende maatregelen bekend

V4) Andere vormen gezondheidswinst	?	Verhouding is ongunstig i.g.v. Legionella.	?	?	?
V5) + gevolgen andere beleidsterreinen	Nee	o.a. tegen gaan andere bact. In water	Vocht reductie	Vermindering uitstoot verbrandingsgassen, minder geluidsoverlast, veiliger	Snelheids beperking: verminderde uitstoot , veiligheid
V6) - gevolgen andere beleidsterreinen	Econ. gevolgen (belemmeren uitrol netwerken)	Meer energieverbruik, verbrandings gevaar neemt toe	Meer energieverbruik	Niet genoemd	Hinderlijk, i.g.v. isolatie: ventilatieproblemen
* samen met II2: welke ziektes/aandoeningen					
?: geen informatie beschikbaar/niet bekend					

De tabel illustreert de uiteenlopende aard van de risicoproblemen. Het toont tevens aan dat er in alle gevallen substantiële onzekerheden zitten in de beschrijvingen van de oorzaak-gevolg keten. Ook blijkt dat informatie over kostenaspecten slecht sporadisch beschikbaar is en dat die informatie bovendien zelf ook erg onzeker is.

Een vergelijkbare exercitie is door het RIVM uitgevoerd t.b.v. een internationale workshop Health Risk and Impact Assessment, mei 2005. Daarbij zijn ook een aantal niet milieu-gerelateerde risicoproblemen geëvalueerd. Deze exercitie leverde in essentie een zelfde beeld op als dat in Tabel 4.

Bijlage 2 Beslissingsondersteunende methoden: MKBA en MCA

Er zijn diverse methoden en technieken die kunnen helpen bij het maken van afwegingen tussen beleidsprogramma's, -alternatieven of investeringen. Met dergelijke beslissingsondersteunende methoden kunnen alternatieven afzonderlijk worden beoordeeld of onderling worden vergeleken op hun effecten (of baten), hun investeringen (of kosten) en op de verhouding tussen beide.

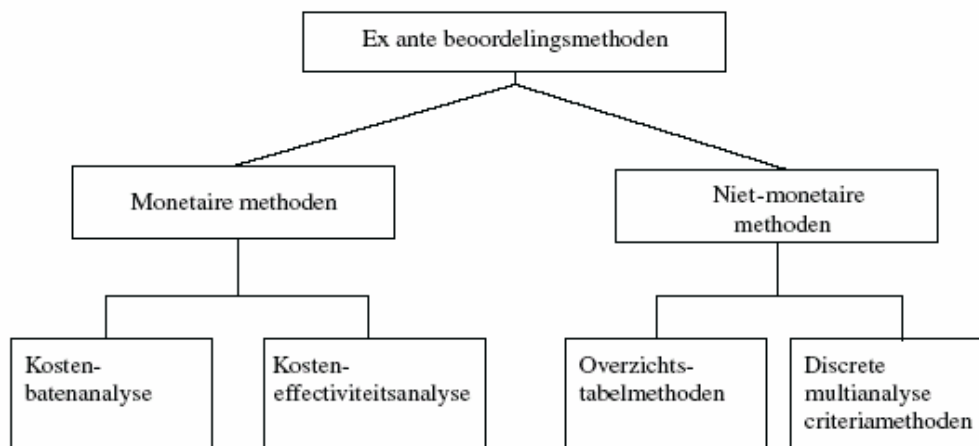
B. 2.1 Verschillen tussen methoden

De verschillen tussen de methoden kunnen op meerdere manieren worden uitgedrukt, bijvoorbeeld met de onderscheiden:

- Monetair – niet-monetair
- Enkelvoudig – meervoudig
- Structurerend – sturend

Monetair – niet-monetair

Een fundamenteel onderscheid bij beslissingsondersteunende methoden is dat tussen monetaire methoden en niet-monetaire methoden. Aan de monetaire kant van het onderscheid staat de maatschappelijke kosten-baten analyse (MKBA). Hierbij worden zowel de investeringen (kosten) als de effecten (baten) van een alternatief in geld uitgedrukt. Aan de niet-monetaire kant staan methoden als de multi-criteria analyse (MCA) waarbij investeringen en opbrengsten wel in geld kunnen worden uitgedrukt, maar waarbij dat niet noodzakelijk is. Er tussenin liggen methoden waarbij investeringen wel altijd in geld worden uitgedrukt (kosten) maar waarbij de baten in andere grootheden dan geld worden uitgedrukt. Hieronder kunnen methoden als de kosteneffectiviteitanalyse (KEA) en de kostenutiliteitsanalyse (KUA) worden gevat. Het Ministerie van Financiën publiceerde in 1992 in de studie 'Evaluatiemethoden, een introductie' het in onderstaande figuur gepresenteerde overzicht waarin een aantal methoden worden weergegeven op het onderscheid monetair versus niet-monetair (Ministerie van Financiën, 1992).



Figuur 3 Overzicht van beslissingsondersteunende methoden, op het onderscheid monetair versus niet-monetair (Ministerie van Financiën, 1992).

Enkelvoudig – meervoudig

Het onderscheid tussen enkelvoudige en meervoudige methoden heeft betrekking op de effecten die worden beschouwd. Een enkelvoudige methode is de kosteneffectiviteitanalyse (KEA). Deze wordt toegepast bij de vergelijking van alternatieven of programma's die één en hetzelfde doel hebben. Dat doel (dat wat het programma oplevert; het effect) hoeft niet in geld te worden uitgedrukt. Voorbeelden van dergelijke effecten zijn: het aantal gastro-enteritis patiënten of de dioxine concentratie in de grond. Programma's of maatregelen kunnen verschillen in zowel de kosten als in de effecten die ze opleveren. In een KEA worden beide samengebracht en uitgedrukt in netto kosten per effect-eenheid (Drummond et al., 1997).

Meervoudige methoden zijn methoden waarbij meerdere effecten tegelijkertijd kunnen worden beschouwd. Zowel de maatschappelijke kosten-baten analyse (MKBA) als de multicriteria analyse (MCA) en de kostenutiliteitsanalyse (KUA) zijn meervoudige methoden. Een belangrijk onderscheid daarbij is wel dat bij een MKBA alle effecten vergelijkbaar worden gemaakt door ze in dezelfde eenheid (geld) uit te drukken. Bij de KUA worden de effecten niet gemonetariseerd, maar getransformeerd tot een gecombineerde eenheidsmaat. Om te kunnen komen tot zo'n gecombineerde eenheidsmaat moeten de verschillende effecten onderling worden gewogen. (Drummond et al., 1997). KUA's worden bijvoorbeeld gebruikt in gezondheidsstudies waarbij milieurisico's worden geëvalueerd die een grote impact op de kwaliteit van gezondheid hebben. Bij deze studies worden mortaliteit en morbiditeit in een metrieke eenheid gecombineerd. Voorbeelden hiervoor zijn QALYs (Quality Adjusted Live Years), DALYs (Disability Adjusted Live Years), HYE's (Health year equivalent), en andere metrieke gezondheidsmaten. Bij de MCA worden de effecten niet noodzakelijk gecombineerd tot een eenheidsmaat of gemonetariseerd, maar worden ze gestandaardiseerd en onderling gewogen.

Structurerend en sturend

Het onderscheid tussen sturende en structurerende methoden heeft betrekking op de vraag of de uitkomst van de methode een ‘beste’ of optimale keuze aangeeft (sturend) of dat de methode er op is gericht om de argumenten voor een keuze inzichtelijk te maken (structurerend). Methoden zijn méér sturend naarmate de effecten eenduidiger en beter in geld kunnen worden uitgedrukt. Methoden zijn vooral structurerend als ze in beeld brengen welke aspecten bij de afweging moeten worden betrokken zonder de alternatieven als geheel onderling te vergelijken of te beoordelen. De ‘overzichtstabelmethode’ die in Figuur 3 is genoemd valt hieronder. Met deze methoden wordt informatie over verschillende alternatieven zo weergegeven dat inzicht wordt verkregen in de voor- en nadelen van de alternatieven. Ook het Beoordelingskader Gezondheid en Milieu is een structurerend instrument. Het ordent en systematiseert de aspecten waarop milieurisico’s kunnen worden vergeleken. De weging van de verschillende aspecten en de uiteindelijke vergelijking blijft buiten het aandachtsgebied van het beoordelingskader.

Hoewel methoden verschillen in de mate waarin ze meer sturen of meer structureren, uiteindelijk is er geen methode die dwingend voorschrijft dat een beslissing moet worden genomen. Zo kan het meest kosteneffectieve programma alsnog te duur zijn, en zo kan bijvoorbeeld bij de MKBA waarin een programma duidelijk het best scoort, discussie ontstaan over welke effecten betrokken zijn bij de MKBA en de wijze waarop deze effecten zijn gemonetariseerd. Bij de MCA is de onzekerheid in de te maken keuzen zelfs een integraal onderdeel van het instrument. De MCA maakt het mogelijk om de beoordeling van alternatieven vanuit verschillende perspectieven uit te voeren (zoals een economisch perspectief, een milieuperspectief, een duurzaamheidsperspectief of een ‘belevingsperspectief’). Bij elk van die perspectieven (in MCA-termen ook wel scenario’s genoemd) hoort een eigen gewichtenset die aangeeft hoe belangrijk de verschillende aspecten worden gevonden. De alternatieven kunnen dan worden beoordeeld vanuit die verschillende perspectieven. Dan kan alternatief 1 het best scoren vanuit economisch perspectief, en alternatief 5 vanuit duurzaamheidsperspectief. In het beste geval leiden de perspectieven tot dezelfde uitkomst. In dat geval zal ook een MCA sterk sturend kunnen zijn.

In onderstaande tabel worden de verschillende methoden weergegeven op de beschreven onderscheiden. In de tabel is een aantal min of meer ‘logische’ gaten te vinden. Zo zijn er bijvoorbeeld geen structurerende enkelvoudige methoden. Aan enkelvoudige gegevens valt immers niet veel te structureren. Ook van structurerende, meervoudige, monetaire methoden kunnen geen voorbeelden worden gevonden. De MKBA is de dominante methode op het vlak van meervoudig monetaire methoden. En hoewel er tussen MKBA’s grote verschillen kunnen bestaan in de mate waarin ze sturend zijn, dwingt de monetarisering van effecten al snel in de richting van een besluit. Het is immers moeilijk om bij een vergelijking tussen alternatieven die sterk verschillen in het saldo van kosten en baten, te kiezen voor het alternatief met het ongunstigste saldo. Feitelijk is dat alleen goed mogelijk als de uitgangspunten van de MKBA in twijfel worden getrokken of wordt gerefereerd aan andere (niet-gemonetariseerde) effecten die van doorslaggevend belang worden geacht.

Tabel 5 Typering van beslissingsondersteunende methoden

	Enkelvoudig		Meervoudig	
	Sturend	Structurerend	Sturend	Structurerend
Monetair ▲	Kosten analyse		Kosten-baten analyse (KBA)	
Gemengd ▼	Kosteneffectiviteits analyse (KEA)		Kostenutiliteits analyse (KUA)	Beoordelingskader Gezondheid en Milieu
Niet-monetair	Effectiviteits analyse		Multi-criteria analyse (MCA)	

In navolgende paragrafen wordt verder ingezoomd op de meervoudige methoden en meer in het bijzonder de maatschappelijke kosten-baten analyse en de multi-criteria analyse. Van beide methoden wordt het gebruik in binnen- en buitenland geschetst en worden de voor- en nadelen in beeld gebracht.

B. 2.2 Maatschappelijke Kosten-baten analyse

Als een kosten-baten analyse wordt toegepast in de context van maatschappelijke vraagstukken wordt deze aangeduid als een maatschappelijke kosten-baten analyse (MKBA). Dit wordt gedaan om te benadrukken dat het geen strikt economische afweging betreft maar een afweging van maatschappelijk rendement. De doorgaans grote overheidsinvesteringen die met de maatregelen zijn gemoeid, worden daarin afgezet tegen de opbrengsten van die investeringen. Om te komen tot meer standaardisatie in de MKBA's, zijn de ministeries van Verkeer en Waterstaat en Economische Zaken in 1998 het Onderzoeksprogramma Economische Effecten van Infrastructuur (OEEI) gestart. Dit project had twee concrete doelen:

1. het verkrijgen van een grotere mate van overeenstemming over het methodologisch kader voor maatschappelijke evaluaties van grote infrastructurele projecten;
2. het verschaffen van onderzoeksinstrumenten ter bepaling van de effecten en hun bijdrage aan de welvaart.

Het OEEI-project heeft een belangrijke impuls geleverd aan de standaardisatie van methoden en uitgangspunten bij het verrichten van maatschappelijke kosten-baten analyses (Eijgenraam et al., 2000). Begin 2000 is een leidraad gepubliceerd voor het opstellen van een Overzicht Effecten Infrastructuur (OEI). Sinds 2000 is het in Nederland voor (infrastructurele) megaprojecten (projecten met een nationaal belang) verplicht om een MKBA (ook wel een OEI genoemd) op te stellen conform de OEI-leidraad.

De nadruk in de OEI-leidraad ligt op projecten die te maken hebben met de vervoersinfrastructuur. Tegelijkertijd is de leidraad zodanig breed opgezet dat deze ook van nut is ook voor andersoortige projecten. De kracht ligt in het bijzonder bij het heldere methodologische kader dat wordt gepresenteerd.

