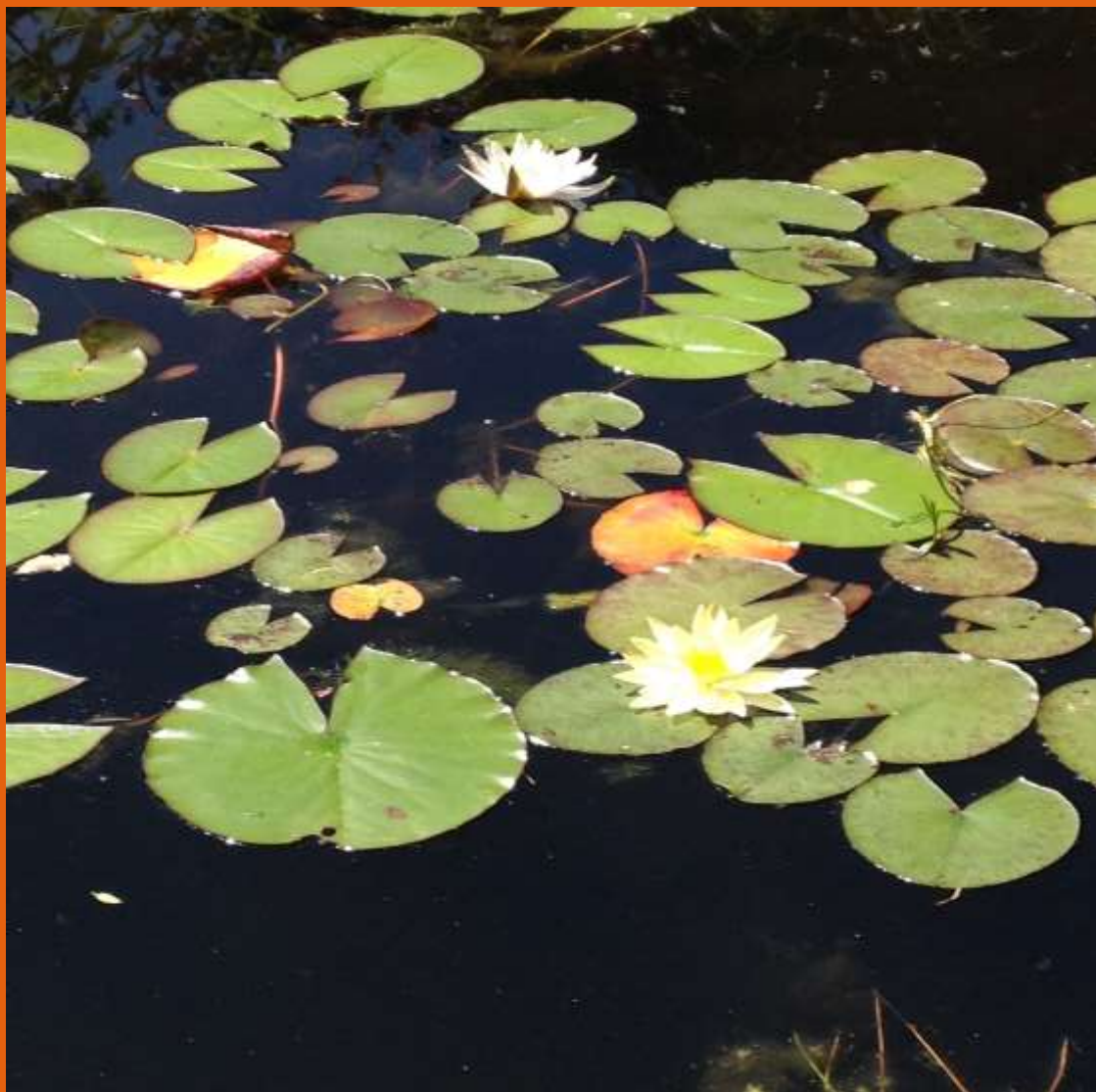


WERKWIJZER NATUUR

Maatschappelijke Kosten-Baten Analyses

15 OKTOBER 2018



Voorwoord

In 2013 hebben het Centraal Planbureau (CPB) en het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) de [Algemene Leidraad voor maatschappelijke kosten-batenanalyse \(MKBA\)](#) gepubliceerd (Romijn en Renes, 2013). De leidraad geeft aan welke eisen het kabinet aan de verschillende onderdelen van een MKBA stelt.

De Algemene MKBA-leidraad is in beginsel bedoeld voor alle typen overheidsbeleid. Door deze brede toepasbaarheid gaat de Algemene MKBA-leidraad niet diep in op afzonderlijke beleidsterreinen. De leidraad stelt daarom voor dat werkwijzers worden opgesteld voor afzonderlijke beleidsterreinen. Het kabinet heeft deze aanbeveling overgenomen (Financiën, 2013).

Natuur is een van die beleidsterreinen waarvoor een aparte werkwijzer is opgesteld voor de toepassing van MKBA. Dit document bevat de Werkwijzer Natuur.

De Werkwijzer Natuur is geschreven door ARCADIS en CE Delft in opdracht van de directie Natuur en Biodiversiteit van het ministerie van EZ, onder auspiciën van een Begeleidingscommissie, goedgekeurd door het Interdepartementale Kernteam MKBA en getoetst door CPB en PBL. Het toetsingsadvies van de planbureaus is opgenomen als bijlage in deze werkwijzer.

Opdrachtgever

Ministerie van Economische Zaken, directie Natuur en Biodiversiteit: Joop van Bodegraven

Begeleidingsgroep

Ministerie van Economische Zaken: Joop van Bodegraven en Marcel Klok

Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat: Mark Overman

Planbureau voor de Leefomgeving (PBL): Gusta Renes en Arjan Ruijs

Centraal Planbureau (CPB): Frits Bos

Rijkswaterstaat: Rob van der Veeren en Anna Krabbe Lugner

SEO Economisch Onderzoek; Vrije Universiteit: Carl Koopmans

Rijksuniversiteit Groningen: Frans Sijtsma

Planecologie: Sjef Jansen

Auteurs

ARCADIS: Jeroen Klooster, Jasper Ohm en Jolijn Posma

CE Delft: Geert Warringa, Thomas Huigen en Sander de Bruyn

INHOUDSOPGAVE

SAMENVATTING	7
1 INLEIDING	12
1.1	Waarom een Werkwijzer Natuur? 12
1.1.1	Actualisatie van de bestaande Werkwijzer Natuur 12
1.1.2	Ontwikkelingen 13
1.2	Afbakening natuur binnen deze werkwijzer 15
1.3	Hoe is de Werkwijzer Natuur te gebruiken? 16
1.4	Leeswijzer en stappenplan Werkwijzer Natuur 18
2 MKBA: EEN INTRODUCTIE	19
2.1	Wat is een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA)? 19
2.2	Wanneer is een MKBA een geschikt evaluatie-instrument? 19
2.3	Natuur in de MKBA: van fysieke natuureffecten naar welvaartseffecten 20
3 STRUCTURERING MKBA	23
3.1	Probleemanalyse 23
3.2	Scope 25
3.3	Scenario's 25
3.4	Nulalternatief 27
3.5	Beleidsalternatieven 30
3.6	Afbakening van markten 34
3.7	Rule of half 35
4 FYSIEKE NATUUREFFECTEN	37
4.1	Van fysieke natuureffecten naar welvaartseffecten: overzicht 37
4.2	Actie A: bepalen van fysieke natuureffecten 39
4.2.1	Bedoelde fysieke natuureffecten 39
4.2.2	Onbedoelde fysieke natuureffecten 40
4.2.3	Informatiebronnen fysieke natuureffecten 42
4.2.4	Metten van fysieke effecten 43
4.3	Onzekerheden in natuureffecten 45
5 VAN FYSIEKE NATUUREFFECTEN NAAR WELVAARTSEFFECTEN	47
5.1	Welvaartseffecten door veranderingen in ecosysteemdiensten 47
5.2	Actie B en C: Bepalen relevante ecosysteemdiensten 52
5.2.1	Actie B: identificeren van relevante ecosysteemdiensten 52

5.2.2	Actie C: kwantificeren van veranderingen in ecosysteemdiensten en biodiversiteit	54
5.2.2.1	Kwantificering van veranderingen in ecosysteemdiensten	54
5.2.2.2	Kwantificering van biodiversiteitseffecten: Natuurpuntenmethodiek	57
5.3	Actie D: bepalen verschil in ecosysteemdiensten	60
6	WAARDEREN VAN WELVAARTSEFFECTEN	61
6.1	Inleiding	61
6.2	Toepassingsadvies waarderingsmethoden	63
6.3	Ecosysteemdiensten en waarderingsmethoden	67
6.4	Nadere beschrijving waarderingsmethoden	68
6.4.1	Methoden gebaseerd op markten	68
6.4.1.1	Marktprijsmethode	68
6.4.1.2	Productiefactormethode (PFM)	70
6.4.2	Revealed Preference methoden	70
6.4.2.1	Hedonische prijsmethode (HPM)	70
6.4.2.2	Reiskostenmethode (RKM)	71
6.4.2.3	Averting Behaviour Methode (ABM)/ Ontwijkgedragmethode	72
6.4.3	Enquêtemethoden	73
6.4.3.1	Contingent Valuation Method	74
6.4.3.2	Conjoint Analysis	76
6.4.4	Kostenmethoden	76
6.4.4.1	Preventiekostenmethode	77
6.4.4.2	Herstelkostenmethode (HKM)/ Substitutiekostenmethode	77
6.5	Gebruik van batentransfers/toepassing kengetallen	77
6.5.1	Introductie	77
6.5.2	Toepassing batentransfers	79
7	BEPALEN VAN KOSTEN	81
7.1	Uitgangspunten	81
7.2	Relevante kostensoorten	81
7.3	Belastingen en subsidies	83
7.3.1	Kosten van belastingheffing	83
7.3.2	Indirecte belastingen	84
7.3.3	Subsidies	84
8	ONZEKERHEID EN RISICO	85
9	OVERZICHT KOSTEN EN BATEN EN PRESENTATIE	87
9.1	Overzicht kosten en baten	87
9.2	Verdelingseffecten	91

9.3	Eisen aan een goede presentatie	92
-----	---------------------------------	----

10	BRONNEN	93
-----------	----------------	-----------

TABELLEN

Tabel 1	Verschillen tussen werkwijzer 2004 en de nieuwe werkwijzer	12
Tabel 2	Acties om van fysieke natuureffecten tot welvaartseffecten te komen.	38
Tabel 3	Ecosysteemdiensten (ESD) en welvaartseffecten (voorbeelden)	48
Tabel 4	Acties om van fysieke natuureffecten tot welvaartseffecten te komen.	51
Tabel 5	Bronnen voor kwantificering ecosysteemdiensten (ESD)	54
Tabel 6	Acties om van fysieke natuureffecten tot welvaartseffecten te komen	61
Tabel 7	<i>Evaluatiemethoden*</i>	66
Tabel 8	Ecosysteemdiensten, welvaartseffecten en waarderingsmethoden (voorbeelden)	67
Tabel 9	Voorbeelden waarderingsstudies die voor een batentransfer gebruikt kunnen worden	78

FIGUREN

Figuur 1	Typologie economische waarden van natuur	21
Figuur 2	Verandering consumentensurplus bij een aanbodvergroting	36
Figuur 3	Van fysieke natuureffecten (die leiden tot veranderingen van de biofysieke structuren en/of processen) naar gemonetariseerde welvaartseffecten (Uit: Potschin & Haines-Young, 2011)	37
Figuur 4	Vaststellen van fysieke natuureffecten (Uit: Potschin & Haines-Young, 2011)	39
Figuur 5	Stappenschema voor het bepalen van fysieke natuureffecten als gevolg van verandering in drukfactoren, zoals toegepast in milieueffectrapportage (m.e.r.).	41
Figuur 6	Bepalen relevante ecosysteemdiensten (Uit: Potschin & Haines-Young, 2011)	52
Figuur 7	Voorbeeld Greenmapper/ Internationale Waddengebiet	56
Figuur 8	De systematiek van de natuurpunten (overgenomen uit: Jaspers et al. 2016)	59
Figuur 9	Waarderen/ moneteriseren van welvaartseffecten natuur (Uit: Potschin & Haines-Young, 2011)	62
Figuur 10	Beslisboom van waarderingsmethoden om een ecosysteemdienst (ESD) te waarderen conform maatstaf betalingsbereidheid	65
Figuur 11	Stappenplan MKBA (Algemene Leidraad, 2013)	103
Figuur 12	Schematische weergave 'passende beoordeling' voor Natura 2000-gebieden. Bron: www.Natura2000.nl	109
Figuur 13	Screenshot van Greenmapper survey, waarin respondenten wordt gevraagd naar aantrekkelijke plekken	111
Figuur 14	Screenshot van de standaard vragenlijst uit de Greenmapper survey	112

BIJLAGEN

BIJLAGE A RANDVOORWAARDEN VOOR HET OPSTELLEN VAN EEN MKBA	99
BIJLAGE B ANDERE AFWEGINGSMETHODEN DAN MKBA	100
Andere KBA-vormen	100
Andere afwegingsmethoden dan KBA	100
BIJLAGE C METHODEN ANALYSE NATUUREFFECTEN	102
BIJLAGE D STAPPENPLAN MKBA ALGEMENE LEIDRAAD	103
BIJLAGE E ANDERE BIODIVERSITEITSINDICATOREN	104
BIJLAGE F WAARDERING IN HET TEEB PROJECT	106
BIJLAGE G BESCHERMINGSREGIMES NEDERLANDSE NATUUR	107
BIJLAGE H HOTSPOT MONITOR / GREENMAPPER	111
BIJLAGE I TOETSINGSADVIES PLANBUREAUS	113
COLOFON	114

SAMENVATTING

Deze werkwijzer geeft aanbevelingen hoe de welvaartseffecten van veranderingen in de natuur in een maatschappelijke kosten-baten analyse (MKBA) kunnen worden meegenomen.

Wat is een MKBA?

Een MKBA geeft een overzicht van de kosten en baten van een maatregel voor de (Nederlandse) maatschappij, d.w.z. de welvaartseffecten van deze maatregel. Hierbij wordt gekeken naar een breed spectrum van kosten en baten, zoals ook de positieve en negatieve effecten op reistijd, gezondheid, milieu en natuur. Deze kosten en baten worden bepaald in vergelijking met een referentiealternatief (nulalternatief) en met andere alternatieven om het zelfde doel te bereiken.

Effecten op natuur en welvaart

Het bepalen van de welvaartseffecten van veranderingen in natuur is voor vele MKBA's van belang. Dit betreft niet alleen MKBA's van maatregelen voor natuurbeleid, maar ook voor andere beleidsdoelen. Voorbeelden van maatregelen voor natuurbeleid zijn de aanleg van de Markerwadden en subsidies voor agrarisch natuurbeheer. Voor andere beleidsdoelen kunnen 'natuurlijke' maatregelen soms ook een goede oplossing bieden, zoals waterberging of een nieuwe duinenrij voor grotere waterveiligheid en groene daken voor minder hittestress en betere waterafvoer in steden.

Maar voor de praktijk van de MKBA is het vooral van belang dat maatregelen voor andere beleidsdoelen, zoals mobiliteit, landbouw en waterveiligheid, vaak –meestal negatieve– gevolgen hebben voor de natuur. Zo kan aanleg van een weg ten koste gaan van een bos, kan gebruik van grondwater voor irrigatie in de landbouw leiden tot uitdroging van een bos en het veen en zorgde de Afsluitdijk ervoor dat vis niet meer van de Noordzee naar het IJsselmeer kan zwemmen. Bij MKBA's van dergelijke maatregelen moeten daarom ook de welvaartseffecten van veranderingen in natuur worden meegenomen. Bij de keuze van de alternatieven kan ook rekening worden gehouden met compenserende maatregelen, zoals natuurcompensatie elders, een ecoduct of de aanleg van een vissluis in de Afsluitdijk.

Een probleem met het bepalen van de welvaartseffecten van een verandering in natuur is niet alleen het in geld uitdrukken van effecten van een maatregel (monetariseren). Een minstens zo groot probleem is het bepalen van de hoeveelheid en kwaliteit van de effecten en in hoeverre deze voor de welvaart van mensen van belang zijn. Vaak is er een goed inzicht in de fysieke natuureffecten van beleidsmaatregelen, zoals die bijvoorbeeld ook in milieueffectrapportages worden vastgelegd. Er is echter minder inzicht in wat dit betekent voor de welvaartseffecten. In deze werkwijzer neemt de relatie tussen deze fysieke natuureffecten en de effecten op biodiversiteit en op ecosysteem-einddiensten (de welvaartseffecten) een belangrijke plaats in.

Een MKBA wordt in de regel op nationaal niveau uitgevoerd, zodat voor Nederland als geheel het welvaartseffect van een maatregel wordt bepaald; daarmee blijven de effecten op natuur voor buurlanden of de rest van de wereld buiten beschouwing en wordt ook niet de focus beperkt tot een specifieke Nederlandse regio. Dit is geen principiële keuze, maar voor rijksbeleid wel de meest voor de hand liggende. Ook speelt een rol dat veel beleid en projecten vaak worden (mede)gefinancierd door het Rijk waardoor alle belastingbetalers van Nederland meebetalen. Soms is het echter zinvol om – aanvullend - ook op andere schaalniveaus deze analyse te doen, op regionaal of lokaal niveau of juist Nederland overstijgend. Een voorbeeld is de MKBA van verruiming van de vaargeul van de Schelde tot aan Antwerpen. Hierin is gekeken naar de Nederlandse, Belgische en Europese baten en worden de effecten op natuur voor het hele Schelde-estuarium besproken op basis van de Milieueffectrapportage (MER).

Welvaartseffecten van natuur: ecosysteem-einddiensten en biodiversiteit

De Werkwijzer Natuur richt zich op veranderingen in ecosysteem-einddiensten en biodiversiteit als de belangrijkste welvaartseffecten van veranderingen in natuur. Ecosysteemdiensten zijn de stroom van diensten die door ecosystemen (bijvoorbeeld water, lucht, bossen en bodem) worden geleverd, waar de mens gebruik van maakt en die zo een bijdrage leveren aan welvaart. De drie belangrijkste categorieën van ecosysteemdiensten, conform CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) zijn:

- Productiediensten, zoals voedsel en drinkwater.
- Regulerende diensten, zoals kustbescherming, bodemvruchtbaarheid.
- Culturele diensten, zoals groene recreatie en symbolische waarde.

Alleen ecosysteem-einddiensten dragen bij aan de menselijke welvaart. Deze einddiensten zijn de 'outputs' van de ecosystemen (natuurlijk, semi-natuurlijke of kunstmatige), die de welvaart van mensen rechtstreeks beïnvloeden. Voorbeelden hiervan zijn voedsel, drinkwater en recreatie in parken en andere natuur. Regulerende ecosysteemdiensten zijn vaak intermediaire ecosysteemdiensten; ze zijn een input voor ecosysteem-einddiensten. Bodemvruchtbaarheid is bijvoorbeeld van groot belang voor de productie in de landbouw. Effecten op intermediaire ecosysteemdiensten krijgen indirect een plek in de MKBA. Regulerende ecosysteemdiensten die effecten hebben op de lokale leefomgevingskwaliteit kunnen ook direct van invloed zijn op de menselijke welvaart.

Biodiversiteit is een voorraadgrootte van het natuurlijk kapitaal: de variatie, omvang en kwaliteit van soorten, populaties en ecosystemen. Biodiversiteit beïnvloedt de welvaart direct door het leveren van culturele diensten (bijvoorbeeld een mooi en soortenrijk wandelgebied). Indirect is het behoud van biodiversiteit van belang voor de levering van ecosysteemdiensten nu en in de toekomst. Een verandering in de biodiversiteit krijgt in de MKBA dus een plek via het directe en indirecte effect ervan op de levering van ecosysteem-einddiensten. Vanwege het speciale karakter van biodiversiteit en omdat er specifiek beleid wordt gevoerd op het behoud van biodiversiteit, wordt biodiversiteit in deze werkwijzer ook apart behandeld.

Probleemanalyse, nulalternatief en scenario's

Een probleemanalyse is de eerste stap bij het opstellen van een MKBA. Dit kan aangeven in hoeverre een maatregel bij het probleem aansluit, in hoeverre alternatieve oplossingen mogelijk zijn en wat hierbij de rol van de overheid moet of kan zijn. Bij de alternatieve oplossingen moet gekeken worden naar andere timing van maatregelen, zoals door uitstel of fasering van de investeringskeuze, en naar verschillende combinaties van maatregelen, waaronder ook maatregelen die effecten op natuur compenseren of mitigeren.

In een MKBA worden kosten en baten van een maatregel bepaald door vergelijking met een nulalternatief. Het nulalternatief omvat autonome ontwikkelingen van onder meer natuur, economie en klimaat. Dit zijn ontwikkelingen die zowel optreden in het nulalternatief als de beleidsalternatieven en los staan van de te onderzoeken maatregelen. Op basis hiervan kan de relatieve bijdrage van de te onderzoeken maatregel worden bepaald, gegeven de autonome ontwikkelingen.

Het nulalternatief is niet geheel beleidsarm. Het gaat uit van bestaand beleid en neemt ook voorgenomen beleid mee dat eigenlijk niet meer teruggedraaid zal worden en kleinere ingrepen die het probleem deels oplossen of mitigeren.

Aanbevolen wordt om in de MKBA de Welvaart en Leefomgeving (WLO)-scenario's van PBL en CPB te gebruiken. In de WLO-scenario's is verondersteld dat het areaal aan natuurgebieden in Nederland licht toeneemt, in het hoge scenario wat meer dan in het lage scenario, en dat natuurkwaliteit en biodiversiteit niet verder achteruitgaan. Daarnaast kunnen aanvullende scenario's nuttig zijn voor specifieke natuurthema's, bijvoorbeeld de Deltascenario's voor waterkwantiteit. Voor specifieke situaties kunnen simpele veronderstellingen over de autonome ontwikkeling van de natuur een praktische oplossing bieden. Zo is in de MKBA over peilverhoging in het IJsselmeer gekeken naar de effecten op natuur ten opzichte van de huidige situatie en dus zonder de autonome ontwikkeling tot 2050 en 2100 te specificeren. Bij de analyse van de verbetering van de zoetwatervoorziening in het Volkerak-Zoommeer is bijvoorbeeld uitgegaan van twee scenario's voor de autonome ontwikkeling: de blauwalg blijft een probleem en de blauwalg is geen probleem meer door autonome herstelprocessen in de natuur.

Beleidsalternatieven

Beleidsalternatieven kunnen betrekking hebben op twee soorten 'oplossingen': investeringen en beleidsinstrumenten. Investeringsinstrumenten zijn interventies die leiden tot een fysieke vergroting en/of verbetering van het natuurlijk kapitaal, bijvoorbeeld door het realiseren van nieuwe natuur. Beleidsinstrumenten zijn maatregelen die de randvoorwaarden, prikkels of restricties voor actoren, veranderen. Denk hierbij aan bijvoorbeeld (aanpassing van) een subsidiestelsel voor groenblauwe diensten of de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS).

Fysieke natuureffecten

Het in kaart brengen van de welvaartseffecten van natuur in een MKBA staat of valt met een goede inschatting van de fysieke natuureffecten, dat wil zeggen hoe verschillende onderdelen van de natuur worden beïnvloed door de beleidsmaatregel(en) in de MKBA.

Effecten op natuur verlopen via een groot aantal oorzaak-gevolg relaties. Hierbij zijn de verwachte effecten (positief of negatief) afhankelijk van vele aspecten, die in principe allemaal in beeld gebracht moeten worden om een goede voorspelling van de effecten te kunnen maken. Een juiste afbakening van de 'drukfactoren', de abiotische effecten die kunnen leiden tot natuureffecten, is van groot belang omdat dit bepalend is voor de mate waarin de mogelijke effecten optreden en het gebied dat beïnvloed wordt. Een materialiteitsanalyse kan helpen om de hoeveelheid benodigde informatie te beperken.

De fysieke natuureffecten kunnen op hoofdlijnen ingedeeld worden in twee typen, namelijk vergroting van het oppervlak natuur of verandering van de kwaliteit van natuur. De exacte methodiek (gebruik van modellen, bepalen relevante natuurwaarden, bepalen effecten) die bij de effect bepaling ingezet kan worden, verschilt sterk per situatie. Echter, in algemene zin wordt een vast stappenschema doorlopen. In de werkwijzer wordt deze aangereikt. Voor het bepalen van de fysieke natuureffecten kan natuurlijk ook gebruik gemaakt worden van gegevens uit de MER als die voor het desbetreffende project is opgesteld.

Van fysieke effecten naar effecten op ecosysteem-einddiensten en biodiversiteit

Het zijn niet de fysieke natuureffecten maar de effecten op de welvaart die van belang zijn voor de MKBA. Het gaat dus om de effecten op ecosysteem-einddiensten en effecten op biodiversiteit. In de praktijk blijkt het vaak moeilijk om een verandering in ecosysteem-einddiensten te meten en is het eenvoudiger om de natuureffecten sec vast te stellen. In het algemeen vergt het een extra stap om van de effecten op natuur en ecosystemen naar effecten op ecosysteem-einddiensten te komen. Vaak zijn bijvoorbeeld wel gegevens over de landbouwproductie beschikbaar, maar gegevens over de verandering van de landbouwproductie door veranderingen in intermediaire ecosysteemdiensten als bodemkwaliteit, waterbeschikbaarheid, bestuiving en plaagbestrijding is moeilijker te bepalen. Een ander voorbeeld is recreatie. We kennen wel het aantal recreanten in een bepaald natuurgebied, maar over de relatie tussen het aantal recreanten en de kwaliteit van het natuurgebied is veel minder bekend. In deze werkwijzer wordt voorgesteld om een materialiteitsanalyse te gebruiken om in ieder geval de relevante ecosysteem-einddiensten vast te stellen. Dit is een hulpmiddel om de relatie tussen de fysieke natuureffecten en de welvaartseffecten nader in kaart te brengen. In hoofdstuk 5 van deze werkwijzer wordt deze methode nader uitgewerkt en wordt ook beschreven met welke bronnen de ecosysteem-einddiensten verder gekwantificeerd kunnen worden. Hier speelt ook de impactpopulatie, d.w.z. het aantal mensen dat getroffen wordt door de maatregel een belangrijke rol.

Effecten op biodiversiteit kunnen in de MKBA het beste worden toegevoegd in de vorm van een verandering in natuurpunten. Dit is een maatstaf die de verandering van kwaliteit en kwantiteit van biodiversiteit in natuurgebieden in één getal, natuurpunten, weergeeft. Natuurpunten geven een indicatie voor de verandering van biodiversiteit maar zijn eigenstandig geen maat voor de betalingsbereidheid van burgers.

Bepalen van welvaartseffecten

Het is van belang de relevante markten en relevante populatie te bakenen voor de analyse van de effecten van een verandering van natuur. Bij het uitvoeren van de MKBA kunnen namelijk dubbelstellingen ontstaan, als deze afbakening niet juist gebeurt.

Bij de afbakening van de relevante markten is het onderscheid tussen directe en indirecte effecten van belang. Bij de directe effecten moet worden gelet op de aard van de primaire markt, waarop een maatregel ingrijpt: is sprake van een marginale verandering, bijvoorbeeld voor de productie en afzet van landbouwproducten, waardoor geen prijseffecten zullen optreden? Indien het niet gaat om marginale effecten moet met bijgestelde marktprijzen rekening gehouden worden.

In de MKBA-praktijk op het terrein van natuur zien we regelmatig indirecte effecten opduiken. Dit betreft vooral effecten in de sector landbouw (agrocomplex), meestal in termen van omzet/toegevoegde waarde en/of werkgelegenheid. Dit zijn echter vrijwel nooit additionele welvaartseffecten. Deze zijn voor een MKBA alleen relevant vanuit het oogpunt van het inzichtelijk maken van herverdeling van kosten en baten, bijvoorbeeld in hoeverre een boer, de voedingsmiddelenindustrie, de supermarkt of de consument profiteert of nadeel ondervindt van een maatregel of in hoeverre de ene regio een werkgelegenheidsvoordeel heeft ten koste van een andere regio.

Bij de afbakening van de relevante populatie gaat het om voor wie en waar de effecten op natuur optreden. Bij een verandering in een natuurgebied heeft dit gevolgen voor omwonenden voor hun woongenot, wat via de woningprijzen (aanpalende markt) kan worden geschat. Maar het heeft ook gevolgen voor recreanten naar dat gebied, wat een ander markt is.

Monetarisering

Voor het monetariseren van de ecosysteem-einddiensten zijn diverse methoden mogelijk, zoals marktprijzen voor de dienst, enquêtes naar betalingsbereidheid (stated preference-methoden) en waardering afgeleid van waarnemingen van gedrag en prijzen (revealed preference-methoden, bijvoorbeeld de waarde van een park afleiden uit het verschil in waarde tussen huizen die dichtbij het park liggen en die veraf liggen).

Het algemene principe in een MKBA voor het waarderen van effecten is dat zoveel mogelijk wordt aangesloten bij de betalingsbereidheid van consumenten. Dit betekent dat de voorkeur moet worden gegeven aan marktprijzen als waarderingmethode, soms met enige aanpassing, bijvoorbeeld aangepaste prijzen in geval van niet-marginale veranderingen of marktimperfecties. Marktprijzen zijn voor veel ecosysteem-einddiensten echter niet beschikbaar en vandaar dat dan andere methoden moeten worden gebruikt. Enquêtes naar betalingsbereid zijn over het algemeen weinig betrouwbaar, omdat de resultaten sterk gevoelig zijn voor de vraagstelling, de schets van de specifieke context en het antwoord op de vraagstelling vrijblijvend is en geen invloed heeft op de bestedingsruimte voor andere goederen en diensten.

KEA

Een specifieke vorm van een MKBA is een kosten-effectiviteitsanalyse (KEA); hierbij wordt gekeken hoe kosteneffectief een maatregel is om een specifiek doel te halen, zoals normen voor waterkwaliteit of Natura 2000. Kenmerk van een KEA is dat dit doel niet ter discussie wordt gesteld en dat de baten van het bereiken van dit doel niet hoeven te worden gekwantificeerd en gemonetariseerd. Maar vooral als de kosten groot zijn, is het verstandig om een analyse te maken van de kosten en baten van dat specifieke doel en te kijken in hoeverre beperkte bijstelling van de norm tot aanmerkelijke kostenbesparingen of andere maatschappelijke voordelen zou kunnen leiden.

Scenario's en gevoeligheidsanalyse

In MKBA's is het van belang om de onzekerheden in kaart te brengen. Dit geldt ook voor MKBA's waar welvaartseffecten van natuur een belangrijke rol in spelen. Zoals gebruikelijk gaat het om het gebruik van de WLO-scenario's en een keuze voor een geschikte discontovoet.

Daarnaast speelt kennisonzekerheid bij het bepalen van fysieke natuureffecten een belangrijke rol. De verwachte fysieke natuureffecten hangen deels af van voorspellingen ten aanzien van toekomstige natuurontwikkelingen. Hoewel de middelen om deze voorspellingen te maken (zoals modellen en dosis-effectrelaties) steeds beter worden, blijft hier wel een element van onzekerheid aan kleven. Dit is met name

het geval bij systemen die, afhankelijk van de specifieke omstandigheden (bijvoorbeeld temperatuur, externe inputs) een tipping point kunnen bereiken en omslaan naar een ander evenwicht. Het is daarnaast van belang om in de MKBA duidelijk te maken hoe de onzekerheden omtrent toekomstige natuurontwikkelingen doorwerken in de kwantificering en waardering van de welvaartseffecten van natuur (ecosysteem-einddiensten en biodiversiteit).

Presentatie

Om de inzichten die met de MKBA zijn verkregen goed terecht te laten komen in de beleidsvoorbereiding is een goede, duidelijke en toegankelijke presentatie van belang. Centraal daarbij staat een tabel met een overzicht van alle baten en kosten. De welvaartseffecten van een natuurverandering worden volgens afspraak in deze werkwijzer in beeld gebracht door veranderingen in relevante ecosysteem-einddiensten op te nemen en daarnaast effecten op biodiversiteit te tonen. Omdat monetarisering niet altijd mogelijk is voor de natuureffecten, moet in de presentatie ook ruimte gemaakt worden voor de niet-monetaire, fysieke effecten. De werkwijzer geeft hiervoor een aantal voorbeelden.

Een toelichting bij de tabel mag natuurlijk niet ontbreken. Daarin kan bijvoorbeeld opgenomen worden in welke mate het centrale (natuur)probleem is opgelost, of in welke mate eventuele negatieve natuureffecten gemitigeerd zijn of kunnen worden. Het verhaal achter de tabel is minstens even belangrijk als de tabel zelf. Een beter begrip van de maatschappelijke kosten-batenanalyse is ook de basis voor verbeteringen van de voorliggende beleidsalternatieven en voor een volwaardige rol van natuureffecten in de beleidsvoorbereiding.

1 INLEIDING

1.1 Waarom een Werkwijzer Natuur?

In 2013 hebben het Centraal Planbureau (CPB) en het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) de [Algemene Leidraad voor maatschappelijke kosten-batenanalyse \(MKBA\)](#) gepubliceerd (Romijn en Renes, 2013). De leidraad geeft aan welke eisen het kabinet aan de verschillende onderdelen van een MKBA stelt. Deze Algemene Leidraad is de opvolger van de OEI-leidraad.¹

De Algemene MKBA-leidraad is in beginsel bedoeld voor alle typen overheidsbeleid. Door deze brede toepasbaarheid gaat de Algemene MKBA-leidraad niet diep in op afzonderlijke beleidsterreinen. De leidraad stelt daarom voor dat werkwijzers worden opgesteld voor afzonderlijke beleidsterreinen. Het kabinet heeft deze aanbeveling overgenomen (Financiën, 2013). Natuur is een van die beleidsterreinen waarvoor een aparte werkwijzer is opgesteld voor de toepassing van MKBA.

1.1.1 Actualisatie van de bestaande Werkwijzer Natuur

De ervaringen met het waarderen van veranderingen in natuur in MKBA's zijn tot dusverre niet onverdeeld positief.² Uit zowel de [bestaande werkwijzer](#) als [Mouter et al. \(2013\)](#), blijkt dat de kwantificering van (aan natuur gerelateerde) welvaartseffecten vaak zelfs nog als een groter knelpunt wordt ervaren dan het in geld waarderen van die effecten (monetariseren).

Daarom worden de transitie van de OEI-leidraad naar de Algemene Leidraad MKBA en ontwikkelingen in de wetenschappelijke literatuur en in het natuurbeleid met betrekking tot natuurlijk kapitaal, biodiversiteit en ecosysteemdiensten (zie volgende paragraaf) aangegrepen om de Werkwijzer Natuur uit 2004 te vervangen, gericht op een consistentere en 'up to date' effectbepaling en waardering van natuur in MKBA's.

De belangrijkste verschillen tussen de Werkwijzer Natuur (2004) en de nieuwe Werkwijzer Natuur zijn opgenomen in Tabel 1.

Tabel 1 Verschillen tussen werkwijzer 2004 en de nieuwe werkwijzer

Bestaande Werkwijzer Natuur (2004)	Nieuwe Werkwijzer Natuur (2017)
Focus op maatregelen infrastructuur.	Alle beleid en maatregelen met impact op natuur en natuurlijk kapitaal via biodiversiteit en ecosysteemdiensten.
Aansluiting op OEI leidraad, zoals effectindeling (direct, indirect, extern).	Aansluiting op Algemene Leidraad voor MKBA's (CPB, 2013).
Stand van zaken 2004 m.b.t. natuurwaardering.	Grootschalige internationale ontwikkelingen zoals The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), Natural Capital Accounting, Natural Capital Protocol, Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES), Organisation Environmental Footprint (OEF) etc.
Nadruk op ecosysteemdiensten.	Ecosysteemdiensten in relatie tot natuurlijk kapitaal. Nieuwe ontwikkelingen zoals natuurpuntenmethode, relatie tussen biodiversiteit en welvaart krijgen daarmee ook een plaats in de werkwijzer.
Uitgangspunten 2004 voor discontovoet, autonome ontwikkelingen, etc.	Nieuwe ontwikkelingen ten aanzien van verschillende WLO-scenario's, update voorgeschreven discontovoet voor natuureffecten, etc.

¹ Oorspronkelijk bekend als de OEI-leidraad (Onderzoek Economische Effecten Infrastructuur).

² Zie bijvoorbeeld Annema, J.A., Koopmans, C.C. (2015). The practice of valuing the environment in cost-benefit analyses in transport and spatial projects, *Journal of Environmental Planning and Management* 58, 1635-1648.

1.1.2 Ontwikkelingen

De afgelopen jaren zijn er, internationaal en nationaal (in Nederland), bij overheden en bedrijven, verschillende ontwikkelingen geweest rondom de interpretatie en invulling van het begrip 'natuurlijk kapitaal' en de waardering van natuur en biodiversiteit. Deze ontwikkelingen zijn verwerkt in de opzet van de nieuwe werkwijzer Natuur.

[Natuurlijk kapitaal](#) bestaat uit alle hernieuwbare en niet-hernieuwbare natuurlijke hulpbronnen (lucht, bodem, water, mineralen en flora & fauna) die goederen of diensten produceren en leiden tot welvaartseffecten.

Natuurlijk kapitaal bestaat uit een abiotische en een biotische component:

Abiotisch natuurlijk kapitaal bestaat uit ondergrondse voorraden die niet-hernieuwbaar en eindig zijn (bijvoorbeeld fossiele brandstoffen, mineralen en metalen) en stromen die hernieuwbaar en onuitputtelijk zijn (bijvoorbeeld wind en zonne-energie).

Biotisch natuurlijk kapitaal, oftewel ecosysteemkapitaal, bestaat uit ecosystemen die een breed spectrum aan waardevolle diensten leveren die essentieel zijn voor menselijke welvaart. Dit kapitaal is hernieuwbaar, maar kan ook uitgeput worden. Denk hierbij aan bescherming tegen overstroming door de duinen, de productie van hout, visvoorraad etc. Andere diensten zijn minder zichtbaar, zoals het vastleggen van CO₂ door bossen en laagvenen, en de bestrijding van plagen in de landbouw met natuurlijke vijanden.

De onderstaande definitie van natuurlijk kapitaal wordt door de European Environmental Agency (EEA) aangehouden (Annual Report, 2015):

“Natural capital is the most fundamental of the core forms of capital, since it provides the basic conditions for human existence. These conditions include fertile soil, multifunctional forests, productive land and seas, good quality freshwater and clean air. They also include services such as pollination, climate regulation and protection from natural disasters (EU, 2013). The 'flow' provided by natural capital comes in the form of ecosystem services. Ecosystem services are the contributions that ecosystems make to human well-being.”

Internationaal

Het [TEEB-initiatief](#) (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) is een belangrijk startpunt in de internationale aandacht voor waarde toekenning aan natuur.

Door de Europese Unie (EU) is een Strategisch Plan Biodiversiteit (2011-2020) aangenomen. Deze strategie omvat zes streefdoelen die betrekking hebben op de voornaamste factoren van het biodiversiteitsverlies. Deze beogen om de grootste druk op de natuur te verlichten. Een van die doelen heeft betrekking op het handhaven en verbeteren van ecosystemen en ecosystemendiensten. Op EU-niveau is ook de non-Financial Reporting Directive opgesteld. Hieronder is het ook het thema milieu begrepen. De toelichting bij het [Nederlandse Uitvoeringsbesluit](#) vermeldt dat dit betrekking kan hebben op natuurlijk kapitaal (m.n. ecosystemendiensten).³ Het EU-programma Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES) ondersteunt de lidstaten bij het in kaart brengen en beoordelen van de staat van ecosystemen en de diensten die zij leveren.

Op initiatief van de Wereldbank is het WAVES-programma ontwikkeld, bedoeld voor opnemen van natuurlijk kapitaal in het systeem van nationale rekeningen.⁴ Door de UN Statistical Department (UNSD) is het System of Environmental-Economic Accounting ([SEEA](#)) ontwikkeld en zijn handleidingen uitgebracht voor ecosystem accounting. De ontwikkeling van nature-based solutions (ook wel bekend onder de termen 'natural infrastructure', 'green infrastructure' of 'building with nature') behelst het gebruik van natuurlijke processen en systemen om problemen op het vlak van onder meer klimaatadaptatie en -mitigatie, hoogwaterveiligheid en vervuiling op te lossen. Voorbeelden hiervan zijn groen in de stad als oplossing voor het 'urban heat island' effect, de aanleg van buitendijkse natuur als alternatief voor het verhogen van dijken

³ In de overwegingen van de richtlijn worden als voorbeelden van informatie over milieuaangelegenheden genoemd gegevens over het gebruik van duurzame energiebronnen, broeikasgasemissies, waterverbruik en luchtverontreiniging. In lijn met het kabinetsbeleid dat is gericht op groene groei kan de informatie ook betrekking hebben op het gebruik van natuurlijk kapitaal en natuurlijke hulpbronnen of op de bijdrage van de onderneming aan een meer circulaire economie, welke gericht is op herbruikbaarheid van producten en grondstoffen.

⁴ Een voorbeeld van een toepassing in Colombia [hier](#) te vinden.

en het inzetten van wetlands voor waterzuivering. Internationaal zijn er meerdere programma's in relatie tot nature-based solutions, waaronder:

- Vanuit de EU loopt een Research and Innovation policy agenda dat als doel heeft om de inzet van nature-based solutions te stimuleren.
- In Nederland wordt dit toegepast als building with nature, waar al meerdere succesvolle voorbeelden van zijn, zoals de kustversterking Katwijk.
- De World Business Council for Sustainable Development stimuleert het gebruik van nature-based solutions door bedrijven via het programma Natural Infrastructure for Business.

Een andere relevante ontwikkeling is de opkomst van natuurinclusieve landbouw. Dit is een vorm van duurzame landbouw die optimaal gebruik maakt van de natuurlijke processen en deze integreert in de bedrijfsvoering. Natuurinclusieve landbouw begint met een gezonde bodem, produceert voedsel binnen de grenzen van natuur, milieu en leefomgeving en heeft positieve effecten op de biodiversiteit en het klimaat. In Nederland is de term in 2012 geïntroduceerd in de [Rijksvisie Natuurlijk Verder](#) en internationaal heeft het veel raakvlakken met het door de FAO geïntroduceerde concept van [climate-smart agriculture](#).

Bedrijven

Ook bedrijven zijn bezig met de invulling van het begrip 'natuurlijk kapitaal'. Begin 2014 ontstond bij de toen net opgerichte Natural Capital Coalition de behoefte aan een standaard 'framework' voor het meenemen van natuurlijk kapitaal in bedrijfsbeslissingen. Men wilde hierbij bestaande methodes harmoniseren, zodat bedrijven een gedragen aanpak hebben voor het beschrijven en managen van hun afhankelijkheid van resp. impact op natuurlijk kapitaal. Dit heeft geresulteerd in het Natural Capital Protocol, dat in juli 2016 is gelanceerd. Dit protocol voor bedrijven heeft als doel om gestructureerd en uniform risico's en kansen op het vlak van natuurlijk kapitaal in kaart te brengen. Het protocol beschrijft de stappen die bedrijven hierin kunnen zetten. Thans wordt in een aantal sectoren gewerkt aan verdere vereenvoudiging en implementatie van het NCP. Daarnaast is op Europees niveau al enige tijd het EU Business @ Biodiversity Platform actief.

Nederland

Nederland is in Europees verband één van de koplopers voor de integratie van natuurlijk kapitaal in de besluitvorming. Daarbij zijn de volgende ontwikkelingen van belang om te noemen:

- De ondersteuning van het bedrijfsleven, voorheen via het [platform Biodiversiteit, Ecosystemen en Economie](#) en sinds 2017 in onder andere de [Natural Capital Community](#).
- De inzet van de Rijksoverheid o.a. via het opzetten van de [Atlas Natuurlijk Kapitaal](#), het ontwikkelen van een nationale natuurlijk kapitaalrekening (CBS en WUR), het in 2016 afgesloten PBL-programma [Natuurlijk Kapitaal Nederland](#) en het [Natuurlijk Kapitaal Programma van Rijkswaterstaat](#).

1.2 Afbakening natuur binnen deze werkwijzer

De Werkwijzer Natuur beschrijft hoe **welvaartseffecten van veranderingen in natuur** een plek kunnen krijgen in de MKBA.

Het begrip 'natuur' kan op diverse manieren gedefinieerd en geoperationaliseerd worden. Dit is zeker het geval in een land als Nederland, waar 'natuur' en 'natuurlijkheid' niet hand in hand gaan. Nagenoeg alle Nederlandse natuurgebieden worden beïnvloed door het handelen van de mens (zoals riviersystemen) of zijn zelfs ontstaan zijn door toedoen van de mens (zoals heidevelden). Ook wordt 'natuur' door verschillende mensen heel anders beleefd (zie onderstaande box). Verder slaat natuur niet alleen op beschermde natuurgebieden, maar ook op groen dichtbij huis, in de stad en in het landelijk gebied.

