

VU Research Portal

Baten van Water. Leidraad voor integrale beleidsvaluaties

Brouwer, R.; de Boer, J.; van Ek, L.R.; Hisschemoller, M.

2003

[Link to publication in VU Research Portal](#)

citation for published version (APA)

Brouwer, R., de Boer, J., van Ek, L. R., & Hisschemoller, M. (2003). *Baten van Water. Leidraad voor integrale beleidsvaluaties*. (RIZA rapport; No. 2003.026). Ministerie van Verkeer en Waterstaat, RIZA.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

E-mail address:

vuresearchportal.ub@vu.nl

Baten *van* Water

Leidraad voor integrale beleidsevaluaties



Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat



Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling

Baten van Water in Geld, Groen en Gevoel

Leidraad voor integrale beleidsevaluaties

Waterverkenningen

RIZA rapport 2003.026

ISBN 9036956358

Auteur: R. Brouwer, J. de Boer, R. van Ek
en M. Hisschemöller

RIZA
Lelystad

Colofon

Uitgave
Waterverkenningen

Opdrachtgever
Hoofdkantoor Rijkswaterstaat

Auteurs
Roy Brouwer (RIZA)
Joop de Boer (IVM)
Remco van Ek (RIZA)
Matthijs Hisschemöller (IVM)

Eindredactie
Rob Bijnsdorp (BCP), Roy Brouwer (RIZA) en Ine Bruijns (BCP)

Informatie
Roy Brouwer
RIZA
Postbus 17
8200 AA
Lelystad
Tel: 0320 298877
E-mail: r.brouwer@riza.rws.minvenw.nl

Met medewerking van

Projectteam Baten van Water

RIZA

Helga Aarts
Jetske Bouma
Roy Brouwer (projectleider)
Remco van Ek
Liesbeth Jorna
Ruurd Maasdam
Niels Vlaanderen

RIKZ

Iris Borup
Saa Kabuta
Frans Otto
Bert Rombouts
Gert-Jan Rotmensen
Joost Stronkhorst

Bouwdienst

Wim Groen
Annelies Stolp

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Adviesunit Resultaatgericht Beleid
Eric Spaik

Instituut voor Milieuvraagstukken (IVM)

Pieter van Beukering, Hasse Goossen, Marjan van Herwijnen, Ron Janssen,
Pier Vellinga, Harmen Verbruggen

Resource Analysis (RA)

Herman Cesar, Floor Heinis, Piet Klop, Marja Menke, Sjerp de Vries, Harm
Albert Zanting

International Centre for Integrative Studies (ICIS)

Marjolijn van Asselt en Nicole Rijkens

En verder (in alfabetische volgorde)

- Agnes van de Berg (Alterra)
- Ben ten Brink (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu)
- Leo Gerritse (Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde)
- Gjalt Huppes (Technische Universiteit Delft)
- Willem Keddeman (Nederlands Economisch Instituut)
- Jan Prij (Rijkswaterstaat Adviesdienst Verkeer en Vervoer)
- Freddy Rosenberg (Rijkswaterstaat Adviesdienst Verkeer en Vervoer)
- Michiel de Vries (Management Instituut Nijmegen)
- Flip Witte (Wageningen Universiteit en Research Centre)

Samenvatting 7

1 Inleiding 11

- 1.1 Aanleiding en doel 11
- 1.2 Maatschappelijke kosten-baten analyse 11
- 1.3 Opbouw van de leidraad 15

2 Bouwstenen voor een integrale evaluatie 19

- 2.1 Vragen vanuit de maatschappij 19
- 2.2 Structureren van samenhang 21
- 2.3 Plaats in het besluitvormingsproces 21
- 2.4 Werkwijze in stappen 23
 - 2.4.1 Afstemming 25
 - 2.4.2 Uitwerking 27
 - 2.4.3 Bundeling 27
- 2.5 Gerichte samenwerking 29
- 2.6 Vakgebonden inbreng 31
 - 2.6.1 Welvaartstheorie 31
 - 2.6.2 Causale processen 31
 - 2.6.3 Herkenbare voor- en nadelen 33
 - 2.6.4 Waardering 33
- 2.7 Hulpmiddelen voor integratie 33

3 Afstemming 35

- 3.1 Probleemanalyse 35
- 3.2 Projectdefinitie 37
- 3.3 Referentiebeelden en projecteffecten 39
- 3.4 Planning van beoogde integratie 45

4 Uitwerking economie 47

- 4.1 Inleiding 47
- 4.2 Beschrijving referentiebeelden 49
- 4.3 Beschrijving uitgangssituatie en exogene ontwikkelingen 51
- 4.4 Raming van directe en indirecte projecteffecten 51
- 4.5 Waardering van directe en indirecte projecteffecten 53
- 4.6 Slotopmerkingen 59

5 Uitwerking ecologie 65

- 5.1 Inleiding 65
- 5.2 Beschrijving referentiebeelden 69
- 5.3 Beschrijving uitgangssituatie en exogene ontwikkelingen 69
- 5.4 Raming van directe en indirecte projecteffecten 71
- 5.5 Waardering van directe en indirecte projecteffecten 73
- 5.6 Slotopmerkingen 75

| | | |
|----------|---|-----------|
| 6 | Uitwerking sociaal-cultureel | 79 |
| 6.1 | Inleiding | 79 |
| 6.2 | Beschrijving referentiebeelden | 81 |
| 6.3 | Beschrijving uitgangssituatie en exogene ontwikkelingen | 83 |
| 6.4 | Raming van directe en indirecte projecteffecten | 83 |
| 6.5 | Waardering van directe en indirecte projecteffecten | 87 |
| 6.6 | Slotopmerkingen | 87 |

| | | |
|----------|---|-----------|
| 7 | Bundeling maatschappelijke kosten en baten | 91 |
| 7.1 | Vervaardiging evaluatie-overzichten | 91 |
| 7.2 | Varianten en gevoeligheidsanalyse | 97 |
| 7.3 | Bepaling verdere activiteiten | 97 |
| 7.4 | Aandachtspunten en tips | 97 |

.....

Bijlagen

1. Integrale beslissingsondersteunende methoden
2. - Economische waarderingsmethoden
- Literatuurlijst
3. - Ecologische voorspelmethoden
- Ecologische waarderingsmethoden
- Literatuurlijst

Samenvatting

Deze leidraad voor integrale beleidsevaluaties, ook wel *maatschappelijke kosten en baten analyse genoemd*, is ontwikkeld in het project Baten van Water binnen Waterverkenningen (WVK) van Rijkswaterstaat (RWS). In het project is geprobeerd naar aanleiding van de Vierde Nota Waterhuishouding (NW4) een antwoord te geven op de vraag hoe naast de kosten ook de baten van waterbeleid en waterbeheer beter in beeld kunnen worden gebracht. Bij instanties die zich bezig houden met de voorbereiding en implementatie van integraal waterbeleid bestaat steeds meer behoefte om de maatschappelijke kosten en baten van water beter in beeld te krijgen. Enerzijds als een middel om waterbeleid en waterbeheer te legitimeren en uitgaven nu en in de toekomst te verantwoorden, anderzijds voor het stellen van prioriteiten bij een gegeven financiële speelruimte.

Een veel voorkomend probleem bij het inzichtelijk maken van de maatschappelijke kosten en baten van integraal waterbeleid - en ook van andere beleidsmaatregelen - is het feit dat de kosten en baten zeer divers kunnen zijn. Kosten en baten zijn voorts niet altijd gemakkelijk te kwantificeren. Ze kunnen in sommige gevallen slechts benoemd of beschreven worden. Als ze wel kunnen worden gekwantificeerd, is een ander probleem dat ze vervolgens niet altijd gemakkelijk in één en dezelfde eenheid zijn uit te drukken, zoals geld, als basis voor onderlinge vergelijking en afweging.

Er bestaat dus niet alleen behoefte aan methoden om de maatschappelijke kosten en baten inzichtelijk te maken, maar ook aan methoden om ze zo goed mogelijk vergelijkbaar te maken waardoor alternatieve projecten en beleidsmaatregelen tegen elkaar kunnen worden afgewogen. Met die methoden kunnen beleidsmakers en besluitvormers in staat worden gesteld om op basis van een inzichtelijke afweging van de maatschappelijke kosten en baten keuzes te maken.

In deze leidraad wordt, voortbouwend op de leidraad voor kosten-baten-analyse (KBA) ontwikkeld in het kader van het Onderzoeksprogramma Economische Effecten Infrastructuur (OEI), gepoogd meer richtlijnen te ontwikkelen voor de afweging van in geld geprijsde en niet in geld geprijsde voor- en nadelen in een integrale evaluatie van maatschappelijke kosten en baten van waterprojecten. Water is immers in veel gevallen een publiek goed waarvoor geen marktprijs voorhanden is. De doelgroep van deze leidraad zijn deskundigen en specialisten in de waterwereld die op zoek zijn naar handvatten om de maatschappelijke kosten en baten van water en waterbeheer op een integrale manier te kunnen beoordelen en af te wegen. De leidraad probeert de verschillende stappen die hierbij gezet moeten worden zo duidelijk mogelijk weer te geven, met specifieke aandacht voor de verschillende grondslagen die bestaan voor de waardering van beleids- en projecteffecten.

Een integrale evaluatie is meer dan zomaar een toetsingskader dat de initiatiefnemers van een project op eigen gezag kunnen opzetten. De evaluatie moet op verantwoorde en overtuigende wijze inzicht geven in de voor- en nadelen die een project niet alleen voor de initiatiefnemers zelf, maar ook voor de maatschappij in bredere zin met zich mee brengt. Dit vereist

aandacht voor de vakinhoudelijke regels die bij het bepalen en waarderen van effecten van toepassing zijn. Ook is aandacht nodig voor het verantwoord worden van keuzen bij de opzet van de evaluatie. Die keuzen moeten worden gemaakt in wisselwerking met degenen die maatschappelijk met het project te maken hebben, zoals beleidsmakers, belangengroepen en burgers. Beide aandachtspunten, de vakinhoudelijke regels en het proces van wisselwerking, komen in deze leidraad aan de orde.

De leidraad is nadrukkelijk een eerste aanzet. De leidraad is niet compleet en kunnen dat ook niet zijn gezien de discussies over dit onderwerp, die al jarenlang spelen en naar verwachting de komende jaren zullen doorgaan. De leidraad is zoveel mogelijk gebaseerd op bestaande conventies, richtlijnen en leidraden ten aanzien van integrale beoordeling en afweging, aangevuld met eigen ervaringen in concrete voorbeeldstudies.

De bruikbaarheid van de leidraad moet bewezen worden in de praktijk. Om de leidraad actueel te houden zal de inhoud regelmatig moeten worden herzien op basis van voortschrijdende inzichten en afspraken tussen deskundigen.

Waarom integrale beleidsanalyses?

1. Tendensen in beleid

a) **Vierde Nota Waterhuishouding** (december 1998)

Inzicht in financiële en economische consequenties van het beleid

'Naast inzicht in de kosten van de maatregelen die nodig zijn om voorgestelde beleidslijnen te realiseren en in de doorwerking hiervan in de begrotingen van de diverse overheden, is inzicht nodig in de doorwerking op de maatschappelijke sectoren.'

b) **Overstromen; Kennis- en innovatieopgaven voor een waterrijk Nederland** (juni 2000)

Prioritaire kennisthema's

'Om kosten en opbrengsten van bepaalde ingrepen in water en ruimte te kunnen aangeven en verdisconteren, is het essentieel dat water op de juiste waarde wordt geschat.'

c) **Commissie Waterbeheer 21e eeuw; Geef water de ruimte en aandacht die het verdient** (augustus 2000)

Hoofdpijn advies

2. Opdracht: Kosten én baten

3. Analyse: Het besef van kosten en baten is te gering

8. Kosten en baten: Meerkosten nú zijn verantwoord vanwege de maatschappelijke en economische baten in de toekomst.

d) **Anders omgaan met water; Waterbeleid in de 21e eeuw** (december 2000)

'Voor de prioritering van een kosteneffectieve mix van maatregelen en daarmee samenhangende middelen zal het instrument van de (maatschappelijke) kosten-batenanalyse een belangrijke rol spelen.'

2. Maatschappelijke tendensen

a) Mondige burger

b) Roep om transparante besluitvorming

c) Traditionele technische engineering benadering werkt niet in complexe besluitvormingscontexten

d) Responsibility & accountability: rekening (kunnen) houden met diverse belangen

Een veel voorkomend probleem bij het inzichtelijk maken van de maatschappelijke kosten en baten van integraal waterbeleid is het feit dat ze zeer divers kunnen zijn en niet altijd gemakkelijk te kwantificeren. Ze kunnen soms alleen maar worden benoemd of beschreven. Als ze wél zijn te kwantificeren, zijn ze niet altijd gemakkelijk uit te drukken in één en dezelfde eenheid, bijvoorbeeld geld, voor onderlinge vergelijking en afweging. Er bestaat dus niet alleen behoefte aan methoden om de maatschappelijke kosten en baten inzichtelijk te maken, maar ook aan mogelijkheden om ze vergelijkbaar te maken, zodat alternatieven tegen elkaar kunnen worden afgewogen. Deze leidraad biedt hiertoe een aanzet.

De term 'evaluatie' wordt hier gebruikt in de betekenis van 'op waarde schatten'. Het evalueren kan vooraf, tijdens of na afloop van een proces of project gebeuren. De integrale evaluatie in deze leidraad heeft vooral betrekking op het samenbrengen van ecologische, economische en sociale aspecten van waterproblemen, kortweg Groen, Geld en Gevoel genoemd. De leidraad probeert de opeenvolgende stappen zo duidelijk mogelijk weer te geven, met specifieke aandacht voor de verschillende grondslagen die bestaan voor de waardering van beleids- en projecteffecten. Om leidraad actueel te houden moet de inhoud regelmatig worden herzien naar aanleiding van voortschrijdende inzichten en afspraken tussen deskundigen.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel

De leidraad maatschappelijke kosten-baten analyse is ontwikkeld in het project Baten van Water. Dit was een driejarig project binnen het programma Waterverkenningen van Rijkswaterstaat. Het programma is opgezet om kennis te ontwikkelen en te ontsluiten ter ondersteuning van de strategische doelen in het waterbeleid en het dagelijks waterbeheer.

In het project Baten van Water is getracht een antwoord te geven op de vraag in de vierde Nota waterhuishouding hoe naast de kosten ook de baten van waterbeleid en waterbeheer beter in beeld kunnen worden gebracht. De kosten zijn grotendeels terug te vinden in de financiële verslagen van de rijksoverheid, provincies, gemeenten en waterschappen. De baten zijn veel minder zichtbaar. Bovendien weerspiegelen de financiële kosten van de waterbeherende instanties slechts een deel van de totale maatschappelijke kosten. Vooral bij grootschalige maatregelen of ingrepen in watersystemen reiken de effecten vaak verder dan de watersector alleen. Bij instanties die zich bezighouden met de voorbereiding en implementatie van integraal waterbeleid bestaat behoefte aan beter inzicht in de maatschappelijke kosten en baten van water. Enerzijds als een middel om waterbeleid en waterbeheer te legitimeren en om uitgaven nu en in de toekomst te verantwoorden, anderzijds voor het stellen van prioriteiten bij een gegeven financiële speelruimte.

Het doel van de leidraad is in de eerste plaats een aanzet te geven tot het opzetten en uitwerken van een integrale evaluatie van maatschappelijke kosten en baten in beleid en besluitvormingsprocessen rond watergerelateerde problemen. In de tweede plaats geeft de leidraad een overzicht van de verschillende methoden en invalshoeken die (kunnen) worden gebruikt bij evaluaties van integraal waterbeleid en de implementatie in waterprojecten.

1.2 Maatschappelijke kosten-baten analyse

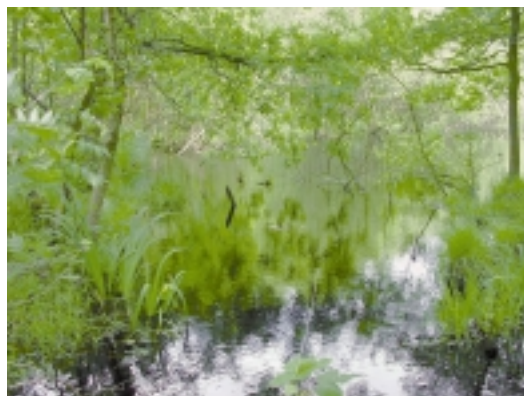
De besluitvorming rond waterbeleid en -beheer wordt steeds uitvoeriger voorbereid, onder andere door het laten uitvoeren van studies. Sommige studies, zoals de milieueffectrapportage (MER), zijn wettelijk verplicht. Het is al langere tijd een punt van kritiek dat een systematische en samenhangende (integrale) evaluatie van de uitkomsten van de effectrapportages ontbreekt. De aandacht voor een maatschappelijke kosten-baten analyse tijdens de voorbereiding van integraal waterbeleid of waterprojecten neemt de laatste jaren toe.

Baten van Water: Geld, Groen en Gevoel



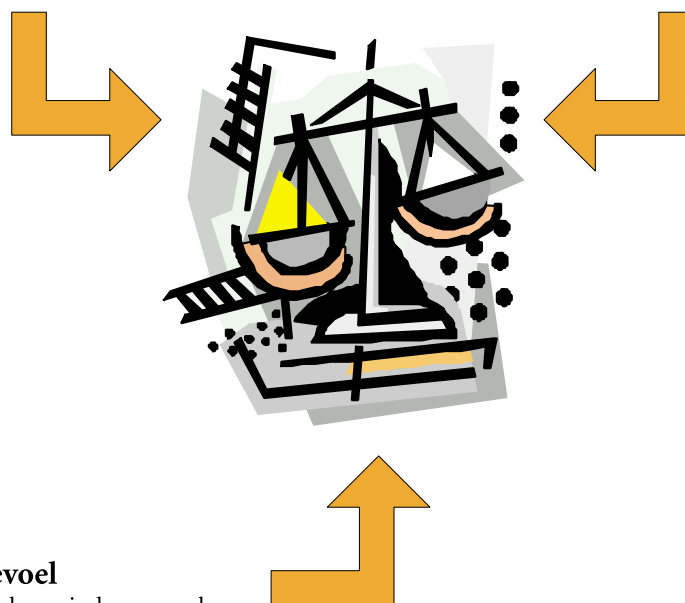
Groen

Natte natuur in Nederland



Geld

Economische belangen in overstrombaar en niet-overstrombaar Nederland in miljarden gulden in 1997



Gevoel

Denken, vinden en voelen



In 2000 verscheen de belangrijke en spraakmakende leidraad voor kosten-batenanalyse, opgesteld in opdracht van de ministeries van Verkeer en Waterstaat en Economische Zaken, in het kader van het Onderzoeksprogramma Economische Effecten Infrastructuur (OEEI). In die leidraad wordt een kosten-batenanalyse zoals verankerd in de economische wetenschappen, aanbevolen als kader voor een integrale en transparante beschrijving van effecten van grote infrastructuurprojecten.

De maatschappelijke kosten-batenanalyse wordt in het OEEI gedefinieerd als 'opstelling van de geldwaarde van alle voor- en nadelen die alle partijen in de (nationale) samenleving ondervinden van de uitvoering van een project, aangevuld met (bij voorkeur kwantitatieve) informatie over effecten die zich niet op verantwoorde wijze in geld laten uitdrukken.' Met andere woorden, de maatschappelijke voor- en nadelen zijn te onderscheiden naar:

- voor- en nadelen die op basis van marktprijzen als economisch gewaardeerde baten en kosten op de balans kunnen worden gezet;
- voor- en nadelen die maatschappelijk van belang worden geacht, maar die niet op basis van marktprijzen kunnen worden gewaardeerd.

Water is een publiek goed, waarvoor doorgaans geen marktprijs voorhanden is. In deze leidraad wordt, voortbouwend op de OEEI-leidraad, geprobeerd meer richtlijnen te ontwikkelen voor de afweging van geprijsde en niet-geprijsde voor- en nadelen in een integrale evaluatie van maatschappelijke kosten en baten van waterprojecten. Dit gebeurt op basis van wat in de internationale literatuur wordt aangeduid als 'integrated assessment'.

Integrated assessment is sterk in ontwikkeling. Er bestaat echter geen algemene leidraad voor. Bij integrated assessment worden vanuit de maatschappij vragen gesteld over een complex probleem, waarbij veel op het spel staat. De beantwoording vereist de inzet van vakdeskundigen, die elk hun eigen theorieën, modellen en methoden inbrengen. Zij moeten samenwerken op een manier die de grenzen van de vakgebieden overschrijdt. Hiervoor zijn hulpmiddelen beschikbaar. Dit alles dient om besluitvorming over het probleem mogelijk te maken die is gebaseerd op een integrale evaluatie van maatschappelijke voor- en nadelen, rekening houdend met de hierbij optredende onzekerheid (zie Figuur 1.1).

Integrated assessment is ook toepasbaar voor problemen op watergebied, die door veranderingen in de maatschappelijke functies van water én de wateromgeving steeds complexer worden. Daarom is deze leidraad gewijd aan de samenwerking van vakdeskundigen in een beleidsgeoriënteerde context.

De meeste economische effecten van een project kunnen op basis van marktprijzen worden gewaardeerd. Voor sommige ecologische en sociale effecten geldt dit ook, zij het onder bepaalde voorwaarden. Het resultaat van de kosten-batenanalyse is een rentabiliteitsanalyse, waarin de voor- en nadelen zijn opgenomen waarvoor marktprijzen bestaan en die dus in geld kunnen worden uitgedrukt. De andere voor- en nadelen blijven buiten de rentabiliteitsberekening, maar worden zoveel mogelijk gekwantificeerd opgevoerd in het overzicht van kosten en baten. Het saldo in euro's dient uiteindelijk te worden afgewogen tegen de niet-geprijsde voor- en nadelen.

'Integrated assessment is an interdisciplinary process of combining, interpreting and communicating knowledge from diverse scientific disciplines in such a way that the whole cause-effect chain of a problem can be evaluated from a synoptic perspective with two characteristics:

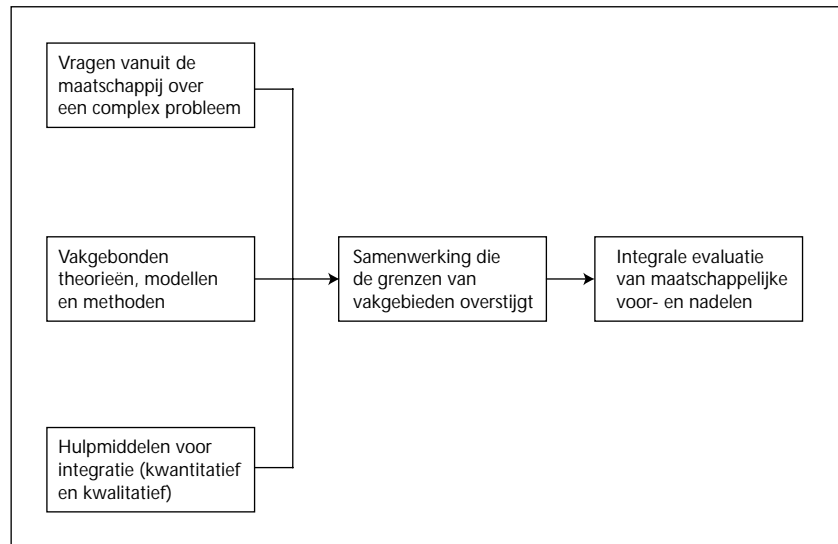
- 1) integrated assessment should have value added compared to single disciplinary oriented assessment;*
- 2) integrated assessment should provide useful information to decision makers.'*

Integrale Beleidsanalyse

1. Interdisciplinair samenwerken in een complexe multidisciplinaire omgeving
2. Bij elkaar brengen van beleidskennis, expert kennis en actoren kennis



.....
Figuur 1.1
Belangrijkste ingrediënten van 'integrated assessment'



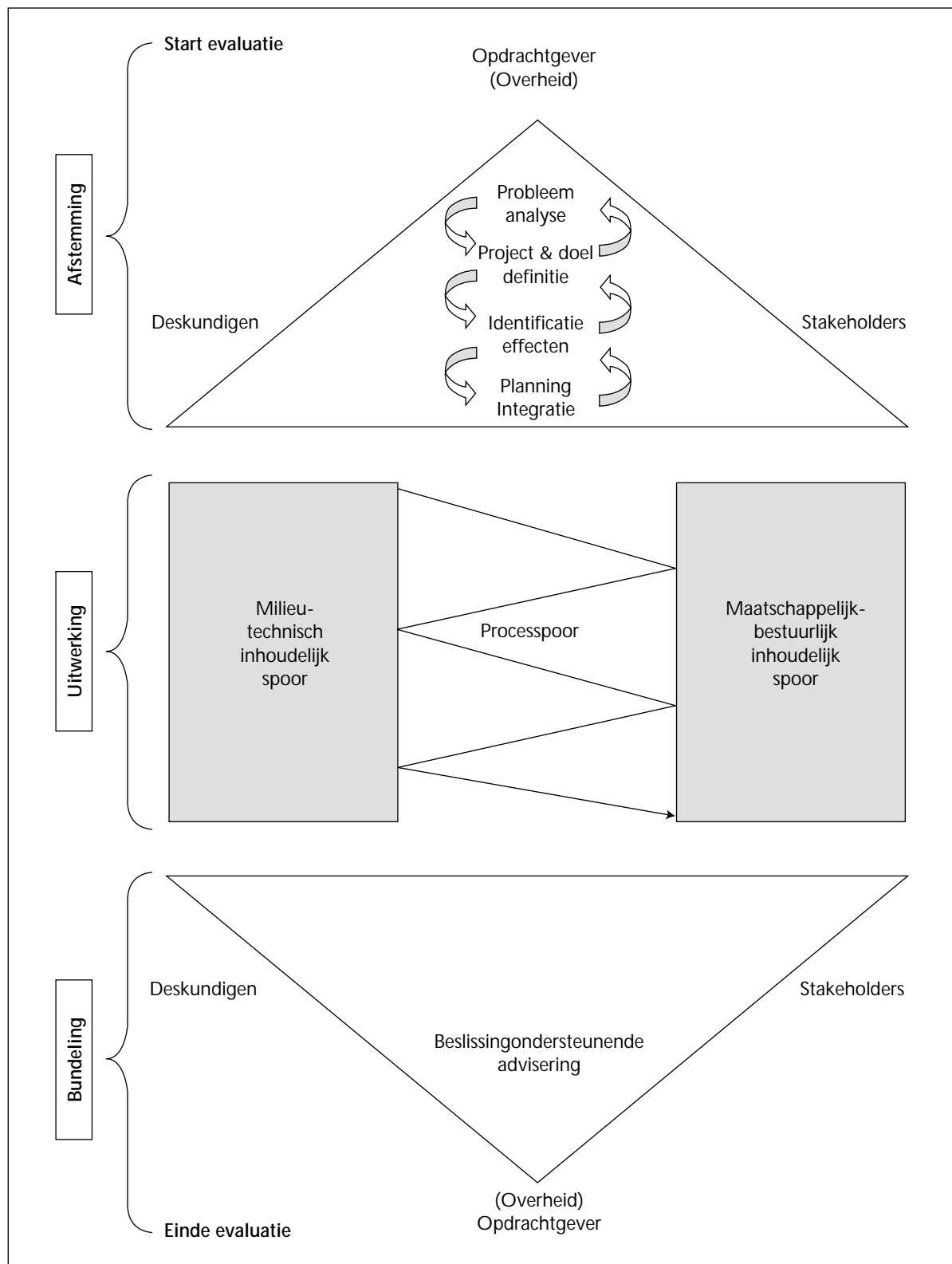
1.3 Opbouw van de leidraad

Een integrale evaluatie is méér dan zomaar een toetsingskader dat de initiatiefnemers van een project op eigen gezag kunnen opzetten. De evaluatie moet op verantwoorde en overtuigende wijze inzicht geven in de voor- en nadelen van een project, niet alleen voor de initiatiefnemers, maar ook voor de maatschappij in bredere zin. Dit vereist aandacht voor de vakinhoudelijke regels die bij het bepalen en waarderen van effecten van toepassing zijn én voor het verantwoorden van keuzes bij de opzet van de evaluatie. Die keuzes moeten worden gemaakt in wisselwerking met degenen die maatschappelijk met het project te maken hebben, zoals beleidmakers, burgers en andere stakeholders. Beide aandachtspunten: de vakinhoudelijke regels en het proces van wisselwerking, komen in de leidraad aan de orde.

De verschillende stappen in Figuur 1.2 worden in het volgende hoofdstuk besproken. Figuur 1.2 is de kapstok waaraan de gehele leidraad is opgehangen. Na de algemene bespreking van de verschillende bouwstenen voor een integrale evaluatie in hoofdstuk 2, worden in de hoofdstukken 3 tot en met 7 met behulp van Figuur 1.2 de verschillende stappen uitgewerkt. Dat gebeurt aan de hand van zoveel mogelijke verschillende voorbeelden van zoete en zoutewater vraagstukken.

De leidraad is afgestemd op de werkwijze die binnen Rijkswaterstaat wordt gehanteerd. Aangenomen wordt dat de integrale evaluatie als een afgebakende taak wordt toebedeeld aan een team van vakinhoudelijke deskundigen. Hun positie ten opzichte van degenen die bij het te evalueren project zijn betrokken, is schematisch weergegeven in Figuur 1.2. Zowel in de beginfase ('afstemming') als in de eindfase ('bundeling') is er een wisselwerking van het team met beleidsmakers en andere betrokkenen. De driehoeken boven- en onderaan Figuur 1.2 geven de interacties (communicatie- en informatie-stromen) weer tussen de actoren die bij de integrale evaluatie van maatschappelijke kosten en baten zijn betrokken. In de tussenliggende fase ('uitwerking') is de wisselwerking vaak minder intensief dan in de begin- en eindfase, omdat dan de vakinhoudelijke deskundigen aan het werk zijn. Procesmatige afstemming en inhoudelijke uitwerking zijn onlosmakelijk met elkaar verbonden en noodzakelijk om het 'huis' (rechtopstaand en omgekeerd) in Figuur 1.2 te kunnen bouwen. De twee 'pilaren' ondersteunen samen met het processpoor symbolisch het 'dak' boven- en onderaan Figuur 1.2. Het milieu-technisch inhoudelijke spoor verwijst vooral naar de technische bèta- of engineeringkennis en ervaring bij Rijkswaterstaat. Het maatschappelijk-inhoudelijke spoor verwijst naar de alfa- en gammakennis waar Rijkswaterstaat traditioneel minder ervaring en affiniteit mee heeft.

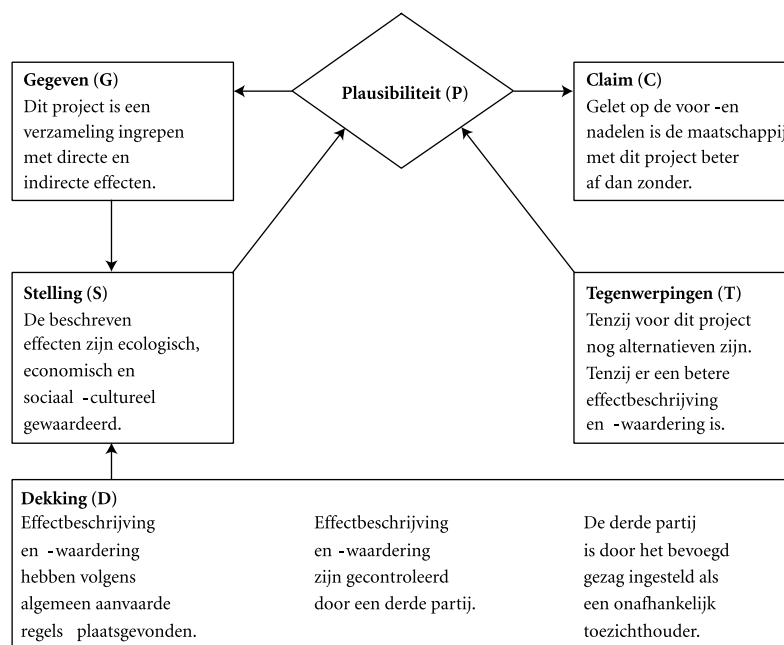
Figuur 1.2
Wisselwerking tussen opdrachtgever, vakinhoudelijk deskundigen en andere betrokkenen



In de gangbare, financieel georiënteerde kosten-batenanalyse is voor dit soort maatschappelijke vragen geen ruimte. Deze gangbare analyse moet dan ook worden uitgebouwd, wil er van werkelijke integrale evaluatie sprake kunnen zijn. Bij die uitbreiding hoort een onzekerheidsanalyse, die aangeeft of er voldoende kennis is om de vragen te beantwoorden.

Omdat een integrale evaluatie voortkomt uit maatschappelijke vragen, kan niet worden volstaan met een zuiver wetenschappelijk onderbouwd antwoord. Uiteindelijk heeft de uitkomst van de evaluatie altijd het karakter van een claim: 'Gelet op de voor- en nadelen is de maatschappij op den duur met dit project beter af dan zonder'. Deze claim kan plausibel, maar ook discutabel worden gevonden. Daarom is het van belang al tijdens het evaluatieproces rekening te houden met argumenten die voor en tegen de claim zijn in te brengen.

Hoe plausibel de claim wordt geacht, hangt af van de sterkte van de stelling waarop de claim berust en de kracht van de tegenwerpingen. Om te verduidelijken wat dit inhoudt is in Figuur 2.1 een vereenvoudigd voorbeeld gegeven. Uitgaande van het gegeven (G) dat het project een verzameling ingrepen is met directe en indirecte effecten, luidt de stelling (S) dat deze effecten zijn beschreven en dat ze ecologisch, economisch en sociaal-cultureel zijn gewaardeerd. De claim (C) dat de maatschappij, gelet op de voor- en nadelen, op den duur met dit project beter af is dan zonder, kan de tegenwerping (T) oproepen dat er wellicht een betere manier is voor de effectbeschrijving en -waardering. Deze tegenwerping zou worden ontkracht door de stelling te dekken (D) met het argument dat de beschrijving en waardering van de effecten hebben plaatsgevonden volgens algemeen aanvaarde regels en onder toezicht van een onafhankelijke instantie. Tot op zekere hoogte geldt dit bijvoorbeeld voor de milieu-effectrapportage, waarbij weliswaar geen vaste regels bestaan, maar wel een toezichthoudende commissie.



Figuur 2.1 De uitkomst van een integrale evaluatie is een claim op basis van de kracht van argumenten

Zolang de regels voor een integrale evaluatie nog in ontwikkeling zijn, zal de uitkomst een claim inhouden die tegenwerpingen kan oproepen. Om te voorkomen dat die tegenwerpingen pas na afloop naar voren komen, is het van belang dat al vanaf de opzet van de evaluatie ruimte wordt geboden aan degenen die relevante tegenwerpingen zouden kunnen maken. Dit betekent dat naast de inhoudelijke uitwerking van de evaluatie ook aandacht moet worden besteed aan het organisatorische proces en aan de inbedding hiervan. Uiteraard is dit mede afhankelijk van de complexiteit van het project en de ambitie waarmee de evaluatie wordt uitgevoerd.

2 Bouwstenen voor een integrale evaluatie

Naarmate beleidsvragen complexer worden en er bij de beslissingen van de overheid grotere belangen op het spel staan, moet meer aandacht worden besteed aan de opzet van een evaluatie van alternatieven en hun maatschappelijke consequenties. Deze evaluatie moet op de eerste plaats systematisch en evenwichtig zijn. Gaat het om waterbeheer, dan moet ze ook integraal zijn.

Dit hoofdstuk behandelt de architectuur van een integrale evaluatie. Aan de basis staan meestal vragen die de maatschappij aan het beleid stelt. Omwille van een goede besluit- en planvorming is het belangrijk de vragen heel precies te formuleren. De opzet en uitvoering van een integrale evaluatie vereisen een procedure waarin verschillende disciplines hun eigen rol en inhoudelijke inbreng kunnen hebben. Aan de samenwerking van deskundigen en besluitvormers worden hoge eisen gesteld. Datzelfde geldt voor de hulpmiddelen die nodig zijn om tot een integrale beoordeling en afweging te kunnen komen. Dit proces komt in de volgende paragrafen punt voor punt aan de orde. Het hoofdstuk wordt besloten met aandachtspunten en aanbevelingen vanuit de praktijk.

2.1 Vragen vanuit de maatschappij

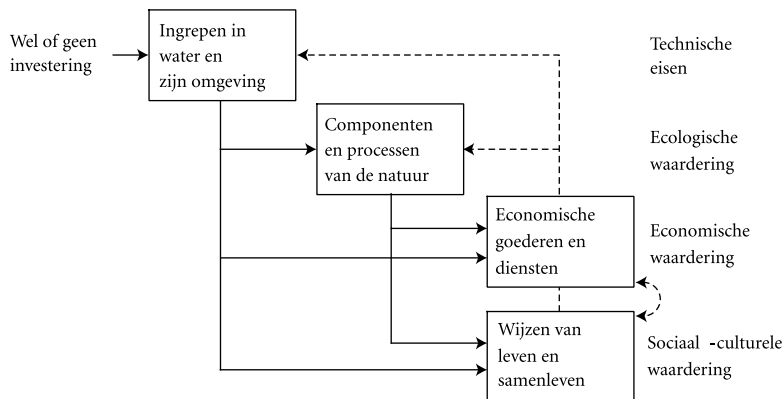
Vragen die vanuit de maatschappij aan het beleid worden gesteld vormen doorgaans de aanleiding voor een integrale evaluatie. Dat kunnen vragen zijn van particulieren, maar ook van overheden. Ze hangen inhoudelijk samen met zaken waarover, op basis van de evaluatie, beslissingen moeten worden genomen. Dat kan een investeringsbeslissing zijn over een infrastructuurproject, maar ook een beslissing over aanvullende maatregelen bij een al uitgevoerd project. Een integrale evaluatie kan in elke fase van een besluit- of planproces starten.

Wat de maatschappij vraagt, is als volgt samen te vatten:

- Doet het (voorgenomen) project wat het moet doen in het kader van het waterbeheer?
- Gebeurt dat op een efficiënte manier die zoveel mogelijk rekening houdt met de voor- en nadelen voor andere functies en waarden in het gebied?
- Is de maatschappij, gelet op alle voor- en nadelen, op den duur beter af mét het project dan zónder?

Of het project voldoet, hangt af van de ontwerpisen. Denk bijvoorbeeld aan eisen die verband houden met het handhaven van veiligheidsniveaus. De vraag of dat efficiënt gebeurt, wordt doorgaans vertaald als een vraag naar de financiële consequenties voor de overheid, wanneer zij binnen een zeker tijdsbestek de doelen van het waterbeheer wil bereiken: wat kost dit 'zonder' het project en wat 'met' het project? Daarin zijn ook kosten begrepen die samenhangen met zaken als het verwijderen van obstakels of het veranderen van bestemming. Deze punten komen aan de orde in een gangbare kosten-batenanalyse.

Om de vragen vanuit de maatschappij te kunnen beantwoorden, kan het volgende vereenvoudigde denkmodel worden gehanteerd. Figuur 2.1 geeft aan dat ingrepen in water en de omgeving van water zowel direct (via bijvoorbeeld de kans op natte of droge voeten) als indirect (via goederen en diensten van de natuur) invloed hebben op economische en sociaal-culturele processen. Daarnaast is te zien dat 'economie' en 'samenleving' hun eigen wisselwerking hebben, die tot een terugkoppeling kan leiden via druk op de natuur en op het water. Hierbij tekenen we aan dat de causale processen die door een project worden beïnvloed, zeer uiteenlopende schalen van ruimte en tijd kunnen bestrijken.



Figuur 2.2 Conceptueel model voor de integrale evaluatie van een investeringsbeslissing

De figuur laat tevens zien dat de balans van maatschappelijke voor- en nadelen wordt ingevuld met behulp van een ecologische, economische en sociaal-culturele waardering. De gedachte hierbij is dat zowel beleidsmakers als degenen die de gevolgen van het beleid ondervinden ('het draagvlak'), in deze categorieën hun eigen doelen kunnen herkennen. Natuurorganisaties zullen bijvoorbeeld naar de ecologische aspecten willen kijken, het bedrijfsleven naar economische aspecten en omwonenden naar de sociaal-culturele aspecten. Dit is overigens een algemene indeling. Het project en zijn context zijn bepalend voor wat er precies wordt gewaardeerd en op welke grondslag dat het beste kan gebeuren.

De vragen vanuit de maatschappij reiken echter verder. Ook de voor- en nadelen voor andere functies en waarden van het watersysteem of het gebied moeten worden meegewogen. Wat zijn de gevolgen 'met' en 'zonder' project in ecologisch, economisch en sociaal-cultureel opzicht? Een ruimtelijke claim voor waterberging bijvoorbeeld kan leiden tot maatregelen die bijdragen aan het halen van natuurdoelstellingen, maar die tegelijkertijd weerstand oproepen bij de lokale bevolking.

2.2 Structureren van samenhang

Bovengenoemde benadering sluit aan bij de manier waarop de Nederlandse overheid naar duurzame ontwikkeling streeft. Zij zoekt naar evenwicht tussen ecologische, economische en sociaal-culturele aspecten van beleid. Voor het waterbeheer biedt dit belangrijke aanknopingspunten. Water is een onderdeel van de natuurlijke omgeving en die heeft voor de maatschappij een multifunctionele waarde. Die waarde komt deels tot uitdrukking in het economisch verkeer en deels in sociaal-culturele leefpatronen. Om die waarde voor de samenleving te behouden, moeten functies en kringlopen in de natuur in stand kunnen blijven, zonder dat daarop een te grote maatschappelijke druk rust.

Het evenwicht tussen ecologische, economische en sociaal-culturele aspecten van beleid is niet altijd strikt wetenschappelijk vast te stellen. Het kan op basis van goede argumenten bij elke beleidskeuze anders worden opgevat. Daarom moet er bij een investeringsbeslissing ruimte zijn voor afwegingen waarbij meer nadruk wordt gelegd op één van de aspecten.

Voor een integrale evaluatie betekent dit twee dingen:

- De directe en indirecte effecten van een project moeten systematisch en in hun onderlinge samenhang worden beschreven en gewaardeerd.
- Afzonderlijke componenten moeten herkenbaar blijven om beargumenteerde afwegingen mogelijk te maken.

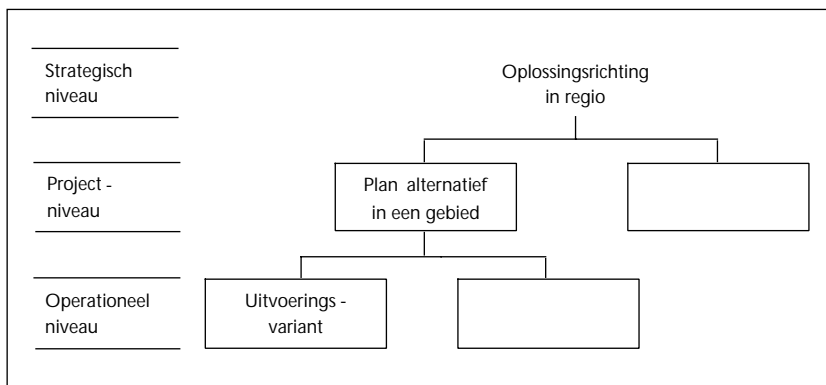
2.3 Plaats in het besluitvormingsproces

De opzet van een integrale evaluatie hangt af van de beslissing die op basis hiervan moet worden genomen. Hierbij gaat het niet om één allesomvattende beslissing. In de praktijk is er altijd een reeks van beslissingen, waarbij gaandeweg een probleemdefinitie, een oplossingsrichting, een planalternatief en een uitvoeringsvariant worden gekozen die elk, na de nodige aanpassingen, aan een scala van randvoorwaarden voldoen. De aard van het complex van beslissingen is vooral van belang om te kunnen bepalen welke informatie voor een integrale evaluatie moet worden verzameld en aan welke eisen die informatie moet voldoen.

Voor een goede afweging is het ook nodig op verschillende schaalniveaus te kijken. De vraag of de maatschappij beter af is 'met' of 'zonder' project kan op lokaal of regionaal niveau tot andere uitkomsten leiden dan op nationaal niveau. Het betreffende gebied kan bijvoorbeeld deel uitmaken van de Ecologische Hoofdstructuur of voor Nederland een unieke cultuurhistorische waarde hebben. Het kan ook zijn dat de voor- of nadelen van een maatregel zich op een ander schaalniveau manifesteren dan waarop het project wordt uitgevoerd.

In principe moet die informatie beschikbaar zijn die voor een beslisser verschil kan maken bij het afwegen van de alternatieven. Voor het vergelijken van maatregelpakketten of oplossingsrichtingen voor een infrastructureel probleem kan de informatie globaler zijn dan voor een beslissing over planalternatieven of uitvoeringsvarianten. Doorgaans is deze planhiërarchie (zie Figuur 2.2) op te vatten als een fasering van grof (strategisch) naar fijn (operationeel), waarbij steeds gedetailleerdere beslissingen worden genomen en de beslissruimte afneemt. Dit neemt niet weg dat in de technische ontwerpfase keuzes worden gemaakt die vaak nog een economische waarde kunnen hebben van tientallen miljoenen euro.

Figuur 2.4
Planhiërarchie met verschillende
ruimtelijke schaalniveaus



2.4 Werkwijze in stappen

Er is een aantal stappen nodig om de systematiek van een integrale evaluatie af te stemmen op een project en vervolgens uit te voeren. Aangezien op voorhand niet bekend is hoeveel inspanning elke stap vereist, verdient het aanbeveling de stappen eerst globaal te verkennen. Dan blijkt tevens of de volgorde goed is gekozen. De hieronder genoemde stappen zijn in aangepaste vorm ontleend aan het stappenplan voor economische projectbeoordeling in de OEEI-leidraad kosten-batenanalyse. Het gaat om:

- A. Afstemming:
 - 1. probleemanalyse
 - 2. projectdefinities
 - 3. identificatie van referentiebeelden en effecten
 - 4. planning van beoogde integratie

- B. Uitwerking:
 - 5. beschrijving van referentiebeelden
 - 6. beschrijving van uitgangssituatie en relevante exogene ontwikkelingen
 - 7. raming van directe en indirecte projecteffecten
 - 8. waardering van directe en indirecte projecteffecten

- C. Bundeling:
 - 9. vervaardiging van evaluatieoverzichten
 - 10. varianten- en gevoeligheidsanalyse
 - 11. bepaling van verdere activiteiten

Hieronder worden de stappen kort toegelicht.

Punten die eerst in kaart moeten worden gebracht, zijn:

- de functies van het watersysteem;
- de bijhorende actoren (stakeholders) en de wijze waarop zij het watersysteem gebruiken;
- de eventuele conflicterende belangen van de stakeholders;
- hun opvattingen over de wenselijke ontwikkelingen en de keuzes die daarbij moeten worden gemaakt;
- de beschikbare kennis over het gebied (zijn er conflicterende kennisclaims?);
- het beleidskader, met de bevoegdheden van actoren, in het bijzonder van gekozen organen (democratische legitimatie).

Het resultaat van deze inventarisatie levert een probleemkaart op. Vervolgens komen aan de orde: de primaire redenen voor de investering, het doel van het project en de randvoorwaarden. Dit vraagt aandacht voor:

- de geautoriseerde visies op de gewenste ontwikkeling van het gebied;
- de beleidsdoelen;
- de beleidsmaatregelen en instrumenten (in de tijd);
- de onderbouwing van doelen en maatregelen (inclusief de verwachte effecten hiervan);
- de bestuurlijke vormgeving (coördinatie, trekkers).

Het resultaat van deze inventarisatie heet de beleidskaart. De probleemanalyse wordt afgesloten met het vergelijken van de beleidskaart en de probleemkaart, waarbij de volgende punten worden nagegaan:

- Op welke functies van het watersysteem heeft het beleid betrekking en op welke niet?
- Welke actoren zijn bij het beleid betrokken en welke niet?
- Welke keuzes zijn er gemaakt wat betreft wenselijke ontwikkelingen die als referentiebeelden voor de effecten van het project kunnen gelden?
- Op welke inzichten (kennis) is het geformuleerde beleid gebaseerd en hoe verhoudt dit zich tot de beschikbare kennis? Zijn er conflicterende hypothesen, respectievelijk onzekerheden?
- Op welke wijze zijn besluiten tot stand gekomen? Hoe hebben gezaghebbende partijen hun bevoegdheden gebruikt? Is het beleidsprogramma democratisch gelegitimeerd?

Deze stap vergt een beschrijving van alle elementen die functioneel deel uitmaken van het project, zoals investeringen en maatregelen die bijdragen aan het realiseren van de doelen onder de bijbehorende randvoorwaarden. Ook onderwerpen als tijdshorizon, fasering, flexibiliteit en mogelijk uitstel als gevolg van onzekerheden verdienen hierbij aandacht, omdat ze tot relevante alternatieven kunnen leiden. Voor het inzicht in kosten en baten is het zinvol om naast het nulalternatief meer dan één alternatief te evalueren. In het geval van projecten die streven naar multifunctioneel ruimtegebruik, is het niet altijd eenvoudig om deze projectdefinities te geven. Over de vraag wat wel en niet functioneel deel uitmaakt van het project, kunnen de meningen uiteenlopen.

De mate waarin het referentiebeeld kan worden gedetailleerd, hangt af van vakinhoudelijke kennis en van de fase in het besluit- of planproces. Bij het vergelijken van maatregelpakketten of oplossingsrichtingen zal meestal met globale informatie over functies van het gebied worden gewerkt. Bij planalternatieven en uitvoeringsvarianten is gedetailleerdere informatie nodig. Sommige effecten op bijvoorbeeld de woonfunctie, zoals hinder en overlast, worden pas duidelijk bij uitgewerkte plannen. De hiërarchie van steeds concretere plannen vereist dus ook een hiërarchie van steeds concretere referentiebeelden.

Bij het identificeren van de effecten gaat het om de causale werking van alle investeringen en maatregelen die deel uitmaken van het project. In de loop van het besluit- of planproces zullen in de relevante vakgebieden al diverse effectstudies zijn verricht. Directe effecten zijn de condities die het project creëert of ongedaan maakt (ecologisch, sociaal-cultureel) en de diensten die het aanbiedt of wegneemt (economisch). Indirecte effecten betreffen vooral de doorwerking van het project op de bredere omgeving, waarbij ecologisch, economisch en sociaal-cultureel gezien wellicht verschillende ruimtelijke schalen moeten worden gehanteerd.

Naast de vraag welke effecten zullen optreden, is het van belang te bepalen wie er voor- of nadeel van ondervinden, omdat ook verdelingseffecten maatschappelijk relevant worden geacht. Dit kan mede gebeuren op basis van de stappen die al zijn gezet tijdens de probleemanalyse waar functies van het watersysteem en zijn gebruikers in kaart zijn gebracht. Het identificeren van de verwachte verschillende effecten zal resulteren in een beperkt geordende opsomming.

2.4.1 Afstemming

Stap 1: Probleemanalyse

Allereerst is het van belang vast te stellen voor welke problemen het project een oplossing moet bieden. Dat kunnen knelpunten zijn of onbenutte mogelijkheden. Voor de integrale evaluatie is het wenselijk dat de problemen voldoende zijn gestructureerd en dat de formulering ervan niet onmiddellijk tot tegenspraak leidt. Deze probleemanalyse is niet alleen inhoudelijk van belang. Ze vormt ook een goede oefening voor het samenwerken van vakinhoudelijke deskundigen.

Stap 2: Projectdefinities

De volgende stap is het definiëren van het project en eventuele alternatieven, alsmede van het zogenoemde nulalternatief. Het nulalternatief is de situatie die in de gestelde periode ontstaat wanneer het project niet wordt uitgevoerd, maar wél de best mogelijke oplossingen voor knelpunten worden gekozen. Er mag immers worden aangenomen dat de overheid, als van het project wordt afgezien, de situatie niet volledig uit de hand zal laten lopen. Het nulalternatief is dus niet gelijk aan 'niets doen'.

Stap 3: Identificatie van referentiebeelden en effecten

Referentiebeelden zijn de ijkpunten om te bepalen in hoeverre de effecten van het project en van het nulalternatief als voor- of nadelen kunnen worden opgevat. De vraag is: wat zijn blijkens de probleemanalyse de functies en waarden in het gebied die door het project kunnen worden beïnvloed?