Als onderdeel daarvan wordt in de leidraad benadrukt dat een integraal effectenoverzicht moet worden opgezet. Dat betekent dat niet alleen monetaire effecten maar ook de externe effecten inzichtelijk moeten worden gemaakt. En tot slot worden handreikingen gegeven om externe effecten te kwantificeren en/of in geld uit te drukken.

B. 2.2.1 De structuur van een MKBA

Op hoofdlijnen kunnen de volgende stappen worden onderscheiden bij het opzetten van een MKBA:

1. Formuleren van alternatieven, inclusief het nulalternatief;
2. Vaststellen scenario's risico's en onzekerheid;
3. Bepalen directe effecten;
4. Bepalen indirecte effecten;
5. Bepalen externe effecten.

De overwegingen die hierbij een rol spelen worden hierna kort besproken.

Formuleren van alternatieven, inclusief het nulalternatief.

De alternatieven moeten zo worden geformuleerd dat ze onderling vergelijkbaar zijn. Dat is meestal eenvoudig als het gaat over alternatieve uitvoeringen van eenzelfde project. Als het gaat om de afwegingen tussen verschillende projecten is dat wat lastiger. Dan zal moeten worden gezocht naar een modus om de projecten te kunnen vergelijken in termen van investeringen en opbrengsten.

Bijzondere aandacht is nodig voor het nulalternatief. In de methodiek van de MKBA is dat niet hetzelfde als 'niets doen' of 'bestaand beleid'. Het nulalternatief voor een project is een combinatie van de beste, andere aanwending van de beschikbare investeringsmiddelen en de best mogelijke andere oplossingen voor het probleem dat met het project moet worden opgelost. Als het nulalternatief te mager wordt ingevuld, ontstaat vaak geen reële vergelijking. Of in termen van de MKBA: een overschatting van de rentabiliteit van de projectalternatieven. Als er werkelijk geen reëel nulalternatief kan worden geformuleerd, betekent dit hetzelfde als dat de maatschappelijke baten van het project al als voldoende zijn beoordeeld.

Strikt genomen is er dan geen MKBA meer nodig maar kan worden volstaan met een Kosteneffectiviteitsanalyse (KEA). Dan staat immers vast dat er iets moet gebeuren en moet alleen nog worden gezocht naar de beste (meest kosteneffectieve) manier om dat te doen.

Scenario's risico's en onzekerheid

Naarmate de baten over een langere periode in de toekomst moeten worden behaald, ontstaat een toenemende onzekerheid. Er kunnen zich immers allerlei ontwikkelingen voordoen die tot andere uitkomsten leiden. Als de onzekerheden groot zijn, moeten die in de vorm van scenarioanalyses worden onderkend en uitgewerkt. Waar de risico's niet in geld kunnen worden uitgedrukt, kan dit worden opgelost door een opslag op de (door het Ministerie van Financiën) voorgeschreven reële discontovoet van 4% te hanteren. In het buitenland wordt om die reden vaak ook standaard al een beduidend hogere discontovoet gehanteerd dan 4%. Een valkuil van MKBA's die hiermee samenhangt, is de combinatie van een lage

discontovoet en een lange tijdshorizon. Als de groei van de baten van een project lange tijd in de buurt van de discontovoet ligt, of deze zelfs overtreft, lijkt dan namelijk elk project rendabel te maken door maar voldoende jaren in beschouwing te nemen. De conclusie is dan ook dat het van groot belang is om voor een reële afweging de risico's van een project zoveel mogelijk systematisch (en kwantitatief) in kaart te brengen. Als dat niet lukt, kan een opslag op de discontovoet worden gehanteerd. Verder kan er naar worden gestreefd de terugverdiertijd en de tijdshorizon te beperken.

Deze werkwijze – hoewel legitiem vanuit het perspectief van OEI – heeft een ongunstig effect op de rol die milieueffecten in de vergelijking kunnen krijgen. Deze effecten worden immers vaak pas zichtbaar op de lange termijn en kunnen daarnaast vaak moeilijk worden beschreven in termen van hun 'rendement'. De opbrengsten van milieueffecten zullen daardoor in de praktijk snel wegvallen tegen de 'rendementseisen van de economie nu' – zelfs bij een discontovoet van 4%. Wanneer die rendementseis nog hoger wordt gesteld – bijvoorbeeld op 15-25% rendementseis zoals bij bedrijven gebeurt, zullen zelfs rendabele maatregelen bij 4% in de praktijk toch niet worden genomen.

Directe effecten

Onder de directe effecten worden de baten verstaan die direct samenhangen met het project. In termen van de MKBA zullen deze directe effecten altijd in geld moeten kunnen worden uitgedrukt. Vaak moeten hier wel omwegen voor worden bewandeld. In de vervoerseconomie is hiervoor een uitgebreid arsenaal aan methoden en technieken beschikbaar waarbij uigangende van vervoersvolumes en daarmee samenhangende prijsveranderingen in combinatie met 'geprijsde' reis- en wachttijden de baten in beeld kunnen worden gebracht. Effecten op milieu en gezondheid worden in de 'normale' OEI-optiek beschouwd als externe effecten. In het buitenland – met name in de Verenigde Staten heeft men een langere historie in het beprijzen van de effecten op milieu en natuur. Daar komen we hierna op terug.

Indirecte effecten

Indirecte effecten zijn de gevolgen van een project die niet rechtstreeks met het project samenhangen maar voortvloeien uit de directe effecten van het project. Hoewel dat een brede definitie is waar veel onder valt, wordt wel een causaal verband verondersteld tussen de directe en de indirecte effecten. Deze vereiste beperkt in de praktijk het te beschouwen aantal indirecte effecten aanzienlijk. Onder de indirecte effecten worden ook (her)verdelingskwesties verstaan, waarbij als gevolg van het project bijvoorbeeld veranderingen optreden in de verdeling van inkomens, huizenprijzen en dergelijke. In de regel worden die herverdelingseffecten op het niveau van een (nationale) MKBA als neutraal beschouwd. De voordelen op een plek of voor een groep vallen dan weg tegen de nadelen voor anderen. In sommige gevallen kunnen herverdelingseffecten ook tot een netto welvaartseffect leiden voor het land.

Externe effecten

De waardering van effecten in monetaire termen veronderstelt dat de waarde van effecten in een vrije markt kunnen worden bepaald. Zo'n vrije markt is voor veel effecten geen realiteit.

Markten kunnen slecht functioneren of zelfs ontbreken. Informatie over betalingsbereidheid is dan onbetrouwbaar of niet voorhanden. Dit is bij uitstek het probleem bij de waardering van effecten op milieu en natuur en speelt dan ook op uitlopende gebieden, variërend van luchtvervuiling tot kansen op calamiteiten. In grote lijnen zijn er twee manieren om het probleem van de waardering van niet-verhandelde (of verhandelbare) goederen aan te pakken. De eerste probeert (bijvoorbeeld door enquêtes) voorkeuren van individuen te achterhalen. De tweede manier is gebaseerd op de (collectieve) kosten van vermindering of compensatie. In Tabel 6 wordt een overzicht gegeven van de beschikbare methoden, hun betrouwbaarheid en de terreinen waarop dergelijke methoden zijn en worden toegepast.

Methoden om externe effecten te monetariseren

Impliciete prijzen

Een van de manieren om de waarde van een niet direct verhandelbaar 'goed' vast te stellen is door te kijken naar echt marktgedrag en de prijzen die daarbij gelden. Uit dat marktgedrag worden vervolgens waarden afgeleid voor attributen van niet via de markt verhandelde goederen, zogenaamde impliciete prijzen. Deze methode heet hedonische prijsanalyse (HP). Met deze methode kan bijvoorbeeld de prijs van een milieufactor (zoals geluidhinder) worden afgeleid door vergelijking van de prijzen van (overigens vergelijkbare) woningen die wel en niet worden blootgesteld aan die factor. Een andere toepassing is het vaststellen van de waarde van veiligheid op basis van vergelijking van lonen. Een bijzondere vorm van 'revealed preference' onderzoek is de reiskostenmethode. Dan wordt geprobeerd de waarde van bijvoorbeeld een recreatie- of natuurgebied als geheel of van de milieukwaliteit van een onderdeel daarvan af te leiden van de reiskosten (inclusief reistijd) die bezoekers over hebben voor hun reis naar gebieden met een verschillende kwaliteit.

Het belangrijkste voordeel van hedonische prijsanalyse is dat de methode is gebaseerd op werkelijk keuzegedrag.

Een belangrijk nadeel is dat de analyse gewoonlijk gepaard gaat met serieuze schattingsproblemen. Die schattingsproblemen zijn vooral groot als het attribuut minder invloed heeft op de uiteindelijke beslissing (en dus de prijs) of niet goed kan worden onderscheiden van andere attributen.

Beweerde voorkeuren

De tweede groep methoden gaat niet uit van werkelijk marktgedrag, maar van antwoorden op vragen over het marktgedrag dat iemand onder hypothetische voorwaarden zou vertonen. Tot deze methoden behoren de contingent valuation methode (CV) en de conjoint analysis (CA). Bij de eerstgenoemde aanpak wordt de respondent - bijvoorbeeld middels een enquête - gevraagd direct een waarde toe te kennen aan een effect. Hiervoor zijn verschillende methoden beschikbaar. De meest gebruikelijke is 'willingness to pay' (WTP). De economische waarde van een goed of dienst wordt dan gemeten in termen van wat individuen bereid zijn ervoor te betalen, verminderd met de kosten van het consumeren van het goed. In termen van risico's zouden dergelijke kosten worden bepaald als dat wat een potentieel slachtoffer bereid is te betalen om schade te voorkomen of een risico niet te lopen. Een

minder gebruikelijke methode om de waarde te bepalen is te vragen naar de ‘willingness to accept’ (WTA). Dan wordt gevraagd welk bedrag de veroorzaker van een risico aan het (potentiële) slachtoffer zou moeten betalen om de schade of het risico voor dat slachtoffer acceptabel te maken. WTA leidt in de regel tot aanzienlijk hogere ‘waarden’ dan WTP.

Tabel 6 Overzicht waarderingmethoden

Methodiek	Wetenschappelijke basis	benodigde informatie	Betrouwbaarheid	belangrijke toepassingsgebieden
<i>1 bepaling betalingsbereidheid:</i>				
a. gebleken voorkeuren (revealed preference)				
impliciete of hedonische prijzen	goed	waargenomen keuzen, uitkomsten markgedrag	goed	reistijd, geluidhinder, emissies (lokaal), veiligheid
reiskostenmethode	goed	waargenomen keuzen	goed	gebruikswaarde natuur en landschap
b. beweerde voorkeuren (stated preference)				
conjoint analysis	minder goed	hypothetische keuzen	minder goed	reistijd, geluidhinder, gebruikswaarde natuur en landschap, emissies (lokaal), veiligheid
contingent analysis	minder goed	hypothetische keuzen	moeilijk te valideren, makkelijk te manipuleren	bestaanswaarde natuur en landschap, emissies (mondiaal), klimaatverandering
<i>2 bepaling kosten van vermijding, bestrijding:</i>				
schaduw prijzen	twijfelachtig	vermijdings-, bestrijdings- of herstelkosten	goed, maar leidt niet tot schatting van de betalingsbereidheid	bestaanswaarde natuur en landschap, emissies (mondiaal), klimaatverandering
schaduwproject	minder goed	herstelkosten	zie boven	bestaanswaarde natuur en landschap

Bron: OEI-leidraad

Bij conjuncte metingen (conjoint analysis) tracht men een directe waardetoekenning te vermijden. Men legt de respondent in plaats daarvan een aantal combinaties voor van het externe effect en andere, niet monetaire variabelen zoals vrije tijd of ongevalsrisico's. De respondent wordt vervolgens gevraagd keuzen tussen alternatieven te maken of afzonderlijke

alternatieven te 'waarderen'. Op grond van de gemelde voorkeuren van de respondenten en door vervolgens sommige van de niet monetaire variabelen aan geldwaarden te koppelen, bepaalt men de monetaire waarde van het externe effect.

Doordat wordt voorkomen dat de waardetoekenning direct is gekoppeld aan een effect, zou in theorie de uitkomst van een dergelijk onderzoek meer overeen moeten komen met de schattingen naar aanleiding van revealed preference onderzoek. In de praktijk levert deze methode een nogal grote variatie in parameterschattingen en is de betrouwbaarheid minder goed dan bij revealed preferences.

De 'stated preference' methoden hebben als voordeel dat ze meer vrijheid bieden voor de inrichting van het onderzoek dan methoden die zich baseren op gebleken voorkeuren (revealed preference). Daardoor kan in principe de waarde van elk effect worden vastgesteld. Belangrijkste nadeel is dat respondenten in een vrijblijvende en kunstmatige situatie antwoorden kunnen geven die afwijken van wat ze in werkelijkheid zouden doen. De vertekening kan worden versterkt door strategisch antwoordgedrag. Ofwel, de validatie van de vastgestelde prijzen is onzeker.

Kosten van vermijding

Bij sommige effecten is de waardering op basis van preferenties zó moeilijk of zijn de resultaten ervan zó weinig eenduidig, dat de kosten van vermijding, herstel of vervanging op basis van een maatschappelijke norm het enige alternatief vormen voor een waardebeoordeling. Hiervoor zijn verschillende technieken voorhanden. Een van die technieken is de elimatiemethode (ook wel schaduwkostenmethode genoemd). Daarbij worden de minimale kosten bepaald voor het bereiken van een bepaalde reductie van het externe effect of voor het niet overschrijden van een van tevoren gegeven norm. Ook de schaduwprojectmethode valt in deze categorie: hierbij worden de kosten bepaald van een milieugericht project, toegevoegd aan een uit te voeren project, om het verlies aan milieuwaarden door uitvoering van het beoogde project te compenseren.