Uit de Rijksnatuurvisie 2014, 'Natuurlijk verder'

Natuurbeelden

Natuur betekent voor iedereen iets anders. Het kan een aantrekkelijke omgeving zijn om in te wonen of een inspirerend gebied om in te wandelen, fietsen of varen. Het kan gaan om de zeldzame planten en dieren in een beschermd natuurgebied of om de bijzondere vogel in het vizier van de verrekijker. Maar het kan ook de buurtmoestuin zijn, het vertrouwde en door de historie getekende landschap, de 'wilde' natuur van de Waddenzee of de Biesbosch, of de natuurfilms op de BBC. En je kunt denken aan de natuur die het materiaal of de omstandigheden biedt voor onze gebouwen, ons tuinmeubilair, onze kleding, ons drinkwater, of onze voeding.

Soortenrijkdom of biodiversiteit is een belangrijk aspect van natuur. Enerzijds hecht de mens eraan om deze rijkdom aan volgende generaties door te kunnen geven. Maar anderzijds is biodiversiteit van kritiek belang voor de kwaliteit en instandhouding van natuur, omdat het fundamentele processen ondersteunt, zoals bodemvorming, de watercyclus, bestuiving en plaagbeheersing. Biodiversiteit is daarmee een belangrijke bouwsteen ('voorraadgrootheid') van het zogeheten 'natuurlijk kapitaal' (zie hoofdstuk 1.1.2 voor uitleg over natuurlijk kapitaal).

De Werkwijzer Natuur richt zich op de welvaartseffecten van veranderingen in natuur, waarbij veranderingen in natuur gaan over veranderingen in:

- Biodiversiteit, oftewel in de *voorraad* natuurlijk kapitaal en de variatie, omvang en kwaliteit van soorten, populaties en ecosystemen daarin.
- Ecosysteemdiensten, oftewel in de stroom van diensten die door ecosystemen worden geleverd, waar de mens gebruik van maakt en die zo een bijdrage leveren aan welvaart. Zie de onderstaande box.

Ecosysteemdiensten

De ecosystemen op aarde hebben talloze functies voor de mens, van het voedsel dat de landbouw produceert tot het zuiveren van lucht en water en het reguleren van het klimaat. Dergelijke (maatschappelijke) baten die mensen uit ecosystemen halen worden ecosysteemdiensten genoemd.

Het gaat bij ecosysteemdiensten om de volgende (finale) diensten⁵:

- Productiediensten: ecosystemen leveren producten, zoals voedsel, water, hout en genetische bronnen.
- Regulerende diensten: mensen benutten het regulerende vermogen van ecosystemen, bijvoorbeeld bij biologische plaagbestrijding in de landbouw, het vastleggen van koolstof door bomen of bestuiving door insecten.
- Culturele diensten: ecosystemen leveren niet-materiële diensten, zoals recreatie, gezondheid, historische, ethische en esthetische zaken.

Bron: Planbureau voor de leefomgeving, 2010⁶

⁵ Conform CICES-classificatie (zie verder hoofdstuk 5.1). Eerder werd ook nog een categorie 'ondersteunende diensten' onderscheiden die nu gedefinieerd wordt als onderdeel van de onderliggende structuren, processen en functies die karakteristiek zijn voor ecosystemen.

⁶ Planbureau voor de leefomgeving, 2010, Wat natuur de mens biedt. Ecosysteemdiensten in Nederland.

1.3 Hoe is de Werkwijzer Natuur te gebruiken?

Voor welke ingrepen?

De Werkwijzer Natuur beoogt instrumentarium aan te reiken om welvaartsveranderingen te analyseren ten gevolge van veranderingen in biodiversiteit en/of ecosysteemdiensten. Daarbij onderscheiden we de volgende typen van ingrepen die kunnen leiden tot dergelijke veranderingen:

1. Ingrepen vanuit het *beleidsdomein 'natuur'*. Denk aan de aanleg van natuurgebieden (bijvoorbeeld de Markerwadden) en maatregelen vanwege de Europese Kaderrichtlijn Water, waarbij sprake is van bedoelde, positieve veranderingen. Natuur is in dit geval de directe aanleiding voor respectievelijk het doel van een voorgenomen ingreep.
2. Ingrepen vanuit *andere beleidsdomeinen*, waarbij sprake is van *bedoelde* effecten. Hierbij betreft het in beginsel *positieve* effecten op natuur. Bijvoorbeeld bij de inzet van 'natuurlijke oplossingen' t.b.v. klimaatadaptatie en waterveiligheid, zoals groene daken (klimaatbestendige steden), waterberging (waterstandsverlaging) of nieuwe duinenrijen (kustafslag). In deze gevallen is natuur de 'oplossing' voor het probleem in andere beleidsdomeinen.
3. Ingrepen vanuit *andere beleidsdomeinen*, waarbij sprake is van *onbedoelde effecten*. Meestal is sprake van *negatieve* effecten op natuur, zoals bij ingrepen in infrastructuur (aanleg of aanpassing), woning- en bedrijfsterreinlocaties (aanleg of reconstructie) en/of landbouw (bijvoorbeeld aanpassing peilbeheer). Dit is de situatie die we in de praktijk het meest tegenkomen, waarvoor een MER - al dan niet in combinatie met een MKBA - wordt opgesteld. Soms kan echter ook sprake zijn van onbedoelde *positieve* effecten, bijvoorbeeld tijdelijke natuur die ontstaat door de uitstel of afstel van ruimtelijke ordeningsingrepen. Een bekend voorbeeld daarvan, vanwege met name de grootschaligheid, is de totstandkoming van de Oostvaardersplassen.

Wanneer sprake is van een van de bovengenoemde situaties, is het gebruik van deze werkwijzer aan te bevelen.

Bij de projecttypen 1 en 2 kan de werkwijzer mede gebruikt worden om de interventie zelf nader vorm te geven resp. te optimaliseren. Hier is immers natuur geen onbedoelde bijvangst, maar staat centraal in de aanleiding en/of inrichting van de ingreep.

Voor wie?

De doelgroepen van deze werkwijzer zijn gebruikers in ruime zin van MKBA's waarin natuureffecten een rol (zouden moeten) spelen: opdrachtgevers, uitvoerders, beoordelaars, maar ook beslissers en belanghebbenden. De werkwijzer dient in het gehele werkproces van het opstellen van een MKBA bruikbaar te zijn. Dit stelt ook eisen aan de vorm en helderheid van de werkwijzer.

Met wie?

Voor het opstellen van een MKBA waar natuur een onderdeel van is, naast economische expertise, ook de volgende kennis noodzakelijk:

- Ecologische kennis – voor het bepalen van de fysieke effecten als gevolg van de ingreep, voor het bepalen van de factoren die van belang zijn voor de levering van ecosysteemdiensten, voor het uitvoeren van de natuurpuntenmethodiek (voor zover relevant) en voor het optimaliseren van beleidsalternatieven gericht op het verbeteren van de kwaliteit van natuur. Deze kennis zal normaliter ook zijn verankerd in de natuureffecten zoals opgenomen in een MER, waarmee dan ook een 'natuurlijke' vorm van afstemming kan plaatsvinden.
- Kennis van ecosysteemdiensten – voor het bepalen van welke ecosysteemdiensten relevant zijn en het kwantificeren van de veranderingen in ecosysteemdiensten op basis van de fysieke effecten. Hiervoor is afstemming nodig met ecologen

Deze kennis moet vanaf het begin van het opstellen van de MKBA betrokken worden, omdat reeds bij het formuleren van de probleemanalyse, nulalternatief en beleidsalternatieven kennis van ecologie en ecosysteemdiensten nodig kan zijn.

Raakvlakken met andere Werkwijzers

De Werkwijzer Natuur richt zich op de welvaartseffecten van een verandering in biodiversiteit en ecosysteemdiensten. Het domein van deze Werkwijzer Natuur raakt resp. overlapt ten dele met andere werkwijzers die hangen onder de eerdergenoemde Algemene Leidraad MKBA. Daarbij gaat het vooral om:

- Werkwijzer voor MKBA's op het gebied van milieu: Deze werkwijzer geeft richting aan hoe welvaartseffecten van veranderingen in milieucondities door beleidsmaatregelen op milieuterrein en maatregelen met milieueffecten worden geïdentificeerd, gekwantificeerd en gewaardeerd in MKBA's.⁷ De Werkwijzer Natuur (WWN) gaat over hoe welvaartseffecten van veranderingen in natuur t.g.v. veranderingen in ruimtelijke en milieucondities door beleidsmaatregelen in MKBA's worden geïdentificeerd, gekwantificeerd en uiteindelijk gewaardeerd.
- Werkwijzer MKBA bij MIRT-verkenningen: De werkwijzer MKBA bij MIRT-verkenningen is een werkwijzer voor projecten die onder het Meerjarenprogramma Infrastructuur, Ruimte en Transport vallen, dat is, projecten en programma's waarbij het Rijk samen met de regio werkt aan de ruimtelijke inrichting van Nederland. Een onderdeel van de effectbepaling van projecten heeft betrekking op natuur. De werkwijzer Natuur vult de werkwijzer MKBA bij MIRT-verkenningen aan.
- Werkwijzer voor kosten-batenanalyse in het sociale domein: In deze werkwijzer staat een stroomschema waarmee kan worden gekozen tussen MKBA's en andere afwegingsmethoden. Ook geeft deze werkwijzer aan hoe moet worden omgegaan met effecten op gezondheid en met werkgelegenheidseffecten.

Op de website van het [Steunpunt Economische Expertise](#) van Rijkswaterstaat zijn (weblinks naar) een aantal gepubliceerde werkwijzers te vinden, alsmede overige nuttige informatie over kengetallen, discontering et cetera. Geadviseerd wordt om bij het opstellen van een MKBA ook kennis te nemen van deze andere werkwijzers en de SEE-website.

Door de planbureaus CPB en PBL is een toetsingsadvies opgesteld m.b.t. deze werkwijzer. Dit advies is als Bijlage I opgenomen in dit document.

Ten slotte

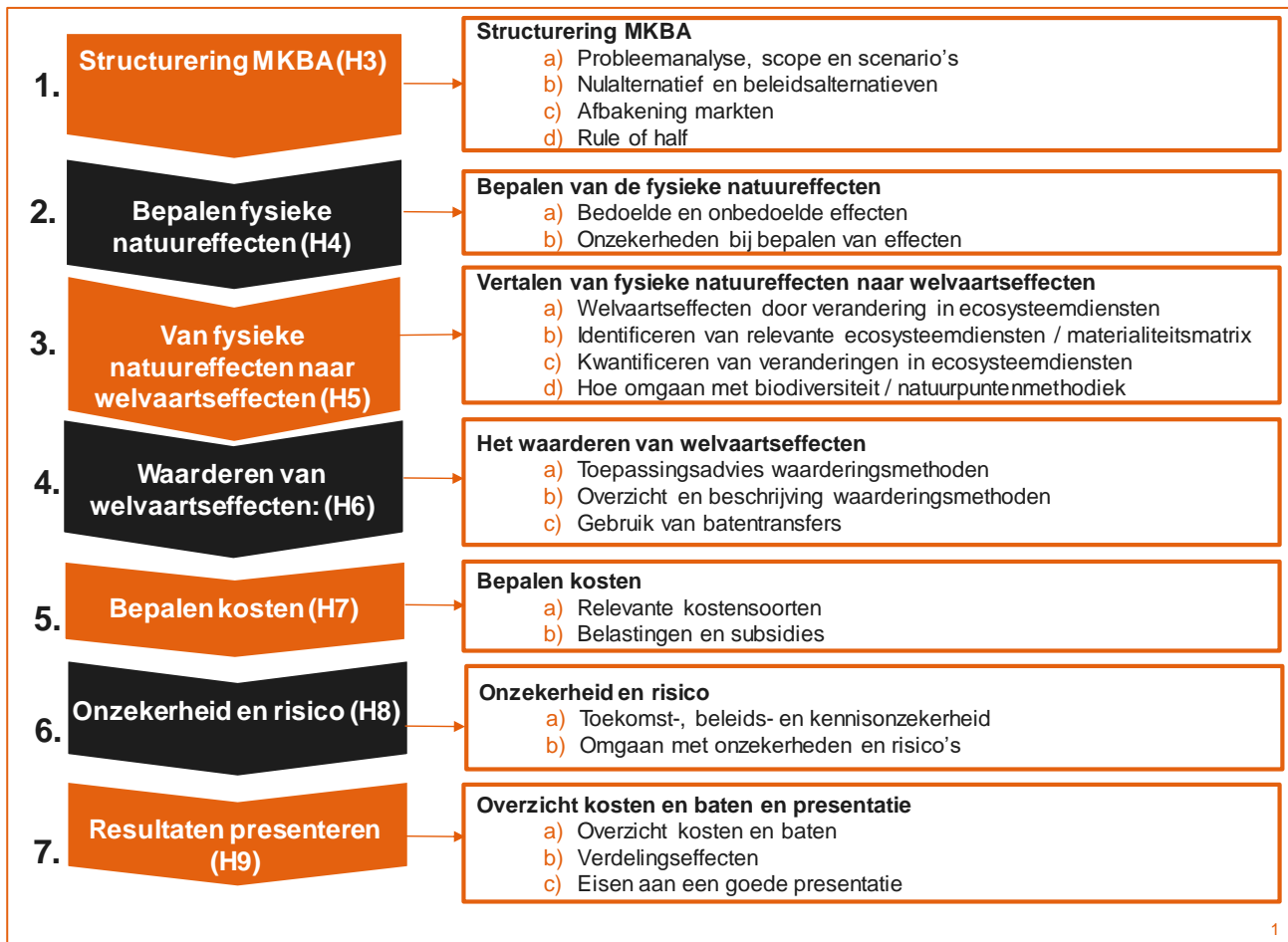
- De aanbevelingen en adviezen in deze werkwijzer zijn deels ook bruikbaar in de toepassing van andere evaluatiemethoden dan MKBA, zoals kosteneffectiviteitsanalyses.
- De werkwijzer is verder primair bedoeld voor evaluatie van toekomstig beleid (ex ante evaluatie), maar de methoden die worden beschreven kunnen ook worden gebruikt om beleid achteraf te beoordelen (ex post evaluatie).
- De Werkwijzer Natuur is geen 'wet van Meden en Perzen'. De aanbevelingen in deze werkwijzer kunnen in veel MKBA's worden toegepast. Er zullen echter ook situaties zijn waarin een afwijkende aanpak beter is. Een keuze om af te wijken van de aanbevelingen van de werkwijzer vereist een goede inhoudelijke onderbouwing. De 'bewijslast' ligt bij de opsteller van de MKBA. Deze dient in de MKBA te onderbouwen waarom een afwijkende aanpak gewenst is.

⁷ In de Werkwijzer voor MKBA's op het gebied van milieu (CE Delft, 2017), komen de volgende thema's aan de orde: klimaatverandering, aantasting ozonlaag, humane toxiciteit, smogvorming, fijnstofvorming, straling, verzuring, vermesting zoetwater en zoutwater, ecotoxiciteit land, zoetwater en zoutwater, verstoring en onttrekking.

1.4 Leeswijzer en stappenplan Werkwijzer Natuur

In het volgende hoofdstuk (2) wordt een aantal kenmerken van MKBA als instrument belicht en wordt ingezoomd op de waarde resp. de welvaartseffecten van natuur.

Daarna volgt de werkwijzer Natuur het stappenplan dat gebruikt wordt in MKBA's, zoals is vastgesteld in de Algemene Leidraad (zie Bijlage D). Dit stappenplan omvat alle elementen die in een MKBA in beginsel aan bod komen. Dit stappenplan is voor deze werkwijzer – waar nodig - nader toegespitst op het thema 'natuur'.



Aan de hand van drie lopende voorbeelden wordt het gepresenteerde stappenplan door de werkwijzer heen gevolgd. Deze voorbeelden volgen de structuur van het type ingrepen, zoals genoemd in hoofdstuk 1.3:

- Type 1: ingrepen vanuit beleidsdomein 'natuur'/ natuur als centraal doel: MKBA bij de Ontwerp Rijksstructuurvisie (RSV) Grevelingen en Volkerak-Zoommeer⁸ (zie de groene boxen).
- Type 2: ingrepen vanuit andere beleidsdomeinen/ natuur als oplossing: MKBA Hondbossche en Pettemer Zeewering (zie de gele boxen).
- Type 3: ingrepen vanuit andere beleidsdomeinen/ natuur als extern effect: Openhouden van Jachthaven Schiermonnikoog (zie de blauwe boxen).

⁸ De MKBA geldt als achtergronddocument bij de ontwerp RSV. De second opinion van de planbureaus betrof de concept-MKBA. Besluitvorming en vaststelling van de definitieve RSV moet nog plaatsvinden.

2 MKBA: EEN INTRODUCTIE

In dit hoofdstuk wordt een korte introductie gegeven over maatschappelijke kosten-batenanalyse als instrument om welvaartseffecten in beeld te brengen: wat is het en wanneer is het een geschikt instrument? Vervolgens wordt nader ingegaan op de positie van 'natuur' binnen de context van een MKBA.

2.1 Wat is een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA)?

Een MKBA is een raamwerk om de maatschappelijke kosten en baten van een maatregel op een gestructureerde en objectieve wijze met elkaar te vergelijken. De resultaten van de MKBA kunnen worden gebruikt voor het onderzoeken en optimaliseren van beleidsmaatregelen. Dit laat onverlet dat de uiteindelijke besluitvorming politieke keuzes vereist. De MKBA is daarbij niet meer of minder dan een belangrijk hulpmiddel.

De basis voor een MKBA is de welvaartstheorie. Hierbij wordt een breed welvaartsbegrip gehanteerd, wat betekent dat de effecten van een maatregel alle veranderingen omvatten die voor individuen van belang zijn. Dit houdt in dat ook veranderingen in gezondheid, cultuur en natuur worden meegenomen.

In de Algemene MKBA-leidraad staat dat kosten-batenanalyses gebaseerd zijn op een optelsom van veranderingen in nutsfuncties van individuen. Nut wordt ook wel gezien als een maatstaf voor individueel 'welzijn' of 'geluk'. Effecten van beleidsinterventies landen in een MKBA door ze om te zetten naar kosten- en batenposten die onderdeel uitmaken van de nutsfunctie.

Nut en welvaart

Een MKBA is gericht op het gezamenlijke nut van alle individuen in een samenleving, de 'sociale welvaart'. De sociale welvaart kan worden weergegeven als de (gewogen) optelling van de nutsniveaus van alle individuen in de samenleving. We noemen een beleidsmaatregel welvaart verhogend als de totale sociale welvaart toeneemt, ook als dit niet voor iedereen apart geldt. De verandering in het nutsniveau als gevolg van een beleidsmaatregel kan worden gemeten als de financiële compensatie die iemand maximaal wil betalen voor een positieve verandering van zijn nutsniveau (of minimaal wil ontvangen ter compensatie van een negatieve verandering van dat niveau). Dit wordt de *betalingsbereidheid* voor de maatregel genoemd. (Bron: Romijn & Renes, blz. 46).

Een verandering in welvaart kan zowel veroorzaakt worden door het nut ontleend aan de behoeftebevrediging door de consumptie van zowel geprijsde goederen en diensten (bijvoorbeeld een auto of een vakantie) als niet-geprijsde goederen en diensten (bijvoorbeeld natuurbeleving en cultureel erfgoed).

Nut is een immaterieel begrip. Het is niet de financiële waarde van de consumptie, maar het plezier dat mensen eraan ontleen. Deze hebben wel met elkaar te maken. Als mensen iets kopen dan is de prijs van het goed een indicatie van het nut dat ze daaraan ontleen. Ook voor zaken die niet op de markt te koop te zijn, zoals natuur, kan de (potentiële) betalingsbereidheid als maat gebruikt worden om de omvang van het nut te bepalen. Daarom beveelt de Algemene MKBA-leidraad aan om welvaartsveranderingen te waarderen op basis van betalingsbereidheid.

2.2 Wanneer is een MKBA een geschikt evaluatie-instrument?

De Algemene MKBA-leidraad geeft aan dat een MKBA in principe kan worden gebruikt als evaluatie-instrument op vrijwel alle beleidsterreinen en soorten maatregelen. De MKBA structureert de besluitvorming en helpt de besluitvorming te verbeteren.

De leidraad beveelt aan dat een MKBA wordt ingezet in de fase van de besluitvorming waarin maatregelen moeten worden beoordeeld. De MKBA-denkwijze kan volgens de leidraad ook worden gebruikt in eerdere fasen van de besluitvorming, bijvoorbeeld bij de probleemanalyse en de verkenning van kansrijke oplossingsrichtingen. Dit geldt zeker bij ingrepen waar natuur de directe aanleiding respectievelijk het doel is en/of waar natuur de 'oplossing' is voor het probleem in andere beleidsdomeinen (zie ook paragraaf 1.3).

Daarbij is het van belang om:

- Een geschikte vorm van MKBA te kiezen. Deze vorm hangt af van de fase van de besluitvorming en van de beschikbaarheid van kennis over de belangrijkste effecten van een maatregel. Soms kan (of moet) volstaan worden met een grovere kengetallen-KBA (KKBA).
- Een kosteneffectiviteitsanalyse (KEA) te overwegen als de te onderzoeken maatregelen hetzelfde (hoofd)effect bereiken.
- Het gedachtengoed van de MKBA als denkkader te gebruiken als de belangrijkste effecten niet goed gemeten of gemonetariseerd kunnen worden. Dit helpt de besluitvorming structureren.

De kabinetsbrief bij de Algemene MKBA-leidraad stelt dat de MKBA de meest volledige manier is om de maatschappelijke voor- en nadelen van een beleidsvoorstel in beeld te brengen. In Bijlage A wordt nader ingegaan op de noodzakelijke voorwaarden voor het opstellen van een MKBA. In Bijlage B wordt aandacht besteed aan andere afwegingsmethoden dan MKBA.

2.3 Natuur in de MKBA: van fysieke natuureffecten naar welvaartseffecten

Het doel van deze werkwijzer is om een handreiking te geven hoe een MKBA de welvaartseffecten van een verandering in natuur het beste kan opnemen. Veel ingrepen die met een MKBA worden beoordeeld, leiden (bedoeld of onbedoeld) tot veranderingen in de omvang of samenhang van natuurgebieden of in de kwaliteit van de aanwezige natuur. Deze veranderingen kunnen veroorzaakt worden door meerdere drukfactoren, zoals verandering van landgebruik, vervuiling, verstoring, verdroging, vernatting en verandering van processen als verstuiving of waterpeilwisselingen. Bij het operationaliseren van hoe deze fysieke natuureffecten leiden tot welvaartsveranderingen, kijken we naar de gevolgen voor de aanwezige *biodiversiteit* en de levering van *ecosysteemdiensten* en hoe dat mensen beïnvloedt.

Ecosysteemdiensten

Voor de definitie van ecosysteemdiensten volgt de Werkwijzer Natuur de CICES-classificatie (Common International Classification of Ecosystem Services) – zie ook hoofdstuk 1.2.⁹ De ecosysteemdiensten die *direct* de welvaart beïnvloeden, noemen we ecosysteem-einddiensten. Het gaat hier vooral om de *productie-* en *culturele* diensten, zoals voedselproductie, drinkwater, groenrecreatie en natuurlijk erfgoed. Deze einddiensten zijn de ‘outputs’ van de ecosystemen (natuurlijk, semi-natuurlijke of kunstmatige), die de welvaart van mensen rechtstreeks beïnvloeden, kortom de welvaartseffecten van een natuurverandering. Het merendeel van de *regulerende* diensten noemen we intermediaire diensten, omdat zij *indirect* de welvaart beïnvloeden, via hun effect op de einddiensten. Zo beïnvloeden bestuiving, natuurlijke plaagbestrijding, bodemvruchtbaarheid en water-reinigend vermogen bijvoorbeeld de einddiensten voedselproductie en drinkwaterkwaliteit. Een fundamenteel kenmerk van deze definitie is dat de intermediaire en einddiensten verbonden zijn aan de onderliggende ecosysteemfuncties, processen en structuren die ze genereren (Haines-Young & Potschin, 2013).

Om dubbeltellingen te voorkomen en om te zorgen dat de juiste welvaartseffecten worden gemeten, maken we bij de definitie van ecosysteemdiensten een onderscheid tussen zogenaamde **intermediaire diensten** en **einddiensten** (Boyd en Banzhaf, 2007). Hierbij is het belangrijk om te beseffen dat intermediaire diensten en einddiensten afhankelijk zijn van de context.

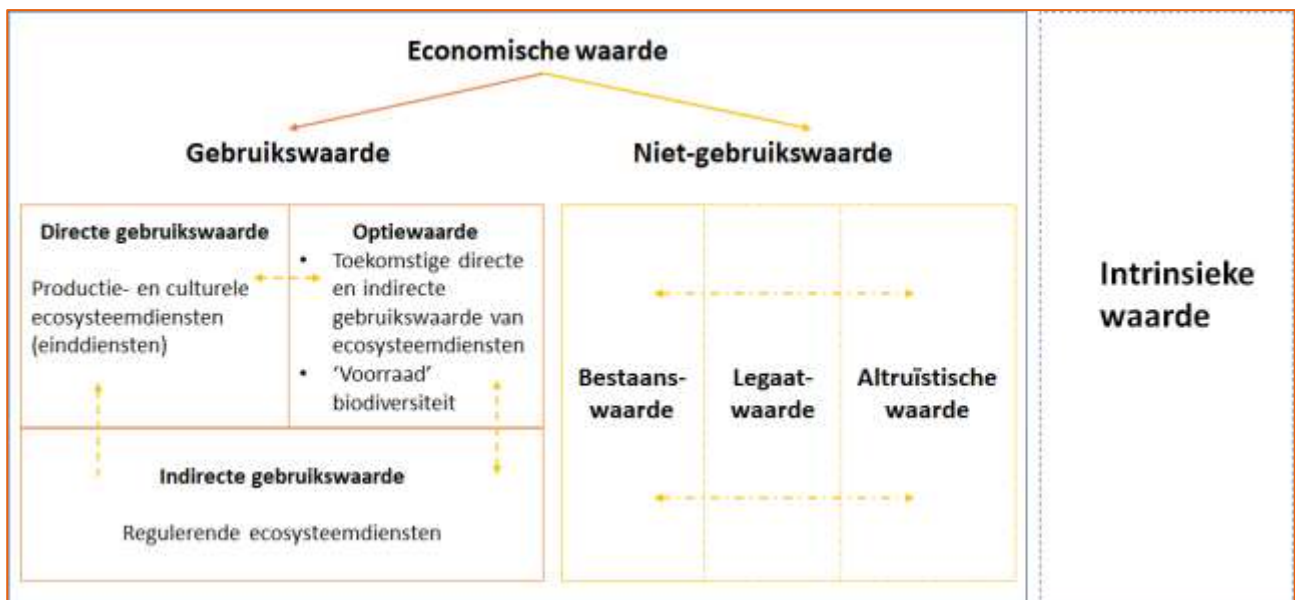
Als een visser bijvoorbeeld welvaart ontleent uit visvangst, is de vispopulatie de *einddienst* omdat het direct tot een welvaartseffect leidt. Schoon water is in dit geval een *intermediaire* dienst die als voorwaarde dient voor een gezonde vispopulatie. Het optellen van waarden van schoon water en visvangst voor de visser zou leiden tot een dubbeltelling, omdat de visser geen directe welvaart ontleent uit het schone water. Voor de einddienst visvangst is schoon water een intermediaire dienst, terwijl schoon water voor drinkwaterproductie een einddienst is. De welvaartseffecten van schoon water door visvangst en drinkwaterproductie mogen daarom wel bij elkaar worden opgeteld omdat de effecten neerslaan bij twee verschillende groepen: een inkomenseffect voor de vissers en een inkomenseffect voor de producenten van drinkwater (die dat weer kunnen doorgeven aan de consumenten zodat iedereen voordeel ondervindt van het schonere water).

⁹ Zie www.cices.eu.

De welvaartseffecten kunnen in kwantitatieve termen worden weergegeven: hoeveel kg productie, liter drinkwater, bezoeken aan een natuurpark etc. Bij het bepalen van welvaartseffecten in monetaire termen staat de *betalingsbereidheid* van mensen centraal: hoeveel geld heeft een individu over om een verandering in natuur te voorkómen of juist te bereiken? Dit bedrag (ook wel de *economische waarde* van natuur genoemd) vertelt ons iets over de voorkeuren van deze persoon en hoeveel inkomen deze persoon wil opgeven aan andere goederen en diensten om dat ene goed of die ene dienst te verkrijgen.

Betalingsbereidheid wordt in het geval van natuurveranderingen meestal niet zichtbaar via marktprijzen. Lang niet alle natuur wordt op een markt verhandeld. Daarnaast is voor natuur de betalingsbereidheid zelden gelijk aan de prijs die we betalen. Dat wil niet zeggen dat mensen geen waarde hechten aan de natuurverandering is of dat we deze waarde niet kunnen bepalen. Hiervoor bestaan verschillende methoden die in deze werkwijzer aan de orde komen (zie hoofdstuk 6).

Figuur 1 geeft een overzicht van economische waarden van natuur, zoals die in de milieu-economische literatuur vaak gebruikt worden.¹⁰ In het figuur zijn ook biodiversiteit en ecosysteemdiensten zichtbaar gemaakt.



Figuur 1 Typologie economische waarden van natuur

In het figuur is onderscheid gemaakt tussen de *economische waarde* en de *intrinsieke waarde* van natuur.

De *economische waarde* van natuur bestaat weer uit twee hoofddelen: de *gebruikswaarde* en de *niet-gebruikswaarde*:

- De gebruikswaarde heeft betrekking op de consumptie of gebruik van natuur via de productie-, regulerende of culturele ecosysteemdiensten. Daarbij kan sprake zijn van directe gebruikswaarde (veelal productie- en culturele ecosysteemdiensten), indirecte gebruikswaarde (veelal regulerende ecosysteemdiensten) of van optiewaarde (de toekomstige directe of indirecte gebruiksmogelijkheden van ecosysteemdiensten en de 'voorraad' biodiversiteit).
- Daarnaast worden niet-gebruikswaarden aan natuur toegekend, die meer controversieel zijn in welvaartsanalyses. Het gaat hierbij om de waarde die een persoon aan natuur hecht, zonder dat deze persoon deze natuur gebruikt. Hierbij worden verschillende soorten waarden onderkend, die evenwel praktisch gezien vaak niet eenduidig onderscheidend resp. overlappend zijn: bestaanswaarde (waarde die gehecht wordt door huidige generaties aan natuur omdat het bestaat), legaatwaarde (waarde die gehecht wordt aan het bestaan van natuur voor toekomstige generaties) en altruïstische waarde (waarde hechten dat anderen gebruik kunnen maken van natuur).

¹⁰ Zie o.a. 'De economische waardering van natuur en milieu in projectevaluaties. Naar een natuurinclusieve MKBA' (LEI, 2003).

Biodiversiteit

Biodiversiteit werkt op meerdere wijzen door in de welvaartsfunctie, de economische waarde van natuur:

- Gebruikswaarde: biodiversiteit beïnvloedt productiediensten via het belang van biodiversiteitsbehoud voor de levering van noodzakelijke regulerende diensten. Ook laten verschillende onderzoeken zien dat culturele ecosysteemdiensten zoals recreatie en de esthetische betekenis van natuur toenemen naarmate de diversiteit aan dieren en planten ook toeneemt (zie ook Bijlage H).
- Niet-gebruikswaarde: biodiversiteit bepaalt in belangrijke mate de niet-gebruikswaarden van natuur (Gantioler et al, 2010). Mensen hechten belang aan het voortbestaan van de diversiteit van dieren en planten of van de ecosystemen waar deze vóórkomen, zonder dat zij deze soorten echt zullen zien of naar deze ecosystemen toe zullen gaan. Zo zijn maatschappelijke zorgen over biodiversiteit, een belangrijke grondslag voor het natuurbeleid, gerelateerd aan de bestaanswaarde van natuur. Daarbij is het achterliggend gevoel dat mensen willen dat de natuur op orde is: dat ze natuurlijk kan functioneren zonder menselijk ingrijpen en met veerkracht en eigen dynamiek.

Ecosystemen kunnen negatieve invloeden op biodiversiteit in een bepaalde mate opvangen, omdat ecologische systemen tot op zekere hoogte resistent zijn tegen externe invloeden. Als echter een grens wordt overschreden, kan het systeem omklappen en de biodiversiteit en ecosysteemdiensten sterk veranderen en afnemen. Om het systeem weer naar de oude staat te herstellen moet het verder hersteld worden dan het punt waarop het systeem in eerste instantie veranderde. Dit worden ook wel 'tipping points' genoemd, waarvan het verschuiven van het evenwicht in ondiepe meren een bekend voorbeeld is (bijvoorbeeld het Veluwemeer¹¹).

Naast de economische waarde kan men ook spreken over de *intrinsieke waarde* van natuur. De intrinsieke waarde heeft geen betrekking op menselijke welvaart of inkomen, maar gaat over het welzijn van planten en dieren zonder waardering van mensen daarover. Het is daardoor een ethisch concept dat er vanuit gaat dat de natuur op zichzelf waardevol is. Deze waarde valt buiten het domein van de MKBA, omdat MKBA's gestoeld zijn op *nut voor mensen* (een antropocentrisch uitgangspunt). De intrinsieke waarde van natuur wordt dus niet meegenomen in een MKBA en valt daarmee ook buiten de scope van deze werkwijzer.

¹¹ Ibelings, B.W., Portielje, R., Lammens, E.H.R.R. et al. Ecosystems (2007) 10: 4. doi:10.1007/s10021-006-9009-4

3 STRUCTURERING MKBA

3.1 Probleemanalyse

Een goede probleemanalyse is noodzakelijk voordat beleidsinterventies worden onderzocht. Daarbij staat de vraag centraal welke knelpunten ontstaan (of welke kansen onbenut blijven) zonder interventie van de overheid.

De algemene MKBA-leidraad (Romijn en Renes, 2013) zegt over de probleemanalyse het volgende:

“De probleemanalyse zorgt ervoor dat de MKBA aansluit op het voorliggende beleidsvraagstuk. Hiertoe richt de probleemanalyse zich op de vraag welk knelpunt ontstaat (of welke kans onbenut blijft) zonder overheidsingrijpen, welk beleidsvraagstuk hieruit voortvloeit en welke kansrijke oplossingen er zijn om het beleidsdoel te bereiken. ... Het is van belang dat de MKBA-opsteller zich ervan vergewist dat de probleemanalyse voldoende aanknopingspunten biedt voor een zinvolle MKBA. Ook moet de MKBA-opsteller nagaan of de opzet van de MKBA aansluit bij de probleemanalyse en of er geen relevante oplossingen over het hoofd zijn gezien. We verbreden daarbij de set van mogelijke oplossingen. ... Het kan een goed idee zijn om de achterliggende mechanismen [met betrekking tot de bijdrage aan de oplossing van een probleem] met de betrokken actoren te bespreken. ... Daarbij komt ook de vraag aan de orde of bij de oplossing van het geconstateerde probleem een rol voor de overheid is weggelegd ... en in het verlengde daarvan de vraag welke overheid dan verantwoordelijk is”.

Meer specifiek komen bij de probleemanalyse de volgende vragen aan bod (Algemene Leidraad, p. 79 e.v.):

- Wat is het probleem: welk knelpunt ontstaat of welke kans blijft onbenut zonder overheidsinterventie? Hoe groot is het knelpunt of de kans? Hoe ontwikkelt het zich naar verwachting in de toekomst? Is sprake van een beschermingsregime (bijvoorbeeld Natura 2000-gebied)? Welke onzekerheden zijn er t.a.v. natuurontwikkeling?
- Wat is de rol van de markt en de overheid bij het oplossen van het knelpunt of het benutten van de kans?
- Welke beleidsdoelen vloeien hieruit voort: wat wil de overheid bereiken?
- Welke oplossingsrichtingen zijn kansrijk om het beleidsdoel te bereiken?
- Zijn alle relevante oplossingen in beeld? Zijn er oplossingsrichtingen over het hoofd gezien? Zijn alle niet-relevante oplossingen geëlimineerd?

De probleemanalyse is in formele zin geen onderdeel van de MKBA. De MKBA-opsteller moet echter wel een duidelijk beeld hebben van de probleemanalyse en nagaan of en hoe deze aanknopingspunten biedt voor het maken van een MKBA die informatie biedt over voorgestelde beleidsmaatregelen (zie hoofdstuk 3.3).

De MKBA-opsteller moet ook nagaan of en hoe de opzet van de MKBA (te onderzoeken beleidsalternatieven, nulalternatief, tijdshorizon, onzekerheden en risico's) aansluit bij de probleemanalyse. Dit kan betekenen dat voor een MKBA een nadere aanscherping van de probleemanalyse nodig is, bijvoorbeeld omdat relevante oplossingsrichtingen over het hoofd zijn gezien of nader geoptimaliseerd kunnen worden. Het kan dan ook nuttig zijn om de MKBA-opsteller mee te laten denken over de probleemanalyse.

Het is verder raadzaam om verschillende maatschappelijke groepen te betrekken bij het opstellen van de probleemanalyse, om de problematiek van zoveel mogelijk kanten te belichten. Hiermee wordt ook duidelijk welke verschillende belangen er spelen en kan worden gestreefd naar consensus over de aard en de ernst van het probleem. In gezamenlijkheid kunnen de kansrijke oplossingen worden verkend. Vanuit die gedeelde probleemanalyse kunnen de verschillende groepen ook worden betrokken bij de opzet van de MKBA, zodat zij – ondanks uiteenlopende belangen – hetzelfde idee hebben over de opzet van de uit te voeren MKBA, en dezelfde verwachtingen over de vragen die met de MKBA worden beantwoord en de soorten kosten en effecten die daarbij in beeld komen. Het is echter de MKBA-opsteller die te allen tijde verantwoordelijk blijft voor de opzet en inhoud van de MKBA.

Voorbeeld 1 Probleemanalyse

MKBA bij de Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer

De Grevelingen en het Volkerak-Zoommeer hebben te maken met een slechte waterkwaliteit. Dit heeft negatieve effecten voor onder andere natuur, recreatie, landbouw en visserij. In de regio Rijnmond-Drechtsteden neemt door klimaatverandering het overstromingsrisico toe. Daarom is besloten tot een rijksstructuurvisie (RGV) voor drie vraagstukken:

1. Het al dan niet zout maken van het Volkerak-Zoommeer in combinatie met het toestaan van beperkt getij om de waterkwaliteit duurzaam te verbeteren.
2. Het al dan niet toelaten van getij in de Grevelingen om de slechte waterkwaliteit door zuurstofloosheid in de diepe delen blijvend te voorkomen.
3. Het al dan niet bergen van overtollig rivierwater in de Grevelingen om het overstromingsrisico tegen te gaan bij een combinatie van storm op zee en hoge rivierafvoeren.

In de probleemanalyse is rekening gehouden met de samenhang tussen deze drie vraagstukken en met mogelijke synergie-effecten met andere publieke en private investeringen. Hierbij gaat het vooral om de mogelijke synergie-effecten met groot onderhoud van dijken, nieuwe investeringen in het kader van het Deltaprogramma en investeringen voor regionale ontwikkeling, zoals voor landbouw, visserij, recreatie, natuur en energievoorziening. Gelet op de grote betrokkenheid van regionale publieke en private partijen, is ook gekeken naar de regionaal-economische welvaartseffecten.

Bron: 1) Stratelligence MKBA bij Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014) en 2) CPB/PBL Second opinion MKBA Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014)

Voorbeeld 2 Probleemanalyse

Openhouden van Jachthaven Schiermonnikoog

Dit project gaat over het uitbaggeren van de jachthaven (havenonderhoud). Het probleem dat moet worden opgelost is de beperkte capaciteit van de haven, waardoor de bereikbaarheid van het eiland voor bewoners, bezoekers en vaarrecreanten in het geding is.

Natuur is een belangrijke randvoorwaarde, omdat de jachthaven in een gebied met meerdere beschermingsregimes ligt: de Waddenzee behoort tot het Europese Natura 2000-netwerk, heeft de werelderfgoed status ontvangen van Unesco en delen ervan hebben de status van Man and Biosphere reservaat. Dit heeft tot gevolg dat strikte voorwaarden gelden voor het verspreiden van de bagger, rekening houdend met wat in het aanwijzingsbesluit N2000 is bepaald. De uitdaging is dan om kosteneffectieve oplossingen te vinden om de jachthaven open te houden die de natuur niet schaden.

Bron: WUR/PBL TEEB voor gebieden: Hoofdstudie. Openhouden Jachthaven Schiermonnikoog (201).

Voorbeeld 3 Probleemanalyse

MKBA Hondbossche en Pettemer Zeewering

De Hondbossche en Pettemer Zeewering vormt een van de acht Zwakke Schakels van de Nederlandse kustverdediging. Op de langere termijn zijn maatregelen nodig om de veiligheid te waarborgen voor de komende 50 jaar. Hierbij is een aantal oplossingsrichtingen bedacht waarbij twee doelen centraal staan:

- Het op peil brengen van de waterveiligheid tegen overstromingen.
- Een verbetering van de ruimtelijke kwaliteit.

Vanuit natuur was een belangrijk aandachtspunt bij de probleemanalyse de dicht bij elkaar liggende verschillende habitats (zandige vooroever, harde zeewering, achterliggende duinen). Deze situatie zou kunnen leiden tot mogelijke ongelijksoortige effecten per habitat (gunstig voor de een, aantasting van de ander). Bij de definiëring van beleidsalternatieven kan hiermee rekening gehouden worden (optimalisering).

Bron: Arcadis MKBA Zwakke Schakel Hondbossche en Pettemer Zeewering (2010).

3.2 Scope

Onderdeel van de afbakening van de MKBA is het bepalen van de scope van de interventie.

De Algemene Leidraad (Romijn en Renes, 2013) stelt dat bij de bepaling van de afbakening de volgende drie vragen van belang zijn (pag. 47):

Wie besluit over een maatregel? Deze vraag gaat om het overheidsniveau waarop de beslissing over een bepaalde beleidsmaatregel wordt genomen.

Wie betaalt de maatregel? Dit gaat over de vraag op welk overheidsniveau de maatregel wordt gefinancierd, hetzij met publieke middelen, hetzij met de inzet van regelmacht en politiek kapitaal.

Wie ondervindt de effecten van de maatregel? Dit gaat over de vraag welke individuen geraakt worden door een maatregel, positief of negatief. Dat gaat naast de effecten van de maatregel ook over de financiering ervan.

De scope dient idealiter zo te zijn afgebakend dat de actoren die besluiten, betalen en de effecten ondervinden binnen dezelfde samenleving vallen. In de meeste gevallen zal dit de Nederlandse schaal zijn. Een MKBA dient dus normaliter op *nationaal niveau* te worden uitgevoerd, zodat voor Nederland als geheel het welvaartseffect van een maatregel wordt bepaald. Dit is geen principiële keuze, maar voor rijksbeleid wel de meest voor de hand liggende. Ook speelt een rol dat veel beleid en projecten vaak worden (mede)gefinancierd door het Rijk waardoor alle belastingbetalers van Nederland meebetalen.

Soms is het zinvol om – aanvullend - ook op andere schaalniveaus deze analyse te doen, op regionaal of lokaal niveau of juist land-overstijgend. Dit heeft vaak een meerwaarde als er ook financieringsvragen aan de orde zijn (wie profiteert resp. draagt de kosten en wie financiert?).

Als een maatregel vooral regionale effecten heeft, kan worden overwogen om de analyse te beperken tot de inwoners van die regio. Dan moet ook de maatregel wel regionaal worden gefinancierd. Doordat de eigen belastingmiddelen van regionale overheden echter beperkt zijn, worden ook regionale maatregelen vaak met rijksgeld gefinancierd en is dus een MKBA op nationaal niveau nodig. Regionale besluiten kunnen suboptimaal zijn vanuit het nationale oogpunt (beleidsconcurrentie). Daarmee moet in een regionale afweging rekening worden gehouden (Algemene Leidraad, p47).

Bij interventies in relatie tot natuur kan sprake zijn van grensoverschrijdende effecten. Immers, biodiversiteit en ecosysteemdiensten houden niet op bij landsgrenzen. Een oplossing hiervoor is om eventuele welvaartseffecten buiten Nederland te behandelen alsof deze in Nederland zouden optreden. Normaal gesproken tellen buitenlandse effecten niet mee in een MKBA op nationaal niveau. Als dergelijke effecten naar verwachting substantieel zijn, is het wenselijk dat ze wel in beeld worden gebracht. Een voorbeeld in relatie tot natuur zijn maatregelen in relatie tot de nationale parken die aan beide kanten van de grens liggen (Grenspark Limburg, Grenspark De Zoom-Kalmthoutse Heide).

3.3 Scenario's

In een MKBA is de bepaling van de autonome ontwikkelingen een belangrijke stap in de analyse. Dit zijn ontwikkelingen die zowel optreden in het nulalternatief (zie hoofdstuk 3.4) als de beleidsalternatieven (zie hoofdstuk 3.5). Op basis hiervan kan de relatieve bijdrage van de te onderzoeken maatregel worden bepaald, gegeven de autonome ontwikkelingen. Een voorbeeld van dergelijke autonome ontwikkelingen zijn de groei en ruimtelijke spreiding van de bevolking: deze zullen in de meeste gevallen niet beïnvloed worden door de te onderzoeken maatregel. Scenario's worden hierbij gebruikt omdat er onzekerheden zijn in de verwachte ontwikkelingen. Met de scenario's worden de ontwikkelingen zichtbaar gemaakt, afhankelijk van de aannames over een aantal sleutelontwikkelingen.