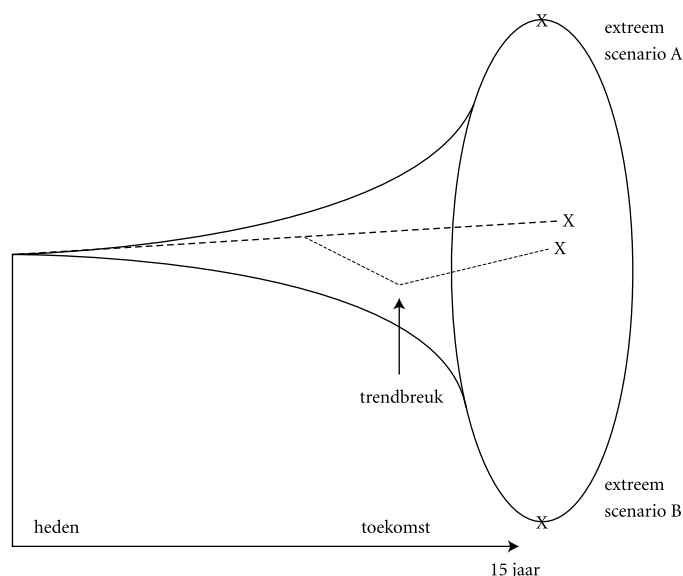
In positieve zin kan het referentiebeeld als een na te streven doelstelling worden geformuleerd. De mate waarin die doelstelling 'met' en 'zonder' project wordt bereikt, is dan als grondslag voor de waardering te gebruiken. Zo gaan ecologen na welke referentiebeelden er bestaan voor het type natuur dat op een bepaalde plaats de meeste waarde heeft. Wanneer het ontwikkelen van dit type natuur een maatschappelijke doelstelling is, kan de mate waarin dit type 'met' en 'zonder' project wordt bereikt, inzicht geven in de voordelen vanuit ecologisch perspectief.

In negatieve zin kan het referentiebeeld een minimumniveau aangeven dat ten minste moet worden gehandhaafd om een nadeel te voorkomen. Een voorbeeld van zo'n minimumniveau is het behoud van waardevolle cultuurhistorische objecten. Het handhaven van dergelijke minimumniveaus zal meestal zijn opgenomen in de randvoorwaarden van het project. In die gevallen zijn de voordelen van alle alternatieven gelijk.

Stap 4: Planning van beoogde integratie

Wanneer in kaart is gebracht wat het project inhoudt en hoe het in de gegeven context zou kunnen uitwerken, is de volgende stap het vaststellen van wat dit betekent voor een integrale evaluatie. Welke effecten verplaatsen zich van het ene naar het andere vakgebied en welke effecten moeten vanuit ecologisch, economisch en sociaal-cultureel gezichtspunt worden gewaardeerd?

Vaak is moeilijk voorspelbaar hoe ontwikkelingen met of zonder project op de lange duur zullen verlopen. Met deze onzekerheden kan rekening gehouden worden middels scenario's, zoals bijvoorbeeld hieronder wordt getoond.



Aan de praktische kant is veel aandacht vereist voor de afbakening van het studiegebied en de tijdsperiode waarover effecten worden bekeken. Bij ongelijksoortige effecten is dit geen eenvoudige opgave. Vanuit ecologisch oogpunt kan het bijvoorbeeld van belang zijn om de ontwikkeling van de natuur over een periode van vijftig jaar te bezien. Vanuit economisch en sociaal-cultureel perspectief is tien jaar al een lange termijn om vooruit te kijken. Daarom kan het zinvol zijn onderscheid te maken tussen voor- en nadelen op korte en op lange termijn.

Door de resultaten van de evaluatie op verschillende manieren tegen het licht te houden, met nadrukkelijke aandacht voor onzekerheden, kan inzicht worden verkregen in de bandbreedtes van de kosten en de baten. Een belangrijk aandachtspunt bij een investeringsbeslissing is doorgaans in hoeverre het mogelijk zal zijn om bepaalde ongewenste effecten bij te sturen en te beperken. Dit hangt af van de eerder genoemde robuustheid en flexibiliteit die in de alternatieven is verwerkt. Het resultaat van de evaluatie kan aanleiding geven om nog weer nieuwe alternatieven te onderscheiden.

De keuzes die in dit stadium aan de orde zijn, maken bezinning nodig op wat bij het gegeven project reëel en zinvol kan worden beoordeeld. Op dit punt gaan hulpmiddelen voor integratie een belangrijke rol spelen (paragraaf 2.7). Zo kunnen invloedsdiagrammen de effecten ordenen en kunnen computer-modellen de vakgebiedoverstijgende effecten berekenen.

De belangrijkste onzekere factoren die op lange termijn van invloed kunnen zijn op de effecten of op de waardering van effecten, kunnen worden verwerkt in scenario's. Zij kunnen de bandbreedte van de voor- en nadelen en de robuustheid van voorgestelde specifieke beleidsmaatregelen in beeld brengen.

2.4.2 Uitwerking

Op basis van bovengenoemde keuzes en afspraken kan aan de uitwerking worden begonnen. De diverse vakdisciplines doorlopen hierbij min of meer parallel aan elkaar dezelfde stappen die logischerwijs nodig zijn om de effecten te bepalen en te waarderen. Deze stappen zijn:

Stap 5: Beschrijving van referentiebeelden

Stap 6: Beschrijving van Ausgangssituatie en relevante exogene ontwikkelingen

Stap 7: Raming van directe en indirecte projecteffecten

Stap 8: Waardering van directe en indirecte projecteffecten

Bij de stappen 5 tot en met 8 worden vanuit ecologisch, economisch en sociaal-cultureel gezichtspunt de regels van het eigen vakgebied gevolgd.

Hoewel de vakspecialisten deze stappen relatief onafhankelijk van elkaar kunnen uitwerken, is toch steeds aandacht nodig voor de raakvlakken. Als het project bijvoorbeeld tot natuurontwikkeling bijdraagt, is het ook voor de specialisten die zich met economische en sociaal-culturele aspecten bezighouden van belang te weten wat voor natuur dit zou kunnen zijn en hoeveel tijd er nodig is om die te laten ontstaan. Een ander voorbeeld: als er sociaal gezien een gering draagvlak is voor een project, kan dat economisch tot uitdrukking worden gebracht in de kosten die zijn verbonden aan vertraging en langdurige bezwaarprocedures.

2.4.3 Bundeling

Stap 9: Vervaardiging van overzichten van kosten en baten

De uitgewerkte informatie wordt gebundeld tot één of meer overzichten die de beslisser (de opdrachtgever van de integrale evaluatie) inzicht bieden in de voor- en nadelen 'met' en 'zonder' project. Dit zal in eerste instantie voor de ecologische, economische en sociaal-culturele aspecten afzonderlijk gebeuren. Daarna kan een totaaloverzicht worden gemaakt, waarbij zorgvuldig moet worden nagegaan wat wel en wat niet tegen elkaar kan worden afgewogen.

De evaluatie is hiermee niet per se afgelopen. Het startmoment van een integrale evaluatie kan in elke fase van een besluit- of planproces liggen, zodra er enig zicht is op een plan en een nulalternatief. Dit betekent dat aandacht nodig is voor een mogelijke bijstelling van de evaluatie in de loop van het planproces of na afloop ervan. Plannen kunnen veranderen of er kunnen nieuwe gegevens boven tafel komen die bijstelling gewenst maken. Als voorbereiding voor latere evaluaties kan een monitoringsprogramma worden opgezet.

Voor niet-economen is het van belang te weten dat het begrip welvaart waar het in deze theorie om gaat, een ruime strekking heeft en zich niet beperkt tot materiële goederen met een marktprijs. Ook een mooi uitzicht wordt bijvoorbeeld geacht tot welvaart bij te dragen als blijkt dat mensen bereid zijn hun schaarse, alternatief aanwendbare middelen, zoals tijd of geld, op te offeren om van dat uitzicht te kunnen genieten. Op grond hiervan kan een hotelkamer met uitzicht op zee een hogere prijs hebben dan de kamer die er tegenover ligt.

De economische welvaartstheorie richt zich slechts in brede zin op de voorwaarden die moeten worden vervuld voor een zo hoog mogelijke welvaart in de samenleving. Bij een concreet project zijn deze voorwaarden uiteraard afhankelijk van de specifieke kenmerken en omstandigheden van het project. Van belang is ook dat het vaak makkelijker is om de negatieve effecten aan te geven, zoals armoede of het verdwijnen van een uniek natuurgebied, dan om aan te geven wat bijvoorbeeld een ideale inkomensverdeling of een ideaal natuurgebied zou zijn.

Voor een integrale evaluatie is het uiteraard van belang om na te gaan in hoeverre en hoe effecten zich van het ene vakgebied, bijvoorbeeld hydrologie, naar een ander vakgebied, bijvoorbeeld ecologie, verplaatsen. Voor zover de bestudeerde verschijnselen een zekere hiërarchische opbouw vertonen, kan het ene vakgebied bouwstenen aan het andere leveren, zoals kennis over de abiotische condities voor het functioneren van een ecologisch systeem. Binnen de natuurwetenschappen, maar ook binnen de maatschappijwetenschappen onderling, zoals economie en sociologie, is een dergelijke hiërarchische constructie vaak goed mogelijk. Datzelfde geldt voor de uitwisseling tussen de natuur- en de maatschappijwetenschappen. Om iets te kunnen zeggen over de verplaatsing van effecten van het ene naar het andere vakgebied met eventuele terugkoppelingen, zijn hulpmiddelen zoals invloedsdiagrammen nodig die de bestaande vakgebieden overstijgen (zie paragraaf 2.7).

Stap 10: Varianten- en gevoeligheidsanalyse

De plausibiliteit van de claim dat de maatschappij beter af is met het project dan zonder (of omgekeerd) hangt af van de kracht van de argumenten. Relevante tegenwerpingen, alternatieve gezichtspunten en onzekerheden kunnen bij elke stap in de evaluatie naar voren komen. De invloed hiervan op het totaal verdient aparte aandacht. Beslissingsondersteunende methoden kunnen worden gebruikt voor gevoeligheidsanalyses en om de robuustheid van de uitkomst te bepalen.

Stap 11: Bepaling van verdere activiteiten

Wanneer de resultaten gereed zijn voor presentatie, kan aan de verdere communicatie met derden worden begonnen. Belangrijke aspecten van de communicatie zijn de vorm van de presentatie en de keuze van de doelgroepen. Ook moet de presentatie van bepaalde voor- en nadelen geen misverstanden kunnen oproepen.

2.5 Gerichte samenwerking

Voor de integrale evaluatie moet een team worden samengesteld dat zich ten doel stelt kennis uit verschillende vakgebieden in een beleidsgeoriënteerde context te combineren, interpreteren en communiceren. De deelnemers moeten uiteraard weten wat er van hen wordt verwacht en welke stappen zullen worden doorlopen. Hetzelfde geldt voor ambitieniveau: gaat het om een leerproces of moeten er gezaghebbende uitspraken worden gedaan? In elk geval is een duidelijke en open werkwijze nodig om alle relevante gegevens in de evaluatie mee te nemen.

Het opzetten van een team van deskundigen met verschillende achtergronden en ervaringen is vaak een tijdrovende zaak. Deelnemers moeten aan elkaar wennen en bekend raken met de kennis en ervaring die elk inbrengt. De gezamenlijke probleemanalyse (de eerste stap) biedt hiertoe een goede gelegenheid.

De communicatie tussen deskundigen en beleidsmakers en bestuurders is essentieel, zeker bij een ingewikkeld beleidsvraagstuk, waarbij verschillende perspectieven en belangen een rol spelen. Afhankelijk van de complexiteit van het probleem is het gewenst beleidsmakers en bestuurders op cruciale momenten te betrekken bij de planning van de beoogde integratie, de voortgang en de afronding, bijvoorbeeld in de vorm van workshops.

Cruciale momenten zijn er vooral in de eerste afstemmingsfase (probleem, doel- en projectdefinitie; informatiebehoefte). Maar ook gedurende de uitwerkingsfase is het belangrijk bestuurders te blijven informeren, met name om te hoge verwachtingen te temperen omtrent zaken die zijn omgeven met grote onzekerheden. Vroegtijdige bewustwording zal eerder leiden tot maatregelen of beslissingen die voldoen aan het voorzorgprincipe.

De keuze voor meer of minder afstand tot de initiatiefnemers, beleidsmakers en andere betrokkenen, is afhankelijk van het doel en de ambitie van de evaluatie. Wordt de integrale evaluatie opgevat als leerproces, dan kan een nauwe relatie vruchtbaar zijn. Voor het produceren van gezaghebbende uitkomsten is meer afstand nodig, met formele controle door derden.

Bij de ordening van voor- en nadelen is het van belang om na te gaan wat er precies tegen elkaar kan en moet worden afgewogen. Afweging is uiteraard niet nodig wanneer één alternatief in alle opzichten het beste is, of wanneer er sprake is van alleen maar positieve effecten vanuit de verschillende perspectieven.

In alle overige gevallen betekent afwegen dat iets meer van het één zwaarder telt dan iets minder van het ander. Met andere woorden, voor- en nadelen kunnen alleen zinvol tegen elkaar worden afgewogen:

- als bekend is om welke effecten het gaat;
- als die effecten onafhankelijk van elkaar zijn te realiseren;
- als die effecten onafhankelijk van elkaar waarde hebben.

Als effecten wel een zekere mate van afhankelijkheid vertonen of niet los van elkaar kunnen worden gewaardeerd, is het moeilijker om ze in een integrale evaluatie met elkaar te vergelijken en tegen elkaar af te wegen. De verwevenheid brengt het risico met zich mee van dubbeltelling(en) in de uiteindelijke afweging van effecten. Het is daarom van belang deze verwevenheid expliciet te maken.

De bovengenoemde eisen gelden bij afwegingen binnen de hoofdcategorieën van ecologische, economische en sociaal-culturele aspecten om vast te stellen wat het beste is. Ze gelden ook bij afwegingen die het totaal betreffen. In de praktijk vergt dit een zorgvuldige analyse van de logica waarop de integrale evaluatie is gebaseerd (zie Figuur 2.2 en het voorbeeld in Box 2.1).

Voorbeelden van effecten die wel en die niet tegen elkaar zijn af te wegen

Stel dat de planalternatieven in meer of mindere mate ruimte bieden voor ontwikkeling van natuur of behoud van een cultuurhistorisch landschap. De ecologische waarde van beide alternatieven wordt afgeleid uit de door (inter)nationale overheden geautoriseerde voorkeur voor een bepaald type natuur in het studiegebied. Daarnaast wordt gekeken naar de waarde vanuit economisch en sociaal-cultureel gezichtspunt. Dit kan drie verschillende uitkomsten opleveren. De geautoriseerde waarde van de natuur (= ecologisch voordeel) staat in principe betrekkelijk los van bijvoorbeeld de economische productiviteit van de natuur (= economisch voordeel) of de schoonheid ervan in de ogen van omwonenden en bezoekers (= sociaal-cultureel voordeel). Deze drie voordelen zijn dus drie onafhankelijk van elkaar gerealiseerde en gewaardeerde effecten die zonnodig tegen elkaar kunnen worden afgewogen. Als blijkt dat het ecologisch meest waardevolle type natuur niet tevens het mooiste wordt gevonden, kan de beslisser één van beide zwaarder laten tellen.

Stel evenwel dat de geplande ingrepen door bewoners van het gebied worden ervaren als een onrechtvaardige inbreuk op de veiligheidscultuur bij de bescherming tegen het water. Dit kan tot uitdrukking komen in gevoelsmatige argumenten tegen het project (= sociaal-cultureel nadeel) en de bereidheid desnoods zelf kosten te maken om de eigen veiligheid te bevorderen (= economisch nadeel). Omdat het één in het verlengde van het ander ligt, kunnen ze niet als twee onafhankelijk van elkaar gerealiseerde effecten tegen elkaar worden afgewogen. Er is in feite één negatief effect dat zowel vanuit sociaal-cultureel als economisch gezichtspunt kan worden onderzocht, maar dat niet dubbel mag worden geteld.

2.6 Vakgebonden inbreng

De vakgebonden inbreng: het beschrijven van effecten en tot op zekere hoogte het waarden ervan, vormt de wetenschappelijke basis van een integrale evaluatie. Bij het waarden van ecologische aspecten bijvoorbeeld, is de vraag relevant welk type natuur op een bepaalde plaats de meeste waarde heeft. Hierbij kunnen vakinhoudelijke argumenten in termen van (inter)nationale zeldzaamheid, biodiversiteit en natuurlijkheid een rol spelen. Voor zover deze argumenten ook maatschappelijk overtuigend zijn, kunnen ze inzicht geven in de voor- en nadelen van het project. Wat de vakgebonden inbreng wel en niet kan leveren, vraagt enige toelichting.

2.6.1 Welvaartstheorie

Voor een integrale evaluatie moeten de beschikbare vakinhoudelijke evaluaties in een logisch verband worden geplaatst. Dat geeft inzicht in de maatschappelijke voor- en nadelen. De welvaartstheorie uit de economische wetenschap krijgt hierbij vaak een bijzondere positie. Zo ook in de OEEI-leidraad kosten-batenanalyse, die deze theorie gebruikt als basis voor het integrale evaluatie- en afwegingskader.

Het toepassen van de welvaartstheorie bij het waarden van effecten veronderstelt dat de maatschappij volledig over alle effecten is geïnformeerd. Hoteleigenaren kunnen pas een hogere prijs voor een kamer met uitzicht op zee vragen, wanneer zij hebben gemerkt dat zo'n uitzicht waardevol is. Maar bij een economische waardering van bijvoorbeeld ecologische effecten is de maatschappij niet volledig geïnformeerd. Datgene wat op basis van ecologische argumenten waardevol wordt gevonden, wordt maatschappelijk niet of nog niet op juiste waarde geschat. Dit maakt het erg belangrijk om de ecologische waardering apart zichtbaar te houden.

De vakgebonden inbreng, met inbegrip van de bijdrage van de welvaartstheorie, is dus niet volledig toereikend voor een integrale evaluatie. Dat geldt zowel voor de beschrijving van effecten die zich van het ene naar het andere vakgebied verplaatsen, als voor de waardering van effecten. Daarnaast zijn niet alle relevante vakgebieden even goed toegerust om evaluatievragen vanuit de maatschappij te beantwoorden. Daarvoor is tijd nodig.

2.6.2 Causale processen

Een project is te zien als een verzameling ingrepen in één of meer systemen die via allerlei causale processen op korte of langere termijn tot bepaalde effecten zullen leiden. Hierbij doen zich vakinhoudelijke vragen voor over de bekendheid van de effecten en over de schaalniveaus van ruimte en tijd waarop ze zich manifesteren. Ook de onzekerheid bij het voorspellen (ex ante) of identificeren (ex post) van de effecten - en hun mogelijke interacties - is een factor. Afhankelijk van de aard van het project zijn theorieën, modellen en methoden vanuit een reeks van vakgebieden nodig om de effecten te beschrijven. Elk vakgebied is daarbij gericht op zijn eigen verschijnselen in de causale ketens.

De vele hulpmiddelen zijn in te delen in de volgende categorieën:

Concepten voor het overbruggen van vakgebieden

Voorop de raakvlakken van ecologie en economie is gewerkt aan het ontwikkelen van concepten om de wisselwerking tussen ecologische en economische (of in bredere zin maatschappelijke) veranderingen beter te kunnen begrijpen. Belangrijke aanzetten hiertoe zijn bijvoorbeeld het werk van de milieueconoom Hueting (Nieuwe schaarste en economische groei) en het studierapport Naar een Globaal Ecologisch Model voor de ruimtelijke ontwikkeling in Nederland van de Rijksplanologische Dienst. Hierin wordt de aandacht gevestigd op het vermogen van componenten en processen in het natuurlijk systeem om goederen en diensten te leveren ('milieufuncties') die bijdragen tot het voortbestaan van de maatschappij. Deze functies van de natuur worden in de milieueconomie aangeduid als het natuurkapitaal dat de samenleving ter beschikking staat om welvaart te genereren. Het in Figuur 2.2 geschetste denkmodel is een vereenvoudigd voorbeeld van deze concepten.

Invloedsdiagrammen en indicatoren

Concepten voor het overbruggen van vakgebieden vormen de basis voor invloedsdiagrammen en indicatoren. Invloedsdiagrammen zijn bedoeld om variabelen en hun onderlinge relaties visueel te specificeren. Bij problemen die de grenzen van vakgebieden overstijgen, is dit een zinvolle manier om te laten zien welke plaats de diverse vakgebieden in de causale ketens innemen. Het diagram toont hoe de verschillende stukken van de puzzel in elkaar passen en waar ieders inbreng is te plaatsen. Ook zonder dat de relaties tussen de variabelen meteen kwantitatief worden doorgerekend, kan deze presentatie verhelderend zijn voor de vraag wat bepaalde variabelen precies betekenen, hoe ze elkaar kunnen beïnvloeden en hoe groot die invloed ongeveer is.

Computermodellen die vakgebieden overbruggen

De invloedsdiagrammen die vakgebieden overbruggen, kunnen worden uitgewerkt in computermodellen voor het berekenen van de interacties tussen oorzaken en effecten. Hierbij worden de gedetailleerde modellen uit verschillende vakgebieden vaak tot hun kern teruggebracht om de belangrijkste boodschap die eruit naar voren komt in een aangepast model (reduced-form model) met de boodschap van andere modellen te combineren. De verschillende effecten van ingrepen kunnen ruimtelijk worden gecombineerd via overlays. Als de tijdfactor een belangrijke variabele is, kan die onder andere door cellulaire automaten in het model worden opgenomen. Een belangrijke toepassing van de modellen is het simuleren van beslissingen. De invloed van onzekere exogene factoren op de uitkomst van de beslissing kan met behulp van scenario's (bijvoorbeeld een hogegroei-scenario versus een lagegroei-scenario) worden doorgerekend en geëvalueerd.

We kunnen twee belangrijke stromingen onderscheiden als het gaat om modellen die vakgebieden overstijgen. In het ene geval wordt gestreefd naar één enkel geïntegreerd model, terwijl in het andere geval verschillende (bestaande) individuele modellen met elkaar worden verbonden, bijvoorbeeld door de output van één model te gebruiken als input in een ander model. Een andere manier om te komen tot samenhang tussen verschillende perspectieven is de ontwikkeling van integrale scenario's, waarbij sociale, economische en ecologische driving forces worden gecombineerd.

Beoordelingsmethoden

Als betrouwbare informatie over een effect ontbreekt of wanneer sprake is van meer structurele onzekerheid over de relatie tussen oorzaak en effect, zijn meer kwalitatieve beoordelingsmethoden te gebruiken om toch een zo verantwoord mogelijke schatting te krijgen. Deze methoden zijn erop gericht de kennis van deskundigen of praktijkmensen op gereguleerde wijze uit te drukken en te combineren. Dergelijke expert judgements zijn vooral nuttig wanneer een groot aantal afzonderlijke gegevens in een samengestelde maatstaf moet worden uitgedrukt, zoals bij het beoordelen van de esthetische kwaliteit van een landschap. Ook kunnen deze oordelen worden gebruikt voor een schatting van de orde van grootte van effecten die (nog) niet preciezer kunnen worden berekend.

Beslissingsondersteunende methoden

Wanneer voor het vergelijken van project- of planalternatieven veel ongelijksoortige informatie moet worden verwerkt, wordt wel gebruik gemaakt van beslissingsondersteunende methoden. Deze helpen bij het structureren van het beslissingsprobleem, het vergelijken van de alternatieven en het presenteren en communiceren van de resultaten. Een bruikbare methode is het opstellen van een effectentabel, waarin de ongelijksoortige effecten per alternatief worden geordend. De effecten kunnen hierbij in eigen eenheden worden uitgedrukt of worden omgezet in criteriumscores. Als het om een overzichtelijk aantal effecten gaat, worden die vaak zonder verdere inhoudelijke bewerking via grafische methoden (scorekaart) weergegeven. Een andere mogelijkheid is het toepassen van een vorm van multicriteria-analyse, waarbij de effecten worden omgezet in criteriumscores die via bijvoorbeeld gewogen sommerring inzicht geven in de rangorde van de alternatieven, van de meest gunstige tot de minst gunstige. Met behulp van onzekerheids- en gevoeligheidsanalyses kan vervolgens worden nagegaan hoe robuust de rangorde is.

2.6.3 Herkenbare voor- en nadelen

Het uitwerken van een integrale evaluatie houdt in dat een complexe werkelijkheid inzichtelijk en consistent wordt samengevat. Maatgevend hierbij is de beslissing die op basis van de evaluatie moet worden genomen, waarbij herkenbare voor- en nadelen tegen elkaar worden afgewogen. In deze eerste aanzet tot een leidraad voor maatschappelijke kosten en baten is ervoor gekozen om de effecten vanuit drie perspectieven te waarderen, namelijk ecologische, economische en sociaal-culturele. Daarna worden alle voor- en nadelen 'met' en 'zonder' project zo inzichtelijk mogelijk weergegeven en zo goed mogelijk vergelijkbaar gemaakt. Daarvoor zijn verschillende beslissingsondersteunende methoden voorhanden (zie Bijlage 1).

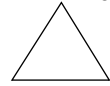
2.6.4 Waardering

De beschrijving van de effecten is niet strikt te scheiden van de waardering ervan. De keuze van de effecten die in de integrale evaluatie worden opgenomen berust onvermijdelijk op een waardeoordeel. Factoren die een rol spelen zijn bijvoorbeeld wettelijke verplichtingen, vakinhoudelijke overwegingen en het actuele belang dat de maatschappij aan het effect toekent. In dit verband valt op te merken dat sommige vakgebieden, zoals ecologie en economie, méér zijn gericht op het beantwoorden van evaluatieve vragen dan andere. Het gaat dan om waardeoordelen over de betekenis van de effecten voor het algeheel functioneren van het bestudeerde systeem in termen van bijvoorbeeld coherentie, gezondheid, stabiliteit of veerkracht.

Vakinhoudelijke evaluatieve uitspraken, zoals over de gezondheid van een persoon, bedrijf of ecosysteem, behoren tot de toegepaste wetenschap. De gebruikte termen zijn moeilijk te definiëren. Logisch gezien zijn het in feite claims op basis van vakinhoudelijke argumenten die al dan niet een empirische basis hebben. De vakinhoudelijke evaluaties vanuit esthetisch perspectief, zoals het oordeel van een landschapsarchitect over de schoonheid van een landschap, nemen een aparte plaats in, omdat ze strijdig kunnen zijn met de ervaring van leken (alle niet-vakgenoten).

2.7 Hulpmiddelen voor integratie

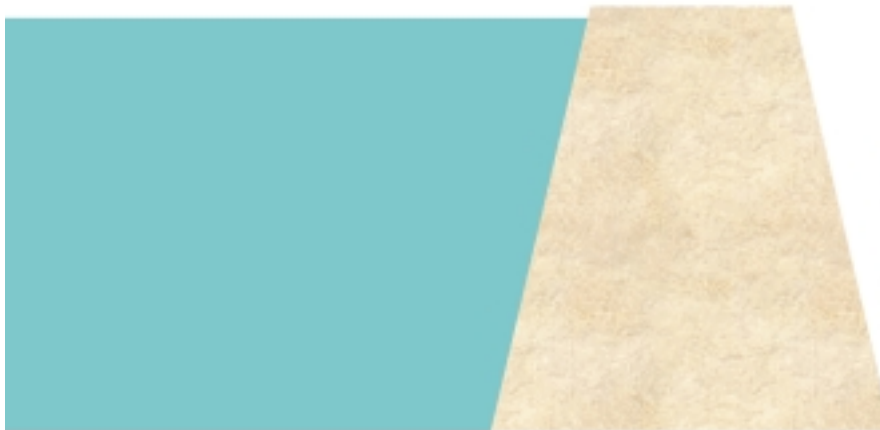
Voor de integratie van kennis zijn tal van hulpmiddelen in ontwikkeling. Al sinds de eerste helft van de 20ste eeuw worden vanuit de wetenschap pogingen gedaan de 'verkokering' van vakgebieden te doorbreken. Mede hierdoor zijn nieuwe vakgebieden ontstaan, zoals de systeemanalyse, en zijn generieke methoden ontwikkeld, die op verschillende vakgebieden kunnen worden toegepast. Heel belangrijk was de afgelopen decennia de vooruitgang in de informatietechnologie, die het mogelijk heeft gemaakt om bijvoorbeeld geografische informatie als basis voor de integratie van vakgebieden te hanteren en interactieve computerprogramma's te maken voor het ondersteunen van beslissingen.

**Probleemkaart**

Wonen, werken en recreëren in een klein dichtbevolkt land gelegen onder de zeespiegel dat bovendien wordt geconfronteerd met klimaatverandering, zeespiegelstijging en bodemdaling leidt tot conflictsituaties.



Figuur 3.1 Wonen en werken langs de rivier



Figuur 3.2 Hoe hoger de dijken, hoe groter de risico's



3 Afstemming

In dit hoofdstuk worden de verschillende stappen in de eerste fase van een integrale evaluatie van maatschappelijke kosten en baten besproken en geïllustreerd. Dat gebeurt aan de hand van het voorbeeld Ruimte voor de Rivier waarmee, anticiperend op de zeespiegelstijging, het dalend land en te verwachten hogere pieken in de rivierafvoer, in de toekomst de gewenste veiligheidsniveaus dienen te worden gehandhaafd zonder iedere keer de dijken te hoeven verhogen. In paragraaf 3.1 komt de probleemanalyse aan de orde, gevolgd door een doel- en projectdefinitie in paragraaf 3.2, en identificatie van referentiebeelden en projecteffecten in paragraaf 3.3. Paragraaf 3.4 ten slotte gaat over de beoogde integratie.

3.1 Probleemanalyse

Probleemkaart

Nederland is in de afgelopen jaren meerdere malen geconfronteerd met onveilige situaties door dreigende overstromingen van de rivieren en met wateroverlast door intensieve en langdurige regenval. Dat had aanzienlijke schade voor burgers en bedrijven tot gevolg. Tijdens de extreme hoogwatersituaties in 1993 en 1995 zijn enkele steden in het stroomgebied van de Rijn en de Maas overstromd en moesten honderdduizenden mensen uit voorzorg worden geëvacueerd.

Beleidskaart

De overheid wil anticiperen op klimaatveranderingen, zeespiegelstijging en bodemdaling en daarbij rekening houden met onzekerheden. De Commissie Waterbeheer 21e eeuw is in het leven geroepen om de overheid te adviseren over de wenselijke aanpassingen in de waterhuishoudkundige inrichting van ons land. De conclusie in het advies van de Commissie is helder: het watersysteem is niet op orde. Zonder verdere inspanning zal door de invloed van klimaatverandering en bodemdaling de veiligheid afnemen en de wateroverlast toenemen. Het kabinet onderschrijft het advies van de Commissie en stelt dat anders met water moet worden omgegaan: anticiperen in plaats van reageren. Meer ruimte voor water is het devies. Als het klimaat verandert en de bodem daalt, mogen overstromingen en wateroverlast niet vaker voorkomen dan nu. Ruimte die op termijn nodig is voor de bescherming tegen overstromingen of wateroverlast, moet nu al worden gereserveerd. Maatregelen op korte termijn moeten ook op lange termijn effectief blijven.

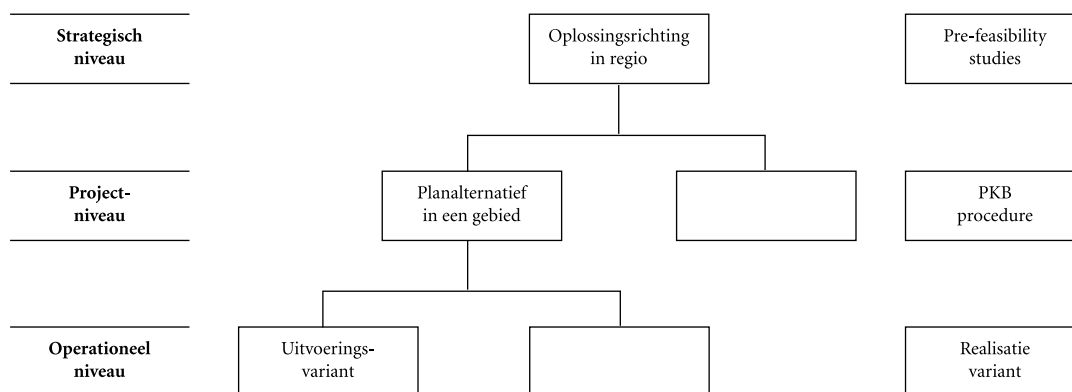


Beleidskaart

Het Rijk heeft opdracht gegeven tot verkennende studies naar mogelijke rivierverruimende maatregelen langs de Maas en de Rijn. Het doel is te kunnen anticiperen op hogere rivierafvoeren en in de stroomgebieden de kans op overstromingen en wateroverlast te reduceren tot de huidige in de Wet op de waterkering vastgelegde veiligheidsnormen. Het kabinet stelt in de beleidsnota Anders omgaan met water als reactie op het advies van de Commissie Waterbeheer 21e eeuw, dat 'voor de prioritering van een kosteneffectieve mix van maatregelen en daarmee samenhangende middelen het instrument van de (maatschappelijke) kosten-batenanalyse een belangrijke rol zal spelen'.

In de beleidsvoorbereidende fase hebben regionale stuurgroepen in een aantal pre-feasibility-studies op basis van beperkt beschikbare kennis en informatie verschillende typen rivierverruimende maatregelen onderzocht op hun technische, economische en maatschappelijke haalbaarheid. De stuurgroepen werden gecoördineerd en voorgezeten door de regionale directie van Rijkswaterstaat en omvatten verschillende regionale belangengroepen. Deskundigen, onder andere van de specialistische diensten van Rijkswaterstaat, adviseerden de stuurgroepen inhoudelijk.

De verkennende pre-feasibility studies zijn op strategisch niveau uitgevoerd (zie Figuur 3.3). Het belangrijkste doel was het identificeren van zogenoemde no regret-maatregelen waarmee het probleem op een duurzame wijze wordt opgelost.



Figuur 3.3 Niveaus in beleid- en planvorming

De conclusie van de verkennende studies luidde dat Ruimte-voor-de-Riviermaatregelen in potentie kansrijk zijn. Daarom heeft de overheid het beleidsvoornemen uitgesproken hiervoor ruimte te claimen. De vervolgstap naar een implementatie- en planfase vindt onder andere plaats in de procedure voor een Planologische Kernbeslissing (PKB). De PKB is een belangrijk instrument om beleid bestuurlijk-juridisch te verankeren. In de PKB worden Ruimte-voor-de-riviermaatregelen vanwege hun omvang en verwachte effecten op het milieu getoetst in een milieueffectrapportage (MER) en in een diepgaande kosten-batenanalyse (KBA). Hierbij wordt voortgebouwd op de verkennende studies. Op onderdelen worden bepaalde aspecten op basis van voortschrijdend inzicht diepgaander uitgezocht.

Nadat de PKB-procedure met goed gevolg is doorlopen en streek- en bestemmingsplannen op basis hiervan zijn aangepast, moet in de uitvoeringsfase op operationeel niveau voor verschillende uitvoeringsvarianten in specifieke gebieden een nog gedetailleerdere KBA worden uitgevoerd. Belangrijk hierbij zijn de fasering van de uitvoering en financieringsvraagstukken.



3.2 Projectdefinitie

Om het doel van het project - het identificeren van duurzame korte- en lange-termijnoplossingen voor de hoogwaterproblematiek - te bereiken, zijn meerdere alternatieven voorhanden. Tot nu toe waren dijkversterking en dijkverhoging gangbare manieren om de veiligheid te waarborgen. Een belangrijke vraag tijdens deze stap in de eerste fase van de evaluatie is of traditionele dijkversterking en -verhoging moet worden gezien als vigerend beleid en dus als nulalternatief of als projectalternatief. 'Niets doen' is vanwege de verwachte hogere rivierafvoeren geen reële optie. De maatgevende hoogwaterstand (MHW, de waterstand die een dijk nog veilig moet kunnen keren) is namelijk wettelijk vastgelegd en is dus een belangrijke randvoorwaarde waaraan altijd moet zijn voldaan.

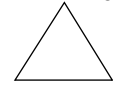
In MER's daarentegen is 'niets doen' vaak het nulalternatief, waartegen milieu-effecten worden afgezet. Beide evaluatietypen, het bepalen van de milieu-effecten en van de economische effecten, moeten uiteraard vergelijkbaar zijn in een integrale evaluatie. Ze moeten dus in ieder geval dezelfde uitgangssituatie hanteren. Als traditionele dijkversterking en -verhoging als nulalternatief wordt gekozen, worden alleen verschillende Ruimte-voor-de-Riviermaatregelpakketten met elkaar vergeleken. Dijkversterking en -verhoging wordt dan niet verder in de evaluatie van projectalternatieven betrokken, behalve eventueel als vermeden kostenpost.

Twee belangrijke redenen om traditionele dijkversterking en -verhoging in deze fase van het beleids- en besluitvormingsproces als projectalternatief en niet als nulalternatief op te voeren zijn:

- De maatschappelijke discussie over nut en noodzaak van Ruimte-voor-de-Rivierbeleid is nog volop gaande en traditionele dijkversterking en -verhoging wordt nog steeds gezien als een mogelijk duurzaam projectalternatief op korte en langere termijn.
- Vergelijking van beide projectalternatieven moet duidelijk maken welke aspecten en effecten onderscheidend zijn in de uiteindelijke afweging voor het één of het ander. Twee belangrijke verschillen tussen de twee opties zijn naar verwachting:
 - a) 'Ruimte voor de Rivier' verhoogt de ruimtelijke kwaliteit;
 - b) 'Ruimte voor de Rivier' verhoogt de bestuurlijke flexibiliteit.

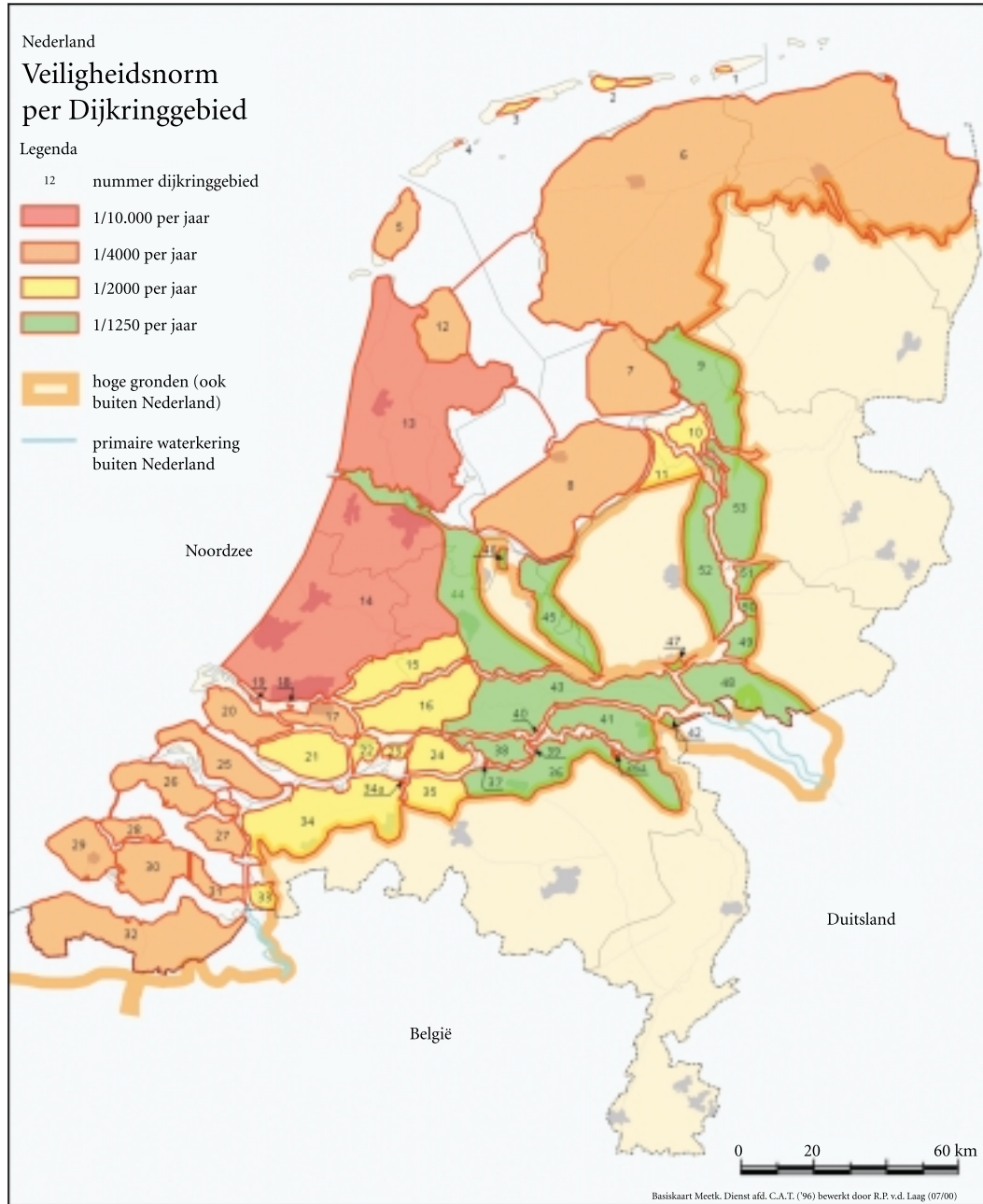
Kortom, het lijkt verstandig om de traditionele dijkversterking en -verhoging pas af te voeren als projectalternatief en eventueel op te voeren als nulalternatief, wanneer Ruimte-voor-de-Riviermaatregelen op basis van een maatschappelijke kosten-batenanalyse beter uit de bus komen.

Als traditionele dijkversterking en -verhoging als nulalternatief wordt opgevoerd, zal de afweging tussen verschillende Ruimte-voor-de-Rivieralternatieven vooral neerkomen op de vraag welk alternatief het grootste effect heeft op de ruimtelijke kwaliteit (eventueel tegen de laagst mogelijke kosten).



Referentiebeelden

In het benedenrivierengebied hebben de dijkringen een beschermingsniveau van 1/1250 tot 1/10.000, afhankelijk van de locatie. In de dunbevolkte Biesbosch zijn de beschermingsniveaus lager dan in de dichtbevolkte Randstad. Een beschermingsniveau van 1/1250 geeft aan dat de kans dat de rivierwaterstand boven de MHW uitkomt in een bepaald jaar, niet hoger mag zijn dan 1 op 1250.



Bron: DWW, 2000

Figuur 3.8 Gehanteerde veiligheidsnormen in Nederland



3.3 Referentiebeelden en projecteffecten

Om beleid, maatregelen of een project te beoordelen, kan worden getoetst in welke mate de effecten ervan positief of negatief uitvallen ten opzichte van een gekozen uitgangssituatie of referentie. Deze referentie is meestal gebaseerd op doelen die men zich heeft gesteld. Zo zijn in het natuurbeleid natuurdoeltypen en natuurstreefbeelden vastgelegd.

Veiligheid en volksgezondheid zijn twee van de belangrijkste doelstellingen van integraal waterbeheer. Ook in dit voorbeeld draait het voornamelijk om bescherming tegen overstromingen en wateroverlast. De veiligheidsniveaus moeten gehandhaafd blijven, ook bij toenemende rivierafvoeren. Maatregelen en hun effecten zullen dus in de eerste plaats worden getoetst op hun bijdrage aan veiligheid. Een belangrijk vertrekpunt voor de huidige veiligheidsniveaus is de MHW. Deze waterstand verschilt per dijkkring en hangt samen met het beschermingsniveau dat voor de verschillende dijk-ringen is gekozen. De beschermingsniveaus zijn vastgelegd in de Wet op de waterkering.

De overheid vindt dat veiligheid en gezondheid in het algemeen voor iedereen moeten worden gewaarborgd. Sociaal rechtvaardig beleid staat dus hoog in het vaandel, maar wel tegen de laagst mogelijke kosten, dus gestoeld op kosteneffectiviteit. Het feit dat voor verschillende dijkkringen verschillende beschermingsniveaus zijn vastgesteld, geeft al aan dat hier een afweging heeft plaatsgevonden tussen enerzijds de kosten van het handhaven van beschermingsniveaus en anderzijds het overstromingsrisico (risico is hierbij gedefinieerd als kans maal gevolg). Kortom: een gedifferentieerd risicobeleid.

Bij de zoektocht naar multifunctioneel ruimtegebruik in het benedenrivieren-gebied geldt als belangrijke randvoorwaarde dat gebieden met een hoge economische waarde en waardevolle infrastructurele werken intact dienen te blijven. Tenslotte is ruimtelijke kwaliteit een belangrijke beleidsdoelstelling, voorkomend uit de vijfde Nota ruimtelijke ordening. De overheid wil de samenhang tussen waterbeleid, natuurbeleid en beleid voor de ruimtelijke ordening versterken. Het streven naar vergroting van de veerkracht van watersystemen, zal naar verwachting zowel een bijdrage leveren aan het natuurherstel als aan de ruimtelijke kwaliteit in Nederland.

Zo kunnen in een beleids- of projectevaluatie meerdere doeleinden een rol spelen. Streven naar integraal en duurzaam waterbeleid betekent dat zowel technische als milieu- en maatschappelijke overwegingen in de besluitvorming aan de orde zijn. Beleid en maatregelen zullen hierop worden afgerekend.

Een belangrijk punt bij het bepalen van het toetsingskader is óf en met welke zekerheid en betrouwbaarheid de bijdrage van een bepaald effect aan het bereiken van een bepaald doel kan worden gemeten. Wat wordt bijvoorbeeld precies verstaan onder ruimtelijke kwaliteit? Of hoe wordt de maatschappelijke beleving van veiligheid of ruimtelijke kwaliteit gemeten? Het niet kunnen meten van een effect of waarde mag geen reden zijn om het niet op te nemen in de uiteindelijke evaluatie.



Tabel 3.1 vat de verschillende doeleinden voor het voorbeeld Ruimte voor de Rivier samen:

| Doel | Criteria | Maat |
|----------------------------|--|-------|
| Veiligheid | MHW | cm |
| Voor iedereen | Ruimtelijke kansverdeling overstromingen | kans |
| Ruimtelijke kwaliteit | Bijdrage aan ruimtelijke kwaliteit | + / - |
| Laagst mogelijke kosten | Investeringskosten en beheer & onderhoud | euro |
| Bijdrage natuurbeleid | Bijdrage aan natuurstreefbeeld | Ha |
| Bestuurlijke flexibiliteit | Open houden keuzes in toekomst (no regret) | + / - |

Tabel 3.1 Toetsingskader van beleids- of projectalternatieven Ruimte voor de Rivier

In dit voorbeeld kunnen doelen al vanaf het begin enigszins worden gerangschikt. In de ontwerpfasen van de alternatieve maatregelpakketten is veiligheid het hoogste doel. Maatregelpakketten die niet voldoen aan de wettelijk vastgestelde veiligheidsnorm vallen dus af. In de evaluatiefase, nadat de alternatieve maatregelpakketten zijn geïdentificeerd, is veiligheid niet zozeer meer een variabele (doel), maar meer een gegeven of constante (randvoorwaarde), waaraan alle maatregelpakketten sowieso moeten voldoen. Als de geïdentificeerde pakketten tegen elkaar worden afgewogen, moet het onderscheid dus in andere criteria worden gezocht, zoals ruimtelijke kwaliteit, bestuurlijke flexibiliteit en kosteneffectiviteit.

De verwachte projecteffecten in het voorbeeld van Ruimte voor de Rivier zijn divers, zoals blijkt uit Tabel 3.2. De tabel is samengesteld door deskundigen van verschillende disciplines, zoals technische ingenieurs van Rijkswaterstaat, hydraulische specialisten, hydrologen, economen, ecologen, fysische geografen, sociologen en bestuurskundigen.

| | Geprijsd | Niet geprijsd |
|-----------------|---|--|
| Direct | <ul style="list-style-type: none"> Investeringen civieltechnische werken Veranderend grondgebruik Materiële en economische schade Beheer en onderhoud Overhead | <ul style="list-style-type: none"> Veiligheid Beleving en emotionele schade Ruimtelijke kwaliteit Natuur |
| Indirect | <ul style="list-style-type: none"> Recreatie Economische herverdelingseffecten | <ul style="list-style-type: none"> Sociale herverdelingseffecten Bestuurlijke cultuurverandering |

Tabel 3.2 Typologie van verwachte projecteffecten



Een ander leidend principe bij het opzetten van een toetsingskader kan zijn: kwalitatieve gegevens en informatie waar voldoende, kwantitatieve gegevens en informatie waar nodig. Uiteraard moet dit principe aansluiten bij de vraag van de opdrachtgever en moet deze ermee instemmen. Het direct betrekken van de opdrachtgever bij het opstellen van het toetsingskader is essentieel. Het maakt ook duidelijk waaraan wel en niet kan worden getoetst bij gebrek aan kennis, gegevens of informatie.

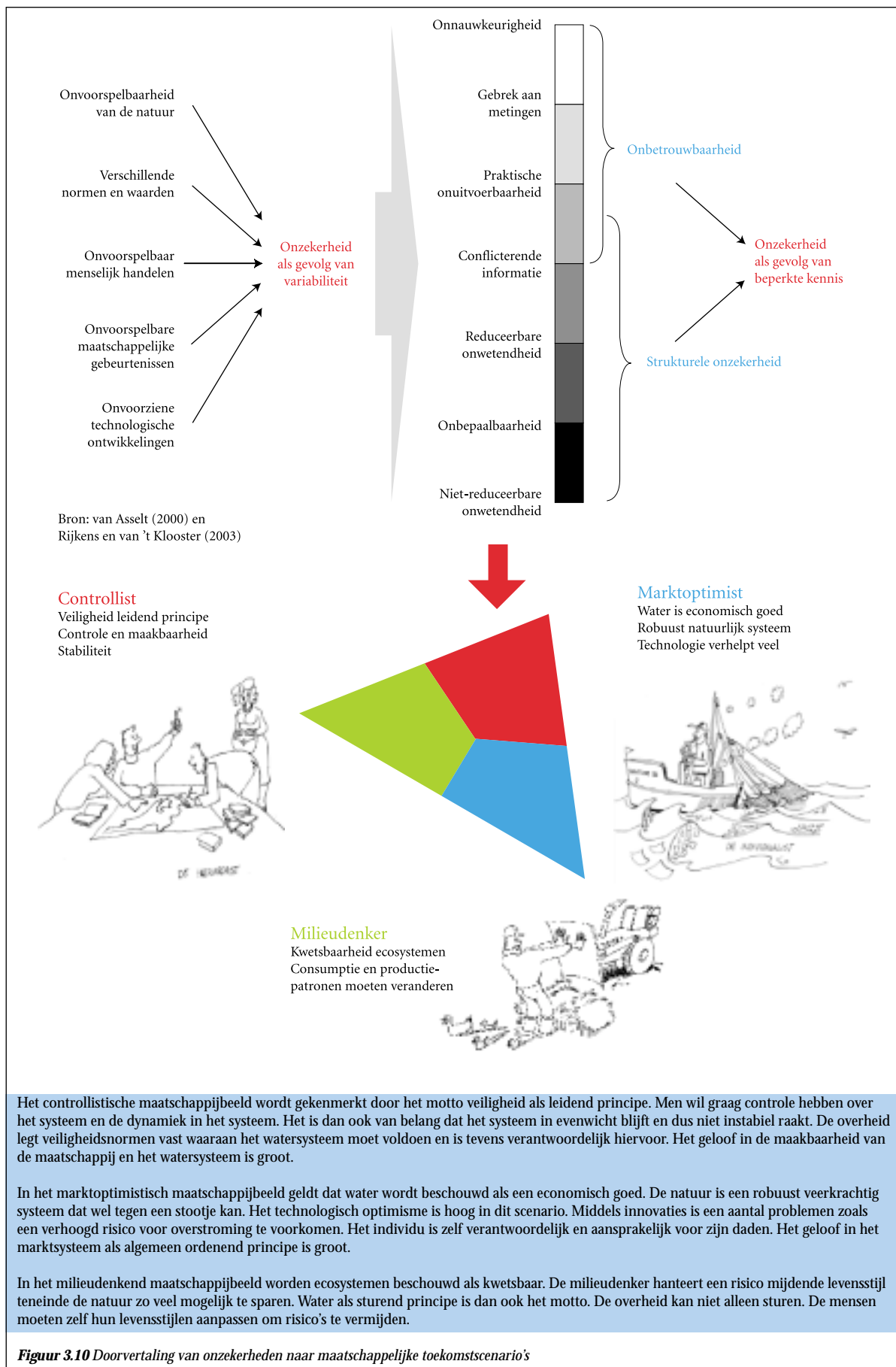
Er is een onderscheid tussen directe en indirecte projecteffecten en wel en niet in geld geprijsde effecten. Civieltechnische werken, zoals het aanleggen of verzwaren van een dijk, het verleggen van kades en het afgraven en bergen van grond, zijn voorbeelden van directe effecten. Zodra de technische specificaties van het uit te voeren werk bekend zijn, kunnen de bijbehorende investeringskosten relatief snel worden bepaald en in geld uitgedrukt.

Een belangrijk direct effect van Ruimte voor de Rivier is de handhaving van de veiligheid in het gebied. Deze veiligheid en vooral het veiligheidsgevoel zijn niet zo gemakkelijk in geld uit te drukken. Hetzelfde geldt voor verwachte effecten op ruimtelijke kwaliteit en natuur.

Het effect van Ruimte-voor-de-Riviermaatregelen op recreatie wordt gezien als een indirect effect als gevolg van veranderingen in waterarealen, de natuur en de ruimtelijke kwaliteit van het gebied. Dit effect kan gemakkelijker in geld worden gewaardeerd, namelijk door te kijken naar het financiële bestedingspatroon van recreanten.