B. 2.2.2 Toepassing van MKBA nationaal en internationaal

De OEI-leidraad is in 2002 geëvalueerd. Daarbij is geconstateerd dat in de betrekkelijk korte periode waarin de leidraad operationeel is geweest, de methode veel is toegepast. De toepassing gold met name grote infrastructurele projecten zoals de 'Zeesluis IJmuiden', het project Mainport Rotterdam, 'de luchthaven in zee', en de HSL Oost en Zuid. De toepassing van de MKBA leidde tot verschillende uitkomsten. Sommige projecten werden positief beoordeeld en andere negatief of neutraal. Daarmee is de methode blijkbaar voldoende 'gevoelig' om de verschillende soorten informatie te kunnen afwegen en voldoende onderscheidend om daarop aansluitend ook tot verschillende conclusies te leiden.

Bij de evaluatie van de OEI-leidraad is de discussie nog wat verder verbreed en is in het bijzonder geprobeerd om meer greep te krijgen op de indirecte effecten. Er is verder met name op instigatie van het Ministerie van LNV aandacht besteed aan de rol van natuur- en milieuwaardering binnen OEI. Onderdeel daarvan was een studie naar de ervaringen in het buitenland (Bos, 2003). Uit die studie komt het beeld naar voren dat natuur en milieu in het

buitenland en met name in de Verenigde Staten al veel langer een volwaardige rol spelen bij besluitvorming.

We schetsen de historie van de toepassing van MKBA's in relatie tot milieu en natuur in de V.S. hier op hoofdlijnen, zodat een indruk wordt verkregen van hoe er mee wordt omgegaan. Ook in andere, met name Angelsaksische landen als het Verenigd Koninkrijk en Australië is veel aandacht voor het gebruik van MKBA bij keuzen voor en/of tussen projecten en programma's met een maatschappelijk doel. We bespreken hier de historie en ervaringen in de V.S. omdat die het meest uitgebreid zijn en een goed inzicht bieden in de mogelijkheden en beperkingen om 'milieuwaarden' te betrekken bij kosten-batenafwegingen.

Al in de Clean Water Act van 1972, is er aandacht voor de waardering van 'niet-markt goederen' (externe effecten) zoals recreatie. Hierbij werden de reiskostenmethode (TCM) en de contingent valuation methode (CV) aanbevolen als legitieme methoden om kosten en baten mee te kwantificeren. In 1980 werd vervolgens de CERCLA (Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act) ingevoerd. Hierin was ook nadrukkelijk aandacht voor de verhouding tussen geprijsde en ongeprijsde effecten. In eerste instantie lag de nadruk sterk op de geprijsde effecten. Door de rechter werd echter verordonneerd dat niet-monetaire effecten niet mochten worden gediscrimineerd ten opzichte van monetaire effecten. Vervolgens zijn methoden als CV toelaatbaar geacht – mits goed uitgevoerd – en ook veelvuldig toegepast. In lijn met de invoering van de CERCLA tekende toenmalig president Reagan in februari 1981 het Executive Order 12291 dat vereist dat alle nieuwe belangrijke voorschriften onderworpen moeten worden aan een MKBA. Executive Order 12291 is een document met richtlijnen en vereisten voor besluitvormingsprocessen. Het doel was om 'de planning en coördinatie van bestaande en toekomstige reglementen te versterken'. Sinds de invoering van E.O. 12291 is MKBA op grote schaal toegepast voor het evalueren van nieuwe regelgeving. Daarbij zijn ook baten verbonden met milieu, gezondheid, veiligheid en dergelijke betrokken.

De E.O. 12291 heeft met name het werk van de Environmental Protection Agency (E.P.A) sterk beïnvloed. Sinds E.O. 12291 heeft E.P.A. zich veel beziggehouden met natuur- en milieuwaardering en het ontwikkelen van richtlijnen voor het uitvoeren van MKBA's. Deze richtlijnen zijn zeer gedetailleerd en beschrijven de verschillende waarderingsmethoden en de typen effecten die economisch gewaardeerd dienen te worden. Een andere instantie die richtlijnen heeft geformuleerd voor het uitvoeren van MKBA's en de waardering van niet-geprijsde goederen is de National Oceanographic en Atmospheric Administration (NOAA). Deze richtlijnen gaan zelfs zover dat ze concrete en praktische aanbevelingen doen voor het verrichten van (enquête)veldwerk.

B. 2.2.3 Voor- en nadelen van een MKBA

Voordelen:

- Een MKBA tracht alle effecten in een gemeenschappelijke, eenduidige eenheid weer te geven namelijk geld.

- Voor de maatschappelijke kosten en baten afweging voor grote infrastructurele werken bestaat in Nederland een handleiding. Hiermee kunnen kosten en baten analyses voor verschillende projecten op een standaard wijze worden uitgevoerd.

Nadelen:

- Er is niet altijd sprake van een ondubbelzinnige, logische afbakening van het domein waarbinnen de opbrengsten (en kosten) in beeld moeten worden gebracht. Er zijn namelijk altijd zogenaamde indirecte effecten.
- Niet alle opbrengsten kunnen ‘vanzelf’ in geld worden uitgedrukt. Dergelijke effecten moeten binnen het kader van een MKBA echter wel zoveel mogelijk worden gemonetariseerd. Er zijn verschillende manieren om dit te doen. Die manieren kunnen leiden tot grote verschillen in de geschatte effecten en dus in de uitkomst van de analyses.
- Er resteren bij de meeste afwegingen – ook na inspanningen om zoveel mogelijke effecten te monetariseren - externe effecten. Dit zijn onbedoelde (veelal negatieve), ongeprijsde effecten op het welzijn van anderen en/of effecten die pas op de langere termijn en op een hoger maatschappelijk niveau tot uitdrukking komen. Effecten die te maken hebben met milieu-gezondheidsrisico's of duurzaamheid zijn daar een goed voorbeeld van. De wijze waarop dergelijke effecten worden meegenomen in de analyse is binnen het analysekader van een MKBA onbenoemd.
- Maatschappelijke Kosten-baten analyses hebben in de regel betrekking op toekomstige effecten van investeringen. Dat brengt verschillende problemen met zich mee. Allereerst is niet altijd eenduidig vast te stellen hoe ver in de toekomst moet worden ‘doorgerekend’. Ten tweede moeten toekomstige effecten contant worden gemaakt. Daarvoor moeten aannames worden gedaan over de discontovoet. En tot slot moet in meer algemene zin rekening worden gehouden met toenemende onzekerheden naarmate effecten verder in de toekomst moeten worden voorspeld, zoals voor milieu-gezondheidseffecten. Niet voorziene gebeurtenissen die vaak grote invloeden kunnen hebben, verstoren het beeld van lange termijn ramingen in de regel aanzienlijk.

B. 2.3 Multi-criteria analyse

Een multi-criteria analyse - ook wel aangeduid als multi-attribuu analyse, ‘multi-goal analysis’ - is net als de MKBA een rekenkundig hulpmiddel om besluitvorming te ondersteunen. Het is een vergelijkingsmethode die is gericht op het selecteren en/of vergelijken van alternatieven. Anders dan bij een MKBA laat de methode het toe dat ongelijksoortige effecten tegelijkertijd worden meegenomen in de analyse. Het doel van een MCA is om door middel van gewichttoekenning aan kwantitatieve en kwalitatieve beoordelingscriteria en toepassing van specifieke rekenregels tot een overzichtelijke rangschikking van alternatieven te komen.

Met een multi-criteria analyse (MCA) wordt geprobeerd om op een inzichtelijke wijze een lastig afwegingsproces te formaliseren. In de praktijk is het vaak moeilijk om keuzen te

maken als alternatieven sterk verschillen, de criteria tegenstrijdige informatie bevatten en effecten in verschillende grootheden worden uitgedrukt. Vaak zijn de uitgangspunten van de te maken keuzen echter wel helder: wat is belangrijk, wat is goed en wat is onacceptabel.

Die uitgangspunten worden in een MCA gebruikt om het afwegingsproces te formaliseren. En op die manier kan het bijdragen aan een consistente wijze van keuzes maken.

B 2.3.1 De structuur van een MCA

Multi-criteria analyses kunnen vanuit verschillende perspectieven worden ingezet. Vanuit het eerste – meer technische – perspectief is het een instrument waarmee ongelijksoortige effecten kunnen worden vergeleken. Vanuit het tweede – meer procesmatige/interactieve – perspectief is het een middel waarmee verschillen in belangen van betrokkenen inzichtelijk kunnen worden gemaakt. Als daar de nadruk op ligt is een MCA vooral een instrument waarmee het debat wordt geïnitieerd en is het in hoge mate structurend. Als de nadruk meer op het technische aspect ligt, kan een MCA een meer sturende invloed krijgen. Beide perspectieven zijn in principe onderdeel van een MCA. Er kan echter voor worden gekozen om de nadruk meer op het ene perspectief of het andere te leggen.

Om een beter inzicht te kunnen bieden in de mogelijke toepassingen van MCA binnen het beleidsterrein van Gezondheid en Milieu, beschrijven we in deze paragraaf kort welke stappen in een MCA-procedure kunnen worden onderscheiden. Daarna schetsen we de voor- en nadelen op hoofdlijnen.

Bij een MCA worden de volgende stappen doorlopen:

1. Bepalen en formuleren van alternatieven en de context waarbinnen de alternatieven plaatsgrijpen.

Deze stap is in principe niet anders dan de eerste stap bij een MKBA. Er dient nauwkeurig te worden bepaald welke alternatieven worden vergeleken. Bij voorkeur wordt daarbij ook een nulalternatief betrokken.

2. Vaststellen van de criteria (kenmerken/attributen) waarop wordt beoordeeld, vaststellen van het meetniveau en het feitelijk toekennen van de scores per alternatief.

In deze stap worden alle inspanningen samengenomen die in een MKBA moeten leiden tot de kwantificering en monetaarisering van de effecten van de alternatieven. In beginsel kunnen dezelfde methoden als bij een MKBA worden gehanteerd om ‘zover mogelijk’ te komen bij de kwantificering van effecten. In het kader van een MCA ligt het echter niet direct voor de hand om hierbij veel tijd en moeite te investeren in het in geld uitdrukken van effecten waarbij dat eigenlijk niet goed mogelijk is. In een MCA kunnen dergelijke effecten ook goed worden meegenomen zonder dat ze een monetaire waarde krijgen toebedeeld. Ook kwalitatieve effecten kunnen worden meegenomen.

Een belangrijk aandachtspunt bij het vaststellen van de beoordelingscriteria is het vermijden van overlappende effecten en/of dubbeltellingen. Juist omdat er in een MCA geen stringente eisen worden gesteld aan de criteria, is het gevaar groot dat ‘er van alles bij wordt geslept’ waardoor de zuiverheid van de afweging onder druk kan komen te staan.

3. Transformatie van de schalen waarop de criteria zijn gemeten, zodanig dat ze vergelijkbaar worden.

Dit is een betrekkelijk technische exercitie. Het komt er vooral op neer dat de effecten in dezelfde richting moeten worden gescoord, dat een eenduidige referentie wordt gehanteerd ten opzichte waarvan effecten worden gescoord en dat ervoor wordt gewaakt dat door standaardisatie marginale (verschillen in) effecten worden uitvergroot. We gaan hier verder niet in op de technische problemen, oplossingen en kanttekeningen die hierbij kunnen worden gemaakt.

4. Keuze van de aggregatiemethode.

Dit is een belangrijke maar ook weer tamelijk technische stap bij een MCA. In het licht van het doel van de analyse, moet worden besloten hoe de alternatieven onderling worden vergeleken. Daarvoor zijn verschillende manieren beschikbaar. Zo kunnen alternatieven bijvoorbeeld worden vergeleken als ‘de beste koop’. Dat is meestal een suboptimaal alternatief dat gemiddeld genomen het best scoort. Een andere manier is om te zoeken naar alternatieven die aan bepaalde drempelwaarden voldoen of het vinden van een alternatief dat alle andere de baas is op een aantal specifieke criteria. Een goede aggregatiemethode moet ervoor zorgen dat de vergelijkingen valide zijn. Daar kunnen allerlei technische criteria aan worden verbonden.

5. Formuleren van (sets van) wegingen.

Met het toekennen van gewichten, kan een beslisser aangeven waar zwaartepunten liggen in de vergelijkingen: welke criteria zijn belangrijk en welke niet of minder. Met de weging kan én een bepaald perspectief worden benadrukt (het belang van criteria binnen een visie) én het onderlinge belang van criteria of groepen van criteria. De combinatie van standaardisatie en weging bepaalt hoe zwaar een criterium meetelt in de vergelijking. Zoals ook bij standaardisatie is aangegeven, moet hierbij worden voorkomen dat irrelevante effecten of de invloed van nominale en ordinale criteria onevenredig zwaar meetellen. Door gewichten en standaardisatie nauwkeurig te kiezen, kunnen vreemde uitkomsten worden voorkomen.