WLO-scenario's

Eind 2015 zijn de nieuwe Welvaart en Leefomgeving (WLO)-scenario's van PBL en CPB verschenen. De WLO-scenario's bieden inzicht in toekomstige knelpunten en kansen en vormen zo een kader om na te denken over (toekomstig) beleid (CPB/PBL, 2015).

In de WLO-scenario's zijn twee zogeheten referentiescenario's ontwikkeld met als kern een verschil in economische groei (Hoog en Laag), met als uitdrukkelijk doel om deze te gebruiken in MKBA's. Het gebruik

van deze scenario's heeft als voordelen dat de kwaliteit is geborgd door uitvoerige analyses, er doorgaans relatief weinig discussie ontstaat over deze scenario's, de MKBA consistent is met andere beleidsanalyses en het gebruik van bestaande scenario's minder werk met zich meebrengt voor de MKBA-opsteller (SEO, 2016). Een ander voordeel is dat er zo voor de beleidsmaker een uniforme basis ontstaat van waaruit projecten beoordeeld kunnen worden op hun bijdrage aan de welvaart. De ontwikkelingen van de WLO-scenario's zijn op zes thema's nader uitgewerkt met aparte analyses:

- Demografie.
- Macro-economische ontwikkeling.
- Regionale ontwikkelingen en verstedelijking.
- Mobiliteit.
- Klimaat en energie.
- Landbouw.

Natuur- en waterkwaliteit in de WLO-scenario's

De kansen voor een verbetering van de natuur- en landschapskwaliteit en de waterkwaliteit zijn in scenario Hoog groter dan in scenario Laag. Dit is een gevolg van het grotere areaal natuur in scenario Hoog dan in Laag, en van de kleinere veestapel die bijdraagt aan verdere verlaging van de milieudruk. Ook het grotere aandeel extensieve melkveehouderij (ten koste van de intensieve veehouderij) kan lokaal leiden tot een verbetering van de natuur- en waterkwaliteit als ze in ecologisch kwetsbaardere gebieden (bijvoorbeeld delen van veenweidegebieden) of nabij steden liggen. Deze opties hebben minder potentieel in scenario Laag. In de intensief beheerde gebieden zullen deze kansen voor wat betreft vermessing niet optreden.

[CPB/PBL: Nederland in 2030 en 2050: Twee referentiescenario's \(2015\)](#)

Aanvullende scenario's

Hoewel sterk aanbevolen, merken we op dat het gebruik van de WLO niet wettelijk verplicht is. De MKBA-opsteller kan in beginsel beargumenteerd afwijken van de WLO-scenario's of *aanvullende scenario's* gebruiken. Dit laatste kan bijvoorbeeld het geval zijn indien de WLO-scenario's te weinig specifiek ingaan op bepaalde aspecten. Voor het thema natuur kunnen aanvullende scenario-analyses dan relevant zijn.

Voor waterkwantiteit gerelateerde maatregelen wijzen we op bijvoorbeeld de [Deltascenario's](#). De vier Deltascenario's geven specifieke, kwalitatieve en kwantitatieve informatie over klimaat, watersystemen, watergebruik en landgebruik. De kwalitatieve informatie bestaat uit verhaallijnen en landkaarten. Deze beschrijven de achtergronden en brengen de samenhang in beeld.

De kwantitatieve gegevens in de Deltascenario's betreffen:

Klimaatverandering (°C)
 Zeespiegelstijging (cm)
 Gemiddelde afvoer Rijn in februari (m³/s)
 Gemiddelde afvoer Rijn in september (m³/s)
 Gemiddelde afvoer Maas in februari (m³/s)
 Gemiddelde afvoer Maas in september (m³/s)
 Extreem hoge afvoer Rijn 1/100 jaar 1 (m³/s)
 Extreem hoge afvoer Maas 1/100 jaar (m³/s)
 Herhalingstijd Rijnafvoer >15.000 m³/s (jaar)
 Herhalingstijd Maasafvoer >3.600 m³/s (jaar)
 Extreem lage afvoer Rijn 1/10 jaar (m³/s)
 Extreem lage afvoer Maas 1/10 jaar (m³/s)
 Droge perioden Rijn (100 dagen aaneengesloten afvoer lager dan 1000 m³/s): herhalingstijd (jaar)
 Droge perioden Maas (50 dagen aaneengesloten afvoer lager dan 25 m³/s): herhalingstijd (jaar)
 Gemiddelde neerslaghoeveelheid winter
 Gemiddelde neerslaghoeveelheid zomer kust binnenland
 Extreme neerslag zomer (dagsom 1/10 jaar) kust binnenland
 Aantal inwoners in Nederland (miljoen)
 Economische groei in Nederland (bbp, %/jaar)
 Verstedelijking (% oppervlak)
 Landbouw (% oppervlak)
 Natuur en recreatie (% oppervlak)

De kwantitatieve informatie in de Deltascenario's betreft ook tijdreeksen van temperatuur, neerslag, rivierafvoeren en geografische informatiebestanden voor ruimtegebruik, bodemdaling en verzilting in Nederland. De databestanden zijn speciaal bedoeld voor gebruik in het kwantitatieve modelinstrumentarium voor beleidskeuzes op de lange termijn (Nationaal Water Model) en het Nationaal Hydrologisch Instrumentarium.

Aanvullend op de Deltascenario's kunnen ook meer gedetailleerde scenariostudies over bijvoorbeeld de ontwikkeling van waterkwaliteit in de [Grevelingen](#), biodiversiteit rond het IJsselmeer et cetera, relevant zijn.

Voor wat betreft de sociaaleconomische en ruimtelijke variabelen die beschikbaar zijn in zowel de WLO-scenario's als andere scenariostudies (bijvoorbeeld economische groei), wordt geadviseerd gebruik te maken van de WLO-scenario's, aangezien deze het meest actueel zijn.

3.4 Nulalternatief

Een MKBA meet en waardeert de verschillen tussen een beleidsalternatief en het nulalternatief (of: referentiealternatief). In die zin is daarom het nulalternatief even bepalend als een beleidsalternatief. Het nulalternatief omschrijft de meest waarschijnlijke ontwikkeling in afwezigheid van het project. Het nulalternatief is dus niet gelijk aan 'niets doen'.

De algemene MKBA-leidraad definieert en omschrijft het nulalternatief als volgt (pag. 76):

“Het nulalternatief is de meest waarschijnlijk te achten ontwikkeling op de voor de MKBA relevante markten in het geval de te beoordelen maatregel niet wordt uitgevoerd. Het nulalternatief wordt in de eerste plaats bepaald door de ontwikkeling van exogene factoren. Hiernaast omvat het nulalternatief bestaand beleid, voorgenomen maatregelen (althans als de uitvoering daarvan vrijwel onontkoombaar is) en kleinere ingrepen die het probleem deels oplossen of mitigeren maar geen zelfstandig beleidsalternatief vormen. “Effecten zijn de verschillen tussen een wereld waarin de maatregel wel is uitgevoerd en een wereld waarin dit niet het geval is. ... Om de omvang van de effecten van een maatregel te meten, is het nulalternatief derhalve even bepalend als het beleidsalternatief.”

Voor de invulling van het nulalternatief geldt volgens de leidraad (pag. 84):

“In de praktijk blijkt het ... handig te zijn om als ijkpunt een alternatief te kiezen dat aansluit bij een notie dat het probleem niet wordt aangepakt, of dat er niet wordt ingegrepen ... Om de relevante ontwikkelingen te ramen kan gebruik worden gemaakt van omgevingsscenario's.”

Het nulalternatief geeft daarmee een zo concreet en kwantitatief mogelijke invulling van de in hoofdstuk 3.1 omschreven probleemanalyse waarin beredeneerd wordt welke knelpunten ontstaan als het probleem niet wordt opgelost.

Aansluitend op de handreikingen van de Algemene Leidraad (p 83 e.v.), betekent dit dat in de praktijk het nulalternatief het volgende omvat:

- **Bestaand beleid:** Dit is inclusief maatregelen waartoe reeds besloten is maar die nog niet van kracht zijn.
- **Voorgenomen maatregelen:** Hierbij gaat het om maatregelen waarvoor de besluitvorming zodanig ver is gevorderd dat invoering in zekere mate onontkoombaar is. Bedenk daarbij dat wat bestuurlijk lijkt vast te liggen, nog niet altijd in het nulalternatief te worden opgenomen. Ook moet worden bedacht dat het voorgenomen beleid soms uiteindelijk niet wordt uitgevoerd.
- **Kleinere ingrepen die het probleem deels oplossen of mitigeren.** Vooral als de verwachting is dat het probleem sterk zal verergeren, is het onwaarschijnlijk dat politiek en samenleving dit ongemoeid zullen laten gebeuren. Het is dan waarschijnlijk dat mitigerende maatregelen zullen worden genomen om de ergste uitwassen van het probleem het hoofd te bieden. Als hiermee in het nulalternatief geen rekening wordt gehouden, is het nulalternatief te krap ingevuld. Een te krappe invulling overschat de ernst van de problematiek en daarmee ook de effecten van de te evalueren maatregelen. Aan de andere kant kan het nulalternatief geen initiatieven omvatten die zo ver gaan dat sprake is van een alternatieve maatregel van ongeveer dezelfde omvang, reikwijdte en oplossend vermogen als de te evalueren maatregel zelf. In welke mate mitigerende maatregelen in het nulalternatief thuishoren (en welke maatregelen dat dan zijn) of dat er sprake is van een beleidsalternatief vraagt om een inschatting van de MKBA-onderzoeker.

Wettelijke verplichtingen omtrent natuur mitigatie en compensatie

Om te voldoen aan de vigerende natuurwetgeving, kan het noodzakelijk zijn om mitigerende en compenserende maatregelen te treffen. In beide gevallen kunnen bestaande oppervlaktes natuur een kwaliteitsimpuls krijgen of nieuwe natuur aangelegd worden. Voorbeelden hiervan zijn het treffen van aanvullende beheermaatregelen in bestaande natuurgebieden, het realiseren van vervangend leefgebied van beschermde soorten of het herplanten van houtopstanden.

Dit soort mitigatie en compensatie kan zowel relevant zijn in het nulalternatief als in de beleidsalternatieven. Omdat het hierbij kan gaan om significante oppervlaktes, is het belangrijk om de natuur die op deze manier aanvullend wordt gerealiseerd, mee te nemen in de MKBA. In Bijlage G staat een overzicht van de relevante groene wetgeving en de bijbehorende compensatie-eisen. Dit overzicht kan als een checklist worden ingezet om te controleren of alle mitigatie en compensatie correct is meegenomen in de MKBA.

Let op dat de mitigatie en compensatie verplichting nog niet altijd concreet ruimtelijk is uitgewerkt, met name in het geval van plannen en beleid die over het algemeen een hoger abstractieniveau hebben. Dit kan een juiste waardering van natuur in de weg staan. Hier kan op twee manieren mee omgegaan worden in de MKBA:

- Op basis van een set aannames de compensatie en mitigatie concreter ruimtelijk uitwerken in het nulalternatief en/of de beleidsalternatieven. Eventueel kunnen verschillende beleidsalternatieven geformuleerd worden op basis van verschillende sets van aannames. Dit kan dan vervolgens de basis vormen voor de waardering van natuur.
- Alleen in het geval het eerste niet mogelijk is: de natuurontwikkeling als gevolg van mitigatie en compensatie als PM-post opnemen. Dit heeft echter niet de voorkeur en dient alleen gedaan te worden indien het maken van aannames om tot een toetsbaar alternatief te komen niet haalbaar is.

Voorbeeld 1 Nulalternatief

MKBA bij de Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer

Het nulalternatief is gedefinieerd als de meest waarschijnlijke ontwikkeling zonder uitvoering van nieuwe maatregelen. Voor de Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer is dat de situatie met een zoet Volkerak-Zoommeer en zonder getij en aanvullende waterberging in de Grevelingen. Dit betekent dat het bestaande waterbeheer wordt voortgezet.

Binnen het nulalternatief (referentiealternatief) zijn twee mogelijke scenario's:

- De waterkwaliteit in het Volkerak-Zoommeer houdt blijvend last van overmatige blauwalgengroei (referentie 1).
- De waterkwaliteit verbetert (referentie 2).

Vanuit het beheerdersperspectief van Rijkswaterstaat wordt verwacht dat de huidige verbetering van de waterkwaliteit van het Volkerak-Zoommeer voortzet op de korte termijn. Echter, op de langere termijn is het risico op terugval groot. In beide gevallen wordt een basispakket zoetwatermaatregelen uitgevoerd voor de Roode Vaart waartoe reeds is besloten. Op het punt van waterveiligheid is waterberging in het Volkerak-Zoommeer in combinatie met verdere dijkversterkingen in Rijnmond-Drechtsteden in de referentie opgenomen.

Bron: Stratelligence, MKBA bij Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014)

Voorbeeld 2 Nulalternatief**Openhouden van Jachthaven Schiermonnikoog**

Het uitbaggeren van de jachthaven Schiermonnikoog is noodzakelijk om de haven op vereiste diepte te houden. Sinds 2007 wordt het baggerslib opgeslagen in een depot op het vaste land, omdat het niet meer toegestaan is het te verspreiden over het wad. Het depot is inmiddels vol geraakt, omdat de gebruiksmogelijkheden van het slib beperkt zijn en de afvoerkosten hoog zijn.

In het nulalternatief wordt de jachthaven niet uitgebaggerd. Hierdoor neemt de capaciteit af. Uiteindelijk leidt dit tot het onder druk staan van de financiële exploitatie van de haven en de inkomsten voor het eiland.

Een 'alternatief' nulalternatief of 'Nul-plus' alternatief had hier wellicht kunnen zijn om heel bescheiden te baggeren om alleen in de behoefte te voorzien in de bereikbaarheid van bewoners en/of te gaan varen met kleinere boten.

Bron: WUR/PBL TEEB voor gebieden: Hoofdstudie. Openhouden Jachthaven Schiermonnikoog (2014).

Voorbeeld 3 Nulalternatief**MKBA Hondbossche en Pettemer Zeewering**

Het nulalternatief in deze studie is de toekomstige ontwikkeling van het plan- en studiegebied zonder dat de voorgenomen activiteit wordt gerealiseerd. In dit geval is dit de huidige situatie van het plangebied. Voor het in kaart brengen van de autonome ontwikkelingen is gebruik gemaakt van de WLO-scenario's (Welvaart en Leefomgeving). Zonder aanpassing van de zeekering is de veiligheid (overstromingskans 1:10.000 jaar) de komende 50 jaar niet gewaarborgd.

Aangezien daarmee in het nulalternatief niet voldaan wordt aan de wettelijke norm voor het plangebied, is de vraag of dit feitelijk een realistisch nulalternatief is. Een andere benadering had geweest als het halen van de wettelijke norm voor het nulalternatief zou zijn ingevuld met minimale middelen of uitsluitend met het 'klassiek versterken' van de bestaande keringen.

Bron: Arcadis MKBA Zwakke Schakel Hondbossche en Pettemer Zeewering (2010).

3.5 Beleidsalternatieven

Op basis van de oplossingsrichtingen geschetst in de probleemanalyse (3.1) worden concrete beleidsalternatieven bepaald. Deze beleidsalternatieven worden in de MKBA vergeleken met het nulalternatief.

Net als bij het nulalternatief, worden de beleidsalternatieven gevormd binnen de context van de relevante scenario's, zoals beschreven bij de probleemanalyse.

Over beleidsalternatieven in een MKBA zegt de Algemene MKBA-leidraad het volgende (pag. 76):

“Beleidsalternatieven bevatten de maatregelen die moeten worden onderzocht. De combinatie van beleidsalternatieven en nulalternatief moet zo zijn gekozen dat de analyse ervan met een MKBA-antwoord geeft op de beleidsvraag. Een beleidsalternatief is gedefinieerd als de kleinste mogelijke verzameling van onderling samenhangende maatregelen die naar verwachting technisch en juridisch uitvoerbaar is, economisch haalbaar is en een aannemelijke relatie heeft met het in de probleemanalyse vastgestelde knelpunt.

... Controleer of de meest relevante oplossingsrichtingen allemaal in beeld zijn gebracht en zijn verwerkt in een geschikt beleidsalternatief. Breng waar nodig nieuwe beleidsalternatieven in.

... Definieer de beleidsalternatieven niet zo ruim dat onrendabele deelmaatregelen meeliften op de rendabele delen van het beleidsalternatief.”

De Algemene Leidraad schrijft ook voor dat beleidsalternatieven gericht moeten zijn op de beleidsdoelstelling, ondeelbaar, technisch en juridisch uitvoerbaar zijn en economisch haalbaar. Hieronder werken we deze eisen verder uit waarbij we de voorschriften uit de Algemene Leidraad toepassen op natuurvraagstukken.

Beleidsalternatieven kunnen betrekking hebben op meerdere soorten ‘oplossingen’:

- *Investerings*: interventies die leiden tot een fysieke vergroting en/of verbetering van het natuurlijk kapitaal, bijvoorbeeld door het realiseren van nieuwe natuur of het wegnemen van drukfactoren die natuurkwaliteit negatief beïnvloeden. Ook kan sprake zijn van investeringen als mitigerende of compenserende maatregel in relatie tot natuureffecten bij ingrepen uit andere beleidsdossiers (bijvoorbeeld infrastructuur).
- *Beleidsinstrumenten*: interventies in de vorm van een aanpassing van randvoorwaarden, prikkels of restricties voor actoren. Het gaat bijvoorbeeld om (aanpassing van) een subsidiestelsel voor groenblauwe diensten of de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS).

De overheid zal soms optreden als directe investeerder, maar vaker zal sprake zijn van het faciliteren van (private) investeerders of het aangaan van een publiek-private samenwerking. In alle gevallen is het wenselijk om uit te gaan van meerdere varianten, waarbij bijvoorbeeld de tijdshorizon van het beleid, de datum van inwerkingtreding, fasering, mate van flexibiliteit (manieren om het beleid tussentijds aan te passen) kunnen worden gevarieerd tussen de varianten.

Stapsgewijze aanpak

Het verdient aanbeveling om beleidsalternatieven stapsgewijs te definiëren. Daarbij kan gestart worden met een aantal kortetermijnmaatregelen met een hoog ‘no regret’ gehalte en daarna als een mogelijk volgende stap lange termijn maatregelen. Compensatie of voorkómen van onbedoelde schade is vaak zo’n korte termijn / ‘no regret’ alternatief.

In de [Kosteneffectiviteitsanalyse IJsselmeergebied \(CPB\)](#) zijn in de kosten van de verschillende projectalternatieven de kosten voor natuurcompensatie bij peilstijging meegenomen. Hierbij worden twee alternatieven onderscheiden: beschermen van de ondiepe zones tot 100 cm door opspuiten van zand en compenseren door aankoop van landbouwgrond. Over het algemeen kunnen (natte) oevervegetaties opnieuw worden aangelegd. Dit geldt echter niet voor de trilvenen van de Makkumerwaard, waarvan het verlies bij hoge peilopzet veel moeilijker is te compenseren; bescherming, bijvoorbeeld door zandsuppletie, verdient dan de voorkeur. Door dergelijke beschermende of compenserende maatregelen zullen de negatieve effecten op natuur door peilstijging gering of geheel afwezig zijn.

Voor de effecten van veranderend peilbeheer op vismigratie zijn geen compenserende maatregelen in de kostenraming meegenomen. Dit kan vaak door beperkte investeringen, zoals een vispassage, worden ondervangen.

Toets 1: is het beleidsalternatief ondeelbaar?

In een MKBA kunnen meerdere beleidsalternatieven naast elkaar worden opgesteld. Daarbij is het noodzakelijk om niet direct al 'pakketten van maatregelen' samen te stellen, maar in eerste instantie elke maatregel afzonderlijk als beleidsalternatief mee te nemen in de MKBA. Dit wordt gegarandeerd door na te gaan of het beleidsalternatief 'ondeelbaar' is dan wel in kleinere pakketten kan worden opgeknipt.

Er kan een spanning bestaan tussen de analytisch optimale aanpak en politiek-bestuurlijke overwegingen bij het samenstellen van (integrale) pakketten. Deze wordt ook besproken in de Algemene Leidraad MKBA.¹²

Er kan synergie optreden tussen beleidsalternatieven. Hierdoor kan het nuttig zijn om naast een MKBA van individuele maatregelen ook een MKBA van het gehele pakket uit te voeren.

Toets 2: is het beleidsalternatief technisch en juridisch haalbaar?

De technische en juridische haalbaarheid zijn op te vatten als randvoorwaarden waaraan een beleidsalternatief moet voldoen. De Algemene Leidraad stelt dat de technische en juridische haalbaarheid door externe deskundigen kan worden getoetst. De MKBA-opsteller moet vervolgens wel de plausibiliteit van een dergelijke beoordeling controleren.

Hierbij moet ook worden gekeken naar de randvoorwaarden waarbinnen de voorgenomen interventie(s) uitgevoerd moeten worden. Bij veel natuur- en milieubeleid is vooral de Europese context belangrijk resp. het betreffende beschermingsregime. Denk hierbij aan de Wet Natuurbescherming, het Natuurnetwerk Nederland, de Kaderrichtlijn Water en de Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Zie Bijlage G voor een overzicht van de Nederlandse beschermingsregimes voor natuur. Met name in het geval van ingrepen die van invloed zijn op beschermde gebieden (Natura 2000, Natuurnetwerk Nederland) of leefgebieden van beschermde soorten (onderdeel soortenbescherming van de Wet Natuurbescherming), kan mitigatie of compensatie van natuur aan de orde zijn.

Alternatieven moeten in beginsel voldoen aan de juridische randvoorwaarden (tenzij het aanpassen van de juridische randvoorwaarden juist onderwerp van het onderzoek is), met dien verstande dat daar onder voorwaarden van kan worden afgeweken als er een groot maatschappelijk belang mee gediend is of het mogelijk is de schade te compenseren.

Eenzijds kunnen op bovenstaande gronden beleidsalternatieven afvallen of aangepast worden om te voldoen aan de randvoorwaarden. In de MKBA moet dan duidelijk zijn hoe het juridisch kader (t.a.v. natuur) doorwerkt in het project en wat dat betekent voor de inrichting van de maatregelen. Anderzijds bestaat de vrijheid om in een MKBA ook beleidsalternatieven te evalueren die (nog) niet (geheel) voldoen aan de vigerende wet- en regelgeving. Het resultaat van die analyse kan namelijk aanleiding zijn om aanspraak te kunnen maken op 'afwijking vanwege groot maatschappelijk belang'.

Toets 3: is het beleidsalternatief economisch efficiënt? Kan er geoptimaliseerd worden?

Bij de formulering van de beleidsalternatieven moet ook worden gekeken naar de economische efficiëntie. Deze randvoorwaarde is minder hard dan bijvoorbeeld de technische en juridische haalbaarheid, want voor meerdere uitleg vatbaar.

Waar het om gaat is dat op basis van een inschatting van de baten van een project vooraf besloten kan worden om bepaalde beleidsalternatieven aan te passen of te vervangen door alternatieven waarvan a-priori beredeneerd kan worden dat deze tot hogere natuurbaten of lagere uitvoeringskosten leiden.

In feite spreken we dan over de mogelijkheden van *optimalisering* van de beleidsalternatieven. Zeker voor het vormgeven en/of bijlijpen van de beleidsalternatieven in het kader van de projecttypen 1 ('natuur als doelstelling') en projecttype 2 ('natuur als oplossing') is dit aan te bevelen. Voor het aanreiken van potentiële verbeteringen t.a.v. natuurbaten is de inzet van ecologische kennis noodzakelijk (zie verder hoofdstuk 4 en hoofdstuk 5).

¹² Zie ook voetnoot 13, bij voorbeeldbox 1.

Voorbeeld 1 Beleidsalternatieven

MKBA bij de Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer

De beleidsalternatieven zijn combinaties van de referentie (zie het nulalternatief) en in totaal drie bouwstenen. Voor de waterkwaliteit zijn er twee bouwstenen met maatregelen voor:

1. Zout water en beperkt getij in het Volkerak-Zoommeer (bouwsteen 1).
2. Beperkt getij in de Grevelingen (bouwsteen 2).

Op het schaalniveau van de Rijn-Maasdelta draait het om de bouwsteen voor:

3. Aanvullende waterberging in de Grevelingen (bouwsteen 3).

Door de bouwstenen te combineren met de referentie ontstaan acht alternatieven, zoals weergegeven in onderstaand figuur. De alternatieven zijn echter niet altijd exacte optelsommen van de bouwstenen. Alternatief A is het referentiealternatief (nulalternatief) en bevat geen van de bouwstenen.

Bouwsteen:								
1: Volkerak-Zoommeer Zout en getij		1		1	1		1	1
2: Grevelingen getij			2	2	2	2		2
3: Grevelingen waterberging					(o)	3 (s)	3 (s)	3 (o)
Alternatief:	A	B	C	D	E	F	G	H

Overzicht alternatieven op basis van de bouwstenen, met daarbij aangegeven of sprake is van een open (o) of afsluitbare (s) verbinding in de Grevelingendam

In de second opinion van CPB/PBL wordt m.b.t. toets 1 (ondeelbaarheid) de combinatie van beleidsalternatieven ter discussie gesteld. In de concept MKBA blijkt het project 'Extra zoetwatervoorziening voor de landbouw rond het Volkerak-Zoommeer' een zelfstandig rendabele investering te zijn. Daarom moet dit project eigenlijk afzonderlijk worden gepresenteerd. In de besluitvorming is dit project echter verbonden aan het zout maken van het Volkerak-Zoommeer om de landbouw te compenseren voor de negatieve gevolgen van het zout maken van het Volkerak Zoommeer. De twee verschillende projectalternatieven (extra zoetwatervoorziening voor de landbouw en zout water met getij in het Volkerak-Zoommeer) worden in de concept MKBA in één variant gepresenteerd. Uit de analyse blijkt echter dat er inhoudelijk nauwelijks een relatie is. Veruit het grootste deel van de baten van verbetering van de zoetwatervoorziening rond het Volkerak-Zoommeer heeft geen relatie met het zout maken van het Volkerak-Zoommeer. In de concept MKBA wordt dit echter niet helder vermeld en dat suggereert dat beide alternatieven niet zelfstandig uitgevoerd kunnen worden. Hierdoor ontstaat geen goed beeld van de beleidskeuzes.

In de definitieve MKBA wordt hierover opgemerkt, dat vooraf niet duidelijk was dat de genoemde maatregelen losstaand een positief MKBA-saldo zouden hebben. Van dit inzicht, dat door de uitgevoerde MKBA is ontstaan, kan gebruik worden gemaakt bij de uiteindelijke beleidskeuze.

Hoewel een alternatieve zoetwatervoorziening zodanig kan worden uitgevoerd dat ze eigenstandig rendabel is, wordt de meekoppeling met de afweging over (zout maken van) het Volkerak-Zoommeer als een politiek-bestuurlijke kans beschouwd in het proces van de Rijksstructuurvisie. Deze spanning tussen een analytisch optimale aanpak en politiek-bestuurlijke overwegingen wordt ook besproken in de Algemene Leidraad MKBA¹³.

Bron: 1) CPB/PBL, *second opinion bij concept MKBA Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014)* en 2) Stratelligence, *MKBA bij Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014)*

¹³ Zie pag. 88 en voetnoot 47 van de Algemene Leidraad MKBA: "Er bestaat een spanning tussen de politieke noodzaak om in samengestelde of integrale pakketten uitruilen te bewerkstelligen en de analytische noodzaak om elk onderdeel op zijn eigen waarde te schatten. Door in een MKBA de verschillende onderdelen apart te onderzoeken, kan de politiek de bedoelde uitruilen op een transparante manier vorm geven."

Voorbeeld 2 Beleidsalternatieven

Openhouden van Jachthaven Schiermonnikoog

In de studie zijn beleidsalternatieven opgesteld in relatie tot de bestemming en het transport van de bagger. Uit een verkenning van DLG (DLG, 2012) blijkt er twee opties te zijn. Een optie waarbij de bagger in de Waddenzee wordt geloosd en een waarbij met het baggerslib een vooroever of vogeleiland wordt aangelegd in de kwelder naast de jachthaven. De twee beleidsalternatieven zijn dus:

1. Planvariant: Lozen op stroom.
2. Ecosysteemdienstenvariant: Aanleg vooroever met transport van bagger per vrachtwagen (2a) of transport van de bagger via een persleiding (2b).

De analyse zoomt zowel in op de kosteneffectiviteit van beide alternatieven, als wat deze alternatieven betekenen voor de ecosysteemdiensten in het gebied. Het uitgangspunt is om kosteneffectieve oplossingen te vinden om de jachthaven open te houden die de natuur niet schaden.

Werkzaamheden	Ontwikkelingsvariant		
	1 Plan: 'Lozen op stroom'	2a Ecosysteemdiensten Aanleg vooroever Transport per as	2b Ecosysteemdiensten Aanleg vooroever Transport via persleiding
Baggerwerkzaamheden	Baggeren vaargeul en haven	Baggeren vaargeul en haven	Baggeren vaargeul en haven
Bestemming van de bagger	Lozen van bagger in 'Het gat van Schiermonnikoog' door 'mee te liften' met baggerwerken van Rijkswaterstaat	Stort van bagger tussen de veerdam en de jachthaven	Stort van bagger tussen de veerdam en de jachthaven
Transport bagger	Afvoer via schip	Storten bagger in depot en vervolgens per tractor of vrachtauto naar de vooroever	Via persleiding rechtstreeks naar de vooroever
Vasthouden bagger	n.v.t.	Aanleg en onderhoud kwelderwerken (rijshouten dammen)	Aanleg en onderhoud kwelderwerken (rijshouten dammen)
Inrichting en beheer	n.v.t.	Inrichting en beheer van de vooroever	Inrichting en beheer van de vooroever

De studie gaat niet in op wat het kernprobleem is, namelijk de verminderde capaciteit van de haven en de verminderde bereikbaarheid als gevolg daarvan. Beleidsalternatieven die dit probleem kunnen oplossen zijn dan de haven uitbaggeren, de haven gedeeltelijk onderhouden en een lagere capaciteit overhouden, inzet van kleinere boten, een andere haven openen of in gebruik nemen (vaarrecreatie). Niet de varianten in het opruimen van de bagger. De studie was echter vooral uitgevoerd om te testen wat je met waarderen van ecosysteemdiensten in een MKBA kon doen en niet zozeer om een MKBA volgens de regelen der kunst uit te voeren. Het was ook geen directe onderzoeksvraag van Schiermonnikoog die in hun besluitvorming is meegenomen.

Bron: WUR/PBL TEEB voor gebieden: Hoofdstudie. Openhouden Jachthaven Schiermonnikoog (2014).

Voorbeeld 3 Beleidsalternatieven

MKBA Hondbossche en Pettemer Zeewering

Er zijn verschillende beleidsalternatieven gedefinieerd om het waterveiligheidsprobleem bij Hondbossche en Pettemer Zeewering op te lossen. Deze alternatieven verschillen in kosten en maatschappelijke effecten (ruimtelijke kwaliteit, toerisme, milieu etc.). De volgende beleidsalternatieven zijn onderzocht:

- Traditionele kruinverhoging aangevuld met een damwand bij Petten.
- Zeewaarts consolideren met stabiliteitsberm binnentalud en met damwand bij Petten.
- Zeewaarts consolideren met waterkerend duin.
- Landwaarts consolideren met kruinmuur, stabiliteitsberm (Hondbossche) en bij Petten een damwand, verruwing van het gehele buitentalud (Pettemer Zeewering) en verruwing van het ondertalud (Hondbossche Zeewering).
- Beperkte kruinverhoging met uitbouw van het ondertalud, met stabiliteitsberm en bij Petten een damwand.

Daarnaast zijn ruimtelijke bouwstenen ontwikkeld die gecombineerd kunnen worden met de bovengenoemde beleidsalternatieven. Deze ruimtelijke bouwstenen hebben overwegend een toeristisch-recreatieve invalshoek (klimduin, parkeermogelijkheden, extra strandopgang etc.).

Bij de formulering van deze beleidsalternatieven kunnen de volgende observaties resp. kanttekeningen geplaatst worden:

- De invalshoek van de alternatieven is primair gericht op het realiseren van waterveiligheid.
- 'Natuur als oplossing' komt niet heel sterk naar voren, ook niet in de zeewaartse alternatieven.
- Er is geen vertaalslag gemaakt naar ecosysteemdiensten.

Bron: Arcadis MKBA Zwakke Schakel Hondbossche en Pettemer Zeewering (2010).

3.6 Afbakening van markten

Het is van belang de relevante markten af te bakenen voor de analyse van de effecten van een verandering van natuur. Bij het uitvoeren van de MKBA kunnen namelijk dubbeltellingen ontstaan, als deze afbakening niet juist gebeurt. Het gaat dan om het onderscheid tussen directe en indirecte effecten. De Algemene Leidraad (p. 63 e.v.) stelt hierover:

Directe effecten zijn effecten die optreden op de markt(en) waar de ingreep plaatsvindt. De directe effecten werken door naar alle andere markten in de economie. Deze doorwerkingen naar andere markten worden indirecte effecten genoemd.

Het afbakenen van voor de MKBA relevante markten komt neer op het maken van een onderscheid tussen indirecte effecten die relevant zijn voor de analyse en erin worden meegenomen, en indirecte effecten waarvoor dit niet geldt.

Relevante indirecte effecten omvatten in ieder geval de doorwerking op markten met significante gevolgen voor de welvaart. Dit is het geval als een indirecte effect substantieel is en optreedt op een markt waar sprake is van marktfalen. Het indirecte effect heeft dan mogelijk additionele welvaartseffecten doordat bestaande marktinefficiënties worden verkleind of vergroot. We spreken dan van additionele indirecte effecten. Additionele indirecte effecten zijn altijd relevant voor een MKBA en moeten dus worden meegenomen. Indirecte effecten die optreden op redelijk goed functionerende markten, hebben *geen* additionele invloed op de welvaart. Hier is sprake van doorgegeven indirecte effecten. Deze kunnen niet worden opgeteld bij de directe effecten. Dit leidt namelijk tot een dubbeltelling.

In de analyse moet worden gelet op de aard van de primaire markt, waarop de *directe* effecten van een maatregelen ingrijpen: is sprake van een marginale verandering, waardoor geen prijseffect zal optreden of niet? Indien niet, moet met bijgestelde marktprijzen rekening gehouden worden.

Verder is - in de Nederlandse context - meestal *geen* sprake van een situatie waarin additionele indirecte effecten te verwachten zijn, gelet op de voorwaarden van verwachte omvang van effecten en vóórkomen van marktfalen. In de MKBA-praktijk zien we echter regelmatig indirecte effecten opduiken. In het geval van MKBA's op het terrein van natuur, komt dit vooral voor bij effecten in de sector landbouw. Naast de directe effecten (verandering in volume opbrengsten), worden ook indirecte effecten op de aan landbouw gerelateerde bedrijven (keten) meegenomen, meestal in termen van omzet/toegevoegde waarde en/of werkgelegenheid. Dit zijn echter vrijwel nooit *additionele* effecten, maar *doorgegeven* indirecte effecten. Zie onderstaand voorbeeld.

Voorbeeld 1 Afbakening markt/ directe en indirecte effecten

MKBA bij de Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer

De *directe* effecten van een verbeterde zoetwatervoorziening voor de landbouw komen tot uitdrukking in een stijging van de prijs van landbouwgrond (ruim 17 duizend hectare) met circa 9%, in totaal circa 90 miljoen euro. Extra aanbod zal normaal gesproken leiden tot een prijsdaling. Voor de landbouwbaten van extra fruit en groente door betere zoetwatervoorziening voor de landbouw rond het Volkerak-Zoommeer is terecht geen rekening gehouden met prijsdaling, omdat de hoeveelheden extra fruit en groente zeer gering zijn in vergelijking met het aanbod op de Nederlandse markt en zeker in vergelijking met de wereldmarkt hierin.

Als veruit belangrijkste direct effect van het zout maken van het Volkerak-Zoommeer en introductie van beperkt getij in de Grevelingen worden in de concept MKBA extra opbrengsten uit mosselkweek gepresenteerd, in totaal 148 miljoen euro, uitgaande van bestaande prijzen en winstmarges.¹⁴ Bij de extra mosselkweek is de marktsituatie echter geheel anders dan bij de landbouw. Het gaat hier om een vergroting van het Nederlandse aanbod van verse mosselen met 20% en op de wereldexportmarkt van verse mosselen is Nederland dominant met een aandeel van 50%. Vergroting van het Nederlandse aanbod van verse mosselen met 20% is dus zeker geen marginale verandering en betekent normaal gesproken dat de afzetprijs moet worden verlaagd. Dit heeft volgens CPB/PBL twee negatieve effecten voor de winst van alle Nederlandse mosselkwekers tezamen: niet alleen wordt de winstmarge op het extra aanbod lager dan de huidige winstmarge, maar ook wordt de overwinst van de 'reeds bestaande' mosselkweek verlaagd. Per saldo kan de totale winst van de Nederlandse mosselkwekers daarom afhankelijk van de veronderstellingen zelfs fors dalen door het extra aanbod.

In de MKBA is er echter van uitgegaan dat er geen sprake is van een perfecte mosselmarkt door het bijna monopolie in België, het aanbodtekort en het ontbreken van vrije markttoegang. Daarom is verondersteld dat een prijsdaling niet waarschijnlijk is of beperkt blijft. Deze discussie geeft aan dat steeds goed gekeken moet worden naar de feitelijke marktcondities.

Naast directe landbouwbaten worden in de concept MKBA ook positieve *indirecte* effecten via de Nederlandse voedselverwerkende industrie (het agrocomplex) opgevoerd. Het gaat hier om de indirecte effecten van extra mosselkweek en landbouwbaten door betere zoetwatervoorziening (in totaal 106 miljoen euro volgens de concept MKBA). Deze indirecte effecten zijn bestedingseffecten en geen welvaartseffecten en de maatschappelijke baten zijn daarom volgens het CPB en PBL nihil. De werkgelegenheid die ontstaat door extra (landbouw)activiteiten verdringt andere werkgelegenheid en verlaagt niet de structurele werkloosheid. Ook het aantrekken van extra werknemers uit andere landen zorgt ervoor dat er niet alleen extra baten ontstaan, maar ook extra kosten. Per saldo zullen de indirecte welvaartseffecten dus nihil zijn.

Bron: 1) CPB/PBL, second opinion concept MKBA Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014) en 2) Stratelligence, MKBA bij Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014).

Dit wil overigens niet zeggen dat doorgegeven indirecte effecten in het geheel niet in de MKBA opgenomen zouden moeten worden. Zoals ook gesteld in de Algemene Leidraad (p63 e.v.) leiden deze effecten, als ze omvangrijk zijn, wel tot een *herverdeling* van de welvaartswinsten en -verliezen tussen verschillende groepen. Het in beeld brengen van de (her)verdeling van winsten en verliezen is wel van belang en gebeurt in de presentatie van de resultaten van de MKBA (zie verder in hoofdstuk 9.2).

3.7 Rule of half

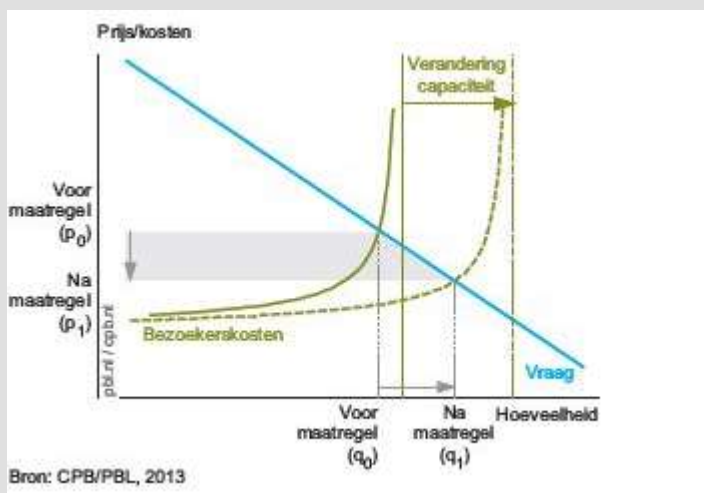
Zoals gesteld in de Algemene Leidraad (p 49/50), heeft een beleidsmaatregel welvaartseffecten doordat deze de keuzemogelijkheden van individuen beïnvloedt. Die beïnvloeding komt tot uitdrukking door veranderingen in de geconsumeerde volumes en door veranderingen in de daarvoor toerekenbare kosten of prijzen op markten. Het welvaartssaldo (MKBA-saldo) daarvan kan worden vastgesteld als de som van de

¹⁴ In het kader op pag. 91-95 van de MKBA zijn de gehanteerde uitgangspunten voor de inschatting van de te verwachten baten van uitbreiding van het areaal voor schelpdiervisserij toegelicht.

veranderingen in de consumentensurplussen op de verschillende markten die door de maatregel worden beïnvloed. Beleidsmaatregelen kunnen op verschillende manieren effect hebben op markten en daarmee op het consumentensurplus. Het kan gaan om een verlaging of verhoging van de prijs, of om een beperking of uitbreiding van het aanbod.

In de Algemene Leidraad (p. 51) staat een voor deze werkwijzer interessant voorbeeld, namelijk het bepalen van de welvaartswinst bij een toename van ecosysteemdiensten vanwege uitbreiding van bosareaal.

Bezoekers van het bos consumeren deze diensten (recreatie) en hebben daar een bepaalde betalingsbereidheid voor. De bezoekers van het bos hoeven geen prijs te betalen voor het bezoek: iedereen heeft vrij toegang. Er is echter wel sprake van bezoekerskosten in de vorm van de reistijd die nodig is om het bos te bereiken. Deze kosten nemen toe naarmate er meer bezoekers zijn (verder lopen vanaf de parkeerplaats, langer in de file staan tot de parkeerplaats). Bovendien neemt door drukte de kwaliteit van de ecosysteemdiensten af. Om eenzelfde nut van het bezoek te bereiken moeten de bezoekers hogere kosten maken, bijvoorbeeld door langer in het bos te verblijven. Dit is weergegeven in de gekromde bezoekerskostenlijnen in onderstaand Figuur 2.



Figuur 2 Verandering consumentensurplus bij een aanbodvergroting

Een maatregel gericht op het bevorderen van natuurwaarden zorgt ervoor dat het bos groter wordt en/of beter van kwaliteit. Het bos kan daardoor meer ecosysteemdiensten genereren. Figuur 2 laat zien wat dit betekent voor de welvaart (afgezien van het effect op andere markten). Doordat de capaciteit van het bos om ecosysteemdiensten te genereren toeneemt, nemen de bezoekerskosten af (de kwaliteit neemt immers toe). De geconsumeerde hoeveelheid diensten van het bos stijgt van q_0 naar q_1 en de bezoekerskosten dalen van p_0 naar p_1 . Het gearceerde oppervlak geeft de daarmee gepaard gaande welvaartswinst aan (extra consumentensurplus). Dit oppervlak kan worden berekend met de *rule of half* (halveringsregel).

Een prijsdaling of aanbod uitbreiding leidt tot een toename van de consumptie (vice versa), hetgeen bijdraagt aan de totale welvaartsverandering. De eerste extra eenheid die wordt geconsumeerd kent een surplus dat (bijna) gelijk is aan het prijsvoordeel voor het oude consumptieniveau. De laatste extra eenheid die wordt geconsumeerd kent een surplus dat bijna gelijk is aan nul. Tussen deze twee punten wordt vaak een lineair verloop van betalingsbereidheden verondersteld zoals aangegeven in Figuur 2 in bovenstaand voorbeeld.