Veel van de voorgestelde rivierkundige ingrepen hebben een vernatting van het land tot gevolg. In sommige gevallen gaat het om incidentele vernatting, in andere gevallen is deze structureel. De vernatting heeft uiteraard gevolgen voor de gebruiksfuncties. Vooral landbouwactiviteiten ondervinden naar verwachting nadelen van rivierverruiming. Als de vernatting structureel is zal Rijkswaterstaat landbouwgrond moeten aankopen. Dit heeft niet alleen effect op de primaire landbouwproductie in het benedenrivierengebied, maar ook op de gehele agrarische bedrijfskolom (aan landbouw toeleverende industrie en van landbouw afnemende industrie) en daaraan gerelateerde industrieën.

Aan de andere kant zullen als gevolg van grondaankoop productiemiddelen (arbeid en kapitaal) uit de landbouwsector vrijkomen en elders in de economie kunnen worden ingezet. Deze indirecte herverdelingseffecten zijn in te schatten en in geld uit te drukken. Daarnaast bestaan echter andere moeilijk in geld uit te drukken herverdelingseffecten, zoals de sociale consequenties van veranderingen in werkgelegenheid. Dit kan leiden tot leegloop van plattelandsgebieden en als gevolg hiervan het verdwijnen van primaire basisvoorzieningen, zoals scholen of huisartspraktijken.





De robuustheid van alternatieve maatregelen kan nog wel een belangrijke rol spelen als de onzekerheden op de lange termijn groot zijn. Over een periode van vijftig jaar kunnen de technologische, milieu- en sociaal-economische ontwikkelingen alle kanten uitgaan. Er zijn dus meerdere toekomstbeelden mogelijk. Daarom is het van groot belang te evalueren in hoeverre onder verschillende omstandigheden projecteffecten positief dan wel negatief uitvallen. In het geval van Ruimte voor de Rivier zijn vooral de ontwikkelingen onzeker ten aanzien van:

- Klimaat en waterstand
- Natuur
- Demografie
- Economische structuur
- Technologie (inclusief infrastructuur)
- Europese en globale integratie
- Maatschappelijke organisatie
- Institutionele organisatie

Deze zaken zijn niet allemaal even belangrijk voor het specifieke probleem. Hoe belangrijk ze zijn, kan niet zuiver wetenschappelijk worden vastgesteld. Vaak ontbreekt wetenschappelijke kennis over de precieze causale relaties tussen de oorzaken en gevolgen van het probleem en de gevolgen van mogelijke oplossingsrichtingen. Sommige onzekerheden zijn niet of moeilijk meetbaar, andere zijn pas meetbaar na extra inspanningen.

Afhankelijk van het belang dat aan de onzekerheden wordt gehecht, worden één of meerdere scenario's uitgewerkt. Dat zijn hypothetische beschrijvingen van mogelijke toekomstbeelden. Hiervoor kan gebruik worden gemaakt van bestaande klimaat-, demografische of sociaal-economische scenario's. Maar ze kunnen ook in de regio zelf worden ontwikkeld samen met de betrokken stakeholders.

Om de effecten van verschillende alternatieven tegen elkaar te kunnen afwegen, moeten de betrokkenen in het besluitvormingsproces ze onderling op hun waarde (kunnen) schatten. Deze subjectieve waardering gebeurt in principe op twee manieren:

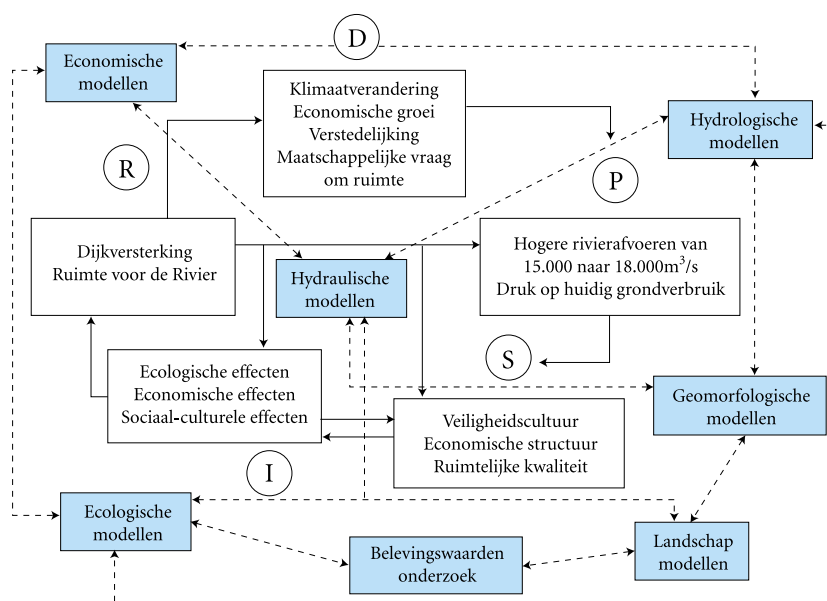
- Waardering van de beschikbare (ongelijksoortige) informatie over de verschillende effecten, zoals de kwalitatieve expert judgements over de effecten op milieu en natuur, en de tot op de cent nauwkeurig uitgerekende kosten.
- Waardering van de effecten onderling door aan ieder criterium en het betreffende effect ('criteriumscore') een gewicht te hangen; dit maakt het mogelijk een rangorde aan te geven in het belang van de verschillende effecten.



Vaak zal tussentijds afstemming moeten plaatsvinden tussen deskundigen en opdrachtgever. Beleidsmaatregelen werken direct en indirect door op milieu en maatschappij. Zo hebben maatregelen om ons land te beschermen tegen overstromingen en vernatting, een enorme invloed gehad op de inrichting van ons land, dat wil zeggen op de (on)mogelijkheden van wonen en werken, maar ook op de natuur. Binnen deze twee categorieën - milieu en maatschappij - zijn verschillende subcategorieën te onderscheiden, afhankelijk van de specifieke context en omstandigheden waarin de maatregelen worden genomen en uitgewerkt. Er bestaat een sterke en onlosmakelijke samenhang tussen milieu en maatschappij. Om enkele voorbeelden te noemen:

- Het peilbeheer van het grondwater beïnvloedt de economische activiteiten in een gebied, zoals de landbouw, maar ook de aanwezige natuur.
- Waterzuivering is essentieel voor een goede kwaliteit van het drinkwater en dus voor de volksgezondheid, maar ook voor de ecologische kwaliteit van watersystemen.
- De aanwezigheid van water in een stad (kanalen, fontein) of een landschap is een belangrijk element in de beleving van mensen, en is mede bepalend voor de keuze om ergens te wonen of te recreëren.

De samenhang tussen de hydrologische, ecologische, economische en sociale effecten en wetenschappelijke disciplines wordt in Figuur 3.4 geïllustreerd met behulp van het Driving forces (P)-Pressure (P)-State (S)-Impact (I)-Response (R)-raamwerk.



Figuur 3.4 Samenhang effecten en wetenschappelijke disciplines

Er bestaan diverse vakgebonden voorspellings- en waarderingsmodellen om de omvang en waarde van verschillende typen effecten vanuit meerdere invalshoeken te belichten. Vakgebonden modellen worden gecombineerd en met elkaar verbonden om te komen tot een integrale evaluatie van effecten. Modellen zijn hier gedefinieerd in de ruime zin van het woord: ze omvatten zowel kwantitatieve (wiskundige) rekenmodellen als kwalitatieve onderzoeksmethoden.

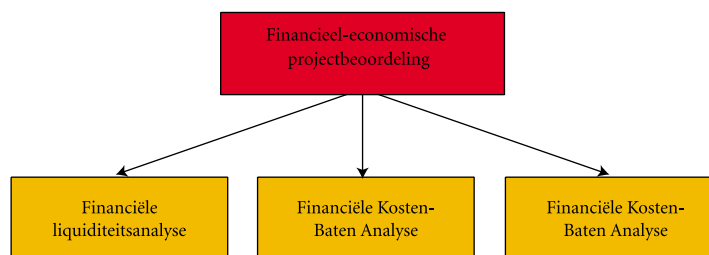


3.4 Planning van beoogde integratie

De opdrachtgever voor de evaluatie, Rijkswaterstaat, wenst dat de verschillende alternatieven voor het handhaven van de huidige veiligheidsniveaus op hun maatschappelijke kosten en baten in de toekomst worden beoordeeld. Een maatschappelijke kosten-batenanalyse is een evaluatiemethode, die een zoveel mogelijk gekwantificeerd overzicht geeft van de maatschappelijke voordelen (baten) en nadelen (kosten) over een langere periode van alternatieve beleidsmaatregelen. Maatschappelijke voor- en nadelen omvatten in deze definitie meer dan alleen de economische voor- en nadelen. Ook niet-economische effecten kunnen een rol spelen in de uiteindelijke afweging.

Om het gewenste eindproduct te kunnen leveren, moet dus vanuit meerdere maatschappelijke perspectieven en daarbij behorende vakgebieden naar de alternatieven worden gekeken. Deze informatie moet bovendien zó worden gepresenteerd dat de verschillende voor- en nadelen met elkaar zijn te vergelijken. Dan kan de opdrachtgever ze tegen elkaar afwegen.

Een belangrijk onderdeel van de planning van integratie is het bepalen van deze onderlinge verwevenheid van effecten (zie Figuur 2.2). Vanaf het begin moeten verwachte samenhangen tussen vakgebieden, effecten en benodigde deskundigheden om deze effecten te kunnen meten expliciet worden benoemd. Het inschatten van de verwachte effecten in de vorige stap biedt hiertoe een goede gelegenheid. Het expliciteren van de samenhang is nodig om tot een integrale beoordeling te komen en zal ook de volgorde in de tijd van onderzoeksstappen helder maken: welke uitkomsten vanuit welk vakgebied zijn nodig om in een ander vakgebied verder te kunnen met de evaluatie? Veranderingen in de rivierafvoer, en de gevolgen van rivierverruimende maatregelen voor de oppervlakte- en grondwaterstanden kunnen bijvoorbeeld leiden tot economische en immateriële (sociaal-psychologische) schade of natuurherstel.



Figuur 4.1 Typen financieel-economische projectbeoordelingen

Bepaling kosten en baten

Kosten en baten worden in het algemeen gemeten op basis van de waarde van de opgeofferde productiemiddelen (kosten) en de waarde van de met deze middelen gerealiseerde productie (baten). Productiemiddelen zijn bijvoorbeeld arbeid, grondstoffen of machines. De productie kan zowel bestaan uit concrete goederen als uit verleende diensten.

De waarde van productiemiddelen en productie wordt in de praktijk als volgt berekend:

- 1) Bepaling van de benodigde hoeveelheid productiemiddelen of de hoeveelheid geproduceerde goederen of diensten (*hoeveelheidsgrondslag*).
- 2) Bepaling van de waarde per eenheid productiemiddel, product of dienst (*prijsgroundslag*).

Vermenigvuldiging van de hoeveelheids- en de prijsgroundslag levert de kosten per productiemiddel of de baten per product of dienst op. De hoeveelheidsgrondslag komt aan de orde in de stap 'raming directe en indirecte projecteffecten' (paragraaf 4.4), en de prijsgroundslag in de stap 'waardering van directe en indirecte projecteffecten' (paragraaf 4.5).

Het bepalen van de hoeveelheidsgrondslag is niet altijd even gemakkelijk, vooral niet als er sprake is van indirecte productie-effecten. Maar het bepalen van de prijsgroundslag blijkt vaak tot de meeste discussie te leiden. De prijsgroundslag kan zeer verschillend zijn, afhankelijk van het type KBA (zie Tabel 4.1).

4 Uitwerking economie

4.1 Inleiding

Dit hoofdstuk volgt stapsgewijs de algemene methode om de financiële en economische effecten van beleid (maatregelen) in beeld te brengen. De belangrijkste financiële en economische aspecten van een project komen aan de orde. In paragraaf 4.2 worden de economische referentiebeelden besproken, gevolgd door een beschrijving in paragraaf 4.3 van de uitgangssituatie en relevante exogene ontwikkelingen. Paragraaf 4.4 gaat over de raming van directe en indirecte effecten en paragraaf 4.5 over de waardering van deze effecten. In paragraaf 4.6 staan slotopmerkingen. Dit hoofdstuk gaat nadrukkelijk in op de keuzes die bij de economische uitwerking moeten worden gemaakt. Waar relevant, wordt aangegeven hoe de financieel-economische aspecten zich verhouden tot de ecologische en sociaal-culturele aspecten.

Kenmerkend voor de economische invalshoek is dat gekeken wordt naar invloeden op de toewijzing van schaarse, alternatief aanwendbare middelen in de samenleving. Doel is om economisch gezien de hoogst mogelijke baten te realiseren tegen de laagst mogelijke kosten. De verhouding tussen middelen en doelen, uitgedrukt in doelmatigheid of efficiency, is een kernbegrip in de economie. In termen van water kan worden gedacht aan het maximaliseren van de baten van water of watergebruik met inachtneming van relevante kosten, eventueel onder voorbehoud van duurzaamheid. De kosten-batenanalyse (KBA) waarop ook de OEEI-leidraad is gebaseerd (zie de paragrafen 2.4 en 2.6.1), is de belangrijkste en bekendste methode voor het bepalen van de doelmatigheid of efficiency van beleid, projecten of maatregelen.

Er bestaat een belangrijk onderscheid tussen financiële en economische analyses. Het belangrijkste verschil is het doel en het perspectief van waaruit een projectbeoordeling wordt uitgevoerd. In een financiële KBA worden de monetaire kosten en baten in beeld gebracht voor de partij die een project uitvoert en financiert. In een economische analyse daarentegen worden alle positieve en negatieve effecten van een project op een rij gezet. Niet alleen voor de uitvoerder, maar ook voor derden die invloed ondervinden van het project. Indirecte effecten, dat wil zeggen effecten op derden die niet direct samenhangen met de uitvoering van het specifieke project, komen in een economische analyse expliciet aan de orde. Dat komt omdat nadrukkelijker dan in een financiële KBA naar de verdeling van kosten en baten over verschillende groepen betrokkenen in tijd en ruimte wordt gekeken.

Ook de waarderingsgrondslag voor kosten en baten verschilt. Financiële analyses bestaan bovendien vaak uit méér dan alleen een KBA. Een KBA is gericht op het bepalen van de mate waarin een investering voor- of nadelig uitpakt voor de uitvoerder en/of andere betrokkenen. Het gaat dan om een investering die hoort bij het beleid, bij een project of bij maatregelen. Hoe dat beleid, dat project of die maatregelen worden gefinancierd is een andere vraag, die valt onder een financiële liquiditeitsanalyse.

Tabel 4.1 Kenmerken financiële en economische KBA

| Financiële KBA | Aard en doel KBA | Perspectief | Schaalniveau | Waarderings grondslag | Kosten | Baten |
|------------------------|---|--|---|--|--|--|
| | Het doel van dit type beoordeling is de uitvoerder van een project (bedrijf of overheid) inzicht te verschaffen in de kosten en baten gerelateerd aan een project ten behoeve van investerings-beslissingen (bijvoorbeeld het bepalen van de rentabiliteit of terugverdientijd van een investering). | Uitvoerder (bedrijf of overheid) | <p><i>Ruimte:</i> afhankelijk van de markt die wordt bediend:</p> <ul style="list-style-type: none"> - lokaal - regionaal - nationaal - internationaal <p><i>Tijd:</i> Afhankelijk van de looptijd van het project, de investering en de evt. terugverdientijd:</p> <ul style="list-style-type: none"> - weken - maanden - jaren <p><i>Direct/indirect:</i> Meestal alleen directe effecten, echter afhankelijk van tijd en ruimte en plaats van het project in de economische structuur</p> | <p><i>Financiële prijzen:</i> heersende kost- en marktprijzen, incl. financiële transfers zoals:</p> <ul style="list-style-type: none"> - belastingen - heffingen - subsidies <p><i>In constante prijzen¹</i></p> <p><i>Discontovoet:</i> te bepalen door investeerder</p> | <ul style="list-style-type: none"> - Uitgaven - Gederfde inkomsten | <ul style="list-style-type: none"> - Inkomsten - Vermeden uitgaven |
| Economische KBA | Het doel van dit type beoordeling is alle voor- en nadelen van een project, in geld uitgedrukt of niet, voor de uitvoerder van een project en andere betrokkenen (gebruikers van een dienstverlening, klanten en evt. derden) inzichtelijk te maken ten behoeve van het bepalen van de winstgevendheid, rentabiliteit, doelmatigheid of efficiency van een project of investeringsbeslissing voor de maatschappij als geheel. | <ul style="list-style-type: none"> - Uitvoerder - Gebruikers (klanten) - Derden | <p><i>Ruimte:</i> afhankelijk van de markt die wordt bediend en de plaats waar uiteindelijk de voor- en nadelen neervallen:</p> <ul style="list-style-type: none"> - lokaal - regionaal - nationaal - internationaal <p><i>Tijd:</i> Afhankelijk van de looptijd van het project en de evt. nawerking van kosten en baten in de tijd:</p> <ul style="list-style-type: none"> - weken - maanden - jaren <p><i>Direct/indirect:</i> Meestal directe en indirecte effecten, echter afhankelijk van tijd en ruimte en plaats van het project in de economische structuur</p> | <p><i>Economische prijzen:</i> gebaseerd op schaduwprizen, exclusief financiële transfers zoals:</p> <ul style="list-style-type: none"> - belastingen - heffingen² - subsidies <p><i>In constante prijzen</i></p> <p><i>Discontovoet:</i> afhankelijk van maatschappelijke preferenties t.a.v. de verdeling van huidige en toekomstige kosten en baten³</p> | Opportunity kosten van alternatief inzetbare productiemiddelen | Positieve effecten of vermeden negatieve effecten |

1 Alleen in een financiële liquiditeitsanalyse zoals kasstroom analyse worden altijd lopende prijzen gebruikt, bijvoorbeeld omdat ieder jaar bekend moet zijn hoeveel geld in kas moet zijn om een project te kunnen financieren of hoeveel geld geleend moet worden om de uitvoerder(s) te kunnen betalen.

2 Heffingen die tot doel hebben marktverstoringen te corrigeren zoals voor externe milieu-effecten waar geen marktprijs voor voorhanden is worden wel meegerekend.

3 In de praktijk kan de overheid hier zelf richtlijnen voor opstellen. Zo schrijft de Rijksoverheid in Nederland een discontovoet voor van 4% in een risicovrije omgeving.

Een belangrijk onderdeel van financiële liquiditeitsanalyses is de zogenoemde kasstroomanalyse, waarbij alle uitgaven (uitgaande kasstromen) en inkomsten (inkomende kasstromen) over een gegeven periode in beeld worden gebracht. Dit gebeurt ter ondersteuning van financieringsvraagstukken of het bepalen van de vermogensbehoefte van een onderneming of project. Liquiditeitsanalyses worden bijvoorbeeld uitgevoerd wanneer publiek-private samenwerking (PPS) wordt overwogen. Fiscale en juridische richtlijnen spelen bij deze analyses een belangrijke rol.

Kortom, in een KBA staat centraal hoe rendabel een investering is, terwijl het in een liquiditeitsanalyse draait om hoe de investering wordt gefinancierd. De verschillende typen financieel-economische projectbeoordelingen zijn weergegeven in Figuur 4.1.

In een financiële KBA worden uitgaven en inkomsten tegen elkaar afgewogen, terwijl het in een economische KBA vaak gaat om breder gedefinieerde kosten en baten. Een uitgave reflecteert een daadwerkelijke geldstroom. Kosten treden op voorzover er bij een project productiemiddelen worden opgeofferd. Deze productiemiddelen kunnen ook voor een ander doel worden ingezet. De hiermee gepaard gaande gedeerde opbrengsten worden 'opportunitykosten' genoemd. Een uitgave vindt plaats zodra deze productiemiddelen worden betaald. Kosten hoeven dus niet gelijk te zijn aan uitgaven en omgekeerd.

Hetzelfde geldt voor inkomsten en baten. Inkomsten zijn gelijk aan de verkoopwaarde van geproduceerde goederen of diensten, terwijl baten ook opbrengsten omvatten die niet een directe verkoopwaarde hebben zoals de baten die mensen in polders onder de zeespiegel ondervinden van de aanwezigheid van dijken. Deze dienstverlening wordt niet direct aangeboden via de markt en heeft dus ook niet een directe verkoopwaarde.

De positieve effecten (baten) en negatieve effecten (kosten) hoeven in een economische KBA dus niet allemaal in geld te worden uitgedrukt. Ook niet in geld uitgedrukte effecten worden in principe meegenomen in de analyse. In hoeverre ze ook echt meetellen in de uiteindelijke afweging op basis van een rentabiliteitsanalyse is een andere kwestie. Dat hangt er mede vanaf of ze met behulp van economische waarderingsmethoden, net als de wel geprijsde effecten, onder één en dezelfde noemer zijn te brengen. Hier wordt later in dit hoofdstuk op ingegaan.

4.2 Beschrijving referentiebeelden

De referentiesituatie is in een KBA in het algemeen gelijk aan de situatie waarin een bepaald project (of een bepaalde ingreep of maatregel) wordt uitgevoerd. Dit wordt ook wel de 'met project'-situatie genoemd. Naar de uitgangssituatie wordt meestal verwezen als de 'zonder project'-situatie (zie paragraaf 2.1).

De verschillen tussen een financiële en economische KBA, met name ten aanzien van de waarderingsgrondslagen, komen expliciet aan de orde bij de uitwerking van de verschillende stappen in deze fase van de evaluatie. De mate van detaillering van deze stappen is afhankelijk van de fase in een beleids- of besluitvormingsproces en van de beschikbare kennis en gegevens. Zoals beschreven in de OEEI-leidraad kan een KBA in principe in verschillende fases van een beleids- of besluitvormingsproces een rol spelen. Afhankelijk van de fase in het proces, zal er meer of minder zicht zijn op het betreffende probleem, de specifieke oplossingsrichtingen en de beschikbare kennis en gegevens. De OEEI-leidraad maakt onderscheid tussen een pre-feasibility study ('kengetallen KBA') en een diepgaande KBA. In het eerste geval is de KBA toegespitst op veelbelovende alternatieven en volstaat globale informatie over de relevante onderwerpen en aspecten. In het laatste geval wordt voor een definitieve beslissing een diepgaande studie verricht. Op deze manier is volgens de OEEI-leidraad het maken van een KBA een iteratief proces, waarbij in de loop van het onderzoek steeds meer onderdelen kwantitatief worden ingevuld en verbeterd.

Een economische KBA wordt ook wel een nationaal-economische welvaartsanalyse genoemd. Dat gebeurt als in de analyse herverdelingseffecten expliciet worden bekeken. Een ander onderscheid is dat tussen een partiële en integrale welvaartsanalyse (zie Figuur 4.2). Of een projectbeoordeling dient te worden uitgevoerd op een nationaal of op een ander niveau is afhankelijk van de verwachte omvang van de directe en indirecte financiële en economische effecten van het project. Een partiële analyse op lokaal of regionaal niveau waarbij alleen de directe effecten worden meegerekend kan volstaan als van tevoren wordt ingeschat dat de indirecte effecten verwaarloosbaar klein zijn. In de praktijk is het meerekenen van de indirecte effecten vaak mede afhankelijk van beschikbare gegevens en modellen voor een specifiek probleem dat speelt op een bepaald schaalniveau.

| | | Nederland | | | | Buitenland |
|--------------------|--------------|--------------------|-------------|-------------------------|--------------|------------|
| | | Geprijsde effecten | | Niet geprijsde effecten | | |
| | | Herverdeling | Efficiëntie | Efficiëntie | Herverdeling | |
| | Exploitanten | | | | | |
| | Gebruikers | | | | | |
| | Derden | | | | | |
| Indirecte effecten | | | | | | |

Bron: CPB/NEI (2000)

Toelichting:

Partiële KBA
 Integrale KBA
 Nationaal-economische KBA

Figuur 4.2 Partiële, integrale en nationaal-economische KBA

In het Nederlandse waterbeheer geldt het principe dat er geen sprake mag zijn van afwenteling, dat wil zeggen het ongevraagd overdragen van problemen met bijvoorbeeld waterafvoer of de daarmee gepaard gaande kosten op anderen. Het herkennen van afwenteling zal meestal om een economische KBA vragen. De mate waarin indirecte effecten een rol spelen, is uiteraard afhankelijk van de omvang en impact van een project.

In het algemeen wordt in een KBA gestreefd naar efficiëntie, dat wil zeggen naar het behalen van de hoogst mogelijke baten tegen de laagst mogelijke kosten. Het evalueren van verschillende projectalternatieven gebeurt op basis van het criterium dat het rendement van een bepaald project even groot of groter moet zijn dan van het alternatief. Als er maar één projectalternatief is, gaat dit onder het motto dat de (totale) baten groter moeten zijn dan de (totale) kosten om tot verbetering van de Ausgangssituation te komen.

4.3 Beschrijving Ausgangssituation en exogene ontwikkelingen

Vaak wordt in een KBA de huidige situatie gekozen als Ausgangssituation, dus de situatie zonder een project, ingreep of maatregel. Dit hoeft geen statische momentopname te zijn. Het kan ook de continuering van een gegeven situatie in de tijd betreffen op basis van vigerend beleid of een voorspelling van een autonome ontwikkeling. In het laatste geval worden bijvoorbeeld op basis van een analyse trends uit het verleden geëxtrapoleerd naar de toekomst.

4.4 Raming van directe en indirecte projecteffecten

Een belangrijk onderdeel van deze stap is het bepalen van de actoren en sectoren in de economie, maar ook elders in de samenleving, vooral als er sprake is van grootschalige ingrepen. Kosten en baten kunnen immers alleen worden bepaald als bekend is aan wie ze toevallen.

Directe effecten zijn effecten die toevallen aan de uitvoerder of gebruikers van een project, zoals de kosten om het project uit te voeren (investeringskosten en beheer- en onderhoudskosten) of de baten die het project de gebruikers oplevert (bijvoorbeeld extra bescherming, minder schade bij overstromingen, schoner water etc.).

Indirecte effecten daarentegen zijn effecten die weliswaar een causale relatie hebben met een project, maar die niet rechtstreeks toevallen aan de uitvoerder of gebruikers ervan. Voorbeelden hiervan zijn eventuele verliezen elders in de economie als gevolg van de verplaatsing van productiemiddelen. Zulke verliezen kunnen bijvoorbeeld optreden als het creëren van ruimte voor water leidt tot grootschalige ingrepen in de ruimtelijke economische structuur van Nederland. Om deze effecten te kunnen inschatten moeten de onderling relaties tussen economische sectoren bekend zijn. Dan kan worden ingeschat in hoeverre bijvoorbeeld de herallocatie van landbouwgrond invloed heeft op de aan de landbouw toeleverende en van de landbouw afnemende bedrijfstakken binnen en buiten het studiegebied. Verder moeten aannames worden gemaakt over de herallocatie van de andere productiemiddelen uit de landbouwsector, zoals arbeid en kapitaal binnen de regionale of nationale economie.

In tegenstelling tot bijvoorbeeld het begrip 'natuurstreefbeeld' waarmee veel wordt gewerkt in het natuurbeleid, wordt het begrip 'economisch streefbeeld' veel minder gebruikt. Wel kent Nederland gebieden of regio's met economische bestemmingsplannen. Ook stimuleert de overheid investeringen in de economische bedrijvigheid in bepaalde gebieden door middel van subsidies op investeringen of kortingen op de inkomstenbelasting.

In het voorbeeld Ruimte voor de Rivier wordt de uitgangssituatie gelijk verondersteld aan de huidige situatie plus de verwachte autonome economische ontwikkeling. Hierbij wordt voor de algemene economische groei in het gebied gebruikgemaakt van de bestaande drie CPB-scenario's uit de langetermijnverkenning voor de periode 1995-2020: Divided Europe (DE), European Coordination (EC) en Global Competition (GC). Deze scenario's zijn samengevat in Tabel 4.3. De beschrijving van de autonome economische ontwikkeling in het gebied is in dit voorbeeld met name van belang voor de berekening van de risico's (kans maal schade) als het betreffende studiegebied overstroomt. Hoe hoger de economische groei, hoe groter de (vermeden) toekomstige schade.

| Global Competition | European Coordination | Divided Europe |
|---|--|--|
| 1. Internationaal-politiek Vrije markt perspectief Beleidsconcurrentie tussen staten Europa à la carte | 1. Internationaal-politiek Mondiaal: blokvorming Europa: coördinatieperspectief Meer snelheden | 1. Internationaal-politiek Coördinatieperspectief ineffectief: verdeelde EU Vrije markt perspectief onder- vertegenwoordigd |
| 2. Technologie, kennis Snelle diffusie Technologie marktgericht | 2. Technologie, kennis Gematigde diffusie-snelheid Technologie meer maatschappelijk gericht | 2. Technologie, kennis Trage groei kennispotentieel Diffusie traag |
| 3. Sociaal-cultureel Sterke individualisering Leefstijl: meer materieel | 3. Sociaal-cultureel Cohesie, solidariteit Leefstijl: meer immaterieel | 3. Sociaal-cultureel Belangentegenstellingen Intolerantie |
| 4. Demografie Migratie matig Bevolking 2020: 16,9 mln | 4. Demografie Migratie vrij groot Bevolking 2020: 17,7 mln | 4. Demografie Lage migratie Bevolking 2020: 16,2 mln |
| 5. Economie Wereldwijd sterke groei Zeer dynamisch Sterke benutting comparatieve voordelen BBP-groei Nederland 3,25% Olieprijzen 2020: ca. \$ 25 | 5. Economie Noord-Amerika blijft achter BBP-groei Nederland 2,75% Meer internationaal milieubeleid Olieprijzen laag | 5. Economie Sterke groei in Noord-Amerika, Azië BBP-groei Nederland 1,5% Consumptie/productiepatroon: weinig verandering |

Figuur 4.3 Autonome ontwikkelingen volgens het Centraal Planbureau

In het geval van ruimte voor de rivier is verder met name de ruimtelijke uitwerking van autonome ontwikkelingen van groot belang. Toekomstige ruimteclaims voor verschillende maatschappelijke en economische gebruiksfuncties, waaronder water, kunnen namelijk conflicteren. Het is van groot belang voor waterbeheerders hier voldoende zicht op te hebben. In de KBA vertalen conflicterende toekomstige ruimteclaims zich in kosten. Aangezien ruimteclaims voor water vooral landbouwgrond betreffen, zijn met name ontwikkelingen in deze sector van belang. Echter, ook stedelijke ruimtedruk spelen een belangrijke rol.

Externe effecten zijn tenslotte effecten van beleid, projecten, maatregelen, productie of consumptie voorzover deze buiten de markt vallen en dus niet tot uitdrukking komen in marktprijzen. Externe effecten kunnen zowel directe effecten zijn die direct toevallen aan de uitvoerder of gebruikers van een project, als indirecte effecten die toevallen aan derden. Veel effecten op natuur en milieu vallen hieronder. Alle maatregelen naar aanleiding van de belangrijkste beleidsthema's uit de Vierde Nota Waterhuishouding, zoals het handhaven van veiligheid, het reduceren van emissies naar grond- en oppervlaktewater, de bestrijding van verdroging en het opruimen van waterbodems, betreffen feitelijk externe effecten.

4.5 Waardering van directe en indirecte projecteffecten

In een KBA kunnen meerdere waarderingmethoden worden gebruikt. Het is aan te raden om in de eerste plaats altijd marktprijzen te gebruiken. Het kan echter nodig zijn, afhankelijk van het type KBA dat wordt uitgevoerd (financieel of economisch), de heersende marktprijzen eerst aan te passen. Voor het waarderen van externe effecten waarvoor geen marktprijs voorhanden is bestaan directe en indirecte waarderingmethoden. Een derde belangrijke vorm van waardering in een financieel-economische projectbeoordeling is het vergelijkbaar maken van kosten en baten in de tijd. Het terugrekenen van kosten en opbrengsten die zich op verschillende tijdstippen voordoen naar een huidige waarde heet 'disconteren' en is ook een vorm van waardering. De waardering betreft hier de keuze voor de discontovoet waarmee kosten en opbrengsten nu en in de toekomst met elkaar vergelijkbaar worden gemaakt.

Waardering met behulp van marktprijzen

Een deel van de verwachte effecten is direct met behulp van marktprijzen in geld uit te drukken. In waterprojecten zijn met name de kosten vaak relatief snel en eenvoudig te bepalen, bijvoorbeeld de aankoop van land op basis van huidige grondprijzen of de kosten van civieltechnische werken waarvoor binnen Rijkswaterstaat standaard kostenberekeningen bestaan. Beheer- en onderhoudskosten en overheadkosten worden vaak berekend aan de hand van een vast percentage van de totale initiële investeringskosten.

Zelfs wanneer marktprijzen voorhanden zijn, is het belangrijk een duidelijk onderscheid te maken tussen financiële en economische prijzen. De keuze voor financiële of economische prijzen is afhankelijk van de vraag welk type KBA uitgevoerd moet worden. De waarderingsgrondslag voor een economische KBA is anders dan voor een financiële. In een financiële KBA worden de inkomsten en uitgaven op een rijtje gezet. Ze zijn gewaardeerd tegen financiële markt- en kostprijzen. Deze prijzen zijn inclusief mogelijke financiële transfers zoals subsidies of belastingen. Een voorbeeld van zo'n financiële transfer is de BTW. Financiële prijzen zijn altijd inclusief BTW. De standaard kostprijsberekeningsmethode van Rijkswaterstaat, de zogenaamde Project Ramingen Infrastructuur (PRI) waarvoor in 1995 een complete handleiding is opgesteld (PRI-Klapper 'Werk in Uitvoering'), is gebaseerd op financiële prijzen.

Voorbeelden van ramingen van directe en indirecte effecten worden hieronder beschreven.

Directe effecten

Schade

De verhoogde kans op overstromingen als gevolg van hogere toekomstige rivierafvoeren heeft consequenties voor de ruimtelijk-economische infrastructuur. Omdat deze negatieve consequenties worden vermeden als de huidige beschermingsniveaus in de toekomst worden gehandhaafd, worden ze in een kosten-baten tabel opgenomen als positief effect. Verwacht wordt dat de vermeden schade in het studiegebied in de loop van de jaren hoger wordt als gevolg van economische groei, ook al is deze groei bescheiden. Ook de evacuatie van mensen en dieren bij hoge waterstanden kan een kostbare operatie zijn, zoals de hoogwatersituaties in 1993 en 1995 hebben laten zien. Honderdduizenden mensen moesten toen uit de bedreigde gebieden worden weggehaald.

Om de vermeden materiële en economische schade te kunnen schatten, is het noodzakelijk de ruimtelijke dosis-effect relaties van maatregelen te kennen. We moeten weten in welke mate bijvoorbeeld een waterstandverlagende ingreep bovenstrooms resulteert in een afname van de overstromingskans in het gebied zelf, maar mogelijk ook in gebieden benedenstrooms. Vermenigvuldiging van deze kans met de economische waarden in de betreffende gebieden levert een indicatie op van de vermeden 'risico's'. Belangrijke factoren zijn de hoogte van de waterstand bij een overstromingskans en de duur en snelheid van de overstroming. De kennis en informatie over de gevolgen van overstromingen zijn beperkt en stelen voornamelijk op ervaringen uit het verleden. Voor het voorspellen van overstromingskansen als gevolg van hogere rivierafvoeren beschikt Rijkswaterstaat over geavanceerde modellen. Het meest geavanceerde modelinstrumentarium dat Rijkswaterstaat heeft ontwikkeld, is het Hoogwater Informatie Systeem (HIS). Dit systeem bevat een schade- en slachtoffermodule, die de diepte en duur van een overstroming in meters inundatie per tijdseenheid en dijkkring relateert aan de hierbij behorende materiële schade per oppervlakte-eenheid (ha).

Indirecte effecten

Multipliereffecten

Het berekenen van indirecte effecten op aanleverende en afnemende economische sectoren gebeurt in het algemeen aan de hand van zogenoemde 'multipliers'. Deze indirecte effecten worden daarom ook wel multipliereffecten genoemd. Multipliers zijn coëfficiënten of percentages die de doorwerking van een project in de regionale of nationale economie weergeven. Als bijvoorbeeld bedrijfstak A voor zijn productie grotendeels afhankelijk is van materiaal dat wordt geleverd door bedrijfstak B en bedrijfstak B op zijn beurt afhankelijk is van bedrijfstak C, dan heeft het kortwieken van de productie van bedrijfstak A gevolgen voor de bedrijfstakken B en C. De mate waarin deze indirecte effecten een rol spelen wordt weergegeven door de multiplier.

Voor de gehele landbouwsector wordt op basis van expert judgements door landbouweconomen in het algemeen een iets minder dan proportionele relatie verondersteld tussen de primaire landbouwsector en de toeleverende- en afnemende industrieën in de agrarische bedrijfskolom. Dat wil zeggen, dat een toe- of afname van de landbouwproductie met één eenheid leidt tot een iets minder grote toe- of afname van de productieomvang van de direct gerelateerde industrieën in de totale bedrijfskolom (0,8 eenheden). Gezien de relatief geringe omvang van de ruimteclaims op bedrijfsterreinen en grond met woningen worden de indirecte economische effecten hiervan vaak verwaarloosbaar klein verondersteld.

Indirecte effecten op recreatie

Een ander afgeleid (indirect) effect is de verwachte toename in recreatie. Als het treffen van rivierverruimende maatregelen leidt tot méér wateroppervlak en méér natuur worden waarschijnlijk ook de recreatiemogelijkheden groter. Uiteraard stellen verschillende vormen van recreatie verschillende eisen aan de omgeving. Het is daarom onvermijdelijk dat aannames worden gemaakt omtrent de ontwikkeling van verschillende typen watergerelateerde recreatie in het gebied, bijvoorbeeld in de vorm van scenario's. De economische consequenties kunnen daarvan worden afgeleid. Zo zullen investeringen nodig zijn in specifieke faciliteiten om de aantrekkingskracht van het gebied voor bepaalde vormen van recreatie te versterken. En extra bezoekers zullen meer inkomsten genereren voor horeca en handel in de regio. In theorie moeten deze extra investeringen worden meegerekend als het geschatte aantal extra recreatiebaten ook aan het project worden toegerekend.

In een economische KBA worden financiële markt- en kostprijzen zodanig aangepast dat ze de schaarsteverhoudingen op de markt weerspiegelen. Dit worden 'schaduwrijzen' genoemd. Deze *schaduwrijzen* zijn exclusief financiële transfers zoals subsidies of belastingen. Een economische prijs is daarom altijd exclusief BTW.

De financiële en economische prijzen in een KBA zijn altijd constante prijzen, dat wil zeggen prijzen die zijn gecorrigeerd voor inflatie. Ze zijn in die zin waardevast. Hierdoor kan de uitkomst van een KBA worden geëvalueerd op basis van de huidige geldwaarde. Inflatie betekent immers geldontwaarding als gevolg van een stijging van het algemene prijspeil. Omdat geld slechts een ruilmiddel is, mag deze geldontwaarding in principe geen invloed hebben op de reële stroom van kosten en baten voor de uitvoerder van een project of de economie als geheel.

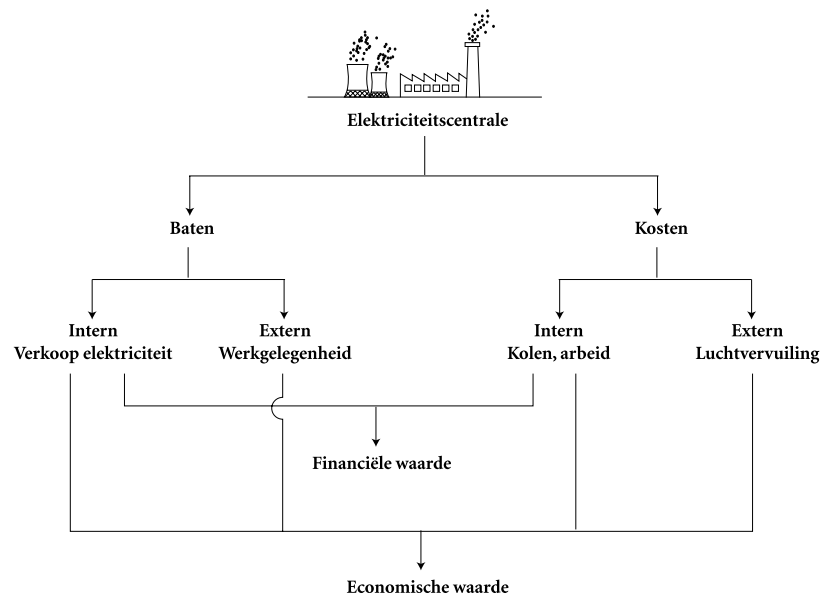
Waarderingsmethoden voor niet-geprijsde effecten

Geld spreekt veel besluitvormers aan. Dat is één van de belangrijkste praktische redenen om de externe effecten van beleid, projecten, maatregelen of menselijke activiteiten te waarderen in geld. Geld is een internationaal geaccepteerd ruilmiddel. Het is niet uit onze belevingswereld weg te denken. Door milieuveranderingen in geld uit te drukken, krijgen ze een belangrijker plaats dan vroeger in de besluitvorming. Voorheen niet met elkaar vergelijkbare eenheden worden immers vergelijkbaar gemaakt. Het belangrijkste doel van de economische waardering van milieu is te laten zien dat milieu en natuur voldoen aan het schaarstebegrip in de economie. Ze vertegenwoordigen dus een economische waarde in de afwegingen. Het in geld uitdrukken van milieuveranderingen vervult in die zin ook een belangrijke maatschappelijke signaalfunctie.

Voor de belangrijkste baten van de meeste waterbeheersmaatregelen (zie Vierde Nota Waterhuishouding) zijn geen marktprijzen voorhanden. Ook veiligheid en ruimtelijke kwaliteit zijn zogenoemde '*publieke*' of '*collectieve*' goederen. Ze zijn gezien hun aard technisch en institutioneel niet op te splitsen in exclusieve eenheden. Dat wil zeggen dat ze niet kunnen worden verhandeld op een markt waar iemand het alleenrecht op zo'n eenheid kan kopen, zoals gebeurt wanneer hij of zij een brood, een appel, een auto of een huis aanschaft.

Voor de economische waardering van niet-geprijsde externe effecten zijn verschillende methoden ontwikkeld. Deze zijn weergegeven in Bijlage 2. De verschillende componenten waaruit de totale economische waarde van milieu en natuur bestaat wordt weergegeven in Figuur 4.5. De verschillende methoden meten verschillende componenten van de totale economische waarde. Alleen de contingent waarderingsmethode is theoretisch in staat om zowel gebruiks- als niet-gebruikswaarden te schatten.

Het verschil tussen geprijsde en niet-geprijsde effecten kan worden geïllustreerd aan de hand van Figuur 4.4.



Figuur 4.4 Interne en externe effecten geïllustreerd aan de hand van een elektriciteitscentrale

Een elektriciteitscentrale functioneert door de inzet van productiemiddelen als arbeid en kolen. Hiervan zijn marktprijzen bekend. Tegenover de kosten van de inzet van productiemiddelen staan opbrengsten in de vorm van elektriciteit die wordt verkocht op de markt, wederom tegen marktprijzen. Een positief extern effect van de aanwezigheid van de centrale in een bepaalde regio is bijvoorbeeld de werkgelegenheid. Negatieve externe effecten zijn bijvoorbeeld de uitstoot van CO₂ door de elektriciteitscentrale en de bijdrage hiervan aan luchtverontreiniging.

Er zijn vijf algemene methoden waarmee in de praktijk de economische waarde van milieuveranderingen in geld wordt uitgedrukt (Tabel 4.2): de contingentwaarderingmethode (CVM), de reiskostenmethode (TCM), de hedonische prijsmethode (HPM), de preventiekostenmethode (PCM), de schaduwprojectmethode (SPM) en de productiefactormethode (PFM). Deze waarderingmethoden kunnen worden ingedeeld naar:

- 1) Methoden die de bereidheid van mensen om te betalen voor een milieuverandering bepalen.
- 2) Methoden die de kosten of schade van een milieuverandering bepalen.

De CVM, de TCM en de HPM bepalen de bereidheid van mensen om te betalen voor (het voorkomen van) een milieuverandering. De CVM leidt deze waarde af uit enquêteonderzoek, de beide andere methoden uit marktgegevens. In de CVM wordt aan mensen direct gevraagd of zij bereid zijn te betalen voor een hypothetische verandering in milieu of natuur. In de reiskostenmethode wordt de betalingsbereidheid afgeleid uit de kosten die mensen hebben gemaakt om bijvoorbeeld een natuurgebied of park te bezoeken. De HPM-methode bepaalt de bereidheid om te betalen voor natuur of water in de directe leefomgeving door te kijken naar verschillen in huizenprijzen.

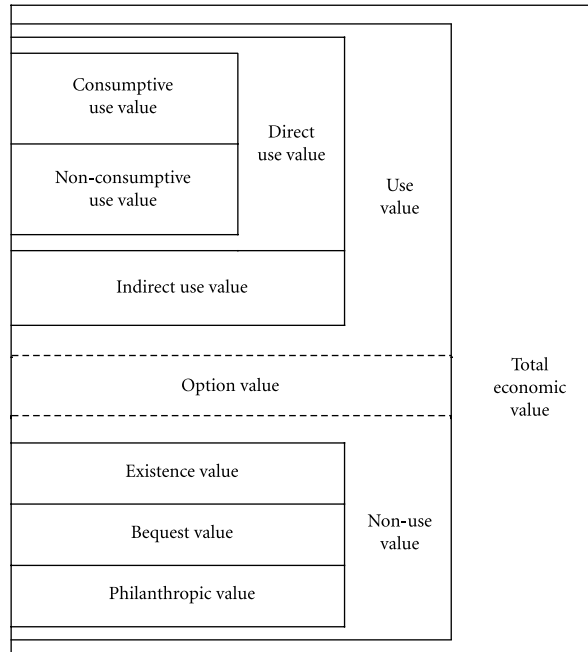
De PCM en de SPM bepalen de kosten van het tot stand brengen van milieuveranderingen. De PCM schat de kosten van maatregelen voor het verminderen van de milieudruk (de bestrijdings- of vermijdingskosten). Hiervoor wordt een kosteneffectiviteitsanalyse uitgevoerd. Een kosteneffectiviteitsanalyse houdt in dat wordt gekeken met welk alternatief een gegeven concrete doelstelling (bijvoorbeeld een zekere waterkwaliteit) tegen de laagst mogelijke kosten kan worden bereikt of gerealiseerd. De methode wordt vaak gebruikt wanneer de baten van maatregelen in een KBA niet of alleen met heel veel moeite in geld kunnen worden uitgedrukt. De methode moet de komende jaren ook worden toegepast in de economische analyse voor de stroomgebiedbeheersplannen in het kader van de implementatie van de EU Kaderrichtlijn Water. Hierbij wordt gekeken hoe waterkwaliteitsnormen kunnen worden gehaald tegen de laagst mogelijke kosten. Met de SPM worden de compensatiekosten berekend. In de productiefactormethode wordt de schade van milieuveranderingen bepaald.

Disconteren

Nadat alle kosten en baten in een KBA zijn uitgedrukt in prijzen van het jaar waarin een project start of wordt geëvalueerd, moeten ze ook nog met elkaar vergelijkbaar worden gemaakt in de tijd. Dit heet disconteren. Met behulp van een discontovoet wordt de huidige waarde van een toekomstige stroom van kosten en opbrengsten berekend. De belangrijkste redenen waarom economen dit doen, hebben te maken met:

Totale economische waarde

Het economische waarde concept is door milieu-economen onderverdeeld in een aantal categorieën, die feitelijk de verschillende motieven weergeven die mensen erop na kunnen houden om iets te waarderen (Figuur 4.5). In de eerste plaats wordt een onderscheid gemaakt tussen gebruikswaarden (use value) en niet-gebruikswaarden (non-use value). Gebruikswaarden verwijzen naar actueel of toekomstig gebruik van milieu, terwijl niet-gebruikswaarden geen gebruik impliceren. Gebruikswaarden kunnen weer worden onderverdeeld naar directe en indirecte gebruikswaarden. Een voorbeeld van direct gebruik (van het milieu) is het drinken van water of het eten van vis. Een voorbeeld van indirect gebruik is het irrigeren van landbouwgrond voor voedselproductie. Direct gebruik kan tenslotte nog worden onderverdeeld in consumptief en niet-consumptief gebruik. Drinken van water is een voorbeeld van het eerste, terwijl het recreëren op of aan water een voorbeeld is van niet-consumptief gebruik.



Bron: Turner et al. (1999)

Figuur 4.5 Opbouw van de totale economische waarde

Niet-gebruikswaarden worden in het algemeen onderverdeeld in een bestaanswaarde (existence value), een legaat waarde (bequest value) en een filantropische waarde (philanthropic value). Bestaanswaarden worden door mensen toegekend aan milieu en natuur, omdat men vindt dat planten en dieren ook een bestaansrecht hebben. Deze waarde wordt ook wel vaak (onterecht) aangeduid als intrinsieke waarde. Legaat waarde wordt toegekend, omdat mensen het belangrijk vinden dat we een gezond milieu en natuur overlaten aan toekomstige generaties, zonder dat er sprake is van gebruik hier en nu. Filantropische waarden komen voort uit altruïsme. Het wordt belangrijk gevonden dat ook andere mensen van een stukje natuur kunnen genieten. Een laatste belangrijke economische waarde categorie is de optie waarde (option value). Deze waarde verwijst naar de mogelijkheid om toekomstig gebruik open te houden voor zich zelf, zonder dat er op dit moment sprake is van gebruik.

-
- 1) Tijdsvoorkeur.
 - 2) Opportunitykosten van geïnvesteerd kapitaal.

Tijdsvoorkeur verwijst naar het psychologische verschijnsel dat mensen liever nu iets ontvangen (winst, opbrengsten, geld) dan later, en omgekeerd liever later de nadelige effecten van iets dragen dan nu (uitzonderingen daargelaten). Met andere woorden: de belevingswaarde van iets nu is vaak groter dan de waarde van iets later.

De opportunitykosten van geïnvesteerd kapitaal verwijzen naar het feit dat het bedrag dat nu wordt gebruikt voor een specifiek project ook anders had kunnen worden aangewend. De eigenaar had het investeringsbedrag bijvoorbeeld op een bankrekening kunnen storten (minst risicovolle alternatief in een inflatievrije omgeving) en had daar dan rente over ontvangen. De gederfde opbrengst dient in principe te worden verrekend.

4.6 Slotopmerkingen

In dit hoofdstuk zijn de stappen uiteengezet voor het in beeld brengen en waarderen van de verschillende financiële en economische effecten van beleid(maatregelen). Deze stappen zijn standaard terug te vinden in een enorme hoeveelheid literatuur over de toepassing van de KBA-methodiek in de afgelopen decennia. Een literatuurlijst met verwijzingen naar standaardboekwerken is te vinden in de bijlage bij dit hoofdstuk (Bijlage 2). Ook over de economische waardering van externe effecten zijn boeken volgeschreven. De bijgevoegde literatuurlijst verwijst ernaar.

In de Nederlandse waterwereld zijn deze kennis en ervaring nog onvoldoende ontsloten en toegepast in concrete waterprojecten. Geprobeerd is in dit hoofdstuk de relevante aspecten van een financiële en economische KBA te belichten. Het is moeilijk aan te geven in hoeverre de aspecten die hier benadrukt zijn in verschillende waterprojecten een rol zullen spelen. In het algemeen zullen - afhankelijk van het specifieke waterprobleem of waterproject - weer heel andere aspecten en effecten naar voren komen. De baten van water zullen echter vrijwel altijd een belangrijk punt van discussie zijn.

Belangrijke aandachtspunten in ieder waterproject zijn verder:

| Wat meet de methode? | Methode | | | | | |
|---|--------------------------|----------------|--------------------|---------------------|---------------------|--------------------|
| | Contingent waardering | Reis kosten | Hedonic Pricing | Productie factor | Preventie kosten | Schaduw project |
| Economische waarde bepaald a.h.v. - betalingsbereidheid - kosten | • | • | • | • | • | • |
| Betalingsbereidheid bepaald a.h.v. - vragenlijsten - marktgegevens | • | • | • | • | • | • |
| Kosten bepaald a.h.v. - preventie - compensatie - schade | | | | • | • | • |

Tabel 4.2 Economische waarderingsmethoden van niet-geprijsde projecteffecten

Benefits transfer

Als het gaat om economische waardering van milieu-effecten met behulp van CVM, TCM of HPM wordt er in de praktijk vaak gebruikgemaakt van eerder uitgevoerde studies op dit gebied. Gezocht wordt dan naar studies die het dichtst in de buurt komen van de effecten die zich op dat moment voordoen of die worden verwacht. Deze praktijk staat ook wel bekend als 'benefits transfer'. Benefits transfer houdt in dat schattingen van de baten van water en watergebruiksfuncties uit eerdere studies worden benut als indicatie voor de economische waarde van de baten van water in een nieuwe, gelijksoortige beleidscontext. Dit kan op verschillende manieren. De stappen die hierbij worden doorlopen worden hieronder weergegeven. Het grote voordeel van deze benadering is dat het een snel en goedkoop alternatief is voor tijdrovend en kostbaar origineel economisch waarderingsonderzoek.