In MER-procedures blijken de volgende effecten vaker een zwaarder gewicht te krijgen (in willekeurige volgorde):

- permanente effecten (i.p.v. tijdelijke);
- op korte termijn optredende effecten;
- ernstige gevolgen voor de volksgezondheid;
- effecten die veel financiële schade veroorzaken;
- effecten waarbij een groot oppervlak wordt beïnvloed;
- effecten waarbij veel mensen zijn betrokken;
- effecten waarop veel inspraakreacties zijn ingediend;
- effecten met een hoge ‘aibaarheidsfactor’;
- effecten met moeilijk vervangbare elementen/patronen;
- effecten die betrekking hebben op beleidsmatig beschermde gebieden, soorten, en dergelijke;
- effecten waarbij sprake is van (aantasting van) grote zeldzaamheid, karakteristieke soorten;

- effecten die in de publieke en politieke belangstelling staan, die beleidsmatig actueel zijn.

Er kan bij de toekenning van gewichten een onderscheid worden gemaakt tussen zogenaamde ‘expert’gewichten en politieke gewichten. Expertgewichten betreffen bijvoorbeeld de gewichttoekenning binnen een bepaald milieuthema (wat is objectief en vakinhoudelijk van belang). Politieke gewichten gaan over bijvoorbeeld de gewichttoekenning per (milieu)thema: bodem en water versus kosten óf verkeersveiligheid versus economie. In het ideale geval worden beide vormen van gewichttoekenning gehanteerd: expertgewichten op specifieke (sub)thema’s en -criteria en politieke gewichten op doelstellingen en groepen van criteria. De politieke wegingen representeren dan de visies of perspectieven op basis waarvan een beoordeling kan plaatsvinden.

Het is ook mogelijk om totale alternatieven onderling te waarderen. Dat gebeurt bijvoorbeeld in NAIADE, waarbij alternatieven paarsgewijs worden vergeleken en gewaardeerd in kwalitatieve termen als goed, beter, enzovoort. Op basis van de verschillende paarsgewijze vergelijkingen en informatie over de semantische afstand tussen linguïstische termen, ontstaat dan inzicht in hoe verschillende beoordelaars (belanghebbenden) de alternatieven beoordelen en waarderen.

6. Gevoeligheidsanalyse.

Een belangrijk element bij het gebruik van MCA is de gevoeligheidsanalyse. Het doel van een gevoeligheidsanalyse is dat wordt gekeken hoe robuust de rangorde van de alternatieven is. Daarnaast helpt de analyse om helder te maken aan beslissers in welke mate voorkeuren afhankelijk zijn van de visies, gewichtensets en randvoorwaarden. Een gevoeligheidsanalyse geeft inzicht in de diverse vormen van onzekerheid in de analyse. De belangrijkste vormen van onzekerheid hebben betrekking op de probleemdefinitie, meetonzekerheid, gewichtenonzekerheid en omgevingsonzekerheid.

B 2.3.2 Toepassing van MCA nationaal en internationaal

Multi-criteria analyses zijn veel minder dan MKBA’s ingebed in wet- en regelgeving. Ook in internationaal perspectief is de toepassing minder breed verbreid. In een review dat in opdracht van het ‘Department of the Environment, Transport and the Regions’ in het Verenigd Koninkrijk werd gemaakt, wordt ook geconcludeerd dat MCA een techniek is die vooral veelvuldig in Nederland wordt toegepast. Er zijn echter ook wel andere voorbeelden. Zo is in het Institute for Systems, Informatics and Safety (ISIS) dat een onderdeel is van het Joint Research Centre van de EU een MCA-tool ontwikkeld die wordt aangeduid als NAIADE (Novel Approach to Imprecise Assessment and Decision Environments). Deze methode is op een reeks van milieugerelateerde problemen toegepast (afvalmanagement, waterschaarste) in onder meer Italië en Portugal. Bijzonder aan NAIADE is dat het sterk de nadruk legt op het besluitvormingsproces en het inzichtelijk maken van de tegenstellingen tussen de diverse belanghebbenden die daarbij betrokken zijn. De methode wordt ook nadrukkelijk niet beschouwd als een instrument om besluiten mee te ondersteunen, maar om het debat mee te

initiëren: ‘In fact we have passed from DSS (Decision Support Systems) to TIDDD: Tools to Inform Debates, Dialogues and Deliberations’ (Corral Quintana et al., 2002).

MCA’s worden ook gepropageerd – als een meer geschikt alternatief dan MKBA’s - vanuit de Verenigde Naties in situaties waar niet alle effecten kunnen worden gekwantificeerd en gemonetariseerd. Het wordt dan ook in het bijzonder geschikt geacht voor problemen die te maken hebben met ‘Environmental studies in general, and Vulnerability and Adaptation studies in particular’ (UNFCCC, 2004). Vanuit de VN wordt in het bijzonder veel aandacht gegeven aan het begrijpelijk en inzichtelijk maken van de MCA-procedure zodat het een brede toepassing kan krijgen.

Waar in de internationale literatuur ook veel aandacht voor bestaat, is het verwante veld van de ‘multi-criteria decision making’ (MCDM) of ‘multi-criteria decision analysis’ (MCDA). In dit veld staat vooral de bestudering van complexe (gebaseerd op meerdere ongelijksoortige aspecten) beslissingen centraal. Daarbij wordt geprobeerd om deze processen te begrijpen en te beschrijven met wiskundige formules zodat beslissingondersteunende modellen kunnen worden ontwikkeld. Voor concrete problemen (zoals bij biometrische toepassingen als de iris-scan en gezichtsherkenning) worden dergelijke modellen in toenemende mate gebruikt om beslissingen te automatiseren. Vooralsnog ligt een toepassing van dergelijke methoden op het vlak van maatschappelijke problemen zoals milieurisico’s niet erg voor de hand.

Milieueffecten van infrastructurale projecten

In Nederland is de MCA veelvuldig toegepast in het kader van mer-procedures, in het bijzonder als er sprake is van een groot aantal alternatieven dat tegen elkaar afgewogen moet worden op basis van een groot aantal (milieu)criteria. In de periode 1990-2001 waren dit circa 40 MER’ren. Als er veel alternatieven en criteria zijn, zijn normale overzichten van effecten vaak niet meer mogelijk of onvoldoende inzichtelijk. De informatie wordt daardoor moeilijk toegankelijk en daarmee minder geschikt als hulpmiddel bij de besluitvorming. MCA’s kunnen in dergelijke situaties behulpzaam zijn om toch overzicht te houden en de vele ongelijksoortige gevolgen van alternatieven tegen elkaar af te wegen. Een dergelijke toepassing veronderstelt echter wel dat het ook nodig is om zoveel alternatieven en effecten mee te nemen bij de afweging. In recente mer-procedures wordt dan ook meer aangestuurd op het vereenvoudigen van de afwegingen door het proces zodanig te structureren – bijvoorbeeld door trechtering – dat niet ‘alles met alles’ hoeft te worden vergeleken.

MCA’s worden ook toegepast buiten het kader van beoordelingen van milieueffecten van projecten. Zo is bijvoorbeeld naar aanleiding van kritiek op de toen opkomende VINEX-locaties in Nederland een MCA-studie verricht, waarbij de kwaliteit van de verschillende nieuwbouwlocaties in beeld is gebracht ten opzichte van elkaar en ten opzichte van eerdere (pre-VINEX) nieuwbouwlocaties (RIGO, 1999). In die studie is ook gebruik gemaakt van een bijzonder eigenschap van de MCA, namelijk dat verschillende perspectieven kunnen worden gehanteerd om alternatieven te ordenen. Die verschillende perspectieven – zoals een economisch perspectief, een duurzaamheidsperspectief of een bewonersperspectief - komen dan tot uiting in verschillende sets van gewichten die aan de criteria worden verbonden waarop de alternatieven worden vergeleken. Andere toepassingen zijn bijvoorbeeld het maken van ranglijstjes van steden (quality of place) naar aanleiding van scores op een groot

aantal zeer verschillende aspecten. In het buitenland – met name in de V.S. zijn dergelijke ranglijsten gebruikelijk.

Maar ook in Nederland wordt bijvoorbeeld door het ministerie van BZK een dergelijke methode gehanteerd om steden te rangordenen op basis van hun ‘vitaliteitscore’.

B 2.3.3 Voor- en nadelen van een MCA

Voordelen:

- In een MCA kunnen ongelijksoortige kwantitatieve en kwalitatieve gegevens worden gecombineerd.
- MCA is een middel tot overzichtelijke classificatie van feitelijke informatie. Hierdoor worden mogelijkheden geboden om het inzicht in gegevens te vergroten. Er ontstaat een overzicht van mogelijke alternatieven en de daaraan verbonden consequenties.
- MCA is een middel om een beter inzicht te krijgen in het effect van verschillende (in de praktijk vaak impliciet gehouden) waardeoordelen (‘visies’) op de rangorde van alternatieven.
- het beoordelen van een alternatief aan de hand van criteria is een analytische benadering van de beoordeling. Het dwingt de opsteller de verschillende keuzestappen in het proces te motiveren.
- MCA is een middel om aan de openheid van het planningsproces meer inhoud te geven. Zowel de subjectieve keuzegegevens als de feitelijke informatie, moeten geëxpliciteerd en dus verantwoord worden.

Nadelen:

- Er zijn geen richtlijnen die de keuze van aspecten/criteria sturen. Mede daardoor is er een reële kans op dubbeltellingen van effecten en daarmee op onzorgvuldige afwegingen.
- Onderdelen van MCA kunnen door hun technische karakter voor niet-deskundigen ontoegankelijk zijn.
- Door essentiële handelingen en/of onderdelen van een MCA niet of onduidelijk te rapporteren kan een zogenaamde ‘rationele afweging’ degraderen tot een manipulatie van de meningsvorming (de analyse wordt een black box).
- Voor de toekenning van het relatieve belang van de verschillende criteria zijn geen standaardmethoden beschikbaar. De verdeling van de gewichten moet dan ook expliciet beargumenteerd worden – door de belanghebbenden - en is een essentieel onderdeel van de MCA-procedure wanneer deze vanuit een meer procesmatig/interactief perspectief wordt ingezet.

De nadelen van MCA zijn in principe te ondervangen door duidelijke voorwaarden te stellen aan de gekozen MCA-methode en de uitvoering ervan. De keuze tussen een technocratische benadering die meer sturend is en een meer procesmatige/interactieve benadering die vooral structurerend is, hoort daarbij. Het gebruik van MCA stelt echter in alle gevallen hoge eisen aan degenen die de techniek gebruiken. Bij een goed gebruik maakt de methode inzichtelijk

hoe complex de afwegingen zijn en kan het fungeren als een middel om het debat te initiëren en te expliciteren.

Daarmee kan de methode een grote bijdrage leveren aan de transparantie van besluitvorming. Het zou echter wenselijk zijn als daarvoor – zoals bij de OEI-leidraad op het vlak van de MKBA's – zou worden gezocht naar:

1. een grotere mate van overeenstemming over het methodologisch kader voor MCA's bij afwegingen over maatschappelijke projecten;
2. onderzoeksinstrumenten en standaarden voor de toepassing van MCA's.

Bijlage 3 Toepassingen MKBA en MCA voor milieurisico's

In Hoofdstuk 3 is een samenvatting gegeven van toepassing van MKBA's en MCA's op het vlak van risico's. In deze bijlage zijn de uitgewerkte voorbeelden opgenomen. In paragraaf B3.1 worden MKBA's en MCA's besproken die zijn uitgevoerd voor de milieu-gezondheid onderwerpen. In paragraaf B.3.2 wordt de toepassing van vooral MKBA tegen het licht gehouden voor beleid ten aanzien van gevaarlijk stoffen (REACH verordening). Tot slot wordt in paragraaf B.3.3 de toepassing van MKBA en MCA op het gebied van voedselveiligheid besproken.

B. 3.1 Gezondheid en Milieu: luchtverontreiniging, hoogspanningslijnen, geluid en locatiekeuze opslag afval

B. 3.1.1 Luchtverontreiniging

MKBA luchtverontreiniging

Dit jaar heeft het Astmafonds een onderzoek laten uitvoeren naar de (maatschappelijke) kosten van de gezondheidseffecten van luchtverontreiniging (Singels et al., 2005). De belangrijkste boodschap van het rapport is dat de effecten van luchtverontreiniging de maatschappij per jaar minimaal €4 miljard kosten. Het grootste deel daarvan is als gevolg van vroegtijdige sterfte door langdurende blootstelling aan fijn stof. Ongeveer een kwart van dit bedrag wordt bepaald door het ontstaan of de toename van ziekten en klachten.

De maatschappelijke kosten zijn berekend op basis van het 'Willingness-to-pay' methode. De essentie hierbij is het uitdrukken van een verloren levensjaar in termen van geld (voor zowel sterfte als ziekte). Voor kortdurende blootstelling (PM10 en Ozon) komt de maatschappelijke kostenraming op €100-400 miljoen per jaar, voor langdurige blootstelling (alleen PM10) komt deze raming op € 4000 miljoen (4 miljard, ondergrens) per jaar, oplopend tot €40 miljard. Circa driekwart van de kosten worden veroorzaakt door sterfte. Op de maatschappelijke kosten ten opzichte van schade aan natuur en gebouwen en op die van geluid of andere verkeersbronnen van luchtverontreiniging (bijvoorbeeld: luchtvaart) zijn niet meegenomen.