Het berekenen van de welvaartsbatens gebeurt met behulp van de 'rule of half' of 'halveringsregel'. Deze formule is de standaard bij het bepalen van de welvaartsbatens van maatregelen. De formule voor het berekenen van het gearceerde oppervlak luidt:

$$(p_0 - p_1)q_0 + \frac{1}{2}(p_0 - p_1)(q_1 - q_0) = \frac{1}{2}(p_0 - p_1)(q_1 + q_0).$$

4 FYSIEKE NATUUREFFECTEN

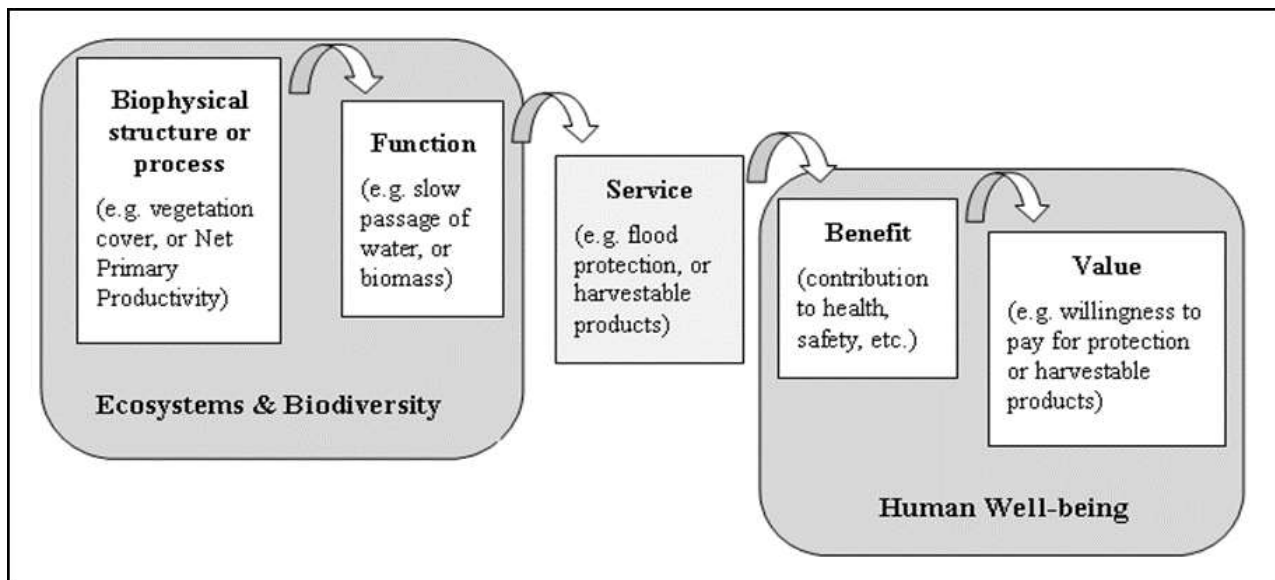
Het goed aangeven van de maatschappelijke kosten en baten van veranderingen in natuur in een MKBA staat of valt met een goede inschatting van de fysieke natuureffecten. Hierbij gaat het erom aan te geven hoe verschillende onderdelen van natuur worden beïnvloed door interventies:

- Hoe zit het beïnvloede ecosysteem in elkaar?
- Wat zijn de sleutelfactoren in het ecosysteem die door de interventie worden beïnvloed (zoals processen, kwaliteit, kwantiteit)?
- Hoeveel natuur (kwaliteit, kwantiteit) wordt op wat voor wijze beïnvloed?
- Wat betekent dit voor ecosysteefuncties, zoals bodemvruchtbaarheid of waterkwaliteit?

Om te beginnen wordt een overzicht gegeven van de acties die gedaan moeten worden om de stap te maken van fysieke natuureffecten naar welvaartseffecten. Deze acties worden in dit hoofdstuk, maar ook in de navolgende hoofdstukken 5 (ecosysteemdiensten) en 6 (waarderen van ecosysteemdiensten) verder uitgewerkt.

4.1 Van fysieke natuureffecten naar welvaartseffecten: overzicht

In Figuur 3 is schematisch weergegeven hoe de weg verloopt van fysieke effecten natuureffecten naar gemonetariseerde welvaartseffecten in relatie tot natuur.



Figuur 3 Van fysieke natuureffecten (die leiden tot veranderingen van de biofysieke structuren en/of processen) naar gemonetariseerde welvaartseffecten (Uit: Potschin & Haines-Young, 2011)

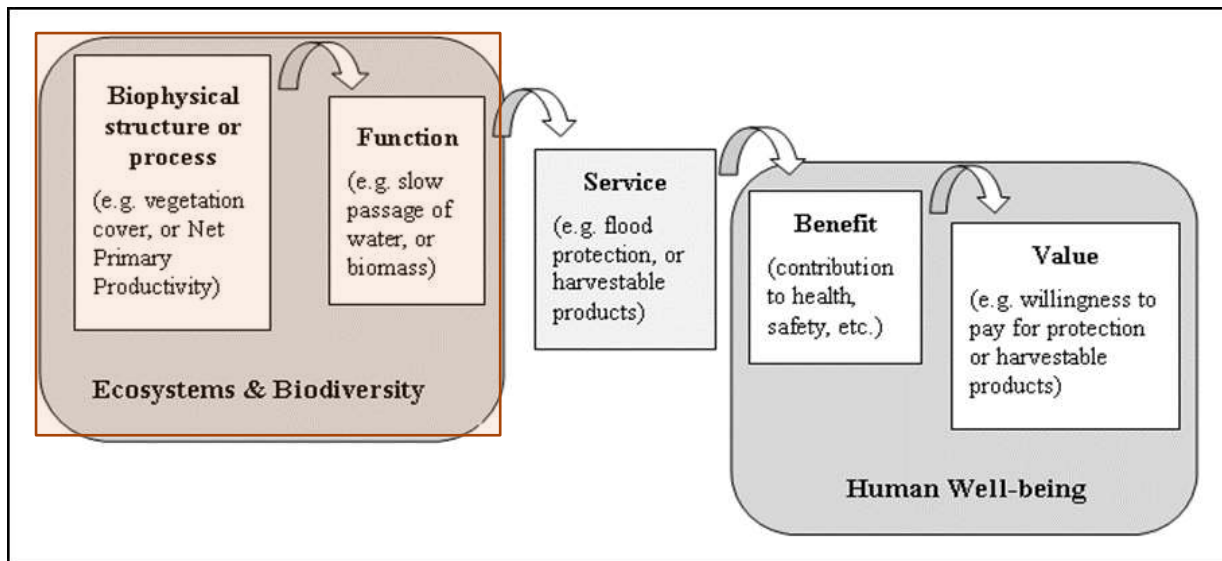
In deze werkwijzer is een stappenplan ontwikkeld (zie Tabel 2) waarmee bovenstaand schema wordt geconcretiseerd en waarin duidelijk wordt gemaakt hoe fysieke natuureffecten leiden tot welvaartseffecten. Daarbij is gebruik gemaakt van de werkwijzer uit 2004 en suggesties uit de (internationale) literatuur (zoals Haines-Young & Potschin, 2010, De Groot et al, 2010).

Tabel 2 Acties om van fysieke natuureffecten tot welvaartseffecten te komen.

Actie	Nulalternatief	Beleidsalternatieven
Bepalen van fysieke natuureffecten en welvaartseffecten door veranderingen in ecosysteemdiensten en biodiversiteit		
A	De huidige staat van natuur in het beïnvloedingsgebied (= gebied waar fysieke effecten plaatsvinden) in beeld brengen, in termen van landgebruik en kwaliteit daarvan. Zie hoofdstuk 4.2.	Per alternatief de voorgenomen fysieke natuureffecten in beeld brengen, in termen van verandering van landgebruik en verandering van kwaliteit binnen een landgebruikscategorie. Zie hoofdstuk 4.2.
B	Per landgebruikscategorie de relevante ecosysteemdiensten identificeren (materialiteitsmatrix). Hierbij is het van belang dat onderscheid gemaakt wordt tussen intermediaire diensten en finale diensten. Zie hoofdstuk 5 .	Per nieuwe of veranderde landgebruikscategorie de relevante ecosysteemdiensten identificeren (materialiteitsmatrix). Hierbij is het van belang dat onderscheid gemaakt wordt tussen intermediaire diensten en finale diensten. Zie hoofdstuk 5 .
C	Van de relevante finale ecosysteemdiensten (en waar nodig: de intermediaire) de kwalitatieve of, bij voorkeur, kwantitatieve geleverde ecosysteemdiensten bepalen. Waar dit (deels) niet mogelijk is, kan aanvullend de biodiversiteit apart gekwantificeerd worden. Zie hoofdstuk 5 .	Per alternatief van de relevante finale ecosysteemdiensten (en waar nodig: de intermediaire) de kwalitatieve of, bij voorkeur, kwantitatieve geleverde ecosysteemdiensten bepalen. Waar dit (deels) niet mogelijk is, kan aanvullend de biodiversiteit apart gekwantificeerd worden. Zie hoofdstuk 5 .
Vergelijken en monetariseren van welvaartseffecten		
D	De verschillen in geleverde finale ecosysteemdiensten en/of biodiversiteit tussen de nulsituatie en de alternatieven in beeld brengen	
E	Het waarderen van de verandering in finale ecosysteemdiensten door de betalingsbereidheid voor de finale ecosysteemdienst te bepalen. Zie hoofdstuk 6 .	
F	Controlestep of alle relevante ecosysteemdiensten in de analyse zitten en of er geen sprake is van dubbeltellingen. Zie hoofdstuk 6 .	

4.2 Actie A: bepalen van fysieke natuureffecten

In Actie A richten we ons op het nader bepalen van de fysieke natuureffecten, het linkerdeel van het schema.



Figuur 4 Vaststellen van fysieke natuureffecten (Uit: Potschin & Haines-Young, 2011)

In deze actie wordt de aanwezige natuur ingedeeld in landgebruiksklassen (op basis van landgebruik of aanwezige ecosystemen), hetgeen de basis vormt voor de analyse van de geleverde ecosysteemdiensten. Hierbij is het in eerste instantie zaak om het beïnvloedingsgebied goed af te bakenen. Dit is het gebied waar fysieke natuureffecten verwacht worden in milieu/watercondities of landgebruik/ecosysteemtype en waar dus veranderingen in ecosysteemdiensten kunnen optreden. Een juiste afbakening van dit gebied is dan ook zeer bepalend voor de benodigde inspanning voor de MKBA en de bruikbaarheid van de uitkomst ervan.

De fysieke effecten kunnen op hoofdlijnen ingedeeld worden in twee typen, namelijk de *bedoelde* effecten en de *onbedoelde* effecten. Dit is geen 'harde' indeling, maar bedoeld als hulpmiddel om de fysieke effecten zo nauwkeuring mogelijk in beeld te brengen. Beide effecttypen zullen in de volgende secties nader beschreven worden met aanknopingspunten om de effecten te kwantificeren.

4.2.1 Bedoelde fysieke natuureffecten

Bedoelde fysieke natuureffecten zijn hoofdzakelijk aan de orde bij twee van de drie typen ingrepen, zoals beschreven in hoofdstuk 1.3, namelijk ingrepen vanuit het beleidsdomein natuur en ingrepen vanuit andere beleidsdomeinen waarbij sprake is van bedoelde (positieve) natuureffecten. Echter ook bij het derde type, ingrepen op het vlak infrastructuur, landbouw of ruimtelijke ordening, kunnen bedoelde fysieke effecten optreden. Dit is bijvoorbeeld het geval bij de realisatie van natuur- en watercompensatie of aanleg van groengebieden als onderdeel van stedelijke ontwikkeling.

Bedoelde fysieke natuureffecten zijn bijna uitsluitend positieve fysieke effecten op natuur. Beleid of projecten zullen immers zelden als doel hebben om natuur negatief te beïnvloeden. Zelfs in het geval van bijvoorbeeld schadebestrijding of visserij, die een nauwe samenhang hebben met natuur, is niet het doel om natuur negatief te beïnvloeden. De eventuele niet bedoelde negatieve fysieke effecten die als gevolg van dit type ingrepen optreedt staan beschreven in de volgende sectie.

De bedoelde fysieke natuureffecten kunnen op hoofdlijnen ingedeeld worden in twee typen, namelijk vergroting van het oppervlak natuur of verandering van de kwaliteit van natuur. Deze twee typen worden hieronder kort nader toegelicht.

Vergroting oppervlak natuur

Vergroting van het oppervlak van natuur vindt plaats door de aanleg van groene en blauwe natuur. Om effecten te kwantificeren is het belangrijk de effecten uit te drukken in termen van oppervlak en type. Het type waarin dit uit kan worden gedrukt staat nader beschreven in paragraaf 4.2.3:

Vergroting van het oppervlak natuur betekent niet per definitie een toename van biodiversiteit, maar eerder een wijziging ervan. Voor de vergroting van het oppervlak van natuur wordt namelijk een bestaand landgebruik (bijvoorbeeld landbouw), wat ook een bepaalde biodiversiteitswaarde heeft, omgevormd naar een nieuw landgebruik, namelijk natuur. Om de welvaartseffecten hiervan in te kunnen schatten is het van belang dat ook in beeld wordt gebracht welk oppervlak en welk type natuur (met bijbehorende biodiversiteit) verloren gaat.

Verandering kwaliteit natuur

Verandering van de kwaliteit van natuur kan zeer diverse vormen aannemen. Over het algemeen geldt dat sprake is van een ingreep op (a)biotische factoren of processen van een of meerdere ecosystemen, waardoor het functioneren van deze systemen wordt beïnvloed. Hierdoor veranderen mogelijk ook de ecosysteemdiensten die geleverd worden. Voorbeelden van ingrepen die leiden tot een verandering van kwaliteit zijn:

- Aanpassing of intensivering van het beheer van een systeem – zoals agrarisch natuurbeheer of maai- en begrazingsbeheer.
- Verandering van abiotische processen in een systeem – bijvoorbeeld herintroductie van getijdewerking in deltagebieden of het stimuleren van zandverstuiving in duingebieden.
- Verandering van externe inputs in een systeem – bijvoorbeeld beleid gericht op het voorkomen van vervuiling (nutriënten, warmte) in water- of bodemsystemen.

Binnen een project of binnen beleid kunnen meerdere ingrepen aan de orde zijn. Gezien de diversiteit van ingreep-effect relaties is het ondoenlijk om in deze werkwijzer exact te beschrijven hoe ingrepen leiden tot kwaliteitsveranderingen. Bovendien is dit niet noodzakelijk, omdat voor projecten of beleid die als doel hebben om natuur te veranderen, dit in andere onderzoeken voldoende uitgezocht zal zijn. Deze onderzoeken dienen als bron voor het waarderen van natuur in een MKBA.

Indicatoren voor kwaliteit van natuur

De volgende aspecten kunnen gebruikt worden om de kwaliteit van natuur te beschrijven:

- De aanwezigheid van beschermde soorten onder de Wet Natuurbescherming (voorheen: Flora- en faunawet).
- De aanwezigheid van bedreigde soorten van de Rode Lijst – nationaal en/of IUCN.
- De aanwezigheid van soorten die van belang zijn voor de belevingswaarde (bijvoorbeeld ree, konijn, grutto, wild zwijn, edelhert).
- De aanwezigheid van soorten die van belang zijn voor het leveren van producten (bijvoorbeeld bomen die geschikt zijn voor houtkap of vissen die commercieel bevestigd kunnen worden).
- Specifiek voor Natura 2000-gebieden: typische soorten, zoals beschreven in de [profielendocumenten](#) van de Natura 2000 habitattypen. Sommige provincies hebben ook provinciale aanvullingen op deze lijsten.
- Aanwezigheid van belangrijke abiotische processen, zoals getijdewerking in de delta, zandverstuiving in duingebieden en periodieke inundatie langs de rivieren.
- In het kader van monitoring van het Natuurnetwerk Nederland, inclusief de Natura 2000/ PAS-gebieden, is een stelsel van kwaliteitsindicatoren opgesteld. Het betreft hierbij onder meer kwaliteitssoorten per SNL-beheertype en overige structuurkenmerken van de vegetatie (zoals % bedekking met bomen/struiken). Zie [deze pagina](#) voor een overzicht van deze indicatoren.
- Ecologische maatlatten van de Kaderrichtlijn Water

4.2.2 Onbedoelde fysieke natuureffecten

Bij alle ingrepen geldt dat onbedoelde fysieke natuureffecten aan de orde kunnen zijn. In alle gevallen moet dan ook worden bekeken in welke mate, naast de bedoelde, ook onbedoelde natuureffecten optreden. Omdat voor veel ingrepen zal gelden dat daarvoor ook een MER opgesteld wordt, kan deze als basis dienen voor het inschatten van de fysieke natuureffecten in een MKBA.

Effecten op natuur kunnen plaatsvinden via een groot aantal oorzaak-gevolg relaties. Hierbij zijn de verwachte effecten (positief of negatief) afhankelijk van een groot aantal aspecten, die allemaal in beeld gebracht moeten worden om een goede voorspelling van de effecten te kunnen maken. Een juiste afbakening van de 'drukfactoren', de abiotische effecten die kunnen leiden tot natuureffecten, is van groot

belang omdat dit bepalend is voor de mate waarin de mogelijke effecten optreden en het gebied dat beïnvloed wordt. Dit laatste is weer van belang voor de natuurwaarden die in beeld gebracht moeten worden en die mogelijk beïnvloed kunnen worden als gevolg van het project.

De exacte methodiek (gebruik van modellen, bepalen relevante natuurwaarden, bepalen effecten) die bij de effectbepaling ingezet kan worden, verschilt sterk per situatie. Echter, in algemene zin wordt een vast stappenschema doorlopen. Dit stappenschema, zie onderstaande Figuur 5, wordt algemeen toegepast in milieueffectrapportage (m.e.r.). Ook voor deze onbedoelde effecten van een plan of project kunnen, net als de in de vorige sectie beschreven bedoelde effecten, op hoofdlijnen onderverdeeld worden in twee typen effecten:

- Verandering in oppervlak van meer-natuurlijk landgebruik – bijvoorbeeld de kap van bomen voor de verbreding van een snelweg of doorsnijding van natuurgebieden door aanleg van een weg- of van spoorinfrastructuur.
- Verandering van de (natuur)kwaliteit– bijvoorbeeld de verandering van soortensamenstelling in duinen als gevolg van toevoer van vermestende stoffen of verdroging.



Figuur 5 Stappenschema voor het bepalen van fysieke natuureffecten als gevolg van verandering in drukfactoren, zoals toegepast in milieueffectrapportage (m.e.r.).¹⁵

De volgende drukfactoren worden over het algemeen beschouwd (NB: deze lijst is niet-limitatief):

- Landgebruik (ruimtebeslag en versnippering).
- Chemische verontreiniging (zoals verzuring, vermesting en warmte).
- Verandering in populatiedynamiek of bewuste verandering soortensamenstelling (zoals jacht, visserij, introductie invasieve soorten).
- Verandering van hydrologie (verdroging, verandering overstroomingsfrequentie en stroomsnelheid, verzoeting, verzilting).
- Verstoring door licht, geluid en trillingen en optische verstoring.
- Verandering dynamiek substraat (zoals het vastleggen van duinen, waardoor zandverstuiving afneemt).
- Verstoring door mechanische effecten.

¹⁵ In cursief is een voorbeeld opgenomen van een oorzaak-gevolg relatie, in dit geval van een infrastructuurproject. Het beïnvloede gebied is daarbij niet alleen gebied waar de ingreep plaatsvindt, maar ook de bredere invloedzone rond de ingreep.

Klimaatverandering is een drukfactor die zelden wordt beschouwd of relevant is op het niveau van *individuele* plannen en projecten, maar wel een belangrijke oorzaak is van wereldwijd biodiversiteitsverlies. Klimaatverandering, los van de vraag of het project of plan daaraan bijdraagt, werkt versterkend op andere drukfactoren, zoals verandering van hydrologie en vervuiling (bijvoorbeeld temperatuur van het water). Het kan daarom van belang zijn om in de analyse de gevolgen te betrekken van het project of plan voor de toekomstige aanpassing aan klimaatverandering op lokaal niveau ('resilience').

4.2.3 Informatiebronnen fysieke natuureffecten

Informatie uit MER

Indien voor het project of beleid ook een MER is opgesteld, kan deze als informatiebron voor het natuurdeel van de MKBA gebruikt worden. Hieronder vallen:

- Een selectie en beschrijving van relevante drukfactoren (zoals hierboven beschreven) die optreden als gevolg van de ingreep en het gebied dat door deze drukfactoren beïnvloed wordt.
- Het effect van de drukfactoren op beschermde en bedreigde natuur. Hieronder vallen altijd beschermde soorten, Natura 2000-gebieden en houtopstanden (Wet Natuurbescherming) en het Natuurnetwerk Nederland (NNN). In een groot deel van de MER'en worden ook de effecten op Rode Lijst soorten (= bedreigde soorten) beschreven.

Andere informatiebronnen

Er zijn ook aspecten die niet in een MER behandeld worden, maar die mogelijk wel relevant zijn voor een MKBA. Het is dan ook van belang om op deze aspecten aanvullend te controleren:

- De effecten op niet-beschermde of bedreigde natuurwaarden komen niet aan bod. Hieronder vallen bijvoorbeeld gemeentelijk groen, watergangen in landelijk gebied en bermen van infrastructuur.
- Het zal hier over het algemeen gaan om ruimtebeslag en het oppervlakteverlies en versnippering die dit als gevolg heeft.

Verschillende informatiebronnen zijn beschikbaar om de natuurwaarden binnen het beïnvloede gebied te bepalen, naast de onderzoeken die eventueel zijn uitgevoerd voor een MER:

- In de [Nationale Databank Flora en Fauna \(NDFF\)](#) staan bijna 100 miljoen waarnemingen van plant- en diersoorten in Nederland. Door de NDFF worden de waarnemingen geüniformeerd en gevalideerd, waardoor het een betrouwbare bron van informatie is. In de NDFF staan gegevens van zowel beschermde (Wet natuurbescherming), bedreigde (Rode lijst) als overige soorten.
- De [Natura 2000-gebiedendatabase](#), voor de ligging van de beschermde Natura 2000-gebieden in Nederland en de natuurdoelen waarvoor deze zijn aangewezen (instandhoudingsdoelstellingen). Via [Aerius Monitor](#) kunnen de habitattypen in de Natura 2000-gebieden geraadpleegd worden.
- Via de provinciale websites kunnen via GIS-viewers de gebieden die vallen onder het Natuurnetwerk Nederland (NNN) geraadpleegd worden. Via het [Portaal Natuur en Landschap](#) kan ook het natuurbeheerplan ingezien worden, waarin de kaarten met een indeling conform de index Natuur en Landschap ingezien kunnen worden, die uitsluitel geven over het type natuur dat binnen de begrenzing van de NNN ligt.
- De resultaten van kwaliteitsmonitoring van het Natuurnetwerk Nederland, Natura 2000/ PAS door provincies/terreinbeheerders/Bij12 op basis van de [Werkwijze monitoring beoordeling natuurnetwerk en Natura 2000/PAS](#).
- Informatie over ecologische maatlaten van KRW-wateren of waterlichamen bij waterschappen/provincies/ Informatiehuis Water.

Voor het bepalen van de gevoeligheid van natuurwaarden voor drukfactoren zijn deze bronnen van belang (niet uitputtend):

- De [effectenindicator](#) geeft voor Natura 2000-instandhoudingsdoelen (habitattypen én soorten) een indicatie van de gevoeligheid voor een breed scala aan drukfactoren weer.
- [Bioscore](#): Door PBL is in samenwerking met Universiteit Wageningen een model gemaakt, Bioscore, waarmee de impact van 'man made' drukfactoren op terrestrische biodiversiteit in beeld kan worden gebracht. Er is ook een [website tool](#) ontwikkeld.

- Voor overige bedreigde, beschermde en niet-beschermde soorten zijn geen specifieke bronnen beschikbaar en zal over het algemeen expert kennis noodzakelijk zijn. Beschrijvingen van soorten op websites van soortverenigingen, zoals de [Zoogdiervereniging](#), [RAVON](#) en [SOVON](#), kunnen wel aanwijzingen geven.
- De [Atlas Natuurlijk Kapitaal \(ANK\)](#) die een overzicht geeft van ecosysteemdiensten en het Natuurlijk Kapitaal in Nederland door middel van kaarten en praktijkvoorbeelden.
- Voor Rode lijst soorten: rapportages over rode lijst soorten of rode lijsten van ecosystemen die aangeven welke factoren deze soorten bedreigen (zie bijvoorbeeld [IUCN-website](#) of websites van soortorganisaties als [Floron](#) en [Zoogdiervereniging](#)).
- Instrumenten van STOWA zoals de tools (waterwijzer natuur) en rapportages over ecologische sleutelfactoren van wateren.
- Daarnaast zijn bij de verschillende kennisinstituten (TNO, Deltares, WuR/Alterra) effectmodellen beschikbaar om effecten van grotere ingrepen te beschouwen.

4.2.4 Meten van fysieke effecten

Binnen het beïnvloedingsgebied kan het landgebruik op verschillende manieren bepaald worden. Welke methode het meest geschikt is, moet per project apart worden bepaald en hangt onder andere af van:

- De schaal van het project of beleid. Voor landelijk beleid zal bijvoorbeeld veelal een meer geaggregeerde indeling gebruikt worden, dan voor een concreet project met vooral lokale effecten op specifieke groene en blauwe gebieden.
- De verwachte fysieke effecten. Wanneer vooral effecten op kwaliteit van natuur te verwachten zijn (bijvoorbeeld als gevolg van stikstof depositie in Natura 2000-gebieden), zal een andere indeling gekozen worden dan wanneer vooral effecten op oppervlak van natuur verwacht worden (zoals bij infrastructuur).
- De verwachte beïnvloede ecosysteemdiensten. Dit lijkt een cirkelredenering, omdat zoals eerder aangegeven de landgebruiksklassen immers de basis vormen voor de analyse van ecosysteemdiensten. Voor projecten of beleid kan echter op voorhand al duidelijk zijn, dat de verwachte welvaartseffecten vooral door één of enkele typen ecosysteemdiensten zullen optreden. Een voorbeeld hiervan is visserijbeleid.

Hieronder worden een aantal mogelijk indelingen en bijbehorende kaarten besproken en wordt per indeling aangegeven wanneer de dezen geschikt zijn om te gebruiken.

Landelijk Grondgebruik Nederland (LGN)

Wat is het?

Het Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland (LGN) is een landsdekkend bestand gebaseerd op een combinatie van geodata waarbij satellietgegevens een belangrijke informatiebron zijn. Het LGN geeft het landgebruik in 39 klassen weer. Sinds 1986 wordt het bestand met een frequentie van eens per 3-5 jaar gemaakt. Eind december 2013 is de nieuwste versie verschenen: LGN7 - het Nederlands landgebruik in 2012 (WUR, 2017).

Wanneer toepassen?

Deze indeling kan toegepast worden voor projecten of beleid waarvoor beperkte ruimtelijk informatie beschikbaar is, of voor grootschalige analyses. LGN vormde bijvoorbeeld de basis voor de analyse van ecosysteemdiensten van Limburg¹⁶, waarvoor de indeling verder is verfijnd op basis van bijvoorbeeld typen gewassen die verbouwd zijn, administratieve grenzen en jachtgebieden.

¹⁶ Remme, R.P., 2016, Accounting for ecosystem services and biodiversity in Limburg province, the Netherlands, PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, NL.

Natura 2000-gebiedenatlas

Wat is het?

In de Natura 2000-gebiedendatabase, kan de ligging van beschermde Natura 2000-gebieden in Nederland en de natuurdoelen (in termen van habitattypen en soorten) waarvoor deze zijn aangewezen (instandhoudingsdoelstellingen) opgezocht worden. De habitattypen en leefgebieden kunnen een basis vormen voor indeling in landgebruikstypen. Waar beschermde habitattypen en leefgebieden van beschermde soorten in Natura 2000-gebieden voorkomen is ook op kaart gezet. De kaarten met habitattypen en leefgebieden kunnen opgevraagd worden bij de betreffende provincies. Zie verder ook [Werkwijze monitoring beoordeling natuurnetwerk en Natura 2000/PAS](#)

Wanneer toepassen?

Deze indeling is vooral geschikt voor projecten en beleid die leiden tot fysieke effecten binnen Natura 2000-gebieden.

Index Natuur en Landschap

Wat is het?

Op de provinciale websites kunnen via een GIS-viewer de gebieden die vallen onder het Natuurnetwerk Nederland (NNN) geraadpleegd worden. Via het Portaal Natuur en Landschap kan het natuurbeheerplan ingezien worden, waarin op kaarten de indeling conform de Index Natuur en Landschap ingezien kan worden. Deze geven uitsluitel over het type natuur dat binnen de begrenzing van de NNN ligt. Zie verder ook [Werkwijze monitoring beoordeling natuurnetwerk en Natura 2000/PAS](#)

Wanneer toepassen?

Deze indeling is vooral geschikt voor projecten en beleid die leiden tot fysieke effecten binnen het Natuurnetwerk Nederland.

KRW watertypen

Wat is het?

In de Kaderrichtlijn Water (KRW) is een indeling gemaakt in verschillende typen oppervlaktewater. Deze zijn ingedeeld naar hydromorfologische eigenschappen, type bodem en naar zoet, brak of zout water. De hydromorfologische eigenschappen zijn de stroming, de grootte of breedte en de diepte. Een belangrijk onderscheid is in stilstaand of stromend water. De bodem is belangrijk voor het onderscheid naar een veenbodem (met veel organisch materiaal), kiezels, klei, zand of kalk. Deze indeling is belangrijk voor de doelen die in de KRW gesteld worden, omdat voor elk watertype kwaliteitseisen opgesteld zijn.

Wanneer toepassen?

Deze indeling is vooral geschikt voor projecten en beleid die leiden tot fysieke veranderingen in oppervlaktewater.

Project specifieke indeling

Wat is het?

Voor projecten kan het wenselijk zijn om het landgebruik in te delen op basis van (combinaties van) project specifieke aspecten, zoals:

- Topografie – bijvoorbeeld recreatiegebieden of stadsparken.
- Gebruik – bijvoorbeeld verschillende typen groendaken, gemeentelijke bestemmingen of verbouwde gewassen.
- Ondergrond – bijvoorbeeld zand, klei, veen.
- Eigendom – bijvoorbeeld particulier en openbaar groen.
- Administratieve grenzen – bijvoorbeeld gemeenten.
- Natuurbeheer- of habitatype (zie [Werkwijze monitoring beoordeling natuurnetwerk en Natura 2000/PAS](#)).
- ... etc.

Wanneer toepassen?

Deze indeling is geschikt voor projecten waarbij een groter detailniveau noodzakelijk is dan landelijke indelingen, zoals LGN, kunnen leveren. Tevens kan het als aanvulling gebruikt worden op een van de voorgaande indelingen, door deelgebieden aan te wijzen of de landgebruiksklassen te verfijnen.

4.3 Onzekerheden in natuureffecten

De verwachte fysieke natuureffecten hangen deels af van voorspellingen ten aanzien van toekomstige natuurontwikkelingen. Hoewel de middelen om deze voorspellingen te maken (zoals modellen en dosis-effectrelaties) steeds beter worden, blijft hier wel een element van onzekerheid aan kleven. Dit is met name het geval bij systemen die, afhankelijk van de specifieke omstandigheden (bijvoorbeeld temperatuur, externe inputs) een tipping point kunnen bereiken en omslaan naar een ander evenwicht. Een voorbeeld is de ontwikkeling van onderwatervegetatie in ondiepe meren, zoals beschreven in [paragraaf 2.3.1](#). Het is van belang om in de MKBA duidelijk te maken hoe de onzekerheden omtrent toekomstige natuurontwikkelingen doorwerken in de waardering van natuur. Zie ook [hoofdstuk 8](#).

Voorbeeld 1 Fysieke effecten

MKBA bij de Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer

De MKBA Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer onderzoekt een aantal effecten. De volgende directe effecten zijn onderzocht: effecten van waterberging op het watersysteem, de waterkwaliteit voor de industrie in Rijnmond-Drechtsteden, effecten op de woningmarkt, op recreatie en toerisme, op de beroepsvisserij, en op de energieopwekking.

De volgende indirecte effecten zijn onderzocht: effecten op de werkgelegenheid, op het indirect complex, op de regionale economie, en op de belevings- en gebruikswaarde van natuur.

De effecten op natuur van de verschillende alternatieven zijn als volgt gecategoriseerd: biodiversiteit in Grevelingen, Gebruikswaarde van natuur in Grevelingen, Biodiversiteit van het Volkerak-Zoommeer en de Gebruikswaarde van het Volkerak-Zoommeer. Deze effecten zijn kwalitatief beschouwd.

Bron: CPB/PBL, second opinion concept MKBA Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014)

Voorbeeld 2 Fysieke effecten

Openhouden van Jachthaven Schiermonnikoog

De studie naar het openhouden van de Jachthaven op Schiermonnikoog onderzoekt de effecten op ecosysteemdiensten. Belangrijke ecosysteemdiensten zijn productiedienst vis, de habitatdienst foerageergebied voor vogels, natuur en landschapsbeleving en recreatie. De volgende fysieke effecten zijn onderzocht: verlies van areaal visserij en biomassa, waterveiligheid, bodemvruchtbaarheid afname, afname CO₂-fixatie, -afbraak en buffering, snellere verzanding, toe- en afname habitat, foerageergebied, rustgebied en broedgebied areaal en verandering in het landschapstype.

Bron: WUR/PBL TEEB voor gebieden: Hoofdstudie. Openhouden Jachthaven Schiermonnikoog (2014).

Voorbeeld 3 Fysieke effecten**MKBA Hondbossche en Pettemer Zeewering**

In de MKBA wordt gerefereerd aan het voorschrift van de werkwijzer 'OEI bij SNIP', waarbij effecten op ecologie uitgedrukt moeten worden in de verandering van het aantal hectare hoogwaardige en overige natuur. Deze benadering is echter niet gevolgd, omdat de betreffende natuurgebieden dusdanig verschillende habitats zijn, dat de ecologische impact hiervan niet goed uitgedrukt zou kunnen worden met één maatstaf (verandering oppervlakte). Dit sluit ook aan bij de aanbeveling in deze werkwijzer natuur om naast oppervlakte ook de verandering in kwaliteit van natuur te beschouwen.

In de MKBA is uiteindelijk gekozen om de ecologische scores voor de verschillende beschermingsregimes, conform het MER, weer te geven. Ook is niet specifiek aandacht besteed aan het thema biodiversiteit. Er is geen totaalbeoordeling gedaan. Daarnaast zijn er nog effecten op natuur die tot uitdrukking komen via de kosten van mitigerende en compenserende maatregelen. Deze effecten zijn opgenomen in de kostenraming.

Bron: Arcadis MKBA Zwakke Schakel Hondbossche en Pettemer Zeewering (2010).

5 VAN FYSIEKE NATUUREFFECTEN NAAR WELVAARTSEFFECTEN

5.1 Welvaartseffecten door veranderingen in ecosysteemdiensten

De fysieke effecten op de natuur hebben gevolgen voor de welvaart. Om deze welvaartseffecten te duiden moet er een relatie worden gelegd tussen de effecten op natuur en de effecten op welvaart. Hiervoor speelt het begrip “ecosysteemdiensten” een belangrijke rol. Ecosysteemdiensten geven de waarde weer die mensen ontleen aan de natuur en ontlede deze in diverse soorten van welvaartseffecten.

Zoals reeds geïntroduceerd in hoofdstuk 2.3, wordt in deze werkwijzer aangesloten bij CICES (Common International Classification of Ecosystem Services)¹⁷, een classificatiesysteem van de European Environment Agency (EEA). De drie belangrijkste categorieën van ecosysteemdiensten zijn:

- Productiediensten, zoals levering van voedsel en drinkwater.
- Regulerende diensten, zoals kustbescherming, bodemvruchtbaarheid.
- Culturele diensten, zoals groene recreatie en symbolische waarde.

De ecosysteemdiensten die *direct* de welvaart beïnvloeden, noemen we ecosysteem-einddiensten. Het gaat hier vooral om de *productie*- en *culturele* diensten. Deze einddiensten zijn de ‘outputs’ van de ecosystemen (natuurlijk, semi-natuurlijke of kunstmatige), die de welvaart van mensen rechtstreeks beïnvloeden, kortom de welvaartseffecten van natuur. Het merendeel van de *regulerende* diensten noemen we intermediaire diensten, omdat zij *indirect* de welvaart beïnvloeden, via hun effect op de einddiensten. Zo beïnvloeden bestuiving, natuurlijke plaagbestrijding, bodemvruchtbaarheid en water-reinigend vermogen bijvoorbeeld de einddiensten voedselproductie en drinkwaterkwaliteit. Een fundamenteel kenmerk van deze definitie is dat de intermediaire en einddiensten verbonden zijn aan de onderliggende ecosysteemfuncties, processen en structuren die ze genereren (Haines-Young & Potschin, 2013).

In Tabel 3 worden de drie hoofdgroepen van ecosysteemdiensten (niet uitputtend) onderverdeeld volgens CICES. Deze volgt een hiërarchische structuur (secties/divisies/groepen). Er is een onderscheid gemaakt worden tussen ecosysteemdiensten die direct en indirect in de welvaartsfunctie komen:

- Productie- en culturele diensten gaan, als ecosysteem-einddiensten, direct in de welvaartsfunctie.
- Voor regulerende diensten is vaak (maar niet altijd) sprake van een indirect welvaartseffect, via de bijdrage aan de gerelateerde einddiensten. Zo kan grondwaterverandering zowel invloed hebben op landbouwproductie, drinkwaterproductie, koolstof vastlegging en bodemdaling. Soms kunnen regulerende diensten echter (ook) einddiensten zijn. Denk bijvoorbeeld aan hoogwaterbescherming door duinen (einddienst) of het effect van de inzet van natuurlijke gewasbescherming op gezondheid (einddienst) en op voedselproductie (intermediaire dienst).

Voor een zuivere inschatting van de welvaartseffecten is zaak om dubbeltellingen te vermijden. Dubbeltellingen kunnen ontstaan als de verandering in intermediaire en einddiensten bij elkaar worden opgeteld. De welvaartseffecten dienen uitsluitend via de verandering in de ecosysteem-einddiensten in beeld gebracht te worden.

¹⁷ <http://cices.eu/>

Tabel 3 Ecosysteemdiensten (ESD) en welvaartseffecten (voorbeelden)

ESD sectie	ESD divisie	ESD groep	Individuele ecosysteemdienst (voorbeelden)	Output ecosysteemdienst (welvaartseffect)	
Hoofdcategorieën ecosysteemdiensten	Verdeelt de hoofdcategorieën in de belangrijkste soorten producten en processen	Splitst de divisie-categorieën in biologische, fysieke of culturele producten en processen		Indicator ESD output (in termen van verandering (Δ))	
Productiediensten	Voedsel	Biomassa	Gewassen: Granen, groente (einddienst)	Hoeveelheid gewassen per type	
			Veeteelt: Vlees, zuivel (einddienst)	Hoeveelheid dierlijke producten per dier	
		Water	Oppervlakte drinkwater: Rivieren, meren (einddienst)	Hoeveelheid water per type water of bron	
		Materialen	Biomassa	Materialen uit planten en dieren: hout, vellen, katoen (einddienst)	Hoeveelheid materiaal per type
		Energie	Energie uit biomassa	Plantaardige bronnen: hout als brandstof, gewassen voor energieproductie (einddienst)	Hoeveelheid biomassa per type
Culturele diensten	Recreatie en beleving	Beleving natuur	Beleving van land-/ zeegezichten: Wandelen, klimmen, varen, hengelen en recreatieve jacht	Aantal bezoekers	
	Culturele, spirituele en symbolische waarde	Andere culturele uitkomsten	Legaat: Bereidheid tot het behoud van ecosystemen voor de ervaring en het gebruik van toekomstige generaties	Verandering biodiversiteit (proxy: natuurpunten)	
Regulerende diensten	Reinigen van afval, giftige stoffen en andere overlast	Reiniging door biota	Biochemische afbraak van afval en giftige stoffen in bodem (intermediaire dienst)	Hoeveelheid gereinigde stof per type	

ESD sectie	ESD divisie	ESD groep	Individuele ecosysteemdienst (voorbeelden)	Output ecosysteemdienst (welvaartseffect)
	Stabiliseren van water- en landstromingen	Waterstromingen	Bescherming tegen overstromingen door duinen (einddienst) Grondwaterbeschikbaarheid (intermediaire dienst)	Mate van risico daling, oppervlakte beschermd gebied Hoeveelheid grondwater

Bron: CICES, bewerkt door Arcadis/CE Delft.

Biodiversiteit, ecosysteemdiensten en welvaartsverandering

Biodiversiteit kan worden gedefinieerd als de variatie, omvang en kwaliteit van soorten, populaties en ecosystemen. Projecten of beleid die leiden tot een verandering in de omvang of kwaliteit van natuur beïnvloeden de biodiversiteit wat op zijn beurt direct en indirect doorwerkt op de levering van ecosysteemdiensten (zie ook hoofdstuk 2.3). Zo kan een verlies aan biodiversiteit leiden tot een verlies aan regulerende diensten zoals bestuiving, natuurlijke plaagbestrijding en erosiebescherming en beïnvloedt zo de veerkracht van het ecosysteem (bijvoorbeeld Lefcheck *et al.* 2015¹⁸, Sandifer *et al.* 2015¹⁹). Dit leidt indirect tot een verlies aan geleverde productiediensten. Daarnaast hechten veel mensen er waarde aan om soortenrijkdom in stand te houden en door te geven aan volgende generaties. Zo draagt biodiversiteit ook direct bij aan de culturele ecosysteemdiensten die de natuur levert.

Ook na twintig jaar onderzoek is de exacte relatie tussen biodiversiteit en ecosysteemdiensten echter nog niet helemaal duidelijk (Science for Environmental Policy, 2015). Biodiversiteit speelt een fundamentele rol in het functioneren van ecosystemen. Hoe de relatie tussen biodiversiteit en ecosysteemdiensten precies ligt, is evenwel maar voor een beperkt deel te kwantificeren. Deze relatie is vaak ook niet-lineair. In het algemeen zijn regulerende ecosysteemdiensten gebaat bij meer biodiversiteit. Dit geldt zeker voor de langere termijn omdat een hogere biodiversiteit de veerkracht van het ecosysteem ondersteunt. Productiediensten (landbouw, bosbouw) kunnen echter ook een hoge opbrengst opleveren bij relatieve lage biodiversiteit. Bij culturele ecosysteemdiensten verschilt de relatie per ecosysteemdienst. Over het algemeen zijn culturele diensten gebaat bij meer biodiversiteit, hoewel dit voor recreatiediensten bij zeer hoge biodiversiteit niet opgaat. Daarnaast kan er sprake zijn van synergie tussen ecosysteemdiensten, maar ook van trade-offs. Dergelijke trade-offs zien we met name tussen productiediensten (zoals landbouwproductie) en regulerende diensten. Vanwege de moeilijkheid om de exacte bijdrage van de verandering van biodiversiteit aan de welvaartsverandering te schatten kan als terugvaloptie gekozen worden voor het in beeld brengen voor de effecten op biodiversiteit via de natuurpuntenmethodiek. Dit staat verder beschreven in [paragraaf 5.3](#).

Voortbouwend op het actieplan, zoals beschreven in hoofdstuk 4.1, worden onderstaand (Tabel 4) de acties B, C en D uitgelegd die gerelateerd zijn aan het onderwerp ecosysteemdiensten.

¹⁸ Jonathan S. Lefcheck, Jarrett E. K. Byrnes, Forest Isbell, Lars Gamfeldt, John N. Griffin, Nico Eisenhauer, Marc J. S. Hensel, Andy Hector, Bradley J. Cardinale & J. Emmett Duffy, 2015, Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats. *Nature Communications* 6: 6936.

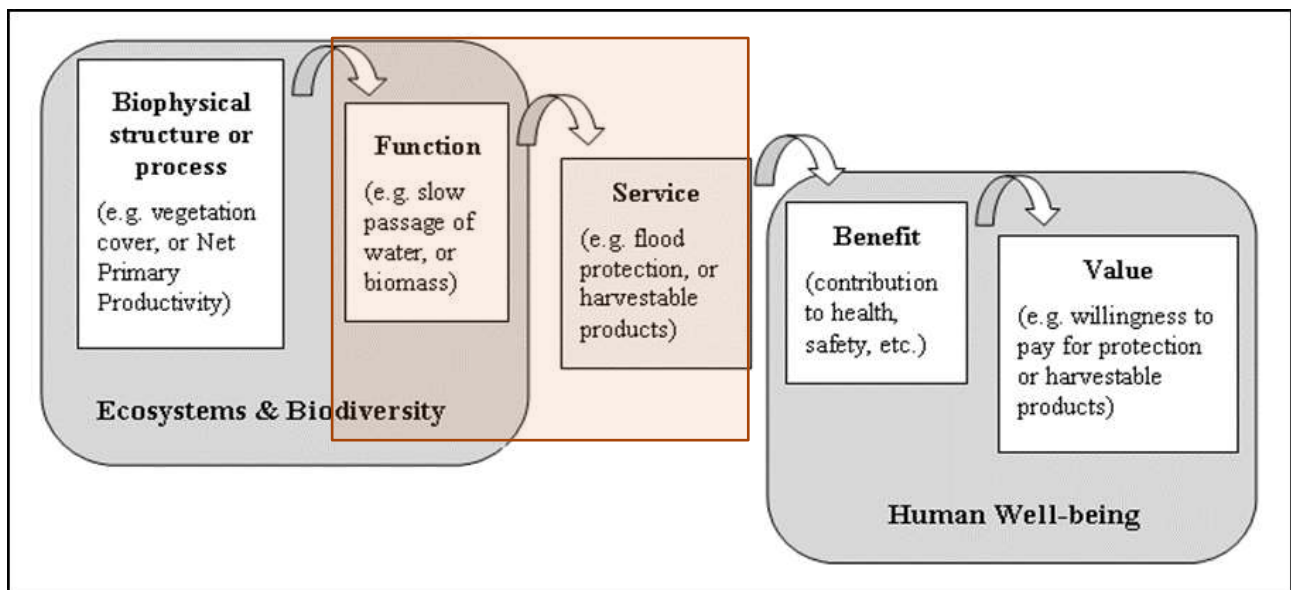
¹⁹ Paul A. Sandifer, Ariana E. Sutton-Grier, Bethney P. Ward, 2015, Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. *Ecosystem Services* volume 12, pages 1-15

Tabel 4 Acties om van fysieke natuureffecten tot welvaartseffecten te komen.