Stappen benefits transfer¹

Stap 1: Definitie van de milieugoederen en diensten waarvoor geen marktprijs voorhanden is

Stap 2: Identificatie van de betrokken stakeholders ('baathebbers')

Stap 3: Identificatie van de betrokken waarden (gebruiks- en niet-gebruikswaarden)

Stap 5: Studie selectie

Criteria:

- adequate gegevens(verzameling) en toepassing methode
- gelijksoortige populaties (baathebbers)
- gelijksoortige goederen/diensten (externe effecten)
- gelijksoortige plaatsen/locaties
- gelijksoortige marktconstructies (WTP/WTA, betalingsmiddel etc.)

Stap 6: Eventueel rekening houden met methodische verschillen tussen studies

Stap 7: Aggregatie van de gevonden waarde(n) over de relevante populatie die baat heeft bij een ingreep

¹ Bron: Environmental Valuation in Europe (EVE), Policy Research Brief Value Transfer and Environmental Policy, EC DG-XII, 2001.

-
- Wat is het doel van de projectbeoordeling?
 - Kasstromen in beeld brengen voor budget- of begrotings-doeleinden
 - Kasstromen in beeld brengen voor liquiditeitsanalyse
 - Kosten baten analyse
 - Etc.
 - Voor wie de projectbeoordeling bedoeld?
 - Uitvoerder
 - Financier
 - Gebruiker
 - Derden
 - Wat zijn de relevante effecten die in beschouwing worden genomen die direct of indirect aan het project of de (beleids)maatregel kunnen worden toegerekend?
 - Aan wie vallen deze verwachte relevante effecten toe?
 - Hoe wordt omgegaan met eventuele herverdelingseffecten en compensatie-vraagstukken?

Beantwoording van deze vragen moet duidelijk maken om wat voor type analyse het gaat (financieel, economisch, partieel, integraal, van lokaal tot nationaal).

Om het zoeken naar geschikte studies voor benefits transfer te vergemakkelijken, worden de laatste jaren steeds meer meta-analyses uitgevoerd van economische waarderingsstudies. Meta-analyse is een statistische methode waarbij de uitkomsten van empirische onderzoeksstudies op een systematische wijze worden geanalyseerd en geëvalueerd. Het is een geschikt hulpmiddel om grote hoeveelheden gegevens te ordenen en te structureren om zo een beter inzicht te krijgen in uitkomsten van onderzoeksstudies.

| | Gem. economische waarde (€/huishouden/jaar) |
|--|--|
| <i>Zoetwatersysteem</i> | |
| Rivier | 45 |
| Meer | 25 |
| Wetland | 22 |
| Grondwater | 75 |
| <i>Watergebruiksfunctie</i> | |
| Reductie overstromingsrisico (absorptie water) | 55 |
| Waterleverancier | 15 |
| Waterkwaliteit (absorptie nutriënten) | 30 |
| Biodiversiteit en habitat | 45 |
| <i>Gebruikswaarde</i> | |
| Gebruikswaarde | 40 |
| Niet-gebruikswaarde | 20 |
| Gebruik- en niet-gebruikswaarde | 40 |

Toelichting: afgeronde bedragen, prijspeil 2001.

Tabel 4.3 Gemiddelde economische waarden voor watergebruiksfuncties zoetwatersystemen

In een meta-analyse van 30 internationale economische waarderingsstudies van aquatische- en wetlandecosystemen in gematigde klimaatzones in Noord-Amerika en Europa (inclusief Nederland) zijn de gevonden gemiddelde economische waarden onder andere verklaard aan de hand van algemene verschillen in onderzochte ecosysteemtypen (zoals zoet, zout of brak), watertypen (meren, rivieren, grondwater) en de specifieke functies die de onderzochte ecosystemen vervullen voor de mens (bijvoorbeeld buffer voor overstroming of recycling van nutriënten). Deze waarden zijn weergegeven in Tabel 4.3. De economische waarden in Tabel 4.3 zijn uitgedrukt in een jaarlijks bedrag per huishouden. Op deze wijze is de jaarlijkse stroom van economische baten geschat die huishoudens ontlenen aan de betreffende ecosysteemtypen en hun functies.

Disconteren

Huidige en toekomstige stromen van kosten en baten worden in een KBA met elkaar vergelijkbaar gemaakt door toekomstige bedragen te verdisconteren naar de huidige situatie met behulp van een discontofactor:

$$\text{Discontofactor: } \frac{1}{(1 + r)^n}$$

Hierbij is r de rentevoet en n het aantal jaren waarover wordt verdisconteerd. Disconteren is dus feitelijk een vorm van waarderen, namelijk de waardering van huidige en toekomstige kosten en baten, net zoals een prijs ook de waarde van een goed of dienst weergeeft. Hoe hoger de rentevoet, hoe lager de waarde van kosten en baten in de toekomst. Bij een rentevoet van nul wegen toekomstige kosten en baten even zwaar mee in de uiteindelijke kosten-baten optelling als huidige kosten en baten. In het kader van discussies over duurzaamheid is vaak een rentevoet van nul gesuggereerd, of zelfs een negatieve rentevoet om het belang van toekomstige generaties in investeringsbeslissingen even zwaar of zwaarder te laten meewegen als de belangen van huidige generaties.

Voor het beantwoorden van de vraag óf en in hoeverre er sprake is van eventuele afwenteling, zoals gesteld in de Watertoets, is het noodzakelijk een integrale KBA uit te voeren, waarbij expliciet aandacht wordt besteed aan herverdelingseffecten. De economische KBA geeft nadrukkelijk niet aan hoe eventuele compensatie van gedupeerde groepen in de samenleving als gevolg van bepaalde ingrepen in het watersysteem dient te worden geregeld. Dit is een politiek-bestuurlijk vraagstuk. De uitkomst van de economische KBA geeft wel duidelijke richtlijnen ten aanzien van de eventuele onderhandelingsruimte over compensatie. Hoe groot zijn bijvoorbeeld de investeringskosten in ruimtelijke waterberging of de aanpak van vervuilingbronnen bovenstrooms en wat betekent dit voor de vermeden schade en kosten benedenstrooms? Deze investeringskosten en vermeden schade geven de bandbreedtes weer waarbinnen kan worden onderhandeld over eventuele compensatie.

Een belangrijk punt van aandacht is dat water en aan water gerelateerde producten en diensten ('*watergebruiksfuncties*') slechts in zeer beperkte mate via markten worden verhandeld. De publieke sector (Rijkswaterstaat en regionale waterbeheerders) is belangrijk voor het bij elkaar brengen van vraag en aanbod. Marktprijzen zijn vaak niet aanwezig, wat de waardering van met name de baten van water bemoeilijkt. Economische waardering van de baten van water is echter geenszins onmogelijk. Hiervoor bestaan verschillende methoden.

Een belangrijke vraag is hoe acceptabel de uitkomsten van deze waarderingstudies worden geacht en dus hoe legitiem hun gebruik is in economische kosten-batenanalyses. Economische waarderingstudies van water(gebruiksfuncties) laten een brede range van uitkomsten zien, zelfs voor dezelfde vorm van watergebruik. Hierdoor is er veel discussie over de juiste waarde van water. Om het gebruik van economische waarden voor de baten van water in de toekomst in economische KBA's te legitimeren, moet er tussen waterinstituten onderling en tussen Rijkswaterstaat en andere departementen (en hun specialistische diensten) overeenstemming komen over de omvang van deze waarde. Deze discussie moet worden gevoed door de verschillende waarden van water op een systematische wijze te structureren en analyseren, onder andere door middel van meta-analysetechnieken. Dit moet uiteindelijk leiden tot het gebruik van '*geautoriseerde waarden*' van water in economische KBA's. Hiermee moet een einde komen aan de uitzichtloze wetenschappelijke en politieke discussies over economische waarden van natuur en milieu, inclusief water.

Een algemeen vastgestelde definitie van natuur bestaat niet. Er zijn verschillende visies mogelijk op wat natuur is en hoe hiermee om te gaan. Drie dominante denklijnen zijn te onderscheiden:

Klassieke benadering, gericht op behoud, beheer en herstel van natuurgebieden. Vanuit deze denklijn is elke achteruitgang of elk verlies van natuurwaarden onacceptabel. Natuur is niet maakbaar; wat er is, moet worden gekoesterd.

Functionele benadering, gericht op de maatschappelijke functies die natuur kan hebben voor de samenleving. Vanuit deze visie zijn natuur en maatschappij verweven en wordt gestreefd naar een zo hoog mogelijke belevings- en gebruikswaarde van de natuur.

Natuurontwikkelingsbenadering, gericht op vergroting van natuurwaarden en uitbreiding van het areaal natuurgebied in Nederland. Deze visie ziet natuur en maatschappij als twee gescheiden systemen. Natuur kan slechts ontstaan door het minimaliseren van menselijke invloed en het volledig vrijlaten van natuurlijke processen.

Bron: Vellinga *et al.* (1997).

Internationaal natuurbeleid

De Vogelrichtlijn (1979) heeft betrekking op de instandhouding van alle natuurlijk in het wild levende vogelsoorten op het Europese grondgebied van de lidstaten waarop het Verdrag van toepassing is. Hij betreft de bescherming, het beheer en de regulering van deze soorten en stelt regels voor de exploitatie. De richtlijn is van toepassing op vogels, hun eieren, hun nesten en hun leefgebieden. De Habitatrictlijn (1992) heeft tot doel bij te dragen tot het waarborgen van de biologische diversiteit door het instandhouden van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna op het Europese grondgebied van de lidstaten waarop het Verdrag van toepassing is.

Internationaal waterbeleid

Nederland maakt deel uit van vier stroomgebieden in Noordwest-Europa. Rijn, Maas, Eems en Schelde zijn grensoverschrijdende rivieren en het beheer van deze watersystemen is dan ook onderwerp van internationale samenwerking. Op het niveau van de Europese Unie is sinds 2000 de Kaderrichtlijn Water van kracht, waarin enkele vroegere richtlijnen zijn geïntegreerd. Doel is de vaststelling van een kader voor de bescherming van oppervlaktewater, overgangswater, kustwateren en grondwater in de Gemeenschap.

De KRW moet:

- aquatische ecosystemen en, wat de waterbehoeften ervan betreft, terrestrische ecosystemen en wetlands die rechtstreeks afhankelijk zijn van aquatische ecosystemen voor verdere achteruitgang behoeden, beschermen en verbeteren;
- duurzaam gebruik van water bevorderen, op basis van bescherming van waterbronnen op lange termijn;
- verhoogde bescherming van het aquatisch milieu bieden, onder andere door specifieke maatregelen voor de geleidelijke vermindering van lozingen, emissies en verliezen van prioriteitsstoffen, en door het stopzetten en of geleidelijk beëindigen van lozingen, emissies en verliezen van gevaarlijke prioriteitsstoffen;
- zorgen voor de geleidelijke vermindering van de verontreiniging van grondwater.

Verder moet de Kaderrichtlijn Water bijdragen tot afzwakking van de gevolgen van overstromingen en perioden van droogte en aldus bijdragen tot:

- de beschikbaarheid van voldoende oppervlakte- en grondwater van goede kwaliteit voor een duurzaam, evenwichtig en billijk gebruik van water;
- een significante vermindering van de verontreiniging van het grondwater;
- de bescherming van territoriale en mariene wateren;
- het bereiken van de doelstellingen van de toepasselijke internationale overeenkomsten, met inbegrip van die welke tot doel hebben de verontreiniging van het mariene milieu te voorkomen en te elimineren.

5 Uitwerking Ecologie

5.1 Inleiding

Dit hoofdstuk bespreekt de stappen die worden doorlopen om de ecologische effecten van (beleids)maatregelen in beeld te brengen. De belangrijkste ecologische aspecten die bij een projectevaluatie aan de orde kunnen komen, worden aangegeven. Aansluitend op de in paragraaf 2.4 beschreven stappen voor de uitwerking van de evaluatie wordt de algemene methode geschetst en worden punten besproken die speciale aandacht verdienen. In paragraaf 5.2 worden eerst de ecologische referentiebeelden besproken, gevolgd door een beschrijving in paragraaf 5.3 van de Ausgangssituatie en relevante exogene ontwikkelingen. De raming van directe en indirecte effecten komt aan de orde in paragraaf 5.4 en de waardering van deze effecten in paragraaf 5.5. In paragraaf 5.6 staan slotopmerkingen.

Dit hoofdstuk gaat nadrukkelijk in op de keuzes die bij de ecologische uitwerking moeten worden gemaakt. Waar dat relevant is, wordt aangegeven hoe de ecologische aspecten zich verhouden tot de economische en sociaal-culturele.

Kenmerkend voor de ecologische invalshoek zijn de abiotische en biotische aspecten. De nadruk ligt op aquatische systemen zoals het zoute en brakke water (Noordzee, Waddenzee), de zoete rijkswateren (grote rivieren, IJsselmeer) en regionale wateren (beken, sloten, kleine plassen), gegraven watergangen en wetlands. In het geval van wetlands gaat het ook om (semi-)terrestrische ecosystemen die een sterke relatie hebben met het vóórkomen van grondwater (zogenoemde grondwaterafhankelijke natuur). Wanneer in dit hoofdstuk dus sprake is van natuur en milieu, worden steeds 'natte' typen bedoeld.

Evenals in het voorgaande hoofdstuk is getracht zo veel mogelijk aan te sluiten bij nationale en internationale conventies over wat in de relevante Engelse literatuur environmental impact assessment (EIA) heet. In Nederland is EIA formeel uitgewerkt in de milieueffectrapportage (MER). De MER is wettelijk verplicht voor grote projecten, zoals de aanleg van spoorlijnen, wegen, woonwijken, bedrijventerreinen, elektriciteitscentrales en afvalverbrandingsinstallaties. Daarnaast is er een wettelijke lijst met projecten, waarbij per geval beoordeeld moet worden of het wel of niet zinvol is een MER uit te voeren.

In een MER-procedure zetten onafhankelijke deskundigen eerst de gevolgen van een voorgesteld project voor het milieu op een rij. Vervolgens gaan ze na welke alternatieven in aanmerking komen en welke daarvan milieuvriendelijk zijn. Pas daarna valt een besluit. Zo hoopt men het milieubelang een volwaardige plaats te geven bij de besluitvorming over grote projecten. De commissie-MER streeft in haar beleidsvisie voor 2000 en daarna naar een meer integrale MER voor besluiten, waarin ook gelijktijdig sociale en economische aspecten moeten worden meegewogen. De overeenkomsten en verschillen tussen de algemene stappen in de MER en de stappen die hier worden voorgesteld, staan weergegeven in Tabel 5.1.

Nationaal natuurbeleid

De hoofddoelstelling voor het natuurbeleid luidt volgens het Natuurbeleidsplan uit 1990: 'duurzame instandhouding, herstel en ontwikkeling van natuurlijke en landschappelijke waarden'. Belangrijke beleidslijnen die met deze doelstelling samenhangen, zijn de ecologische hoofdstructuur (EHS) en het soortenbeleid. In het Handboek natuurdoeltypen in Nederland staat dat het natuurbeleid onderscheid maakt tussen ecologische, aardkundige, cultuurhistorische en belevingswaarden. Als kwaliteitscriteria hanteert het Natuurbeleidsplan 'verscheidenheid', 'natuurlijkheid', en het 'kenmerkend zijn'. De rijksoverheid beschouwt verscheidenheid, afgemeten aan (inter)nationale zeldzaamheid van soorten en ecosystemen, als het belangrijkste criterium voor beleidskeuzen. Het kenmerkend zijn is binnen het natuurbeleid niet apart uitgewerkt. Aangenomen wordt dat onder min of meer natuurlijke omstandigheden juist die soorten en ecosystemen zich zullen manifesteren die kenmerkend zijn voor die omstandigheden. Het Handboek natuurdoeltypen interpreteert het doel van het natuurbeleid samenvattend als: 'behoud van verscheidenheid op een zo natuurlijk mogelijke wijze'. Dit doel is in overeenstemming met de verplichtingen die voortvloeien uit het Biodiversiteitsverdrag.

Nationaal waterbeleid

De hoofddoelstelling van het waterbeleid volgens de vierde Nota waterhuishouding luidt: 'het hebben en houden van een veilig en bewoonbaar land als primaire randvoorwaarde en het in stand houden en versterken van gezonde en veerkrachtige watersystemen, waarmee een duurzaam gebruik blijft gegarandeerd.' Het waterbeleid besteedt specifiek aandacht aan het opstellen van ecologische streefbeelden en ecologisch herstel voor de rijkswateren, en ook - op hoofdlijnen - voor de regionale watersystemen. Een belangrijk uitgangspunt voor toekomstig waterbeheer is het aansluiten bij natuurlijke processen door het herstellen van de veerkracht van watersystemen. In het verleden is veel ruimte afgepakt van het water, waardoor weliswaar land is vergaard, maar de vraag is of dit met het oog op klimaatverandering en bodemdaling op termijn een duurzame situatie is. Het uitschakelen van natuurlijke dynamiek in de waterhuishouding heeft namelijk op verschillende terreinen geleid tot een vicieuze cirkel, waarin steeds opnieuw aanvullende maatregelen nodig lijken te zijn. Dit alles heeft geleid tot een algemeen geaccepteerd gedachtegoed dat we in plaats van 'strijden tegen het water' moeten 'meebewegen met het water'. Meer ruimte voor water met functiecombinaties is een belangrijke consequentie van deze opvatting.

Natuurlijk?

Het natuurbeleid richt zich in sterke mate op het behoud van verscheidenheid (kenmerkende soorten) op een zo natuurlijk mogelijke wijze. Dit moet worden gezien als een algemene doelstelling, en kan voor sommige gebieden ook een tegenstrijdige doelstelling zijn. Zo kan biodiversiteit in bepaalde gebieden (bijvoorbeeld natte hooilanden) te danken zijn aan de aanwezigheid van de mens, en zou het uitsluiten van de mens (nalaten extensief maaibeheer) kunnen leiden tot een lagere biodiversiteit. Het begrip 'natuurlijkheid' is ook lastig te definiëren. Meestal wordt met 'natuurlijk' een situatie bedoeld waarbij de invloed van de mens op het ecosysteem zo gering mogelijk is. In andere gevallen kan het gaan om situaties die weliswaar alleen te danken zijn aan menselijk handelen, maar waarbij de processen die vervolgens optreden, als natuurlijk worden beschouwd (spontane ontwikkeling, zoals in de Oostvaardersplassen).

Veerkrachtig?

Onder veerkracht van ecosystemen wordt verstaan: 'het vermogen van systemen, of onderdelen daarvan, om zodanig te reageren op veranderende omstandigheden of verstoringen dat de essentiële kenmerken hersteld worden'. Als een ecosysteem (of een populatie, of een individu) veerkrachtig is, betekent dit dat het systeem door verstoringen kan worden beïnvloed, maar dat die verandering niet definitief is: het systeem 'veert terug'. Bij veerkracht van een watersysteem is de hoofdlijn: aanpassing aan de dynamiek van het watersysteem, 'meeveren' met het water. Binnen de levende natuur is veerkracht een strategie waarmee soorten of ecosystemen in stand kunnen blijven in sterk dynamische omgevingen. De vraag is wel op welke tijdschaal men die veerkracht wenst te beschouwen. Op een geologische tijdschaal kunnen erg veel systemen als veerkrachtig worden betiteld. Over de omschrijving van het begrip 'veerkracht' en de meetbaarheid ervan lopen nog de nodige discussies.

Gezond?

Een gezond watersysteem is te typeren als een 'schoon' watersysteem waarbij de organismen die in het watersysteem leven letterlijk gezond zijn (niet aangetast door verontreiniging of andere menselijke invloeden). Zieke organismen kunnen wel voorkomen, maar dan niet door menselijke oorzaak. Door natuurlijke predatie binnen het 'gezonde watersysteem' is het aandeel zieke organismen overwegend laag. Het begrip 'gezond' hangt hier dus sterk samen met het begrip 'natuurlijk' en 'onvervuild'. Het is niet erg duidelijk welke kenmerken toegekend moeten worden aan gezonde ecosystemen. Zo wordt voorgesteld om een gezond ecosysteem te typeren als duurzaam - het systeem heeft het vermogen zijn structuur (organisatie) en functie (levenskracht) te handhaven in de tijd - ook wanneer het wordt blootgesteld aan externe stress (met andere woorden het is een veerkrachtig systeem). Tevens typeert men een ecosysteem vaak als 'gezond' wanneer het een redelijk complete voedselweb structuur bevat, waarin diverse soorten (sleutelsoorten) een bepaalde functionele plaats innemen. Deze organismen kunnen zich, dankzij het 'gezond' functioneren van het ecosysteem, over een lange termijn handhaven binnen een bepaalde geografische positie, in voor de soort en het type ecosysteem kenmerkende aantallen.

Een snelle vergelijking leert dat deze stappen in principe veel op elkaar lijken. Een groot verschil is uiteraard dat de MER de milieu-effecten beschrijft, terwijl deze leidraad ook sociale en economische effecten opneemt.

Tabel 5.1

Stappen gevolgd in deze leidraad en in de m.e.r.

| Stappen in deze leidraad | Overeenkomstige stappen in M.E.R. ¹ |
|---|---|
| <i>Afstemming</i> | |
| Probleemanalyse | Beschrijving doel- en probleemstelling |
| Projectdefinities | Beschrijving voornemen en alternatieven |
| Identificatie referentiebeelden en effecten | |
| Planning beoogde integratie | |
| <i>Uitwerking</i> | |
| Beschrijving referentiebeelden | |
| Beschrijving uitgangssituatie en exogene ontwikkelingen | Beschrijving bestaande toestand en autonome ontwikkeling (niets doen) |
| Raming directe en indirecte projecteffecten | Beschrijving milieugevolgen |
| Waardering directe en indirecte projecteffecten | |
| <i>Bundeling</i> | |
| Vervaardiging van evaluatieoverzichten | Vergelijking voornemen en alternatieven |
| Varianten en gevoeligheidsanalyse | |
| Bepaling verdere activiteiten | |

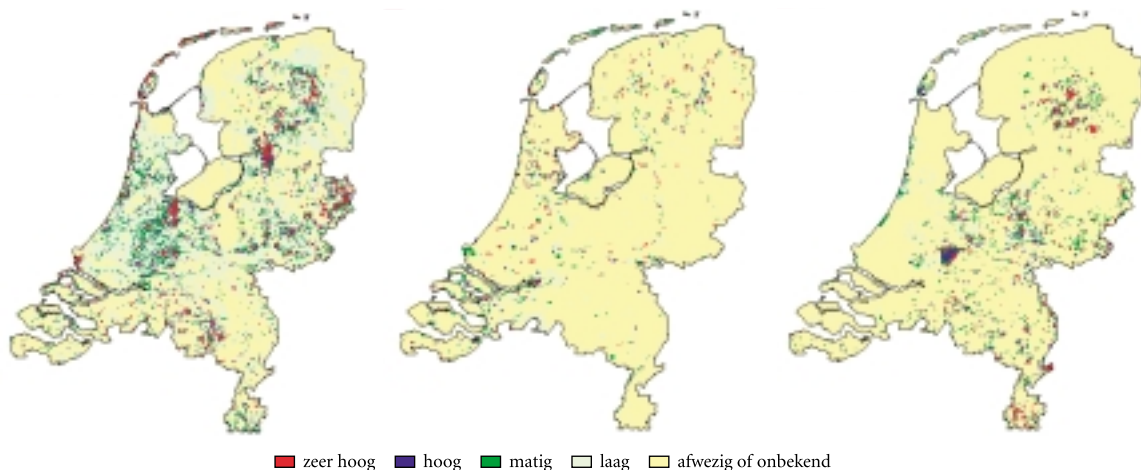
¹ Bron: Handleiding m.e.r.

Echter, de commissie-MER streeft ernaar om hier meer aandacht aan te besteden. Een belangrijk verschil tussen de stappen in de MER en de stappen die hier worden voorgesteld, is dat de leidraad expliciet aandacht besteedt aan de waardering van effecten. Milieu-effecten worden in de MER uiteraard niet alleen beschreven, maar ook beoordeeld (en dus gewaardeerd). Toch staat deze stap niet expliciet vermeld. In dit hoofdstuk zal nadrukkelijk worden gekeken naar verschillende waarderingmethoden, en dan specifiek voor natte natuur.

Tabel 5.2 noemt enkele belangrijke landsdekkende bestanden die geografische informatie kunnen verstrekken over het voorkomen van ecosysteemtypen. Naast de bovenstaande gegevens zijn er nog vele aanvullende bestanden (bijvoorbeeld vegetatiekaarten) voor specifieke gebieden, vaak met een groter detailniveau. Verder beheren verschillende particuliere gegevensbeherende organisaties (PGO's) grote hoeveelheden waarnemingen over de Nederlandse flora en fauna. Deze PGO's hebben zich verenigd in de VOFF (Vereniging Onderzoek Flora & Fauna, zie www.voff.nl). De gegevens worden ook ontsloten via het natuurloket (www.natuurloket.nl). In Figuur 5.1 is voor flora, vogels, reptielen, amfibieën en dagvlinders aangegeven welke kilometerhokken waarnemingen bevatten van soorten. Deze centraal ontsloten gegevensbestanden geven houvast voor het systematisch in kaart brengen van ecologische waarden. Door een dergelijke ontsluiting is snel een beeld te vormen van waar gegevens beschikbaar zijn. Dit levert tijdswinst op wanneer men voor een specifiek project de ecologische effecten moet inschatten. Dan wordt eerder duidelijk of voor het specifieke project nog naar gegevens moet worden gezocht, of dat bestaande waarnemingen al een goed beeld geven.

| Naam | Omschrijving |
|---|--|
| Landelijke Grondgebruiks-databank Nederland (LGN) | Bevat landgebruik per 25x25 m pixel. Afgeleid van satellietbeelden. Er worden verscheidene natuurlijk landgebruiksvormen in onderscheiden, bijvoorbeeld moeras, hoogveen, etc.) (zie www.cgi.girs.wageningen-ur.nl/cgi/projects/lgn). |
| Rijkswateren Ecotopen Stelsel (RWES) | Ecotopenkaarten van de verschillende rijkswateren (zie www.ecotopenkaarten.nl). |
| Bodemkaart (1:50.000) | Beschrijft bodemtype en grondwaterregime (Gt's). De informatie is aan het verouderen. Software ontwikkeld door Alterra waarin veel aandacht voor de beschrijving ecosystemen, globaal voorkomen, voorkomen van vegetatietypen. Zie ook www.alterra.nl en kijk onder onderzoek/producten/websites/synbiosys/. |
| Synbiosis | |
| Landschaps-ecologische Kartering Nederland | Landelijk bestand van verschillende landschapsecologische kenmerken van Nederland. Ruimtelijke resolutie = km ² . De gegevens zijn beschikbaar via het geoloket van de Meetkundige Dienst (geoloket@mdi.rws.minvenw.nl). |
| Topografische kaart (1:10.000) | Beschrijft topografie in detail (o.a. watersystemen, grasland, bos, heide, etc.). Bruikbaar als aanvullende informatiebron. Zie www.tdn.nl . |
| Natuurgebieden Informatie Systeem | Verschiedende terreinbeherende organisaties zoals Staatsbosbeheer en Natuurmonumenten beschikken over een digitale kaart waarop de omgrenzingen van hun terreinen staan aangegeven. Door DLG worden deze bestanden samengebracht in één systeem. |

Tabel 5.2 Overzicht van een aantal belangrijke landelijke bestanden met informatie over ecosystemen



Figuur 5.1 Geïventariseerde gebieden voor (a) flora, (b) broedvogels, (c) reptielen en amfibieën

5.2 Beschrijving referentiebeelden

Hoe referenties en streefbeelden tot stand komen, is een proces dat zich moeilijk objectief laat vaststellen. Toch moeten er keuzes worden gemaakt. Als men bijvoorbeeld een historische referentie wil gebruiken, zal er een tijdsperiode moeten worden gekozen. Bij gebrek aan voldoende kwantitatieve gegevens over de historische referentie wordt nogal eens een deskundige om een oordeel gevraagd. Maar dat kan tot extra subjectiviteit leiden.

Aan het opstellen van een natuurstreefbeeld ligt een keuze ten grondslag die is gebaseerd op een of meerdere natuurvisies. Keuzes tussen verschillende soorten na te streven natuur (weidevogelbescherming of dynamisch moeras bijvoorbeeld) zijn niet volledig op wetenschappelijke (ecologische) argumenten te nemen. Ook bij de totstandkoming van het natuurbeleid worden generieke keuzes gemaakt. Soms is het zo dat het beleid onvoldoende houvast biedt, of zelfs tot conflicterende natuurdoelen leidt. Een voorbeeld is het veenweidegebied, waarvoor op basis van het natuurbeleid verschillende streefbeelden zijn te formuleren. Voor elk valt iets te zeggen: weidevogelbeheer en behoud van internationaal zeldzame graslanden, of dynamisch moeras met een hogere natuurlijkheid en ruimte voor grootschalige natuurlijke processen.

In deze gevallen moet een keuze worden gemaakt. Om die te onderbouwen kunnen natuurvisies expliciet worden gemaakt, zoals dat bijvoorbeeld is gedaan in een onderzoek naar alternatieven voor natuurontwikkeling rond de Maasvlakte. In dit onderzoek zijn verschillende natuurdoelstellingen uitgewerkt en geëvalueerd. Op deze manier is transparant gemaakt hoe bepalend visies op natuur zijn voor de uiteindelijke waardering van verschillende typen natuur. Als er geautoriseerde natuurdoelstellingen en/of referenties bestaan, kunnen ingrepen hieraan worden getoetst. Deze referenties en streefbeelden zijn af te leiden uit het natuur- en waterbeleid. De belangrijkste staan hieronder.

5.3 Beschrijving uitgangssituatie en exogene ontwikkelingen

Voor een kwantitatieve beschrijving van ecosystemen in de uitgangssituatie dient men te beschikken over meetgegevens. Vaak is er behoefte aan ruimtelijke informatie, opdat de ecosystemen ook in hun ruimtelijke context zijn te analyseren. Daarbij valt onderscheid te maken in ruimtelijke informatie over de kwantiteit van de ecosystemen (bijvoorbeeld arealen van bepaalde ecosysteemtypen) en de kwaliteit van de ecosysteemtypen (biodiversiteit).

Het is erg onzeker wat de uitwerking van exogene veranderingen op de natte natuur zal zijn. Als gevolg van het broeikaseffect wordt een klimaatverandering voorspeld. Voor Nederland betekent dit waarschijnlijk dat we vaker natte, warme winters en droge, hete zomers krijgen. Daarnaast verwacht men een toename in neerslagintensiteit (vaker intensieve buien). Die zullen in de winterperiode voor hogere piekafvoeren van de Rijn en de Maas zorgen, wat tot een verhoogd overstromingsrisico kan leiden. Dit risico kan nog hoger uitvallen, gezien de verwachte zeespiegelstijging met enkele decimeters en de verdergaande bodemdaling.

Indicator typen

Kwaliteitsindicatoren zijn (meestal) planten- of diersoorten die in een bepaald systeem worden gewenst omdat ze aangeven dat de omstandigheden in het systeem overeenkomen met de gestelde doelen voor dat systeem; ze indiceren een gewenste toestand. In het vigerende natuurbeleid heten deze kwaliteitsindicatoren ook wel *doelsoorten*. Wat kwaliteitsindicatoren betreft, is alleen informatie vereist over het al dan niet voorkomen van de indicator (eventueel in een vooraf bepaalde hoeveelheid of hoedanigheid). Op basis van het voorkomen van de kwaliteitsindicatoren wordt gesteld dat er sprake is van een systeem met een hoge kwaliteit.

Belastingsindicatoren zijn het tegenovergestelde van kwaliteitsindicatoren. Ze bestaan uit objecten die niet gewenst zijn in een bepaald systeem en die indicatief zijn voor een toestand van belasting van het systeem. Deze indicatoren kunnen ook wijzen op een vorm van beheer die niet tot de gewenste doelstelling leidt. Beleid en beheer zijn erop gericht de aanwezigheid van belastingindicatoren in een systeem zo veel mogelijk te voorkomen dan wel terug te dringen door bron- en effectgerichte maatregelen te nemen. Ook voor een belastingindicator is alleen informatie vereist over het al dan niet voorkomen van de indicator, eventueel in een vooraf bepaalde hoeveelheid of hoedanigheid.

Aan kwaliteitsindicatoren en belastingsindicatoren is een normatieve betekenis toegekend: het aanwezig zijn van kwaliteitsindicatoren wordt als gewenst, het aanwezig zijn van belastingsindicatoren als ongewenst aangemerkt. *Procesindicatoren* daarentegen kennen deze normatieve betekenis niet; ze geven informatie over de hoedanigheid of stand van een proces dat gaande is binnen een bepaald systeem en waarvoor de procesindicatoren geacht worden representatief te zijn. Aan het voorkomen of de hoedanigheid van een procesindicator wordt niet *a priori* een waardeoordeel verbonden. Na de waarde van de indicator bepaald te hebben, wordt een beoordeling over deze waarde gegeven: gewenst of ongewenst. Door de procesindicatoren te monitoren kan bovendien worden bepaald in welke richting en hoe snel een proces verloopt.

Indicatoren voor het beschrijven en evalueren van ecosystemen moeten "SMART" zijn:

- Sensitive
- Memorable
- Accurate
- Relevant
- Timely

Afhankelijk van het specifieke doel van een projectbeoordeling verdient het voorkeur om de verschillende relevante ecosysteemcomponenten zoals structuur, samenstelling en processen in hun onderlinge samenhang te bekijken. Belangrijke praktische vragen blijven echter:

- Hoe worden naast soorten (flora en fauna) tevens verschillende ecologische processen op basis van de zeer beperkt beschikbare gegevens en informatie vlakdekkend in kaart gebracht?
- Op welk schaalniveau?
- Hoe komt uiteindelijk op basis van al deze aspecten een totaaloordeel tot stand over de ecologische waarde van een ingreep in een bepaald gebied?

5.4 Raming van directe en indirecte projecteffecten

De effecten van (beleids)maatregelen of ingrepen in het watersysteem zijn te bepalen aan de hand van expert judgements, ecologische voorspellingsmethoden of een combinatie van beide. Hiertoe moet eerst worden vastgesteld welke parameters van belang zijn. Deze moeten worden gemeten, dan wel geschat. Dit kan met behulp van graadmeters of indicatoren.

Belangrijk is dat beleids- en projectrelevante indicatoren worden gekozen. De relevantie van indicatoren voor een project hangt af van de doelstelling en de afbakening van het project in tijd en ruimte. Afhankelijk van de specifieke doelstelling komen kwaliteits-, belastings- of procesindicatoren in aanmerking, of een combinatie daarvan. Vanzelfsprekend is een goede onderbouwing van de keuze nodig, die rekening houdt met de doelstelling van het project.

Op basis van de gekozen indicatoren moet een selectie worden gemaakt van geschikte methoden om de effecten 'met' en 'zonder' project voor deze indicatoren te schatten. Dit kan geavanceerd - via ecologische voorspellingsmodellen - of simpeler via het raadplegen van deskundigen. De keuze van de meest geschikte methode is afhankelijk van een combinatie van factoren, waarbij de beschikbaarheid van benodigde inputgegevens een belangrijke rol speelt.

Per geval (project) zal gekeken moeten worden hoe men het beste tot een voorspelling kan komen. Bij de keuze van een ecologische voorspellingsmethode gaat het uiteraard ook om de gewenste mate van detail en nauwkeurigheid. Bij verkennende studies op strategisch niveau is het wellicht voldoende om deskundigen om een oordeel te vragen, en volstaan eenvoudige berekeningen op een grover schaalniveau. In projecten waarbij het gaat om mogelijk negatieve effecten op soorten en gebieden, die door de Natuurbeschermingswet of in de Habitatrichtlijn zijn beschermd, zullen hogere eisen worden gesteld aan de voorspellende waarde van de methode.

Er bestaan veel ecologische voorspellingsmethoden. Een overzicht wordt gegeven in Tabel 5.3. In Bijlage 3 staan sommige voorspellingsmethoden nader beschreven. Iedere methode heeft z'n beperkingen, waardoor toepassing voor specifieke problemen niet altijd mogelijk is. Het gaat dan bijvoorbeeld om modellen die alleen zijn te gebruiken voor een bepaald gebied of op een bepaald schaalniveau. Naar verwachting zal regelmatig als alternatief, of als aanvulling, een deskundige worden geraadpleegd. Gelukkig is er veel ecologische expertise, zoals de bijlage bij dit hoofdstuk laat zien.

Naast methoden die gericht zijn op de samenstelling van flora en fauna van een ecosysteem, zijn er ook methoden waarmee uitspraken over het functioneren van een ecosysteem (processen) kunnen worden gedaan. Vaak is het belangrijk dat een verband valt te leggen tussen het functioneren, de structuur en de samenstelling van ecosystemen (Figuur 5.2).

| Modeltype/Methode | Voorbeelden |
|--|-----------------------------|
| Empirisch vegetatie responsmodel | ICHORS, ITORS, MOVE, ECAM |
| Empirisch waterplantenmodel | MACROMIJ |
| Empirisch faunamodel (HEP) | RHASIM |
| Empirisch faunamodel (vogels) | WAVOMIJ |
| Empirisch model (flora, fauna) / HEP | HABIMAP, MORRES |
| Mechanistisch vegetatiemodel (incl. bodem) | NUCOM |
| Mechanistisch eutrofiëringsmodel | DBS |
| Mechanistisch waterplantenmodel | SUBANG |
| Mechanistisch rietvegetatie model | SUCREED |
| Mechanistisch populatiemodel voor de fauna | METAPHOR, GRIDWALK/POLYWALK |
| Semi-mechanistisch vegetatie-model (incl. bodem) | NATLES, NICHE, SMART, EMOE |
| Semi-mechanistisch vegetatie-successie-model | SUMO |
| Expertmodel ecotopen (vegetatie) | DEMNET |
| Expertmodel ecotopen (vegetatie, fauna) | LEDESS |
| Expertmodel oever-vegetatie | WAVEG |
| Expertmodel voor de fauna | LARCH |
| Expertmodel ecotopen (vegetatie, fauna) | EQUEST |
| Object- georiënteerd waterplantenmodel | CHARISMA |
| Object- georiënteerd faunamodel (vissen) | PISCATOR |

Tabel 5.3 *Overzicht van ecologische voorspellingsmodellen/methoden*

Toelichting:

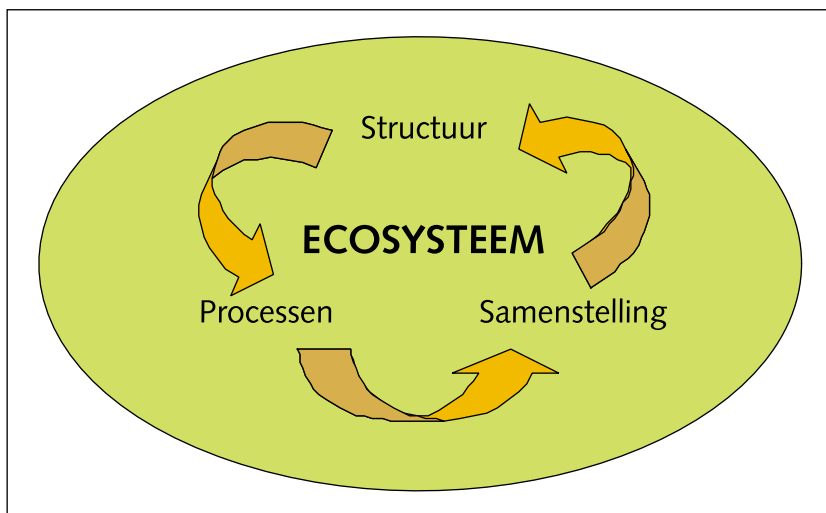
Empirische modellen (ook wel statistische, stochastische of regressie modellen genoemd) zijn modellen waarbij op basis van waarnemingen statistische correlaties worden gekwantificeerd tussen organismen en milieucondities.

Mechanistische modellen zijn modellen waarbij de interacties binnen een ecosysteem of een onderdeel daarvan wordt beschreven in termen van causale relaties. Hiertoe dienen de ecosysteem processen bekend te zijn zodat ze in eenduidige wiskundige relaties kunnen worden gevat. In de meeste gevallen is een ecosysteem te complex om te kunnen volstaan met een zuiver mechanistisch modelconcept. In deze gevallen kan beter worden volstaan met een semi-mechanistisch modelconcept waarbij het mechanistische modelconcept wordt gecombineerd met andere modelconcepten (statistisch, expert).

Expertmodellen (ook wel kennismodellen of ervaringsmodellen) zijn modellen waarbij de (praktijk)kennis van deskundigen is verwerkt in de modelrelaties. Dergelijke modellen zijn nodig wanneer er te weinig goede waarnemingen of proceskennis beschikbaar is om een empirische of mechanistische aanpak te kunnen hanteren.

Object georiënteerde modellen zijn modellen waarbij een organisme als een goed gedefinieerd object is beschreven. Bij een simulatie kan het organisme of een veelvoud daarvan (populatie) worden bestudeerd in relatie tot andere organismen (objecten) en / of veranderende milieucondities.

Figuur 5.2
Relatie tussen ecosysteem structuur,
processen en samenstelling



Te denken valt aan de verschillende regulatie- en draagfuncties die ecosystemen leveren voor flora en fauna. Sommige gebieden kunnen weinig waarde hebben in termen van het actueel voorkomen van soorten, maar wel van essentieel belang zijn voor het behoud van soorten. Denk daarbij aan gebieden die een kraamkamerfunctie hebben, of aan ecologische verbindingzones. Het identificeren van dergelijke verbanden is met name van belang wanneer men voorspellingen wil doen in relatie tot ingrepen.

5.5 Waardering van directe en indirecte projecteffecten

Wat waarderen?

Een belangrijke eerste vraag in deze stap is wat precies wordt gewaardeerd als het gaat om effecten of veranderingen in aquatische ecosystemen. In Nederland zijn al geruime tijd methoden in ontwikkeling om natuur te waarderen in termen van actuele of potentiële natuurwaarden. Naast de samenstelling van de flora en fauna van een ecosysteem (inclusief biodiversiteit) kan men ook kijken naar het functioneren van een ecosysteem (de 'processen' in het systeem), zoals bijvoorbeeld de regulatie- en draagfuncties die ecosystemen leveren voor flora en fauna. Sommige gebieden kunnen weinig waarde hebben in termen van het voorkomen van soorten, maar wel van groot belang zijn voor het behoud van soorten. Denk daarbij aan gebieden die een kraamkamerfunctie hebben, of aan ecologische verbindingzones. Het is belangrijk dat dergelijke verbanden tussen het functioneren, de structuur en de samenstelling van ecosystemen kunnen worden gelegd, met name om bij de waardering van ecologische effecten doel en middel niet door elkaar te halen. Voor een ecosysteem is biodiversiteit (samenstelling) vaak een afgeleide of de resultante van vele processen of functies die binnen bepaalde randvoorwaarden (structuur) nodig zijn (geweest) voor de ontwikkeling van de populaties in het ecosysteem. Uiteraard is het identificeren van dergelijke verbanden ook van belang wanneer men voorspellingen wil doen in relatie tot ingrepen (zie vorige paragraaf).

Waarderen houdt in dat effecten worden gerelateerd aan gewenste referenties, zoals:

- Algemene beleidsdoelstellingen, al dan niet uitgewerkt in (natuur)streefbeelden.
- Individuele ecologische criteria, bijvoorbeeld de volledigheid van een ecotoop.

Vaak wordt deze stap impliciet genomen (ook in een MER), waardoor het gevaar bestaat dat men zich hiervan niet helemaal bewust is. Hoewel bijvoorbeeld het voorspellen van veranderingen in de volledigheid van ecotopen een 'objectief' wetenschappelijke oefening lijkt, reflecteert de keuze van deze variabele op zich al een waardeoordeel - weliswaar op basis van expert judgement in een formeel model - over hoe de invloed van hydrologische ingrepen moeten worden beoordeeld. De mate van volledigheid van een ecosysteemtype is immers een kwaliteitsmaat voor de relatieve soortenrijkdom van het betreffende ecosysteemtype, waarbij een score van 1 aangeeft dat het ecosysteem botanisch zeer goed is ontwikkeld. Andere beoordelingscriteria waren wellicht ook mogelijk geweest.

Criteria die een rol kunnen spelen bij de keuze voor een ecologische waarderingsmethode

- *Type (aquatisch-terrestrisch) ecosysteem dat moet worden gewaardeerd*
- *Schaalniveau (tijd en ruimte)*
- *Beschikbaarheid evt. benodigde gegevens*
- *Compleetheid methode (kenmerken ecosysteem, soortengroepen etc.)*
- *Achterliggende beleidsvisie methode*
- *Wetenschappelijke basis voor de methode*
- *Nauwkeurigheid*
- *Eenvoud en begrijpelijkheid*
-

In de praktijk veel gebruikte ecologische waarderingscriteria

Volgens een studie van Usher zijn vooral diversiteit, zeldzaamheid, kenmerkendheid, natuurlijkheid en grootte belangrijke criteria bij natuurwaardering. Bij het kiezen van criteria voor waardering dient men een aantal zaken te overwegen:

- Het heeft geen zin om de natuurwaardering te baseren op zeer veel criteria. Voor de meeste criteria zijn geen harde gegevens beschikbaar zodat een nauwkeurigheid wordt gesuggereerd die niet waar kan worden gemaakt. Bovendien kunnen criteria onderling afhankelijk zijn, zodat het gebruik van veel criteria tot dubbeltellingen leidt.
- Bij het criterium soortenrijkdom (diversiteit) dient men rekening te houden met het feit dat bepaalde ecosysteemtypen van nature soortenarm zijn (bijvoorbeeld hoogvenen, natte heiden, brakke en zoute moerassen) terwijl zij desondanks hoog worden gewaardeerd. Ook wordt in een waardering op basis van alléén soorten een ecosysteemtype hoger gewaardeerd wanneer er extra soorten voorkomen a.g.v. verstoring (bijvoorbeeld een heide met brandnetel) hetgeen in de praktijk juist niet het geval is.
- Volgens Margules & Usher is het criterium natuurlijkheid moeilijk hard vast te stellen, hoewel er inmiddels wel initiatieven zijn ondernomen. Vaak wordt verwezen naar het belang van natuurlijke processen, maar het is de vraag of het bij natuurwaardering een voornamelijk rol moet spelen. Zo schetst Frans Vera bijvoorbeeld, na het herstel van natuurlijke processen, een toekomstbeeld met veel (vooral zeldzame) soorten (Besanjelier, Zwarte Ooievaar, Zwarte Populier). Het lijkt erop dat hier natuurlijkheid eerder moet worden gezien als een middel dan als een doel op zich. Een natuurlijker peilbeheer van het IJsselmeer met hoge winterpeilen en lage zomerpeilen (tegenwoordig is dat andersom) heeft weinig betekenis voor natuurwaarden wanneer dit niet tot uitdrukking komt in het voorkomen van bepaalde levensgemeenschappen.

Hoe waarden?

Afhankelijk van het type project en de specifieke regionale ecologische doelstellingen voor het watersysteem kan men voor een bepaalde waarderingsmethode kiezen. Zulke methoden zijn in ruime mate beschikbaar. Vele zijn echter ontwikkeld voor een specifiek doel en hebben daarom specifieke voor- en nadelen. Getracht is enig overzicht te bieden. In Tabel 5.4 en Bijlage 3 is een beknopt overzicht gegeven van verschillende ecologische waarderingsmethoden.

De keuze voor een specifieke methode is afhankelijk van vele factoren, niet in de laatste plaats het oordeel van de deskundige zelf over hoe veranderingen in een bepaald aquatisch ecosysteem moeten worden gewaardeerd. Van belang is om dit oordeel te laten meewegen in de keuze. Dat kan aan de hand van de aspecten die worden genoemd in de hiernaast gepresenteerde box. Veel gebruikte ecologische waarderingscriteria zijn diversiteit, zeldzaamheid, kenmerkendheid en natuurlijkheid.

5.6 Slotopmerkingen

In dit hoofdstuk zijn enkele algemene stappen besproken die bij ecologische beoordelingsstudies worden doorlopen. In algemene zin zijn deze stappen generiek toepasbaar. Ze komen grotendeels overeen met de procedurele stappen van een MER. Aanvullend op deze MER-stappen is hier expliciet aandacht besteed aan de mogelijke waarderingsgrondslagen in een ecologische projectbeoordeling.

Ecologische projectbeoordeling is een proces. Voor dat proces is getracht een structuur aan te dragen die ruimte laat voor verschillende visies, zienswijzen, schaal- en ambitieniveaus. Ook moet deze structuur het mogelijk maken om voorspelde ecologische voor- en nadelen een volwaardige plaats te geven naast economische en sociaal-culturele aspecten van waterbeleid. Bij de invulling van de stappen gaat het om het formuleren van een referentie, het in meetbare indicatoren uitwerken van een ecologisch streefbeeld en het kiezen van een geschikte methode om de veranderingen van de indicatoren te kunnen vaststellen. Tot slot hoort er een wijze van presenteren van deze informatie bij. De invulling daarvan verschilt per geval. Het stadium waarin het plan of de varianten zich bevinden, is bepalend voor de concreetheid van het streefbeeld (in termen van landschappen of uitgewerkt in ecotopen en soorten) en de eisen die aan het voorspellingsmodel worden gesteld (mate van onzekerheid).

Het bepalen van een referentie is een kwestie van kiezen. In sommige gevallen is de keuze al gemaakt en zijn voor gebieden geautoriseerde beleidsdoelstellingen geformuleerd. Vooral op regionaal niveau moet de keuze vaak nog worden gemaakt. Die keuze is lastig en kan niet geheel op basis van vakinhoudelijke ecologische argumenten geschieden. Er zijn verschillende visies op natuur en hoe met de natuur moet worden omgegaan die hierbij een rol spelen. Daarom is het vaststellen van referentiebeelden ook een proces dat zich binnen het domein van beleid en politiek afspeelt. De inbreng van ecologische kennis is daarbij belangrijk.

| Methode | Korte omschrijving |
|-----------------------------------|--|
| EKI | Natuurwaarde per regio afgezet tegen een referentie. Methode van het Natuurplanburo. Zowel flora als fauna. |
| AMOEBE | Alle functionele groepen van het aquatische ecosysteem zijn vertegenwoordigd (o.a. plankton, benthos, vissen, vogels en zoogdieren). Soms ook hogere planten. |
| m-LCA | Analysemethode voor de levenscyclus van een product van grondstof tot afval, met speciale aandacht voor de milieu-effecten; gebruikt natuurwaarde-indicatoren zoals biomassa, biodiversiteit en bodemtoestand. |
| Natuurdoel-typen | Selectie van soorten (zowel flora als fauna) voor natuurbescherming gebaseerd op de zgn. itz-criteria. Het gaat hier niet direct om een natuurwaarderingssysteem, maar biedt wel aanknopingspunten. Verscheidene natuurwaarderingssystemen gebruiken de doelsoorten (o.a. BIODIV, WINBOS, EKI). |
| NW-module WINBOS DEMNET | Methode van RWS. Uitgangspunten: biodiversiteit (planten, vogels, vissen) en natuurlijkheid. Uitgangspunten: "hoe zeldzamer, hoe waardevoller", en "hoe meer, hoe beter". Methode toegepast in het DEMNET-model. |
| NTM-3 | Potentiële botanische natuurwaarden op basis van zeldzaamheid en achteruitgang. |
| NTM-1,2 en 4 | Vegetatiekundige natuurwaardering op basis van zeldzaamheid en achteruitgang. |
| methode Gelderland | Vegetatiekundige natuurwaardering op basis van nationale en internationale zeldzaamheid, tendens voor voor/achteruitgang, kwetsbaarheid, indigeniteit en type vegetatie waarvoor de soort kenmerkend is. |
| WAFLO | Vegetatiekundige natuurwaardering, gebaseerd op de nationale zeldzaamheid. |
| GMN beoordelingsystematiek | Vegetatiekundige natuurwaardering, gebaseerd op best professional judgement, met speciale aandacht voor zeldzaamheid. |
| Natuur-meetlat | Natuurwaardebeoordeling op bedrijfs-niveau i.r.t. agrarisch natuurbeheer. Zowel flora als fauna. |
| Vuistregels Witte & Klijn | Geeft op basis van simpele vuistregels potentiële botanische natuurwaarden. Gebruikt informatie over bodem en grondwater. |
| NW i.h.k.v BPN | Via monitoring wordt voor flora en fauna bepaald in welke mate een ecologisch streefbeeld (realisatiepercentage) wordt bereikt. |
| ECOMOD | Vegetatiekundige natuurwaardering gebaseerd op het oordeel van 6 deskundigen. |
| NICHE | Vegetatiekundige natuurwaardering op basis van landelijke zeldzaamheid, achteruitgang aangevuld met expert judgement. |
| Rode-lijstsoorten | Analyse van plantensoorten op zeldzaamheid en achteruitgang. Goede basis voor natuurwaardering (zie Witte, 1996). Ook voor de fauna zijn rode lijsten opgesteld. |
| STOWA methode | Weergave van het ecologisch niveau op basis van de karakteristieken van het watersysteem (trofie, saprobie, habitatdiversiteit). Men kijkt daarbij naar zowel biotische als abiotische maatstaven. Ontwikkeld voor stromende wateren, sloten, meren en plassen, zand-, grind- en kleigaten en kanalen. |
| Natuur-module | Natuurwaarderingmethode gebaseerd op potentiële en actuele biotische en abiotische parameters. Methode is ontwikkeld voor afweging tussen economie en ecologie bij aanleg van de Tweede Maasvlakte. |
| EQUEST | Keuze natuurwaardering o.b.v. natuurvisie; speciale aandacht voor integriteit, biodiversiteit, zeldzaamheid en kenmerkendheid. |
| Hill's diversiteits-index | Internationaal bekende index voor biodiversiteit. |
| Ecosysteendoelen voor de Noordzee | Methode voor vaststellen van ecologische doelen (abiotische en biotische processen, soorten en levensgemeenschappen) voor de Noordzee waarbij rekening wordt gehouden met internationale regelgeving. |
| GONZ | Graadmeters voor de Noordzee t.a.v. biodiversiteit en ecologisch functioneren. Afhankelijk van de graadmeter zijn er andere gegevens nodig. |
| Natuurlijkheidsgraadmeters | De resultaten bestaan uit een natuurlijkheidsscore per graadmeter. Deze bestaat uit een verhouding tussen de gemeten situatie en de referentiesituatie. |
| WATER-DIALOG | Een computerprogramma, waarin watersystemen zijn te beoordelen op een groot aantal (circa 500) doelvariabelen, opgesplitst in systeem- en gebruiksvariabelen. De keuze voor de doelvariabelen is gemaakt met behulp van dezelfde criteria als bij de AMOEBE-benadering. |
| BIO-SAFE | Spreadsheet-model dat op basis van biodiversiteitsgegevens over flora en fauna en veranderingen in ecotopen een ecologische evaluatie uitvoert. |

Tabel 5.4 Overzicht van ecologische waarderingsmethoden

Wanneer een streefbeeld is vastgesteld, moet dit worden uitgewerkt in toetsbare indicatoren. Hierbij is vooral vakinhoudelijke ecologische kennis van belang: wat zijn de eigenschappen van een goed functionerend, gezond ecosysteem? Vervolgens moet worden voorspeld hoe voorgenomen maatregelen deze indicatoren beïnvloeden. In dit hoofdstuk is een voorbeeld opgenomen van één van de vele modellen waarmee de effecten van hydrologische ingrepen op de botanische samenstelling zijn te voorspellen. Dit model heeft bepaalde eigenschappen die het al dan niet geschikt maken voor bepaalde problemen. De keuze voor een specifieke methode is afhankelijk van een veelheid van factoren, die in dit hoofdstuk kort zijn beschreven.