Er wordt eigenlijk niet ingegaan op de mogelijke manieren om tot valuering van ziektelast te komen. In wezen wordt volstaan met de mededeling dat in deze rapportage de voorkeur wordt gegeven aan valueringen op basis van de WTP-benadering omdat 'Met name vanwege het inbegrepen zijn van de immateriële kosten is deze aanpak vanuit welvaartstheoretisch opzicht te prefereren boven een benadering die uitsluitend gebaseerd is op schadekosten.' Uit de WTP kan het kengetal 'Value of Statistical Life (VOSL) gedestilleerd worden. Om te kunnen gebruiken in combinatie met DALY wordt de VOSL bewerkt tot 'Value Of a Life Year (VOLY). Hierin verschilt deze benadering van de WHO benadering (zie later) die geen rekening houdt met verloren levensjaren en daardoor tot een hogere schatting voor NL zou zijn gekomen (€ 17 Miljoen in plaats van €4 Miljoen als ondergrens). Op basis van bestaande literatuur worden onderstaande schattingen gemaakt.

Tabel 7 Waarderingskengetallen sterfte

Bron /Kengetal	VOSL volwassenen (waarde/leven)	VOSL kinderen (waarde/leven)	VOLY (waarde/ levensjaar)
SWOV (2005)	€ 2.200.000		
CAFE (2004) (mediane waarde)	€ 980.000	€ 1.500.000	€ 52.000
CAFE (2004) (gemiddelde waarde)	€ 2.000.000	€ 4.000.000	€ 120.000
DEFRA (2004)*	€ 1.000.000		€ 28.000 – 42.000
VITO (2003)			€ 75.000
CE (2002)			€ 80.000
OECD (1999)	€ 900.000		
ExternE / Bickel e.a. (1997)			€ 100.000

- SWOV 2005, De waardering van bespaarde verkeersdoden. Gebaseerd op een vergelijking Chilton e.a. (2004) en Markandya e.a. ('NewExt') (2004).
- ExternE transport study, Bickel, ...[et al.] 1997.
- CAFÉ 2004. Clean Air for Europe studies (CAFE), European Commission 2004
- DEFRA 2004; Valuation of health benefits or reductions in air pollution.
- VITO 2003, Kwantificering gezondheidsrisico's aan de hand van DALY's en externe gezondheidskosten.
- CE 2002, De effecten van verkeersuitstoot en -geluid op de volksgezondheid.
- OECD 1999, Economic evaluation of health impacts due to road traffic.

Alhoewel orde-grootte voor de verschillende schatters over studies ongeveer gelijk is (€10.000 – €1.000.000 per eenheid) is de variatie binnen de orde-grootte redelijk groot.

Voor morbiditeit wordt een ophoogfactor van 33% gehanteerd. Morbiditeitscijfers zijn in deze studie dus niet afzonderlijk berekend. De kosten van ziekte ten gevolge van langdurende blootstelling aan luchtverontreiniging worden dan als volgt geschat: kosten=1,33(DALY voor langdurende effecten*VOLY).

Een ander onderzoek betreft een 'impact assessment' studie naar de gezondheidskosten als gevolg van wegverkeer gerelateerd luchtverontreiniging. Dit is een WHO onderzoek uitgevoerd in Oostenrijk, Frankrijk en Zwitserland (Sommer et al., 1999). De totale rapportage bestaat uit meerdere rapporten, hier wordt alleen het 'Economic Evaluation' deel besproken. Dit onderzoek geeft een aanzienlijk gedetailleerder beeld van de mogelijke valueringsmethoden, maar ook zij gebruiken WTP, maar drukken sterfte en morbiditeit wel apart uit. (het door hun berekende 25% - 28% aandeel morbiditeit in de totale kosten, komt trouwens aardig in de richting van de 'ophoogfactor' van 0,33, gebruikt in de studie van het Astma-fonds).

In dit onderzoek wordt een aanzienlijk aantal effectmaten gebruikt, zoals: ziekenhuisopnamen als gevolg van diverse aandoeningen, bronchitis en asthma. Niet meegenomen zijn bijvoorbeeld: bezoek SEH, longfunctie daling en oog-irritaties.

In de kostenschattings zijn twee benaderingen gekozen: inclusief en exclusief ongrijpbare (intangibile) kosten (dat zijn zaken als pijn, leed, angst, levensvreugde). De berekening gaat

op basis van een via WTP verkregen getal dat vervolgens met het aantal doden/zieken wordt vermenigvuldigd.

Bijvoorbeeld: WTP om fatale auto-ongelukken terug te dringen van 4 per 10.000 naar 3 per 10.000 bedraagt €100. Dit komt overeen met een VPF (Value of preventing a statistical fatality, cf VOSL, Astma-fonds studie) van $€100/0.0001=€1$ miljoen. De VOLY houdt daarnaast nog rekening met het aantal jaren verlies. Hierdoor treden wel verschillen op tussen Astmafonds benadering. Voor mortaliteit is het uitgangspunt de VPF van fatale auto-ongelukken. Deze wordt vervolgens aangepast voor luchtverontreiniging (de leeftijdverdeling van de populatie die het betreft en een eventuele correctie voor hun WTP en levensverwachting).

In deze studie wordt gekozen, op basis van een literatuuroverzicht, voor €1,4 miljoen als waarde voor een VPF. (De waarde van een VPF voor een luchtverontreiniging wordt hoger geschat (circa 1,5-2,0) vanwege onvrijwillige blootstelling, beheersbaarheid, geen direct persoonlijk belang. In dit rapport gaat men uit van conservatieve schattingen (tenminste) en daarom wordt de lagere schatting gebruikt.

Om voor leeftijd te corrigeren (mortaliteit ten opzichte van. luchtverontreiniging treft vooral ouderen en WTP neemt af bij hogere leeftijden) wordt ook een VPF van $61\% * €1,4 \text{ milj} = €0,9 \text{ milj}$ doorgerekend. De berekende kosten zijn in deze studie: aantal doden door luvo * VPF.

MCA luchtverontreiniging

In een Australisch onderzoek (Ayoko et al., 2004) werden met behulp van een MCA een veertiental woningen op o.a. luchtkwaliteit van het binnenmilieu en andere woonkenmerken beoordeeld. Het betrof een prioriteringsstudie: welke woning heeft de beste binnenmilieukwaliteit (luchtkwaliteit). Daarnaast werd de binnenmilieukwaliteit vergeleken met klachten van bewoners. Criteria voor luchtkwaliteit waren deeltjes (aantal, grootte en massa), schimmels en bacteriën (concentraties), stof (allergenen) en Vluchtige Organische Componenten (VOC's, concentraties). Andere woonkenmerken waren, bijvoorbeeld: afstand tot een hoofdweg, de aanwezigheid van een inpandige garage en type woning. In totaal werden de woningen op 21 kenmerken beoordeeld. De gegevens werden gestructureerd volgens een waarde-tabelmethode: in de matrix vormden de woningen de te beoordelen objecten, de luchtkwaliteitsparameters, naast andere woonparameters, de criteria. Ten behoeve van de beoordelingsmethode, een rang-orde methode, werd voor elk van de criteria geoptimaliseerd: voor sommige criteria hield dit in minimaliseren (bijvoorbeeld minder stof is beter), voor andere hield dit in maximaliseren (type woning) en voor weer andere een omgekeerd V-vormige voorkeurs-optimalisatie (bijvoorbeeld: hoofdweg niet te dichtbij, maar ook niet te ver weg). De rang-orde, preferentie voor een woning, werd bepaald met behulp van gecomputeriseerde analyseprogramma's waarvoor de waarde-tabel als input diende. Uit de resultaten bleek dat de rang-orde van de woning met name werd bepaald door de concentratie VOC's. Hierbij wordt aangetekend dat dit niet betekent dat andere luchtkwaliteitscriteria niet van invloed zouden zijn op de luchtkwaliteit. Het is eerder een indicatie van grote spreiding van concentraties van VOC, en zegt dus meer over iets over het discriminerend vermogen van dit criterium.

Gekoppeld aan gezondheidsklachten van bewoners, met name luchtwegklachten, werd er geen associatie gevonden tussen klachten en rang-orde. Daarbij wordt opgemerkt dat de literatuur over de associatie tussen VOC's en luchtwegklachten geen eenduidig beeld geeft van de samenhang tussen beide.

B.3.1.2 Elektromagnetische velden

MKBA hoogspanningslijnen in Nederland

Ongeveer 45.000 van de 7 miljoen woningen in Nederland bevinden zich binnen 100 meter van een hoogspanningslijn. 23.000 woningen bevinden zich in een zone van 0,4 microTesla (Kelfkens et al., 2002). Al jaren zijn de gezondheidseffecten van blootstelling aan elektromagnetische velden van hoogspanningslijnen onderwerp van discussie, zowel binnen de wetenschap, de politiek als in de maatschappij. Verschillende studies hebben verbanden aangetoond tussen blootstelling aan elektromagnetische velden en het optreden van ziekte, met name kanker. Een causaal verband is niet aangetoond mede door de afwezigheid van een plausibel werkingsmechanisme. Indien een causaal verband wordt verondersteld leidt blootstelling aan een electro-magnetisch veld van 0,2 microTesla of meer tot 0,2 tot 1 extra kinderleukemiegeval per jaar binnen de groep blootgestelden. In Nederland zijn ongeveer 25.000 kinderen aan een dergelijk electro-magnetisch veld van hoogspanningslijnen blootgesteld (Van der Plas et al., 2001). Reductie van blootstelling aan electro-magnetische velden van hoogspanningslijnen zou een daad van voorzorg zijn. Een viertal opties voor reductie zijn doorgerekend op hun kosten en baten (KEMA, 2002). De scenario's betreffen electro-technische wijzigingen (a) splitsen fasegeleiders, b) wijzigen klokgetallen) of verplaatsen van de hoogspanningsleidingen (c) elders, d) ondergronds. De kosten zijn in Euro's per woning, de baten zijn opgenomen als aantal woningen met gereduceerde blootstelling (woningwinst) en vrijkomen van grond (oppervlaktewinst). De woningwinst per maatregel (a t/m d) loopt van 35% tot 92% (ook bij verkabelen-maatregel zullen niet alle woningen profiteren) De kosten per maatregel varieert van €15.000, €34.000, €91.000 tot €434.000 per woning. De oppervlakte winst varieert tussen 21% en 57%. De totale kosten van de maatregelen lopen op van €143 miljoen tot €11.145 miljoen.

In deze analyse zijn baten als bijvoorbeeld het wegnemen van bezorgdheid of het mogelijk voorkomen van ziekte niet meegenomen. Deze kosten-baten analyse is overigens geen mainstream en nogal specifiek uitgevoerd voor de Nederlandse situatie (Kelfkens, persoonlijke mededeling).

MKBA elektromagnetische velden Californie

De California Electric and Magnetic Fields (EMF) Program (Cal-EMF) werd in 1993 in het leven geroepen door de California Public Utilities Commission (CPUC) (Decision 93-11-013). Het programma startte in 1994 en werd gecoördineerd door California Department of Health Services onder leiding van Dr. Raymond Richard Neutra (Division of Environmental and Occupational Disease Control). Het programma werd in 2003 afgesloten en had een budget van 7 miljoen US dollars. De nadruk van het programma lag op het beheersen van de blootstelling en daarmee samenhangende risico's op scholen.

De hieronder gepresenteerde informatie over Cal-EMF is ontleend aan documenten van de Cal-EMF website (Cal-EMF) en aan persoonlijke mededelingen (eerste auteur) van Raymond Neutra (program director) en Rob Goble (adviseur voor Cal-EMF verbonden aan Department of Environmental Sciences and Policy, Clark University, VS).

In de onderstaande beschrijving hier zijn de kernbegrippen zoveel mogelijk in de oorspronkelijke (Engelstalige) context gepresenteerd.

Het programma bestond uit drie hoofdelementen:

- The Research Unit; hierin zijn evaluaties van wetenschappelijke informatie belegd. De hoofdonderdelen van de Research Unit waren: 1) Risk Research; 2) Exposure Assessment; 3) Mitigation Research; en 4) Policy Analysis. In dit laatste onderdeel is de MKBA uitgevoerd.
- The Education and Technical Assistance Unit: deze eenheid organiseerde de verstrekking van betrouwbare informatie naar betrokken partijen en
- The Program Synthesis Projects waarin de verschillende onderdelen van het programma werden samengevoegd.

In het programma was een begeleidingsgroep opgenomen (Stakeholders Advisory Consultants and Public Participation). Deze groep had tot taak de activiteiten rond belanghebbendenconsultatie en de rol van de burger georganiseerd. Het had tevens een adviserende rol over de ontwikkeling van het programma en de voortgangsbewaking.

Het Cal-EMF program bevat een aantal elementen die relevant zijn in het kader van deze studie. Zo werkte de Research Unit met geformaliseerde beschrijving van wetenschappelijke (on)zekerheid over de causale relatie tussen EMF en een aantal ziekten, volgens Risk Evaluation Guidelines (cf hoofdstuk 5.4, RIVM-MNP, 2005).

Ook besteedde het Cal-EMF program uitvoerig aandacht aan verschillende (ethische) afwegingskaders die samenhangen met verschillende wereldbeelden. Het Cal-EMF onderscheidde drie afwegingskaders, samengevat als:

- Libertarian justice is what is beneficial to rights holders: maximize liberty
- Utilitarian justice is what is beneficial to the most: maximize happiness
- Social justice is what is beneficial to the disadvantaged: minimize pain.

Een enkel element daarvan is ook (impliciet) terug te vinden in het Bk-GM, maar bij lange na niet zo systematisch uitgewerkt. Zo kan 'verdeling van lusten en lasten' meegenomen bij één van de vragen het onderdeel 'Beleving (waardering) van effecten van risico's in het Bk-GM. Dit is verwant aan het 'equity' aspect van de 'social justice' benadering. Het kosten-baten element in het Bk-GM vertoont verwantschap met 'utilitarian justice' benadering.