Actie	Nulalternatief	Beleidsalternatieven
Bepalen van fysieke natuureffecten en van welvaartseffecten door veranderingen in ecosysteemdiensten en biodiversiteit		
A	De huidige staat van natuur in het beïnvloedingsgebied (= gebied waar fysieke effecten plaatsvinden) in beeld brengen, in termen van landgebruik en kwaliteit daarvan. Zie hoofdstuk 4.	Per alternatief de voorgenomen fysieke natuureffecten in beeld brengen, in termen van verandering van landgebruik en verandering van kwaliteit binnen een landgebruikscategorie. Zie hoofdstuk 4.
B	Per landgebruikscategorie de relevante ecosysteemdiensten identificeren (materialiteitsmatrix). Hierbij is het van belang dat onderscheid gemaakt wordt tussen intermediaire diensten en einddiensten. Zie hoofdstuk 5	Per nieuwe of veranderde landgebruikscategorie de relevante ecosysteemdiensten identificeren (materialiteitsmatrix). Hierbij is het van belang dat onderscheid gemaakt wordt tussen intermediaire diensten en einddiensten. Zie hoofdstuk 5
C	Van de relevante ecosysteem-einddiensten (en waar nodig: de intermediaire) de kwalitatieve of, bij voorkeur, kwantitatieve geleverde ecosysteemdiensten bepalen. Waar dit (deels) niet mogelijk is, kan aanvullend de biodiversiteit apart gekwantificeerd worden. Zie hoofdstuk 5	Per alternatief van de relevante ecosysteem-einddiensten (en waar nodig: de intermediaire) de kwalitatieve of, bij voorkeur, kwantitatieve geleverde ecosysteemdiensten bepalen. Waar dit (deels) niet mogelijk is, kan aanvullend de biodiversiteit apart gekwantificeerd worden. Zie hoofdstuk 5
Vergelijken en moneteriseren van welvaartseffecten		
D	De verschillen in geleverde ecosysteem-einddiensten en/of biodiversiteit tussen de nulsituatie en de alternatieven in beeld brengen	
E	Het waarderen van de verandering in ecosysteem-einddiensten door de betalingsbereidheid voor de finale ecosysteemdienst te bepalen. Zie hoofdstuk 6 .	
F	Controlestep of alle relevante ecosysteemdiensten in de analyse zitten en of er geen sprake is van dubbeltellingen. Zie hoofdstuk 6 .	

5.2 Actie B en C: Bepalen relevante ecosysteemdiensten

De acties B en C kunnen we geschematiseerd plaatsen in het middendeel van Figuur 6.



Figuur 6 Bepalen relevante ecosysteemdiensten (Uit: Potschin & Haines-Young, 2011)

5.2.1 Actie B: identificeren van relevante ecosysteemdiensten

Voor zowel het nulalternatief als de beleidsalternatieven is het van belang dat, voorafgaand aan het kwantitatief in beeld brengen van de ecosysteemdiensten, eerst de relevante ecosysteemdiensten geïdentificeerd worden die van belang zijn voor de besluitvorming. In de praktijk zal namelijk niet iedere ecosysteemdienst die potentieel geleverd wordt in een gebied een relevante bijdrage leveren aan de welvaart van het betreffende gebied of door de ingreep significant veranderen. Niet iedere ecosysteemdienst is dus van belang zijn voor de MKBA. Een voorbeeld hiervan is dat alle bossen potentieel geschikt zijn voor het wildplukken van paddenstoelen, wat betekent dat de waarde van de ecosysteemdienst voedselvoorziening positief is. Het kan echter zo zijn dat de bijdrage van deze ecosysteemdienst aan de welvaart zo laag is of dat de verandering door de ingreep zo gering is dat het niet relevant is om deze verder uit te werken in de MKBA. Als deze selectie niet wordt gemaakt dan bestaat het risico dat voor natuur een grote inspanning moet worden geleverd om een brede waaier aan ecosysteemdiensten te kwantificeren en waarderen die uiteindelijk weinig bijdragen aan het besluitvormingsproces.

Materialiteitsmatrix

Voor het bepalen van de relevante ecosysteemdiensten kan een materialiteitsmatrix opgesteld worden. Hierin wordt per type landgebruik (zoals vastgesteld in [paragraaf 4.2.4](#)) een eerste selectie gemaakt van de relevante ecosysteemdiensten.

Wat is een materialiteitsanalyse?

Deze term komt uit het bedrijfsleven, waar het slaat op het proces van het identificeren en beoordelen op significantie van onderwerpen die potentieel de bedrijfsvoering of die van haar stakeholders kan beïnvloeden. Het kan hierbij gaan om issues op het vlak van zowel milieu, sociale zaken als governance. Het doel hiervan is om te bepalen welke onderwerpen echt belangrijk zijn en waar dus de focus op moet liggen.

Dit concept is ook zeer geschikt om in een MKBA die ecosysteemdiensten te identificeren die werkelijk van belang zijn voor de besluitvorming.

Een voorbeeld van een dergelijke matrix staat hieronder aangegeven.

	Landgebruik 1	Landgebruik 2	Etc.
Ecosysteemdienst a	Geel	Groen	Geel
Ecosysteemdienst b	Groen	Geel	Grijs
Etc.	Grijs	Grijs	Groen

Waarbij:

Grijs

Geen relevante ecosysteemdienst in deze landgebruikscategorie;

Geel

Een ecosysteemdienst die geleverd wordt door deze landgebruikscategorie, maar die beperkt relevant* is voor de MKBA

Groen

Een ecosysteemdienst die relevant* is voor de MKBA (de verwachte welvaartsbijdrage > 5% van alle relevante ecosysteemdiensten).

** Of een ecosysteemdienst wel of niet relevant is, vraagt in deze fase van de MKBA om handwerk van de MKBA-expert, omdat de ecosysteemdiensten nog niet volledig gekwantificeerd zijn. Als houvast zou een ecosysteemdienst als 'relevant' aangemerkt kunnen worden indien de verwachte welvaartsbijdrage > 5% is van alle relevante ecosysteemdiensten.*

Om te garanderen dat een zo volledig mogelijk beeld van de ecosysteemdiensten wordt verkregen, moet voor de materialiteitsmatrix het CICES-classificatiesysteem uit Tabel 3 als 'checklist' worden aangehouden. Het laatste overzicht kan van [de CICES website](#) gedownload worden. Hierbij is het ook al van belang om onderscheid te maken tussen intermediaire diensten en einddiensten.

Het invullen van de materialiteitsmatrix

Het invullen van de materialiteitsmatrix komt neer op het kwalitatief beoordelen van de bijdrage van ecosysteemdiensten aan de welvaart of de omvang van de verandering ervan. Zo'n kwalitatieve beoordeling is vooral pragmatisch en gebaseerd op expert judgement. Het leidt tot identificatie van de belangrijkste ecosysteemdiensten in een gebied. Er wordt dus kwalitatief aangegeven of een specifieke ecosysteemdienst al dan niet belangrijk is in het projectgebied (bij uitbreiding het invloedgebied van de dienst) en of deze dienst significant verbetert of verslechtert door de ingreep of het project. Voor deze kwalitatieve beoordeling worden gericht vragen gesteld naar het potentiële of daadwerkelijke karakter van een ecosysteemdienst, en dit voor het nulalternatief en de beleidsalternatieven. De volgende vragen kunnen gebruikt worden om ecosysteemdiensten kwalitatief te beoordelen:

1. Welke ecosysteemdiensten worden geleverd door het landgebruik in het projectgebied?
2. Is de dienst relevant voor Nederland?
3. Wat zijn de sleutelfactoren (abiotische/biotische randvoorwaarden) voor het potentieel van de geleverde ecosysteemdienst en worden deze behaald? Hierin kan de kwaliteit van de aanwezige natuur zoals voorgesteld in hoofdstuk 4.2, ook meegenomen worden.
4. Wat is de potentie voor de levering van ecosysteemdienst in de beleidsalternatieven en leidt dit daadwerkelijk tot een verandering ten opzichte van het nulalternatief?
5. Zijn er belanghebbenden die daadwerkelijk gebruik maken van de ecosysteemdienst oftewel, wat is de impactpopulatie?
6. Zijn er belanghebbenden in de nabije toekomst die baat kunnen hebben bij de levering van de ecosysteemdienst? Zo ja, hoeveel?

Voor elk van deze vragen wordt per ecosysteemdienst de geschiktheid nagegaan door gebruik te maken van bestaande literatuur en expert judgement. Voor het literatuuronderzoek kan gebruik worden gemaakt van bestaande bronnen, zoals kentallen en waarderingsonderzoeken van vergelijkbare effecten.

Voorbeelden van (deels eerder aangehaalde) bronnen hiervoor zijn²⁰:

- De wereldwijde [TEEB-website](#).
- De [TEEB-stad tool](#).
- [Environmental Valuation Reference Inventory \(EVRI\)](#).
- De [Ecosystem Service Valuation Database](#) (betaalde website).
- De [Atlas Natuurlijk Kapitaal](#).
- Een overzicht van overige bronnen is [hier](#) te vinden.

Voorkómen van dubbeltellingen

Zoals in [paragraaf 5.1](#) al beschreven, is voor het voorkómen van dubbeltellingen het van belang dat onderscheid gemaakt wordt tussen intermediaire ecosysteemdiensten en finale diensten (Boyd en Banzhaf, 2007). Dit onderscheid kan het beste gemaakt worden op dit moment, vóór het kwantificeren van de ecosysteemdiensten (zie onderstaand tekst vak). Dit onderscheid moet bij elke MKBA apart worden beschouwd, hiervoor zijn geen algemeen geldende regels voor.

5.2.2 Actie C: kwantificeren van veranderingen in ecosysteemdiensten en biodiversiteit

Wanneer in de vorige actie de relevante ecosysteemdiensten geïdentificeerd zijn, kunnen deze vervolgens gekwantificeerd worden. Zoals besproken in [paragraaf 5.1](#) is het vaak zinvol om effecten op biodiversiteit ook apart te kwantificeren.

5.2.2.1 Kwantificering van veranderingen in ecosysteemdiensten

De methode waarmee ecosysteemdiensten gekwantificeerd worden hangt in hoge mate af van de betreffende ecosysteemdienst. Het gaat dan ook te ver voor deze werkwijzer om per ecosysteemdienst van het classificatiesysteem CICES aan te geven hoe deze kwantificering aangepakt moet worden. Hiervoor zijn echter wel enkele bronnen aan te wijzen die houvast bieden, zoals genoemd in Tabel 5.

Tabel 5 Bronnen voor kwantificering ecosysteemdiensten (ESD)

Naam	Type bron	Waar te raadplegen?	Toepassingsgebied	Actualiteit	Compleetheid
Atlas Natuurlijk Kapitaal	Kaarten en rekenregels	Online	Biedt een zeer compleet kaarten overzicht van de geleverde ecosysteemdiensten in Nederland. De achterliggende rekenregels kunnen hierbij ook worden geraadpleegd	2017	De CICES-indeling wordt aangehouden. Een groot deel van de ecosysteemdiensten zijn in kaart gebracht
Natuurwaardeverkenner Vlaanderen, inclusief het achtergrondrapport (Liekens <i>et al.</i> 2013 ²¹)	Kentallen en rekenregels	Online	De beschreven methodes zijn geschikt voor een eerste indicatieve beoordeling van de impact van een project of beleid op de geleverde ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Deze kunnen goed worden doorvertaald naar de	2013	De CICES-indeling wordt aangehouden. Een zeer groot deel van de ecosysteemdiensten worden gekwantificeerd en gemonetariseerd. Zie paragraaf 2.4 in het achtergrondrapport voor

²⁰ In het CBS-project Nationale Natuurlijk Kapitaal Rekening wordt een systeem ontwikkeld, waarmee landgebruik in kaart wordt gebracht, met daarbij horende ecosystemen en (circa 20) ecosysteemdiensten, de conditie van de ecosystemen en uiteindelijk een waardering van de ecosysteemdiensten. Dit systeem kan in de toekomst mogelijk een bepalende rol gaan spelen in de informatievoorziening voor MKBA's.

²¹ Liekens Inge, Van der Biest Katrien, Staes Jan, De Nocker Leo, Aertsens Joris, Broekx Steven (2013). Waardering van ecosysteemdiensten, een handleiding. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid.

Naam	Type bron	Waar te raadplegen?	Toepassingsgebied	Actualiteit	Compleetheid
			Nederlandse situatie. De rekenregels kunnen ook specifiek op de Nederlandse situatie worden aangepast. De getallen zijn niet van toepassing op stedelijk groen.		een compleet overzicht
Accounting for ecosystem services and biodiversity in Limburg province, the Netherlands (Remme, 2016 ²²)	Rekenregels en voorbeeld berekeningen	Online	Het onderzoek was gericht op het in kaart brengen van een aantal van de belangrijkste ecosysteemdiensten in de provincie Limburg. De rekenregels kunnen naar andere delen van Nederlandse worden aangepast.	2016	In dit onderzoek zijn zeven ecosysteemdiensten bekeken: jacht, drinkwaterproductie, voedselproductie uit gewassen, veevoer productie, regulatie van luchtkwaliteit, koolstof opslag en recreatief fietsen.
TEEB-stad tool, inclusief het achtergrondrapport ²³	Kentallen en rekenregels	Online	Het in kaart brengen van de waarde van groen en water in de stad.	2016	Voor de stad is een groot deel van de ecosysteemdiensten graf in kaart gebracht (er wordt gewerkt aan een verbetering). Let op dat hierbij de indeling van ecosysteemdiensten van TEEB wordt aangehouden. Zie deze tool voor een vergelijking tussen deze twee classificatiesystemen

Bij de kwantificering van de veranderingen in ecosysteemdiensten zijn er twee belangrijke aandachtspunten

1. Ruimtelijk specifiek maken van ecosysteemdiensten

Ecosysteemdiensten hebben per definitie een ruimtelijk aspect. De gevolgen van de ingrepen voor ecosysteemdiensten ruimtelijk specifiek in beeld brengen kan in sommige gevallen een uitdaging vormen. Hiervoor zijn echter wel tools beschikbaar. Een voorbeeld daarvan is [InVEST](#), een methodiek gebaseerd op GIS-modelleren waarbij rekening wordt gehouden met de ruimtelijke component van ecosysteemdiensten. In het werken met InVEST worden ruimtelijke gegevens geïntegreerd (bodemtextuur, hoogte, drainageklassen, etc.) met landschapseigenschappen (opname capaciteit van bijvoorbeeld bossen, graslanden en heide) om zo te modelleren wat de kwantiteit is van een ecosysteemdienst en te bepalen waar in een gebied de baten gelegen zijn. Deze tool biedt veel potentie in het vertalen van veranderingen in landgebruik naar veranderingen in de levering van ecosysteemdiensten. De kaarten van de Atlas Natuurlijk Kapitaal en de door het CBS gemaakte Natuurlijk Kapitaalrekeningen geven ook ruimtelijk specifieke informatie over ecosysteemdiensten. Er vinden momenteel veel ontwikkelingen gaande in Nederland rondom het ruimtelijk specifiek modelleren van ecosysteemdiensten.

²² Remme, R.P., 2016, Accounting for ecosystem services and biodiversity in Limburg province, the Netherlands, PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, NL.

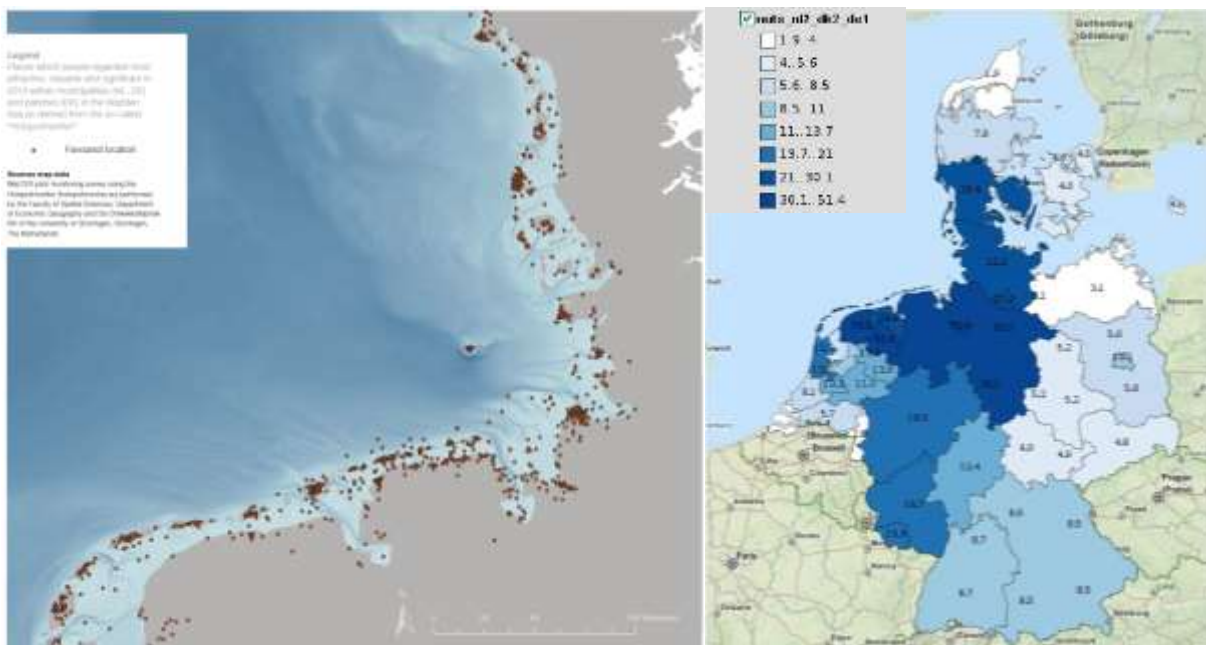
²³ Buck Consultants International, 2016, Bronvermelding kengetallen TEEB-stad tool. In opdracht van TEEB Stad. Geraadpleegd via link: <http://www.teebstad.nl/media/uploads/Bronvermelding-TEEB-stad-2016.pdf>.

2. Impactpopulatie

Het bepalen van de juiste impactpopulatie is ook een belangrijk aandachtspunt. Een individueel welvaartseffect kan heel groot zijn, maar als het maar één persoon raakt, zal het toch maar een klein totaal effect hebben binnen de MKBA. Omgekeerd kan een klein effect voor een grote populatie een groot totaal effect hebben. Voor een effect op natuur kan de relevante populatie die er door beïnvloed wordt daarom een sterke invloed hebben op de waarde ervan. Dit is met name het geval als de ingreep effecten heeft op culturele diensten die door vele mensen kunnen worden gewaardeerd terwijl zij er geen gebruik van maken, i.e. niet-gebruikswaarde (denk aan waarde hechten aan het louter bestaan van planten- en diersoorten).

In dit verband is het zinvol te wijzen op de gegevens van de Hotspotmonitor/ Greenmapper. PBL heeft in samenwerking met de Rijksuniversiteit Groningen en Wageningen Universiteit de Hotspotmonitor ontwikkeld, later omgedoopt tot Greenmapper (zie Bijlage H). De gegevens van Greenmapper kunnen ook behulpzaam zijn om de impactpopulatie te bepalen voor verschillende (culturele) ecosysteemdiensten. De gegevens kunnen in ieder geval op twee manieren behulpzaam zijn:

- Ten eerste kunnen ze laten zien of een natuurgebied lokaal, regionaal, nationaal of internationaal gewaardeerd wordt. Als we bijvoorbeeld in de regio Amsterdam-Almere de groengebieden het Vondelpark, het Twiske en Gaasperplas met elkaar vergelijken o.b.v. Greenmapper-gegevens dan zien we dat ze alle drie op lokaal niveau hoog scoren, het Twiske wordt zowel lokaal als regionaal hooggewaardeerd en alleen het Vondelpark is op alle schaalniveaus van belang. Bij een dergelijke analyse kan ook – voor statistische significantie – gebruik worden gemaakt van de Hotspotindex die aangeeft hoe hoog de waardering is ten opzichte van de zogenaamde random trefkans. De HSI kan daarmee een zinvolle fysieke tussenstap zijn voorafgaand aan monetaire waardering (De Vries et al. 2013; Daams et al, 2016).
- Ten tweede kan een ruimtelijke verdeling worden gemaakt van de mensen die het gebied waarderen. We laten in Figuur 7 een voorbeeld zien voor het internationale Waddengebied (Sijtsma et al., 2014)²⁴. Het linker paneel toont de (nationale) markers die uit een steekproef van in totaal 7500 respondenten in Nederland, Duitsland en Denemarken zijn geplaatst in het Waddengebied²⁵. Het rechter paneel toont per provincie, per Bunderland en per Deense regio het percentage respondenten dat het Waddengebied gemarkeerd heeft. Dit kan als basis dienen voor een schatting van de impactpopulatie: het aantal mensen wiens welvaart mogelijk wordt beïnvloed door veranderingen in het Waddengebied.



Figuur 7 Voorbeeld Greenmapper/ Internationale Waddengebied

²⁴ Sijtsma, F. J.; Broersma, L.; Daams, M. N.; Mehnen, N.; Oostra, M.; Sietses, A. M. 2014. A socio-economic analysis of the international Wadden area. Analysis carried out through Wadden Sea Long-Term Ecosystem Research (WaLTER) and University of Groningen. URSI Report 345. University of Groningen/WaLTER, Groningen.

²⁵ Een kaart van de markers op internationaal niveau is ook beschikbaar in Sijtsma et al 2014.

Zoals duidelijk is uit bovenstaand speelt vaak het zogenaamde *distance-decay* effect een belangrijke rol bij het bepalen van de impact populatie. Dit effect houdt in dat de betalingsbereidheid daalt als de afstand van personen tot de dienst afneemt. Wanneer het distance-decay effect groot is, kan de populatie relatief eenvoudiger worden bepaald dan wanneer het effect klein is, omdat de impactpopulatie vaak kleiner is bij een groot distance-decay effect en de populatie gemakkelijker kan worden afgebakend. Naarmate het distance-decay effect minder sterk optreedt, wordt het bepalen van de impact populatie moeilijker. Het kan dan immers over een veel grotere groep mensen gaan (een nationale of zelfs internationale populatie, wat afhangt van de bekendheid van het gebied).

Het distance-decay effect is in de regel groter voor culturele diensten met een gebruikswaarde dan diensten met een niet-gebruikswaarde (Hanley et al., 2003). Een grotere afstand naar een ecosysteemdienst verhoogt namelijk de kosten om ernaartoe te reizen én het vergroot de mogelijke alternatieven voor de ecosysteemdiensten (Schaafsma et al., 2012). Meer alternatieven betekent een lagere betalingsbereidheid voor een specifiek natuurgebied. Daarbij zijn sommige welvaartseffecten groter in de nabijheid van een natuurgebied, zoals uitzicht wat een belangrijke factor is voor het woongenot. Theoretisch gezien zou er geen relatie moeten zijn tussen de niet-gebruikswaarde en de afstand tot de ecosysteemdienst. In de praktijk wordt er echter ook een distance decay effect voor niet gebruikswaarden gemeten. Dit komt waarschijnlijk doordat er vaak geen harde afbakening bestaat tussen sommige gebruiks- en niet-gebruikswaarden (ibid.).

Betalingsbereidheid Groene Hart

Schaafsma et al. (2012) hebben voor 11 meren in het Groene Hart het effect van afstand op de betalingsbereidheid voor het verbeteren van de kwaliteit van de wateren in een enquêtestudie onderzocht. Het bleek dat de betalingsbereidheid voor het verbeteren van waterkwaliteit voor *gebruikers* van de meren veel sterker werd beïnvloed door de afstand van de meren dan voor *niet-gebruikers*. Recreatie- en productiediensten die vaak de *distance-decay* effect ervaren zijn dan makkelijker af te bakenen dan culturele diensten die dat niet doen.

Het is vooral een uitdaging om de relevante populatie af te bakenen wanneer het over de niet-gebruikswaarde van een ecosysteemdienst gaat en het distance-decay effect klein is. In de praktijk is het daarbij kostbaar om voor elke ecosysteemdienst van een natuurgebied vast te stellen wat de relevante impactpopulatie is (Feuillette et al., 2016). Als de impactpopulatie een onzekere variabele is, moet de opsteller veel aandacht besteden aan deze parameter in de gevoeligheidsanalyse.

5.2.2.2 Kwantificering van biodiversiteitseffecten: Natuurpuntenmethodiek

Voor projecten en beleid met belangrijke biodiversiteitseffecten is het vaak moeilijk om de welvaartseffecten hiervan goed in beeld te brengen. Zoals in paragraaf 5.1 is besproken zijn veel ecosysteemdiensten tot op zekere hoogte afhankelijk van biodiversiteit, sommigen direct en anderen indirect, maar ontbreekt het op dit moment nog vaak aan kennis en methodes om het belang van biodiversiteit expliciet en robuust in beeld te brengen. Zo is er nog onvoldoende kennis over het belang van biodiversiteit voor de levering van regulerende diensten en over wat bepaalt hoe mensen de bijdrage van biodiversiteit aan culturele diensten waarderen. Door deze kennishiaat leveren waarderingstudies naar biodiversiteitsveranderingen niet altijd betrouwbare schattingen op en is het moeilijk om de welvaartseffecten van een biodiversiteitsverandering volledig in beeld te brengen. Het kwantificeren en waarderen van ecosysteemdiensten vormt dan niet de juiste onderbouwing voor een besluit.

Tot het moment dat het belang van biodiversiteit beter in beeld gebracht kan worden is als 'second best' of als tussenoplossing de inzet van een andere methode, zoals de *natuurpuntenmethodiek*, te prefereren.²⁶

De *natuurpuntenindicator* is een maatstaf voor de verandering van de kwaliteit en kwantiteit van biodiversiteit in natuurgebieden. Het is een geaggregeerde indicator voor een biodiversiteitsverandering maar geen directe maatstaf voor de welvaartseffecten van deze verandering. Hij heeft ook geen directe relatie met de

²⁶ In Bijlage C is een overzicht opgenomen van methoden die gebruikt kunnen worden om natuureffecten te bepalen, *aanvullend* op de bovengenoemde welvaartseffecten in de MKBA. Effecten op *biodiversiteit* kunnen in de MKBA het beste worden toegevoegd in de vorm van een verandering in natuurpunten.

natuurdoelstellingen, hoewel de methode afhangt van de soorten die in het natuurbeleid als schaars worden geclassificeerd.

Naast de natuurpuntenmethodiek zijn er ook verschillende andere methoden beschikbaar, zoals het GLOBIO-model dat Mean Species Abundance als biodiversiteitsindicator hanteert. Deze methoden staan beschreven in Bijlage E.

In de Werkwijzer Natuur wordt de natuurpuntensystematiek aanbevolen omdat deze specifiek is ontwikkeld voor de *Nederlandse* situatie en in die zin een nauwkeurige en evenwichtige afspiegeling geeft van de biodiversiteitseffecten van een ingreep in de *Nederlandse natuur*. Als een project een significant kwalitatief natuureffect veroorzaakt, wordt geadviseerd om met de natuurpuntenmethode verschillen in natuurpunten tussen projectalternatieven en het nulalternatief inzichtelijk te maken.

Het MIRT beveelt het gebruik van natuurpunten aan als een aanvulling op de MKBA om zo biodiversiteitseffecten inzichtelijk te maken (RIGO, 2013). Bij de eindpresentatie van de MKBA-resultaten worden dan het MKBA-saldo en de verandering in natuurpunten naast elkaar gepresenteerd. Op deze manier kan bijvoorbeeld de kosteneffectiviteit van de verschillende varianten met elkaar worden vergeleken.²⁷ In het rapport Omgevingskwaliteiten bij MIRT-projecten (Wever & Rosenberg, 2012) wordt de natuurpuntenmethode gezien als een tussenstap naar waardering in euro's van de niet-gebruikswaarde. Om te bepalen of het inderdaad een tussenstap is, speelt de vraag of het mogelijk is om aan te geven hoe een verandering in natuurpunten bepalend is voor een verandering in welvaart of van de geleverde ecosysteemdiensten. Het kan ook zijn dat natuurpunten in de huidige vorm alleen een maatstaf zijn voor biodiversiteit of veranderingen in schaarste van natuur. Hiervoor is nog meer onderzoek nodig.

Aanpak analyse natuurpunten

De onderstaande beschrijving is gebaseerd op Jaspers et al. 2016²⁸ en heeft als doel om op hoofdlijnen aan te geven hoe een analyse met natuurpunten uitgevoerd dient te worden. Voor een uitgebreide beschrijving en casestudies verwijzen wij naar [dit rapport](#). Daarnaast zijn er eerder verschenen belangrijke rapporten die ook benut kunnen worden voor het aan de slag gaan met natuurpunten omdat ze op onderdelen meer detail bevatten. Dit zijn de twee rapporten van PBL over de natuurpunten aanpak, [één rapport](#) voor terrestrische natuur²⁹ en één rapport voor natte natuur.³⁰

De berekening van natuurpunten maakt gebruik van de indeling (typologie) uit het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al. 2002³¹). Alle natuur binnen het beïnvloedingsgebied van het project of beleid wordt hierbij onderverdeeld in deze natuurtypen, waaraan referentielijsten van kenmerkende soorten van dit natuurtype gekoppeld zijn. Op basis hiervan wordt het volgende berekeningsprincipe aangehouden:

$$\text{Natuurpunten} = \text{kwaliteit} \times \text{weegfactor} \times \text{oppervlakte}$$

Waarbij:

- Kwaliteit = de kwaliteit van het ecosysteem ten opzichte van de maximaal mogelijke kwaliteit (0-100%): gemeten op basis van het aantal/aandeel referentielijstsoorten dat aanwezig is (nulalternatief) of zal zijn (beleidsalternatieven), gemiddeld over minimaal drie kenmerkende soortgroepen.
- Weegfactor = de – relatieve – bedreigdheid van het ecosysteem of natuurtype. Bedreigde systemen hebben een hoger gewicht dan veelvoorkomende en niet bedreigde systemen. De weegfactor wordt bepaald (of opgezocht) specifiek voor de aanwezige natuurtypen (nulalternatief) of verwachte (beleidsalternatieven) natuurtypen. De weegfactor is bepaald op basis van (inter)nationale zeldzaamheid

²⁷ Een voorbeeld hiervan staat in W. Grevers en P. Zwaneveld, 2011, Stapsgewijze aanpak levert meerwaarde: Een kosten-effectiviteitsanalyse naar de toekomstige inrichting van de afsluitdijk, CPB, Den Haag.

²⁸ ir. C.J. Jaspers, Dr. M. Mouissie, Dr. S. Wessels, Dr. J. Barke, Ing. M. Kolen, ir. A. Bucholc, 2016, Natuurpuntensysteem voor uniforme waardering van natuurkwaliteit. Sweco Nederland bv, referentienummer SWNL-0187111. In opdracht van: Rijksdienst voor Ondernemend Nederland.

²⁹ <http://www.pbl.nl/publicaties/2009/natuureffecten-in-de-mkba-s-van-projecten-voor-integrale-gebiedsontwikkeling>.

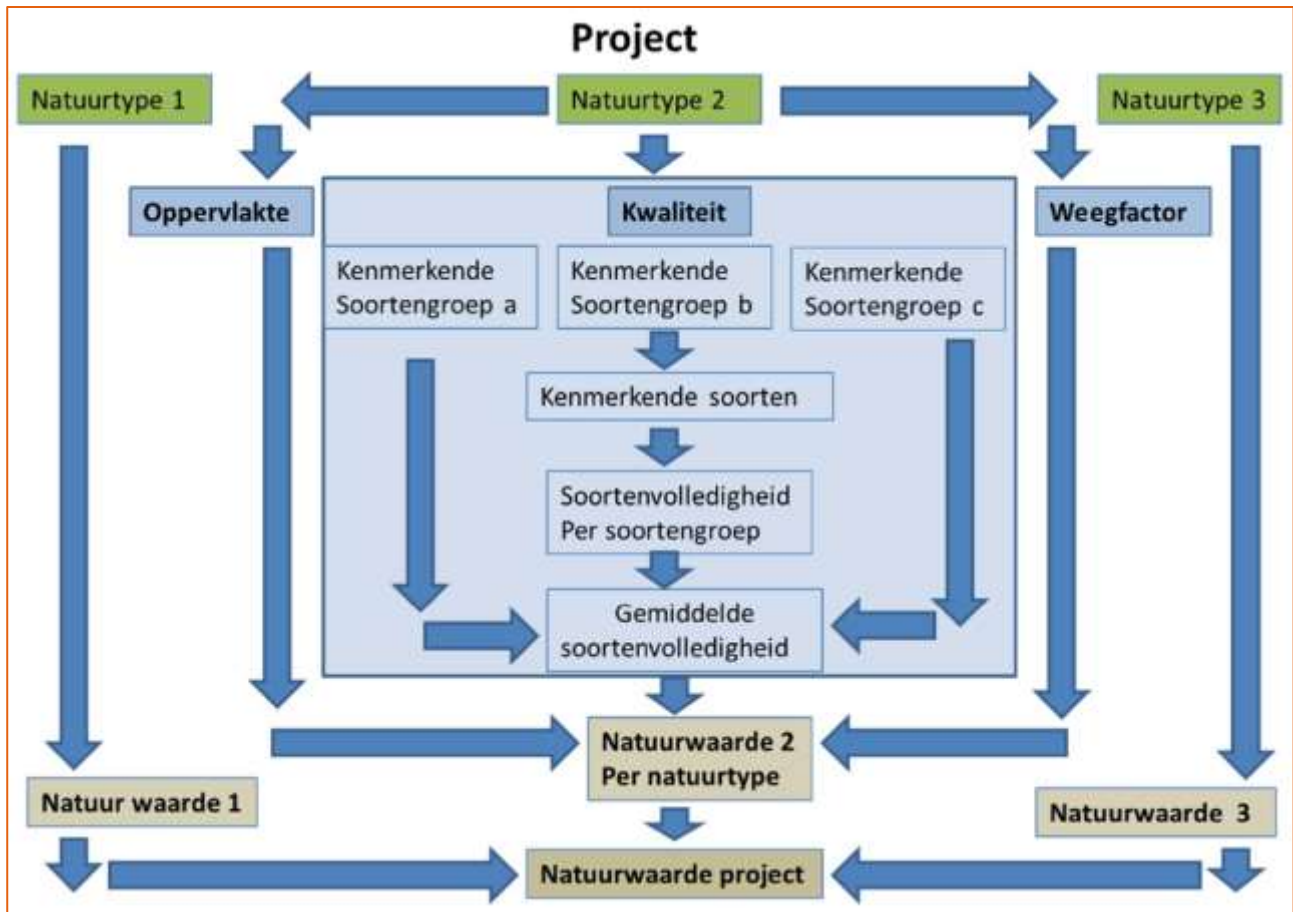
³⁰ <http://www.pbl.nl/publicaties/natuurpunten-kwantificering-van-effecten-op-natuurlijke-ecosystemen-en-biodiversiteit-in-het-deltaprogramma>.

³¹ Dick Bal, H.M. Beijer, S.R.J. Jansen (2002). Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Informatie- en Kennis Centrum Natuurbeheer, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.

en trend van de soorten die kenmerkend zijn voor het natuurtype. De weegfactor is van tevoren vastgesteld op basis van systematische, objectieve informatie en expert kennis.

- Oppervlakte = het oppervlak van het natuurtype in hectare in het nulalternatief of de beleidsalternatieven.

De uitkomst van de berekening is een hoeveelheid ecologisch gewogen hectares, dat een vergelijking van de biodiversiteit tussen het nulalternatief en de beleidsalternatieven mogelijk maakt. De systematiek van de natuurpunten is in Figuur 8 weergegeven.



Figuur 8 De systematiek van de natuurpunten (overgenomen uit: Jaspers et al. 2016)

Bij de berekening van de natuurtypen worden de volgende zes stappen doorlopen:

1. Selectie van natuurtypen – zowel voor het nulalternatief als voor de verwachte situatie in de beleidsalternatieven.
2. Bepalen van de oppervlakten per natuurtype - zowel voor het nulalternatief als voor de verwachte situatie in de beleidsalternatieven.
3. Selectie van soortengroepen per natuurtype – hierbij worden drie soortengroepen geselecteerd, op basis van de soortenlijsten van het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al. 2002). Indien planten voor het natuurtype op deze lijsten staan, vormen die in ieder geval één van de soortengroepen, omdat ze de basis voor de kwaliteit van het natuurtype. Voor vogels geldt hetzelfde, omdat ze een goede maat zijn voor verstoring. De derde soortengroep kan specifiek voor het natuurtype invulling aan worden gegeven.
4. Bepalen van de waargenomen soorten per natuurtype – dit betreft de situatie in het nulalternatief. Dit kan bijvoorbeeld op basis van de Nationale Databank Flora en Fauna (NDFF) en veldinventarisaties ingevuld worden.
5. Bepalen van de te verwachten soorten per natuurtype – dit betreft de verwachte situatie in de beleidsalternatieven. Dit kan op basis van expert judgement aan de hand van een viertal geschiktheidscriteria (kwaliteit van de standplaats, minimumareaal, bereikbaarheid, verstoring) bepaald worden.
6. Berekenen de natuurpunten – het bepalen van de natuurpunten in zowel het nulalternatief als de beleidsalternatieven door de volgende deelstappen:

- a. berekening van de fractie van het aantal waargenomen c.q. te verwachten soorten ten opzichte van het totaal aantal soorten van de referentielijst per natuurtype;
- b. berekening van de rekenkundig gemiddelde kwaliteitsscore over de 3 soortengroepen per natuurtype;
- c. berekening van de natuurlpunten: oppervlakte x kwaliteitsscore x wegingsfactor;
- d. Sommering van de natuurlpunten voor de natuurtypen in huidige en toekomstige situatie.

Toepassing resultaten natuurlpuntenmethodiek

Zoals eerder beschreven is de natuurlpuntenmethodiek niet opgesteld met het waarderen van natuur in het achterhoofd. Doordat het echter (veranderingen in) biodiversiteit meetbaar maakt, geeft het wel een maat voor de veranderingen van de levering van ecosysteem-einddiensten; veranderingen die met de huidige stand van kennis (nog) niet direct gekwantificeerd kunnen worden. Door terug te gaan naar de materialiteitsmatrix, specifiek voor de ecosysteemdiensten die als relevant zijn aangemerkt voor het type landgebruik waarvoor natuurlpunten berekend zijn, kan deze indirecte link weer gelegd worden. Dit zijn de ecosysteemdiensten waarvan kan worden aangenomen dat ze beïnvloed worden door de verandering van natuurlpunten. Dit is uiteraard geen exacte kwantificering, maar op kwalitatief niveau kan hierdoor wel een uitspraak worden gedaan over de welvaartseffecten als gevolg van veranderingen in biodiversiteit.

5.3 Actie D: bepalen verschil in ecosysteemdiensten

Actie D betreft het bepalen van het verschil in de geleverde ecosysteemdiensten tussen het nulalternatief en de beleidsalternatieven.

Het is dit verschil dat vervolgens gewaardeerd wordt in actie E (waardering). Actie E (waardering) en actie F (controleren of alle ecosysteemdiensten zijn 'afgedekt' en controle dubbeltellingen) zijn beschreven in [hoofdstuk 6](#).

6 WAARDEREN VAN WELVAARTSEFFECTEN

6.1 Inleiding

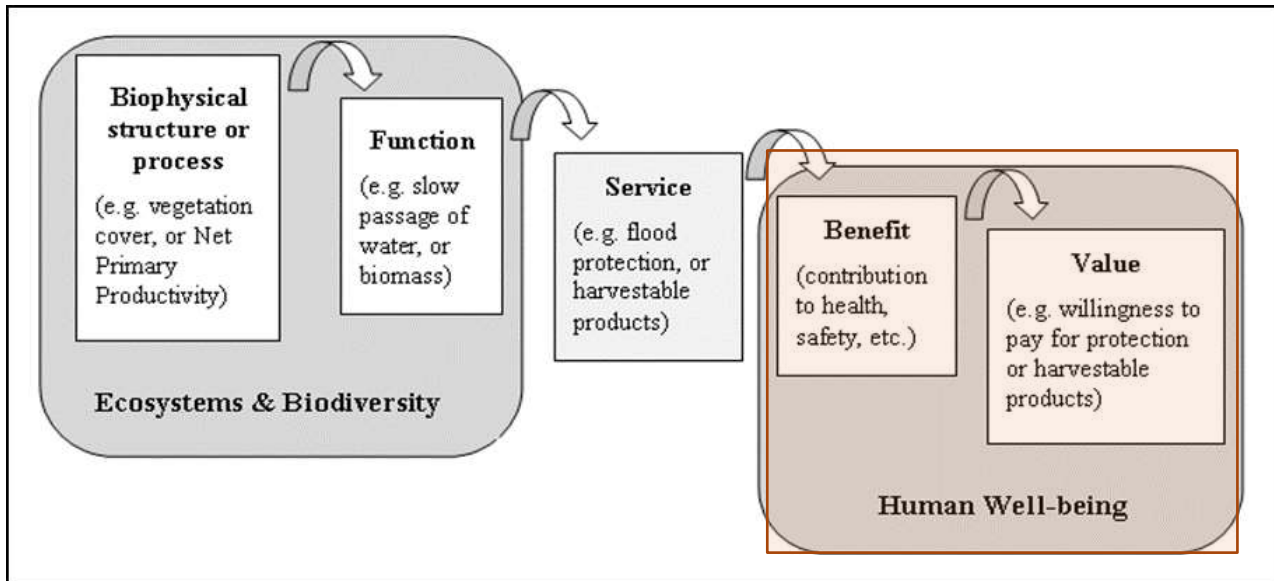
In dit hoofdstuk bespreken we de monetaire waardering van de welvaartseffecten van een verandering in ecosysteemdiensten. Dit zijn de laatste onderdelen van het actieplan, zoals gestart in hoofdstuk 4 (zie onderstaande tabel). In dit hoofdstuk worden acties E en F besproken (dik gedrukt).

We brengen de verschillende methoden in kaart die gebruikt kunnen worden om de welvaartseffecten door de verandering in ecosysteemdiensten in euro's uit te drukken. Zoals eerder vermeld, gaat het bij de waardering om de ecosysteem-einddiensten.

Tabel 6 Acties om van fysieke natuureffecten tot welvaartseffecten te komen

Actie	Nulalternatief	Beleidsalternatieven
Bepalen van fysieke natuureffecten en van welvaartseffecten door veranderingen in ecosysteemdiensten en biodiversiteit		
A	De huidige staat van natuur in het beïnvloedingsgebied (= gebied waar fysieke effecten plaatsvinden) in beeld brengen, in termen van landgebruik en kwaliteit daarvan. Zie hoofdstuk 4.	Per alternatief de voorgenomen fysieke natuureffecten in beeld brengen, in termen van verandering van landgebruik en verandering van kwaliteit binnen een landgebruikscategorie. Zie hoofdstuk 4.
B	Per landgebruikscategorie de relevante ecosysteemdiensten identificeren (materialiteitsmatrix). Hierbij is het van belang dat onderscheid gemaakt wordt tussen intermediaire diensten en einddiensten. Zie hoofdstuk 5	Per nieuwe of veranderde landgebruikscategorie de relevante ecosysteemdiensten identificeren (materialiteitsmatrix). Hierbij is het van belang dat onderscheid gemaakt wordt tussen intermediaire diensten en einddiensten. Zie hoofdstuk 5
C	Van de relevante ecosysteem-einddiensten (en waar nodig: de intermediaire) de kwalitatieve of, bij voorkeur, kwantitatieve geleverde ecosysteemdiensten bepalen. Waar dit (deels) niet mogelijk is, kan aanvullend de biodiversiteit apart gekwantificeerd worden. Zie hoofdstuk 5	Per alternatief van de relevante ecosysteem-einddiensten (en waar nodig: de intermediaire) de kwalitatieve of, bij voorkeur, kwantitatieve geleverde ecosysteemdiensten bepalen. Waar dit (deels) niet mogelijk is, kan aanvullend de biodiversiteit apart gekwantificeerd worden. Zie hoofdstuk 5
Vergelijken en moneteriseren van welvaartseffecten		
D	De verschillen in geleverde finale ecosysteemdiensten tussen de nulsituatie en de alternatieven in beeld brengen	
E	Het waarden van de verandering in ecosysteem-einddiensten door de betalingsbereidheid voor de finale ecosysteemdienst te bepalen.	
F	Controlestep of alle relevante ecosysteemdiensten in de analyse zitten en of er geen sprake is van dubbeltellingen.	

Tabel 3 in sectie 5.1 heeft de eerste stap gezet in het vertalen van ecosysteemdiensten naar welvaartseffecten en hoe je deze kunt meten. In Figuur 9 wordt dit weergegeven als de stap van dienst (service) naar welvaartseffect (benefit). Dit hoofdstuk gaat over de laatste stap: van welvaartseffect naar de het in monetaire termen waarden (value) ervan (zie rechterblok onderstaand figuur).



Figuur 9 Waarderen/ monetariseren van welvaartseffecten natuur (Uit: Potschin & Haines-Young, 2011)

Bij het monetaire waarderen van de welvaartseffecten als gevolg van een verandering van ecosystemendiensten, spelen waarderingmethoden een belangrijke rol. De waarderingmethoden meten hoe groot de betalingsbereidheid is (in euro's) om de fysieke effecten op de natuur te realiseren (bij een positief welvaartseffect) of om deze te voorkómen (bij een negatief welvaartseffect).³²

Het gebruik van één van de verschillende waarderingmethoden voor natuur is afhankelijk van de context. Sommige methoden kunnen alleen voor specifieke ecosystemendiensten worden gebruikt (bv. reiskostenmethode voor toeristische activiteiten) terwijl anderen in beginsel het hele scala aan ecosystemendiensten kunnen waarderen (Contingent Valuation Method (CVM) of Conjoint Analysis (CA)), maar niet altijd op een wetenschappelijk verantwoorde en betrouwbare wijze.