Bij de waardering van de effecten worden veranderingen getoetst aan vastgestelde referenties. Dit kunnen streefbeelden zijn, maar ook afzonderlijke (of gecombineerd) ecologische waarderingscriteria. Meestal spelen deze criteria al bij het vaststellen van het streefbeeld een bepalende rol, waardoor ook in deze laatste stap in het ecologische beoordelingsproces de terugkoppeling met de eerder uitgevoerde stappen een feit is.

| Kwaliteit | Aspect |
|-----------------------------------|---|
| Functionele ruimtelijke kwaliteit | Het eerste type ruimtelijke kwaliteit is de functionaliteit van het ruimtegebruik en de waarde van het gebied voor de verschillende functies die in de omgeving van elkaar zijn gesitueerd. Een zekere mate van functiemenging, zonder dat de functies elkaar hinderen, wordt geacht tot een hogere ruimtelijke kwaliteit te leiden. Specifieke aspecten van de woonfunctie zijn de beschikbaarheid van voorzieningen en de beperkingen door fysieke barrières. |
| Fysiek-ruimtelijke kwaliteit | Het tweede type ruimtelijke kwaliteiten heeft vooral betrekking op de beleving van de fysieke elementen in een gebied. Dit zijn onder andere de esthetische kwaliteiten van gebouwde en ongebouwde omgeving uit een oogpunt van architectuur. |
| Milieukwaliteit | De milieukwaliteit in een woonomgeving betreft ten eerste hinder en overlast, en ten tweede de niet waarneembare bedreiging van de veiligheid en de gezondheid. |
| Kwaliteit woningen | Bij de kwaliteit van woningen gaat het om de functionele kwaliteit voor de bewoner. Van belang zijn hierbij ook voorzieningen die een eco-efficiënt huishouden mogelijk maken. |

Tabel 6.1 Kenmerken van leefbaarheid volgens deskundigen

Tabel 6.1 geeft voorbeelden van kenmerken waar deskundigen op letten bij de vraag in hoeverre een gebied met woonfunctie geschikt en aantrekkelijk is om er te wonen. Tot de kenmerken behoren ruimtelijke kwaliteit (functioneel en fysiek), milieukwaliteit, en de kwaliteit van de woning. De invloed van een project op deze kenmerken, en daarmee op de leefbaarheid, is deels te meten en deels alleen door beoordelingen vast te stellen. Van belang is dat oordelen over ruimtelijke kwaliteit een hoger schaalniveau vereisen (bijvoorbeeld dat van een woonbuurt of dorp) dan oordelen over de woning en de directe woonomgeving. Van belang is ook dat de relatie met waterbeheer op verschillende schaalniveaus een rol kan spelen, bijvoorbeeld op het niveau van functiemenging van wonen en natuur, en op het niveau van voorzieningen die een eco-efficiënt huishouden mogelijk maken.

Op het schaalniveau van een dorp of een stadswijk gaan beschouwingen over de leefbaarheid niet alleen over - de in Tabel 6.1 genoemde - kenmerken die een gebied geschikt en aantrekkelijk maken voor het vervullen van een woonfunctie. Op dit niveau spelen ook overwegingen die verband houden met sociale rechtvaardigheid bij het verdelen van de welvaart. Dit betreft de kansen die bewoners van een dorp of stadswijk (in vergelijking met andere dorpen of stadswijken) hebben om een redelijk inkomen te verwerven, de hoogte van de kosten van levensonderhoud, en de toegankelijkheid van culturele en politieke organisaties. De zeggenschap die een bewoner heeft over maatschappelijke zaken die hem of haar aangaan, wordt als een aspect van leefbaarheid in bredere zin gezien.

Een ander punt dat op het schaalniveau van dorpen, stadswijken en ook landschappen een rol kan spelen, is het cultuurhistorische karakter zoals dat uit de wisselwerking tussen mensen en de omgeving is ontstaan. Referentiebeelden worden hier ingevuld in termen van het behouden of versterken van gebieden met een hoge cultuurhistorische waarde, karakteristieke landschappen van nationale of regionale betekenis, cultureel erfgoed en diversiteit in architectuur. Dit betreft deels waarden die al zijn toegekend aan elementen, soorten en structuren, doordat zij voorkomen op nationale en internationale lijsten. Met het inventariseren en waarderen van landschappelijke, natuur- en cultuurhistorische (LNC) aspecten is bijvoorbeeld ervaring opgedaan bij dijkversterkingsprojecten in het rivierenlandschap.

6 Uitwerking sociaal-cultureel

6.1 Inleiding

In dit hoofdstuk komt aan bod hoe de sociaal-culturele effecten van (beleids)maatregelen in beeld worden gebracht en wat de belangrijkste sociaal-culturele aspecten zijn die bij een projectevaluatie aan de orde kunnen komen. Aansluitend op de in paragraaf 2.4 beschreven stappen voor de uitwerking van de evaluatie, wordt de algemene methode geschetst en worden punten besproken die speciale aandacht verdienen. In paragraaf 6.2 gaat het om de sociaal-culturele referentiebeelden, in paragraaf 6.3 om de beschrijving van de uitgangssituatie en relevante exogene ontwikkelingen. De raming van directe en indirecte effecten komt aan de orde in paragraaf 6.4 en de waardering van deze effecten in paragraaf 6.5. In paragraaf 6.6 staan slotopmerkingen.

Kenmerkend voor de sociaal-culturele invalshoek is dat gekeken wordt naar invloeden op het leven en samenleven van mensen. Beslissingen over een waterproject kunnen zeer uiteenlopende effecten hebben op het leven van mensen. Die effecten kunnen negatief zijn, wanneer bijvoorbeeld de woonfunctie onder druk komt te staan door ongewenste omgevingsinvloeden en barrières die de bewegingsvrijheid beperken. De effecten kunnen ook positief zijn wanneer de kwaliteit van de omgeving verbetert en er nieuwe activiteiten mogelijk zijn. Natuurlijk is ook een omslag denkbaar: mensen kunnen tijdens de uitvoering beducht zijn voor een achteruitgang, maar na voltooiing juist de positieve aspecten ervaren. Hierbij moet rekening worden gehouden met individuele verschillen. Mensen waarderen hun omgeving verschillend en niet iedereen vindt dezelfde activiteiten belangrijk. Dat maakt dat sommigen zich in de nieuwe omgeving prettiger zullen voelen dan anderen.

Uiteraard zijn deze mogelijke effecten afhankelijk van de aard en de omvang van het project. Sommige projecten zullen het aanpassingsvermogen van mensen op de proef stellen, omdat ze bewoners dwingen hun huizen te verlaten, andere zullen de omgeving slechts in beperkte mate veranderen.

Net zoals in de voorgaande hoofdstukken, is getracht aan te sluiten bij bestaande nationale en internationale conventies over wat in de Engelse literatuur Social Impact Assessment (SIA) heet. Hoewel er geen éénduidige definitie is van SIA, bestaan inhoud en onderwerp van geïmplementeerde SIA-studies vaak uit dezelfde aspecten. De volgende vijf karakteristieken worden wel onderscheiden:

- SIA is een systematische inspanning om sociale effecten van voorgestelde projecten of beleidsveranderingen te identificeren, analyseren en evalueren. Deze effecten kunnen betrekking hebben op individuen, sociale groepen of een totale samenleving.
- SIA is een middel om alternatieven te ontwikkelen voor voorgestelde projecten en kan dienen om mogelijke consequenties van deze alternatieven te onderkennen.
- SIA verhoogt de kennis over de projectomgeving en de samenlevingen die door het project worden beïnvloed.

Van 'buitenaf'

Referentiebeelden van de overheid zijn af te leiden uit gebiedsvisies en bestemmingsplannen, die bijvoorbeeld bestaande of voorziene woonfuncties aangeven. Bij de woonfunctie horen wettelijk vastgelegde beschermingsniveaus en streefwaarden, maar ook niet-wettelijk vastgelegde normen, waaraan een bewoner redelijkerwijs verwachtingen kan ontleen over de woonfunctie in een gebied. Aan het goed vervullen van de woonfunctie is dus een referentiebeeld te ontleen dat zonodig kan worden aangevuld met inzichten van deskundigen over woonmilieus.

Van 'binnenuit'

Wat overheden en deskundigen wenselijk of aanvaardbaar vinden, komt niet altijd overeen met wat bewoners of andere gebruikers vinden. Wanneer de overheid bijvoorbeeld goede redenen ziet om de woonfunctie in een gebied op te heffen, omdat niet aan de moderne eisen wordt voldaan, kan blijken dat de bewoners juist erg gehecht zijn aan de saamhorigheid of aan het naar hun mening bijzondere karakter van het woonmilieu. Een ander voorbeeld is dat bewoners niet altijd overtuigd zijn van het veiligheidsniveau zoals dat uit statistische risicomaatstaven is af te leiden, omdat zij meer letten op de veiligheidscultuur die hen in het verleden bescherming heeft geboden.

Bij de benadering van 'binnenuit' moet worden aangetekend dat het om een momentopname gaat. Bewoners kunnen niet weten wat zij, of toekomstige bewoners, na verloop van jaren wenselijk of aantrekkelijk zullen vinden. Dit is vooral een probleem wanneer het project tot functieveranderingen in het gebied leidt, waarmee de huidige bewoners geen ervaring hebben. Net zoals consumenten bij aankoop van een product vaak op andere kenmerken letten dan bij het gebruik ervan, kunnen mensen zich tijdens het planproces om andere zaken bekommeren dan nadat het project is uitgevoerd. Een ander aandachtspunt is dat de bewoners onderling andere voorkeuren kunnen hebben. Voor degenen die bijvoorbeeld sterk hechten aan een bestaand cultuurhistorische landschap, geldt een ander referentiebeeld dan voor degenen die graag ruimte willen geven aan de natuur.

Dergelijke discrepanties, die deels al uit de probleemanalyse naar voren kunnen komen, maken het zinvol om ook referentiebeelden te ontleen aan uitspraken van bewoners of andere gebruikers over de wenselijke ontwikkeling van het gebied. Dit kan bijvoorbeeld gebeuren op basis van een 'guided tour', waarbij bewoners de onderzoekers (omgevingspsycholoog, sociaal-geograaf of landschapsarchitect) meenemen en onderweg vertellen wat zij in het gebied opmerken en waarderen. Zo'n benadering van 'binnenuit' is een logische stap in de beginfase van het planproces. Dit kan via een vorm van attitudeonderzoek, waarvan Tabel 6.2 enkele voorbeelden geeft.

A. Attitudeonderzoek

| | |
|--|---|
| A1. Inventariserend | Individuele gesprekken met 1 (of meer) type personen die vanuit hun eigen waarden en voorkeursrelaties vrijuit spreken over positieve en negatieve kenmerken van hun omgeving om de onderzoeker inzicht te geven in de wijze waarop ze die beleven en begrijpen (1, 2). |
| A2. Inventariserend met versnelde meningsvorming | Groepsgesprekken met 1 (of meer) type personen die vanuit hun eigen waarden en voorkeursrelaties reageren op de meningen van elkaar over positieve en negatieve kenmerken van hun omgeving, om de onderzoeker inzicht te geven in de wijze waarop ze die beleven en begrijpen, met de hierbij optredende overeenkomsten en verschillen (3). |
| A3. Kwantificerend, eenmalig | Mondelinge of schriftelijke reacties van 1 (of meer) type personen op een aantal door de onderzoeker aangeduide omgevingsobjecten, zoals water, strand e.d., waarmee de onderzoeker een systematisch opgebouwd inzicht kan krijgen in hun gunstige of ongunstige attitudes (4, 5). |
| A4. Kwantificerend, herhaald | Met een tijdsinterval van bijvoorbeeld 1 jaar herhaalde meting van attitudes ten opzichte van overheidsmaatregelen zoals dijk- en kadeverbetering (6), of waterverontreinigingen (7). |

Referenties

- (1) Claassen A, Raaijmakers S, Katteler H. Sociaal-culturele aspecten van waterbeheer. Quick scan met betrekking tot waterhuishoudkundige maatregelen toegepast op het Benedenrivierengebied. Nijmegen: ITS, 2000.
- (2) Hanning C, van Noort RTC, Smink GCJ. Verkennend belevingswaardenonderzoek landaanwinning. Hoofdrapport. Rotterdam: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Directie Zuid-Holland, 1998.
- (3) Tunstall SM. Public perceptions of the environmental changes to the Thames Estuary in London, UK. *Journal of Coastal Research* 2000; 16:269-277.
- (4) Lijklema S, Koelen MA. Draagvlak voor het waterbeheer. Utrecht: Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, 1999.
- (5) Rooijers AJ. Belevingswaarden van de Nederlandse Noordzeekust. Groningen: Rijksuniversiteit Groningen, Centrum voor Omgevings- en Verkeerspsychologie, 2000.
- (6) de Kruijk M, Rekkers P. Stevig draagvlak voor dijken. In: Bartels GC, Nelissen W, Ruelle H, editors. *De transactionele overheid: communicatie als instrument: zes thema's in de overheidsvoorlichting*. Deventer: Kluwer Bedrijfsinformatie, 1998.
- (7) Eiser JR, Podpadek TJ, Reicher SD, Stevenage SV. Muddy waters and heavy metal: time and attitudes guide judgements of pollution. *Journal of Environmental Psychology* 1998; 18:199-208.

Tabel 6.2 Varianten van attitudeonderzoek

- SIA verhoogt het bewustzijn en het begrip van de gemeenschap en stelt de inwoners in staat om de voorgestelde actie in een breder perspectief te zien.
- Met SIA zijn negatieve effecten te voorkomen of te verzachten.

In tegenstelling tot KBA en MER heeft onderzoek naar de sociale aspecten van (beleids)maatregelen en projecten in Nederland nauwelijks status. Langzamerhand valt echter een kentering waar te nemen als gevolg van maatschappelijke druk, ervaringen opgedaan in grootschalige waterprojecten én de ontwikkeling van passende onderzoeksmethoden.

6.2 Beschrijving referentiebeelden

Referentiebeelden vormen ijkpunten om te bepalen in hoeverre de effecten van het project en het nulalternatief als voor- of nadelen zijn op te vatten. Het gaat om de functies en waarden in het gebied die door het project kunnen worden beïnvloed. In positieve zin is het referentiebeeld een na te streven doelstelling. De mate waarin die doelstelling 'met' en 'zonder' project wordt bereikt, kan dan als grondslag voor de waardering worden gebruikt. Sociaal-cultureel gezien zou het creëren van een aantrekkelijk woonmilieu een doelstelling kunnen zijn. De mate waarin die doelstelling 'met' en 'zonder' project wordt bereikt, kan inzicht geven in de voordelen vanuit sociaal-cultureel perspectief.

In negatieve zin geeft het referentiebeeld een minimumniveau aan dat ten minste moet worden gehandhaafd om een nadeel te voorkomen. Voorbeelden hiervan zijn de aandachtspunten voor een milieu-effectrapportage, zoals de bescherming van mensen, dieren, planten, goederen, water, bodem en lucht; de relaties tussen deze elementen; en de bescherming van esthetische, natuurwetenschappelijke en cultuurhistorische waarden. Voor zover het handhaven van dergelijke minimumniveaus is opgenomen in de randvoorwaarden van het project, zijn de voordelen van alle alternatieven gelijk.

De mate waarin het referentiebeeld kan worden gedetailleerd, hangt af van vakinhoudelijke kennis en van de project- of planfase. Als het gaat om het vergelijken van oplossingsrichtingen is globale informatie over functies van het gebied meestal voldoende. Bij planalternatieven en uitvoeringsvarianten is gedetailleerdere informatie nodig. Sommige effecten op bijvoorbeeld de woonfunctie, zoals hinder en overlast, komen pas bij uitgewerkte plannen aan het licht. De hiërarchie van steeds concretere plannen vereist dus ook een hiërarchie van steeds concretere referentiebeelden.

Bij de beschrijving van referentiebeelden moet rekening worden gehouden met het onderscheid tussen benaderingen van 'buitenaf' en van 'binnenuit'.

- Bij 'buitenaf' zijn de referentiebeelden een afgeleide van het overheidsbeleid dat op het studiegebied van toepassing is, of van kennis over sociaal-culturele verschijnselen, zoals kenmerken van een aantrekkelijk woonmilieu.
- Bij 'binnenuit' komen de referentiebeelden voor de evaluatie voort uit de beelden die bewoners zelf of bezoekers van het gebied voor ogen hebben wanneer ze beredeneerde of gevoelsmatige uitspraken doen over wenselijke ontwikkelingen.

Het beschrijven van relevante exogene ontwikkelingen op sociaal-cultureel gebied is een lastige opgave. Bij het voorbeeld Ruimte voor de Rivier gaat het om het afwegen van maatregelpakketten die de huidige veiligheidsniveaus kunnen handhaven wanneer de rivierafvoer de komende decennia sterk zou toenemen. Om een indruk te krijgen van wat zo'n project sociaal-cultureel betekent, moet dus over de periode van meer dan één generatie (= twintig jaar) vooruit worden gekeken. Voor de demografische ontwikkelingen zijn kwantitatieve benaderingen beschikbaar. Het is mogelijk om door extrapolaties uitspraken te doen over de verwachte samenstelling van de bevolking. De vraag is echter hoe toekomstige generaties over de veiligheid en de aantrekkelijkheid van een landschap zullen oordelen.

Tot op zekere hoogte is een indicatie van exogene ontwikkelingen te ontleen aan de bestaande sociaal-culturele ontwikkelingen die over langere termijn zijn waar te nemen. Dit vergt evenwel een zorgvuldige beschouwing. Individualisering is bijvoorbeeld een begrip dat veel wordt gebruikt. De verschijnselen waar het bij individualisering om gaat, zijn echter moeilijk te karakteriseren. Het punt is dat het toenemen van de welvaart en het proces van democratisering samengaan met het gegeven dat mensen meer openstaan voor verandering en een groter belang hechten aan zichzelf overstijgende waarden ('universele principes').

Individualisering gaat bijvoorbeeld samen met een andersoortige gemeenschapszin. Mensen die tot collectivistisch ingerichte culturen behoren, tonen vaak een grote zorg voor het welzijn van leden van de eigen groep, maar staan tamelijk onverschillig tegenover de behoeften van buitenstaanders. Daarentegen zijn leden van individualistische culturen minder geneigd een scherp onderscheid te maken tussen het welzijn van hun eigen groep en dat van anderen. In hun waarden komt juist een zeker respect tot uiting voor de verscheidenheid van levensvormen als basis voor het voortbestaan van het leven.

Tot de sociaal-culturele ontwikkelingen die met het toenemen van de welvaart in de maatschappij zijn aan te wijzen, behoren:

- Individualisering (de levensloop wordt een 'project', waarin het individu steeds keuzen moet maken die het ook moet kunnen verantwoorden).
- Esthetisering (het 'gevoel' dat een keuze van goederen of diensten oproept, gaat boven het directe 'nut').
- Seculiere moralisering (er worden morele grenzen gesteld aan een mens-, dier- en milieuonvriendelijke productiewijze).
- Toenemende variëteit (consument speelt met leefstijlen).

6.3 Beschrijving uitgangssituatie en exogene ontwikkelingen

Voor de sociaal-culturele aspecten kan een beschrijving van de uitgangssituatie gedeeltelijk worden ontleend aan de probleemanalyse (stap 1a). Wanneer voor een benadering van 'binnenuit' is gekozen, zal deze stap vaak worden gecombineerd met attitudeonderzoek, zoals inventariserende gesprekken (Tabel 6.2). Of dit volstaat, hangt af van de vraag of het aannemelijk is dat het project het welbevinden van de betrokkenen beïnvloedt.

Uitgangssituatie als nulmeting

Bij een onderzoek naar de effecten van het project op de wisselwerking tussen de betrokkenen en hun omgeving, kan als nulmeting een gedetailleerde beschrijving van de uitgangssituatie wenselijk zijn. Het doel is dan om veranderingen in het welbevinden te registreren vóór, tijdens en na de planuitvoering. Dit type onderzoek is veelomvattend en gecompliceerd. Het begrip wisselwerking houdt in dat er zowel aan de kant van de persoon als aan de kant van de omgeving in een bepaald tijdsbestek veranderingen kunnen optreden. Oorzaak en gevolg zijn hierbij soms nauw verweven. Mensen kunnen zich bijvoorbeeld ergens hebben gevestigd in de verwachting rust te vinden. Wanneer die verwachting niet uitkomt kunnen ze proberen de bron van onrust te beïnvloeden en het resultaat ervan accepteren of ze kunnen hun welbevinden vergroten door het gebied te verlaten.

Exogene ontwikkelingen

De uitgangssituatie is niet noodzakelijkerwijs gelijk aan de situatie die na verloop van tijd bij het nulalternatief zal ontstaan. Zowel 'met' als 'zonder' project kunnen veranderingen optreden die mede door exogene ontwikkelingen zijn veroorzaakt. Vanuit sociaal-cultureel perspectief vallen twee soorten invloed te onderscheiden, namelijk (1) invloed op de effecten van het project en (2) invloed op de waardering van de effecten. Wanneer het referentiebeeld bijvoorbeeld een cultuurhistorisch landschap is, kan het gebeuren dat dit type landschap in de toekomst niet meer aantrekkelijk wordt gevonden, omdat er inmiddels andere mensen wonen.

6.4 Raming van directe en indirecte projecteffecten

Op basis van sociaal-culturele kennis en methoden zijn er geen modellen te ontwikkelen, zoals in de ecologie, waarmee is te voorspellen hoe een project uitwerkt. Voor een waardering vooraf betekent dit dat deskundigen (van 'buitenaf') of betrokkenen (van 'binnenuit') hooguit kunnen aangeven welke effecten redelijkerwijs zijn te verwachten. Een dergelijke aanpak zou onderbouwd moeten worden met argumenten die ontleend zijn aan de waardering achteraf van vergelijkbare projecten. Bij sommige onderwerpen bestaat die mogelijkheid, maar dit betreft vooral kennis over fysieke ingrepen op het niveau van planalternatieven en uitvoeringsvarianten.

Van buitenaf gezien gaat het om vragen als: 'Wat verandert er door het project bij de mensen in het gebied, ongeacht of ze dat zelf zo beseffen. Hebben ze aanwijsbaar meer of minder moeite met het inrichten van hun leven? Ervaren ze stress? Blijken ze vriendelijker of juist onverschilliger met hun omgeving om te gaan? Ontstaan er andere patronen van sociale contacten, mobiliteit of migratie?'

Paneloverleg

Een variant die verschillende gezichtspunten kan combineren, is het opzetten van een panel met vertegenwoordigers van de betrokkenen, deskundigen die op de hoogte zijn van de planalternatieven, en een beslissingsondersteuner die tot taak heeft de deelnemers helder te laten denken over wat voor hen waarde heeft. De bedoeling van het overleg is om zo goed mogelijk te begrijpen waar de diverse groepen op letten en wat ze waardevol vinden, teneinde dit op een zinvolle manier in evaluatiecriteria te vertalen. Daarom is het belangrijker dat de verschillende visies in het panel naar voren komen dan dat het panel getalsmatig een volledig representatieve afspiegeling van alle betrokkenen vormt.

Aan het panel wordt gevraagd de stappen van een beslissing over het project ordelijk te doorlopen, waarbij deskundigen de panelleden desgewenst adviezen geven. De beslissingsondersteuner moet voorkomen dat het paneloverleg louter een diffuse wensenlijst oplevert. Om te beginnen bespreken het panelleden de volgende punten:

- Wat zijn de belangrijkste aan de omgeving toegekende waarden of kwaliteitsdimensies die ze bij de beslissing willen betrekken?
- Welke evaluatiecriteria zijn hieraan te ontleen en in hoeverre moet hierbij rekening worden gehouden met mogelijke tegenstellingen tussen de betrokkenen?

Een panel zou als een evaluatiecriterium kunnen laten gelden, dat niet alleen de veiligheid in statistische zin moet worden gehandhaafd, maar ook de door bewoners ervaren veiligheid. Vooral de mensen die in 1995 zijn geëvacueerd vanwege dijken die dreigden te breken, zullen niet gerust zijn over dijkversterking of ruimtelijke waterberging.

Bij nadere beschouwing lijkt de suggestie om 'ervaren veiligheid' als evaluatiecriterium op te nemen echter geen gelukkige; de beslissingsondersteuner zou erop wijzen dat een evaluatiecriterium op zichzelf geen waarde moet hebben. Het kan nooit de bedoeling zijn dat mensen zich veilig voelen als de omstandigheden dat niet rechtvaardigen. Wanneer men de statistische veiligheid op zichzelf ontoereikend acht, kan het handhaven van een herkenbare veiligheidscultuur (met uitleg over de maatregelen en demonstraties van de werking ervan) wél als een zinvol criterium worden gekozen.

Om zo scherp mogelijk aan te geven wat in de ogen van de betrokkenen belangrijk is, moet bij de evaluatiecriteria worden gespecificeerd wat respectievelijk de meest en de minst wenselijke uitkomst zou zijn. Tabel 6.3 toont dergelijke criteria voor de vergelijking van traditionele dijkversterking en ruimtelijke waterberging in het benedenrivierengebied. Een van de criteria is 'betrokkenheid bij verdere planuitvoering'. De beslissingsondersteuner zou hierbij kunnen vragen of dit op zichzelf een waardevol evaluatiecriterium is, omdat het meer een middel lijkt dan een doel. Gelet op de lange termijn waarop de maatregelen worden uitgevoerd en de vrees van de betrokkenen dat ze met een reeks van opgedrongen maatregelen te maken krijgen, is dit evenwel een zinvol criterium.

| Evaluatiecriteria | Meest wenselijke uitkomst | Minst wenselijke uitkomst |
|--|--|---|
| Behoud veiligheidscultuur | Herkenbare zorg van Rijkswaterstaat | Schijnbaar overgeleverd zijn aan natuur |
| Vergroting recreatieve mogelijkheden | Toegang van recreanten tot open water | Slecht toegankelijke uiterwaarden |
| Bevordering cultuurhistorisch landschapsschoon | Behoud cultuurhistorische elementen | Verdwijnen van agrarisch landschap |
| Bevordering ruimte voor authentieke natuur | Herstel dynamiek uiterwaarden | Kleinschalige versnippering van natuur |
| Betrokkenheid bij verdere planuitvoering | Kansen voor 'stakeholders' om mee te denken | Reeks van opgedrongen oplossingen |
| Bevordering bestuurlijke samenwerking | Afstemming waterbeheer en ruimtelijke ordening | Voortbestaan van gescheiden werelden |

Tabel 6.3 Mogelijke evaluatiecriteria voor Ruimte voor de Rivier

Van binnenuit gezien gaat het om vragen als: 'Hoe beleven en begrijpen de mensen in het gebied het project en de effecten die dat met zich meebrengt. Hebben ze een beeld van wat er gebeurt en waarom dat zo is? Vinden ze de gang van zaken rechtvaardig? Hoe waarden ze de situatie 'met' en 'zonder' project? Op welke beredeneerde of gevoelsmatige argumenten berust de waardering? In hoeverre zijn de argumenten van blijvende of voorbijgaande aard?

Op het niveau van oplossingsrichtingen zijn berekeningen mogelijk van geaggregeerde effecten die direct uit de fysieke maatregelen voortvloeien, zoals het aantal woningen dat zou moeten verdwijnen en de consequenties hiervan voor het in stand houden van de woonfunctie in de rest van het studiegebied. Hetzelfde geldt voor de geplande bouw van woningen, maar de sociaal-culturele doorwerking hangt af van de vraag wie de nieuwe bewoners zullen zijn en in hoeverre zij van de bestaande bewoners verschillen. Er zijn dus meer vrijheidsgraden bij het voorspellen van deze effecten. Dat geldt ook bij andere geplande maatregelen, zoals het verbod van activiteiten of het aanbieden van voorzieningen, omdat de werkelijke effecten hiervan mede afhangen van de wijze waarop de maatregelen worden uitgevoerd en de context waarin dit plaatsvindt.

Op het niveau van planalternatieven en uitvoeringsvarianten is doorgaans meer bekend over de context van ingrepen. Een voorbeeld van een fysieke ingreep waarover veel evaluatiegegevens bestaan is het veroorzaken van hinder. Zo is het op basis van kennis over dosis-effectrelaties mogelijk te berekenen hoeveel geluidhinder er bij een bepaalde blootstelling van bewoners optreedt. Een ander voorbeeld is dat voor diverse recreatie-activiteiten kennis bestaat over specifieke omstandigheden die een gebied geschikt en aantrekkelijk maken om er te recreëren. Ook voor andere fysieke verschijnselen, zoals barrièrewerking, visuele effecten, of het verdwijnen van cultuurhistorische elementen zijn methoden en vuistregels beschikbaar om verwachte effecten te objectiveren. Deze kennis is deels te ontleen aan het gebruik van beoordelingsmethoden.

De kennis die beoordelingsmethoden opleveren, kan direct van nut zijn voor de ontwerpfasen van een plan. Voor het uitvoeren van simulaties kunnen bijvoorbeeld montagefoto's (artist's impressions, video's) worden gemaakt die laten zien hoe een gebied er na de uitvoering van het plan komt uit te zien. Het werken met deze visuele hulpmiddelen vereist een zorgvuldige voorbereiding, waarbij het zaak is goed te letten op zaken als een gelijkwaardige kwaliteit van verschillende afbeeldingen en vooral op een zo natuurgetrouw mogelijke weergave van de essentiële kenmerken. Dit laatste kan diverse valkuilen opleveren. Wanneer bijvoorbeeld het esthetisch effect van een windmolen in een landschap wordt beoordeeld op basis van foto's, wordt voorbijgegaan aan het feit dat de windturbine in werkelijkheid draait, wat een heel ander beeld geeft dan de foto laat zien.

Voor beoordelingsmethoden bestaat vaak geen alternatief. De in Tabel 6.4 genoemde methoden vormen in feite de enige manier om systematisch inzicht te krijgen in de esthetische kwaliteit van een gepland landschap. Over de methodologische kwaliteiten (reproduceerbaarheid, validiteit, onderscheidingsvermogen, mogelijkheden voor simulaties) van de afzonderlijke methoden kan hier geen uitspraak worden gedaan. Hetzelfde geldt voor de mate waarin de methoden gedocumenteerd en overdraagbaar zijn. Een belangrijk aandachtspunt is de vraag in hoeverre de beoordelaars representatief zijn voor andere groepen. Dit moet telkens opnieuw worden bekeken, omdat dit voor varianten binnen één landschapstype (polders) anders kan

Een panel van gevarieerde samenstelling kan naast aspecten als leefkwaliteit, sociale rechtvaardigheid of landschapsschoon ook bestuurlijke aspecten naar voren brengen. De panelleden zouden oog kunnen hebben voor de manier waarop bestuurders met elkaar omgaan en de consequenties die dat heeft voor een soepele afstemming van waterbeheer en andere planvormingsprocessen. Ook hiertegen valt in te brengen dat het bevorderen van bestuurlijke samenwerking meer een middel is dan een op zichzelf staand doel. Omdat de beslissing pas op lange termijn effect sorteert, wordt het in deze context toch als een zinvol evaluatiecriterium gezien.

Als Tabel 6.3 door een echt panel was opgesteld, zou zijn gebleken dat over sommige criteria verschillend wordt gedacht en dat er niet één allesomvattend sociaal-cultureel referentiebeeld is dat iedereen deelt. Een belangrijke culturele scheidslijn is de waarde die mensen toekennen aan natuur die de indruk maakt ongerept én authentiek te zijn. Hierbij is authenticiteit overigens geen eenduidig kenmerk, omdat de historisch gegroeide menselijke invloed op een landschap wel of niet als authentiek kan worden beschouwd. Tegenover degenen die hierbij strikte maatstaven hanteren, staan anderen voor wie dit weinig uitmaakt. Het is van belang zulke onderwerpen te bespreken zonder consensus af te dwingen.

Uit deze weergave van het denkbeeldig paneloverleg blijkt dat de beslissingsondersteuner een grote rol kan spelen bij het formuleren van de criteria waar het de betrokkenen om gaat. Hij of zij zal ook rekening moeten houden met de informatie die uit de probleemanalyse naar voren is gekomen en op basis hiervan moeten opletten of het panel voldoende gevarieerd is samengesteld en of alle leden voldoende aan bod komen. Een zekere ordening door de beslissingsondersteuner of andere deskundigen kan nodig zijn om diffuse wensenlijstjes te voorkomen en eventuele tegenstellingen te verhelderen. Door pluriformiteit te accepteren en inzichtelijk te maken, ontstaat een realistischer overzicht van referentiebeelden.

liggen dan voor vergelijkingen van verschillende landschapstypen (polders versus kwelders). Een tweede belangrijk punt is de vraag of de te beoordelen objecten voldoende natuurgetrouw zijn weer te geven. Bij alle beoordelingsmethoden wordt in feite een kunstmatige keuzesituatie gecreëerd. Vooral bij simulaties bestaat de kans dat de werkelijke ruimtelijke situatie anders zal zijn dan verwacht.

6.5 Waardering van directe en indirecte projecteffecten

Bij het waarderen van de effecten die 'met' en 'zonder' project zullen ontstaan, wordt teruggegrepen op de referentiebeelden om de voor- en nadelen te kunnen onderscheiden. Effecten die geen relevante invloed hebben op de referentiebeelden, krijgen een neutrale waardering en blijven verder buiten beschouwing. Bij de waardering van de andere effecten is een onderscheid te maken tussen de volgende twee bewerkingen:

- Het waarderen van afzonderlijke effecten ten opzichte van het referentiebeeld.
- Het combineren van gewaardeerde, maar ongelijksoortige effecten tot een samengestelde ('gewogen') score.

Deze bewerkingen kunnen betrekking hebben op de effecten van oplossingsrichtingen, planalternatieven of uitvoeringsvarianten. Over beide bewerkingen bestaat uitgebreide literatuur. In de praktijk is het wenselijk dat een beslissingsondersteuner, in samenspraak met andere vakdeskundigen, bestuurders en eventueel andere betrokkenen, zorgdraagt voor een inzichtelijke en navolgbare aanpak. Inzichtelijk en navolgbaar wil zeggen dat de waardeoordelen die nodig zijn, op een beredeneerde manier tot stand komen, waarbij achteraf is te reproduceren hoe dat is gegaan.

Uitgaande van een pluriforme samenleving is het belangrijker dat de verschillende visies in het resultaat naar voren komen dan dat het getalsmatig een volledig representatieve afspiegeling van alle betrokkenen vormt. Het is uiteindelijk een bestuurlijke kwestie om te bepalen welke waarden het zwaarst wegen. Wanneer tijdens het planproces onvoldoende gewicht dreigt te worden toegekend aan de waarden van groepen die opkomen voor de lange termijn, kan de overheid het zich tot haar taak rekenen om de positie van deze groepen te versterken.

6.6 Slotopmerkingen

Wat valt er voorafgaand aan een groot project redelijkerwijs te zeggen over de sociaal-culturele waardering van planalternatieven? Er zijn nogal wat redenen voor voorzichtigheid. De samenleving is pluriform; tijdens en na het planproces kunnen visies op de gewenste ontwikkeling van een gebied veranderen, en veel hangt af van de manier waarop initiatiefnemers en bestuurders omgaan met de mensen die een relatie met het gebied hebben. Is er bij de planvorming voldoende rekening gehouden met wensen, waarvan bekend was dat die bij de betrokkenen sterk leven? Voldoet de besluitvorming aan de eisen van rechtvaardigheid en competentie die burgers aan het handelen van overheden verbinden? De rechtvaardigheid van de procedure is een factor die sterk kan bepalen hoe mensen een project beleven en begrijpen. Maar het is ook een factor die na bijvoorbeeld tien jaar vergeten kan zijn.

Beoordelingsmethoden

Bij beoordelingsmethoden worden effecten van een maatregel en de waardering ervan nogal eens gecombineerd, omdat bijvoorbeeld de effecten van een landschap op mensen vooral betrekking hebben op de waarde 'schoonheid'. De basisvorm is onderzoek waarbij één type personen (bijvoorbeeld bezoekers van een natuurgebied) één type objecten (bijvoorbeeld foto's met verschillende typen natuur) vanuit één - door de onderzoeker aangeduide - waarde (bijvoorbeeld de schoonheid van de natuur) beoordeelt. Daaruit leidt de onderzoeker af welke kenmerken van de objecten tot een hogere of lagere waardering leiden.

Deze basisvorm is op allerlei objecten (landschappen, woonsituaties) en waarden (schoonheid, plezier, veiligheid) toe te passen, waarbij de beoordelaars soms deskundigen zijn, soms willekeurige personen (zie Tabel 6.3). Een andere variant is dat de personen nu eens een totaaloordeel wordt gevraagd, dan weer een samengesteld oordeel met bijvoorbeeld een checklist als hulpmiddel.

B. Beoordelingsonderzoek

| | |
|----------------------------------|--|
| B1. Eén dimensionaal | 1 type personen die 1 type objecten (landschappen, fietspaden e.d.) vanuit 1 door de onderzoeker aangeduide waarde in beschouwing nemen, waaruit de onderzoeker afleidt welke kenmerken tot een hogere waardering leiden. |
| Voorbeelden: | Beoordeling door landschapsarchitecten van de mate waarin het aanzicht van boerderijen bijdraagt tot een cultuur-historisch waardevol landschap, op basis van een hiertoe opgestelde checklist (1, 2). |
| • schoonheid (en traditie) | Esthetische beoordeling door niet-deskundigen van de mate waarin ze op foto's afgebeelde landschappen 'mooi' of 'zuiver' vinden (3, 4, 5). |
| • schoonheid | Beoordeling door ervaringsdeskundigen van mate waarin een gebied (met door de onderzoeker aangeduide kenmerken) geschikt en aantrekkelijk is om er bijvoorbeeld te wandelen of te fietsen (6). |
| • plezier | Beoordeling door willekeurige personen van de mate waarin zij de blootstelling aan (door de onderzoeker gevarieerde) geluiden, geuren, e.d. als onaangenaam of hinderlijk ervaren (7). |
| • displezier | Beoordeling door willekeurige personen van de mate waarin zij het wonen in de nabijheid van een aantal (door de onderzoeker omschreven) risico-objecten veilig achten (8). |
| • veiligheid | |
| B2. Idem met méér typen personen | Vergelijking van bijvoorbeeld landschapsbeoordelingen van boeren en natuurliefhebbers (9) of van veiligheidsbeoordelingen van bewoners en politici (8). |
| (1) | Hendriks K, Stobbelaar DJ, van Mansvelt JD. The appearance of agriculture - An assessment of the quality of landscape of both organic and conventional horticultural farms in West Friesland. <i>Agriculture, Ecosystems and Environment</i> 2000; 77:157-175. |
| (2) | Kuiper J. A checklist approach to evaluate the contribution of organic farms to landscape quality. <i>Agriculture, Ecosystems and Environment</i> 2000; 77:143-156. |
| (3) | Coeterier JF. Dominant attributes in the perception and evaluation of the Dutch landscape. <i>Landscape and Urban Planning</i> 1996; 34:27-44. |
| (4) | Ruijgrok ECM. Valuation of nature in coastal zones. Doctoral thesis. Amsterdam: Vrije Universiteit Amsterdam, 2000. |
| (5) | Wilson MI, Robertson LD, Daly M, Walton SA. Effects of visual cues on assessment of water quality. <i>Journal of Environmental Psychology</i> 1995; 15:53-63. |
| (6) | Goossen CM, Ploeger B. Selectie van recreatievormen en indicatoren voor het Beslissingsondersteunend Evaluatiesysteem voor de Landinrichting. Wageningen: DLO-Staring Centrum, rapport 588, 1997. |
| (7) | Kryter KD. <i>The handbook of hearing and the effects of noise: Physiology, psychology, and public health</i> . San Diego, CA: Academic Press, 1994. |
| (8) | de Boer J, van der Grijp NM. Veiligheid van het vervoer over water: Oordelen van omwonenden, politici en journalisten. Amsterdam: Vrije Universiteit, Instituut voor Milieuvraagstukken, 1991. |
| (9) | van den Berg AE, Vlek CAJ, Coeterier JF. Group differences in the aesthetic evaluation of nature development plans: A multilevel approach. <i>Journal of Environmental Psychology</i> 1998; 18:141-157. |

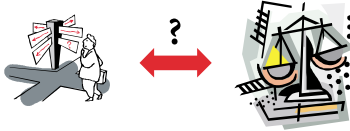
Tabel 6.3 Varianten van beoordelingsonderzoek

Om de initiatiefnemers en de bestuurders in staat te stellen toch een zo verantwoord mogelijke beslissing te nemen, kan inzicht worden geboden in de bandbreedte van waardeoordelen over de planalternatieven, zoals die op zeker moment bestaat. In dit hoofdstuk is aangegeven dat hierbij onderscheid is te maken tussen:

- Benaderingen waarbij overheden en deskundigen van 'buitenaf' de effecten van het project op de gebruikers van een gebied in beschouwing nemen.
- Benaderingen waarbij de gebruikers van een gebied de gelegenheid krijgen van 'binnenuit' aan te geven hoe ze het project begrijpen en beleven.

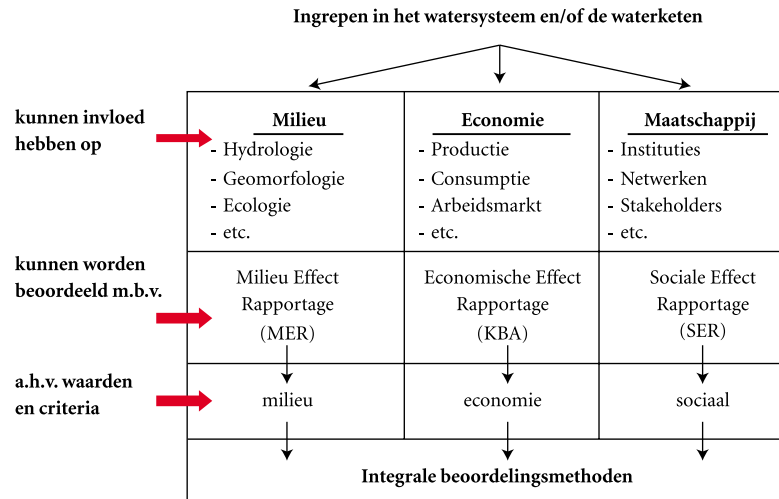
Deze benaderingen zijn in principe goed te combineren. De eventuele verschillen tussen de uitkomsten kunnen zinvolle informatie opleveren. Van 'buitenaf' gezien is er meer kijk op de lange termijn en op de grote gebieds-eenheden met hun verweven of juist gescheiden functies. Van 'binnenuit' gezien ligt meer nadruk op de korte termijn en de directe omgeving van gebruikers. Voor het bepalen van de voor- en nadelen van een project kan dit verschillende referentiebeelden opleveren. Dit onderstreept nog eens dat de sociaal-culturele effecten niet volledig op deterministische wijze uit de fysieke ingrepen zijn af te leiden. Wat de waarde is van een beoordeling vooraf (ex ante) zal pas duidelijk worden als die wordt aangevuld met tussentijdse (ex durante) en beoordelingen achteraf (ex post).

Keuze integrale beoordelingsmethode



is afhankelijk van:

- 1) specifieke informatiebehoefte opdrachtgever/besluitvormer
- 2) complexiteit besluitvormingsproces en diversiteit belangen



Een integrale beoordeling wordt *bepert* door de verschillende uitgangspunten en invalshoeken die worden gehanteerd in verschillende vakgebieden:

| | Ecologie | Economie | Sociologie |
|--------------------|---|---|---|
| Focus | Gedrag van ecosystemen | Gedrag van mensen | Gedrag van mensen |
| Waarde | Functionele relatie tussen (a)biotische ecosysteem-componenten | Mate waarin mensen schaarse middelen (tijd, geld) gebruiken voor alternatieve toepassingsmogelijkheden | Typologie waarom mensen iets waardevol, mooi, goed, belangrijk, juist, rechtvaardig etc. vinden |
| Norm | <ul style="list-style-type: none"> • Natuurstreefbeeld • Natuurdoeltypen • Biodiversiteit • etc. | <ul style="list-style-type: none"> • Volledige concurrentie • Efficiëntie • Kosteneffectief • etc. | <ul style="list-style-type: none"> • Draagvlak • Democratie • Consensus • etc. |
| Maat | <ul style="list-style-type: none"> • Bijdrage aan natuurdoeleinden • Toename/afname biodiversiteit • Voorkomen natuurdoeltypen • etc. | <ul style="list-style-type: none"> • Netto contante waarde • Baten-kosten ratio • Terugverdientijd • etc. | <ul style="list-style-type: none"> • Formele regels en wetten • Ongeschreven omgangsvormen • Organisatievormen • etc. |
| Indicatoren | <ul style="list-style-type: none"> • Concentratie chemische stoffen • Voorkomen soorten • Trofische niveaus, biomassa • etc. | <ul style="list-style-type: none"> • Koopgedrag • Marktprijs • Betalingsbereidheid • etc. | <ul style="list-style-type: none"> • Stemgedrag • Gebruik, gewoonten • Opinies • etc. |

Integrale beoordelingsmethoden

Er zijn legio mogelijke beoordelingsmethoden. Een kosteneffectiviteitanalyse is geschikt om te beoordelen hoe bijvoorbeeld een bepaalde waterkwaliteit, waterstandverlaging of waterafvoer valt te bereiken op basis van de laagst mogelijke kosten. Een kosten-batenanalyse ligt voor de hand als het gaat om een beoordeling op basis van doelmatigheid. Moet het project voldoen aan meerdere criteria (doelen) tegelijkertijd dan is een multi-criteria analyse meer geschikt. De verdeling van kosten en baten (al dan niet in geld uitgedrukt) en de financiering van inrichtingsvarianten kunnen hierbij expliciet aan de orde komen. Niet onbelangrijk is de interpretatie van de verzamelde beschikbare gegevens en informatie vervolgens in de effectentabel. Ook hiervoor kan het noodzakelijk zijn dat deskundigen tekst en toelichting geven over de geschiktheid van een methode.

• Scorecard methode

De scorekaart is een matrix met op de ene as de alternatieven en op de andere de criteria. In de cellen kunnen absolute en relatieve scores worden vermeld. Zo wordt overzichtelijk getoond hoe projectalternatieven per criterium scoren. Die scores kunnen kwalitatief of kwantitatief zijn. De keuze valt op het alternatief dat na kwalitatieve weging het beste wordt bevonden. De scorekaart is voor dit afwegingsproces als het ware een 'vervoermiddel'.

7 Bundeling maatschappelijke kosten en baten

In dit laatste hoofdstuk komt aan bod hoe structuur valt aan te brengen in ongelijksoortige informatie over de verschillende effecten van ingrepen in het watersysteem, teneinde die informatie te kunnen vergelijken en tegen elkaar af te wegen. Dit gebeurt op basis van criteria die belangrijk worden geacht in het besluitvormingsproces over de keuze van alternatieve maatregelpakketten. Deze laatste stap van het proces staat ook wel bekend onder de naam integrale beoordeling.

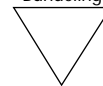
Een **integrale beoordeling** bestaat uit het gestructureerd tegen elkaar afzetten en waar mogelijk tegen elkaar afwegen van ongelijksoortige informatie over de directe en indirecte effecten van ingrepen in het watersysteem vanuit verschillende perspectieven ('brillen') en bijbehorende wetenschappelijke disciplines, zoals hydrologie, ecologie, sociale economie en bestuurskunde.

7.1 Vervaardiging van evaluatie-overzichten

Bij het opzetten van een integraal beoordelingskader en het uitwerken van de integrale beoordeling met behulp van evaluatie-overzichten zijn de stappen uit box 7.1 te onderscheiden. Deze stappen zijn voor een groot deel al besproken in de hoofdstukken 3 tot en met 6. Ze komen hier nogmaals expliciet aan de orde om ervoor te zorgen dat de juiste informatie en methoden worden gebruikt om antwoord te geven op de relevante beleidsvraag.

1. Identificatie doel integrale beoordeling
2. Identificatie relevante beoordelingscriteria
3. Keuze integrale beoordelingsmethode
4. Vaststellen projectalternatieven (inclusief nulalternatief)
5. Operationalisering criteria en effecten alternatieven m.b.v. 'effectentabel'
6. Invullen effectentabel
7. Eventueel vergelijkbaar maken effectscores
8. Bepaling gewichten behorend bij onderscheiden criteria
9. Integrale beoordeling en afweging
10. Presentatie resultaten

Box 7.1: Stappen integrale beoordeling



Voorbeeld criteriatabel MKBA Noodoverloopgebieden (Commissie Luteijn)

| Hoofdcriteria | Criteria | Sub-criteria | Sub-sub criteria |
|--|------------------------------|---------------------------------------|---|
| Risico's | | Kans op andere calamiteiten | aantal risicovolle objecten |
| Lokale sociaal-maatschappelijke aspecten | | Gevolgen van aanwijzing en inrichting | lokale economische effecten omvang getroffen populatie aantasting leefomgeving |
| | | Gevolgen van daadwerkelijke inzet | omvang getroffen populatie gemiddelde inundatiediepte tijdsduur evacuatie zelfredzaamheid bevolking omvang individuele schade |
| Landschap, natuur en cultuurhistorie | Landschap en cultuurhistorie | Gevolgen van aanwijzing en inrichting | archeologie aardkundige waarden cultuurhistorische waarden landschappelijke waarden monumenten |
| | | Gevolgen van daadwerkelijke inzet | archeologie aardkundige waarden cultuurhistorische waarden landschappelijke waarden monumenten |
| | Natuur | Gevolgen van aanwijzing en inrichting | actuele waarde potentiële waarde abiotische randvoorwaarden ruimtelijke samenhang aansluiting bij beleidsdoelen |
| | | Gevolgen van daadwerkelijke inzet | actuele waarde potentiële waarde abiotische randvoorwaarden ruimtelijke samenhang aansluiting bij beleidsdoelen |
| Economische gevolgen | | Gevolgen van daadwerkelijke inzet | totale economische gevolgen bij daadwerkelijke inzet |
| Recreatie | | Gevolgen van aanwijzing en inrichting | effect op arealen/bestaand aanbod |
| | | Gevolgen van daadwerkelijke inzet | effect op arealen/bestaand aanbod recreatieve belevingskwaliteit economische effecten aansluiting bij beleid |
| Landbouw | | Gevolgen van daadwerkelijke inzet | totaal aantal bedrijven totaal NGE evacuatiekosten vee |

Voorbeeld scorecard Ruimte voor de Rivier strategieën

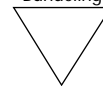
| Criterium | Eenheid | Niets doen | Extra dijken | Ruimtelijke strategie 1 | Ruimtelijke strategie 2 | Ruimtelijke strategie 3 |
|----------------------------|-------------------|------------|--------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Waterstandverlaging | cm/m ² | -30 | 30 | 30 | 40 | 50 |
| Risico | 10 ⁶ € | 800 | 100 | 15 | 10 | 15 |
| Inrichtingskosten | 10 ⁶ € | 0 | 1500 | 1050 | 2500 | 1900 |
| Beheer en onderhoud | 10 ⁶ € | 0 | 45 | 25 | 75 | 55 |
| Natuurontwikkeling | ha | 0 | 0 | 500 | 100 | 1250 |
| Recreatiemogelijkheden | +/- | 0 | 0 | ++ | + | +++ |
| Aantasting landbouw | ha | 0 | 200 | 1025 | 750 | 1120 |
| Impact omwonenden | sloopwoningen | 0 | 15 | 35 | 60 | 62 |
| Extra baggeren scheepvaart | m ³ | 0 | 10 | 18 | 23 | 33 |
| Ruimtelijke kwaliteit | +/- | 0 | 0 | ++ | + | ++ |

• Kosteneffectiviteitanalyse

Het doel van een kosteneffectiviteitanalyse is het onderzoeken met welk projectalternatief een gegeven concrete doelstelling tegen de laagst mogelijke kosten kan worden gerealiseerd (kostenminimalisering), ofwel met welk alternatief bij een gegeven kostenbudget het beste resultaat kan worden bereikt in termen van de doelstelling (effectmaximering). In het laatste geval wordt ook wel gesproken over milieurendementanalyse.