Deze drie afwegingskaders zijn in Cal-EMF gecombineerd met een aantal elementen relevant voor implementatie paden voor beleid (wie, wat, wanneer, hoe). Onderstaande elementen hebben raakvlak met de NoR elementen van transparante besluitvormingsprocessen en explicitering van verantwoordelijkheden:

- Who should the policy focus on?
- What source(s) should be addressed?

- When1 should the policy be initiated?
- When2 should it be implemented at individual schools?
- Where in the school should the policy be implemented?
- How1 should the policy be implemented technically?
- How2 should the policy be funded?

Gecombineerd met de drie afwegingskaders leidt dit tot onderstaande matrix:

Tabel 8 Schema for organizing possible implementation pathways. Table entries are illustrative examples of how basic differences in values lead to competing notions of how a given policy should be implemented.

	‘Liberterian justice’	‘Utilitarian Justice’	‘Social Justice’
Who focus on?	Those most concerned Those who can most easily pay	The most exposed	The least able to pay Those with the least acces to decision making Those most exposed to range of risk
What sources?	Whatever each district prefers	The largest contributor to exposure	The least controllable by school district (e.g. power lines)
When1 initiate?	When each district prefers and/or can afford	When risk and uncertainty are balanced	As soon as possible
When2 implement?	When each district prefers and/or can afford Schools selected by lottery	Priority to schools based on exposure	Priority to disadvantaged districts
Where implement?	First come, first saved	Where EMF exposure/risk is highest	Where cumulative risks highest
How1 implement?	Exposure norm ¹	Cost—Benefit ² Observable risk ³	Acceptable risk ⁴
How2 fund?	Cost born by those responsible for equipment vreating exposure Cost born in proportion to mitigation needed Local bond issue Existing facilities budgets Pollution trading	Cost born equally by all: statewide bond issue state general fund	Cost born by those most able to pay: electric rates, special utility tax, utility gross revenue

1. Exposure norm: Choose a level of control so that school exposures are no larger than those encountered at home.
2. Cost-benefit: Choose a level of control so that the marginal cost of control equals the marginal willingness-to-pay policy benefits (e.g., risk reduction public confidence, etc.).
3. Observable risk: Choose a level of control to assure that no student is exposed above levels associated with increased risk in epidemiological studies (i.e., about 2 mG).
4. Acceptable risk: Choose a level of control so that residential risks (those remaining after mitigation is undertaken) are acceptably small.

Binnen het Cal-EMF Program is ook een zeer uitgebreide MKBA uitgevoerd. Deze MKBA werd uitgevoerd in het ‘Policy Analysis’ element (zie boven) van de Research Unit. Op basis van uitkomsten van andere onderzoeksprojecten is een studie verricht naar de kosten van gezondheidseffecten die mogelijk samenhangen met electromagnetische velden (Health Risks and Cost That May Be Attributed to Electric and Magnetic Field Exposure in California

Public Schools) en werd een ‘Decision Model’ opgesteld, samen met ondersteunende documenten (Decision Maker and Stakeholder Guide, Decision Model Guide).

Het Decision Model is via de website beschikbaar gesteld, maar vraagt specifieke software en expertise voor praktische toepassing.

Het Cal-EMF programma onderscheidde acht verschillende scenario’s voor reductie van blootstelling aan EMF op scholen, variërend van het opheffen van EMF regelgeving tot aanvullend beleid ter reductie van blootstelling. Daarnaast werden vijf procedurele scenario’s uitgewerkt, waaronder het ontwikkelen van informatieprogramma’s voor schoolleiding, ter ondersteuning van respons naar verontruste ouders en leerkrachten, consultatie van burgers over waardeoordelen bij beleidsbeslissingen en technische ondersteuning voor meten en mitigatie van blootstelling. Bij de kosten van blootstellingsreductie- en procedure-scenario’s werd ook aandacht besteed aan de administratieve kosten van planning, normstelling, implementatie in regelgeving en handhaving van verschillende scenario’s.

Gezien de breedte van de benadering en aandacht voor alternatieve (ethische) afwegingskaders is de MKBA van het Cal-EMF programma vooral structurerend en niet sturend van aard. De lokale autoriteiten en schoolbesturen kunnen met het ontwikkeld instrumentarium en begeleidende documentatie zelf met de lokale belanghebbenden en hun eigen afwegingskaders keuzes maken voor hun eigen situatie. De ‘Policy Performance’ module in het Decision Model laat het toe om zelf de uitvoer van het model en de afwegingscriteria te bepalen. In de algemene rapportage van Cal-EMF zijn een aantal samenvattende tabellen en figuren te vinden die algemene bevindingen samenvatten vanuit een economisch (utilitarian justice) perspectief. Hieronder zijn twee voorbeelden daarvan weergegeven.

Tabel 9 Residential EMF sources, the costs of moderate and expensive mitigation, and the required deaths to avoid to seem cost beneficial for economists

emf source and mitigation	Residential population affected ¹	amount	modest cost measures (rephrasing and compacting lines) in dollars				expensive measures (undergrounding) in dollars			
			unit cost	total cost	% of 10 year revenue	state wide deaths to avoid in 35 yrs to justify costs ¹	unit cost	total cost	% of 10 year revenue	state wide deaths to avoid in 35 yrs to justify costs ¹
transmission	0,51 million	1.700 miles	80.000 per mile	136 million	0,06	27	1,46 million	2,48 billion	1,13	495
distribution	1 million	6.700 miles	35.000 per mile	234,5 million	0,11	47	0,75 million	5,03 billion	2,3	1.005
grounding	1,65 million	550.000 homes	200 per home	110 million	0,05	22	200 per home	110 million	0,05	22
total	2,59 million*			480,5 million	0,22	96		7,61 billion	3,46	1.522

1. By dividing total cost by 5 million dollars per death avoided, a utilitarian would derive the number of avoided deaths required to make a measure cost beneficial.

* The total number of exposed people is smaller than the sum of people affected by each source, because of an overlap between sources

Tabel 10 Cost of meeting a 2 mG standard for the spatially-averaged magnetic field in classrooms. Costs are best estimates

	net currents	electrical panels	distribution lines	transmission lines	all four
cost per affected school	5.300	37.000	30.000	65.000	13.000
number of affected schools*	3.000	300	300	200	3.500
statewide total costs million dollars	16	12	9	13	43
statewide costs, not including survey million dollars	8	4	8,3	12,8	33
statewide survey costs** million dollars	8	8	0,7	0,2	10
fraction of school-time emf exposure eliminated	20%	1%	4%	3%	29%

* Total for all four doesn't equal sum of values for each source because some schools have average classroom fields of 2 mG from more than one source type.

** Survey costs for individual sources assume survey is dedicated to that source. Survey cost for all four sources doesn't equal sum of survey for each source because of economy of scope.

B.3.1.3 Geluid

MKBA geluid

Om de effectiviteit van geluid reducerende maatregelen te toetsen, t.b.v. de NMP4 doelstellingen, voerden Nijland et al. (2003) een kosten-baten analyse uit. In het kader van het Vierde nationaal Milieubeleidsplan (NMP4) zijn in verband met de 'Modernisering Instrumentarium Geluidbeleid' (MIG) een aantal doelstellingen geformuleerd. Om deze doelstellingen te realiseren is een pakket van mogelijke maatregelen opgesteld. Daarbij moet worden gedacht aan maatregelen als de introductie van stille banden, de aanleg van 6500 km stil wegdek en de introductie van stillere passagiers treinen. Om een eerste indruk te krijgen van de effectiviteit van deze maatregelen om de NMP4 doelstellingen te realiseren is een kosten-baten analyse uitgevoerd. Het idee daarbij is dat de maatregelen de geluid-emissie van weg- en rail verkeer reduceren wat weer een positief effect heeft op het welzijn en de gezondheid van de mensen. De veranderingen in geluid zullen waarschijnlijk worden gereflecteerd in een verandering in de waardering van de leef/woon omgeving. De veranderingen in waardering reflecteren op hun beurt weer de prijs die wordt toegeschreven aan een verbetering in gezondheid en welzijn.

Om de effecten op het geluidsniveau in kaart te brengen is gebruik gemaakt van een akoestisch model waarin het gehele weg- en railverkeersnet in Nederland alsmede de ligging van woon- en stiltegebieden is opgenomen. De effectiviteit van het pakket is gebaseerd op een vergelijking van de situatie in 2010 en 2030 met en zonder implementatie van het maatregelenpakket. Omdat de waardering voor gezondheid niet direct in marktprijzen kan worden uitgedrukt wordt gebruik gemaakt van de Willingness-to-pay (WTP). Deze maat is gebaseerd op preferenties en geeft daarmee een beeld van de betalingsbereidheid van mensen voor een milieuverandering en het daarmee geassocieerde gezondheidseffect. Ter bepaling

van de WTP wordt vaak gebruik gemaakt van methodes als en hedonic pricing (HP) en contingent valuation (CV). In onderhavige studie is een schatting van de baten van de maatregelenpakketten gemaakt waarbij gebruik werd gemaakt van WTP-waardes die zijn afgeleid met behulp van beide methodes. Daarnaast waren gegevens nodig over het aantal huishoudens, huizenprijzen en disconto. De kosten (in Euro's) van de verschillende maatregelen zijn afgeleid uit de literatuur.

Tabel 11 Kosten en baten van maatregelenpakketten in biljoen Euro (netto present value 2000)

	Kosten	Baten	
		HP-methode ^{a)}	CV-methode ^{b)}
Wegverkeer	0.8 – 1.4	3.4	4.4
Railverkeer	0.6	0.8	1.0
Totaal	1.4 -2.0	4.4	5.7

a) NSDI = 0,3%; b) WTP = €15 per persoon per jaar per dB(A)

De resultaten geven aan dat alle maatregelen kosten-effectief waren: de baten waren hoger dan de lasten. De introductie van stille banden is het meest kosten-effectief.

Bij de interpretatie van de resultaten moet worden bedacht dat met een aantal zaken geen rekening is gehouden. Zo is er geen rekening gehouden met het gelijkheidsbeginsel: de kosten worden door andere groepen in de maatschappij gedragen dan diegenen die de baten van de maatregelen ervaren.

Schmidt et al. (2002) laten in hun onderzoek zien hoe aan de hand van de 'impact-pathway approach' de externe kosten van transportgeluid berekend zouden kunnen worden. Middels de 'impact-pathway approach' probeert men de keten van causale relaties van geluid emissie, verspreiding, blootstelling en effect in kaart te brengen. Deze studie vormt een onderdeel van de EU-projecten RECORDIT en UNITE.

In de studie worden de marginale externe geluidskosten voor een viertal situaties geschat: (a) een binnenstedelijke weg met twee rijbanen en gebouwen met 2-3 verdiepingen, (b) een vierbaansweg met gebouwen met 5-7 verdiepingen, (c) een zesbaansweg met gebouwen met 5-7 verdiepingen die ongeveer 6-10 meter van de wegrand af staan en (d) wegen met 'built-up areas' in een landelijke omgeving.

In deze studie wordt wegverkeersgeluid gemodelleerd met behulp van het Duitse model RLS90; railverkeersgeluid wordt gemodelleerd met behulp van Schall03. De modellen berekenen verschillende geluidsindices waaronder de Lden. De blootstellingsverdelingen werden verkregen verkregen door de geluidgegevens aan de adresgegevens te koppelen.

Om de invloed op gezondheid weer te geven maakt men gebruik van blootstellings-effectrelaties. Meegenomen worden effecten op hypertensie en ischemische hartziekten, hinder, ontwakingen en subjectieve slaap kwaliteit. Voor 8 eindpunten zijn blootstelling-effectrelaties geconstrueerd die de relatie tussen geluid (Lden) en expectancy value weergeven.

De monetaire waardes worden opgedeeld in i) resource kosten (bv de medische kosten), ii) opportunity costs (kosten ten gevolge van verlies van productiviteit), en iii) disutility (sociale

en economische kosten van het individu). De eerste twee kunnen worden afgeleid uit marktprijzen. De derde groep wordt uitgedrukt in WTP.

Na combinatie van blootstellingsverdelingen, blootstelling-effectrelaties en monetaire waardes kunnen de externe kosten worden berekend.

Tabel 12 De marginale externe geluidskosten voor binnenstedelijk wegverkeer (personenauto's, bestelbusjes, vrachtwagens, bussen en motoren) overdag (per voertuig km)

Situatie	Binnenstedelijk wegverkeer				
	Personenauto's	Bestelbusjes	Vrachtwagens	Bussen	Motoren
A	0.3	2.7	9.1	2.1	1.7
B	1.5	7.5	25.8	6.0	9.0
C	0.4	2.3	7.6	2.0	2.7
D	0.1	0.9	3.0	0.7	0.7

Tabel 13 De marginale externe geluidskosten voor buitenstedelijk verkeer (rail en wegverkeer) overdag (bedrag per laading unit per km)

Effect	Weg	Rail
Amenity losses	0.12	0.42
Gezondheidseffecten	0.0004	0.03
Totaal	0.12	0.45

De kosten bleken sterk af te hangen van het tijdstip op de dag, de locatie en voertuigcategorie.