Een inventarisatie van bestaande MKBA's in het kader van deze studie laat zien dat monetaire waarderingmethoden voor natuur in Nederland nog relatief beperkt worden toegepast. Een eerdere analyse van Annema & Koopmans (2015) bevestigt dit beeld. De Blaaij et al (2013) concluderen dat effecten van natuur niet volledig en niet op een vergelijkbare wijze worden meegenomen in MKBA's.

Voorbeelden van MKBA's met monetaire waardering

Voorbeelden waarin wel monetaire waardering is toegepast zijn de strategische MKBA voor de Europese Kaderrichtlijn Water" (2006), de MKBA voor natuurontwikkeling in het Groene Hart" (2009) en de MKBA Gebiedsontwikkeling Atalanta (2011). Er is ook op het gebied van waterveiligheid en waterkwaliteit in Nederlandse MKBA's, KEA's en second opinions aandacht besteed aan het kwantificeren en monetariseren van effecten op natuur. Voorbeelden hiervan zijn "Ruimte voor water; kosten en baten van zes projecten en enige alternatieven" (Stolwijk & Verrips, 2000), de KEA "Een snelle kosten-effectiviteitanalyse voor het deltaprogramma IJsselmeergebied: wat zijn de kosten en veiligheidsbaten van wel of niet meestijden met de zeespiegel en diverse opties voor het vergroten van de zoetwaterbuffer?" (Bos, Zwaneveld & Puijenbroek, 2012) en de "Second opinion Economische analyse Zoetwater" (Bos & Zwaneveld, 2015). Ook de MKBA Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (Stratelligence, 2014) en de second opinion (CPB/PBL, 2014) horen in dit rijtje thuis. Ook zijn er in 2015 zijn een aantal specifieke MKBA's opgesteld ten behoeve van het Kaderrichtlijn Mariene Strategie maatregelenpakket, bijvoorbeeld een MKBA onderwatergeluid opgesteld door Royal Haskoning/DHV (2015) en een MKBA over de effecten van bodembescherming op het Friese Front en Centrale Oestergronden door LEI/IMARES.

Natuurbaten zijn ook gekwantificeerd en gewaardeerd buiten het MKBA-kader, zoals in het kader van TEEB (The Economics of Ecosystems & Biodiversity). In Bijlage F worden de projecten binnen TEEB verder beschreven.

³² In de praktijk is het meten van de betalingsbereidheid niet altijd mogelijk. In dat geval kan de opsteller indicatief wel aangeven of het welvaartseffect van een ingreep naar verwachting groot of klein is, bijvoorbeeld in relatie tot het aantal mensen dat wordt beïnvloed door de ingreep.

Waarderingsmethoden en waarden van natuur

Waarderingsmethoden hebben vaak betrekking op specifieke onderdelen van de waarde van natuur. Zo geeft bijvoorbeeld de hedonische prijsmethode een indicatie van de welvaartseffecten van de aanleg van een natuurgebied voor woningeigenaren, door de relatie tussen de woningwaarde en de nabijheid van natuur te bepalen. Woningeigenaren in de buurt van het natuurgebied zijn echter een andere doelgroep dan bijvoorbeeld toeristen die op een andere manier een betalingsbereidheid hebben voor aanleg of behoud van het gebied. Om de welvaartseffecten van de aanleg van het natuurgebied te bepalen kan dan de hedonische prijsmethode worden toegepast voor omwonenden en de reiskostenmethode voor recreanten. Als de doelgroepen niet goed worden onderscheiden is er een risico op dubbeltellingen. Een andere oorzaak voor dubbeltellingen is als de totale waarde van de natuurverandering bepaald wordt door meerdere waarden van verschillende methoden bij elkaar op te tellen. Als deze waarden deels dezelfde baten weerspiegelen, worden deze baten meerdere keren geteld. Om dubbeltellingen te voorkomen is het zinvol om enerzijds een onderscheid te maken tussen finale ecosysteemdiensten en intermediaire ecosysteemdiensten (zie ook paragraaf 5.1). en anderzijds onderscheid te maken naar verschillende typen economische waarden (zie Figuur 1).

In dit hoofdstuk bespreken we de diverse methoden die worden toegepast om de betalingsbereidheid voor een verandering in de levering van ecosysteem-einddiensten³³ te bepalen. Eerst bespreken we in paragraaf 6.2 het toepassingsadvies: wanneer kan welke methode het beste toegepast worden? Op basis van het toepassingsadvies kan per ecosysteemdienst de beste methode bepaald worden (paragraaf 6.3).

Vervolgens gaan we in paragraaf 6.4 verder in de diverse waarderingsmethoden, ingedeeld naar methoden gebaseerd op markten, gedrag, enquêtemethoden en kostenmethoden.

Tot slot bespreken we in paragraaf 6.5 het gebruik van batentransfers. Met deze methode kan de MKBA-opsteller de betalingsbereidheid voor natuur bepalen op basis van resultaten uit andere studies. Hierbij gaan we in op de belangrijkste aandachtspunten bij het toepassen van batentransfer.

6.2 Toepassingsadvies waarderingsmethoden

In dit toepassingsadvies rangschikken we de methoden op basis van hun methodologische kwaliteit, niet volgens het type dienst die zij waarderen. Een voorkeur voor een methode hangt onder andere af van de methodologische kwaliteit van die methode: geeft het de betalingsbereidheid weer voor een ecosysteemdienst? Wordt de betalingsbereidheid afgeleid van markten of gedrag, of van een enquête die een hypothetisch scenario schetst? De argumenten van Rietveld en Rouwendal (2000), Koetse en Rietveld (2010) en Romijn en Renes (2013) gebruiken we om tot een toepassingsadvies te komen dat gebaseerd is op de kwaliteit van deze methoden.

Het toepassingsadvies richt zich op het gebruik van de vier groepen van methoden. In sommige groepen is de overlap tussen de methoden gering omdat ze ieder een ander type ecosysteemdiensten waarderen. Zo kan de hedonische prijsmethode een verandering in het woongenot door een verandering in landschap of nabijgelegen natuur waarderen, terwijl de reiskostenmethode veranderingen in recreatieve diensten waardeert. Binnen andere groepen is er meer overlap tussen de methoden en geven we een rangschikking van methoden. Met CVM en CA, bijvoorbeeld, kunnen dezelfde veranderingen worden gewaardeerd, maar CA levert doorgaans betrouwbaardere resultaten dan CVM. Welke methode geschikt is voor het waarderen van welke ecosysteemdienst kan op basis van dit toepassingsadvies bepaald worden. We onderscheiden de volgende vier groepen van methoden:

1. **Marktprijzen:** De Algemene Leidraad stelt dat bij het waarderen van effecten zoveel mogelijk moet worden aangesloten bij marktprijzen. Als marktprijzen beschikbaar zijn kan de marktprijsmethode gebruikt worden. Als de ecosysteemdienst zelf niet vermarktbaar is, maar het als een input wordt gebruikt in een productieproces waar wel prijzen beschikbaar voor zijn, kan de productiefactormethode worden gebruikt om te bepalen hoeveel de ecosysteemdienst bijdraagt aan de marktprijs. Een randvoorwaarde hiervoor is dat de bijdrage van de ecosysteemdienst aan het productieproces bekend is, én dat de baten van het

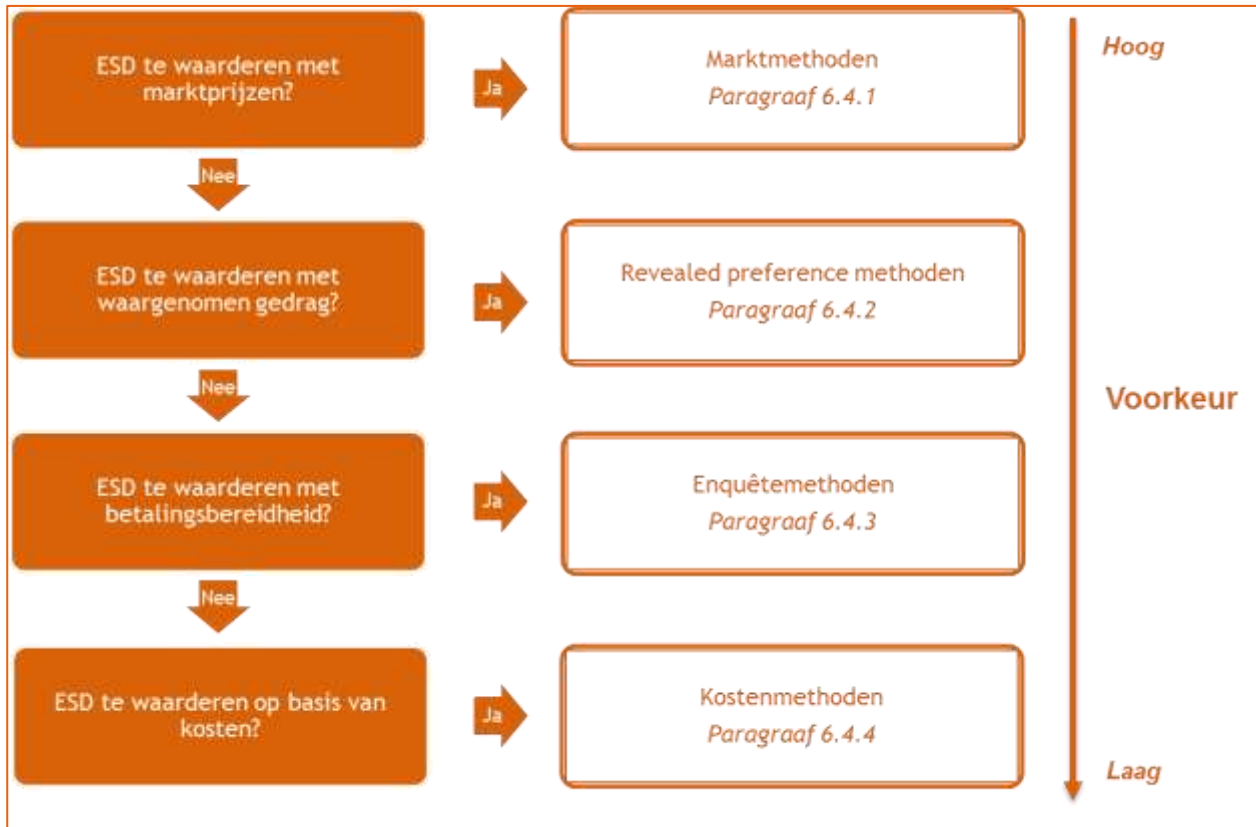
³³ Onder ecosysteemdiensten verstaan we ook de diensten die samenhangen met biodiversiteit. De relatie tussen biodiversiteit en ecosysteemdiensten is besproken in paragraaf 2.3.

natuurproduct kunnen worden berekend. De marktmethoden zijn een first-best optie omdat prijzen de betalingsbereidheid voor een ecosysteemdienst nauwkeurig weergeven.

2. Revealed preference methoden: Indien geen marktprijzen bekend zijn voor de ecosysteemdienst, wat vaak het geval is, of als marktimperfecties de waarde (of een deel hiervan) niet goed wordt weergegeven door marktprijzen, gaat de voorkeur uit naar methoden die het gedrag in andere markten kunnen meten: revealed preference (gebleken voorkeur) methoden. Dit geldt ook als door marktimperfecties de marktprijs de waarde niet goed weergeeft of als de marktprijs maar een deel van de waarde weergeeft.³⁴ De reiskosten- (RKM) en averting behaviour methoden (ABM) nemen direct het gedrag mee, terwijl dat voor de hedonischeprijsmethode (HPM) indirect gebeurt. Deze methoden worden voor verschillende type ecosysteemdiensten gebruikt: de RKM voor het bezoeken van een natuurgebied (culturele diensten), de ABM voor het tegengaan van het afzwakken van een ecosysteemdienst zoals waterzuivering (regulerende dienst) en de HPM voor andere culturele en regulerende diensten zoals het woongenot en verstoringsbescherming.
3. Enquêtemethoden: Als er geen informatie over prijzen beschikbaar is van een ecosysteemdienst, en de dienst ook niet kan worden gewaardeerd op basis van het waargenomen gedrag van mensen, kan inzet van enquêtemethoden (stated preference methoden) overwogen worden. Ook als de niet-gebruikswaarde van de effecten naar verwachting groot is kan het gebruik van enquêtemethoden overwogen worden. De andere methoden meten immers alleen de gebruikswaarde van natuur terwijl de enquêtemethoden doorgaans zowel de gebruiks- als de niet-gebruikswaarde van een verandering bepalen. Bij deze methoden wordt de betalingsbereidheid van respondenten voor een verandering via enquêtetechieken achterhaald, alhoewel hier de nodige kanttekeningen bij geplaatst worden (zie onderstaande box). De Algemene Leidraad stelt dat als de CVM of CA worden gebruikt, de beperkingen van deze methoden zo transparant mogelijk moeten worden belicht en dat de methode state of the art zou moeten zijn. Volgens Rietveld en Rouwendal (2000) is de CA minder onbetrouwbaar dan de CVM omdat de CVM makkelijker te manipuleren is en de gemeten betalingsbereidheid dus minder betrouwbaar is. De voorkeur gaat dus uit naar de CA.
4. Kostenmethodes: Deze kunnen worden gebruikt als de bovengenoemde methoden niet of minder goed zijn toe te passen. Deze methode geeft bijvoorbeeld de preventie- of herstelkosten om de negatieve gevolgen van een ingreep te voorkomen of ongedaan te maken. Deze benadering geeft echter niet de betalingsbereidheid weer voor ecosysteemdiensten omdat het niet gezegd is dat mensen deze kosten ook willen maken. Daartegenover staat dat het wel een praktische benadering is die aansluit bij concrete beleidskeuzes (bijvoorbeeld wel of niet compenseren). Dit kan een reden zijn om toch voor deze aanpak te kiezen.

Het toepassingsadvies illustreren we in Figuur 10 met een beslisboom volgens de vierdeling van methoden, conform de maatstaf van betalingsbereidheid voor het bepalen van welvaartseffecten.

³⁴ De waarde van biodiversiteit gaat bijvoorbeeld verder dan alleen de bijdrage aan landbouwproductiviteit.



Figuur 10 Beslisboom van waarderingmethoden om een ecosysteemdienst (ESD) te waarderen conform maatstaf betalingsbereidheid

Praktische randvoorwaarden (beschikbare budgetten, doorlooptijd)

De bovenstaande methoden zijn gerangschikt vanuit een methodisch oogpunt. In de praktijk blijkt echter dat vooral het uitvoeren van revealed preference en enquêtemethoden vaak kostbaar en tijdrovend zijn. Meestal ontbreekt het budget of de doorlooptijd om waarderingcijfers te bepalen aan de hand van bijvoorbeeld specifiek opgezette revealed preference studies. Dit wil echter niet zeggen dat daarom van de voorkeursvolgorde afgeweken zou moeten worden.

Als het budget of tijd voor een waarderingstudie ontbreekt, maar goede en toepasbare kengetallen uit andere studies wel voorhanden zijn, adviseren wij om een batentransfer toe te passen. De voorkeursvolgorde qua gebruikte waarderingmethodiek is in het geval van een batentransfer in beginsel dezelfde als in Figuur 10. Een goed toegepaste batentransfer op basis van bijvoorbeeld revealed preference methoden heeft nog steeds de voorkeur boven het gebruik van de kosten- en enquêtemethoden. Het gebruik van batentransfers lichten we verder toe in paragraaf 6.5.

Kwaliteit waarderingsmethoden

Een aantal van de waarderingsmethoden is geëvalueerd door Rietveld en Rouwendal (2000) op basis van hun wetenschappelijke kenmerken, betrouwbaarheid en toepassingsmogelijkheden. Wetenschappelijke kenmerken zoals de mate waarin de methode meet wat het moet meten (het concept “compenserende variatie”) spreekt in voordeel van de reiskosten-, hedonische prijs- en contingent valuation methoden. De vermijdingskosten- en herstelkostenmethoden zullen de waarde eerder over- of onderschatten. Een ander wetenschappelijk kenmerk is de “zwaarte” van de gemaakte veronderstellingen, zoals bij de CVM en CA waar hypothetische keuzes worden voorgelegd die een hypothetische betalingsbereidheid geven. De CVM en CA levert dus minder “harde” informatie dan methoden die waargenomen gedrag gebruiken.

De betrouwbaarheid van de methoden verschilt ook doordat gedrag de basis is: de hedonische prijs methode meet het koopgedrag, de reiskostenmethode het reisgedrag. In beide gevallen moet de invloed van natuur op de gemaakte keuzes worden (in)geschat. Dit is niet het geval voor de enquêtemethoden die geen betrekking hebben op het waargenomen gedrag maar op antwoorden in enquêtes over ingeschat gedrag. De bestaanswaarde van ecosysteemdiensten kan echter niet door de revealed preference methoden worden geschat, terwijl de CVM/CA dit wel kan (Koetse & Rietveld, 2010). De CVM/CA is volgens Rietveld en Rouwendal (2000) alleen van toepassing als de revealed preference methoden niet kunnen worden gebruikt, vooral door de gevoeligheid van de antwoorden als de vragen anders worden gesteld. Anderzijds is de CVM/CA het breedst toepasbaar omdat het gebruikt kan worden om veel effecten van infrastructuurprojecten te waarderen.

Over het algemeen ligt de voorkeur van Rietveld en Rouwendal (2000) bij revealed preferences methoden omdat het daadwerkelijke gedrag meet en een waardevolle informatiebron levert voor het waarderen van externe effecten bij het uitvoeren van infrastructuurprojecten. De CVM/CA is toepasbaar wanneer a priori is vastgesteld dat alle andere methoden onbetrouwbaar(der) zullen zijn, de betalingsbereidheid moet worden gemeten voor zaken waar geen informatie uit het verleden voor beschikbaar is en/of de niet-gebruikswaarde moet worden gemeten. CA (door Rietveld en Rouwendal aangeduid als “Stated Preference”) is volgens Rietveld en Rouwendal (2000) minder onbetrouwbaar dan CVM (zie *Tabel 7*).

*Tabel 7 Evaluatiemethoden**

methode	wetenschappelijke basis	benodigde informatie	betrouwbaarheid	toepassing
Impliciete Prijzen	goed	waargenomen keuzes	goed	reistijd
Reiskosten	goed	waargenomen keuzes	goed	gebruikswaarde natuur en landschap
Hedonische Prijzen	goed	Marktuitskomsten	goed	geluidhinder, emissies (lokaal), veiligheid
Stated Preference	minder goed	hypothetische keuzes	minder goed	reistijd, geluidhinder, gebruikswaarde natuur en landschap, emissies (lokaal), veiligheid
Contingent Valuation	minder goed	hypothetische betalingsbereidheid	moeilijk te verifiëren, makkelijk te manipuleren	bestaanswaarde natuur en landschap, emissies (mondiaal)
Schaduwprijs	dubieus	vermijdingskosten	goed, maar geeft onderschatting	bestaanswaarde natuur en landschap, emissies (mondiaal)

Bron: Rietveld en Rouwendal (2000), blz. 68

Bij de schaduwprijsmethode wordt het welvaartseffect bepaald op basis van de kosten die gemaakt moeten worden om het effect te vermijden (ook wel de preventie- of vermijdingskostenmethode genoemd). In het Handboek Milieuprijzen dat in 2017 is uitgebracht zijn verschillende van bovenstaande methoden toegepast om de milieueffecten in euro's uit te drukken.

6.3 Ecosysteemdiensten en waarderingmethoden

Het toepassingsadvies heeft de groepen methoden gerangschikt volgens hun methodologische kwaliteit. De methoden kunnen ook worden ingedeeld naar de (welvaartseffecten van) ecosysteemdiensten die ermee gewaardeerd kunnen worden. In TEEB voor gebieden (Hendriks et al., 2014) en Defra (2007) zijn de waarderingmethoden direct gekoppeld aan de ecosysteemdiensten. Dit geven we weer in Tabel 8, waarin een beknopte versie is weergegeven van de CICES-indeling van ecosysteemdiensten en de welvaartseffecten en waarderingmethoden die hierbij horen. De tabel laat zien dat producerende diensten door de marktprijsmethode gewaardeerd kunnen worden. De welvaartseffecten van regulerende en culturele diensten kunnen met meerdere methoden worden gewaardeerd.

Als er meerdere methoden zijn die de welvaartseffecten van dezelfde ecosysteemdienst kunnen waarderen, zoals het waarderen van verstoringsbescherming, hebben we de methoden gerangschikt op basis van methodologische kwaliteit. Zo zal de productiefactormethode voor de dienst verstoringsbescherming voorrang krijgen boven de hedonische prijsmethode, CA, CVM en de herstel- of preventiekostenmethoden.

Tabel 8 Ecosysteemdiensten, welvaartseffecten en waarderingmethoden (voorbeelden)

Ecosysteemdiensten	Output ecosysteem- einddiensten (welvaartseffect)	Waarderingmethode (gemonetariseerd welvaartseffect)
Producterende diensten		
Voedsel (bv. Vlees, vis, granen)	Hoeveelheid gewassen en dierlijke producten	Marktprijsmethode
Drinkwater	Volume drinkwater	Marktprijsmethode
Energie (bv. Hout)	Hoeveelheid biomassa per type	Marktprijsmethode
Regulerende diensten		
Afvalzuivering (waterzuivering)	Volume drinkwater	Productiefactormethode of averting behaviour methode
Verstoringsbescherming (bv. Overstromingen)	Kans op schade aan voedsel, onroerend goed en bezittingen	Productiefactormethode, hedonische prijsmethode, CA, CVM ³⁵ herstelkosten of preventiekosten
Culturele diensten		
Recreatie en toerisme (wandelen, hengelen)	Aantal bezoekers, recreanten, tijdbesteding aan recreatie	Reiskostenmethode
Esthetische informatie – natuur, landschap en woongenot	Beleving landschap en leefomgeving	Hedonische prijsmethode, CA, CVM

Bron: Hendriks et al. (2014), Defra (2007), CICES, bewerkt door Arcadis/CE Delft

Check op dubbeltellingen

Bij de keuze voor een waarderingmethode moet de onderzoeker er wel zeker van zijn dat de effecten en hun waardering elkaar uitsluiten en dat er geen dubbeltellingen optreden. Het risico van dubbeltellingen treedt vooral op bij het combineren van methoden voor het waarderen van een dienst, met name als ook enquêtemethoden worden gebruikt. Bijvoorbeeld als een daling in waterkwaliteit wordt gewaardeerd door zowel het effect op het aquatische milieu als het effect op recreatie te waarderen, kan een dubbeltelling ontstaan; de waterkwaliteit is namelijk een intermediaire dienst die van invloed is op de hobbyvisserij, wat een finale ecosysteemdienst is. Bij het waarderen van ecosysteemdiensten is het daarom van belang om

³⁵ CA heeft de voorkeur boven CVM.

een helder onderscheid te maken tussen de eerdergenoemde *intermediaire ecosysteemdiensten* en *ecosysteem-einddiensten*.

Check op volledigheid ecosysteemdiensten in de analyse

De MKBA-opsteller moet ervoor zorgen dat de waardering van ecosysteemdiensten volledig is in het licht van stap 2 (identificeren relevante ecosysteemdiensten) in paragraaf 5.2.2. Indien niet alle ecosysteemdiensten bij de waardering worden betrokken, leidt dit tot een onderschatting van de totale waarde van de verandering.

6.4 Nadere beschrijving waarderingmethoden

In deze paragraaf gaan we dieper in op de verschillende waarderingmethoden. We hanteren hierbij de vierdeling, zoals weergegeven in het toepassingsadvies:

- Methoden gebaseerd op markten.
- Methoden gebaseerd op gedrag.
- Methoden gebaseerd op enquêtemethoden.
- Methoden gebaseerd op kostenmethoden.

6.4.1 Methoden gebaseerd op markten

Zoals eerder gemeld stelt de algemene leidraad dat bij het waarderen van effecten moet zoveel als mogelijk worden aangesloten bij (waargenomen) marktprijzen.

6.4.1.1 Marktprijsmethode

Als marktprijzen van goederen en diensten bekend zijn kan de betalingsbereidheid direct worden bepaald. De monetaire waarde van hout in een bos (productiedienst) kan worden geschat door de marktprijs van het hout te vermenigvuldigen met de hoeveelheid hout dat beschikbaar is in het bos. In de praktijk wordt in deze methode vaak de toegevoegde waarde van een product gebruikt om de maatschappelijke baten te meten. Er blijven echter wel kanttekeningen bij deze methode, omdat prijzen soms niet equivalent zijn aan de betalingsbereidheid voor een ecosysteemdienst. Dit kan een aantal oorzaken hebben:

1. Indien sprake is van marktfalen, omdat er bijvoorbeeld imperfecte concurrentie is, of omdat er geen rekening is gehouden met subsidies of externe effecten.
2. Als de markt niet in evenwicht is, zullen de prijzen niet correct zijn om de betalingsbereidheid te meten (zie onderstaand voorbeeld m.b.t. Grevelingen/ Volkerak-Zoommeer).

Om er zeker van te zijn dat de eerdergenoemde problemen niet optreden moet er een marktanalyse uitgevoerd worden. Als onderdeel van een marktanalyse moet o.a. gekeken worden naar de impact op afzetmarkten en winstmarges voor bedrijven. Het marktaandeel (binnen- en buitenland) van de afzetmarkten voor het product beïnvloedt hoe sterk de relatie is tussen aanbod en prijs: weinig marktaandeel betekent een miniem effect op de prijs, en vice versa. Als deze relatie niet goed wordt onderbouwd, zullen de baten onjuist geschat worden. Bij een lagere prijs zullen de winstmarges gedrukt worden, met als gevolg dat er minder baten zijn voor bedrijven, terwijl consumenten een welvaart verhogend effect zullen ervaren als de prijs daalt, en vice versa. Bij het gebruik van de marktprijsmethode zullen deze tegengestelde effecten moeten worden bepaald om tot een juiste schatting te komen van het totale welvaartseffect.

Met een gedegen marktanalyse kan de markt goed begrepen worden door de opsteller en worden fouten voorkomen bij de waardering. De marktprijsmethode is vooral bruikbaar voor het waarderen van producerende diensten die op goedwerkende markten worden verhandeld. Als externe effecten van productie (bv milieueffecten) niet in de marktprijs zijn opgenomen, dienen deze ook te worden gewaardeerd.³⁶

Voor de schatting van bijvoorbeeld landbouwbaten bij investeringen in de aanvoer van zoetwater, moet rekening worden gehouden met de interactie tussen droogte, zoetwater beschikbaarheid, vergroting van het

³⁶ Voor de waardering van milieueffecten bijvoorbeeld kan het Handboek Milieuprijzen worden gebruikt (zie paragraaf 6.5).

aanbod en landbouwprijzen.³⁷ Iets vergelijkbaars geldt voor de opbrengsten uit natte natuur (visserij en schelpdierensector). Voorbeeld 1 toont de problemen hiermee laat zien hoe dit mis kan lopen.

Voorbeeld 1 Waarderen van effecten

MKBA bij de Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer

In de MKBA Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer is gebruik gemaakt van de marktprijsmethode voor het waarderen van de baten van de mosselkweek. Bij het zout maken van het Volkerak-Zoommeer en de introductie van beperkt getij in de Grevelingen, zouden er extra opbrengsten uit mosselkweek gerealiseerd worden ter waarde van €148 miljoen, veruit de grootste baat. In de Grevelingen zou dit mede veroorzaakt worden door de afname van het risico op zuurstofarme condities en een grotere zoetwaterstroom met toevoer van nutriënten.

In de second opinion van deze MKBA kwamen CPB en PBL tot de conclusie dat dit bedrag een overschatting was. De aangenomen winstmarge bij de berekening van de mosselbaten zou namelijk te hoog zijn, doordat er sprake was van een initiële situatie met een aanbodtekort. Door de toename van het aanbod vanwege de ingreep zou de winstmarge dalen. Door deze lagere winstmarge zouden ook de baten van bestaande en nieuwe mosselkwekers lager uitvallen, waardoor de positieve baten van consumenten door de lagere mosselprijs deels, of volledig, worden tenietgedaan.

Hierbij is het ook van belang dat het grootste deel van de Nederlandse mosselen wordt geëxporteerd. Als deze volledig voor de Nederlandse markt zouden worden geproduceerd en extra aanbod tot een prijsdaling op de Nederlandse markt leidt, dan profiteren Nederlandse consumenten van de prijsdaling. Deze maatschappelijke baten voor Nederlandse consumenten compenseren dan de negatieve effecten van de prijsdaling op de winst van de huidige mosselkwekers. Veruit het grootste deel van de Nederlandse mosselen wordt echter geëxporteerd, vooral naar Vlaanderen. Dit betekent dat vooral Vlaamse handelaren en consumenten zullen profiteren van deze prijsdaling en dat in Nederland de maatschappelijke baten van extra mosselkweek mogelijk zelfs fors negatief kunnen zijn.

In de MKBA is er echter van uitgegaan dat er geen sprake is van een perfecte mosselmarkt door het bijna monopolie in België, het aanbodtekort en het ontbreken van vrije markttoegang. Daarom is verondersteld dat een prijsdaling niet waarschijnlijk is of beperkt blijft. Deze discussie geeft aan dat steeds goed gekeken moet worden naar de feitelijke marktcondities.

Bron: 1) CPB/PBL, second opinion concept MKBA Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014) en 2) Stratelligence, MKBA bij Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014).

Voorbeeld 2 Waarderen van effecten

Openhouden van Jachthaven Schiermonnikoog

Bij het kwantificeren van fysieke effecten is uitgegaan van het aantal uren dat een ecosysteemdienst wordt benut voor producerende diensten en het volume of ruimtebeslag van andere diensten (bijvoorbeeld ha broedhabitat).

Bij het kwantificeren van fysieke effecten voor de visserij is uitgegaan van de marktprijs van de schelpdieren. Door de ingrepen in het projectalternatief neemt het areaal visgebied af. Het negatieve welvaartseffect is gewaardeerd door de vermindering van de opbrengst te vermenigvuldigen met een marktprijs van € 2,5 per kg kokkelvles. De berekende waarden zijn indicatief en een eerste ruwe schatting.

We kunnen in het kader van deze werkwijzer niet bepalen of de effecten juist zijn gewaardeerd, of dat aandachtspunten zoals bij het voorbeeld van het Volkerak-Zoommeer een rol spelen. Er is namelijk geen second opinion uitgevoerd.

Bron: WUR/PBL TEEB voor gebieden: Hoofdstudie. Openhouden Jachthaven Schiermonnikoog (2014).

³⁷ <https://www.cpb.nl/sites/default/files/publicaties/download/cpb-notitie-second-opinion-mkba-zoetwater.pdf>

Voorbeeld 3 Waarderen van effecten

MKBA Hondbossche en Pettemer Zeewering

In deze MKBA zijn de welvaartseffecten op natuur niet in euro's uitgedrukt, maar zijn de kwalitatieve scores overgenomen van de impact op natuur per beschermingsregime, zoals opgenomen in het MER. Enerzijds is daarmee voorkómen dat natuur 'op een hoop is gegooid' door – conform de toenmalige voorschriften uit de werkwijzer 'OEI bij SNIP' – alleen te kijken naar veranderingen in oppervlakte natuur. Daar is beredeneerd van afgeweken. Echter het gevolg daarvan is dat er feitelijk geen toegevoegde waarde in de MKBA is te vinden t.o.v. de MER vanuit het perspectief van natuur.

Bron: Arcadis MKBA Zwakke Schakel Hondbossche en Pettemer Zeewering (2010).

6.4.1.2 Productiefactormethode (PFM)

De PFM kan de gebruikswaarde van een ecosysteemdienst indirect schatten via de effecten die het heeft op de levering van vermarktbaar producten. Deze methode waardeert de natuur op basis van de intermediaire ecosysteemdiensten die gebruikt kunnen worden als productiefactor in productieprocessen voor vermarktbaar goederen (Hanley & Barbier, 2009). Doordat er in veel gevallen moeilijk een eenduidig verband kan worden gelegd tussen de verandering van de intermediaire dienst en de verandering van de vermarktbaar producten, wordt deze methode in de praktijk echter nauwelijks toegepast (LNE, 2008).

6.4.2 Revealed Preference methoden

De waarde van een ecosysteemdienst die niet op een markt wordt verhandeld kan afgeleid worden van het gedrag op een bestaande gerelateerde markt. Individuen maken keuzes op een bestaande markt, zoals de huizenmarkt, en deze keuzes kunnen worden gebruikt om de betalingsbereidheid in de ontbrekende markt te schatten, bijvoorbeeld het effect van een verandering in culturele diensten zoals de landschappelijke waarde op de marktprijs van het huis. Dit betekent wel dat de relatie tussen de bestaande en ontbrekende markt goed onderbouwd moet zijn.

6.4.2.1 Hedonische prijsmethode (HPM)

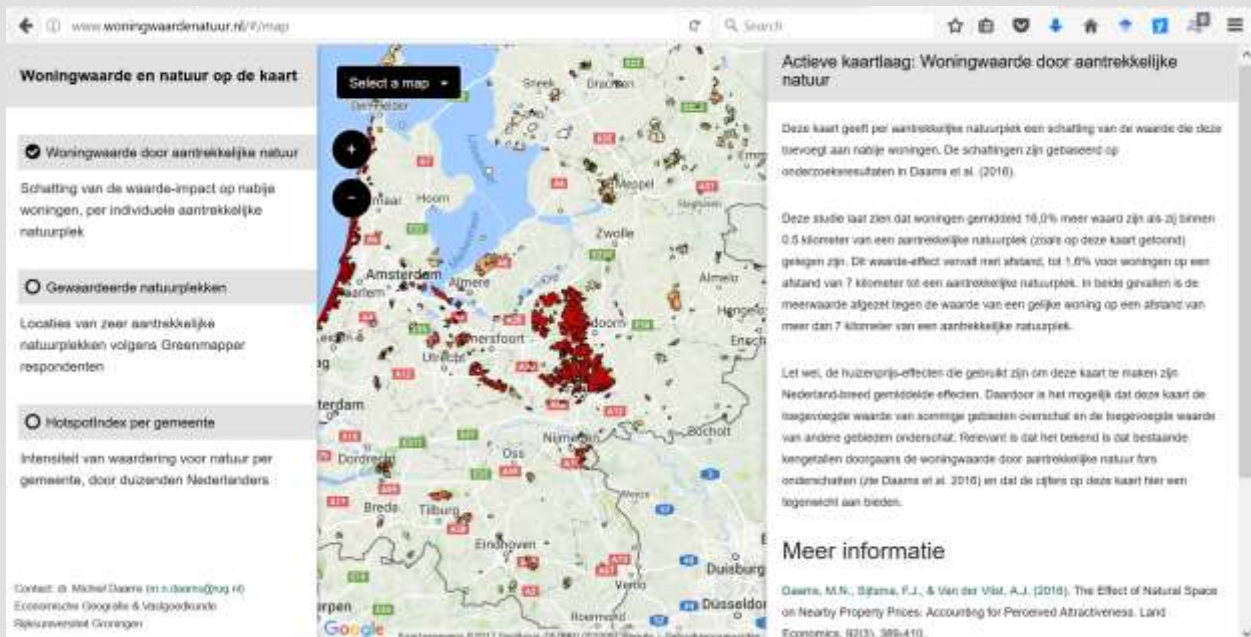
De hedonische methode analyseert het effect van de natuur op basis van geobserveerd gedrag in de markt van een gerelateerd goed. Het uitgangspunt is dat de waarde van natuur kan worden weergegeven als functie van een aantal variabelen. De bijdragen van deze variabelen (zoals aanwezigheid groen, waterkwaliteit) op de prijs van een goed worden met statistische technieken bepaald, om zo de betalingsbereidheid voor elk kenmerk weer te geven. In het geval van natuur wordt de hedonische prijsmethode vaak toegepast op de woningmarkt. Hierbij wordt de woningwaarde in de nabijheid van natuur vergeleken met de woningwaarde in gebieden elders. In de praktijk zou een goede HPM-studie een functionele vorm nodig hebben die iets zegt over de waarde van een huis als functie van de aanwezige hoeveelheid groen. Dan kan men het verlies of de toename van de waarde als gevolg van een verandering van de hoeveelheid groen of natuur bepalen. De opsteller van een MKBA moet zich dus bewust zijn van de relatie tussen de huizenprijs en de verandering in natuur.

Een voordeel van de hedonische prijsmethode is dat de resultaten zijn gebaseerd op daadwerkelijk gedrag van mensen. Een nadeel is dat complexe econometrische analyses noodzakelijk zijn, waarbij een grote dataset een vereiste is om eventuele statistisch significante relaties te bepalen. Hierdoor is het lastig om bij elke MKBA een afzonderlijke hedonische prijsanalyse uit te voeren. Wel is het vaak mogelijk om bestaande analyses te gebruiken. Daarbij gelden echter beperkingen van 'batentransfers' (zie paragraaf 6.5). De HPM kan sommige regulerende diensten zoals bescherming tegen overstromingen schatten, en ook bepaalde culturele diensten zoals het uitzicht bij het wonen naast een natuurgebied.

Aantrekkelijke natuur en huizenprijzen

De hedonische prijsmethode is de afgelopen jaren beperkt toegepast in Nederlandse MKBA's. Er zijn echter wel kengetallen voorhanden. Daams (2016) heeft in zijn proefschrift op basis van een ruimtelijk-econometrisch onderzoek bijvoorbeeld geconcludeerd dat op nationale schaal hoog-aantrekkelijke natuur (clusters van aantrekkelijke natuur o.b.v. hotspotmonitor/greenmapper gegevens) de prijzen van woningen over een afstand tot zeven kilometer verhoogt (Daams et al, 2016). Hoe dichterbij natuur, hoe sterker het effect: 16% van de woningprijs kan aan de natuur worden toegeschreven, waarbij uitzicht over het natuurgebied niet noodzakelijk is. Verder weg wordt het effect vanzelfsprekend kleiner: het effect is 1,6% op een afstand van zeven kilometer en daarna wordt het verwaarloosbaar klein. Hoewel het effect per woning relatief klein is op zeven kilometer afstand, treft het op die afstand de prijzen van veel woningen. Aantrekkelijke natuur heeft daardoor op de woningmarkt veel meer waarde dan eerder gedacht.

De resultaten van de Daams et al. 2016 paper zijn op een eenvoudige manier ook online beschikbaar gemaakt op www.woningwaardenatuur.nl. Op deze website kan men van verschillende hooggewaardeerde natuur in Nederland zien hoeveel woongenot er in Euro's door wordt veroorzaakt.



6.4.2.2 Reiskostenmethode (RKM)

De reiskostenmethode bepaalt de economische waarde op basis van reiskosten naar de natuur. De reiskosten kunnen bestaan uit toegangsgeld, benzine en reistijdskosten³⁸. Er zijn verschillende typen methoden om de reiskosten te kunnen bepalen. Voor een meer gedetailleerde beschrijving verwijzen we naar Ruijgrok et al. (2004) en LNE (2008). De reiskostenmethode kan met name de waarde schatten van culturele diensten die verbonden zijn aan toeristische activiteiten.

Een belangrijk voordeel van de methode is dat de uitkomsten makkelijk te begrijpen en interpreteren zijn. Het gaat immers om te reiskosten die personen maken om een gebied te bezoeken. Daarnaast zijn de voor de tijdskosten van reizen kengetallen beschikbaar (KIM, 2013). Een nadeel is dat de reiskosten niet rechtstreeks gerelateerd hoeven te zijn aan de waarde van natuur en dat het niet eenvoudig is om in te schatten hoeveel meer of minder mensen er naar een natuurgebied komen als de omvang of kwaliteit ervan verandert. Mensen kunnen namelijk meerdere motivaties hebben om een gebied te bezoeken. Daarnaast vergt de bepaling van de reiskosten een grote beschikbaarheid van data. Er moeten ook veel aannames

³⁸ In een studie naar de vraag of afschrijving van het voertuig meegeteld moet worden in een reiskostenmethode hebben Hang et al. (2015) geconcludeerd dat individuen afschrijving eerder als vaste kosten ervaren dan marginale kosten. Als mensen eenmaal hebben gekozen om een auto te hebben, zijn aan een rit naar de natuur alleen marginale kosten verbonden (tijd, brandstofkosten).

worden gemaakt om de totale reiskosten te kunnen bepalen, alhoewel er beproefde methoden beschikbaar zijn voor MKBA's van transportprojecten.

De Algemene Leidraad geeft het volgende aan over de reiskostenmethode:

“Bij de reiskostenmethode wordt bepaald hoeveel reiskosten (inclusief reistijd) bezoekers over hebben voor een bezoek aan gebieden met een verschillende kwaliteit. Deze methode wordt veel gebruikt om de waarde te bepalen van een recreatie- of natuurgebied als geheel of van de milieukwaliteit van een onderdeel daarvan, zoals de kwaliteit van zwem- of viswater. Bij een bezoek aan een bos betalen bezoekers geen prijs voor het bezoek, maar maken ze wel kosten, waaronder reiskosten. Als de bezoekerskosten afnemen, neemt het bezoek aan het bos toe. Wanneer voor dezelfde kosten ook een ander bos met een hogere kwaliteit zou kunnen worden bezocht, dan zal dat bos een groter aantal bezoekers trekken. Met informatie over de bezoekerskosten en de aantallen (jaarlijkse) bezoekers kan de vraag naar (recreatieve) ecosysteemdiensten worden bepaald. Deze geschatte vraag kan vervolgens worden gebruikt om de verandering van het consumentensurplus te berekenen dat ontstaat door een toename van de kwaliteit.

Het belangrijkste voordeel van de hedonische prijsanalyse en de reiskostenmethode is dat zij zijn gebaseerd op waargenomen werkelijk keuzegedrag. Een belangrijk nadeel is dat de methoden minder goede informatie opleveren naarmate een bepaalde eigenschap minder invloed heeft op de geanalyseerde marktbeslissing (om een huis te kopen, een baan te accepteren, een reis te maken) dan wel niet goed te scheiden is van andere eigenschappen. Ook bestaat het gevaar dat maar een deel van de ongeprijsde effecten wordt gewaardeerd. Een bos wordt niet alleen door bezoekers gewaardeerd, maar ook vanwege de gunstige effecten op de waterhuishouding (waterveiligheid) en het afvangen van fijnstof (gezondheid). Door alleen naar de reiskosten van bezoekers te kijken blijven deze andere diensten die een bos levert buiten beschouwing. Ook de waarde die mensen hechten aan het bestaan van het bos, zonder dat ze er direct gebruik van maken (de niet-gebruikswaarde), blijft buiten beeld. En de hedonische prijsanalyse van woningen om de waardering van een cultuurhistorisch fraai stadscentrum te bepalen, gaat voorbij aan de waardering van dit centrum door bezoekers van buiten de stad.

Bij zowel de hedonische prijsanalyse als de reiskostenmethode wordt in feite de waardering voor een ongeprijsd effect gemeten op een complementaire markt. Om te kunnen genieten van het bos moeten we er eerst naartoe; de reis is complementair met het bosbezoek. Om gebruik te kunnen maken van de voorzieningen in het stadscentrum moet we er in de buurt wonen; de woning is complementair met het centrumbezoek. Om een goede waardering te krijgen moeten de complementaire markten goed worden gekozen. Ook dat is onderdeel van het ambacht van de MKBA-opsteller. Er zijn ook voorbeelden waarbij leefomgevingseigenschappen niets doen in een hedonische prijsanalyse, bijvoorbeeld de effecten van stedelijke voorzieningen op kantoorhuren. Dat wil niet zeggen dat de leefomgevingseigenschappen niet worden gewaardeerd: alleen de huurders van de kantoren doen dat niet. De complementaire markt is dan niet goed gekozen.”

In de Nederlandse literatuur zijn we weinig studies tegengekomen waarin de reiskostenmethode is toegepast in het kader van een Maatschappelijke Kosten Baten Analyse (MKBA) voor natuur. Wel komen we de methode tegen bij studies om de waarde van natuur te bepalen (los van een specifieke ingreep). De recreatiewaarde van het Vlaamse Meerdaalwoud-Heverleeboscomplex bedraagt bijvoorbeeld, op basis van de reiskostenmethode, tussen €1,6 miljoen en €18 miljoen (jaarlijks) (Moons et al., 2000). Er werden in deze studie 5972 bezoekers geteld die gemiddeld €13,5 per bezoek uitgaven voor de reis.