Voorbeeld kosteneffectiviteitanalyse Ruimte voor de Rivier strategieën

| Projectalternatief | Totale kosten (10 ⁶ €) | Waterstandverlaging (cm/m ²) | Kosteneffectiviteit (106€/cm/m ²) | Voorkeur volgorde |
|-------------------------|-----------------------------------|--|---|-------------------|
| Niets doen | 0 | -30 | 0 | 5 |
| Extra dijken | 1545 | 30 | 52 | 3 |
| Ruimtelijke strategie 1 | 1075 | 30 | 36 | 1 |
| Ruimtelijke strategie 1 | 2575 | 40 | 64 | 4 |
| Ruimtelijke strategie 1 | 1955 | 50 | 39 | 2 |



Stap 1: Identificatie doel integrale beoordeling

In veel grootschalige infrastructurele projecten wordt geprobeerd de milieu-effectrapportage (MER) te koppelen aan de analyse van de maatschappelijke kosten en baten. Dat lukt alleen als aan het begin van de beoordeling de uitgangssituatie en de alternatieven éénduidig zijn gedefinieerd. Hetzelfde geldt voor de tijdsspanne waarover alternatieven worden geëvalueerd en voor de afbakening van de ruimtelijke dimensie. Verder moet men uiteraard rekening houden met eventuele verschillen tussen de MER en de KBA in grondslagen.

Stap 2: Identificatie relevante beoordelingscriteria

Bestuurders en besluitvormers bepalen deze criteria in samenspel met elkaar, deskundigen en soms met andere bij het project betrokkenen.

Stap 3: Keuze integrale beoordelingsmethode

De keuze voor een integrale beoordelingsmethode is afhankelijk van de vraag op welke criteria moet worden beoordeeld en in hoeverre en op welke wijze deze tegen elkaar afgewogen dienen te worden. Belangrijke integrale beoordelingsmethoden zijn: scorecard methode, kosteneffectiviteits-analyse, kosten-batenanalyse en multicriteria-analyse. Een korte beschrijving van deze methoden is opgenomen in Bijlage 1.

Stap 4: Vaststellen projectalternatieven (inclusief nulalternatief)

Meestal stellen bestuurders en besluitvormers en soms ook andere belanghebbenden, alternatieven vast die technisch en bestuurlijk reëel zijn. Natuurlijk kunnen deskundigen daarbij behulpzaam zijn.

Stap 5: Operationalisering criteria en effecten m.b.v. 'effectentabel'

Dit gebeurt door deskundigen die zijn betrokken bij het project. De belangrijkste vraag die zij beantwoorden is: hoe meet je een criterium en het te verwachten effect? Verwachte effecten worden zoveel mogelijk gekwantificeerd, maar soms moet vanwege gebrek aan kennis en informatie worden volstaan met een kwalitatieve beschrijving van verwachte effecten.

Stap 6: Invullen van de effectentabel

In deze stap zal onder andere blijken in hoeverre de deskundigen de door bestuurders en besluitvormers gewenste kwantitatieve of kwalitatieve informatie kunnen aanleveren, die nodig is om een uitspraak te kunnen doen over een specifiek criterium of effect.

Voorbeeld kosteneffectiviteitanalyse verbetering waterkwaliteit Schelde

| Maatregel | Vermindering belasting (Ton Zn/jaar) | Kosten (mln €/jaar) | Kosten- effectiviteit (10 ³ €/Ton Zn/jaar) | Voorkeur volgorde |
|--|--|------------------------|---|----------------------|
| Zuivering industriële lozingen | 1.435 | 4,3 | 3,0 | 5 |
| Uitspoeling landbouw | 7.057 | 38,0 | 5,4 | 7 |
| Zuivering drinkwater | 663 | 0,7 | 1,1 | 2 |
| Coating | 200 | 1,8 | 9,0 | 8 |
| Derdetrapzuivering RWZI | 3.276 | 12,0 | 3,7 | 6 |
| Verplaatsing effluent bron uit estuarium | 4.681 | 5,4 | 1,2 | 3 |
| Vervanging Zn in scheepsverf | 1.467 | 2,2 | 1,5 | 4 |
| Vervanging Zn anodes | 13 | 0,3 | 22,5 | 9 |
| Baggeren | 11.000 | 7,4 | 0,7 | 1 |



• Kosten-batenanalyse

In een kosten-baten analyse wordt een zo veel mogelijk gekwantificeerd overzicht gegeven van de voor- en nadelen van projectalternatieven over een langere periode. Voordelen (baten) en nadelen (kosten) worden uitgedrukt in geld en aldus tegen elkaar afgewogen op basis van hun economische efficiëntie.

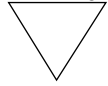


Kosten-baten analyse Ruimte voor de Rivier strategieën in en langs het Maas stroomgebied tot en met 2050 (Integrale Verkenning Maas)

| | Traditionele dijkverhoging | Kosteneffectieve ruimtelijke strategie | Ruimtelijke strategie Concentratie | Ruimtelijke strategie Netwerk | Ruimtelijke strategie Mozaïek |
|--|-------------------------------|---|---------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| Oorspronkelijke berekeningen | | | | | |
| Investeringsom plus beheer en onderhoud | 428 | 2.387 | 8.590 | 3.620 | 6.780 |
| Risico reductie | 2.927 | 2.927 | 2.927 | 2.927 | 2.927 |
| Netto baten | 2.499 | 540 | -5.663 | -693 | -3.853 |
| Baten-kosten ratio | 6,8 | 1,2 | 0,3 | 0,8 | 0,4 |
| Gevoeligheidsanalyse | | | | | |
| Andere aannames <i>l.a.v.</i> | | | | | |
| 1.Schadetekosten | | | | | |
| Lager (50%) | 3,4 | 0,6 | 0,2 | 0,4 | 0,2 |
| Hoger (50%) | 10,3 | 1,8 | 0,5 | 1,2 | 0,6 |
| 2.Overstromingskansen | | | | | |
| WB21 Middenscenario | 3,1 | 0,6 | 0,2 | 0,4 | 0,2 |
| 3.Economische groei | | | | | |
| Lager (1% per jaar) | 3,5 | 0,6 | 0,2 | 0,4 | 0,2 |
| Hoger (3% per jaar) | 14,2 | 2,5 | 0,7 | 1,7 | 0,9 |
| 4.Discontovoet | | | | | |
| Lager (2%) | 24,2 | 4,3 | 1,2 | 2,9 | 1,5 |
| Hoger (6%) | 2,6 | 0,5 | 0,1 | 0,3 | 0,2 |

• Multi-criteria analyse

In een multi-criteria analyse wordt net zoals in een kosten-baten analyse een zo veel mogelijk gekwantificeerd overzicht gegeven van de voor- en nadelen van projectalternatieven over een langere periode. Voordelen (baten) en nadelen (kosten) hoeven echter niet allemaal in geld worden uitgedrukt om ze tegen elkaar af te kunnen wegen. In een multi-criteria analyse worden effecten gestandaardiseerd. Kenmerkend voor een multi-criteria analyse is dat meerdere criteria tegelijkertijd een rol spelen in de afweging.



Stap 7: Eventueel vergelijkbaar maken van effectscores

Afhankelijk van de keuze voor één of meerdere beoordelingsmethoden kan ongelijksoortige informatie over de verschillende effecten (criteriumscores) vergelijkbaar worden gemaakt. Dit is echter niet altijd nodig. Het kan ook zijn dat besluitvormers genoeg nemen met een samenvatting van al dan niet geaggregeerde effectscores en zelf ongelijksoortige effecten tegen elkaar afwegen, al dan niet in een interactief en/of open besluitvormingsproces (scorecardmethode).

Stap 8: Bepaling gewichten behorend bij onderscheiden criteria

Deze stap hoeft alleen te worden gezet als is gekozen voor een multicriteria-analyse en niet als effecten allemaal in geld worden uitgedrukt.

Stap 9: Integrale beoordeling en afweging

De ingevulde effectentabel, de criteria en het gewicht dat de bestuurders, besluitvormers en andere belanghebbenden hechten aan de onderscheiden criteria vormen uiteindelijk de basis voor het toepassen van verschillende typen integrale beoordelingsmethoden. Naast bovengenoemde 'technische' methoden zoals KBA en MCA kunnen meer interactief-kwalitatieve methoden worden onderscheiden. Hierbij wordt getracht met de betrokken bestuurders, besluitvormers en andere belanghebbenden in rondetafel- of focusgroep-discussies te komen tot consensus over het voorkeursalternatief. De ingevulde effectentabel dient uiteraard als ondersteunend informatiemiddel.

Stap 10: Presentatie resultaten

Tenslotte worden de resultaten gepresenteerd. Hiervoor zijn speciale grafische methoden beschikbaar.

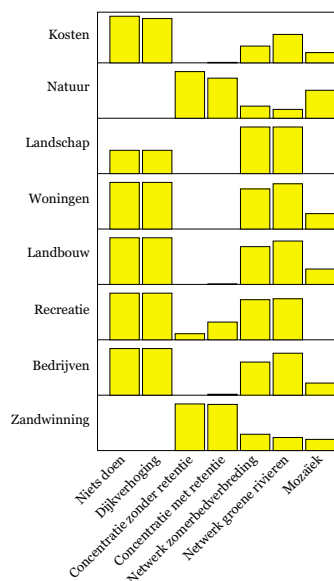
Voorbeeld ingevulde effectentabel MKBA Integrale Verkenning Maas

| | Eenheid | Nul alternatief | | Projectalternatieven | | | | Mozaïek |
|---|--------------------------------|-----------------|----------------|------------------------------|---------------------------|-----------------------------|-------------------------|---------|
| | | Niets doen | Dijk verhoging | Concentratie zonder retentie | Concentratie met retentie | Netwerk zomerbed verbreding | Netwerk groene rivieren | |
| Directe effecten op uitvoerder | | | | | | | | |
| Investeringskosten | 10 ⁶ € | 0 | 428 | 8353 | 8264 | 5350 | 3262 | 6487 |
| Beheer en onderhoudskosten | 10 ⁶ € | 0 | 0 | 250 | 326 | 305 | 358 | 293 |
| Directe en indirecte effecten op derden | | | | | | | | |
| Handhaving wettelijke veiligheidsniveaus | ja/nee | nee | ja | ja | ja | ja | ja | ja |
| <i>Overstromingsschade aan</i> | | | | | | | | |
| Woningen | 10 ⁶ € | 3860 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Infrastructuur | 10 ⁶ € | 87 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Landbouw | 10 ⁶ € | 396 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Industrie | 10 ⁶ € | 718 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Horeca en recreatie | 10 ⁶ € | 1754 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dienstverlening | 10 ⁶ € | 2261 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Overige schade | 10 ⁶ € | 396 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Effecten op huidige gebruiksfuncties | | | | | | | | |
| Opkoop woningen | aantal | 0 | 0 | 2290 | 2280 | 320 | 70 | 1540 |
| Opkoop landbouwgrond | ha | 0 | 0 | 15225 | 15060 | 2840 | 1140 | 10130 |
| Opkoop recreatierreinen | ha | 0 | 0 | 300 | 215 | 50 | 40 | 345 |
| Opkoop bedrijfstreinen | ha | 0 | 0 | 310 | 305 | 90 | 30 | 230 |
| Zand- en grindwinning | 10 ⁹ m ³ | 0 | 0 | 74 | 73 | 26 | 21 | 25 |
| Effecten op toekomstige gebruiksfuncties | | | | | | | | |
| Meeste kansen | 1-5 | ? | ? | 5 | 4 | 1 | 3 | 2 |
| Minste bedreigingen | 1-5 | ? | ? | 3 | 4 | 1 | 2 | 5 |
| <i>Kansen voor natuur</i> | | | | | | | | |
| Areaal extra natuur | ha | 0 | 0 | 16354 | 14028 | 4229 | 3102 | 9869 |
| Bijdrage natuurdoeltypen | % | 0 | 0 | 60 | 45 | 55 | 43 | 70 |
| <i>Kansen voor landschap</i> | | | | | | | | |
| | +/- | 0 | 0 | - | - | + | + | - |
| <i>Kansen ruimtelijke kwaliteit</i> | | | | | | | | |
| | +/- | 0 | 0 | 0/+/- | 0/+/- | + | + | 0/+ |

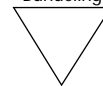
In een multi-criteria analysetechnieken kunnen effectscores met behulp van verschillende methoden worden gestandaardiseerd, d.w.z. omgerekend worden naar een eenheidsloze score tussen 0 en 1. Hieronder wordt een voorbeeld gegeven.

| | Niets doen | Dijk verhoging | Concentratie zonder retentie | Concentratie met retentie | Netwerk zomerbed verbreding | Netwerk groene rivieren | Mozaïek |
|-------------|------------|----------------|------------------------------|---------------------------|-----------------------------|-------------------------|---------|
| Kosten | 1.00 | 0.95 | 0.00 | 0.01 | 0.36 | 0.61 | 0.22 |
| Natuur | 0.00 | 0.00 | 1.00 | 0.86 | 0.26 | 0.19 | 0.60 |
| Landschap | 0.50 | 0.50 | 0.00 | 0.00 | 1.00 | 1.00 | 0.00 |
| Woningen | 1.00 | 1.00 | 0.00 | 0.00 | 0.86 | 0.97 | 0.33 |
| Landbouw | 1.00 | 1.00 | 0.00 | 0.01 | 0.81 | 0.93 | 0.33 |
| Recreatie | 1.00 | 1.00 | 0.13 | 0.38 | 0.86 | 0.88 | 0.00 |
| Bedrijven | 1.00 | 1.00 | 0.00 | 0.02 | 0.71 | 0.90 | 0.26 |
| Zandwinning | 0.00 | 0.00 | 1.00 | 0.99 | 0.35 | 0.28 | 0.34 |

Gestandaardiseerde effectscores uit ingevulde effectentabel
Integrale Verkenning Maas (numeriek)



Dit kan visueel als volgt worden weergegeven.



7.2 Varianten en gevoeligheidsanalyse

De uitkomst van een evaluatie wordt (mede) bepaald door de keuze voor specifieke uitgangspunten en aannames. Een belangrijke laatste stap in een projectevaluatie is te toetsen of uitkomsten van een integrale beoordeling gevoelig zijn voor andere uitgangspunten of aannames. Ook hierbij kunnen grafische technieken een rol spelen.

7.3 Bepaling van verdere activiteiten

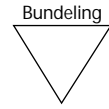
Nadat met behulp van gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses inzichtelijk is gemaakt hoe robuust uitkomsten zijn, kan aan de verdere communicatie worden begonnen. Uiteraard hangt de communicatie-inhoud samen met het bij de evaluatie gestelde doel. De evaluatie kan zijn opgezet om een leerproces te doorlopen of om gezaghebbende uitspraken mogelijk te maken. In het eerste geval is externe toetsing leerzaam, in het laatste geval is deze zelfs noodzakelijk voor de kwaliteitsbewaking. Er zijn keuzes nodig over de vorm van de presentatie en over de beoogde doelgroepen. Daarnaast is het de vraag of een voorbehoud moet worden gemaakt ten aanzien van bepaalde voor- en nadelen, zodat de presentatie geen misverstanden oproept.

Ten slotte kan op basis van de uitgevoerde evaluatie worden besloten tot het opzetten van een diepgaander onderzoek of een monitoringsprogramma teneinde in een vervolgfase geconstateerde kennis- en informatiehiaten op te vullen. De beslissing om op basis van de uitgevoerde evaluatie en de geïdentificeerde onzekerheden en risico's een keuze te maken tussen de geëvalueerde projectalternatieven of maatregelen is uiteraard aan de beleidsmaker of besluitvormer. Hij of zij kan ook besluiten om op basis van het voorzorgsprincipe een beslissing uit te stellen, totdat meer kennis en informatie beschikbaar is.

De deskundigen betrokken bij de integrale projectevaluatie zijn verantwoordelijk voor het zo goed mogelijk inzichtelijk maken voor de beleidsmaker of besluitvormer van effecten, onzekerheden en risico's. Een deskundige kan adviseren een beslissing uit te stellen gezien de grote onzekerheden die de uitkomsten van een voorlopige evaluatie omringen. Het is echter aan een beleidsmaker of besluitvormer zelf om uiteindelijk deze onzekerheden en risico's op waarde te schatten en op basis hiervan (zo goed mogelijk geïnformeerd) een beslissing te nemen.

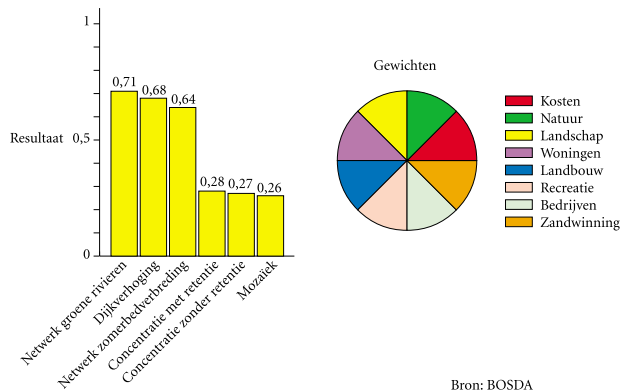
7.4 Aandachtspunten en tips

Tot besluit van hoofdstuk 7 volgt in onderstaande Box een lijst met enkele inhoudelijke en procedurele aandachtspunten en tips voor het opzetten en uitwerken van een integrale evaluatie.



Voorbeeld multi-criteria analyse indien aan alle criteria een even grote waarde (gewicht of belang) wordt gehecht

In principe gaat het in deze stap meestal om het opstellen van een soort beslissboom (criteriahiërarchie): welke beslissingscriteria spelen in welke mate een rol in de uiteindelijke afweging? Veiligheid bijvoorbeeld gaat boven alles. Bovendien geldt die veiligheid voor iedereen, dat wil zeggen dat de beslissing is gestoeld op sociale rechtvaardigheid. De veiligheid voor iedereen moet wel worden bereikt tegen de laagst mogelijke kosten, dus zijn gebaseerd op kosteneffectiviteit. Daarnaast speelt in Ruimte voor de Rivier projecten ruimtelijke kwaliteit bijvoorbeeld een belangrijke rol enzovoorts. Zo kan een boom (hiërarchie) van beslisriteria worden opgesteld.



Bron: BOSDA

Criteria hiërarchie

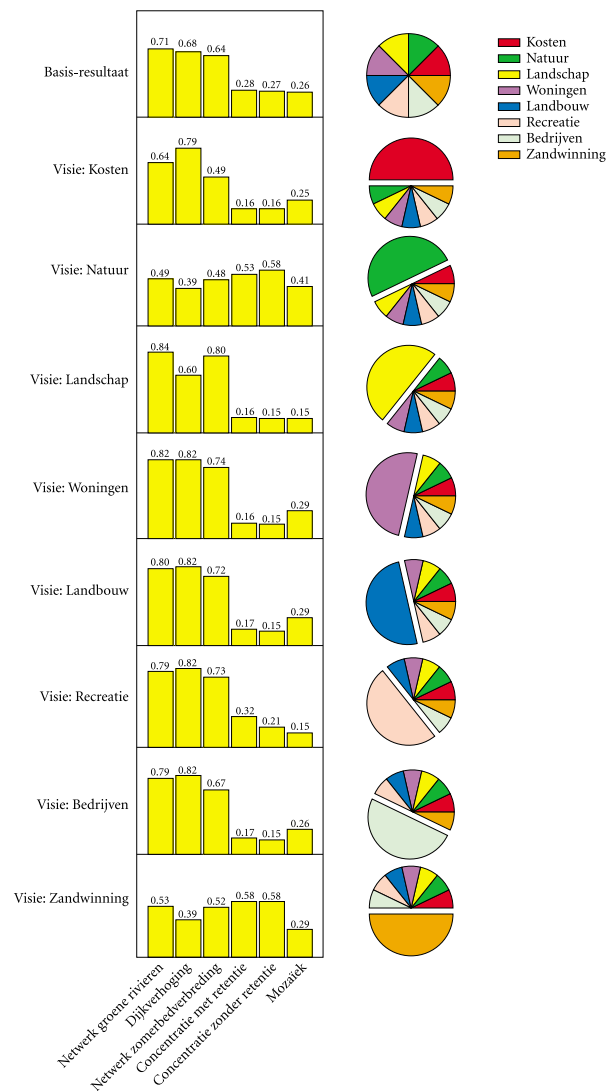
1. Veiligheid boven alles
2. Voor iedereen
3. Tegen de laagst mogelijke kosten
4. Mét aandacht voor ruimtelijke kwaliteit
5. Samenhang tussen beleidsvelden
6. etc.

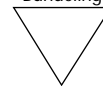
Een hulpmiddel om op basis van bovengenoemde kwalitatieve uitspraken te komen tot kwantitatieve gewichten is de Analytical Hierarchy Process (AHP)-methode. Met deze methode worden op basis van een negenpuntenschaal de verschillende belangen die worden gehecht aan criteria gekwantificeerd. De AHP is feitelijk een middel om criteria onderling te wegen.

Schaalindeling paarsgewijze vergelijking in Analytical Hierarchy Process

| Belang/voorkeur | Definitie |
|-----------------|------------------------------------|
| 1 | Even groot belang/gelijke voorkeur |
| 3 | Enigszins voorkeur |
| 5 | Sterke voorkeur |
| 7 | Zeer sterke voorkeur |
| 9 | Extreem sterke voorkeur |
| 2,4,6,8 | Tusseliggende waarden |

Gevoeligheidsanalyse multi-criteria analyse o.b.v. andere gewichten





- De aanwezigheid van verschillende vakgebieden bij een project-evaluatie is geen garantie voor een werkelijk afgestemde integrale evaluatie.
- Communicatie tussen deskundigen onderling en deskundigen en de opdrachtgever is essentieel. Het kost tijd om wereldbeeld en taal van elkaar te begrijpen. De investering die hiervoor nodig is, betaalt zich terug in de kwaliteit van het eindproduct.
- Deskundigen hechten verschillende betekenissen aan vaktermen. Maak vanaf het begin een lijst met termen en de gehanteerde definities.
- Zorg voor een gedeelde probleempceptie bij de opdrachtgever en de vanuit de verschillende vakgebieden betrokkenen bij de evaluatie.
- Een korte verkennende stakeholder-analyse kan nodig zijn als er geen gedeelde probleempceptie is of als wordt verwacht dat slechts een deel van het probleem is geïdentificeerd.
- Invloedsdiagrammen zoals het Driving forces-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR)-model zijn een handig hulpmiddel om in de opstartfase van een integrale evaluatie:
 - een probleem vanuit verschillende perspectieven helder voor ogen te krijgen;
 - de invloedssfeer of speelruimte te ontdekken (exogene en endogene variabelen) waarbinnen de opdrachtgever wel of niet wat kan veranderen;
 - gaten te ontdekken in de huidige en benodigde gegevens en informatie om onderlinge verbanden (oorzaak-gevolg relaties) helder te krijgen.
- Zorg voor afspraken tussen opdrachtgever en deskundigen en deskundigen onderling over de afbakening in tijd en ruimte van het te evalueren project of beleid.
- Zorg voor afspraken tussen opdrachtgever en deskundigen en deskundigen onderling over hoe om te gaan met onzekerheden. Worden ze vastgelegd in aannames of uitgangspunten of worden ze uitgewerkt in meerdere scenario's en zo ja, hoe dan?

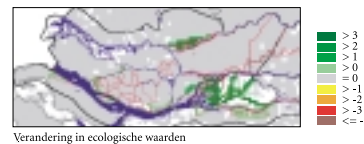
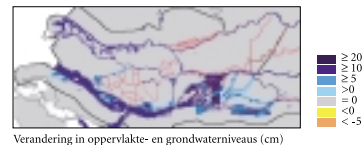
Box: Aandachtspunten en tips bij het opzetten en uitwerken van een integrale Beleids-evaluatie

De niet in geld uitgedrukte effecten zouden ook in geld kunnen worden uitgedrukt met behulp van de methoden die zijn besproken in hoofdstuk 4. Belangrijke niet in geld uitgedrukte baten in het geval van ruimte voor de rivier projecten zijn bijvoorbeeld veiligheid, ruimtelijke kwaliteit en natuur. Ter illustratie wordt hieronder getoond hoe deze niet in geld uitgedrukte effecten in geld zouden kunnen worden gewaardeerd met behulp van de methode 'benefits transfer' (zie hoofdstuk 4). Uit eerdere onderzoeken valt de betalingsbereidheid van Nederlandse huishoudens voor veiligheid en ruimtelijke kwaliteit af te leiden en in gemiddelde economische waarden uit te drukken. Vanwege de sterke relatie tussen natuur en ruimtelijke kwaliteit worden deze onder één noemer gebracht. Hieronder wordt in een kosten-baten analyse geïllustreerd wat het in geld uitdrukken van niet in geld gemeten effecten kan betekenen voor de uitkomst.

Voorbeeld economische waardering ecologische effecten Benedenrivierengebied

Ecologische effect bepaling als basis voor economische waardering

- 1) Voorspelling hydrologische effecten
- 2) Voorspelling ecologische effecten
- 3) Waardering ecologische effecten a.h.v. criteria:
 - diversiteit, zeldzaamheid, natuurlijkheid
 - bijdrage aan natuurstreefbeeld



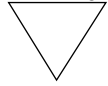
| Kosten | | Baten | | Kosten | | Baten | |
|-----------------------------------|-----|---|-----|-----------------------------------|-----|---|-----|
| - Investeringskosten | 2,4 | - Vermeden economische risico's | 3,3 | - Investeringskosten | 2,4 | - Vermeden economische risico's | 3,3 |
| - Productie verlies landbouwgrond | 1,8 | - Publieke perceptie en waardering veiligheid en natuurontwikkeling | PM | - Productie verlies landbouwgrond | 1,8 | - Publieke perceptie en waardering veiligheid en natuurontwikkeling | 2,9 |
| - Beheer en onderhoudskosten | 1,3 | - Netto welvaartsverlies | 2,2 | - Beheer en onderhoudskosten | 1,3 | - Netto welvaartswinst | 0,7 |
| Totaal | 5,5 | Totaal | 5,5 | Totaal | 6,2 | Totaal | 6,2 |

Benefits transfer

| Kenmerk | Gemiddelde WTP |
|--------------------------|----------------|
| Wetland type | |
| Zout | 70 |
| Zoet | 75 |
| Wetland functie | |
| Waterbuffer | 120 |
| Levering van water | 30 |
| Waterzuivering | 70 |
| Landschap en natuur | 95 |
| Waarde type | |
| Gebruikswaarde | 85 |
| Niet gebruikswaarde | 45 |
| Gebruik- en niet gebruik | 80 |
| Continent | |
| Noord-Amerika | 90 |
| Europa | 40 |

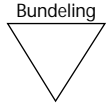
1. Selecteer de juiste waarden
Waterbuffer: €120/huishouden/jaar
Landschap en natuur: €95/huishouden/jaar
2. Corrigeer waarden indien nodig
 - a. Inkomenscorrectie: $WTP = 3,3 + 1,63 * \text{Inkomen} + \dots$
Waterbuffer: $0,61 * €120 = €73$ /huishouden/jaar
Landschap en natuur: $0,61 * €95 = €58$ /huishouden/jaar
 - b. Correctie voor gebruik- en niet-gebruikswaarden:
 $80 / (85 + 45) * (€73 + €58) = €80$ /huishouden/jaar
3. Aggregeer waarden over baathebbers
 $1,5 \text{ miljoen huishoudens} * €80/\text{huishouden/jaar} = €120 \text{ miljoen/jaar}$
4. Verdisconteer over de juiste tijdshorizon
Totale Economische Waarde over 100 jaar \dot{a} 4% = $24,5 * €120 \text{ miljoen/jaar} = €2.940 \text{ miljoen}$

De gepresenteerde methoden beantwoorden feitelijk verschillende vragen, waarbij verschillende beoordelings- en afwegingscriteria een rol spelen. Deskundigen zullen samen met bestuurders en besluitvormers moeten bepalen hoe over de uiteindelijke keuze voor één of meerdere inrichtingsvarianten informatie moet worden gegeven. Samenspraak tussen betrokken deskundigen, bestuurders, besluitvormers en eventueel andere stakeholders is dus ook in deze stap noodzakelijk. Het lukt anders niet om de vraag, de uiteindelijke afweging en de meest geschikte beoordelingsmethode vanuit het specifieke project helder te krijgen.



- Expliciteer vanaf het begin verwachte samenhangen tussen vakgebieden, effecten én benodigde deskundigheden om deze effecten te kunnen meten. Dit is noodzakelijk om uiteindelijk tot een integrale beoordeling te komen en zal ook de volgorde in tijd van onderzoekstappen helder maken (welke uitkomsten vanuit welk vakgebied zijn nodig om in een ander vakgebied verder te kunnen met de evaluatie?).
- Zorg voor afspraken tussen deskundigen onderling om tussentijdse uitkomsten met elkaar te vergelijken en op elkaar af te stemmen.
- Zorg voor afspraken tussen opdrachtgever en deskundigen en deskundigen onderling over de manier waarop verzamelde gegevens en informatie vanuit de verschillende deskundigheden worden samengevoegd en gepresenteerd aan de opdrachtgever (wat is de belangrijkste vraag die de opdrachtgever beantwoord wil zien?).
- Bij het opzetten van een onderzoeksstrategie in de startfase van een integrale evaluatie kan het probleem van niet beschikbare of onvergelykbare waarden (gegevens, informatie) de kop opsteken. Het niet kunnen meten van een effect of waarde mag geen reden zijn om deze niet op te nemen in de uiteindelijke evaluatie.
- Een leidend principe hierbij kan zijn: kwalitatieve gegevens en informatie waar dat voldoende is, kwantitatieve gegevens en informatie waar nodig.
- Het vroegtijdig betrekken van (vertegenwoordigers van) stakeholders heeft als voordeel dat deskundigen zelf niet hoeven te zoeken naar de kosten en baten (negatieve en positieve effecten) van een project of beleidsmaatregelen.

Box: Vervolg aandachtspunten en tips bij het opzetten en uitwerken van een integrale beleidsevaluatie



Bijlage 1

Integrale beslissingsondersteunende methoden

In deze bijlage wordt een overzicht gegeven van bestaande integrale beslissingsondersteunende beoordelingsmethoden. Omdat de meeste van deze methoden her en der reeds uitvoerig worden beschreven, is er hier voor gekozen ze kort te presenteren aan de hand van de volgende structuur:

1. Naam van de methode
2. Doel van de methode
3. Algemene werkwijze/aanpak (stappenplan)
4. Uitkomst van de methode (wat zegt de uitkomst ons?)
5. Aandachtspunten (waar moet op gelet worden als de methode wordt toegepast in de praktijk?)
6. Beperkingen van de methode
7. Wanneer inzetten en wanneer vooral niet inzetten?
8. Relatie met andere methoden
9. Meer informatie over de methode (bestaande literatuur en handboeken)

De volgende methoden worden hier achtereenvolgens kort beschreven aan de hand van bovenstaande structuur:

- Scorecard methode
- Kosten-baten analyse
- Kosteneffectiviteitanalyse of milieurendementanalyse
- Multi-criteria analyse
- Life cycle analyse
- Life cycle costing

| Methodie | Doel | Uitkomst | Wanneer gebruiken? |
|----------------------------|---|--|--|
| Scorecard | Sterk uiteenlopende alternatieve oplossingen vergelijkbaar maken door per criterium de score aan te duiden | Effectentabel op basis waarvan een subjectieve rangschikking van alternatieven kan plaatsvinden | Sterk uiteenlopende criteria die niet allemaal in één en dezelfde eenheid kunnen worden uitgedrukt, met name voor vraagstukken waarvoor slechts kwalitatieve informatie beschikbaar is |
| Kosteneffectiviteitanalyse | Onderzoeken met welk alternatief een gegeven concrete milieudoelstelling tegen de laagst mogelijke kosten kan worden gerealiseerd of met welk alternatief bij een gegeven kosten-budget het beste resultaat kan worden bereikt in termen van milieudoelstellingen | Rangorde van alternatieven op basis van één criterium: laagste kosten van de in beschouwing genomen alternatieven of grootste milieu-effect bij gegeven kostenbudget | Inzetten indien men geïnteresseerd is in de vraag hoe een gegeven milieudoel tegen de laagste kosten kan worden gerealiseerd of hoeveel iedere geïnvesteerde gulden oplevert in termen van milieu en natuur |
| Kosten-baten analyse | Onderzoeken of het uitvoeren van een project leidt tot een vergroting van de nationale welvaart | Economische rentabiliteit van één of meerdere projecten | Wanneer de positieve en negatieve effecten in termen van kosten en baten allemaal op één en dezelfde noemer kunnen worden gebracht (geld) en men wil weten wat het effect van één of meerdere alternatieven op de economische welvaart |
| Multi-criteria analyse | Het vergelijken van alternatieven op basis van veel en ongelijksoortige informatie | Rangorde van alternatieven op basis van meerdere criteria en daaraan gehechte belangen | Sterk uiteenlopende criteria die niet allemaal in één en dezelfde eenheid kunnen worden uitgedrukt, en toch gezocht naar een rangorde van alternatieven |
| Life cycle analyse | Verkrijgen van een breed overzicht van de milieueffecten die samenhangen met het gebruik van een product (goed of dienst). | Effectscores, al dan niet gestandaardiseerd om na weging tot een rangorde-ning te komen | LCA is met name nuttig bij keuzen over producten en de voor die producten benodigde processen. Dat kunnen keuzen zijn over: - de ontwikkeling van producten, technologieën en productsystemen - marktkeuzen, met name aanschafbeslissingen - keuzen in het milieubeleid. Vaak gaat het om systeemkeuzen die de betrokken technologieën voor langere tijd vastleggen. |
| Life cycle costing | Het bepalen van de marktgerelateerde en milieugerelateerde kosten en baten van een project of product over de gehele levenscyclus | Het resultaat geeft aan welk van een aantal technische opties het meest aantrekkelijk is in termen van budget en milieu, en eventuele overige externe effecten over de levenscyclus van een project of product | Het nut ontstaat met name daar waar in de levenscyclus de aankoopprijs slechts een beperkt deel van de totale kostprijs voor de betrokken organisatie uitmaakt |

Onderstaande Tabel geeft een samenvatting van het doel en het resultaat van iedere methode en wanneer een specifieke methode te gebruiken.

Tabel : Overzicht integrale beslissingsondersteunende methoden:
wanneer voor welk doel gebruiken?

Scorecard methode

Doel

De scorekaart is een hulpmiddel om sterk uiteenlopende alternatieve oplossingen vergelijkbaar te maken. Door per criterium de score aan te duiden, wordt een subjectieve rangschikking van de alternatieven mogelijk. De scorekaart wordt gepresenteerd als een matrix met op de ene as de alternatieven en op de andere as de criteria. In de cellen kunnen absolute en relatieve scores worden vermeld. Zo wordt overzichtelijk getoond hoe de bestudeerde alternatieven per criterium scoren. Die scores kunnen kwantitatief zijn, maar dat is zeker niet noodzakelijk. De keuze valt op het alternatief dat na kwalitatieve weging het beste wordt bevonden. De scorekaart is voor dit afwegingsproces als het ware een 'vervoermiddel'.

Werkwijze

Beschrijving van relevante alternatieven op basis van voorgaande analyse. Als basis voor de vergelijking dient over het algemeen het alternatief 'niets veranderen', de huidige situatie. Soms is 'niets veranderen' ook een realistische mogelijkheid. Daarnaast moeten enkele - bij voorkeur drie tot vijf - uiteenlopende alternatieven voor nadere uitwerking worden gekozen.

Een goede omschrijving van de criteria is onontbeerlijk, omdat duidelijk moet zijn of een hogere criteriumscore beter dan wel slechter is. Het relatieve belang van de criteria mag sterk verschillen, omdat daarmee bij de selectie van het gunstigste alternatief rekening zal worden gehouden. Uitsplitsing van een criterium in sub-criteria is toegestaan, maar mag niet ten koste gaan van de overzichtelijkheid. In de literatuur wordt een aantal van 7 criteria wel als maximum genoemd.

Het gaat er om wat wordt opgeofferd en wat wordt gewonnen. Afhankelijk van de problematiek kan men denken aan bijvoorbeeld: uitgaven en inkomsten, milieu, veiligheid, sociaal, politiek, effectiviteit, strategische bijdrage voor de langere termijn, risico's.

In een effectenoverzicht worden de effecten van de geselecteerde alternatieven weergegeven. Deze effecten moeten worden gemeten ten opzichte van wat er zou gebeuren zonder ingreep, dus als een verschil: winst of verlies, toe- of afname. Effecten kunnen, afhankelijk van hun aard, zowel in kwantitatieve als in kwalitatieve termen worden weergegeven. Treden effecten op over een reeks van jaren, dan wordt doorgaans gewerkt met jaargemiddelden.

Uitkomst

Een belangrijk eindproduct is de effectentabel. Deze bevat feiten, waarover - mits op een goede wijze tot stand gebracht - een redelijke mate van overeenstemming zal bestaan. Presentatie van relatieve scores per criterium. Hiervoor worden meestal grafische methoden (kleuren, arceringen e.d.) aangewend. De daarna te volgen bewerkingen zijn goed te volgen en appelleren aan 'gezond verstand'. De methode leidt niet tot een voorkeursvolgorde: de subjectieve weging die daarvoor noodzakelijk is, d.w.z. de beoordeling van het relatieve belang van de criteriumscores, wordt overgelaten aan de verantwoordelijke beslissers. Daarmee is de scorekaart geschikt als basis voor een discussie over onderliggende voorkeuren.

Beperkingen

De scorekaart methode is minder geschikt voor vraagstukken waarbij zeer veel aspecten een rol spelen. In dat geval kan de hoeveelheid informatie op zich een belemmering gaan vormen. Het feit dat geen uitspraak wordt gedaan over het meest gewenste alternatief kan ook worden opgevat als een nadeel.

Wanneer gebruiken?

Bij complexe besluitvorming. Die gevallen waarin sprake is van omstreden alternatieven en van beperkte mogelijkheden voor het op geld waarden van de aan die alternatieven verbonden effecten. De scorekaartanalyse levert geen 'objectieve' antwoorden, maar helpt de alternatieven op hun consequenties te doordenken. Bovendien is het een uitstekend 'vervoermiddel' om de discussie te richten, zeker als argumenten en vooronderstellingen geëxpliciteerd worden. Omdat het slechts gaat over relatieve volgordes hoeft niet elk aspect tot op de bodem uitgezocht te worden. Omdat het de functie van de scorekaart is het maken van keuzen te ondersteunen, moet de informatie voldoende onderscheidend zijn. Als dat niet het geval is, kan de informatie soms 'scherper' worden gemaakt door meer gegevens te verzamelen en extra bewerkingen uit te voeren.

Een voordeel van de methode is dat wordt uitgegaan van het subjectieve oordeel van de beslisser. Een beslissing mag voor een belangrijk deel op intuïtie gebaseerd zijn, terwijl expliciet op tafel ligt wat geweten kan worden. In hoeverre intuïtie en subjectiviteit of intersubjectiviteit de ruimte krijgen, hangt af van de stijl van beslissen in een organisatie.

De deelnemers vullen samen de cellen van de matrix in. Er vinden geen onduidelijke bewerkingen van het materiaal plaats, zodat de doorzichtigheid gewaarborgd is. Dit dwingt de deelnemers aan het keuzeproces welhaast tot uitwisseling van feiten en inzichten. Tijdens dit proces zal ook een beeld ontstaan van de aanvaardbaarheid van de alternatieven en van het antwoord op de vraag wat het gunstigste alternatief is.

De methode is ook geschikt voor kleinere beslissingen. Het hoeft allemaal niet noodzakelijk veel tijd te kosten: het kan grondig, maar ook op de achterkant van een sigarendoos.

Meer informatie

Meer informatie over de scorecard methode wordt gevonden in:

- Rijkswaterstaat (1976). Analyse Oosterschelde alternatieven. Rijkswaterstaat, Den Haag.
- RAND (1977). Protecting an estuary from floods. A policy analysis of the Oosterschelde. The Rand Corporation, Santa Monica, USA.
- Ministerie van Financiën, Afdeling Beleidsevaluatie en -instrumentatie (1992). Evaluatiemethoden, een introductie. Hoofdstuk 4. Sdu Uitgeverij, Den Haag.

Kosteneffectiviteitanalyse of milieurendementanalyse

Doel

In een kosteneffectiviteitanalyse wordt onderzocht met welk alternatief een gegeven concrete doelstelling (bijvoorbeeld milieudoelstelling) tegen de laagst mogelijke kosten kan worden gerealiseerd (kostenminimalisering), of met welk alternatief bij een gegeven kostenbudget het beste resultaat kan worden bereikt in termen van de doelstelling (effectmaximering). Dit laatste wordt ook wel milieurendementanalyse genoemd. Het doel van een milieurendementanalyse is aan te geven hoeveel een geïnvesteerde gulden oplevert aan milieu of natuur. Meestal gaat het om een keuze uit alternatieve uitvoeringen van een zelfde soort project.

Werkwijze

Een kosteneffectiviteitanalyse omvat de volgende stappen:

1. Het vaststellen van het doel dat men wil bereiken, bijvoorbeeld een milieunorm in termen van maximale emissie van vervuilende of gevaarlijke stoffen naar water.
2. Het identificeren van alternatieve wijzen van verwezenlijking van het doel.
3. Het bepalen van de investerings-, exploitatie- en onderhoudskosten voor elk van de alternatieven, contant gemaakt naar het basisjaar met behulp van de disconteringsvoet (voor overheidsprojecten is dit 4% per jaar).
4. Opsporen van mogelijke neveneffecten en nagaan welke kosten moeten worden gemaakt om te voorkomen dat randvoorwaarden worden overschreden. Is evenwel een overschrijding van de randvoorwaarden niet te voorkomen, dan valt het betreffende alternatief af.
5. Het kiezen van het alternatief dat de laagste kosten te zien geeft.

Door de milieu- of natuureffecten van een project of maatregel te koppelen aan kosten ervan en op elkaar te delen krijgt men een kosten-effectiviteits- of milieurendementsindex:

$$I_m = K_m / E_m$$

waarbij I_m de kosteneffectiviteitsindex is van maatregel m (in gulden per eenheid gereduceerde emissie van een bepaalde stof), K_m de kosten van maatregel m , en E_m het milieu of natuur effect van maatregel m . Wordt het effect op milieu of natuur gedeeld op de kosten, dan krijgen we een milieu- of natuurendementsindex.

Uitkomst

De uitkomst van de analyse is een rangorde in kosten of milieu of natuureffecten van de in beschouwing genomen alternatieven, zodat duidelijk wordt welk alternatief het goedkoopst is of het grootste effect heeft op milieu of natuur.

Aandachtspunten

Meerdere doeleinden tegelijkertijd, neveneffecten, toedelen van kosten aan één specifieke milieucomponent, verschillende benaderingen (zie Zhang en Folmer, 1995).

Beperkingen

Omdat de methode niet duidelijk maakt of de hoofddoelstelling beter op een andere wijze kan worden gerealiseerd, leidt zij niet verder dan tot economische suboptimalisatie. Verder kan slechts in beperkte mate rekening worden gehouden met verdelingsaspecten, bijvoorbeeld de verdeling van de effecten over inkomensgroepen.

Wanneer gebruiken?

Kosteneffectiviteitanalyse dient te worden ingezet indien men slechts geïnteresseerd is in de vraag hoe een gegeven doel tegen de laagste kosten kan worden gerealiseerd of hoeveel een geïnvesteerde gulden oplevert in verschillende alternatieve toepassingen. De methode is niet geschikt ter beantwoording van de vraag of het omschreven doel voldoet aan het selectiecriteria van economische rentabiliteit. Daarvoor is de kosten-batenanalyse de aangewezen methode.

Meer informatie

Omdat kosteneffectiviteitanalyse nauw verwant is met kosten-batenanalyse, vindt behandeling daarvan vaak plaats in handleidingen voor kosten-batenanalyse. Meer informatie over milieurendementanalyse wordt meestal gevonden in verhandelingen over kosteneffectiviteitanalyse. Meer informatie specifiek over kosteneffectiviteitanalyse wordt gevonden in:

- Ministerie van Financiën, Afdeling Beleidsevaluatie en -instrumentatie (1992). Evaluatiemethoden, een introductie. Hoofdstuk 3. Sdu Uitgeverij, Den Haag.
- Baan, P. (1996). Methodieken voor integrale afweging en evaluatie van milieumaatregelen. Waterloopkundig laboratorium, Delft.
- Nederlands-Economisch Instituut (1976). Kosteneffectiviteitsanalyse voor een LNG-terminal. NEI, Rotterdam.
- Zhang, Z.X. en H. Folmer, 1995, Economic approaches to cost estimates for the control of carbon dioxide emissions, Wageningen Agricultural University, Wageningen Economic Papers, 1995-2, Faculty of Economics.
- Dellink R. en F. van der Woerd, 1997, Kosteneffectiviteitscurven voor een aantal milieuthema's, Instituut voor Milieuvraagstukken in opdracht van het RIVM.
- Baumol, W.J. en W.E. Oates, 1971, "The use of standards and prices for protection of the environment", Swedish Journal of Economics, 73:42-54.
- Van der Veeren, R.J.H.M. (2003). Economic analyses of nutrient abatement policies in the Rhine basin. Academisch Proefschrift. Vrije Universiteit Amsterdam.

Kosten-baten analyse

Doel

Het doel van een kosten-batenanalyse is een basis te verschaffen mede op grond waarvan kan worden gezien of het uitvoeren van een project leidt tot een vergroting van de economische welvaart.

Werkwijze

In een KBA wordt een zo veel mogelijk gekwantificeerd overzicht gegeven van de voor- en nadelen over een langere periode van alternatieve beleidsmaatregelen. De gebruikelijke procedure is dat een project waarvan de uitvoering wordt overwogen wordt vergeleken met de situatie zonder project (nul-alternatief). In het geval alternatieve projecten in beschouwing zijn genomen, worden deze beurtelings met het nul-alternatief vergeleken. Door deze vergelijking kunnen de effecten van een alternatief worden geïnventariseerd en zo veel mogelijk gemeten en gewaardeerd.

In een kosten-batenanalyse dient een duidelijk onderscheid te worden gemaakt tussen kosten en baten. Onderstaande definities geven daarvoor een handreiking.

Onder kosten dienen in een kosten-batenanalyse te worden verstaan alle negatieve bijdragen van een beleidsmaatregel aan de realisering van de, door de desbetreffende beleidsvoerder of -instantie, nagestreefde doelstellingen. Het gaat hier om kosten die direct voortvloeien uit de uitvoering van het voorgenomen project en dus doelbewust worden gemaakt (investerings-, exploitatie- en onderhoudskosten). Economisch gezien is sprake van kosten indien alternatieve toepassingsmogelijkheden van productiefactoren verloren gaan. Zouden er voor de in te zetten productiefactoren geen alternatieve toepassingsmogelijkheden bestaan, dan worden de economische kosten op nul gesteld. Hier ligt één van de belangrijkste verschillen met een bedrijfs-economische kosten-batenanalyse, die in een dergelijke situatie de kosten niet op nul stelt. Er wordt dan gesproken van financiële kosten.

Onder baten worden verstaan alle overige effecten. Hieronder vallen de positieve bijdragen van een beleidsmaatregel aan de realisering van de nagestreefde doelstellingen. Deze kunnen negatief zijn en worden in dat geval aangeduid als negatieve baten. In afwijking van de kosten, zal het voorkomen dat niet alle baten van een alternatief in geld kunnen worden uitgedrukt. Als voorbeelden kunnen hier genoemd worden effecten op natuur en milieu of op de inkomensverdeling. In dat geval is het gebruikelijk ze in de analyse als P.M.-posten op te nemen.

Bij het opsporen van de effecten in een KBA zal niet alleen aandacht worden geschonken aan de wijze waarop en de mate waarin de doelstellingen van het project worden bereikt, maar zal ook gekeken worden naar het eventueel optreden van zogenoemde externe effecten. Hieronder worden verstaan de voor- of nadelen die door het uitvoeren van het project worden toegebracht aan anderen zonder dat de huishouding die het project uitvoert hiervan de financiële consequenties ondervindt. Meer in het algemeen gesproken gaat hier om effecten die met het project niet op voorhand beoogd werden. Het rekening houden met externe effecten betekent het tweede onderscheid met de bedrijfseconomische kosten-batenanalyse. Deze laatste is uitsluitend geïnteresseerd in de beoogde effecten.

De beoogde en externe effecten worden tezamen ook wel de directe of primaire effecten genoemd. Daartegenover staan de indirecte effecten, waaronder wordt verstaan de

doorwerking van de directe effecten in het maatschappelijke proces. Voor het opsporen en kwantificeren van de indirecte effecten dient men te beschikken over economische modellen die de relaties tussen economische variabelen op nationaal of sectoraal niveau weergeven. Daar deze modellen òf niet direct ter beschikking staan dan wel het werken ermee een tijdrovende zaak is, worden de indirecte effecten doorgaans buiten beschouwing gelaten wanneer het niet om zeer grote projecten gaat. Er is dan sprake van een partiële kosten-batenanalyse. In het andere geval spreekt men van een integrale kosten-batenanalyse.

Omdat bij een kosten-batenanalyse kosten en baten gespreid in de tijd kunnen voorkomen, worden zij herleid tot een contante waarde in een basisjaar. Dit is doorgaans het eerste jaar van het project. Disconteren is vanuit economisch oogpunt noodzakelijk omdat een gulden die beschikbaar komt over bijvoorbeeld 5 jaar een lagere waarde heeft dan een huidige gulden.

De contante waarde (CW) wordt berekend met behulp van een rentevoet, ook wel

disconteringsvoet (d) genoemd. De formule is:
$$CW = \sum_{t=0}^T \frac{X_t}{(1+d)^t}$$
, waarin X_t zowel

de kosten als baten kan voorstellen, t de lopende index voor de jaarlijkse kosten- en batenposten en T het aantal jaren waarover gediscoteerd wordt. De disconteringsvoet voor overheidsprojecten is bij kabinetsbesluit vastgesteld op 4% per jaar. Deze disconteringsvoet is reëel daar kosten en baten dienen te worden uitgedrukt in constante prijzen (van het basisjaar). Bovendien is deze disconteringsvoet risicoloos. Over de termijn waarover gediscoteerd wordt, is geen algemene uitspraak te doen. Deze termijn zal onder andere afhangen van de levensduur van het project. Omdat met het langer worden van de termijn doorgaans ook het verloop van de baten onzekerder wordt, zal men hierin kiezen voor een praktische oplossing. Te denken valt dan bijvoorbeeld aan 25 jaar.

Overeenkomstig de richtlijnen die voor het maken van een kosten-batenanalyse gelden, hoeven de prijzen van goederen en diensten niet gecorrigeerd te worden voor inkomstenbelasting, sociale premies of vennootschapsbelasting. Hetzelfde is van toepassing op de belasting over de toegevoegde waarde. Anders ligt dat voor de op goederen en diensten drukkende accijnzen. Kosten en baten van een project dienen, voor zover van toepassing, opgenomen te worden exclusief accijnzen. Indien er sprake is van een mutatie in accijnsontvangsten van de overheid, dienen deze dan wel vermeld te worden.