B.3.1.4 Locatiekeuze opslag afvalstoffen

MCA locatiekeuze opslag afvalstoffen

In België valt de opslag en het beheer van radioactief afval onder verantwoordelijkheid van de ONDRAF/NIRAS. Voor locatiekeuze en wijze van opslag wordt door ONDRAF/NIRAS met (burger)vertegenwoordigers uit de betreffende gemeente een samenwerkingsverband opgezet. In Mol heeft dit geleid tot een samenwerking met in totaal 50 betrokken verdeeld over een viertal werkgroepen. Over een periode van 4 jaar is in dit samenwerkingsverband gesproken over en gewerkt aan twee opties voor opslag van (laag) radioactief afval: opslag aan de oppervlakte of ondergrondse (diepe) opslag. Deze werkwijze had vooral als doel om specifieke voorwaarden waaronder opslag kon plaatsvinden nader uit te werken. Aan het eind van het traject is in samenwerking met het StudieCentrum voor Kernergie (SCK-CEN) een multi-criteria analyse uitgevoerd om tot een keuze voor type opslag (twee opties) te komen. (Carlé en Hardeman, 2004). De MCA is uitgevoerd door leden uit het samenwerkingsverband (n=20). Gedurende een drietal bijeenkomsten, allen binnen een maand gehouden, en tussentijdse schriftelijke consultatie is de benodigde informatie verzameld. In de eerste bijeenkomst werd een criteriumboom opgesteld: selectie van relevante criteria en hiërarchische structurering. Hoofdcriteria, waarop de twee opties werden beoordeeld, waren: milieu-effecten, sociale aanvaardbaarheid, technische haalbaarheid, gezondheid, veiligheid en

economie. Elk van de hoofdcriteria was onderverdeeld in sub-criteria, in totaal 31. In een tweede vergadering werden beide opties gescoord op de criteria, waarbij slechts 1 criterium op basis van concrete cijfers kon worden geschat (kosten). Voor alle andere criteria werden utiliteitsschalen gebruikt (5 punt). Voor de meeste criteria werd een lineaire schaal gebruikt (0-25-50-75-100).

Voor elk van de hoofd- en subcriteria werden gewichten geschat op individueel nivo (schriftelijk), de individuele scores werden gemiddeld en omgezet naar een score op een honderd puntschaal (plenair, laatste bijeenkomst). ‘Veiligheid’ was het belangrijkste criterium gevolgd door ‘milieu’, ‘gezondheid’, ‘haalbaarheid’. ‘Aanvaardbaarheid’ en ‘economie’ waren, ex aequo, de minst belangrijkste criteria. Uiteindelijk zijn score en gewicht niet gecombineerd en geaggregeerd in een totaalscore per optie. Per criterium is op basis van o.a. score en gewicht bepaald welke optie de voorkeur had.

Uiteindelijk bleek er geen duidelijke voorkeur voor bovengrondse opslag of ondergrondse opslag. Daarvoor was het verschil tussen beide opties op de belangrijkste criteria te klein.

In Cheng et al. (2002) wordt een voorbeeld gegeven van het gebruik en toepassing van MCA-computermodellen bij de keuze van een locatie voor een nieuwe vuilstortplaats. Het gemeente bestuur van de stad Regina (Canada) werd geconfronteerd met de keuze voor een locatie van een nieuwe vuilstortplaats nadat onderzoek had uitgewezen dat de bestaande vuilstort binnen 15 tot 30 jaar vol zou zijn. Na een eerste screening werden elf locaties (opties) geselecteerd. De relevante criteria werden middels interviews met deskundigen verzameld en in een criteriumboom geordend: economische criteria (bijvoorbeeld: netto kosten), milieu/natuur (bijvoorbeeld: fauna), landbouw (bijvoorbeeld: landgebruik) en maatschappelijke criteria (acceptatie door burgers) met in totaal 12 sub-criteria (bijvoorbeeld: maatschappelijk acceptatie). Opties werden aan de hand van de criteria in een overzichtstabel (matrix van opties en criteria) kwalitatief gescoord (goed-slecht, hoog-midden-laag). Gewichten werden bepaald op basis van vragenlijstgegevens afgenomen onder twee groepen: burgers (B) en deskundigen (D). Gewichten voor de criteria werden kwalitatief weergegeven (onbelangrijk – belangrijk). Deze kwalitatieve, ordinale scores (goed – beter – best) voor criteriascores en gewichten werden omgezet naar numerieke waarden (met behulp van methoden en technieken uit de Fuzzy set theorie). De numerieke waarden vormden input voor verschillende (5) MCA-computermodellen waarmee rangordes voor de 11 opties per groep (B + D) werden berekend. Meest relevante uitkomst is de hoge mate van overeenstemming tussen burgers (B) en deskundigen (D) over de meest optimale locatiekeuze van de vuilstortplaats. In totaal kwamen drie lokaties als meest geschikte optie naar voren. De meest optimale locatie scoorde vooral goed op de criteria landbouw, hydrogeologie, uitbreidingsmogelijkheden, kosten en politiek draagvlak. Op de minst wenselijke locatie bleek er een gereede kans op verontreiniging van grondwater als gevolg van exploitatie van een vuilstort. Desgevraagd konden de geïnterviewde experts zich goed vinden in de resultaten.

B.3.2 Gevaarlijke stoffen: REACH

MKBA's inclusief baten voor de gezondheid REACH

In deze paragraaf bespreken we in meer detail de 5 studies die ingaan op de baten voor de gezondheid van REACH. In alle gevallen betreft het de gezondheid van een specifieke groep, namelijk werknemers.

1. *Extended impact assessment of REACH*

In oktober 2003 heeft de Europese Commissie een inschatting gemaakt van de mogelijke kosten en baten van REACH (CEC, 2003b). De totale kosten voor de chemische industrie en de gebruikers (downstream users) werden geschat op een bedrag tussen €2,8 en €5,2 miljard over een periode van 15 jaar. Daartegenover zijn de baten geschat op €50 miljard.

Om de baten van REACH te kwantificeren maakte de Commissie gebruik van een analyse van de Wereldbank van de totale ziektelast als gevolg van blootstelling aan chemische stoffen. Op basis van de meest conservatieve schatting van de Wereldbank werd aangenomen dat 1% van de totale ziektelast aan de blootstelling aan chemische stoffen kon worden toegeschreven. Vervolgens werd geschat dat REACH 10% van deze effecten kan voorkomen, wat zou impliceren dat 4.500 levens door REACH zouden kunnen worden gespaard. Met een statistische waardering van een mensenleven van €1 miljoen en de aanname dat de positieve effecten op de gezondheid 10 jaar na invoering van REACH merkbaar worden en 20 jaar voortduren, zijn de totale baten geschat op 50 miljard Euro. Deze schatting kan hoger uitvallen, aangezien de effecten van stoffen vaak langer duren dan 20 jaar zodat ook de baten van een reductie van blootstelling langer aanhouden. Sommige vormen van kanker die aan blootstelling van stoffen worden toegeschreven hebben een latentietijd van 20 jaar of meer zodat de baten van een reductie van blootstelling zelfs pas na het venster van 20 jaar zichtbaar worden.

2. *RPA studie*

In 2003 is door RPA in opdracht van de Europese Commissie de studie, *Assessment of the Impact of the New Chemicals Policy on Occupational Health* (RPA Inc, 2003) uitgevoerd. De studie had als doel om de potentiële afname in de ziektelast van werknemers in de EU-15 landen als gevolg van de invoering van REACH te schatten. Deze studie geldt als de belangrijkste studie over de effecten op de gezondheid van werknemers.

De studie bestond uit 3 stappen. Eerst werden voor 5 ziekten scenario's ontwikkeld voor het aantal ziektegevallen dat door REACH verminderd zou worden. Vervolgens werden de kosten per verminderd ziektegeval geschat. Tenslotte werden de resultaten van deze stappen gecombineerd om tot een economische waardering te komen van toekomstige ziektegevallen die door REACH zouden worden vermeden (zie Tabel 14).

Tabel 14 Invloed van werk-gerelateerde aandoeningen scenario's op het aantal vermeden gevallen onder REACH

Gezondheidseindpunt	Gevallen geassocieerd met blootstelling aan onbekend agens Onderste limiet	Gevallen geassocieerd met blootstelling aan onbekend agens Bovenste limiet	Kosten per geval per jaar (Euro)
Huidziekten	1350	12000	640
Respiratoire aandoeningen	275	3680	1180
Oog aandoeningen	50	50	600
Centraal Zenuwstelsel	50	485	11570
Kanker	2167	4333	1,3 tot 2,14 miljoen
Overgenomen uit RPA (2003)			

De RPA-studie komt tot de conclusie dat de baten door vermindering van de ziektelast voor werknemers €18 tot €27 miljard in een periode van 30 jaar zouden kunnen bedragen. Verder wordt geconcludeerd dat meer dan 99% van de reductie in ziektelast op het conto van vermijdbare kankergevallen komt. De geschatte baten als gevolg van een vermindering van huid- en respiratoire ziekten is slechts €16 miljoen over 30 jaar.

Er kunnen de nodige kanttekeningen worden geplaatst bij de uitgangspunten die in de RPA-studie zijn gehanteerd. De eerste is dat RPA zich bij het inschatten van de morbiditeitsgegevens baseert op het aantal nieuwe gevallen van ziekten op de werkplek dat door sociale- en verzekeringsinstellingen wordt gerapporteerd. Pickvance et al. concluderen dat dit waarschijnlijk heeft geleid tot een grove onderschatting van het aantal vermijdbare ziektegevallen. Een tweede kanttekening is dat RPA het aantal vermijdbare gevallen berekent via een analyse van de stoffen die in overheidsstatistieken als oorzaak worden genoemd. Verder worden de effecten van het gebruik van reeds geëvalueerde stoffen uitgesloten. RPA neemt daarbij aan dat de stoffen, waarvan al bekend is dat ze schadelijk zijn, onder REACH waarschijnlijk niet beter worden gereguleerd en dat de vermijdbare gevallen op conto komen van die ziekten waarvoor de verantwoordelijke stof onbekend is of niet-gespecificeerd. Er is geen gedetailleerde analyse van wat onbekend of niet-gespecificeerd betekent en dat maakt de analyse volgens Pickvance et al. onbetrouwbaar. RPA modelleert de effecten van REACH na stapsgewijze introductie over de eerste 11 jaar waarbij het aantal vermijdbare ziektegevallen relatief toeneemt in de tijd, zodat ook de baten in de tijd toenemen.

3. *Deense studie*

Een Deens overheidsrapport (Miljoeministeriet, 2004) gebruikte de RPA-schattingen voor het aantal vermijdbare ziektegevallen en Deense kostenschattingen. Het rapport komt uit op een schatting van tussen €95 en €737 miljoen voor de baten ten gevolgen van vermijdbare ziektelast voor werknemers voor de gezondheid in Denemarken over een periode van 30 jaar. Aangezien deze studie is gebaseerd op de RPA-methodologie en onderliggende aannamen gelden dezelfde beperkingen.

4. *TUTB rapport*

Het European Trade Union Technical Bureau for Health and Safety (TUTB) heeft een kort rapport geproduceerd over de baten van REACH voor werknemers (Musu, 2004). Tabel 15

hieronder laat de in deze studie gebruikte relatie zien tussen ziektelast en stoffen. De resultaten suggereren dat 88% van alle huidziektegevallen en 36 % van alle respiratoire aandoeningen van werknemers gerelateerd zijn aan blootstelling aan stoffen.

Tabel 15 Geschat percentage beroepsziekten geassocieerd met blootstelling aan chemische stoffen

Beroepsziekten	% gekoppeld aan blootstelling chemische stoffen	% van alle bekende aandoeningen	% van alle geregistreerde aandoeningen gerelateerd aan chemische stoffen.
Kanker	4-90%*	5%	0,2-4,5%*
Neurologische aandoeningen	2%	8%	0,2%
Respiratoire aandoeningen	36-89*	14%	5.0-12,5%*
Huidaandoeningen	88%	14%	12,3%
Totaal			~ 18% tot 30%*

*inclusief chemische stof (asbest, silica stof, hout stof)
Overgenomen uit Musu (2004)

De beperking van de studie is dat het slechts een indicatie geeft van het percentage van werkgerelateerde ziekten, die door blootstelling aan chemische stoffen zou zijn veroorzaakt. De studie geeft niet aan welk deel van deze ziekten in de toekomst door REACH kan worden voorkomen.

De Universiteit van Sheffield heeft de effecten van het REACH-voorstel van 2003 op de gezondheid van de werknemers in de EU-25 geanalyseerd. Dit is gedaan door de ziektenlast van huidziekten en respiratoire aandoeningen te schatten, scenario's te ontwikkelen voor het aantal ziektegevallen dat door REACH wordt verminderd en tenslotte de economische baten te berekenen (Pickvance et al., 2005). De studie beperkte zich tot dermatitis en respiratoire aandoeningen (astma, COPD), die volgens TUTB (Musu, 2004) voor respectievelijk 88% en 36% worden veroorzaakt door blootstelling aan stoffen. Bovendien wordt aangegeven dat de latentieperiode voor deze ziekten kort is en dat daarom al snel baten verwacht mogen worden van de invoering van REACH. Maligne respiratoire- en huidziekten werden uitgesloten omdat de meeste oorzaken daarvan niet onder REACH vallen (bijvoorbeeld UV, asbest, houtstof) of de latentietijd groter is dan 30 jaar. Rhinitis, urticaria and fibroserende alveolitis werden ook uitgesloten. Diverse methoden zijn gebruikt om tot een zo nauwkeurig mogelijke schatting van de ziektelast te komen. In tegenstelling tot de RPA-studie werden alle ziektegevallen door stoffen aan REACH toegewezen. Niet alleen het aantal ziektegevallen werd meegenomen, maar ook de ernst daarvan. De kostenanalyse beschouwde de kosten van de gezondheidszorg, de productiviteitskosten en de waarde van de gezondheid-gerelateerde verloren kwaliteit van leven voor een tijdshorizon van 10 en 30 jaar na implementatie van REACH. Dit is afgezet tegen een scenario waarin REACH niet is geïmplementeerd. De resultaten laten zien dat astma en dermatitis het grootste effect hebben op de productiviteitskosten, maar COPD een groter effect op de kosten van de gezondheidszorg. De centrale schatting voor de kostenbesparing onder REACH over 10 jaar wordt op €3,5 miljard

geschat. Voor de 30 jaar horizon is dat 90 miljard Euro. De auteurs geven aan dat ten gevolge van onzekerheden in deze studie de baten van de introductie van REACH niet precies kunnen worden geschat, vooral vanwege onzekerheden over de wijze van implementatie.