6.4.2.3 Averting Behaviour Methode (ABM)/ Ontwijkgedragmethode

Met de Averting Behavior Methode worden de uitgaven en kosten van maatregelen berekend waarmee huishoudens in de directe woonomgeving van natuur zich proberen te beschermen tegen negatieve effecten. Volgens Koetse en Rietveld (2010) is de ABM een revealed-preference methode omdat de uitgaven van personen of huishoudens hun gedrag weergeven en zo de betalingsbereidheid kan worden geschat voor een negatief extern effect. De maatregelen zijn vaak vrijwillig zoals het zuiveren van kraanwater met een filter of dubbele beglazing tegen geluidsoverlast. De uitgaven geven de betalingsbereidheid weer, maar ook voor deze methode geldt dat de kosten niet gelijk hoeven te zijn aan de waardering van de schade. Zo geldt voor dubbele beglazing bijvoorbeeld dat het motief voor de aanschaf warmte- i.p.v. geluidsisolatie kan zijn. Voor de ABM gelden daarom ook dezelfde kanttekeningen als voor de preventiekosten- en herstelkostenmethode (zie 5.2.4). Het is daarom belangrijk om duidelijk te onderbouwen waarom de ontwijkguitgaven representatief zijn voor de betalingsbereidheid. Een verschil met de preventiekosten- en herstelkostenmethoden is dat de ABM wél het gedrag van huishoudens bevat. Ontwijkguitgaven zullen in de

praktijk vooral gerelateerd zijn aan effecten in het ‘grijze milieu’ (geluidsoverlast, emissies naar water, etc.). Voor een monetaire waardering van milieueffecten verwijzen we naar het Handboek Milieuprijzen en de werkwijzer MKBA’s in het Milieubeleid (zie volgende box).

Handboek Milieuprijzen

Parallel aan de werkwijzer natuur is ook een werkwijzer voor MKBA’s milieubeleid opgesteld. Bij het ‘grijze’ milieu gaat het om uitstoot van emissies naar lucht bodem en water, de onttrekking van grondstoffen, geluidsoverlast en straling. Tussen MKBA’s van natuur en het grijze milieu bestaan echter geen Chinese muren. Zo heeft natuur een invloed op de CO₂ concentratie door de opvang van koolstof, en hebben emissies vanuit het grijze milieu (zoals vermestende NO_x emissies) invloed op natuur.

Voor de waardering van grijze milieueffecten is, parallel aan de werkwijzer MKBA’s in het milieubeleid, een Handboek Milieuprijzen opgesteld. Milieuprijzen zijn kengetallen die de maatschappelijke waarde voor het voorkomen van milieuvervuiling berekenen en uitdrukken in euro’s per kg vervuilende stof. Milieuprijzen geven daarmee de welvaartsverliezen die optreden indien de stof in het milieu terecht komt. Milieuprijzen zijn daarmee vaak gelijk aan de externe kosten.

In het Handboek Milieuprijzen 2017 worden voor meer dan 400 milieugevaarlijke stoffen geloosd naar lucht, bodem en water, schadekosten gegeven die gebruikt kunnen worden in MKBAs. Ook zijn waarderingskengetallen opgenomen voor geluidsoverlast. Hier kan ook gebruik van worden gemaakt bij de waardering van verschillende natuureffecten, zoals koolstofopslag van natuur of reductie van geluidsoverlast door de aanleg van een groene haag tussen woningen en een snelweg.

6.4.3 Enquêtemethoden

Deze methoden waarderen een natuurverandering door mensen (omwonenden of bezoekers) een hypothetisch gecreëerd scenario voor te leggen. Bij het vragen naar de betalingsbereidheid om een natuurverandering te voorkomen of juist te realiseren kan men hen vragen om één bepaald bedrag op te geven – de klassieke Contingent Valuation Method (CVM). Conjoint Analysis (CA) probeert daarentegen niet direct een waardetoekenning voor het ongeprijsd effect te vragen. Men legt de respondent een aantal combinaties voor van het ongeprijsd effect (ecosysteemdienst) en andere monetaire of niet-monetaire variabelen (zoals vrije tijd). De monetaire waarde van het ongeprijsde effect kan voor niet-monetaire variabelen indirect worden berekend door deze aan geldwaarden te koppelen. Stated preference methoden kunnen alle typen ecosysteemdiensten waarderen en zijn ook de enige methoden die de totale economische waarde – dus de gebruiks- plus niet-gebruikswaarde – van een verandering kunnen geven. De Algemene Leidraad geeft het volgende weer over enquêtemethoden.

Algemene leidraad en enquêtemethoden (bl. 105-106)

“Deze groep methodieken heeft als voordeel dat ze meer vrijheid bieden voor de inrichting van het onderzoek dan de methoden die zich baseren op waargenomen voorkeuren. Hiermee kunnen de problemen van partiële waardering van de hedonische prijsmethode en de reiskostenmethode worden voorkomen, inclusief de bepaling van de niet-gebruikswaarde. Dit biedt een mogelijkheid om de totale economische waarde in beeld te brengen.

Het belangrijkste nadeel is dat respondenten in een vrijblijvende en kunstmatige situatie antwoorden kunnen geven die afwijken van wat ze in werkelijkheid zouden doen. De vertekening kan worden versterkt door strategisch antwoordgedrag of als er sprake is van preferentievorming waardoor embedding- of framing-problemen ontstaan omdat respondenten eigenlijk geen idee hebben over het voorliggende vraagstuk.

Voor de bepaling van sommige waarden is de beweerde-voorkeurmethode echter de enige bruikbare methode om de maatschappelijke kosten en baten in monetaire waarden uit te drukken. Het gaat dan vooral om de bestaanswaarde of niet-gebruikswaarde van goederen; De beweerde-voorkeurmethode kan ondanks haar zwakke methodologische punten (biases) niet zomaar terzijde worden geschoven. Hoewel de methode in sommige wetenschappelijke disciplines (bijvoorbeeld de economische discipline) en beleidskringen meer en meer wordt aanvaard, zal de methode altijd onderwerp van discussie en debat zijn. Tegenstanders van een bepaald beleid of bepaalde beleidsbeslissingen zullen de methode blijven aanvallen op haar zwakke methodologische punten, bijvoorbeeld bij de constructie van waarden voor milieugoederen en -diensten. Om

die laatste reden is het van groot belang dat de methode state of the art wordt toegepast en dat zwakke punten zoveel mogelijk transparant worden gemaakt. Al zal dit de problemen niet geheel wegnemen.

Een communis opinio lijkt te zijn dat naarmate een beweerde-voorkeuronderzoek meer aansluit bij de dagelijkse persoonlijke belevings sfeer van mensen, zoals tijdwaarderingsonderzoeken voor reisgedrag, de betrouwbaarheid van de uitkomsten toeneemt. Maar er spelen nog vele andere factoren die de betrouwbaarheid van dergelijke onderzoeken mede bepalen.

Ten slotte moet als duidelijk minpunt van waardering studies worden vermeld dat deze nogal tijdrovend en kostbaar zijn. Hierbij komt dat zij ook specifiek en locatie gebonden zijn. De mate waarin de resultaten van studies verkregen in een specifieke regio of situatie ook generaliseerbaar en toepasbaar zijn in andere regio's of situaties, is nog onderwerp van debat.

Dit betekent dat de MKBA-opsteller de uitkomsten van beweerde-voorkeuronderzoeken voorzichtig moet gebruiken bij een MKBA. De MKBA-onderzoeker moet de uitkomsten in ieder geval niet zomaar klakkeloos overnemen. Een eigen beweerde-voorkeuronderzoek uitvoeren in het kader van een MKBA is vaak te tijdrovend of te kostbaar.”

6.4.3.1 Contingent Valuation Method

Bij deze methode wordt gevraagd naar de betalingsbereidheid om meer of betere natuur te realiseren of een achteruitgang te voorkomen. Soms wordt de acceptatiebereidheid gemeten: hoeveel geld mensen willen ontvangen voor een achteruitgang van de natuur.

Het grootste voordeel is dat met deze methode ook de niet-gebruikswaarden van een natuurgebied kunnen worden bepaald. Een nadeel is dat de methode niet is gebaseerd op daadwerkelijk gedrag van mensen. Er kunnen verschillende factoren zijn die de betrouwbaarheid van de antwoorden kunnen beïnvloeden, zoals de invloed van de ondervrager, de invloed van de manier waarop de betalingsbereidheid wordt gevraagd (open vraag, één bedrag of de keuze uit een aantal bedragen), de voorgestelde situatie en de wijze waarop deze in beeld wordt gebracht, of strategisch gedrag (sociaal wenselijke antwoorden, protestantwoorden en het opgeven van een overdreven hoge betalingsbereidheid). Daarbij komen de hoge kosten en tijd om de enquêtes en interviews uit te voeren.

Beperkingen CVM volgens Stolwijk (2004)

Stolwijk (2004) beschrijft meer specifiek de volgende beperkingen van de CVM:

1. De “framing” van de enquêtevragen is bepalend voor de antwoorden en de hoogte van de betalingsbereidheid. In het onderzoeken naar de betalingsbereidheid voor het uitzicht van de Grand Canyon bleek de betalingsbereidheid vijf keer zo groot te zijn als de vraag geïsoleerd werd gesteld dan wanneer het onderdeel was van een langere vragenlijst (Diamond & Hausman, 1994).
2. De betalingsbereidheid varieert onvoldoende met de kwantiteit van het natuurgood. De totale betalingsbereidheid voor een maatregel die het sterven van respectievelijk 2000, 20000 of 200000 vogels zou voorkomen verschilt niet. De betalingsbereidheid voor de maatregel die de dood van 200000 vogels zou voorkomen wees nauwelijks af van de betalingsbereidheid waarmee de dood van 2000 vogels zou worden voorkomen (Desvousges et al., 1993).
3. De acceptatiebereidheid is vaak hoger dan de betalingsbereidheid voor eenzelfde goed, terwijl dit theoretisch dicht bij elkaar zou moeten liggen. Een literatuuronderzoek (Horowitz & McConell, 2002) van 201 WTA/WTP-studies liet zien dat de gemiddelde acceptatiebereidheid 7,17 keer groter is dan de gemiddelde betalingsbereidheid.
4. Het afbakenen van de relevante populatie die geënquêteerd te worden blijkt problematisch, ook wanneer er voor natuur een gebruiks- en niet-gebruikswaarde wordt toegekend. De gebruikswaarde neemt af wanneer de afstand van het gebied groter wordt, maar dit geldt niet voor de niet-gebruikswaarde. Als een groot gebied wordt verondersteld kan er vaak een grote totale betalingsbereidheid ontstaan, omdat er veel burgers zijn die een klein bedrag over hebben (“warm glow”) voor een natuurgebied, en de betalingsbereidheid altijd groot genoeg is om de uitvoering te rechtvaardigen.
5. Outliers kunnen problemen geven: wat te doen met “extreme antwoorden” zoals een betalingsbereidheid van nul, is dat iemand die geen waarde hecht aan natuur of een protestantwoord? Of heel hoog, is dat een grote natuurliefhebber of een strategisch antwoord?
6. Voorkeuren zijn instabiel, vooral bij het toekennen van waarde aan natuurgooderen. Daarom zijn

betalingsbereidheid-resultaten in dit geval geen afspiegeling van de “werkelijke” voorkeuren. Ook zouden natuurgoederen en “gewone” marktgoederen niet in euro’s kunnen worden vergeleken. In deze visie kan men moeilijk zeggen dat een F-16 x keer zo veel waard is als een uniek ecosysteem.

7. De betalingsbereidheid die uit een CVM-enquête worden afgeleid kan afwijken van de daadwerkelijke betalingsbereidheid omdat er geen gevolg is voor het inkomen. De enquête vragen zijn namelijk hypothetisch en de respondenten hebben geen last van een budgetbeperking, waardoor er andere overwegingen een rol dan alleen de voorkeuren voor een goed. Eén overweging zou kunnen zijn dat de respondent “een goed gevoel” krijgt bij het “veel doen aan de natuur”. In Nederland tonen enquêtes over dierenwelzijn en milieu in het kopen van vlees een hoge betalingsbereidheid voor deze criteria, terwijl er in de praktijk maar weinig mensen zijn die daadwerkelijk bereid zijn om extra hiervoor te betalen.

Ondanks de kritiek wordt de CVM nog steeds vaak gebruikt. Tot en met 2011 waren er al 7500 stated preference studies wereldwijd uitgevoerd (Johnston et al., 2017). Johnston et al. (2017) hebben 23 richtlijnen voor hedendaagse stated preference methoden beschreven om o.a. de bovenstaande risico’s te mitigeren. Deze studie is een opvolger van de oude NOAA-studie (Arrow et al., 1993) die al jaren als standaardreferentie werd gebruikt, en geeft de nieuwste inzichten op het gebied van enquêtestudies.

Voorbeelden van de richtlijnen van Johnston et al (2017) zijn:

1. Als “framing” een significant effect heeft in soortgelijke studies moet dit doormiddel van ex-ante toetsen, zoals focus groepen en cognitieve interviews, worden vastgesteld voor de vragenlijst.
2. De keuze tussen het meten van de acceptatiebereidheid voor de vermindering van een natuur goed, of de bereidheid om voor meer van een natuur goed te betalen wordt bepaald door een combinatie van theoretische en empirische overwegingen. In sommige gevallen is de acceptatiebereidheid een betere maatstaf terwijl in andere gevallen de betalingsbereidheid beter past.
3. Als er *outliers* zijn moet de data worden geanalyseerd om te achterhalen wat de reden hiervoor is, bijvoorbeeld door dat respondenten een ander begrip hebben van de voorgelegde keuzes/scenario’s dan verwacht. Tegenwoordig wordt de betalingsbereidheid niet direct aan de respondent gevraagd, maar gebeurt dit door middel van het stemmen voor een voorgestelde verandering en de koste die hieraan gekoppeld zijn. Hiermee kunnen geen hele hoge (*outlier*) waardes worden gekozen.
4. Om er voor te zorgen dat de antwoorden die respondenten geven betrouwbaar zijn moet er een prikkel zijn om waarheidsgetrouw te antwoorden, bijvoorbeeld als betalingen verplicht zijn voor de ecosysteemdienst en niet vrijwillig.

Contingent Valuation Methode en waarden van natuur

De Contingent Valuation Methode (CVM) is in verschillende (recente) studies gebruikt om de waarde van natuur te bepalen.

In de MKBA “Economische analyse van een model voor natuurontwikkeling in het Groene Hart” (Bos et al., 2009) zijn de kosten en baten bepaald van het verbreden van de natuur in het veenweidegebied rond Zegveld, vlakbij Woerden. Hierbij zijn de natuurbaten gemonetariseerd op basis van een eerdere CVM-studie voor natuurontwikkeling in de Zegveld die door de LEI is uitgevoerd (Bos et al., 2008). De respondenten waren bereid om €11,44 per jaar te betalen voor het planalternatief.

In een CVM-studie naar de niet-gebruikswaarde (onder andere) in Nederland en het Caribisch Nederland (Bonaire, Saba en Sint-Eustatius) hebben Van Beukering et al. (2012) geschat dat de betalingsbereidheid voor het behouden van natuur in Nederland €34 miljoen bedraagt en €18 miljoen voor Caribisch Nederland.

Brouwer et al. (2007) hebben een schatting gemaakt van de maatschappelijke niet-vermarktbaar waarde van zuiverder oppervlaktewater voor het Internationale Stroomgebiedsdistrict van de Schelde, waaronder de provincie Zeeland. De 874 bruikbare enquêtes gaven aan dat 53% van de inwoners van het Scheldestroomgebied bereid waren om te betalen voor een betere waterkwaliteit, met een mediaan van de betalingsbereidheid van €24 per huishouden per jaar.

6.4.3.2 Conjoint Analysis

Een variant op de CVM-methode is Conjoint Analysis (CA). Deze methode maakt ook deel uit van de stated preference methoden en kan zowel de gebruiks- als niet-gebruikswaarde van een ecosysteemdienst bepalen. Net als bij de CVM worden respondenten vragen gesteld via een enquête. De methode verschilt echter in het feit dat respondenten verschillende alternatieven voorgelegd krijgen die ook niet-monetaire variabelen zoals vrije tijd of ongevalsrisico's bevatten. Door de prijs of de kosten als een van de eigenschappen van het alternatief op te nemen, kan men indirect een betalingsbereidheid afleiden voor een verandering. Om de betalingsbereidheid te achterhalen worden de resultaten van de enquêtes geanalyseerd middels econometrische analyses. Hiermee kan worden nagegaan welke parameters een significante invloed hebben op de betalingsbereidheid.

Een voordeel ten opzichte van de CVM is dat de keuze wordt ingekaderd; hierdoor is de kans op strategische of sociaal wenselijke antwoorden minder groot. Een nadeel is dat de respondenten vaak moeite hebben met keuzes maken tussen de verschillende alternatieven waardoor de foutenmarge wordt vergroot (maar in mindere mate in vergelijking met CVM). Gezien de voordelen van CA vergeleken met CVM verdient het aanbeveling om waar mogelijk CA te verkiezen boven CVM.

6.4.4 Kostenmethoden

Deze methoden zijn niet gebaseerd op het daadwerkelijke gedrag of de betalingsbereidheid van individuen maar op kosten die worden gemaakt door overheden, of bedrijfsuitgaven om aan overheidsnormen te voldoen. De betalingsbereidheid voor een ecosysteemdienst wordt daarom onnauwkeurig geschat.

Algemene leidraad en preventiekostenmethode (bl. 106-107)

“Vermijdingskosten [inclusief herstelkosten en bestrijdingskosten] zijn echter niet gelijk te stellen aan de bereidheid om te betalen voor het verminderen van werkelijk geleden schade. De waardering van de schade zou (veel) hoger of lager kunnen zijn dan de kosten van preventie of herstel van de schade. Vermijdingskosten zijn daarmee niet altijd een goede benadering voor de waardering van effecten en niet altijd geschikt voor de berekening van baten. Door met vermijdingskosten te werken kan een verkeerd beeld ontstaan van de merites van een maatregel. Het is dan beter om aan te geven dat de waarde van de schade niet bekend is, dan met vermijdingskosten er een verkeerd beeld van te schetsen. Als desalniettemin wordt gekozen voor vermijdingskosten, dan moet dit in de rapportage duidelijk naar voren komen: er moet worden aangegeven waarom dit is gedaan en er moet onderbouwd worden waarom dit toch een redelijke inschatting geeft van de betalingsbereidheid”.

Een nadeel is dat een cirkelredenering plaats kan vinden. De baten worden immers afgeleid uit de kosten die benodigd zijn om de achteruitgang tegen te gaan. Bij een kosten-baten afweging worden de kosten van een voorgestelde maatregel dan niet vergeleken met de baten van de maatregel, maar met de kosten van andere maatregelen.

Alleen als er sprake is van harde overheidsdoelstellingen (normen) en de hoogtes van deze normen met een MKBA zijn vastgesteld, kunnen de uitgespaarde kosten van andere maatregelen de maatschappelijke preferenties reflecteren. De norm bevindt zich immers in dat geval op het niveau waar de marginale kosten en baten van de maatregel aan elkaar gelijk zijn, waardoor de uitgespaarde kosten gelijk aan de marginale baten van een maatregel. Dit is in de praktijk echter zelden het geval.

Desondanks is de kostenmethode wel een praktische benadering die aansluit bij concrete beleidskeuzes en daardoor vaak juist wel geschikt om te gebruiken als basis bij de ontwikkeling van beleidsalternatieven. Daarbij sluit de methode aan op beleidsprincipes zoals de vervuiler betaalt en wordt inzichtelijk welke concrete maatregelen nog genomen moeten worden waarop beleid direct op kan worden gebaseerd.

Als het belangrijkste welvaartseffect op basis van preventiekostenmethode wordt bepaald, kan men echter beter een kosteneffectiviteitsanalyse uitvoeren dan een maatschappelijke kosten batenanalyse. Bij het gebruik van de preventiekostenmethode in een MKBA zouden de kosten van een alternatieve maatregel om het doel te realiseren tot uiting moeten komen in het nulalternatief. Immers, als er sprake is van harde overheidsdoelstellingen zouden de alternatieve maatregelen in het nulalternatief genomen moeten worden.

6.4.4.1 Preventiekostenmethode

De preventiekostenmethode berekent de kosten van maatregelen waarmee een achteruitgang van natuur wordt voorkomen, vermeden of bestreden. Dit kan zowel gelden voor maatregelen die al zijn genomen als maatregelen die nog genomen gaan worden.

Voorbeeld: MKBA Innovatieve Dijkconcepten (Deltares, 2013)

De preventiekostenmethode is toegepast in de MKBA voor innovatieve dijkconcepten in de Oosterschelde. In dit gebied speelt de zandhonger problematiek. Dit is de verplaatsing van zand van het intergetijdengebied naar de geulen waardoor de oppervlakte en de droogvaltijd van de platen, slikken en schorren afneemt. Binnen deze MKBA zijn de natuureffecten van projectalternatieven (veiligheidsbuffers) gewaardeerd op basis van de besparing van kosten van opwaardering van het intergetijdengebied (€ 15.000 per hectare). De contante waarde van de natuur in deze MKBA bedraagt € 1.125.000 voor de 79 hectare van het projectgebied.

6.4.4.2 Herstelkostenmethode (HKM)/ Substitutiekostenmethode

Deze methode berekent de kosten die worden gemaakt om het verlies van natuur te herstellen als gevolg van een project. Het verschil met de preventiekostenmethode is dat het gaat om het herstel van gebieden in plaats van het voorkomen van schade.

Alhoewel de herstelkostenmethode voordelen heeft (het biedt een concrete basis voor financiële en fysieke natuurcompensatie en is gebaseerd op concrete maatregelen), meet deze methode niet de betalingsbereidheid voor een ecosysteemdienst. Een aanvullend nadeel is dat natuurbeschadiging soms niet (volledig) te herstellen is en er soms ook geen compensatie kan zijn.

6.5 Gebruik van batentransfers/toepassing kengetallen

6.5.1 Introductie

Idealiter worden in een MKBA met behulp van bovengenoemde methodes, waardes geschat die passen bij de specifieke context van het gebied en bij de ingreep. In de praktijk is dat niet altijd mogelijk omdat er geen geld beschikbaar is voor een diepgravende analyse naar de waardering van deze onzekere effecten. Batentransfers bieden een veel gebruikt alternatief, waarbij waardes die zijn geschat in eerdere studies worden gebruikt om de effecten van de projectalternatieven te waarderen. Dit kan gebeuren door middel van rechtstreekse batentransfer ('direct benefit transfer'), waarbij de gevonden waarden zonder veel aanpassingen worden overgenomen in de nieuwe studie. Meestal zullen er echter aanpassingen nodig zijn om de waarden beter te laten aansluiten bij het nieuw te waarderen goed of dienst. Bij indirecte batentransfer neemt de MKBA-opsteller de waarderingsfunctie over van een andere studie. Die functie geeft de belangrijkste variabelen weer die de betalingsbereidheid bepalen; de coëfficiënten van de overgenomen waarderingsfunctie kan de opsteller combineren met nieuwe data zodat de aangepaste waarde afhangt van de context van het gebied of de maatregel. Over het algemeen gaat de voorkeur uit naar indirecte batentransfer omdat het overdragen van een functie minder overdracht fouten veroorzaakt (overgedragen waardes verschillen sterk van de betreffende ecosysteemdienst; Boyle et al., 2010).

Door de diversiteit van ecosysteemdiensten en functies is het lastig om met algemeen geldende kengetallen te werken. Idealiter zou per MKBA moeten worden bepaald welke waarderingsmethoden geschikt zijn. In de onderstaande tabel zijn een aantal belangrijke bronnen weergegeven voor kengetallen die door de MKBA-opsteller zouden gebruikt kunnen worden.

Een belangrijke bron is bijvoorbeeld de internationale Environmental Valuation Reference Inventory. Deze database bevat meer dan 4000 waarderingsstudies. Een alternatieve database met (voornamelijk) internationale studies is de Ecosystem Service Valuation Database, waarin zo'n 1300 studies zijn opgenomen. Een andere bron is het Handboek Milieuprijzen 2017 (CE Delft, 2017). In dit handboek worden veranderingen in de natuurkwaliteit gewaardeerd als end-point van milieuvervuiling. Tot op zekere hoogte leidt milieuvervuiling namelijk ook tot effecten op ecosystemen. Deze zijn in CE Delft (2017) gebaseerd op

de methodiek van milieuprijzen, die bestaan uit het combineren van karakterisatie modellen (ReCiPe), impact pathway-analyses (NEEDS³⁹) en waarderingsmethodieken om zo tot een consistente schatting van de welvaartskosten samenhangend met emissies op het stof, midpoint en endpointniveau. Algemeen geldende waarderingsgrondslagen zijn te vinden in de “MKBA-kengetallen voor omgevingskwaliteiten: aanvulling en actualisering” (Ruijgrok, 2011). Dit borduurt deels voort op eerdere kengetallen die zijn ontwikkeld in Witteveen en Bos (2006).

Omdat het Handboek Milieuprijzen in 2017 is uitgegeven, gaat het (bij de publicatie van deze geactualiseerde werkwijzer) om zeer recente kengetallen. The Environmental Valuation Reference Inventory en Ecosystem Service Valuation Database bevatten respectievelijk meer dan 4000 en 1300 waarderingsstudies uit verschillende jaartallen, waardoor in zijn algemeenheid moeilijk beoordeeld kan worden in hoeverre de kengetallen actueel en bruikbaar zijn. Dit zal per specifieke studie verschillen. De waarderingskengetallen in Ruijgrok (2011) zijn bij het schrijven van deze werkwijzer minimaal 6 jaar oud. Een aantal van deze kengetallen omvatten waarderingscijfers voor de uitstoot van emissies (CO₂ etc.). Voor deze waarderingscijfers adviseren we gebruik te maken van het Handboek Milieuprijzen. Voor de overige kengetallen zal de opsteller per geval moeten bepalen of deze bruikbaar en voldoende actueel zijn, of dat een batentransfer van een buitenlandse studie de voorkeur biedt.

Tabel 9 Voorbeelden waarderingsstudies die voor een batentransfer gebruikt kunnen worden

Naam	Type bron	Waar te raadplegen?	Beschrijving	Actualiteit
The Environmental Valuation Reference Inventory	Internationaal	Online beschikbaar voor abonnees	EVRI is een batentransfer databasis voor beleidsmedewerkers die de welvaartseffecten schatten van de verandering in milieu goederen en diensten.	2016
Ecosystem Service Valuation Database	Internationaal	Onlinedatabase	Overzicht met 1300 referenties naar waarderingsstudies	2016
Handboek Milieuprijzen 2017	Nederland	Online	Geeft kengetallen weer die de maatschappelijke waarde van milieuvervuiling berekenen en uitdrukken in euro's per kilogram vervuilende stof.	2017
MKBA-kengetallen voor omgevingskwaliteiten: aanvulling en actualisering	Nederland	Online	Overzicht van kengetallen voor verschillende omgevingskwaliteiten	2011

³⁹ Veranderingen in ecosysteemdiensten worden gemeten in *Potentially Disappeared Fractions*: een relatieve maatstaf voor biodiversiteit die gebruikelijk is in LCA (Levenscyclusanalyse). Op basis van een meta-analyse van Kuik *et al.* (2008) is bepaald dat de gemiddelde Europese waardering voor 1 delta-PDF €0,55/m²/jaar bedraagt. Een dergelijk gemiddelde waardering is niet altijd goed toepasbaar op de specifieke Nederlandse situatie.

6.5.2 Toepassing batentransfers

De Algemene Leidraad geeft aan dat opstellers voorzichtig moeten zijn met toepassen van batentransfers omdat dit kan leiden tot een onjuiste inschatting van effecten:

Algemene Leidraad over batentransfers (bl. 109)

“Bij een batentransfer wordt een waarderingskengetal (of waarderingsfunctie) voor een ongeprijsd goed dat is geschat in een oorspronkelijke, of primaire, studie, gebruikt voor de waardering van een soortgelijke baat die ontstaat als gevolg van nieuw beleid. Het toepassen van een batentransfer is aantrekkelijk omdat het de noodzaak voor het uitvoeren van oorspronkelijke (of ‘primaire’) studies naar ongeprijsde effecten enorm reduceert. Ook kan een batentransfer een oplossing bieden als het niet mogelijk is een oorspronkelijke studie uit te voeren. Als batentransfers een deugdelijke procedure vormen, ontstaat een database van waarderingskengetallen die ‘van de plank’ kunnen worden gebruikt om te worden toegepast in nieuw beleid. De kengetallen van SEE of Witteveen+Bos (2006) gaan deze kant uit. Ze zijn voorzien van aanwijzingen die de gebruikers helpen te bepalen of zij de aangereikte kengetallen wel of niet in hun MKBA kunnen gebruiken. Batentransfers kennen echter ook een risico in de zin dat het niet altijd duidelijk is of een waarderingskengetal dat is bepaald voor één situatie, zonder meer kan worden gebruikt in een andere situatie. Soms is duidelijk dat dit wel kan, en soms is duidelijk dat het niet kan en waarom. In andere gevallen is echter niet duidelijk of een batentransfer kan worden gebruikt. Als dan toch een batentransfer wordt gedaan, kan dit leiden tot een onjuiste inschatting van effecten. Een MKBA-opsteller moet daarom voorzichtig zijn met het toepassen van batentransfer en zo veel mogelijk nagaan of de batentransfer daadwerkelijk kan worden gebruikt.”

Volgens Plummer (2009) kunnen drie stappen worden gevolgd voor het uitvoeren van een gedegen rechtstreekse batentransfer:

1. Ten eerste moeten de lokale maatregel (waar geen waarderingsstudie voor is gedaan), de geaffecteerde ecosysteemdiensten én de relevante populatie goed worden beschreven.
2. Ten tweede dient, op basis van de informatie in de eerste stap, de opsteller de juiste waarderingsstudie te kiezen die als basis dient voor de batentransfer. Het is cruciaal dat de waarderingsstudie dezelfde ecosysteemdiensten waardeert die door een soortgelijke maatregel worden getroffen. De vergelijkbaarheid van de primaire waarderingsstudie met de lokale maatregel en getroffen ecosysteemdiensten is dus essentieel voor een betrouwbare batentransfer.
3. In de derde stap wordt de waarderingsstudie die het beste overeenkomt met de lokale maatregel gebruikt om de monetaire waarde toe te kennen aan de lokale ecosysteemdiensten die worden getroffen door de lokale maatregel. De primaire waarderingsstudie moet voldoen aan de gebruikelijke vereisten voor data kwaliteit en keuze voor methoden. Dit laatste punt sluit goed aan bij het toepassingsadvies (6.2) voor methoden in een primaire waarderingsstudie: batentransfers die gebruik maken van een primaire waarderingsstudie gebaseerd op marktmethoden krijgen de voorkeur, gevolgd door methoden die het gedrag mee nemen (revealed preference methoden), hierna de enquêtemethoden die alleen de betalingsbereidheid kunnen meten, en als laatste de kostenmethoden. De meest voorkomende methode is om een eenheidswaarde te gebruiken: bijvoorbeeld uitgedrukt in euro per kwantiteit van de ecosysteemdienst. De totale waarde van de lokale ecosysteemdiensten wordt dan geschat door de eenheidswaarde te vermenigvuldigen met de kwantiteit van de ecosysteemdienst.

Een gebruikelijke extra stap is om de gemiddeldes van meerdere studies te nemen bij het overdragen van de waarde (Boyle et al., 2010).

Voor indirecte batentransfers gelden de bovenstaande eerste twee stappen ook, maar voor de derde stap wordt een waarderingsfunctie overgedragen en niet alleen een waarde. Voor de derde stap zijn er volgens Johnston et al. (2015) twee vereisten:

- De eerste vereiste is dat de geschatte parameters (bijvoorbeeld coëfficiënten) van de primaire waarderingsfunctie worden toegepast bij het waarderen van de betreffende ecosysteemdienst. Hiermee kan de functieoverdracht plaats vinden doordat de inputs voor de variabelen (bijvoorbeeld liters schoondrinkwater) alleen verschillen, en niet de parameters.
- Ten tweede is er informatie nodig over tenminste een subset van de variabelen van de primaire studie. Deze informatie is nodig om de over te dragen functie voldoende aan te passen aan de context van de te waarderen ecosysteemdienst. Dit heeft als voordeel dat niet alle aspecten van de twee studies

vergelijkbaar hoeven te zijn, maar wel dat zo veel mogelijk waarneembare verschillen mee genomen worden van de primaire studie en betreffende ecosysteemdienst.

Volgens Johnston en Rosenberger (2010) is er in de literatuur consensus over de voorkeur voor waarderingsfuncties die het meeste flexibiliteit geven voor variaties in ecosysteemdiensten en de locatie van de maatregel.

Bij het gebruik van waarderingsstudies die zijn uitgevoerd in andere landen, zoals voor studies uit de Environmental Valuation Reference Inventory (zie Tabel 9), moet rekening gehouden worden met een verscheidenheid aan complicaties die niet van toepassing zijn als alleen nationale waarderingsstudies worden gebruikt. Om de betalingsbereidheid van Nederlanders te schatten moeten de baten die zijn gevonden in andere landen worden gecontroleerd voor o.a. de wisselkoers, inkomen per hoofd van de bevolking, cultuurverschillen en de omvang van de markt (Johnston & Rosenberger, 2010). Dit betekent echter niet dat nationale datasets altijd de voorkeur krijgen boven internationale datasets. De keuze voor een primaire waarderingsstudie is vooral afhankelijk van de kwaliteit van de data en methoden, en de vergelijkbaarheid met de dienst en maatregel in de primaire waarderingsstudie.

7 BEPALEN VAN KOSTEN

In dit hoofdstuk gaan we in op hoe kosten in het kader van een MKBA worden gedefinieerd, met een nadere specificatie van de kosten die relevant zijn in relatie tot natuurbeleid. We geven aan hoe om te gaan met welvaartskosten van belastingheffing die nodig zijn om bijvoorbeeld natuursubsidies te financieren en met indirecte belastingen (btw).

7.1 Uitgangspunten

Met de kosten van een beleidsmaatregel wordt bedoeld: de in geld uitgedrukte middelen die worden opgeofferd ter uitvoering van een maatregel. Volgens de Algemene Leidraad gaat het in de welvaartseconomie bij kosten namelijk altijd om de zogenaamde 'opportunity costs'. Dat wil zeggen dat de kosten gelijk zijn aan de opgeofferde baten in het best mogelijke alternatief. Als de ingreep niet zou worden gerealiseerd (in het nulalternatief) dan zouden de productiemiddelen alternatief worden aangewend en baten genereren. De maatschappelijke kosten bestaan dan uit alternatieve opbrengsten van deze productiemiddelen: de productie die met deze productiemiddelen elders had kunnen worden gerealiseerd.

In de Algemene MKBA-leidraad is een stappenplan opgenomen voor de bepaling van kosten in een MKBA. Dit stappenplan geldt ook voor toepassing op natuurmaatregelen.

1. *Check of alle kostensoorten zijn opgenomen (zie 7.2).*
2. *Hanteer marktconforme en realistische input (zie 7.2).*
3. *Expliciteer de risicovoorziening in de geraamde kosten.*
4. *Waardeer kosten tegen economische waarden.*
5. *Filter de boekwaarde uit de berekening (grondexploitatie) en vermeld deze apart.*
6. *Schrap overheidssubsidies en -bijdragen.*
7. *Bereken kostprijsverhogende belastingen.*
8. *Pas alle prijzen aan naar reële waarden (inflatie eruit filteren).*
9. *Hanteer een reële discontovoet met risico-opslag.*
10. *Categoriseer risico's en bepaal hoe deze mee te nemen in de MKBA.*

In het vervolg van dit hoofdstuk lichten deze onderwerpen nader toe, waarbij we – waar nodig - nader inzoomen op maatregelen in het natuurdomein.⁴⁰

7.2 Relevante kostensoorten

Opstellers van een MKBA in het natuurdomein krijgen kostenramingen meestal aangeleverd door inhoudelijk specialisten respectievelijk technische kostencalculators. In deze ramingen ontbreken soms kostengegevens die in een welvaartsanalyse wel moeten worden opgenomen. De volgende kostenonderdelen zijn in principe relevant bij het bepalen van het juiste kostenbegrip van natuur:

- Investeringskosten voor nieuwe maatregelen, bijvoorbeeld de aankoop en inrichting van een gebied voor natuurontwikkeling.
- Uitgespaarde investeringskosten. Door het uitvoeren van bepaalde maatregelen kunnen besparingen optreden doordat investeringen elders geheel of gedeeltelijk vervallen. Zo zou bijvoorbeeld volstaan kunnen worden met een beperktere zuiveringscapaciteit van een RWZI in het geval van de aanleg van helofytenfilters/ zuiveringsmoeras.⁴¹
- Kosten beheer en onderhoud. Dit zijn operationele kosten (loon- en materiaalkosten) voor het doen van beheer en onderhoud van de geïmplementeerde maatregelen.

⁴⁰ Aan stap 9 (discontovoet) en stap 10 wordt aandacht besteed in hoofdstuk 8.

⁴¹ Als hoge, niet noodzakelijke kosten worden opgenomen in het nulalternatief en deze kosten vervolgens worden uitgespaard in een beleidsalternatief, kan echter een te rooskleurig beeld ontstaan van het betreffende beleidsalternatief. Het nulalternatief mag alleen bestaand beleid, voorgenomen beleid en beperkte (no regret) maatregelen bevatten (zie ook hoofdstuk 3.4).

- Uitgespaarde kosten van beheer en onderhoud. Dit is de pendant van de uitgespaarde investeringskosten, namelijk het hieraan gerelateerde B&O deel.⁴²
- Overige kosten, zoals administratieve lasten voor de doelgroep. Als een maatregel tot voorzienbare administratieve lasten leidt bij producenten of consumenten dienen deze kosten te worden meegenomen in een MKBA. Afhankelijk van het instrument zal het hierbij gaan om eenmalige kosten (administratieve lasten die samenhangen met het doen van de investering, zoals bij subsidieverlening) of om jaarlijks terugkerende kosten, bv. ten behoeve van handhaving en monitoring).
- Uitvoeringskosten van beleid zijn alle directe kosten die door de overheid gemaakt worden bij ontwerp en uitvoering van het voorgenomen beleid. Het grootste deel hiervan bestaat meestal uit kosten voor personeel en overhead nodig voor uitvoering en handhaving bij de uitvoeringsorganisaties (bijv. RVO).

Bronnen voor kostenramingen t.a.v. (uitgespaarde) investeringen, beheer en onderhoud zijn als regel een business case of bedrijfseconomische gegevens. Uitvoeringskosten van beleid en overige kosten kunnen ontleend worden aan ex-post en ex-ante evaluaties en navraag bij uitvoerende diensten.

Voorbeeld 1 Relevante kostensoorten

MKBA bij de Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer

De volgende kostensoorten zijn opgenomen in de MKBA Grevelingen en Volkerak-Zoommeer:

- Investeringskosten van de ingreep: de maatregelen van de Projectingreep Volkerak-Zoommeer zout te maken (een doorlaat van zout water, maatregelen voor alternatieve en robuustere zoetwatervoorzieningen en beperkingen van de indringing van zout water) en de maatregelen van de Projectingreep Grevelingen (terugbrengen van het getij en aanvullende waterberging).
- Uitgespaarde investeringskosten: vermeden kosten regionale waterberging
- Kosten van beheer en onderhoud van de maatregelen behorende bij de ingreep.

De Second Opinion door het CPB/PBL wijst erop dat niet alle kostensoorten zijn meegenomen in de MKBA in eerste aanleg, blijkens de volgende opmerkingen:

- De tijdelijke extra omzet van het regionale bedrijfsleven door aanleg van de maatregelen uit de projectalternatieven wordt als een regionale baat gepresenteerd evenals woningbouw. Tegenover deze extra omzet staan echter ook kosten. Daarnaast betekent het dat de regionale bedrijven in deze periode minder andere werkzaamheden kunnen verrichten en dit leidt tot verdringing. Vermoedelijk zal het regionale welvaartseffect door extra omzet dus nihil zijn.
- Bouwleges worden in rekening gebracht om kosten van bouwinspectie te dekken en zijn dus geen zelfstandige inkomstenbron.
- Extra toeristen betekent niet alleen extra toeristenbelasting, maar vermoedelijk ook extra uitgaven voor voorzieningen voor toeristen.

Bron: 1) Stratelligence MKBA bij Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014) en 2) CPB/PBL Second opinion MKBA Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014).

⁴² Hiervoor geldt dezelfde waarschuwing als bij de uitgespaarde investeringskosten.

Voorbeeld 2 Relevante kostensoorten

Openhouden van Jachthaven Schiermonnikoog

De volgende kostensoorten zijn opgenomen:

- Investeringskosten; indicatieve kosten van verschillende typen diensten (o.a. aanleg vooroever bij ecosysteemdienstenvariant).
- Kosten van beheer en onderhoud op basis van kentallen; o.a. kosten van baggeren, transport en verwerking van de bagger.
- De meerkosten van de ecosysteemdienstenvariant t.o.v. planvariant.

Opgemerkt wordt dat, gegeven de benadering in de studie, de beschouwde kosten uitsluitend betrekking hebben op het element 'baggeren' en geen integraal kostenoverzicht bieden van nulalternatief en beleidsalternatieven.

Bron: WUR/PBL TEEB voor gebieden: Hoofdstudie. Openhouden Jachthaven Schiermonnikoog (2014).

Voorbeeld 3 Relevante kostensoorten

MKBA Hondbossche en Pettemer Zeewering

Er worden twee kostensoorten meegenomen in de MKBA: investeringskosten en onderhoudskosten. De investeringskosten zijn geraamd voor de verschillende projectalternatieven. Het gaat hierbij om de meerkosten ten opzichte van het referentiealternatief. De onderhoudskosten zijn de gemiddelde jaarlijkse meerkosten van onderhoud (ten opzichte van het referentiealternatief). Daarnaast is het voorkómen schadebedrag bepaald aan de hand van twee overstromingsscenario's.

Opgemerkt wordt dat de waardering van de voorkómen schade afhankelijk is van de definitie van het nulalternatief. Bij de bespreking van het nulalternatief (zie hetzelfde voorbeeld in hoofdstuk 3.4) is hierover een kanttekening geplaatst.

Bron: Arcadis MKBA Zwakke Schakel Hondbossche en Pettemer Zeewering (2010).

7.3 Belastingen en subsidies

7.3.1 Kosten van belastingheffing

Natuurmaatregelen die via subsidies worden gefinancierd kunnen elders leiden tot een financieringsbehoefte van de overheid die hetzij met extra belastingen of het oplopen van het overheidstekort wordt gefinancierd. Deze financieringsvormen hebben ook welvaartskosten. Belastingen hebben een versturende werking op de economie, waardoor welvaartsverlies optreedt. De Algemene MKBA-leidraad concludeert dat er veel onduidelijk is over de relevantie en de hoogte van de kosten van belastingheffing en dat nader onderzoek nodig is.

Dit nadere onderzoek is uitgevoerd door de Werkgroep marginale kosten van belastingheffing⁴³. De werkgroep adviseert om in MKBA's geen correctie voor de kosten van belastingheffing te maken. De werkgroep beargumenteert dat er naast kosten van de versturende werking van belastingheffing baten zijn van de herverdeling van inkomens die door belastingheffing wordt bereikt. Het saldo van deze kosten en baten wordt door de werkgroep gelijkgesteld aan nul. Het kabinet heeft dit advies overgenomen⁴⁴.

⁴³ Advies van de werkgroep marginale kosten van belastingheffing, Ministerie van Financiën, 1 maart 2017, <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/kamerstukken/2017/03/01/rapport-van-de-werkgroep-kosten-van-belastingheffing-en-mkba%E2%80%99s>.

⁴⁴ Ministerie van Financiën, Kamerbrief Advies werkgroep marginale kosten van belastingheffing, 1 maart 2017, <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/kamerstukken/2017/03/01/kamerbrief-advies-werkgroep-marginale-kosten-van-belastingheffing>.

7.3.2 Indirecte belastingen

Een aandachtspunt bij de kostenbepaling zijn indirecte belastingen. Bij indirecte belastingen gaat het om belastingen zoals btw en accijnzen. In de Algemene leidraad (p. 141) wordt aanbevolen om te werken met marktprijzen, en daarom indirecte belastingen op te nemen in de analyse. De belangrijkste redenen hiervoor zijn:

- Baten worden gewaardeerd in termen van de betalingsbereidheid van consumenten. Hierbij zijn marktprijzen leidend.
- Om de kosten van een maatregel te financieren heft de overheid belasting ten laste van het besteedbaar inkomen van huishoudens. Deze belasting gaat ten koste van de bestedingen van huishoudens. Het bedrag aan btw dat de overheid hierdoor mis loopt is ongeveer gelijk aan het bedrag aan btw bevat in de kosten van de maatregel. Dit betekent dat de overheid uiteindelijk een bedrag te financieren heeft dat gelijk is aan de kosten van de maatregel gemeten in marktprijzen inclusief btw.

NB: De Algemene leidraad merkt op dat bovengenoemde redenen ook worden geadresseerd als alle prijzen worden gemeten in factorkosten exclusief btw. Het belangrijkste is dat de kosten en de baten in dezelfde prijseenheid worden gemeten.

In de werkwijzer Natuur wordt aanbevolen om – ter wille van de eenduidigheid – te werken met kosten (en baten) op basis van marktprijzen. Dit betekent dat:

- Indien het project wordt uitgevoerd door een btw-plichtige uitvoerder, alle kosten- en batenposten gewaardeerd moeten worden inclusief btw en andere kostprijsverhogende belastingen zoals accijnzen.
- Bij niet-btw-plichtige uitvoerder(s) dient de bruto toegevoegde waarde met 18 procent⁴⁵ te worden verhoogd. Dit kan worden verwerkt als opslag op de prijzen of als een aparte post in de MKBA.
- Als de consumptie verschuift van goederen en diensten waarover (hoge) btw worden betaald naar goederen en diensten waarover geen of minder btw wordt betaald, dient de daling van de btw-opbrengsten apart te worden ingeboekt als kostenpost en te worden verhoogd met 18 procent.