Uitkomst

Indien kosten en baten gediscoteerd ter beschikking staan is het gebruikelijk deze in balansvorm te presenteren. De kostenposten worden aan de 'debet'-zijde opgenomen en de baten aan de 'credit'-zijde. Vervolgens zal voor het trekken van conclusies over de rentabiliteit van het beschouwde alternatief een keuze worden gedaan uit de maatstaven voor het rendement van een project. De meest gebruikelijke zijn:

- De netto contante waarde (NCW) waarbij investeringen en overige kosten als

negatieve, en baten als positieve mutaties worden beschouwd:

- De interne rentevoet (IR), zijnde de denkbeeldige disconteringsvoet waarvoor de

NCW gelijk aan 0 is:

- De baten-kostenverhouding (BKV) als het quotiënt van de gecumuleerde contante waarde van de baten en de gecumuleerde contante waarde van de kosten:

$$BKV = \frac{\sum_{t=0}^T \frac{B_t}{(1+d)^t}}{\sum_{t=0}^T \frac{K_t}{(1+d)^t}}$$

Het alternatief is rendabel te noemen, indien geldt dat:

- $NCW > 0$;
- $IR > d$ (= 4%);
- $BKV > 1$.

Aandachtspunten

De volgende punten verdienen speciale aandacht.

Een goede omschrijving van het probleem waarvoor een oplossing wordt nagestreefd, welke doelstellingen van het project aan de orde zijn en aan welke randvoorwaarden moet worden voldaan is van het allergrootste belang.

In de tweede plaats dient een goede analyse te worden gemaakt van het nulalternatief waarmee het project wordt vergeleken teneinde de effecten te bepalen. Het belang daarvan mag niet worden onderschat. Door het nulalternatief in een dynamisch perspectief te plaatsen, komt men wellicht knelpunten op het spoor die zonder project ook zouden worden opgelost. Daarom mag het nulalternatief niet geïdentificeerd worden met een situatie van 'niets doen' of met een statische situatie van 'bestaand beleid'. Dat kan leiden tot een ernstige overschatting van de rentabiliteit van het in beschouwing genomen project. In het algemeen kan gesteld worden dat het analyseren van het nulalternatief een grotere inspanning vergt dan het opsporen en waarderen van de projecteffecten. In de derde plaats verdient het soms aanbeveling een *quick scan* op basis van kengetallen uit te voeren (kKBA) alvorens te besluiten tot een uitgebreide kosten-batenanalyse (zie de leidraad KBA in OEEI).

Beperkingen

Een vereiste voor toepassing van kosten-batenanalyse is dat het merendeel van de projecteffecten onder één noemer, dat is de geldnoemer, kan worden gebracht. Hier kunnen problemen optreden, die zich dan vooral zullen voordoen bij de baten. Mochten in een uiterst geval geen van de baten in geld kunnen worden gewaardeerd, dan is kosten-batenanalyse niet mogelijk en moet bijvoorbeeld worden gedacht aan andere methoden.

Wanneer gebruiken?

Met inachtneming van het voorbehoud dat hiervoor is gemaakt, is een kosten-batenanalyse op haar plaats indien de keuze bestaat om, afhankelijk van de economische rentabiliteit, een project al of niet uit te voeren. Staat echter de beleidsdoelstelling vast die op verschillende manieren kan worden bereikt, dan is de kosteneffectiviteitanalyse het aangewezen analyse-instrument.

Meer informatie

Een niet-uitputtende lijst van algemene handboeken over kosten-batenanalyse wordt onderstaand vermeld:

- Dasgupta, A.K. en D.W. Pearce (1972), 'Cost-Benefit Analysis: Theory and Practice', The Macmillan Press Ltd, London.
- Nentjes, A (1989), 'Macro-economic Cost-Benefit Analysis of Environmental Programmes', in: H. Folmer en E. van Ierland (Eds), 'Valuation Methods and Policy Making in Environmental Economics', Amsterdam.
- Pearce, D.W. en C.A. Nash (1981), 'The Social Appraisal of Projects - A Text in Cost-Benefit Analysis, John Wiley & Sons, New York.
- Perkins, F. (1994), 'Practical Cost-Benefit Analysis: Basic Concepts and Applications, Macmillan, Melbourne.
- Sugden, R en A. Williams (1978), 'The Principles of Practical Benefit-Cost Analysis, Oxford University Press, Oxford.
- Zerbe, R.O. en D.D. Dively (1994), 'Benefit-Cost Analysis: In Theory and Practice, p.144-153, Harper Collins, New York.
- Price Gittinger, J. (1982). Economic Analysis of Agricultural Projects. Second edition, The John Hopkins University Press, Baltimore and London.

-
- Mishan, E.J. (1988). Cost-Benefit analysis. An Informal Introduction Unwin Hyman, London.
 - Ministerie van Financiën, Platform Beleidsanalyse, Werkgroep Kosten-batenanalyse (1990). Het wegen waard. Opstellen over enkele theoretische en praktische aspecten van kosten-batenanalyse.
 - Pearce, D.W. (1991). Cost Benefit Analysis. Second edition. Macmillan, London.
 - Ministerie van Financiën (1992). Evaluatiemethoden, een introductie. 4e herziene druk. Sdu uitgeverij, Den Haag.
 - Hanley, N. and Spash, C.L. (1993). Cost-Benefit Analysis and the Environment. Edward Elgar Publishing Limited, England.
 - OECD (1993). Project and Policy Appraisal. Paris.
 - Layard, R. and Glaister, S. (eds.) (1994). Cost-Benefit Analysis. Second edition. Cambridge University Press.
 - Weiss, J. (ed.) (1994). The economics of project appraisal and the environment. Edward Elgar, Engeland.
 - Vertonghen, R. en van Rompuy, V. (1994). Sociaal-economische kosten-batenanalyse, evaluatie van investeringsprojecten in de publieke sector. Acco, Leuven/Amersfoort.
 - Brucker, K. de , A. Verbeke en W. Winkelmans (1997). Sociaal-economische evaluatie van overheidsinvesteringen in transportinfrastructuur. Kritische analyse van het bestaande instrumentarium. Ontwikkeling van een eclecticisch evaluatie-instrument. Garant, Leuven-Apeldoorn.
 - OEEI (2000). Evaluatie van grote infrastructuurprojecten. Leidraad voor kosten-baten analyse.

Multi-criteria analyse

Doel

Multi-criteria methoden kunnen worden gebruikt om veel en ongelijksoortige informatie hanteerbaar te maken voor de besluitvorming. Deze methoden hebben meerdere functies: allereerst natuurlijk het vergelijken van alternatieven, maar daarnaast helpen ze ook bij het structureren van een probleem, de ontwikkeling van alternatieven, de presentatie en communicatie van de resultaten en niet in de laatste plaats bij de bewustwording van de plannenmakers. Kenmerkend voor multi-criteria methoden is dat het mogelijk is sterk uiteenlopende criteria te combineren. Niet alle criteria zijn even belangrijk. Door het toekennen van gewichten wordt het relatieve belang van de verschillende criteria in de totaalbeoordeling bepaald. De verdeling van de gewichten en daarmee de rangschikking kunnen verschillen per belangengroep. Het resultaat van de multi-criteria analyse (MCA) is dan ook meestal een verzameling van aan de verschillende belangen gekoppelde rangschikkingen. Absolute uitspraken over de wenselijkheid van alternatieven kunnen met een multi-criteria methode niet worden onderbouwd. Dit leidt tot de volgende definitie: Multi-criteria-analyse is een getalsmatige vergelijkingsmethode waarbij door middel van gewichtentoekenning aan beoordelingscriteria tot een rangschikking van alternatieven wordt gekomen.

Werkwijze

Startpunt van een MCA is het effectenoverzicht. Een effectenoverzicht bevat de alternatieven waaruit kan worden gekozen, de criteria waarop de alternatieven worden beoordeeld en de criteriumscores die de te verwachten effecten van de alternatieven weergeven. De criteriumscores kunnen worden uitgedrukt in harde getallen zoals guldens en minuten maar ook in kwalitatieve termen of met behulp van plussen en minnen om, bijvoorbeeld, de effecten op het landschap te beschrijven.

Er zijn veel methoden beschikbaar om het effectenoverzicht te verwerken tot een rangschikking van de alternatieven. In veel gevallen wordt gekozen voor "gewogen sommering". Deze methode is theoretisch goed onderbouwd, eenvoudig uit te leggen en transparant. Bij gewogen sommering worden de criteriumscores na standaardisatie vermenigvuldigd met de bijbehorende gewichten en vervolgens per alternatief opgeteld. Op basis van de totaalscore per alternatief wordt de rangorde bepaald. Het principe van gewogen sommering is eenvoudig:

- Standaardiseer de scores per criterium
- Bepaal gewichten
- Vermenigvuldig gewichten met gestandaardiseerde scores
- Tel op tot totaalscores per alternatief
- Bepaal de rangschikking op basis van deze totaalscores
- Bepaal de gevoeligheid van de rangschikking voor veranderingen in scores en gewichten

Standaardisatie is nodig om criteriumscores gemeten op verschillende meetschalen onderling vergelijkbaar te maken. Dit kan op verschillende manieren. Een veel gebruikte methode is de intervalmethode waarbij het slechtst scorende alternatief de waarde 0 en het best scorende alternatief de waarde 1 krijgt. De overige alternatieven worden hiertussen geschaald op basis van het verschil met het beste en slechtste alternatief. Op deze manier wordt een lineaire relatie gelegd tussen een fysieke criteriumscore en de waarde van deze score op een schaal van 0 tot 1. Het is ook mogelijk om, bijvoorbeeld met behulp van een expert, een andere, niet-lineaire relatie te leggen

tussen de criterium score en de waarde. De op deze manier gedefinieerde relatie wordt een waarderingsfunctie genoemd. Het specificeren voor alle criteria van een waarderingsfunctie is echter tijdrovend.

De tweede stap, het toekennen van gewichten, ontmoet in de praktijk de meeste weerstand bij het gebruik van MCA. Met behulp van gewichten worden scores tussen criteria onderling afgewogen. De gewichten hebben een directe relatie met de scores en kunnen dan ook niet los van deze scores worden bepaald. De totaalscore wordt berekend door de gestandaardiseerde criteriumscores na te vermenigvuldigen met de bijbehorende gewichten en vervolgens per alternatief op te tellen. Het alternatief met de hoogste score is het beste alternatief. De totaalscores geven de relatieve kwaliteit van de alternatieven weer maar zeggen niets over de absolute kwaliteit van deze alternatieven. Een belangrijke stap bij het toepassen van MCA is gevoeligheidsanalyse. Nagegaan kan worden of de gevonden rangschikking voldoende stabiel is als de scores een onzekerheidsmarge hebben van bijvoorbeeld 10 procent hoger of lager. Ook kan worden nagegaan hoeveel een gewicht of score kan vernaderen voordat een omslag in de rangschikking plaatsvindt.

Een nadeel van gewogen somming is dat deze methode niet geschikt is als voor een aantal criteria alleen de volgorde van de alternatieven bekend is. In de praktijk valt dit nadeel wel mee omdat dit maar weinig voorkomt en in de meeste gevallen voor criteria die alleen met plussen en minnen zijn gescoord een kwantitatieve interpretatie mogelijk is. Naast "gewogen somming" bestaat er nog een breed scala andere multicriteria methoden, zoals bijvoorbeeld Expert Choice, de Evamixmethode, de Regime methode en de verschillende Electre methoden. Hoewel deze methoden ook aantrekkelijke aspecten hebben zijn deze methoden complex en is werking voor buitenstaanders onvoldoende te doorzien. Dit leidt tot een lagere acceptatie van de met deze methoden behaalde resultaten.

Uitkomst

De rangschikking kan op verschillende manieren worden gepresenteerd. In veel gevallen worden de criteria in criteriumgroepen verdeeld. Indien er voor gezorgd wordt dat de politieke afweging tussen en niet binnen deze groepen worden gemaakt hebben de gewichten binnen de groepen meer een inhoudelijk en tussen de groepen een meer politiek karakter. Naast de totaalrangschikking kan nu ook de rangschikking per criteriumgroep worden bepaald. Een volgende stap is het werken met visies. Uitgangspunt is dat het wel mogelijk is de gewichten binnen een groep min of meer objectief vast te stellen maar dat de gewichten tussen de groepen gekoppeld zijn aan politieke prioriteiten van belanghebbenden. Er worden nu meerdere rangschikkingen bepaald op basis van meerdere aan de verschillende belangen gekoppelde gewichtensets. De beslisser wordt zo in staat gesteld om de beschikbare informatie te koppelen aan zijn/haar politieke prioriteiten en te vertalen in een rangschikking van de alternatieven. Deze presentatie maakt in het algemeen goed duidelijk waar de belangentegengstellingen te vinden zijn. In alle gevallen is een goede grafische presentatie van de resultaten aan te bevelen.

Aandachtspunten

In een overzichtstabel of grafische presentatie kan zeer uiteenlopende informatie worden gepresenteerd. Bovendien is het niet noodzakelijk de scores onderling te wegen. Dit heeft duidelijke voordelen als de hoeveelheid informatie niet te groot is en het bepalen van gewichten niet gewenst is. Een belangrijk voordeel van MCA ten opzichte van KBA is dat de methode kan worden gebruikt voor sterk uiteenlopende typen informatie. Het is niet nodig scores van een geldswaarde te voorzien en ook scores op kwalitatieve schaal, zoals bijvoorbeeld een plussen en minnen schaal kunnen worden verwerkt. Nadeel is het deels subjectieve karakter van de gewichten. In tegenstelling tot het gebruik van aan de markt ontleende prijzen kan met in MCA met aan beleidsdoelstellingen ontleende gewichten nooit objectief worden bepaald welk alternatief het beste is.

Een cruciale maar moeilijke stap is het definiëren van een consistent beoordelingskader. Is dit eenmaal beschikbaar dan zijn KBA als MCA zijn relatief eenvoudig toe te passen. Voor het rekenwerk is programmatuur beschikbaar. Bij KBA is veelal een relatief grote inspanning nodig voor het op geld waarden van de effecten.

Beperkingen

Het gebruik van multi-criteria methoden heeft voor- en nadelen. Een belangrijk voordeel is de systematische aanpak. MCA dwingt de gebruiker er toe feiten en waardeoordelen strikt te scheiden en te beargumenteren. De gemaakte keuzes zijn expliciet en kunnen door anderen worden gereproduceerd. Een belangrijk nadeel is dat het technisch karakter van de methode voor niet deskundigen ontoegankelijk kan zijn en de methode daarmee als een 'black box' wordt ervaren. Hier kan deels aan worden tegemoetgekomen door een eenvoudige, transparante methode te gebruiken en alle stappen goed toe te lichten. Er zullen echter altijd mensen zijn die een meer holistische benadering van een keuzeprobleem prefereren, of die zich meer aangesproken voelen door een monetaire waardering van de alternatieven.

MCA is een instrument om informatie te structureren en te aggregeren. Het toepassen van MCA heeft dan ook geen zin als de beschikbare informatie voldoende hanteerbaar is voor de gebruiker. Is de effectentabel klein, vijf alternatieven en vijf criteria, of erg eenvoudig dan heeft toepassing van MCA weinig zin. MCA geeft zicht op de relatieve kwaliteiten van de alternatieven maar is ongeschikt om te bewijzen dat een alternatief moet worden uitgevoerd of het beste is. De uiteindelijke keuze voor een bepaalde aanpak hangt af van de kenmerken van het probleem, de kenmerken van de beslissers, de institutionele setting en deels door de heersende mode.

Wanneer gebruiken?

In veel besluitvormingsprocessen neemt het onderling vergelijken van alternatieven en varianten een belangrijke plaats in. In een milieu-effect rapportage (MER) is het zelfs een verplicht onderdeel. Voorbeelden van dergelijke vraagstukken zijn: de tracékeuze voor de Betuwelijn, de inrichting van de Zandmaas en de reconstructie van de A10. Voor de vergelijking van deze alternatieven moet meestal veel en sterk verschillende informatie worden verwerkt. Bovendien moeten de gemaakte keuzes goed uit te leggen zijn aan alle betrokkenen.

In de Nederlandse Milieueffectrapportage wordt MCA vooral ingezet voor relatief grote infrastructurele projecten, zoals snelwegen en railverbindingen. In veel van deze MCA studies is Rijkswaterstaat direct of indirect betrokken. MCA wordt toegepast op studies met een relatief laag politiek profiel zoals opslagfaciliteiten voor slib, maar ook voor projecten met een hoog politiek profiel zoals de Betuwe lijn en de Zandmaas. Een kenmerk van alle studies is de grote en gevarieerde hoeveelheid informatie die het bevoegd gezag worden aangeboden. In vrijwel alle gevallen staan wel de resultaten maar niet de MCA zelf ter discussie. In zeer veel gevallen worden de resultaten als aanleiding gebruikt om de discussie te voeren; in een geval zelfs tot de Raad van State. Ook in dit geval stond de methode zelf niet ter discussie.

Meer informatie

Meer informatie over MCA kan worden gevonden in:

- Beinat, E. (1997). Value functions for environmental management, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Bonte, R.J., J.v.d. Burg, R. Janssen, R.H.J. Mooren en J.T. de Smidt (1997). Notitie over multi-criteria analyse in milieu-effectrapportage, Utrecht: Commissie voor de milieu-effectrapportage.
- Breusers, H. N., M. van Herwijnen en R. Janssen (1994). Handreiking Beleidsanalyse voor dijkverzwarringsprojecten, Technische adviescommissie voor de waterkeringen (TAW), Den Haag.

-
- CAU (1993). Corridorstudie Amsterdam-Utrecht. Rijkswaterstaat/Nederlandse Spoorwegen, Utrecht.
 - Herwijnen, M. van (1999). Spatial decision support for environmental management, Amsterdam: PhD dissertation, Vrije Universiteit.
 - Herwijnen, M. van, P. Rietveld, K. Thevenet en R. Tol (1995). Sensitivity analysis with interdependent criteria for multi criteria decision making. Multi Criteria Decision Making Volume 4 Nr 1, 57-70.
 - Janssen, R. (1992). Multiobjective decision support for environmental management, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
 - Janssen, R. (2001) On the use of multi-criteria analysis in environmental impact assessment in the Netherlands. Journal of multi-criteria decision analysis.
 - Mooren, R.H.J. (1996). Appels en peren: het vergelijken van alternatieven. In: Anonymous Mlieu-effectrapportage, methoden, effecten en resultaten, Best: Aeneas.

Het toepassen van MCA en vooral het gebruik van gevoeligheidsanalyse vergt nogal wat rekenwerk. Voor dit rekenwerk zijn gespecialiseerde computerprogramma's beschikbaar. Een veel gebruikt softwarepakket is: Janssen, R., Herwijnen, M.v. and Beinat, E. (2000) BOSDA voor Windows. Een computer programma voor de ondersteuning van complexe keuzevraagstukken., SDU uitgevers, Dn Haag.

Levenscyclus analyse

Doel

Verkrijgen van een breed overzicht van de milieueffecten die samenhangen met het gebruik van een product (goed of dienst).

Eind jaren 60 van de vorige eeuw ontstond interesse in ketenmodellen. De eerste Levenscyclus analyse (LCA)-achtige studies werden uitgevoerd voor Coca Cola, in discussies over afvalbeperking van drankenverpakking. In de jaren 70 ontstonden door de energiecrisis vergelijkbare discussies over energiebesparing. In beide gevallen ging het erom dat maatregelen op één plek in de keten van productie, consumptie en afvalverwerking hun repercussies hebben op andere plaatsen in de keten. In de jaren 80, met inmiddels een vergaand ontwikkeld milieubeleid, volgde met name in Europa een discussie over de bredere beoordeling van milieueffecten dan alleen naar afval en energie, mede vanwege het voorkomen van afwentelingsmechanismen (*problem shifting*). Emissiereducties voor een stof leiden veelal tot toenemende emissies van andere stoffen en tot additioneel grondstoffengebruik. Om de ernst van verschillende emissies beter te kunnen beoordelen werden milieu-effectmodellen ontwikkeld en ontstonden de eerste evaluatiesystemen, meestal gebaseerd op wettelijke voorschriften voor maximale concentraties. Ook werd in deze periode nader uitgewerkt hoe een zinvolle vergelijking tussen opties gemaakt kon worden. Het is niet zinvol om een eenmalige kartonnen verpakking te vergelijken met een statiegeldfles die vele malen opnieuw gebruikt kan worden. Voor dergelijke vergelijking werd de functie centraal gesteld, met alle kwantificeringen gebaseerd op een hoeveelheid van die functie: de *functional unit*. Dit opende de mogelijkheid om los van een economische analyse opties te vergelijken naar hun milieueffecten.

In de jaren 90 kwamen diverse ontwikkelingen samen in een kader dat de naam LCA, Life Cycle Assessment, kreeg, globaal dezelfde 'levenscyclus' als in Life Cycle Costing. Zoals voor de energieanalyse standaarden ontwikkeld waren (IFIAS conventie) ontstond voor LCA een algemeen *framework*, eerst uitgewerkt door SETAC (Society for Environmental Toxicology and Chemistry, en later door ISO (International Organisation for Standardisation). Parallel aan de standaardisatie hebben wetenschappelijke instituten hebben met name in Europa een rol gespeeld in de ontwikkeling van meer gedetailleerde methoden. Naast de technisch-modelmatige en de evaluatieve aspecten spelen krijgen procedurele aspecten nu meer aandacht.

Het voorkomen van *problem shifting* is het centrale motief van de ontwikkeling van LCA. Bij het nemen van milieumaatregelen dienen de effecten op alle milieuaspecten in beschouwing genomen te worden, naast overige aspecten zoals kosten. Bij de beleidsintegratie zoals die in het Nederlandse en Europese beleid is vastgelegd dienen de verschillende milieuaspecten op evenwichtige wijze in beschouwing genomen te worden, zonder een duidelijk primaat van een van de milieuaspecten. Die evenwichtigheid vergt een uitgewerkt analysekader en een transparante evaluatie van de resultaten van de analyse.

De modellering in LCA is tot een beperkt aantal mechanismen beperkt gebleven; alleen een *steady state* wordt weergegeven. Dit is een *steady state* alleen voor de economische processen, met constante hoeveelheden milieuingrepen. De daarbij behorende milieueffecten zijn niet *steady state*: grondstoffen putten uit en biodiversiteit neemt af, beide vrijwel irreversibel. Gedragaanpassingen, zoals via marktmechanismen kunnen niet (of in elk geval niet systematisch) in LCA modellen worden opgenomen.

Inkomenseffecten, zoals optreden bij overstap naar een goedkoper en dan ook vaak uit milieuoogpunt beter alternatief, vallen evenmin binnen het kader van LCA. Ook dynamische aspecten zoals in de tijd geplaatste investeringsketens, vallen buiten het kader van LCA. LCA is een van de instrumenten voor milieusysteemanalyse, nu veelal onder de noemer *industrial ecology* vallend.

Werkwijze

Het procedurele raamwerk

De complexiteit van LCA maakt het nodig dat bij de uitvoering een vast protocol gevolgd wordt. ISO onderscheidt vier fasen:

- doel- en reikwijdtebepaling (*goal and scope definition*)
- inventarisatie (*inventory analysis*)
- effectbepaling (*impact assessment*)
- interpretatie (*interpretation*).

Doel- en reikwijdtebepaling

Hier wordt eerst het doel van de studie vastgelegd en nauwe samenhang daarmee wat de centrale functie is en welke alternatieven in beschouwing genomen gaan worden. De centrale functie wordt vastgelegd in de functionele eenheid. Men vergelijkt alkydverf en acrylverf niet met elkaar op basis van een blik, een liter of een kilogram. Van de ene verf is immers meer nodig voor een verflaag. De functionele eenheid kan bijvoorbeeld vastgelegd worden in termen van 10 vierkante meter verflaag op houten binnenwand die 10 jaar kwalitatief voldoende is. Een dergelijke functionele eenheid bepaalt dan in het verdere verloop van de analyse hoeveel verf, kwasten, afbijtmiddel, enz. nodig is.

De specificatie van alternatieven zal in het algemeen plaats vinden op grond van de doelstelling van de studie. Bij een vergelijking van vervoerswijzen voor het woon-werkverkeer zal men bijvoorbeeld het vliegtuig of de hogesnelheidstrein niet meenemen, terwijl bij transport naar de Middellandse zee de fiets en bromfiets buiten beschouwing blijven.

Inventarisatie (inventory analysis)

In de tweede fase en meest tijdsintensieve fase van de LCA wordt de levenscyclus van het product of de productalternatieven uitgewerkt, eerst in kwalitatieve, en dan in kwantitatieve zin. De kleinste beschreven eenheden zijn de *unit processes*, zoals het walsen van staal, het genereren van elektriciteit in een kolenvergasser, het draaien van een CD, of het recyclen van papier. Het aggregatieniveau van een eenheidsproces zal in de praktijk van LCA tot LCA, en binnen één LCA, verschillen. Soms wordt een raffinerij als een enkel eenheidsproces beschouwd, terwijl die in andere gevallen in 50 afzonderlijke processtappen wordt uiteengerfeld. Een gemiddelde LCA omvat zo'n 50 tot 500 eenheidsprocessen, tezamen de procesboom vormend.

Na het kwalitatieve beeld volgt de kwantificering van de procesboom. Voor ieder eenheidsproces moeten gegevens worden verzameld. Het betreft hier gegevens over:

- economische instromen (elektriciteitsgebruik, materiaalgebruik, inzet van recyclaat, enz.)
- economische uitstromen (elektriciteitsproductie, materiaalproductie, levering van recyclaat, enz.)
- instromen uit het milieu (aardolie, ertsen, bomen, enz.)
- uitstromen naar het milieu (CO₂, zware metalen, benzeen, enz.).

Over het algemeen worden de proceskarakteristieken als gemiddelde procesgegevens vermeld (CO₂-uitstoot per 1000 MJ elektriciteit, ijzergebruik per ton staal, enz.). Het aantal gegevens per proces kan oplopen tot honderden.

Uiteindelijk worden dus alle economische intermediaire stromen (verf, elektriciteit, stookolie) terugvertaald in instromen uit en uitstromen naar het milieu. Het resultaat

van deze berekening is een lijst met grondstofonttrekkingen en emissies die geassocieerd worden met een functionele van het geanalyseerde productalternatief. Deze lijst wordt soms de ingreep tabel (*inventory table*) genoemd, die vaak vele honderden typen ingrepen omvat.

Omdat de analyse op één product of functie gericht is en de meeste processen meerdere producten leveren, dient het systeem opgeschoond te worden van alle milieu-ingrepen die voor andere producten of functies benodigd zijn. Als een product PVC bevat is daar chloor voor nodig, en chloor wordt over het algemeen tezamen met natronloog geproduceerd in één processtap. Het ligt dan voor de hand om alle overige stromen van dat proces (het ingezette steenzout, het elektriciteitsgebruik, de emissies) op een of andere wijze te verdelen over deze co-producten, in dit geval chloor en natronloog. Deze verdelingsstap wordt toerekening (*allocation*) genoemd. Voor oplossing van dit multi-functionaliteitsprobleem bestaan twee benaderingen: de opsplitsing van meervoudige processen in mono-functionele processen en substitutie of aftrek van een ander systeem dat de niet bedoelde nevenproducten zelfstandig kan leveren. De meest breed toepasbare methode om processen te splitsen is die naar rato van de waarde van de geproduceerde goederen en diensten, dat is de economische allocatie.

Een veelgebruikt alternatief systeemuitbreidings- of aftrekmethode, ook wel substituemethode genoemd wordt. De gedachte hierachter is dat het ontstaan van een bijproduct in een processtap zorgt dat een andere processtap voor een ander product vermeden wordt. Bijvoorbeeld, indien de productie van chloor tot een co-product in de vorm van natronloog leidt, zal een andere productiewijze van natronloog minder van deze stof behoeven te maken. Daarom, zo is de redenering, kunnen we de aldus vermeden hoeveelheid emissies, grondstoffen, elektriciteit, etc., aftrekken van de levenscyclus waarvoor chloor nodig is. Ook bij deze methode ontstaan problemen met name omdat de aftreksystemen zelf weer multifunctionele systemen zijn, als ze al zelfstandig bestaan.

Dergelijke keuzes kunnen een grote invloed kunnen hebben op de resultaten van een LCA, en daarmee tevens op het oordeel welk productalternatief de voorkeur geniet. Dit geldt eveneens voor andere keuzes, zoals die met betrekking tot systeemgrenzen, procesgegevens, functionele eenheid, etc.

Effectbepaling (impact assessment)

Zoals hierboven aangegeven is het eindresultaat van een inventarisatie een ingreep tabel die uit honderden grondstoffen en emissies kan bestaan. Het vergelijken van productalternatieven en het vinden van aangrijpingspunten voor productontwerp wordt hiermee uiterst moeilijk. Het is dan ook zeer wenselijk dat er een nadere interpretatie en aggregatie van deze lange lijst plaats vindt. Dat gebeurt in de effectbepaling, waarin bijdrage van stoffen aan een beperkt aantal milieueffect wordt vastgesteld. De ingreep tabel gereduceerd tot een veel kortere lijst met bijdragen aan een aantal milieueffecten, zoals verzuring, broeikas effect en grondstofuitputting. Deze lijst wordt soms het milieuprofiel genoemd.

Wat zijn nu precies de milieueffecten (*impact categories*)? Hier bestaan verschillende mogelijkheden. Sommigen beschouwen toxiciteit als één enkel effect, terwijl anderen dit opsplitsen in carcinogeniteit, mutageniteit, neurotoxiciteit, allergeniteit, en nog veel meer soorten toxiciteit. Het zal duidelijk zijn dat de eerste school een veel korter milieuprofiel oplevert dan de tweede, maar dat de resultaten ervan in breed gedefinieerde categorieën tevens meer omstreden is. Immers, het bundelen van allergische reacties en levensverkortende ziektes gebeurt vaak door een al dan niet verstoep persoonlijk oordeel over de relatieve ernst van allergieën ten opzichte van kanker. Niettemin is de eerste school, die van de drastische optelling tot circa 12 categorieën in Europa en zeker in Nederland dominant. Veel gebruikte categorieën zijn: uitputting van energiedragers en minerale ertsen, broeikas effect, aantasting van de ozonlaag,

humane toxiciteit, toxiciteit voor aquatische ecosystemen, toxiciteit voor terrestrische ecosystemen, verzuring, vermesting, smog en stank. Energiegebruik wordt ook wel eens een milieueffect genoemd. In LCA kijkt men echter naar de uit elektriciteitsproductie voortvloeiende effecten, ten gevolge van emissies (CO₂, SO₂, PAK's) en van grondstofgebruik (kolen, gas, olie). Sommige categorieën worden nog nauwelijks uitgerekend, deels wegens een gebrek aan (goede) gegevens. Er is een tendens om meer richting eindeffecten op te schuiven: schade aan de welvaart, schade aan de gezondheid en schade aan ecosystemen. De modelleringstappen zijn dan echter relatief onzeker en de effecten en effectroutes kunnen slechts zeer partieel worden vastgesteld.

Uitkomst

De resultaten op de diverse categorieën staan bekend als effectscores (*category results*). Ze staan ieder in hun eigen eenheid, bijvoorbeeld kg broeikasequivalent, m³ vervuild ecosysteem, etc. Een nadere afweging tussen deze scores is dan ook moeilijk zonder een tussenliggende normalisatiestap. In de LCA normalisatie wordt iedere score uitgedrukt als de bijdrage aan de totale milieuproblematiek in een jaar. Zo vindt men dat een bepaald product 10⁻¹² bijdraagt aan verzuring, en 10⁻⁹ aan smog. Men moet dan niet denken dat dit verwaarloosbaar is, en evenmin dat smog dus het hoofdprobleem van dat product is, dat hangt van de onderlinge weging van deze effecten af.

Een mogelijk laatste stap in de effectbepaling is de gewogen optelling van de (genormaliseerde) bijdragen aan de geselecteerde milieueffecten tot één enkel getal: een milieu-index of milieuideicator. De gewichten zijn normatief, ze zijn immers gebaseerd op ideeën over wat nu erger is: dode bossen, dode vissen, uitgeputte grondstoffen of zieke mensen.

Interpretatie (*interpretation*)

Hierboven hebben we gezien dat er op veel plaatsen in de LCA-uitvoering discutabele keuzes gemaakt moeten worden. Daarnaast is de methode gegevensintensief, en zal men vaak met toevallig beschikbare gegevens werken, omdat er voor het naspeuren van alle echte gegevens geen tijd is. In de LCA zoals hierboven geschetst, en zeker bij de enkelvoudige milieu-index verliest men snel de nuancering van de verkregen getallen. Daarom is de afsluitende fase van de LCA, de interpretatie, nodig om een beeld te geven van de validiteit en betrouwbaarheid van de resultaten en van de robuustheid van de conclusies. In deze fase worden gevoeligheidsanalyses uitgevoerd, worden alternatieve systeemgrenzen en toerekeningsprincipes uitgeprobeerd, etc.

Opties en varianten

Er bestaan simpele LCA studies, waarin een paar processen gespecificeerd worden en op een beperkt aantal milieuaspecten en complexe studies van productsystemen met honderden processen en per proces honderden milieu-ingrepen. Naast de bestaande steady state benadering zijn er meer dynamisch gerichte benaderingen die een beeld geven van de consequenties in de tijd van een gemaakte keuze. Dergelijke (semi-) dynamische analyses zijn echter niet systematisch mogelijk.

Aandachtspunten

Omdat LCA een denkmodel is dat niet een echte werkelijkheid weergeeft is de interpretatie lastig. LCA beantwoordt de vraag: Wat zouden de gevolgen zijn als een productsysteem voor lange tijd stationair functioneert. Methodische keuzen, zoals over allocatie en substitutie, kunnen bij vergelijking van ongelijksoortige systemen sterk bepalend zijn voor de relatieve scores. Gelijke behandeling van gelijke gevallen is een goed maar niet altijd eenduidig toepasbaar principe.

Beperkingen

Beperkingen komen ten eerste voort uit de opzet van LCA rond een functionele eenheid. Als die niet makkelijk te definiëren is, bijvoorbeeld omdat de betrokken

keuze een groot aantal functies beïnvloed (verbrandingsmotoren versus brandstofcellen op basis van waterstof uit zonnecellen).

Verdere beperkingen betreffen de onvermijdelijke incompleetheid van procesgegevens, de afkap, en de globale aard van de analyse. De incompleetheid is met name een probleem als deze tussen alternatieven verschilt. Bij veel gegevens over staal en weinig over plastic, lijkt een plastic optie al snel aantrekkelijker. De nu meest geschikte methode is die waarin productstromen niet worden afgekapt maar geschat, met een iets grovere methode. Daartoe kan een monetair input-output model met milieuentensies gebruikt worden (bijvoorbeeld MIET).

De globale aard van de analyse is onvermijdelijk; alles van alles weten is niet mogelijk. Op lokaal niveau kan men bijvoorbeeld altijd betere modellen voor effectvoorspelling toepassen dan met LCA mogelijk is.

Ook de simpele aard van de modelleringsopzet, zonder gedragsrelaties blijft onherroepelijk een beperking vormen.

Wanneer gebruiken?

LCA is met name nuttig bij keuzen over producten en de voor die producten benodigde processen. Dat kunnen keuzen zijn over:

- de ontwikkeling van producten, technologieën en productsystemen
- marktkeuzen, met name aanschafbeslissingen
- keuzen in het milieubeleid.

Het gaat daarbij niet om eenmalige keuzen maar om systeemkeuzen die de betrokken technologieën voor langere tijd vastleggen.

Meer informatie

Het meest recente volledige overzicht over LCA is in:

- Guinée, J.B. (final editor), M. Gorrée, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, L. van Oers, A. Wegener Sleeswijk, S. Suh, H.A. Udo de Haes, H. de Bruijn, R. van Duin & M.A.J. Huijbregts, 20001. Life cycle assessment: an operational guide to the ISO standards. Part 1: LCA in perspective; Part 2a: Guide; Part 2b Operational annex; Part 3: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

De standaardisatie van LCA vindt plaats in ISO- verband in de ISO 14 040 serie, deels ook al in het Nederlands uitgebracht. Het gaat daarbij meer om een framework dan om uitgewerkte methoden.

ISO 14 040 Environmental management -Life cycle assessment - Principles and framework

ISO 14 041 Environmental management -Life cycle assessment - Goal and scope definition and inventory analysis

ISO 14 042 Environmental management -Life cycle assessment - Life cycle impact assessment

ISO 14 043 Environmental management -Life cycle assessment - Life cycle interpretation

Buiten Nederland is de meest omvattende benadering in Scandinavië, met name Denemarken ontwikkeld, zie:

- Wenzel, H, M. Hauschild & L. Alting, 1997. Environmental Assessment of products. Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development. Chapman & Hall, London.
- Hauschild, M & H. Wenzel, 1998. Environmental Assessment of products. Volume 2: Scientific background. Chapman & Hall, London.

Iets ouder en breder Scandinavisch is:

- Lindfors L-G, Christiansen K., L. Hoffman, Y. Virtanen, V. Juntilla, O-J Hanssen, A. Rønning, T. Ekvall G. Finnveden, 1995. Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment. Nord 1995:20. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Een eenvoudige inleiding in LCA is:

- UNEP, 1996. Life Cycle Assessment: What it is and how to do it. United Nations Environment Programme, Industry and Environment, Paris.

Voor impact assessment op *endpoint* niveau is de meest recente omvattende benadering te vinden in:

- Goedkoop, M. & R. Spriensma, 1999. The Eco-indicator 99. A damage oriented method for life cycle Impact Assessment. PRé Consultants, Amersfoort.

Voor het schatten van missende gegevens is te gebruiken:

- www.leidenuniv.nl/cml/

Life Cycle Costing

Doel

Het bepalen van de marktgerelateerde en milieugerelateerde kosten en baten van een project of product over de gehele levenscyclus.

Bij de aanschaf van materieel voor het Amerikaanse ministerie van defensie waren tot de jaren zestig van de vorige eeuw de kostprijs en de functioneringsvereisten de enige criteria voor keuze tussen aanbieders. Dit leidde tot de aanschaf van goedkoop maar slecht te onderhouden materieel. Daarom werden in een aanvullend criterium de onderhouds- en afdankkosten opgenomen. In combinatie met de aanschafkosten werden hiermee de budgetlasten van de gehele levenscyclus gedekt.

In de jaren negentig werd het kostenbegrip uitgebreid met milieukosten. Deze milieukosten betreffen de kosten van de schade door milieuverontreiniging (waardedaling onroerend goed door stankhinder, verminderde opbrengst landbouwgewassen, gezondheidsschade, klimaatverandering, verzuring, etc.) of de hoeveelheid geld die de samenleving er voor over heeft om die milieuschade te voorkomen. Daarbij is het bij de LCC gebruikelijk maar niet noodzakelijk om de milieueffecten in geldtermen weer te geven. Bedacht moet worden dat deze latere milieugerichte uitwerkingen van LCC niet een gestandaardiseerde methode betreffen; iedere persoon of organisatie kan aan dat deel van LCC de invulling geven die hij wenst. Er zijn benamingen in omloop die per toepassingsgebied verschillen:

- ECA Environmental Cost Accounting for Capital Budgetting
- TCA Total Cost Assessment
- FCA Full Cost Accounting.

Werkwijze

Voor elk jaar worden voor een project de budgetlasten bepaald. De levenscyclus omvat daarbij niet alleen de kosten van productie, gebruik en afdanking, maar ook die van de benodigde onderzoek- en ontwikkelingskosten, inclusief daar optredende overhead. Grondslag daarvoor zijn de marktgerelateerde kosten, inclusief belastingen, heffingen en subsidies, maar niet de externe effecten zoals in geld uitgedrukte milieueffecten. Wanneer de kosten ten opzichte van een referentiealternatief bepaald worden kunnen ze ook lager en derhalve negatief zijn; het zijn dan baten. De kosten, eventueel ook de baten, worden na discontering naar een basisjaar, gesommeerd tot de *netto contante waarde*. Als basisjaar geldt meestal het jaar waarin de beslissing genomen wordt of de ingebruikname plaats vindt. Andere overzichtsmaten zijn mogelijk maar vaak niet voor alle situaties toepasbaar. Discontering: een bedrag in de toekomst terugrekenen naar de waarde nu, die meestal lager is. Voorbeelden van overzichtsmaten: annuïteit, interne rentevoet, de netto baten per jaar, en de baten-kosten ratio.)

De milieueffecten van het project worden bepaald en zo mogelijk in geldtermen uitgedrukt. De netto budgetlasten en de milieulasten kunnen tot een totaal worden geïntegreerd. Dit is alleen zinvol mogelijk als de milieulasten op dezelfde grondslag zijn bepaald, dat wil zeggen als tijdsspecifieke totalen die vervolgens worden gediscoteerd. Het disconteringspercentage ligt normalerwijze tussen 5 en 15%. Er bestaan verschillende methoden om met inflatie rekening te houden.

Uitkomst

Het resultaat geeft aan welk van een aantal technische opties het meest aantrekkelijk is in termen van budget en milieu, en eventuele overige externe effecten. Wanneer de

geldbedragen voor budget en milieu tot een eindscore worden samengevoegd geeft dit bedrag niet meer een budgetbeslag aan maar een combinatie van kosten en baten voor de organisatie en (een deel van) de maatschappelijke kosten van het project.

Het toepassingsbereik van LCC overlapt met dat van LCA en KBA. Het zou voor vrijwel alle besluitvormingssituaties interessant zijn om naast de statische specificatie van indirecte effecten in de keten ook een beeld van meer dynamische effecten te hebben, zoals met name vanuit economische modellen verkregen kan worden. Dergelijke economische modellen zijn meestal te weinig technologisch specifiek om een gedetailleerde milieuanalyse op te bouwen, maar kunnen wel aangeven in hoeverre er door dergelijke economische mechanismen probleemverschuiving optreedt. Een voorbeeld is het inkomenseffect dat optreedt wanneer een alternatief met lage kosten gekozen wordt; het beschikbare budget/inkomen zal dan een andere besteding krijgen, met ook daar milieueffecten.

Aandachtspunten

De wijze van specificatie van kosten en baten kan verschillen. De netto contante waarde is standaard. Het budgetbeslag kan ook worden uitgedrukt als een niet-verdisconteerd totaal, of als gedurende een bepaalde tijd jaarlijks te betalen gelijk bedrag (annuïteit). In speciale gevallen kan een terugverdientijd van additionele investeringen bepaald worden, ten opzichte van een referentieproject. Bij deze variant worden de baten meestal niet gedisconteerd. Daardoor tellen ze zwaarder omdat de baten in latere jaren optreden dan de kosten. Als kosten en baten wel worden gedisconteerd is er alleen een verschil in presentatie met de weergave in termen van netto contante waarde. De milieulasten, voorzover in geldtermen uitgedrukt, worden normalerwijze gesommeerd tot een niet-verdisconteerd totaal. Zij kunnen echter ook worden uitgedrukt als gedisconteerd totaal of als een gewogen milieuscore. Zie ook de milieuanalyse in LCA. Wanneer verschillende milieueffecten zelfstandig worden weergegeven, naast de budgetlasten, kan een MCA worden toegepast ter ondersteuning van nadere besluitvorming.

De primaire opbouw van de LCC methode vanuit een economische invalshoek heeft geresulteerd in een methode waarin de kosten en baten in de tijd gespecificeerd zijn. Voor de milieu-ingrepen is een dergelijke tijdsspecificatie ook mogelijk. Voor de bepaling van milieueffecten gelden echter veelal geheel andere tijdshorizonten. Klimaateffecten, bijvoorbeeld, en sterker nog de daaruit resulterende biodiversiteit- en gezondheidseffecten, hebben een tijdschaal die minstens in de orde van eeuwen loopt. Het is een aandachtspunt bij toepassing van de methode om dergelijke verschillen zichtbaar te houden.

Beperkingen

De toepassingsmogelijkheden worden ten eerste beperkt door het ontbreken van data. Voor de variant met gemonetariseerde milieueffecten ontbreken bijvoorbeeld grotendeels de prijzen die betrekking hebben op waterkwaliteit.

Verder zijn er beperking die te maken hebben met de empirische juistheid van de onderliggende modellen. Zo ontbreken voor milieueffecten adequate empirische effectmodellen, met name op *end point* niveau. Tenslotte zijn er beperkingen die samenhangen met ethisch-normatieve vooronderstellingen. Zo is discontering van milieueffecten, die nodig is om markteffecten en milieueffecten op dezelfde noemer te brengen, in principe in strijd met het duurzaamheidsbeginsel.

Wanneer gebruiken?

Het toepassingsgebied betreft met name projecten voor één organisatie (overheid, bedrijf, samenwerkingsverband) waarin een bepaald product of bepaalde installatie centraal staat en een integrale afweging tussen kostprijs en milieukosten gemaakt dient te worden.

De vraagstelling kan betrekking hebben op:

- het selecteren van een meest aantrekkelijk projectalternatief (wederzijds uitsluitende alternatieven)
- het bepalen van een optimale projectenmix (elkaar aanvullende deelprojecten)
- een optimale budgetbesteding
- een go/no-go beslissing.

Voor de eerste vraagstelling geldt dat de vergelijking voor een gegeven functie (bv een elektriciteitscentrale van 1000 MW thermisch) plaats kan vinden, die zelf niet gewaardeerd hoeft te worden. Dit kan ook gelden voor de tweede vraagstelling (bijvoorbeeld de elektriciteitsvoorziening van een regio). Voor de derde en vierde vraagstelling dienen alle relevante effecten gekwantificeerd te worden, met een afweging tussen ongelijksoortige effecten. Die afweging kan plaats vinden op basis van monetaarisering van niet-markteffecten (alle effecten in Euro's) of door een meer expliciete afweging van ongelijksoortige effecten (14 eenheden klimaatverandering wegen even zwaar als 1 eenheid verzuring).

Het nut ontstaat met name daar waar in de levenscyclus de aankoopprijs slechts een beperkt deel van de totale kostprijs voor de betrokken organisatie uitmaakt. Daar waar vele personen en organisaties betrokken zijn en een overall economisch beeld (van marktgrootheden) gewenst is, kan beter het sociale kosten concept van de KBA gebruikt worden, minus de daar vaak gemonetariseerde externe effecten. De milieuaspecten kunnen in dit geval dan beter met de overkoepelende beschouwingwijze van LCA worden geanalyseerd, waardoor duidelijker wordt dat de milieueffecten op een andere grondslag bepaald zijn.

Meer informatie

Standaard literatuur voor de "oude" alleen economisch gerichte LCC zijn:

- Flanagan, R., Norman, G., Meadows, J. and Robinson, G. (1989) Life cycle costing. Theory and practice. Blackwell Scientific Publications, Professional Books, Oxford.
- Fabrycky, W.J. & Blanchard, B.S. (1991) Life cycle cost and economic analysis. Prentice Hall, Englewood Cliffs (NJ), International Series in Industrial and Systems Engineering.

Een tot dat moment uitputtend literatuuroverzicht (bijna 700 verwijzingen) van de op marktkosten gerichte LCC is te vinden in:

- Gupta, Yash & Chow, Wing Sing (1985) Twenty-five years of life cycle costing - Theory and applications: A survey. In: International Journal of Quality & Reliability Management, 2,3.

Een operationele (en in vele situaties in de US verplichte) methode is ontwikkeld voor het U.S. Department of Energy, Federal Energy Management Program (FEMP). Zie:

- NIST Handbook 135 (1996) Life-Cycle Costing Manual for the Federal Energy Management Program, Department of Commerce, Washington. (met regelmatige supplementen voor data, en ondersteunende literatuur, en software)

Voor de nieuwere varianten van LCC waarin ook milieuaspecten zijn opgenomen bestaan geen extern gepubliceerde handboeken. Wel is er door adviesbureaus en overheden een aantal publicaties opgesteld waarin methoden beschreven worden. De oorsprong van deze ontwikkeling ligt waarschijnlijk bij het Tellus Institute, in een aantal studies voor de US-EPA. De (mede) milieugerichte methoden gaan dan onder diverse namen in verschillende contexten, zoals Full Cost Accounting, Environmental Cost Accounting en Total Cost Assessment. Zij missen de theoretische inbedding zoals die voor economische aspecten van LCC ontwikkeld zijn. Zie: de Tellus website:

www.tellus.org, met een aantal centrale rapporten downloadable: Environmental Cost Accounting for Capital Budgetting; Total Cost Assessment; Full Cost Accounting.

Zie voor een Nederlands overzicht door het Instituut voor Toegepaste Milieueconomie TME:

- Maas, K. & J. Jantzen (1999) Life-cycle costing, RIZA, Lelystad

Bijlage 2

- Economische waarderingsmethoden¹
- Literatuurlijst

¹ Bron: de Boer, B., Bosch, P.R., Brouwer, R. en Duijnhouwer, F. (redactie) (1997).
Monetarisering van milieuverliezen. Eindrapport van het discussieplatform. Centraal
Bureau voor de statistiek, LNM-reeks 9701.

Contingent Valuation Methode (CVM)

Naam

Contingent valuation betekent dat een waardering van een milieuverandering plaatsvindt onder hypothetisch gecreëerde marktomstandigheden.

Wat wordt gemeten?

Individueel worden gevraagd naar hun betalingsbereidheid voor een hypothetische verandering van het milieu.² Dit bedrag komt overeen met wat zij bereid zijn op te offeren van hun gegeven en alternatief besteedbaar inkomen en bepaalt daarmee de vraag naar de betreffende milieuverandering. De CV methode kan zowel de gebruikswaarde als de niet-gebruikswaarde van milieuveranderingen meten, samen dan wel afzonderlijk, al naar gelang de opzet van het onderzoek.

Hoe wordt gemeten?

Contingent valuation kent vele praktische uitwerkingen, die alle als doel hebben de vraag van individuen te bepalen. Door middel van enquêtes wordt de betalingsbereidheid bepaald. De enquête, die telefonisch, schriftelijk of persoonlijk kan worden afgenomen, bestaat in principe uit drie delen:

- Een nauwkeurige beschrijving van het te waarderen goed, de betalingswijze en de hypothetische omstandigheden waarin de respondent zich bevindt.
- Een serie vragen waaruit de betalingsbereidheid van de respondent voor de omschreven verandering en de beschikbaarheid van het betreffende goed moet blijken.
- Een serie vragen over bepaalde kenmerken van de respondent, zoals normen en waarden, huidig gebruik van het goed, inkomen en leeftijd.

De economische waarde van een milieuverandering wordt gevonden door de gemiddelde betalingsbereidheid uit de steekproef te vermenigvuldigen met de totale populatie waaruit deze is getrokken.

Beperkingen

Een beperking van de CV methode is dat de uitkomst gebaseerd is op hetgeen mensen zeggen te gaan doen en niet op basis van wat ze werkelijk doen. De uitkomsten van de methode zijn met andere woorden gebaseerd op hypothetische situaties waardoor respondenten zich bijvoorbeeld strategisch kunnen gaan gedragen.

CVM kan in principe op elk milieuprobleem worden toegepast. Respondenten kan immers ieder milieuprobleem worden voorgelegd. Zo kan aan respondenten worden gevraagd wat ze bereid zijn te betalen om het broeikaseffect te bestrijden of om een verhoogd risico op huidkanker (van bijvoorbeeld 1 op 100.000 naar 1 op 75.000 gevallen) te voorkomen. CVM zal echter slechts zinvolle uitkomsten produceren indien:

- de milieuverandering een kleine ruimtelijke schaal heeft;
- de milieuverandering zich binnen een korte tijdsduur voltrekt, omdat intergenerationale afwegingen dan niet nodig zijn;
- de milieuverandering omkeerbaar is;
- de respondenten zich medeverantwoordelijk voor de milieuverandering voelen.

Toepassingen

De toepassing is in principe beperkt tot regionale, kortdurende en omkeerbare milieuveranderingen.

Meer informatie

Mitchell en Carson (1989), Hoevenagel (1994), Geurts et al. (1994), RMNO (1994).

² of naar het minimale financiële bedrag dat zij verlangen als compensatie voor een hypothetische milieuerslechtering (WTA: willingness to accept).

Reiskostenmethode (Travel Cost Method, TCM)

Naam

De TCM baseert de waardering van de milieukwaliteit in een natuur- en/of recreatiegebied op de reiskosten (inclusief reistijd) die mensen moeten maken om het gebied te bezoeken.

Wat wordt gemeten?

De betalingsbereidheid voor bezoeken aan het gebied worden geschat op grond waarvan de waarde van het gebied (met de huidige milieukwaliteit) wordt bepaald. TCM schat slechts een deel van de gebruikswaarde van het gebied, namelijk die voor bezoek.

Hoe wordt gemeten?

In de huishoud-productiefunctiemethode wordt gebruik gemaakt van de complementaire relatie tussen een marktgoed en een niet-marktgoed. Op basis van waarnemingen van het gebruik van het marktgoed wordt de vraag naar het niet-marktgoed geschat. Zo worden bij de TCM de gemaakte reiskosten opgevat als een gebleken (revealed) preferentie voor het betreffende gebied (als niet-marktgoed). Hieruit wordt een gewone vraagfunctie voor het gebied afgeleid.

De meest eenvoudige variant van de TCM bestaat uit drie stappen.