Niettemin wordt aangegeven dat REACH duidelijk tot een reductie in ziektelast leidt en in de daarmee gepaard gaande kosten voor zowel industrie als maatschappij.

B.3.3 Voedselveiligheid: ziekteverwekkers

Tot slot worden in deze paragraaf de MKBA- en MCA studies voor voedselveiligheid uitvoeriger besproken.

MKBA voedselveiligheid

In de periode 2001-2004 is in Nederland het programma CARMA (Campylobacter Risk Management and Assessment) uitgevoerd (Havelaar et al., 2005). Hierin worden 'risk assessment' en economische modellen gecombineerd die zijn gebaseerd op epidemiologische en microbiologische informatie. Deze benadering heeft geleid tot een raamwerk waarin ruim 20 mogelijke maatregelen worden vergeleken die zouden kunnen leiden tot reductie van de blootstelling (en dus het gezondheidsrisico) van de Nederlandse bevolking aan de Campylobacter bacterie via kippenvlees.

De voornaamste criteria zijn effectiviteit en doelmatigheid. Effectiviteit wordt opgevat als risicoreductie ten gevolge van een interventie (relatief in % of absoluut in gevallen van gastro-enteritis en gerelateerde complicaties per jaar ten opzichte van het basisrisico, en samengevat in DALYs). Doelmatigheid wordt beschouwd als de kosteneffectiviteitsratio van een interventie in Euro's per vermeden gastro-enteritis geval en als kosten-utiliteitsratio van een interventie in Euro's per DALY.

De analyses zijn gemaakt vanuit het maatschappelijk perspectief. Verdelingseffecten zijn zichtbaar gemaakt en dus ook de mogelijke lacunes voor een succesvol invoeren van dergelijke maatregel(en). Bijvoorbeeld, indien alléén maatregelen in Nederland ingevoerd worden, dan staat te verwachten dat alle interventiekosten ten laste van de Nederlandse producenten en de Nederlandse slachterijen zullen gaan. Gezien de minimale marges in deze productieketen zal hun concurrentiepositie op nationaal als ook op internationaal niveau verzwakt worden en staat er te verwachten dat op middellange termijn de Nederlandse kippensector krimpt en de import van kippenvlees toeneemt. Of dit geïmporteerde kippenvlees altijd veiliger zal zijn dan het huidige Nederlandse kippenvlees is dubieus.

Kosten gerelateerd aan het implementeren van de interventies in de voedselketen zijn berekend, zoals ook de verminderde medische kosten en verminderde productiviteitsverliezen van wegen verminderde werkverzuim. De productiviteitsverliezen voor lange afwezigheid (meer dan 4 maanden) en/of bij een dodelijke afloop zijn wel beperkt tot de frictieperiode. Met de frictieperiode wordt de tijd bedoeld die nodig is om een uitscheidende werknemer te vervangen in het arbeidsproces. Dit is echter wel een methode die buiten Nederland minder vaak toegepast wordt. Verder is de gezondheidswinst gerelateerd aan vermeden ziektegevallen en sterfte, - gastro-enteritis en complicaties -, geschat en in DALYs uitgedrukt. Het CARMA project is nationaal en internationaal uniek in breedte en multidisciplinariteit van de aanpak,

vooral omdat de effectiviteit van maatregelen in de voedselketen is geëvalueerd vanuit het effect op de volksgezondheid.

In een eerdere studie (Ament, Notermans and Jansen, 1992) werd kostenbaten-analyse gebruikt om de doelmatigheid van bestrijding van *Salmonella enteritidis* bij leghennen te evalueren. Ook hierbij zijn de gemaakte kosten ten laste van de producenten en andere belanghebbenden meegenomen. Als baten heeft men in deze studie de gereduceerde medische kosten en vermeden productiviteitsverliezen van het geschatte aantal verminderde ziektegevallen meegenomen. Sterfte als gevolg van *Salmonella enteritidis* is niet meegenomen in deze analyse wegens onvoldoende informatie m.b.t. mortaliteit. Verder zijn ook immateriële kosten, zoals bijvoorbeeld gezondheidswinst, niet meegenomen.

Talrijker zijn (zowel Nederlandse als internationale) studies waarin het eindpunt niet het volksgezondheidsrisico is maar een uitkomstmaat ergens in de voedselketen. Kosten gerelateerd aan het implementeren van interventies in de voedselketen zijn in al deze studies berekend. De gekozen uitkomstmaten verschillen echter. Zo heeft bijvoorbeeld Van der Gaag et al. (2004) de prevalentie van *Salmonella* op varkenskarkassen na slachten als uitkomstmaat gekozen. Malcolm et al. (2004) heeft bij zijn evaluatie van HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Points) maatregelen in slachthuizen voor rundvee de reductie van pathogene op rundvlees als uitkomstmaat.

In de internationale literatuur is een aantal andere voorbeelden te vinden van MKBA's waarbij zowel 'kosten' als 'baten' voor de landbouwsector/voedselketen en de volksgezondheid in rekening zijn gebracht. Voorbeelden van dergelijke kostenbaten-analyses zijn Crutchfield et al. (1999), Maijala et al. (2005) en Miller et al. (2005). Crutchfield et al. (1999) evalueerde het HACCP programma in de Verenigde Staten. Maijala et al. (2005) evalueerde het Finish *Salmonella* programma in de kippensector en Miller et al. (2005) onderzocht de efficiëntie van interventies op *Salmonella* in de varkenssector. In alle drie studies zijn de interventiekosten, als ook de vermeden medische kosten en verminderde productiviteitsverliezen bij werkverzuim geschat. Immateriële gezondheidswinst is in alle drie studies alleen voor sterfte meegenomen, daarbij heeft men aan sterfgevallen een monetaire waarde toegekend. Hiervoor worden echter verschillende methoden gebruikt. Miller et al. (2005) gebruikte hiervoor de humaan kapitaal methode. Maijala et al. (2005) gebruikte een 'willingness to pay (WTP)' methode. Crutchfield et al. (1999) gebruikte beide methoden.

Bij de humaan kapitaal methode waardeert men de verlorene levensjaren met het potentiële inkomen van overlijden personen. Bij WTP wordt gevraagd wat men bereid zal zijn om te betalen om iets te voorkomen (in deze studies was dit dan het overlijden). Hierbij zijn meerdere technieken mogelijk, een discussie over de voor- en nadelen van deze aanpak is te vinden in Hammit (2005). Onafhankelijk van de toegepaste techniek geven WTP-benaderingen altijd hogere waarden voor een mensenleven dan de humaan kapitaal methode. Alle studies waarderen overlijden vele malen hoger dan wanneer gezondheidswinst in bijvoorbeeld DALYs of QALYs wordt weergegeven. Alle drie studies zijn economische evaluaties welke vanuit een maatschappelijke perspectief zijn uitgevoerd. De

verdelingseffecten over de verschillende belanghebbenden zijn hierbij niet altijd duidelijk herkenbaar gemaakt.

Er zijn ook enkele studies gepubliceerd waarin een kosten-utiliteitsanalyse is uitgevoerd. Zo bestudeerde Roth et al. (2003) bijvoorbeeld de kosteneffectiviteit van vaccinatie van landbouwhuisdieren tegen brucellose in Mongolië, en Budke et al. (2005) de bestrijding van echinococcose in China. In beide studies worden zowel de immateriële gezondheidswinst voor vermeden mortaliteit als ook voor vermeden morbiditeit in DALYs uitgedrukt. Een overzicht van het gebruik van integrale gezondheidsmaten als DALYs en QALYs wordt gegeven door Weinstein (2005). En omdat zo wel brucellose als ook echinococcose niet alleen in mensen maar ook in dieren tot ziekte kunnen leiden, hebben zij, naast bestrijdingskosten ook financiële baten voor boeren en andere belanghebbenden in de voedselketen in rekening gebracht.

MCA voedselveiligheid

In de literatuur is een aantal studies gevonden die zich meer specifiek richten op prioritering van pathogenen met behulp van MCA-achtige technieken. Door de Amerikaanse Food Safety and Inspection Service is een onderzoek gepubliceerd naar prioritering ten behoeve van de vleeskeuring, in het bijzonder rundvlees (Petersen et al., 1996). Deze auteurs gebruikten een complex systeem met tien criteria voor potentieel gevaar en blootstelling. Elk van de verschillende criteria was ingedeeld op ofwel een 5- ofwel een 10-puntsschaal. De scores zijn toegekend door de auteurs. Per pathogeen is een totale score berekend middels een combinatie van optellen en vermenigvuldigen van de scores voor de individuele criteria. De drie agentia met de hoogste score waren *E. coli*, *Salmonella* en *Listeria*.

Ross en Sumner (2002) publiceerden in 2002 een hulpmiddel voor semi-kwantitatieve risicoschattingen van microbiologische en chemische gevaren in levensmiddelen, dat tevens gebruikt kan worden voor prioritering. In dit systeem zijn elf factoren met betrekking tot risico van het gevaar in een bepaald product opgenomen en één kan door de gebruiker vrij worden toegevoegd. Via een user-interface dient de gebruiker elk criterium op kwalitatieve wijze te beoordelen. De kwalitatieve input van elk criterium wordt vervolgens omgezet in een kwantitatieve score die vooraf door de auteurs is vastgesteld. Deze scores voor de verschillende criteria worden middels vermenigvuldiging gecombineerd tot een overall score (schaal 0-100). Met de indeling van de scores per categorie en de onderliggende rekenregels wordt getracht de berekeningen in meer gecompliceerde kwantitatieve risicoschattingen zo goed mogelijk te benaderen. Deze methode is toegepast voor het prioriteren van verschillende combinaties van gevaren (m.n. pathogenen) en zeevruchtproducten (Sumner en Ross, 2002). De hoogste prioriteiten waren phycotoxinen gedurende een algenbloei in schelpdieren verzameld door recreanten, virussen in oesters uit verontreinigd water en ciguatera toxine in koraalvissen gevangen door recreanten).

In Canada is het Ontario Ministry of Agriculture and Food bezig met de ontwikkeling een databasesysteem ten behoeve van semi-kwantitatieve risicoschattingen, eveneens bedoeld om prioriteitsstelling te ondersteunen (Anonymus, 2003). Het risico voor de consument wordt bepaald voor specifieke combinaties van gevaar (chemisch of microbiologisch)–(voedsel)product – locatie (plaats in de voedselketen).

De grondgedachte van dit systeem is dat het ‘voedselveiligheidsrisico’ de resultante is van een zestal opeenvolgende gebeurtenissen. De kans op elk van deze zes gebeurtenissen wordt gescoord op een

10-puntsschaal. De uiteindelijke risicoscore wordt bepaald door vermenigvuldiging van de scores per criterium, zodanig dat potentiële overall scores in de range van 1-106 liggen. De scores werden toegekend door de auteurs op basis van gegevens indien beschikbaar en expert schattingen. Definitieve resultaten zijn nog niet beschikbaar.

In de Verenigde Staten werkt het Food Safety Research Consortium (een samenwerkingsverband van zes universiteiten en de denktank Resources for the Future) momenteel aan de ontwikkeling van het zgn. Foodborne Illness Ranking Model (Batz). Het doel van dit model is het vergelijken en rangschikken van de invloed van verschillende microbiologische gevaren in voedsel op de volkgezondheid. De classificaties kunnen worden opgesteld voor pathogenen of voor combinaties van pathogenen en voedselproductgroepen. Hiervoor kunnen vijf verschillende criteria gebruikt worden, te weten het aantal ziektegevallen, het aantal ziekenhuisopnames, het aantal sterfgevallen, de ziektegebonden kosten, en het verlies aan Quality Adjusted Life Years (QALY) (de laatste twee zijn uitgewerkt voor slechts vier pathogenen). Het model is voornamelijk gebaseerd op bestaande data en modellen van de Centers for Disease Control and Prevention en de Economic Research Service van het US Department of Agriculture, aangevuld met expert schattingen (met name met betrekking tot voedsel attributieve fracties). Het belangrijkste verschil met voorgaande modellen is dat dit model een kwantitatieve benadering heeft, waarbij tevens aandacht besteed wordt aan onzekerheid in input, zij het in zeer beperkte mate. De uiteindelijke classificatie van de pathogenen en pathoogeen-product combinaties blijkt sterk afhankelijk te zijn van het gekozen criterium. Het model kenmerkt zich door een gebruikersvriendelijke interface, waarmee gebruikers op eenvoudige wijze het effect van gemaakte keuzes kunnen verkennen, zoals het criterium waarop wordt gewogen of de economische waarde die wordt toegekend aan een verloren leven.