- Er worden cirkels met verschillende stralen getekend rondom een bepaald recreatiegebied. Per zone (de ruimte tussen twee cirkels) wordt berekend hoeveel gebruik er gemiddeld van het recreatiegebied wordt gemaakt. De informatie wordt verkregen met behulp van telefonische, schriftelijke of persoonlijke interviews.
- Het aantal bezoeken aan een recreatiegebied wordt geregresseerd op de reiskosten om bij alternatieve recreatiegebieden te komen, op het inkomen van huishoudens en op een set van preferentie- en gedragsvariabelen. De vraagcurve of "bezoekcurve" wordt afgeleid door de reiskosten te gebruiken als benadering voor de prijs van het recreatiegebied. Verondersteld wordt dat mensen net zo vaak het betreffende gebied bezoeken dat de marginale waarde van het laatste bezoek gelijk is aan wat het kost om er te komen. In een variant van de methode worden de kosten van bezoeken aan verschillende gebieden (mede) gerelateerd aan bepaalde eigenschappen van de gebieden. Daaruit worden vraagcurven voor die eigenschappen afgeleid.
- De betalingsbereidheid voor het betreffende recreatiegebied wordt bepaald door de oppervlakte onder de hele vraagcurve, waarbij de overige variabelen constant worden verondersteld.

Beperkingen

Het gebruik van de TCM kent een aantal bezwaren. Er wordt verondersteld dat mensen vooraf volledig op de hoogte zijn van de te maken reiskosten en de "baten" die het bezoek zal opleveren. Verder is het mogelijk dat mensen om meer redenen dan recreatie alleen het gebied bezoeken. In dat geval moeten de reiskosten arbitrair verdeeld worden over deze redenen. Tenslotte is het waarderen van reistijd een controversieel onderwerp. Mensen kunnen bijvoorbeeld ook waarde ontlenen aan de reis op zich, aan het gevoel "er even uit te zijn".

Toepassingen

Deze methode wordt veel gebruikt bij het waarderen van natuur- en recreatie gebieden.

Meer informatie

Clawson en Knetsch (1966), Bockstael et al. (1991), Mendelsohn et al. (1992), Freeman (1993).

Hedonische-prijsmethode (Hedonic Pricing Method, HPM)

Naam

Een marktgoed wordt in deze methode gezien als een verzameling waardevolle attributen. De methode tracht een deel van de prijs toe te schrijven aan het "hedonische" attribuut milieukwaliteit. Specifieke vormen zijn de "property value method" (op basis van huizenprijzen) en de "wage differential method" (op basis van lonen).

Wat wordt gemeten?

De methode meet de betalingsbereidheid voor de milieukwaliteit, voor zover deze is gekoppeld aan het gebruik van marktgoederen of het leveren van arbeid. Op grond daarvan kan een gewone vraagfunctie worden bepaald. De HPM meet slechts een deel van de gebruikswaarde van de milieucomponent en niet zijn bestaanswaarde.

Hoe wordt gemeten?

Net als in de TCM, wordt gebruik gemaakt van de (veronderstelde) complementaire relatie tussen een marktgoed en een niet-marktgoed. Op basis van het gebruik van het marktgoed wordt de vraag naar het niet-marktgoed geschat. Huizen gelegen in een bosrijke omgeving of in een omgeving met luchtverontreiniging hebben een andere prijs dan exact dezelfde huizen zonder een bosrijke omgeving of zonder luchtverontreiniging. Het prijsverschil wordt toegeschreven aan verschillen in milieukwaliteit van de woonomgeving (ook wel "property value method" genoemd).

Een regressie-analyse wordt uitgevoerd op de prijzen van een groot aantal huizen en enkele bijbehorende waardevolle kenmerken. De geschatte regressie coëfficiënten bepalen de relatieve wenselijkheid van iedere kenmerkende factor van het betreffende onroerende goed. De regressiecoëfficiënt van het betreffende milieukarakter (bijvoorbeeld de luchtkwaliteit of de mate van "omgevingsgroen") levert dan informatie op over de betalingsbereidheid van mensen voor dit kenmerk, de hedonische prijs genaamd.

HPM wordt ook gebruikt om milieurisico's op de werkvloer in te schatten op basis van verschillen in uitbetaalde lonen (ook wel "wage differential method" genoemd). Het uitbetaalde loon bestaat uit een bundel van arbeidskarakteristieken, waar veiligheid op de werkvloer er één van is. Onder de veronderstelling van vrij verkeer op arbeidsmarkten, wordt verwacht dat banen met grotere risico's hogere lonen opleveren. Hieruit blijkt dan de willingness to accept (van milieurisico's).

Beperkingen

In het geval van de "property value method" moeten op de huizenmarkt voldoende transacties plaatsvinden om over voldoende actuele prijzen te kunnen beschikken. Individuele transacties mogen hierbij geen al te grote invloed hebben op de prijsvorming. Over de beschikbare prijzen moet verder worden verondersteld dat ze tot stand zijn gekomen op een evenwichtige markt, met voldoende gevarieerd aanbod, waarin ieder huishouden volledig is geïnformeerd over de milieukwaliteit. De betaalde prijs moet bovendien overeenkomen met de hoogst mogelijke betalingsbereidheid (het hoogste bod). Aan deze voorwaarden wordt in Nederland niet altijd voldaan, mede vanwege de grote invloed van de overheid op de huizenmarkt. De overheid reguleert o.a. via de ruimtelijke ordening de woningbouw door het al dan niet afgeven van bouwvergunningen.

Een andere beperking is dat er geen rekening wordt gehouden met het nut dat mensen die niet in de buurt wonen ontleen aan natuur en landschap, vergelijkbaar met de reiskostenmethode waarin niet-bezoekers buiten de analyse worden gehouden (het meet alleen de gebruikswaarde). Een onderzoek van Allen et al. (1985) wijst uit dat de invloed van de aanwezigheid van parken op de prijs van huizen in een straal vanaf ongeveer 600 meter niet meer significant valt vast te stellen (ook wel het Allen-effect genoemd). De parken worden desondanks bezocht door mensen die op grotere afstand wonen. De toepassing van HPM leidt in dergelijke gevallen dus tot een onderschatting van de totale waarde van een park.

Toepassingen

De HPM wordt met name gebruikt voor het schatten van de waarde van lucht- en waterkwaliteit, stilte, parken en “groen” in woonwijken.

Meer informatie

Jansen et al. (1972), Jansen en Opschoor (1973), Allen et al. (1985), Freeman (1993).

Productiefactormethode (PFM)

Naam

De waarde van het milieu wordt bepaald aan de hand van de invloed op de productie van goederen, dat wil zeggen door te kijken naar de waarde van milieu als productiefactor.

Wat wordt gemeten?

Bij gegeven preferenties voor consumptiegoederen wordt de prijs van het milieu bepaald als bijdrage aan de waarde van deze goederen via de productiefunctie. Hieruit wordt indirect een preferentie voor milieu afgeleid. Dit is een maat voor de gebruikswaarde van milieu voor de productie niet voor de waarde van direct gebruik of de bestaanswaarde. Een voordeel van de productiefactormethode is dat hij kan worden gebruikt op gebieden waar mensen zich niet bewust zijn van de effecten die milieuverslechtering veroorzaken. Methoden die gebaseerd zijn op geregistreeerde gebleken preferenties zijn in dat geval niet toepasbaar.

Hoe wordt gemeten?

De productiefactormethode bestaat uit twee stappen.

- De fysieke invloed (schade) die wordt veroorzaakt door de milieukwaliteit op de kwantiteit of de kwaliteit van de productie in een bedrijf, een bedrijfstak of de hele economie wordt geschat. Hiervoor wordt een fysieke "dosis-effectrelaties" gebruikt. Deze fysieke schade manifesteert zich ofwel direct in de productie, bijvoorbeeld in de vorm van een lagere landbouwproductie als gevolg van lucht- of bodemverontreiniging, of indirect via mensen of kapitaalgoederen die blootstaan aan een slechtere milieukwaliteit en daardoor aan productiviteit verliezen (mensen worden bijvoorbeeld ziek of overlijden vroegtijdig, terwijl productiemateriaal corrodeert).
- Vervolgens wordt de schade uitgedrukt in geld en vertaald naar een geldbedrag per eenheid milieuverandering. Bij het bepalen van de schade kan ook een beroep gedaan worden op andere waarderingsmethoden. Voor een volledige schatting van deze economische effecten op bedrijfs- of bedrijfstakniveau is het noodzakelijk, naast deze relaties de voorwaarden waaronder het product wordt aangeboden en de vraag ernaar te kennen. Bij grotere milieuverandering is het noodzakelijk een model voor de hele economie te gebruiken. Gezien de grote data-eisen wordt in de praktijk meestal volstaan met het vermenigvuldigen van huidige marktprijzen met de veranderde hoeveelheden product.

Beperkingen

Een nadeel is de behoefte aan gedetailleerde gegevens, niet alleen ten aanzien van fysieke dosis-effectrelaties, maar ook ten aanzien van marktgedrag. Dosis-effectrelaties zijn zeer moeilijk te achterhalen vanwege de complexe ruimtelijke en intertemporele aspecten van milieuveranderingen. Door een verandering van de druk op het milieu treden in het milieu processen op, die vaak pas na vele jaren tot een merkbare achteruitgang van de milieukwaliteit kunnen leiden. Ook het schatten van de effecten van een milieuverandering op de economie als geheel vereist vele veronderstellingen, al dan niet in modelvorm, met name ten aanzien van prijs- en inkomenselasticiteiten.

Toepassingen

Met de productiefactormethode zijn onder andere schades in geld uitgedrukt van oogstvermindering door overbemesting en extra drinkwaterzuivering door grond- en oppervlaktewatervervuiling.

Meer informatie

Zie bijvoorbeeld Freeman (1993) en Point (1994).

Preventiekostenmethode (PCM)

Naam

Berekend worden de minimale kosten van maatregelen voor het bereiken van een milieuverbetering door het verminderen van de milieudruk en, zo nodig, het verbeteren van de milieutoestand. Andere namen voor de methode zijn kosten-effectiviteitsmethode of schaduwkostenmethode. Als alleen maatregelen ter bestrijding van de milieudruk worden beschouwd, wordt ook wel van bestrijdings- of vermijdingskostenmethode gesproken.³

Wat wordt gemeten?

De methode bepaalt de minimale kosten van maatregelen om reeds opgetreden of te verwachten milieuverliezen tot een bepaalde referentiesituatie terug te dringen. Deze referentie- of eindsituatie wordt doorgaans weergegeven door een norm voor de milieudruk en bij voorkeur een daarmee corresponderende norm voor de milieutoestand. De normen kunnen iedere mogelijke grondslag hebben zoals bijvoorbeeld een milieunorm die is vastgelegd in beleidsnota's, een norm die overeenkomt met een ecologisch duurzame situatie, enzovoort.

Hoe wordt gemeten?

Er wordt een kostencurve voor het elimineren van de milieudruk geconstrueerd. Deze curven zijn samengesteld met behulp van de kosten van de benodigde maatregelen en hun effecten op de milieudruk. Te denken valt aan het vergroten van de efficiëntie van het gebruik van hulpbronnen, het voorzien in substituten voor niet-vernieuwbare hulpbronnen (zoals zonne-energie en glasvezels), het vergroten van de mogelijkheden voor hergebruik van hulpbronnen en (half)producten, het zuiveren van emissies (bijvoorbeeld de uitstoot van CO₂) en het voorkomen van die emissies door proces-geïntegreerde maatregelen. Vaak wordt ook onderzoek naar en ontwikkeling van efficiëntere en meer proces-geïntegreerde versies van de genoemde maatregelen als maatregelen opgevoerd. Sommige varianten van de methode verbreden de berekening tot verschuiving naar minder milieubelastende activiteiten bij gelijkblijvende werkgelegenheid (reallocatie) en vermindering van activiteiten bij gelijkblijvende werkgelegenheid (meer vrije tijd).

De maatregelen om de milieudruk te verminderen worden gerangschikt naar oplopende gemiddelde kosten. Zo ontstaat een kostencurve met op de horizontale as de verminderde milieudruk en op de verticale as een benadering van de marginale kosten. De totale kosten worden gevonden door de oppervlakte onder deze marginale kostencurve van de uitgangssituatie tot aan de gewenste eindsituatie, de norm, te bepalen. Als door reductie van de milieudruk de norm niet gehaald wordt, kunnen evt. ook de kosten van het verbeteren van de milieutoestand worden berekend (sanering of restauratie). Het kan bijvoorbeeld nodig zijn bodems met hoge concentraties van giftige stoffen te saneren om de concentraties voldoende (of voldoende snel) te reduceren. Dergelijke ingrepen zijn uiteraard tijdelijk evenals hun kosten. De bestrijdingskosten zijn afhankelijk van technologische ontwikkeling; als deze afwezig is zijn de bestrijdingskosten blijvend noodzakelijk.

Bij ingrijpende milieuveranderingen zullen de schaduw prijzen van milieufuncties en marktgoederen in ongelijke mate veranderen. In de preventiekostenmethode kan daarmee rekening worden gehouden door met een economisch model (zoals een input-outputmodel) de interacties tussen consumptie- en productieprocessen tot uitdrukking te brengen. De effecten van het nemen van technische maatregelen in vervuilende economische sectoren op de economie als geheel worden berekend. Macro-economische maatregelen als verschuivingen van activiteiten en vergroting van de vrije tijd worden in een dergelijk model op natuurlijkere wijze ingepast dan in een kostencurve.

³ Bestrijdingskosten (abatement costs, control costs) worden in de literatuur ook wel aangeduid met eliminatiekosten, preventiekosten, vermijdingskosten (avoidance costs) of handhavingskosten (maintenance costs). Saneringskosten heten ook wel restauratiekosten, hoewel bestrijdingskosten vaak ook dienen voor het herstellen van de milieutoestand of van milieufuncties.

Beperkingen

De constructie van een kostencurve wordt wel een “bottom-up” benadering genoemd. Er wordt veel aandacht besteed aan een gedetailleerde beschrijving van de mogelijke technologieën om de milieudruk te verminderen. Dat wordt een groot bezwaar als de nagestreefde vermindering van de milieudruk gepaard blijkt te gaan met een relatief omvangrijke kostenstijging. In dat geval zal een deel van de aanpassing op andere wijze tot stand komen, namelijk door inkrimping van de productie. Bij merkbare relatieve prijsveranderingen zal een meer omvattende modelanalyse noodzakelijk zijn, hetgeen vanzelfsprekend extra onderzoek en veronderstellingen met zich meebrengt.

Toepassingen

De methode wordt al geruime tijd toegepast bij kosten-batenanalyses van milieugerelateerde projecten; zie bijvoorbeeld Maass et al. (1962), Turvey (1963) en Baumol en Oates (1975). Pas recent is er in verschillende landen echter betrekkelijk veel ervaring mee opgedaan, zowel door het opstellen van kostencurves (Northwest Power Planning Council, 1991; Mors, 1991; Blok, 1991; Blok et al., 1990; Blok en De Jager, 1994; Bleijenberg en Davidson 1996; De Boer, 1996; Dellink en Van der Woerd, 1997; Riege-Wcislo en Heinze, 1997) als door het toepassen van input-outputmodellen en meer geavanceerde economische modellen (Manne en Richels, 1992; Nordhaus, 1990; Mors, 1991; Hoeller et al., 1992; De Haan, 1996). Overzichten van de benaderingen en resultaten voor CO₂-reductie worden gegeven door Mors (1991) en de Organisatie voor Economische samenwerking en Ontwikkeling (OECD) (1994).

Meer informatie

Meer informatie over de methode wordt gegeven door onder anderen Baumol en Oates (1971, 1975), Zhang en Folmer (1995), OECD (1994), Bleijenberg en Davidson (1996) en Brouwer et al. (1997).

Schaduwprojectmethode (SPM)

Naam

De methode berekent de kosten van maatregelen die dienen om het milieuverlies als gevolg van een project te herstellen of te compenseren. De maatregelen vormen een zogenaamd schaduwproject, dat aan het oorspronkelijke project moet worden toegevoegd om het milieueffect te herstellen.

Wat wordt gemeten?

De methode schat de kosten van het herstellen van het welvaartsverlies veroorzaakt door het milieuverlies.

Hoe wordt gemeten?

Uitgangspunt is een sterke preferentie voor herstel van het milieuverlies. Er moeten namelijk maatregelen worden ontworpen om de verwachte schade aan het milieu te voorkomen (bestrijdingsmaatregelen), vervolgens moeten deze zo nodig worden aangevuld met maatregelen voor herstel van de schade aan het milieu (herstelmaatregelen) en als dat niet helpt moet tot het opstellen van fysieke compensatiemaatregelen worden overgegaan. Financiële compensaties of compensaties van slechts enkele functies van een natuurgebied, zoals door middel van zwembaden of klimwanden mogelijk is, bieden immers geen of onvolledig milieuhervestel en komen daardoor niet in aanmerking. Een dergelijk plan voor "natuurbouw" wordt wel een compensatieproject genoemd. Voor zover het mogelijk is om een aantal van de oorspronkelijke functies terug te krijgen, is het toch gerechtvaardigd om van een maatregel ter eliminatie van het milieuverlies door het oorspronkelijke project te spreken.

Beperkingen

Bij "natuurbouw" treedt functieverlies op in de vorm van bijvoorbeeld verlies van natuur- en landbouwfuncties van opgeofferde landbouwgrond, die ook moeten worden gewaardeerd. Daarmee is in het ontwerp van de methode geen rekening gehouden, maar dat bezwaar kan worden ondervangen door dit verlies met een andere methode te waarderen. Een ander probleem is, dat met natuurbouw niet alle functies terug te krijgen zijn. De omvang van het benodigde schaduwproject is daarom moeilijk vast te stellen. Tenslotte is een beperking dat niet altijd aandacht wordt besteed aan het minimaliseren van de kosten: er wordt vaak met maar één schaduwproject gewerkt.

Toepassingen

"Mitigation banking" van wetlands in de Verenigde Staten is een bekende toepassing van de schaduwprojectmethode.

Meer informatie

Klaassen en Botterweg (1974).

Literatuurlijst

Verder lezen over Kosten Baten Analyse

- Dasgupta, A.K. and Pearce, D.W. (1972). *Cost-Benefit Analysis. Theory and Practice*. MacMillan, London.
- Klaassen, L.H. en Verster, A.C.P. (1974). *Kosten-batenanalyse in regionaal perspectief*. Tjeenk Willink, Groningen.
- Pearce, D.W. and Nash (1981). *The Social Appraisal of projects: a text in cost benefit analysis*. MacMillan Publishers.
- Price Gittinger, J. (1982). *Economic Analysis of Agricultural Projects*. Second edition, The John Hopkins University Press, Baltimore and London.
- Mishan, E.J. (1988). *Cost-Benefit analysis. An Informal Introduction* Unwin Hyman, London.
- Ministerie van Financiën, Platform Beleidsanalyse, Werkgroep Kosten-batenanalyse (1990). *Het wegen waard. Opstellen over enkele theoretische en praktische aspecten van kosten-batenanalyse*.
- Pearce, D.W. (1991). *Cost Benefit Analysis*. Second edition. Macmillan, London.
- Ministerie van Financiën (1992). *Evaluatiemethoden, een introductie*. 4e herziene druk. Sdu uitgeverij, Den Haag.
- Hanley, N. and Spash, C.L. (1993). *Cost-Benefit Analysis and the Environment*. Edward Elgar Publishing Limited, England.
- OECD (1993). *Project and Policy Appraisal*. Paris.
- Layard, R. and Glaister, S. (eds.) (1994). *Cost-Benefit Analysis*. Second edition. Cambridge University Press.
- Weiss, J. (ed.) (1994). *The economics of project appraisal and the environment*. Edward Elgar, Engeland.
- Vertonghen, R. en van Rompuy, V. (1994). *Sociaal-economische kosten-batenanalyse, evaluatie van investeringsprojecten in de publieke sector*. Acco, Leuven/Amersfoort.
- Brucker, K. de , A. Verbeke en W. Winkelmann (1997). *Sociaal-economische evaluatie van overheidsinvesteringen in transportinfrastructuur. Kritische analyse van het bestaande instrumentarium. Ontwikkeling van een eclecticisch evaluatie-instrument*. Garant, Leuven-Apeldoorn.
- OEEI (2000). *Evaluatie van grote infrastructuurprojecten. Leidraad voor kosten-baten analyse*.

Verder lezen over Economische Waarderingsmethoden

- Allen, P.G. et al., 1985, "Measuring the economic value of urban parks: a caution", *Leisure Sciences*, 7 (4):467-477.
- Baumol, W.J. en W.E. Oates, 1971, "The use of standards and prices for protection of the environment", *Swedish Journal of Economics*, 73:42-54.
- Baumol, W.J. en W.E. Oates, 1975, *The theory of environmental policy*, Second edition 1988, Cambridge University Press.
- Bleijenberg, A.N. en M.D. Davidson, 1996, *De prijs van milieuvervuiling*, Centrum voor Energiebesparing en Schone Technologie, Delft.
- Blok, K., 1991, *On the reduction of carbon dioxide emissions*, Proefschrift, universiteit van Utrecht.
- Blok, K., E. Worrell, R.A.W. Albers en R.F.A. Cuelenaere, 1990, *Data on energy conservation techniques for the Netherlands*, Rijksuniversiteit Utrecht, Utrecht, Vakgroep Natuurwetenschap en Samenleving, Rapport nr. W 90008.
- Blok, K., en D. de Jager, 1994, "Effectiveness of non-CO2 greenhouse gas emission reduction technologies", *Environmental Monitoring and Assessment*, 31:17-41.
- Bockstael et al., 1991, "Recreation". In: Braden, J.B. en C.D. Kolstad [eds.], *Measuring the demand for environmental quality*, Elsevier Science Publishers B.V. (North-Holland), Amsterdam.
- Brouwer, R. et al., 1997, *Methodological problems in the calculation sustainable national income figures*, Study for the European Commission, Directorate General

-
- XII, Brussels, 1996, Final report, Introduction and Part One: Theoretical Perspectives, Contract no. EV5V-CT94-0363.
- Brouwer, R. and Slangen, L.H.G. (1998). Contingent valuation of the public benefits of agricultural wildlife management: the case of Dutch peat meadow land. *European Review of Agricultural Economics*, 25: 53-72.
 - Brouwer, R. (2000). Environmental value transfer: State of the art and future prospects. *Ecological Economics*, 32: 137-152.
 - Clawson, M. en J.L. Knetsch, 1966, *Economics of outdoor recreation*, The John Hopkins Press, Baltimore.
 - Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. and van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
 - Dellink R. en F. van der Woerd, 1997, *Kosteneffectiviteitscurven voor een aantal milieuthema's*, Instituut voor Milieuvraagstukken in opdracht van het RIVM.
 - Freeman, A.M. III (1979). The benefits of environmental improvement: Theory and practice. The John Hopkins University Press, Baltimore.
 - Freeman III, A.M., 1993, The measurement of environmental and resource values, Theory and methods, Resources for the Future, Washington, D.C.
 - Groot, R.S. de, 1992, Functions of nature, Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making, Wolters Noordhoff.
 - Geurts, P., R. Hoevenagel en A. van der Veen, 1994, *Het domein van Contingent Valuation*, Faculteit Bestuurskunde, Universiteit Twente, Enschede.
 - Haan, M. de, 1996, "An input-output calculation of avoidance costs", *Contribution to the fourth biennial meeting of the International Society for Ecological Economics*, Boston, August 4-7, 1996.
 - Hoeller, P., A. Dean and M. Hayafuji, 1992, *New issues, new results: the OECD's second survey of the macro-economic costs of reducing CO₂ emissions*, OECD, Paris, OECD Economics Department Working Papers, No. 123.
 - Hoevenagel, R., 1994, *The Contingent Valuation Method: scope and validity*, Vrije Universiteit, Amsterdam.
 - Hueting, R., 1974, *Nieuwe schaarste en economische groei*, Agon Elsevier, Amsterdam/Brussel.
 - Jansen, H.M.A., G.J. van der Meer, J.B. Opschoor en J.H.A. Stapel, 1972, *An estimate of damage caused by air pollution in the Netherlands in 1970*, Instituut voor Milieuvraagstukken, Amsterdam, Serie A, No.8a.
 - Jansen, H.M.A. en J.B. Opschoor, 1973, Waardering van de invloed van het vliegtuiglawai op woongebied rond de potentiële locaties van de tweede nationale luchthaven, Instituut voor Milieuvraagstukken, Amsterdam, Serie A, No.4 en 5.
 - Johansson, P.O. (1987). The economic theory and measurement of environmental benefits. Cambridge University Press, Cambridge.
 - Johansson, P.O. (1995). Evaluating health risks. An economic approach. Cambridge University Press.
 - Klaassen, L.H. and Botterweg, T.H., 1974, "Project evaluation and intangible effects: a shadow project approach". In: P. Nijkamp [eds.], *Environmental Economics, Vol. 1, Theories*. Martinus Nijhoff, The Hague.
 - Maass, A., M.M. Hufschmidt, R. Dorfman, H.A. Thomas Jr., S.A. Marglin and G.M. Fair, 1962, *Design of water-resource systems*, Macmillan, London.
 - Manne, A.S. and R.G. Richels, 1992, *Global 2100: Alternative scenarios for reducing carbon emissions*, OECD, Paris, OECD Economics Department Working Papers, No.111.
 - Mendelsohn, R. et al., 1992, "Measuring recreation values with multiple destination trips", *American Journal of Agricultural Economics*, (1992):926-933.
 - Merrett, S. (1997). Introduction to the economics of water resources. An international perspective. University College London Press.
 - Mitchell, R.C. en R.T. Carson, 1989, *Using surveys to value public goods: the Contingent Valuation Method*, The John Hopkins University Press for Resources for the Future, Washington, D.C.
-

-
- Mors, M., 1991, *The economics of policies to stabilize or reduce greenhouse gas emissions: the case of CO₂*, Commission of the European Communities, Directorate-General for Economic and Financial Affairs, Brussels, Economic Papers No. 87.
 - Nordhaus, W.D., 1990, "Greenhouse economics: count before you leap", *The Economist*, 7-13 July.
 - Northwest Power Planning Council, 1991, *Northwest Conservation and Electric Power Plan*, Portland.
 - OECD, 1994, *The economics of climate change*, Proceedings of an OECD/IEA conference, Paris.
 - Pearce, D.W. & Turner, R.K. (1990). *Economics of natural resources and the environment*. Harvester Wheatsheaf.
 - Pearce, D.W., Whittington, D. and Georgiou, S. (1994). *Project and policy appraisal: Integrating economics and environment*. OECD, Paris.
 - Point, P., 1994, "The value of non-market natural assets as production factor". In: Pethig, R. [ed.], *Valuing the environment: Methodological and measurement issues*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
 - Riege-Wcislo, W. and A. Heinze, 1997, *The construction of abatement cost curves, Methodological steps and empirical experiences*, Federal Statistical Office, Germany and Statistics Netherlands, Wiesbaden, Voorburg.
 - RMNO, 1994, *Verslag van het symposium "Monetaire waardering van het milieu"*, Rijswijk.
 - Turvey, R., 1963, "On divergences between social cost and private cost", *Economica*, 30:309-313.
 - Zhang, Z.X. en H. Folmer, 1995, *Economic approaches to cost estimates for the control of carbon dioxide emissions*, Wageningen Agricultural University, Wageningen Economic Papers, 1995-2, Faculty of Economics.

Bijlage 3

- Ecologische voorspelmethoden
- Ecologische waarderingsmethoden
- Literatuurlijst

Tabel 1: Overzicht van ecologische voorspellingsmodellen/methoden

| Naam | Typering | Schaal | Opmerkingen | Referentie |
|----------|---------------------------------|------------------------------|--|--|
| ICHORS | empirisch vegetatieresponsmodel | lokaal, regionaal | voor (semi) aquatische systemen | Barendregt, A., 1993. Hydro-ecology of the Dutch polder landscape. PhD thesis. University of Utrecht. |
| ITORS | empirisch vegetatieresponsmodel | regionaal | terrestrische systemen | Ertsen, A.C.D., 1998. Ecohydrological response modelling. Predicting plant species response to changes in site conditions. diss. Universiteit Utrecht |
| MOVE | empirisch vegetatieresponsmodel | nationaal | gebruikt Ellenberg waarden | Wiertz, J., J. van Dijk & J.B. Latour, 1992. MOVE: vegetatiemodule, kans op voorkomen van ca. 700 plantensoorten als functie van vocht, pH, nutriënten en zout. RIVM rapport 7119001006 |
| ECAM | empirisch vegetatieresponsmodel | lokaal, regionaal | grondwater-duurlijnen, plantensoc. eenheden | Grootjans, A.P., R. van Diggelen, H. Esselink, A.Wierda, R. Burkunk, J.Hoogendoorn & N.P.J. de Vries, 1990. Laagland bekenproject: Hydro-ecologisch onderzoek Gorecht. Deel 2 Ecologische effectvoorspelling terrestrische systemen. RUG rapport 22-1990 |
| ABIOFLOR | vegetatieresponsmodel | lokaal, regionaal | expertkennis J. Roelofs, aquatische systemen | DHV Water BV (1992), Simulatiemodellen Abioflor, Amersfoort:DHV Water BV, Studierapport Integraal Waterbeheer nr.08-c |
| NTM | empirisch vegetatieresponsmodel | nationaal, regionaal, lokaal | uitspraken in natuurwaarden | Gremmen, N.J.M. (1987), Natuurtechnisch model voor de beschrijving en voorspelling van effecten van veranderingen in waterregime op de waarde van een gebied vanuit natuurbehoudstandpunt. I Uitgangspunten en modelconcept. Utrecht: SWNBL, Standplaats en plant. |

| Naam | Typering | Schaal | Opmerkingen | Referentie |
|---------|--|----------------------|--|--|
| TOEWIJS | empirisch vegetatieresponsmodel | regionaal | opgezet voor Zuid-Holland | Clausman, P.H.M.A., A.J. Den Held, L.M. Jalink en J. Runhaar, 1987. Milieu-indicatie van vegetaties (TOEWIJS), deelrapport II, Uitgave: Dienst Ruimte en Groen, provincie Zuid-Holland |
| NUCOM | mechanistisch vegetatiemodel (incl. bodem) | regionaal, lokaal | onderzoeksmodel | Van Oene et al., 2000. Veranderingen op de Veluwe. Simulatie van veranderingen in ecosysteemprocessen en botanische diversiteit op regionale schaal. Landschap 1 |
| DBS | mechanistisch eutrofiëringsmodel | regionaal | algenbloei in relatie tot watermilieu | Van der Molen, D.T. et al., 1994. Mathematical modelling as a tool for management in eutrophication control of shallow lakes. <i>Hydrobiologica</i> 275/276: 479-492. |
| SUBANG | mechanistisch waterplantenmodel | lokaal | | Best, EPH, 1990. Models on metabolism of aquatic weeds and their application potential. In: AH Pieterse & KJ Murphy (ed) <i>Aquatic weeds</i> . Oxford Scientific Publishers, Oxford p. 254-274. |
| SUCREED | mechanistisch rietvegetatiemodel | lokaal | | Mayus, M. 1990. SUCREED. Growth model for reed. intern report, LUW vakgroep TPE, Wageningen. |
| DEMNAT | expertmodel ecotopen (vegetatie) | nationaal | Gebruikt CML ecotopensysteem, bevat natuurwaardering | Witte, J.P.M., 1998. National water management and the value of nature. PhD thesis. Wageningen Agricultural University. |
| LEDESS | expertmodel ecotopen (vegetatie, fauna) | nationaal, regionaal | Gebruikt CML ecotopensysteem | Harms et al., 1995. Het LEDESS-model. Een gebiedsgericht kennismodel bij scenario's voor natuurontwikkeling. <i>Landschap</i> 4: 83-98. |

| Naam | Typering | Schaal | Opmerkingen | Referentie |
|----------|--|-----------|---|--|
| NATLES | semimechanistisch vegetatiemodel (incl. bodem) | regionaal | Afstemming op ecotopen en natuurdoeltypen | Runhaar, J., H.L. Boogaard, S.P.J. van Delft en S. Weghorts, 2000. Natuurgericht Landevaluatiesysteem (NATLES), ALTERRA rapport 704 |
| NICHE | semimechanistisch vegetatiemodel (incl. bodem) | regionaal | Afgestemd op plantensoc. eenheden | Meuleman, A.F.M., R.A.Kloosterman, W.Koerselman, M.den Besten & A.J.M.Jansen, 1996. NICHE: een nieuw instrument voor hydroecologische effectvoorspelling. H2O 29(5):137-139. |
| SMART | semimechanistisch bodemmodel | nationaal | levert standplaatscondities in Ellenbergwaarden | Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour & M.J.S. Bollen, 1995. Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. SC report 95, Wageningen |
| SUMO | semimechanistisch vegetatie-succesmodel | nationaal | afgestemd op SMART | Wamelink, G.W.W., 2001. Modelleren van begrazing in SUMO: verbetering van de vegetatiemodelleren in de Natuurplanner. Alterra-rapport, 368, Wageningen, 2001. 95 p |
| EMOE | semimechanistisch vegetatie-model | regionaal | gebruikt voor MER-Haringvliet | Rijt C. van der & I. Duijnste, 1997. EMOE: Een Ecohydrologisch Model voor Oevervegetatie Estuaria. Versie 3.3 (najaar 1996). Vakgroep Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen. |
| MACROMIJ | empirisch waterplantenmodel | regionaal | uitvoer voor zeven waterplanten | Van den Berg, et al., 1999. MACROMIJ: Macrofytenmodel voor het IJsselmeergebied. RIZA werkdocument 99.134X, Lelystad. |
| WAVEG | expertmodel oever-vegetatie | regionaal | met name eutrofe zoetwatermoeras-ecosystemen | Van Deursen, E.J.M., . 1994. Handleiding voor het computersimulatie-model WAVEG. Werkdocument 1994-8 LIO RD Flevoland, Lelystad |

| Naam | Typering | Schaal | Opmerkingen | Referentie |
|-----------------------|--|-----------|--|---|
| CHARISMA | object-georiënteerd waterplantenmodel | regionaal | met name fonteinkruid en kranswieren in Randmeren | Van Nes et al., 2001. Aquatic macrophytes: restore, eradicate or is there a compromise possible? Aquatic Botany. |
| GREINS | semimechanistisch ecosysteemmodel (vegetatie, bodem) | regionaal | Toegepast in onder andere Drentse Aa in relatie tot natuur-ontwikkeling | Kemmers, R.H., 1995. Naar een methode voor regionale scenario-studies voor natuurontwikkeling; Het Drentse Aa onderzoek. In: J.F.Th. Schoute, P.A. Finke, F.R. Veeneklaas & H.P. Wolfert (eds.). Scenario studies for the rural environment. Kluwer, Dordrecht. |
| ECOMOD | semimechanistisch vegetatie-model (incl. bodem) | regionaal | Ten behoeve van Amsterdamse waterleiding-duinen | Geelen, L., M de Haan, W. Koerselman & W. Drosen, 2001. Twee ecologische modellen voor duinvalleien. Landschap 3: 211-226 |
| RHASIM | empirisch faunamodel (HEP) | regionaal | Grensmaas (met name vissen, maar ook enkele planten) | W+B, 1999. Ontwikkeling van een rivier habitat simulatie model RHASIM versie 1.0, Witteveen+Bos, Deventer. |
| LARCH | expertmodel voor de fauna | regionaal | zeventigtal vogelsoorten, tiental diersoorten, enkele insecten (afgeleid van METAPHOR) | Kalkhoven et al., 1996. Worden onze natuurgebieden groot genoeg? Schatting van benodigde oppervlakte leefgebied voor kernpopulaties van een aantal diersoorten. Landschap 13: 5-15. |
| METAPHOR | mechanistisch populatiemodel voor de fauna | regionaal | richt zich op het functioneren van metapopulaties | Verboom, J. 1996. Modelling fragmented populations: between theory and application in landscape planning. IBN Scientific Contributions 3. IBN-DLO, Wageningen. |
| GRIDWALK/ POLYWALK | mechanistisch populatiemodel voor de fauna | regionaal | dynamisch model (habitat landgebonden dieren) | Schippers, et al., 1996. Dispersal and habitat connectivity in complex heterogeneous landscapes: an analysis with a GIS based random walk model. Ecography 19: 97-106. |

| Naam | Typering | Schaal | Opmerkingen | Referentie |
|----------|---|-----------|--|--|
| EQUEST | expertmodel ecotopen (vegetatie, fauna) | regionaal | overeenkomst met HEP's; uitkomst in Integrale Ecologische Waarde | Hoekstra, A.IJ. & M. Hogeweg, 1993. EQUEST 1. Documentatie Ecological Quality Evaluation System. WL, Delft. |
| WAVOMIJ | empirisch faunamodel (vogels) | regionaal | dertien soorten watervogels, met name IJsselmeer | Noordhuis et al., 2000. WAVOMIJ, voorspellingsmodel voor watervogels/ RIZA werkdocument 2000.093X, Lelystad. |
| PISCATOR | object-georiënteerd faunamodel (vissen) | regionaal | acht soorten zoetwater-vissen | Van Nes, et al., 1996. PISCATOR, a model for the interaction between fish stock and fishery in IJsselmeer and Markermeer. RIZA werkdocument 96.123X, Lelystad. |
| MORRES | empirisch model (flora, fauna)/HEP | nationaal | bevat planten en dieren langs en in de rijkswateren | Duel, H., 1996. MORRES: software voor habitatevaluatie. Handleiding. WL, Delft. |
| HABIMAP | empirisch model (flora, fauna)/HEP | regionaal | HEP voor de zoute wateren | De Jong, J.D., Dankers, N., Leewis, R.J. (1998). Naar ecologische kaarten van de Waddenzee. BEON-rapport 13: 1-32. |

Tabel 2: Overzicht van ecologische waarderingsmethoden

| Methode | Toepassing | Korte omschrijving | Referentie |
|-------------------------|-------------------------|---|--|
| <i>EKI</i> | Landelijk | Natuurwaarde per regio afgezet tegen een referentie. Methode van het Natuurplanplanburo. Zowel flora als fauna. | Ten Brink, B.J.E. et al., 2000. Natuurgraadmeters voor de behoudoptiek, RIVM-rapport |
| <i>AMOEBE</i> | Rijkswateren | Alle functionele groepen van het aquatische ecosysteem zijn vertegenwoordigd (o.a. plankton, benthos, vissen, vogels en zoogdieren). Soms ook hogere planten | Brink, ten B. & H. Hosper, 1989. Naar toetsbare ecologische doelstellingen voor het waterbeheer: de AMOEBE-benadering, H20 (22) 20: 612-617. |
| <i>m-LCA</i> | Landelijk | Analysemethode voor de levenscyclus van een product van grondstof tot afval, met speciale aandacht voor de milieu-effecten; gebruikt natuurwaarde-indicatoren zoals biomassa, biodiversiteit en bodemtoestand. | Korenromp, R.H.J., et al., 1997. Illustratieproces Duurzame Stedelijke Waterkringloop: Milieu-analyse van Varianten, DTO-werkdocument W3. Uitgave van het interdepartementaal onderzoekprogramma Duurzame Technologische Ontwikkeling, Delft |
| <i>Natuurdoeltypen</i> | Landelijk | Selectie van soorten (zowel flora als fauna) voor natuurbescherming gebaseerd op de zgn. itz-criteria. Het gaat hier niet direct om een natuurwaarderingsstelsel, maar biedt wel aanknopingspunten. Verscheidene natuurwaarderingsstelsels gebruiken de doelsoorten (o.a. BIODIV, WINBOS, EKI). | Bal, D., H.M. Beijer, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen en P.J. van der Reest, 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Rapport IKC Natuurbeheer nr 11, Wageningen. |
| <i>NW-module WINBOS</i> | IJsselmeer en randmeren | Methode van RWS. Uitgangspunten: biodiversiteit (planten, vogels, vissen) en natuurlijkheid. | Jans, L., M. Platteeuw, M. Tosserams & M. Schiereck, 2000. Van waterpeilen naar natuurwaarde. WINBOS. Realisatiefase Instrumentarium Waterhuishouding in het Natte Hart, RIZA-werkdocument 2000.002X, RIZA, Lelystad. |
| <i>DEM NAT</i> | Landelijk, terrestrisch | Uitgangspunten: "hoe zeldzamer, hoe waardevoller", en "hoe meer, hoe beter". Methode toegepast in het DEM NAT-model. | Witte, J.P.M., 1996. De waarde van de natuur: zeldzaamheid en de botanische waardering van gebieden. Land-schap 96(2):79-95. |

| Methode | Toepassing | Korte omschrijving | Referentie |
|--------------------------------|-------------------------|---|---|
| <i>NTM-3</i> | Landelijk, terrestrisch | Potentiële botanische natuurwaarden op basis van zeldzaamheid en achteruitgang. | Wamelink, G.W.W., C.J.F. ter Braak & H.F. van Dobben, 1998. De potentiële natuurwaarde van de EHS: Natuurwaardering op basis van abiotische omstandigheden; het Natuur Technisch Model, Landschap 15(3): 145-156. |
| <i>NTM-1, 2 en 4</i> | Regionaal, terrestrisch | Vegetatiekundige natuurwaardering op basis van zeldzaamheid en achteruitgang. | Gremmen, N.J.M., 1987. Natuurtechnisch model voor de beschrijving en voorspelling van effecten van veranderingen in waterregime op de waarde van een gebied vanuit natuurbehoudsstandpunt. I: Uitgangspunten en modelconcept, SWNBL-rapport 1e, RIN, Leersum. |
| <i>methode Gelderland</i> | Gelderland | Vegetatiekundige natuurwaardering op basis van nationale en internationale zeldzaamheid tendens voor voor/achteruitgang, kwetsbaarheid, indigeniteit en type vegetatie waarvoor de soort kenmerkend is. | Hertog, A.J. M. Rijken, 1992. Geautomatiseerde bepaling van natuurbehoudswaarde in vegetatieopnamen. Provincie Gelderland, Dienst Ruimte, Wonen en Groen. |
| <i>WAFLO</i> | Pleistoceen Nederland | Vegetatiekundige natuurwaardering, gebaseerd op de nationale zeldzaamheid. | Fahner, F., 1993. ARC/WAFLO: een koppeling tussen WAFLO en ARC/INFO, Landinrichting 33(1): 17-22. |
| <i>GMN beoordelingssysteem</i> | Midden Nederland | Vegetatiekundige natuurwaardering, gebaseerd op best professional judgement, met speciale aandacht voor zeldzaamheid. | GMN, 1992a. Modelle ring watersysteem. Werkgroep ecologie GMN (1993). Ecologische beoordelingsmethodiek. |
| <i>Natuurmeetlat</i> | Landelijk | Natuurwaardebeoordeling op bedrijfs-niveau i.r.t. agrarisch natuurbeheer. Zowel flora als fauna. | Buys, J.C., 1995. Naar een natuurmeetlat voor landbouwbedrijven. Uitgave CLM, Utrecht. |

| Methode | Toepassing | Korte omschrijving | Referentie |
|---|-------------------------|--|--|
| <i>vuistregels</i> Witte & Klijn | Landelijk | Geeft op basis van simpele vuistregels potentiële botanische natuurwaarden. Gebruikt informatie over bodem en grondwater. | Witte, J.P.M. & F. Klijn (1997) Waardering van standplaatstypen: vuistregels voor een beoordeling van potentiële botanische natuurwaarden. Landschap 14(2): 105-109. |
| <i>NW</i> <i>i.h.k.v</i> <i>BPN</i> | Rijkswateren, oevers | Via monitoring wordt voor flora en fauna bepaald in welke mate een ecologisch streefbeeld (realisatiepercentage) wordt bereikt. | Oranjewoud, 1997. Eindrapport natuurwaarderingsstrategieën. doc.nr. 81021. In opdracht van DWW. |
| <i>ECOMOD</i> | Duinen Noord-Holland | Vegetatiekundige natuurwaardering gebaseerd op het oordeel van 6 deskundigen. | Geelen, L., M de Haan, W. Koerselman & W. Drogen, 2001. Twee ecologische modellen voor duinvalleien. Landschap 3: 211-226 |
| <i>NICHE</i> | Regionaal, terrestrisch | Vegetatiekundige natuurwaardering op basis van landelijke zeldzaamheid, achteruitgang aangevuld met expert judgement. | Meuleman, A.F.M., R.A. Kloosterman, W. Koerselman, M. den Besten & A.J.M. Jansen, 1996. NICHE: een nieuw instrument voor hydro-ecologische effectvoorspelling. H2O 29(5):137-139. |
| <i>Rode-lijstsoorten</i> | Landelijk | Analyse van plantensoorten op zeldzaamheid en achteruitgang. Goede basis voor natuurwaardering (zie Witte, 1996). Ook voor de fauna zijn rode lijsten opgesteld. | Meijden, R. van der, B. Odé, C.L.G. Groen, J.P.M. Witte & D. Bal, 2000. Bedreigde en kwetsbare vaatplanten in Nederland. Basisrapport met voorstel voor de Rode lijst. Gorteria 26(4): 85-208. |
| <i>Aantal soorten</i> | Landelijk | Witte (1996) heeft gekeken naar de sommatie van plantensoorten per kilometerhok | Witte, J.P.M., 1996. De waarde van de natuur: zeldzaamheid en de botanische waardering van gebieden. Landschap 96(2):79-95. |

| Methode | Toepassing | Korte omschrijving | Referentie |
|--|--|--|--|
| <i>STOWA methode (ecologische beoordeling)</i> | Regionale wateren | Weergave van het ecologisch niveau op basis van de karakteristieken van het watersysteem (trofie, saprobie, habitatdiversiteit). Men kijkt daarbij naar zowel biotische als abiotische maatstaven. Ontwikkeld voor stromende wateren, sloten, meren en plassen, zand-, grind- en kleigaten en kanalen. | STOWA, 1992. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewateren, STOWA, Utrecht. |
| <i>Natuurmodule</i> | Maasvlakte | Natuurwaarderingmethode gebaseerd op potentiële en actuele biotische en abiotische parameters. Methode is ontwikkeld voor afweging tussen economie en ecologie bij aanleg van de Tweede Maasvlakte. | Ruijgrok, E.C.M. and M. Oppers (1998). Valuation of Nature in Coastal Zones, Part III: Ecological values and welfare functions, CUR/LWI, Gouda. 51 p. |
| <i>EQUEST</i> | Zeeuwse delta | Keuze natuurwaardering o.b.v. natuurvisie; speciale aandacht voor integriteit, biodiversiteit, zeldzaamheid en kenmerkendheid. | Hoekstra, A.IJ. & M. Hogeweg, 1993. EQUEST 1. Documentatie Ecological Quality Evaluation System. WL, Delft. |
| <i>Hill's diversiteits index</i> | Landelijk | Internationaal bekende index voor biodiversiteit. | Hill, M.O., 1971. ... |
| <i>Ecosysteemdelen voor de Noordzee</i> | Noordzee | Methode voor vaststellen van ecologische doelen (abiotische en biotische processen, soorten en levensgemeenschappen) voor de Noordzee waarbij rekening wordt gehouden met internationale regelgeving. | Ministerie LNV, (1999). 'Ecosysteemdelen voor de Noordzee' Eindproduct fase 1 van het project 'Ecosysteemdelen Noordzee' |
| <i>GONZ</i> | Noordzee | Graadmeters voor de Noordzee t.a.v. biodiversiteit en ecologisch functioneren. Afhankelijk van de graadmeter zijn er andere gegevens nodig. | Kabuta, S.H. & Duijts, H., (2000). 'Graadmeters voor de Noordzee; eindrapport van het project Graadmeterontwikkeling Noordzee (GONZ III)' Rapport RIKZ/AB-2000.002 |
| <i>Natuurlijkheidsgraadmeters</i> | Noordzee ter hoogte van de Maasvlakte. | De resultaten bestaan uit een natuurlijkheidsscore per graadmeter. Deze bestaat uit een verhouding tussen de gemeten situatie en de referentiesituatie. | Vista, (1999). 'Berekening van de natuurlijkheidsgraadmeters voor MER-Maasvlakte 2' Opgesteld door Adviesbureau voor ruimtelijke planning landschapsarchitectuur en ecologie VISTA. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland |

| Methode | Toepassing | Korte omschrijving | Referentie |
|---------------------|--------------------------|---|--|
| <i>WATER-DIALOG</i> | Alle wateren | Een computerprogramma, waarin watersystemen zijn te beoordelen op een groot aantal (circa 500) doelvariabelen, opgesplitst in systeem- en gebruiksvariabelen. De keuze voor de doelvariabelen is gemaakt met behulp van dezelfde criteria als bij de AMOEBE-benadering. | RIZA/RIKZ, 1994. 'Watersystemen en doelvariabelen voor de watersysteemverkenningen. Watersysteemverkenningen 1996. De Nederlandse watersystemen kwantitatief verkend.' Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, RIZA. RIZA nota 94.019; rapport RIKZ-94.016, ISBN 9036902630 |
| <i>BIO-SAFE</i> | Uiterwaarden van de Rijn | Spreadsheet-model dat op basis van biodiversiteitsgegevens over flora en fauna en veranderingen in ecotopen een ecologische evaluatie uitvoert. | Lenders, H.J.R., R.S.E.W. Leuven, P.H. Nienhuis, R.J.W. de Nooij & S.A.M. Van Rooij, 2001. BIO-SAFE: a method for evaluation of biodiversity values on the basis of political and legal criteria, Landscape and Urban Planning 55: 121-137. |

Literatuurlijst

- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen en P.J. van der Reest (1995). Handboek Natuurdoeltypen in Nederland. IKC Natuurbeheer, Ministerie van LNV, Wageningen.
- Bleij, B., R. van Ek, J.P.M. Witte, 2002. Ecologische waardenkaarten van 'natte' natuur in Nederland. project Baten van Water m.m.v. Chris van Swaay (Vlinderstichting), Pim de Nobel (SOVON), Raymond Creemers (Ravon). RIZA rapport 2002.020, Lelystad. ISBN 9036954061.
- Brouwer, R., Crooks, S. and Turner, R.K. (1998). *Towards an Integrated Framework for Wetland Ecosystem Indicators*. Global Environmental Change Working Paper 98-27. CSERGE, University of East Anglia and University College London.
- Brown, V.A., Review of Indicators of Local Sustainability, WSROC Integrated SoE Project, Regional Integrating and Monitoring Centre, University of Western Sydney (<http://people.enternet.com.au/~airwaves/wsrocsoe/wssoeindoct.html>)
- Connell J.H. & W.P. Sousa (1983). On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *Am. Nat.* 121: 789-824.
- Geijn van de, S.C., G.M.J. Mohren, J. Kwadijk & L.W.G. Higler, 1998. Impact of climate change on terrestrial ecosystems, rivers and coastal wetlands. *Milieu* 5: 242-254
- Geijn van de, S.C., G.M.J. Mohren, J. Kwadijk & L.W.G. Higler, 1998. Impact of climate change on terrestrial ecosystems, rivers and coastal wetlands. *Milieu* 5: 242-254
- Kabuta, S.H., H. Duijts, 2000. Graadmeters voor de Noordzee. RIKZ rapport 2000.002
- Klijn, F. & M. Marchand (2000). Veerkracht: een nieuw doel voor het waterbeheer? *Landschap* 1:31-44.
- Lee, N. (1995). Environmental Assessment in the European Union: A Tenth Anniversary. *Project Appraisal*, 10(2): 77-90.
- Mageau, M.T., R. Constanza & R.E. Ulanowicz, 1995. The development and initial testing of a quantitative assessment of ecosystem health. *Ecosystem Health* (1) 4:201-213.
- Margules, C. & Usher M.B., 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biological Conservation* 21: 79-109.
- Van der Meijden, R., C.L.G. Groen, J.J. Vermeulen, T. Peterbroers, M. Van 't Zelfde & J.P.M. Witte, 1996. Eindrapport FLORBASE-1. Technisch rapport, Rijksherbarium, Leiden.
- Natuurbeschermingsraad (1993). *Natuur tussen de oren*. Utrecht.
- OECD (1996). *Coherence in Environmental Assessment: Practical guidance on Development Co-operation Projects*. OECD, Paris.
- Remmelzwaal, A. & J. Vroon (2000). Veerkracht: aan het werk met een nieuw beleidsbegrip! *Landschap* 3/4:187-191.
- Remmelzwaal, A. & J. Vroon (2000). *Werken met water: veerkracht als strategie*. RIZA rapport.2000.021, RIZA, Lelystad / RIKZ, Den Haag.
- RLG, 1998. *Natuurbeleid dat verder gaat: advies over voortgang en vernieuwing in het natuurbeleid*, Publicatie RLG 98/8.
- Ruijgrok, E.C.M., 2000. *Valuation of nature in coastal zones*, Dissertatie Vrije Universiteit, Amsterdam, ISBN 9090133887.
- Runhaar en anderen (1996).
- UN Environment Programme (1992). *Convention on Biological Diversity*, UNEP, New York.
- Usher, M.B. (ed.), 1986. *Wildlife Conservation Evaluation*. Chapman and Hall, London, New York. 394 pp.
- Vellinga, P., Goosen, H., Ruijgrok, E.C.M., Meulen, F. van der, Oppers, M., N. Dankers. *Inventory of possible views on nature for Maasvlakte II* (in Dutch). IVM/VU, Amsterdam, 1996.
- Witte, J.P.M. 1996. De waarde van natuur. Zeldzaamheid en botanische waardering van gebieden. *Landschap* 13(2): 79-95.
- www.eia.nl