7.3.3 Subsidies

De MKBA-uitvoerder moet zich ervan gewissen dat sprake is van actuele en marktconforme kostenramingen. Daarbij moet gelet worden op het verwijderen van ‘verstorende’ factoren in de kostenramingen, zoals eventuele kostprijsverlagende subsidies van overheidswege. Hier geldt dat een duidelijk onderscheid gemaakt moet worden tussen de reële kosten van een maatregel en de (co)financiering ervan, bijvoorbeeld via subsidies.

Belangrijke subsidies voor natuurontwikkeling en beheer worden in Nederland uitgekeerd in het kader van het Subsiestelsel Natuur en Landschap (SNL). Terreinbeherende organisaties, particuliere grondeigenaren en collectieven van agrariërs kunnen een vergoeding krijgen voor het beheer en de inrichting van (agrarische) natuurgebieden en landschappen. De subsidies worden uitgekeerd over een periode van 6 jaar waarbij de provincies de mogelijkheden en het subsidiebudget bepalen.

⁴⁵ De genoemde 18% is gebaseerd op een mix van het hoge btw-tarief van 21% en het lage btw-tarief van 6%, conform toegelicht in bijlage G van de MKBA Werkwijzer Sociaal Domein.

8 ONZEKERHEID EN RISICO

In dit hoofdstuk wordt een beknopt overzicht gegeven van verschillende vormen van onzekerheid en risico bij het ramen van natuureffecten in MKBA's en hoe daarmee om te gaan. Overwegend geldt dat de belangrijkste risico's en onzekerheden tijdens de verschillende analysestadia (vaststellen van fysieke natuureffecten, vaststellen van welvaartseffecten en waardering van welvaartseffecten) al in de voorafgaande hoofdstukken van deze werkwijzer zijn behandeld. Volstaan wordt daarom met een korte samenvatting en verwijzing naar de betreffende paragrafen.

De Algemene Leidraad voor MKBA (pag. 74) stelt: *“Een MKBA baseert zich deels op aannames, bijvoorbeeld over de ontwikkeling van het probleem. Daarom is het raadzaam onzekerheden in kaart te brengen, hun impact op de kosten-batenanalyse te bepalen en de uitkomsten te verwerken in de MKBA. ...*

Volgens de Algemene Leidraad voor MKBA kunnen onzekerheden en risico's gemitigeerd worden door het inzetten van flexibele beleidsalternatieven: *“Bijvoorbeeld door na te gaan wat de voordelen van uitstel van de maatregel zijn, wat de gevolgen zijn van fasering van een maatregel of door de maatregel in verschillende toekomstige omstandigheden anders in te richten [...]”*

De Algemene Leidraad geeft drie belangrijke richtlijnen voor het omgaan met onzekerheden en risico's (pag. 150):

- *“Breng de onzekerheden en risico's in beeld. Gebruik hiervoor gevoeligheidsanalyses, scenario's en de risico-opslag op de discontovoet;*
- *Ga na (indien nodig) of flexibiliteit in de beleidsalternatieven een oplossing biedt om onzekerheid en risico in het besluitvormingsproces te mitigeren...;*
- *Als scenario's ontbreken om toekomstonzekerheden in beeld te brengen, is een gevoeligheidsanalyse een alternatief.”*

In de Algemene Leidraad wordt gewezen op meerdere vormen van beleidsonzekerheid. In dit hoofdstuk van deze werkwijzer Natuur staan we specifiek stil bij beleidsonzekerheid en toekomstonzekerheid.

Beleidsonzekerheid

Beleidsonzekerheid heeft betrekking op de bandbreedte in toekomstige beleidsontwikkelingen (nationaal, maar ook internationaal) die zijn weerslag hebben op de MKBA-resultaten. Dergelijke onzekerheid kan worden ondervangen door beleidsscenario's te definiëren. Hierbij worden omgevingsscenario's (zie de WLO-scenario's (Hoog en Laag), zoals besproken in hoofdstuk 3.3) aangevuld met enkele concrete opties voor beleid dat grote invloed heeft op de voorliggende problematiek. De bandbreedte die wordt veroorzaakt door beleidsonzekerheid wordt op die manier in kaart gebracht.

Toekomstonzekerheid

Toekomstonzekerheid is vooral van belang voor baten die op lange termijn spelen. In een MKBA worden de positieve en negatieve welvaartseffecten van een ingreep, oftewel de kosten en baten daarvan voor de maatschappij, afgewogen. Baten en kosten worden in de praktijk voor een of meerdere zichtjaren bepaald en zijn vaak over de tijd verspreid.⁴⁶ Daarom wordt er gebruik gemaakt van een discontovoet om baten en kosten naar het basisjaar terug te rekenen. Deze discontovoet is vastgesteld door het kabinet op advies van de Werkgroep Actualisatie Discontovoet. In de hoogte van de discontovoet wordt rekening gehouden met toekomstig macro-economisch risico. Voor de verdiscontering van natuur (geoperationaliseerd als bijvoorbeeld ecosysteemdiensten, biodiversiteit en landschap) geldt naast de standaarddiscontovoet een relatieve prijsstijging voor natuur van 1 procent, behoudens als sprake is van substitueerbare natuur (in dat geval geen prijsstijging).

In de beleidsbrief 'De discontovoet voor natuur en ecosysteemdiensten' (PBL, 2017) is een nadere analyse uitgevoerd en is bovenstaand advies genuanceerd. In principe wordt een prijsstijging van 1% gehanteerd. Daarop zijn twee uitzonderingen. Voor ecosysteemdiensten die goed substitueerbaar zijn en/of waarvan de groei nauwelijks achterblijft bij de economische groei hanteren we geen relatieve prijsstijging. Voor ecosysteemdiensten die niet of nauwelijks substitueerbaar zijn en/of waarvan de groei sterk achterblijft bij de economische groei kan een prijsstijging van meer dan 1% opportuun zijn.

⁴⁶ Zie hoofdstuk 7.4.3 van de Algemene Leidraad MKBA.

RWS/SEE heeft de geadviseerde discontovoeten per thema in een [overzicht](#) samengevat met een toelichting op de gemaakte keuzes. In deze werkwijzer volgen we de geadviseerde discontovoet voor natuur.

Communiceren van onzekerheden

Voor alle onzekerheden en bijbehorende risico's geldt, dat het van belang is deze duidelijk te communiceren in de presentatie van de resultaten. De onderstaande voorbeelden hebben hier betrekking op. In hoofdstuk 9 wordt hier nader bij stil gestaan.

Voorbeeld 1 Omgaan met onzekerheden en risico's

MKBA bij de Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer

De projectingrepen, zoals beschreven in deze MKBA, omvatten verschillende technische, milieu-, economische, financiële, organisatorische en juridische risico's. Er zijn maar weinig voorbeelden waarin een ecosysteem aangepast wordt op de manier zoals in de projectingrepen beoogd is. Er is dus sprake van kennisonzekerheid en toekomstonzekerheid rondom de projectingrepen. Daarom is in de analyse uitgegaan van twee scenario's voor de autonome ontwikkeling: de blauwalg blijft een probleem en de blauwalg is geen probleem meer door autonome herstelprocessen in de natuur. In de MKBA wordt aanbevolen om de verschillende (overige) onzekerheden nader te onderzoeken.

De second opinion wijst op een overschatting van de welvaartseffecten in de oorspronkelijke MKBA vanwege de gekozen afbakening van de relevante markt en bijbehorende marktprijzen. De gepresenteerde kosten en baten/effecten moeten daarom met de nodige voorzichtigheid worden gebruikt. Om het risico te verkleinen wordt er gebruik gemaakt van een bandbreedte (gevoeligheidsanalyse).

Bron: 1) Stratelligence MKBA bij Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014) en 2) CPB/PBL Second opinion MKBA Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014)

Voorbeeld 2 Omgaan met onzekerheden en risico's

Openhouden van Jachthaven Schiermonnikoog

Bij de Jachthaven Schiermonnikoog is sprake van kennisonzekerheden rondom de verwachten effecten van de maatregelen van de ecosysteemdienstenvarianten. Bij de beschrijving van de effecten wordt benadrukt dat de resultaten zijn gebaseerd op ruwe schattingen en dat deze een indicatief karakter hebben. Hiermee wordt dus transparant gecommuniceerd over onzekerheden van gegeven waarden.

Bron: WUR/PBL TEEB voor gebieden: Hoofdstudie. Openhouden Jachthaven Schiermonnikoog (2014).

Voorbeeld 3 Omgaan met onzekerheden en risico's

MKBA Hondbossche en Pettemer Zeewering

In deze MKBA is, vanwege kennisonzekerheden, een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd voor de effecten op toerisme en recreatie in de MKBA. Deze effecten zijn gerelateerd aan de ruimtelijke bouwstenen van de beleidsalternatieven.

Daarbij wordt onder meer ingegaan op de verschillen in relatie tot strandbreedte en de aantrekkingskracht op (dag)toerisme. Ook is een onderscheid gemaakt tussen de effecten op nationale schaal versus regionale schaal (herverdelingseffecten). Er is geen gevoeligheidsanalyse of risicoanalyse gedaan in relatie tot natuur.

Bron: Arcadis MKBA Zwakke Schakel Hondbossche en Pettemer Zeewering (2010).

9 OVERZICHT KOSTEN EN BATEN EN PRESENTATIE

9.1 Overzicht kosten en baten

De rapportage van maatschappelijke kosten en baten van natuureffecten is van belang voor het maken van goede beleidskeuzes. Hierbij dient primair de vraag beantwoord te worden: 'wordt het (natuur)probleem uit de probleemanalyse nu opgelost'? Zeker bij de projecttypen 1 ('natuur als centraal doel') en 2 ('natuur als oplossing') zou dit weerspiegeld moeten worden in de aard en omvang van de natuurbaten. Als dit niet het geval is, kan dat aanleiding vormen om nog eens de inrichting van de projectalternatieven en/of de relevante markten en effecten te checken.

De resultaten van een MKBA worden gepresenteerd in een overzichtstabel waarin de relevante natuureffecten van de onderzochte beleidsalternatieven duidelijk zijn weergegeven alsmede het saldo van maatschappelijke kosten en baten. In de overzichtstabel dienen eveneens de belangrijke onzekerheden en risico's benoemd te worden. Zie hieronder een *generiek voorbeeld* van een dergelijke overzichtstabel:

Alternatief	Alternatief 1		Alternatief 2		Alternatief X	
<i>WLO-scenario</i>	Hoog	Laag	Hoog	Laag	Hoog	Laag
Kosten					Etc.	Etc.
• Investeringskosten	€	€	€	€		
• Beheer en onderhoud	€	€	€	€		
•						
Totale kosten	€	€	€	€		
Baten	Fysiek (ha., km., m ² , m ³ , uur, etc.)		Monetair €			
• Natuur: ecosysteemdiensten						
○ Productiediensten						
▪ Xxx		Xx			€	
▪ Yyy		Xx			€	
○ Regulerende diensten						
▪ Xxx		Xx			€	
▪ Yyy		Xx			€	
○ Culturele diensten						
▪ Xxx		Xx			€	
▪ Yyy		Xx			€	
• Natuur: biodiversiteit						
○ Natuurpunten		Xx				
• Veiligheid						
• Bereikbaarheid						
• Overige effecten						
Totale baten monetair					€	
Monetair saldo (baten-kosten)					€	
Wordt het centrale doel/ probleem opgelost?	Ja/nee/deels					
Belangrijkste risico's en onzekerheden	Benoemen...					

De natuureffecten (verandering in ecosysteemdiensten en biodiversiteit) worden in beeld gebracht via het monetaire saldo, kwantitatieve niet monetaire en kwalitatieve scores.

Vermeld bij het monetair saldo expliciet welke niet-gemonetariseerde baten hierin *niet* zijn opgenomen. Kwantitatieve niet monetaire scores zijn bijvoorbeeld de verandering in fysieke eenheden (bijvoorbeeld hectares, m³) en natuurpunten. Kwalitatieve effecten (+, 0, -) kunnen ontleend worden aan bijvoorbeeld een MER.

Bij het ontbreken van een monetair saldo en/of kwantitatieve niet monetaire scores, kan het nuttig zijn om gegevens op te nemen die iets zeggen over de potentiële omvang van een welvaartseffect, zoals het aantal mensen dat wordt beïnvloed door een maatregel.

In de voorbeeldprojecten blijkt dat zeer verschillend wordt omgesprongen met het overzicht van kosten en baten.

Voorbeeld 1 Overzicht kosten en baten

MKBA bij de Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer

In de MKBA Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer worden de totale kosten per alternatief in een tabel uiteengezet. Alle kosten zijn weergegeven ten opzichte van de referentie.

De totale baten per alternatief zijn in een aparte tabel uiteengezet, wederom afgezet tegen de referentie. De NCW is per alternatief in een overzicht gezet. Hierdoor kunnen de alternatieven met elkaar vergeleken worden, voorzover sprake is van gemonetariseerde effecten.

De effecten op natuur zijn uitsluitend als kwalitatieve scores weergegeven, vergelijkbaar met een MER. De natuureffecten in de MKBA hebben in deze opstelling daarom weinig meerwaarde ten opzichte van de MER-specificatie.

Bron: 1) Stratelligence MKBA bij Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014) en 2) CPB/PBL Second opinion MKBA Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014)

Voorbeeld 2 Overzicht kosten en baten

Openhouden van Jachthaven Schiermonnikoog

De baten voor de ecosysteemdienstenvarianten zijn inzichtelijk gemaakt in onderstaande tabel en weergegeven ten opzichte van de planvariant. Vervolgens zijn de meerkosten van de ecosysteemdienstenvarianten uiteengezet ten opzichte van de planvariant.

	Planvariant 'Lozen op stroom' (1)		Ecosysteemdiensten- variant; aanleg voorever via transport per as (2a)		Ecosysteemdiensten- variant aanleg voorever via persleiding (2b)	
	Uur	€	Uur	€	Uur	€
Productiediensten						
Visserij						
Rapen schelpdieren	1308	1.502	- 22,5	- 25	- 22,5	- 25
Fuikenvisserij	149	5.960	- 14,4	- 576	- 14,4	- 576
Biomassa (zee-aas)	2510	57.730	- 43,7	- 1005	- 43,7	- 1005
	m ³	€	m ³	€	m ³	€
Transport						
Baggeren	10.000	incl.	=	-20.000	=	-20.000
Transport en lozen/ verwerken	10.000	- 50.000	=	-120.000	=	-17.500
					tot	-67.500
Kwelderwerken	n.v.t.	0	4 km	-12.500	4 km	-12.500
Regulerende diensten	km	€	km	€	km	€
Overstromingsbescherming (dijk)	5,1	- 51.000	1,9	- 1.900	1,9	- 1.900
Habitatdiensten	ha	€	ha	€	ha	€
Habitatfuncties						
Habitat (H1140A), foerageren	*1.199	0	- 20	0	- 20	0
Broedgebied	208	24.544	+20	+22.000	+20	+22.000
Foerageergebied	* idem	0	- 20	0	- 20	0
Rustgebied	* idem	0	+/- 10	0	+/- 10	0
Culturele diensten	uur	€	uur	€	uur	€
Recreatie	niet bepaald		niet bepaald		niet bepaald	
Landschapsbeleving	niet bepaald		niet bepaald		niet bepaald	
Saldo (€)		- 11.264		- 145.270		- 42.770 tot -92.770
Meerkosten (€) ecosysteemdienstenvariant t.o.v. planvariant				+ 134.006		+ 31.506 tot +81.506

Deze presentatie van natuureffecten biedt een vrij compleet overzicht van zowel de verandering per alternatief in fysieke *en* monetaire eenheden voor de onderscheiden ecosysteemdiensten. Er is geen specificatie van de score op biodiversiteit opgenomen.

Bron: WUR/PBL TEEB voor gebieden: Hoofdstudie. Openhouden Jachthaven Schiermonnikoog (2014).

Voorbeeld 3 Overzicht kosten en baten

MKBA Hondbossche en Pettemer Zeewering

Het MKBA-resultaat is in het onderzoeksrapport weergegeven in de onderstaande tabel. Hierin staan de kosten en de baten in NCW. Het saldo (baten-kosten) is onderaan de tabel opgenomen. Het resultatenhoofdstuk van de MKBA Hondbossche en Pettemer Zeewering wordt afgesloten met een kwalitatieve beschrijving van de lusten en lasten.

Alternatief	1b	2b	2d	3c	4b
Kosten					
Investeringskosten	179,5	156,1	201,4	141,2	141,3
Onderhoudskosten	0,5	16,4	9,8	2,6	0,5
Totale kosten	180,1	172,5	211,2	143,8	141,8
Baten					
Waterveiligheid	6,2	6,2	6,2	6,2	6,2
Recreatie en toerisme tijdelijk	-14,6	-4,5	-2,3	-4,5	-9,1
Recreatie en toerisme permanent	18,3	40,1	40,1	8,0	20,0
Uitbreidbaarheid	-	++	++	--	-
Ecologie	PM	PM	PM	PM	PM
Culturele diversiteit	--	--	--	0	--
Geluidoverlast	--	--	-	--	--
Luchtkwaliteit	--	-	-	-	-
Visuele hinder	--	-	-	-	-
Natuurlijke oplossingen	0	+	+	0	0
Ruimtelijke diversiteit	0	0	0	0	0
Sociale rechtvaardigheid	0	0	0	0	0
Menselijke maat	--	0	0	-	-
Verziltting (landbouw)	0	0	0	0	0
Visserij	-0,01	-0,02	-0,02	-0,01	-0,01
Totale baten	9,9	41,8	44,0	9,7	17,2
Saldo (baten-kosten)	-170	-131	-167	-134	-125

In de studie is uitgelegd waarom welke effecten zijn gekozen en hoe deze zijn gewaardeerd. Echter deze presentatie van effecten zegt weinig of niets over de natuureffecten. Deze zijn ten dele 'verstopt' onder de term 'ecologie' die bovendien als PM-post is opgenomen. Sommige effecten die ook onderdeel (kunnen) uitmaken van ecosysteemdiensten, zoals recreatie en toerisme en visserij zijn wel weer in geld uitgedrukt.

Bron: Arcadis MKBA Zwakke Schakel Hondbossche en Pettemer Zeewering (2010).

9.2 Verdelingseffecten

Een uitgangspunt bij de beoordeling van een maatregel met een MKBA is dat een maatregel de welvaart verhoogt als de winst voor de winnaars groter is dan het verlies voor de verliezers. De Algemene Leidraad zegt daar het volgende over:

Het MKBA-saldo zegt of de maatschappij er als geheel op vooruit gaat, maar het zegt niets over hoe de kosten en baten van een maatregel zijn verdeeld over verschillende groepen in de samenleving en wie erop vooruitgaat en wie erop achteruitgaat. De gehanteerde uitgangspunten voor het opstellen van een MKBA betekenen ook dat verdelingseffecten geen invloed hebben op het MKBA-saldo. Hiermee wordt voorkomen dat het nodig is om binnen een MKBA een normatieve uitspraak te doen over wat wenselijk is in de samenleving ten aanzien van (on-)gelijkheid.

De verdeling van de kosten en baten speelt in veel beleidsdiscussies echter een belangrijke rol. Als er aanmerkelijke verdelingseffecten zijn, is het daarom van belang om naast het saldo ook de verdeling hiervan over verschillende groepen in de samenleving in kaart te brengen. Zo kunnen beleidsmakers zelf beslissen om de welvaartseffecten voor verschillende groepen meer of minder gewicht te geven. (p112 e.v.).

.... het is van belang is om niet alleen de (nationale) welvaartswinst of -verlies te presenteren, maar – daar waar relevant – ook de verdeling van de welvaartsverandering over verschillende groepen en/of regio's. De MKBA-rapportage moet daarom ook de relevante verdelingseffecten presenteren (p.168).

De werkgroep Kosten van Belastingheffing adviseert om inkomensherverdelingseffecten te presenteren daar waar relevant. Dit advies is door het Kabinet overgenomen.

Voor deze werkwijzer geldt daarom, conform de richtlijnen van de Algemene Leidraad en het bovengenoemde advies, dat in de MKBA-rapportage ook een overzicht gegeven moet worden van de relevante verdelingseffecten.

Voorbeeld 1 Verdelingseffecten

MKBA bij de Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer

In de MKBA Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer is ervoor gekozen om de effecten en de kosten toe te delen naar groepen stakeholders en sub regio's. Hierbij zijn ook de baten die in de MKBA wegvallen vanwege verdringing (doorgegeven indirecte effecten) toegedeeld door eerst de baten van de MKBA hiermee op te hogen. Het op deze wijze inzichtelijk maken van de verdelingseffecten leidde ertoe dat er gericht gezocht kon worden naar financieringsconstructies en regionale (mee)koppelkansen.

Bron: 1) Stratelligence MKBA bij Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014) en 2) CPB/PBL Second opinion MKBA Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer (2014)

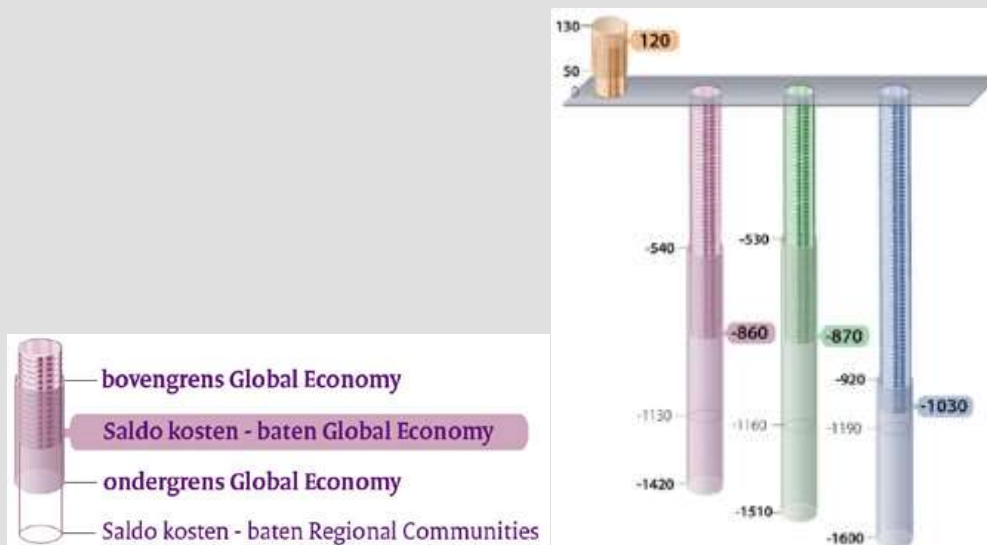
9.3 Eisen aan een goede presentatie

De Algemene Leidraad voor MKBA stelt dat een goede presentatie aan de volgende eisen moet voldoen (blz. 163):

- “De resultaten worden op een duidelijke en toegankelijke manier gepresenteerd en verantwoord.
- Het MKBA-rapport bevat bouwstenen voor antwoorden op de vragen die voor de besluitvorming van belang zijn.
- Het rapport dient de uitkomsten van een MKBA te interpreteren: wat kan de besluitvormer uit de MKBA leren?”

Daarnaast maakt een goede presentatie gebruik van helder taalgebruik en visuele ondersteuning als dit bijdraagt aan het inzichtelijk maken van de resultaten. De [Handreiking Visualiseren van MKBA-resultaten](#) (Lijn 43 en Studio Barten, 2013) geeft een tips over hoe visualisaties het beste te gebruiken zijn in MKBA's. Een goede presentatie bevat een overzichtstabel met kosten en baten, risico's en (indien relevant) verdelingseffecten van de onderzochte beleidsalternatieven (zie hoofdstuk 9.1), en daarnaast ook een samenvatting en conclusies in een zelfstandig leesbare beleidsbrief. In deze beleidsbrief dient ook te staan wat de belangrijkste consequenties zijn voor de besluitvorming en wat de motivering hierbij is. De overzichtstabel bevat zoals genoemd alle relevante effecten (zowel gemonetariseerde als niet-gemonetariseerde effecten), maar ook verdelingseffecten en onzekerheden. Onzekerheden kunnen het beste gepresenteerd worden in bandbreedtes.

Het voorbeeld rechts toont voor vier projectalternatieven, ieder met een eigen kleur, het totaalsaldo van alle berekende welvaartseffecten, uitgedrukt ten opzichte van het nulalternatief. Iedere staaf bevat twee totalen, een voor ieder economisch scenario, en een boven- en ondergrens die laat zien binnen welke marges de onzekere uitkomst kan variëren.



Bron: Handreiking Visualiseren van MKBA-resultaten, 2013 (pagina 18).

10 BRONNEN

AERIUS (2016). *AERIUS Monitor 2016*. Zie: <https://monitor.aerius.nl/monitor/>

Annema, J.A. & C.C. Koopmans (2015). The practice of valuing the environment in cost-benefit analyses in transport and spatial projects, *Journal of Environmental Planning and Management*, 58: 1635-1648.

Atlas Natuurlijk Kapitaal (2017). *Atlas Natuurlijk Kapitaal*. Zie: <http://www.atlasnatuurlijkkapitaal.nl/>

Arcadis (2010). *MKBA Zwakke Schakel Hondbossche en Pettemer Zeewering*. Zie: <http://api.commissiemer.nl/docs/mer/p27/p2793/2793-008mkba-zwakkeschakel.pdf>

Arrow, K., Solow, R., Portney, P. R., Leamer, E. E., Radner, R., & Schuman, H. (1993). Report of the NOAA panel on contingent valuation. *Federal register*, 58(10): 4601-4614.

Bal, D., Beije, H.M., Jansen, S.R.J. (2002). *Handboek natuurdoeltypen in Nederland*. Informatie- en Kennis Centrum Natuurbeheer, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.

BIJ (2012). *Werkwijze monitoring beoordeling natuurnetwerk en Natura 2000/PAS*. Zie: <http://www.portaalnatuurenlandschap.nl/assets/Werkwijze-Monitoring-Beoordeling-Natuurnetwerk-N2000-050320143.pdf>

de Blaeij, A. T., & Verburg, R. W. (2011). *Voor-en nadelen van het gebruik van natuurplekken bij het bepalen en moneteriseren van natuureffecten*. Wageningen: LEI, onderdeel van Wageningen UR.

Bos, E. J., Vogelzang, T. A., Jansen, P. C., & Jager, J. H. (2009). *Vier zwaluwen maken wel een zomer: economische analyse van een model voor natuurontwikkeling in het Groene Hart*. Wageningen: LEI Wageningen UR.

Bos, E.J. (2003). *De economische waardering van natuur en milieu in projectevaluaties. Naar een natuurinclusieve MKBA*. Den Haag: LEI (2003).

Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological economics*, 63(2): 616-626.

Buck Consultants International (2016). *Bronvermelding kengetallen TEEB-stad tool*. In opdracht van TEEB Stad. Zie: <http://www.teebstad.nl/media/uploads/Bronvermelding-TEEB-stad-2016.pdf>

Van den Burg, S. W. K., Bogaardt, M. J., Smits, M. J. W., Selnes, T., Arets, E. J. M. M., & Hendriks, C. M. A. (2014). *Bedrijven en ecosysteemdiensten: een casestudie*. Wageningen: LEI Wageningen UR.

CE Delft (2017). [Handboek Milieuprijzen 2017](#)

CPB (2015). *Second opinion 'Economische analyse Zoetwater'*. Den Haag: Centraal Planbureau. Zie: <https://www.cpb.nl/sites/default/files/publicaties/download/cpb-notitie-second-opinion-mkba-zoetwater.pdf>

CPB/PBL (2015). *Nederland in 2030 en 2050: twee referentiescenario's*. Den Haag: Centraal Planbureau en Planbureau voor de Leefomgeving. Zie: http://www.wlo2015.nl/wp-content/uploads/PBL_2015_WLO_Nederland-in-2030-en-2050_1558.pdf

CPB/PBL (2014). *Second opinion MKBA Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer*. Den Haag: Centraal Planbureau en Planbureau voor de Leefomgeving. Zie: <https://www.cpb.nl/sites/default/files/publicaties/download/cpb-notitie-1april2014-second-opinion-mkba-rijksstructuurvisie-grevelingen-en-volkerak-zoommeer.pdf>

CICES (2016). *Common International Classification of Ecosystem Services*. Zie: <https://cices.eu/>

Daams (2016). *Woningwaarde door aantrekkelijke natuur*. Zie: <http://www.woningwaardenatuur.nl/#/map>

De Blaaij et al 2013. *Natuur in kostenbatenanalyses Op zoek naar evenwicht* Arianne de Blaaij Vincent Linderhof Janneke Vader Carl Koopmans (SEO/VU) Piet Rietveld (VU) LEI-rapport 2013-019 Juni 2013. LEI Wageningen UR, Den Haag.

Brouwer, R., Beckers, A., Courtecuisse, A., Vanden Driessche, L. & Dutrieux, S. (2007). *Economic valuation of the non-market benefits of the European Water Framework Directive: An international River basin application of the contingent valuation method*.

DEFRA (2007). *Conserving biodiversity in a changing climate*. European Environment Agency. Zie: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/plant-phenology-1/IRationaleReference1232380402514>

Desvousges, W. H., Reed Johnson, F., Dunford, R. W., NICOLE WILSON, K., & Boyle, K. J. (1993). *Measuring natural resource damages with contingent valuation*. In *Contingent valuation: A critical assessment* (pp. 91-164). Emerald Group Publishing Limited.

Diamond, P. A., & Hausman, J. A. (1994). *Contingent valuation: Is some number better than no number?*. *The Journal of economic perspectives*, 8(4): 45-64.

ECN (2016). *Nationale Energieverkenning*. Zie: <https://www.ecn.nl/nl/energieverkenning/>

EVRI (2017). *Environmental Valuation Reference Inventory*. Zie: <https://www.evri.ca/Global/Splash.aspx>

European Environment Agency (2015). *EEA Annual report*. Zie: <https://www.eea.europa.eu/about-us/documents/annual-reports>.

Europese Unie (EU) (2011). *EU-biodiversiteitsstrategie voor 2020*. Brussel. Zie: http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/strategy/index_en.htm

Feuillette, S., Levrel, H., Boeuf, B., Blanquart, S., Gorin, O., Monaco, G., ... & Robichon, S. (2016). *The use of cost-benefit analysis in environmental policies: Some issues raised by the Water Framework Directive implementation in France*. *Environmental Science & Policy*, 57: 79-85.

Financiën (2013). *Kabinetsbrief bij de algemene MKBA Leidraad*. Den Haag: Ministerie van Financiën (Kamerstukken II, 2013-2014, 33 750 IX, nr. 9).

Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, 68(3): 643-653.

Gantioler, S., ten Brink, P., Rayment, M., Bassi, S., Kettunen, M., & McConville, A. (2010). *Financing Natura 2000—Financing needs and socio-economic benefits resulting from investment in the network*. Background Paper for the Conference on 'Financing Natura 2000', 15-16 juli 2010.

De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemsen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*, 7(3): 260-272.

Haines-Young, R. & M. Potschin (2013). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)*:

Consultation on Version 4, August-December 2012. Report to the European Environment Agency. Zie: https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2012/07/CICES-V43_Revised-Final_Report_29012013.pdf

Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, 110-139.

Hang et al. (2015) zou eigenlijk "Hang et al. (2016)" moeten zijn. Bron: Hang, D., McFadden, D., Train, K., & Wise, K. (2016). Is Vehicle Depreciation a Component of Marginal Travel Cost?: A Literature Review and Empirical Analysis. *Journal of Transport Economics and Policy (JTEP)*, 50(2), 132-150.

Hanley, N., Barbier, E. B., & Barbier, E. (2009). *Pricing nature: cost-benefit analysis and environmental policy*. Edward Elgar Publishing.

Hanley, N., Schläpfer, F., & Spurgeon, J. (2003). Aggregating the benefits of environmental improvements: distance-decay functions for use and non-use values, *Journal of environmental management*, 68(3): 297-304.

Van der Heide, M. & A. Ruijs (2010). *De betekenis van TEEB voor Nederland; Discussie notitie voor de Taskforce Biodiversiteit en Natuurlijke Hulpbronnen*. No. 500414005. LEI Wageningen en PBL.

Hendriks, K., L. Braat, C. Deerenberg, P. van Egmond, A. Gaaff, M. van der Heide, R. Jongbloed, C. Klok, H. Leneman, D. Melman, A. Ruijs & J. Tamis (2014). *TEEB voor gebieden: Hoofdstudie. Openhouden Jachthaven Schiermonnikoog*. Wageningen: WUR.

Horowitz, J. K., & McConnell, K. E. (2002). A review of WTA/WTP studies. *Journal of environmental economics and Management*, 44(3): 426-447.

Ibelings, B. W., Portielje, R., Lammens, E. H., Noordhuis, R., van den Berg, M. S., Joosse, W., & Meijer, M. L. (2007). Resilience of alternative stable states during the recovery of shallow lakes from eutrophication: Lake Veluwe as a case study. *Ecosystems*, 10(1): 4-16.

IUCN (2017). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Zie: <http://www.iucnredlist.org/>

Jaspers, C.J., Mouissie, M., Wessels, S., Barke, J., Kolen, M. & Bucholc. A. (2016). *Natuurpuntensysteem voor uniforme waardering van natuurkwaliteit*. Sweco Nederland bv. In opdracht van: Rijksdienst voor Ondernemend Nederland.

Johnston, R. J., & Rosenberger, R. S. (2010). Methods, trends and controverses in contemporary benefit transfer. *Journal of Economic Surveys*, 24(3): 479-510.

Koetse, M. J., & Rietveld, P. (2010). *Economische waardering van omgevingskwaliteit: Casestudies en toepassingen in de MKBA*.

Lefcheck, J.S. Byrnes, J., Isbell, F., Gamfeldt, L., Griffin, G., Eisenhauer, N., Hensel, M.J.S, Cardinale, H. & Duffy, J.E. (2015). Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats. *Nature Communications*, 6: 6936.

Lieken, I., Van der Biest, K., Staes, J., De Nocker, L., Aertsens, J., & Broekx, S. (2013). *Waardering van ecosysteemdiensten, een handleiding*. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid.

Lijn 43 & Studio Barten (2013). *Handreiking visualiseren van MKBA-resultaten*. In opdracht voor de Rijksoverheid.

LNE (2013) Eindrapport Waardering van ecosysteemdiensten: een handleiding Liekens Inge, Van der Biest Katrien, Staes Jan, De Nocker Leo, Aertsens Joris, Broekx Steven. Studie uitgevoerd in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid: 2013/RMA/R/46 april 2013.

Van Loon-Steensma, J. M., Henkens, R. J. H. G., & De Groot, A. V. (2014). *Baten innovatieve dijkconcepten in het Waddengebied* (No. 2529). Wageningen: Alterra Wageningen UR.

MAES (2017). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES)*. Zie: <http://biodiversity.europa.eu/maes>

Ministerie van Economische Zaken (2017). *Natura 2000-gebieden database*. Zie: <https://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/default.aspx?main=natura2000>

Ministerie van Economische Zaken (2017). *Effectenindicator Natura 2000-gebieden*. Den Haag. Zie: <https://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/effectenindicatorappl.aspx?subj=effectenmatrix&tab=1>

Ministerie van Verkeer en Waterstaat (2006). *De strategische MKBA voor de Europese Kaderrichtlijn Water*.

Moons, E., Eggermont, K., Hermy, M. & Proost, S. (2000). Economische waardering van bossen. Een casestudy van Heverleebos – Meerdaalwoud. Garant, Leuven.

Mouter, N., J.A. Annema & G.P van Wee (2013). *Ranking the substantive problems in the Dutch CBA practice*. Zie: <http://www.mkba-informatie.nl/mkba-voor-gevorderden/publicaties-over-mkba/mouter-et-al-2013-ranking-substantive-problems-dutch-cost-be/>

Natural Capital Coalition (2016). *The Natural Capital Protocol*. Zie: <http://naturalcapitalcoalition.org/protocol/>.

NDDFF (2017). *Nationale databank flora en fauna*. Zie: <http://www.portaalnatuurenlandschap.nl/assets/Werkwijze-Monitoring-Beoordeling-Natuurnetwerk-N2000-050320143.pdf>

Van Oostenbrugge, R., Melman, T. C. P., Alkemade, J. R. M., Bredenoord, H. W. B., van Egmond, P. M., van der Heide, C. M., & de Knegt, B. (2010). *Wat natuur de mens biedt: ecosysteemdiensten in Nederland* (No. 500414002). Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving (PBL).

Ott, W., Baur, M., Kaufmann, Y., Frischknecht, R. & Steiner, R. (2006). *Assessment of Biodiversity Losses*. Deliverable D.4.2.

PBL (2017). *Natuurlijk Kapitaal Nederland*. Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving. Zie: <http://themasites.pbl.nl/natuurlijk-kapitaal-nederland/>

PBL (2017). *Relatieve prijsstijging voor natuur en ecosysteemdiensten in de MKBA*. Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.

Plummer, R. (2009). *The Adaptive Co-Management Process: an Initial Synthesis of Representative Models and Influential Variables*. Zie: <https://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art24/>

Portaal Natuur en Landschap (2015). *Portaal Natuur en Landschap*. Zie: <http://www.portaalnatuurenlandschap.nl/>

Remme, R.P. (2016). *Accounting for ecosystem services and biodiversity in Limburg province, the Netherlands*. Wageningen: PhD thesis, WUR.

Renes, G. & Romijn, G. (2015). *Bijsluiter bij de WLO-scenario's*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving en Centraal Planbureau.

Rietveld, P. & J. Rouwendal (2000). *Welvaartsaspecten bij de evaluatie van infrastructuurprojecten*. Den Haag: Ministeries van V&W en EZ.

Rijksoverheid (2016). *Besluit tot wijziging van de Europese richtlijn 2013/34/EU*. Den Haag. Zie: <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2016/12/13/tk-besluit-nvt-niet-financieele-informatie>

Rijksoverheid (2017). *Handboek Milieuprijzen 2017*. Den Haag.

Rijksoverheid (2015). *Rapport werkgroep discontovoet 2015*. Den Haag. Zie: <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2015/11/13/rapport-werkgroep-discontovoet-2015-bijlage>

Rijksoverheid (2014). *Rijksnatuurvisie 2014: Natuurlijk verder*. Beleidsnota. Den Haag: Rijksoverheid. Zie: <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/beleidsnota-s/2014/04/11/natuurlijk-verder>

Rijksoverheid (2013). *KiM-rapport Mobiliteitsbalans 2013*.

Rijkswaterstaat (2017). *Steunpunt Economische Expertise (SEE)*. Zie: <https://www.rwseconomie.nl/>

Romijn, G. en G. Renes (2013). *Algemene leidraad voor maatschappelijke kosten-batenanalyse*, Den Haag: Centraal Planbureau en Planbureau voor de Leefomgeving (Kamerstukken II, 2013-2014, 33 750 IX, nr. 9).

Ruijgrok, E.C.M. (2011). *MKBA-kengetallen voor omgevingskwaliteiten: aanvulling en actualisering*. Witteveen en Bos.

Ruijgrok, E. C. M., Brouwer, R., & Verbruggen, H. (2004). *Waardering van natuur, water en bodem in maatschappelijke kosten-batenanalyses: aanvulling op de Leidraad OEI*. Den Haag: Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

P.A. Sandifer, Sutton-Grier, A.E., & Ward, B. (2015). Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. *Ecosystem Services*, 12: 1-15.

Stolwijk, H. (2004). *Kunnen natuur-en landschapswaarden zinvol in euro's worden uitgedrukt*. CPB Memorandum, 5, 04.

Stratelligence (2014). *MKBA bij Ontwerp Rijksstructuurvisie Grevelingen en Volkerak-Zoommeer*. Zie: https://www.zwdelta.nl/sites/all/files/default/nr_03_-_mkba_rgv.pdf

The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (2010). *Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB*. Zie: <http://www.teebweb.org/our-publications/teeb-study-reports/synthesis-report/>

UNSD (2017). *System of Environmental-Economic Accounting (SEEA)*. Zie: <https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seea.asp>

WAVES (2017). *Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services*. Zie: <https://www.wavespartnership.org/>

Wever, E. & Rosenberg, F. (2012). *Omgevingskwaliteiten bij MIRT-projecten*. RIGO Research en Advies.

BIJLAGE A RANDVOORWAARDEN VOOR HET OPSTELLEN VAN EEN MKBA

De kabinetsbrief bij de Algemene MKBA-leidraad stelt dat de MKBA de meest volledige manier is om de maatschappelijke voor- en nadelen van een beleidsvoorstel in beeld te brengen. De brief noemt vier noodzakelijke voorwaarden waaraan dient te zijn voldaan om een zinvolle MKBA te kunnen opstellen:⁴⁷

1. Wanneer het ten principale gaat om primair morele of rechtvaardigheidsvraagstukken, is een MKBA minder geschikt⁴⁸.
2. Er dient voldoende informatie te zijn over de effecten van het beleid, bijvoorbeeld via empirisch effectonderzoek.
3. De inspanningen en benodigde middelen voor het opstellen van een MKBA dienen in verhouding te staan tot het belang van de maatregel.
4. Om een MKBA goed te laten aansluiten bij het besluitvormingsproces, is het raadzaam om in een vroeg stadium van de beleidsvoorbereiding te besluiten of er een MKBA wordt opgesteld of dat het "MKBA-gedachtengoed" wordt toegepast.

Toepasbaarheid van de MKBA-voorwaarden op andere methoden

De bovengenoemde randvoorwaarden gelden in belangrijke mate ook voor andere evaluatiemethoden dan MKBA (zie Bijlage B voor een overzicht). Dit impliceert dat eerst getoetst dient te worden of het om primair morele of rechtvaardigheidsvraagstukken gaat, voordat wordt overgegaan tot de keuze van een methode. Bij die toetsing kunnen verdelingseffecten een rol spelen. Een MKBA kan dan wel behulpzaam zijn bij het in kaart brengen van dergelijke effecten en de gevolgen voor efficiëntie. De andere drie voorwaarden gelden deels ook voor alternatieve afwegingsmethoden, maar hebben specifieke relevantie voor de keuze voor MKBA als methode. Goede informatie over effecten (voorwaarde 2) is voor alle afwegingsmethoden nodig. Wanneer de effecten niet (goed) bekend zijn, kunnen ze ook niet (goed) worden afgewogen. Sommige methoden vereisen echter meer en betere informatie. Onderzoeksinspanningen die in een goede verhouding staan tot het belang van de maatregel (voorwaarde 3) zijn ook bij andere methoden dan MKBA vereist. Wel kan in sommige gevallen een andere methode dan een volledige MKBA minder inspanningen vereisen. Voor alle afwegingsmethoden geldt dat ze beter aansluiten bij besluitvorming als hun gedachtengoed vroegtijdig wordt ingezet (voorwaarde 4).

MKBA vroeg inzetten in beleidsprocessen

Dat het nuttig is om afwegingsmethoden vroegtijdig een rol te laten spelen in beleidsprocessen, is een zeer belangrijke constatering. Bij infrastructuurprojecten werd in het verleden vaak pas een MKBA uitgevoerd als het project gereed was voor besluitvorming. De MKBA krijgt dan het karakter van een 'scherprechter'. De MKBA kan een meer opbouwende rol spelen als deze wordt ingezet als er nog ruimte is om voor alternatief beleid te kiezen met hogere baten en/of lagere kosten. Vroegtijdig inzetten van MKBA in het proces zorgt ervoor dat de probleemanalyse beter aansluit bij de oplossing (zie ook hoofdstuk 3 van deze werkwijzer) en ook zullen meteen vanaf het begin de relevante afwegingen een plaats krijgen.⁴⁹

⁴⁷ Zie voor een uitgebreidere beschouwing over dit onderwerp de Werkwijzer voor kosten-batenanalyse in het sociale domein, hoofdstuk 2. Daarin is een stroomschema opgenomen waarin aan de hand van concrete vragen wordt 'voorgesorteerd' naar geschikte methoden. Het stroomschema is gebaseerd op de in deze paragraaf beschreven voorwaarden, criteria en overwegingen.

⁴⁸ Sommige mensen vinden het moreel verwerpelijk als menselijk handelen ten koste gaat van de natuur. Veel anderen zien dit als een afweging waarbij natuur een volwaardige plaats moet krijgen. Vanuit de eerstgenoemde visie zou een MKBA niet gewenst zijn, vanuit de tweede visie wel. De ethische aspecten hangen soms ook samen met de mate van aantasting van de natuur: denk aan bijvoorbeeld het winnen van aardgas onder de Waddenzee in verhouding tot het opofferen van 'enkele' bomen voor een wegverbreding. Hierbij spelen overwegingen een rol over schaal, tijdshorizon, zeldzaamheid en vervangbaarheid, onomkeerbaarheid en wettelijke kaders.

⁴⁹ Zie ook publicatie [Plannen voor de Stad](#) (CPB en PBL).

BIJLAGE B ANDERE AFWEGINGSMETHODEN DAN MKBA

Andere KBA-vormen

Ook kosten-batenanalyses (KBA's) waarin de kwantificering en/of monetaarisering van effecten minder diepgaand is dan in een MKBA, hebben een nuttige rol. Deze vormen kunnen makkelijker worden toegepast dan MKBA's, maar wel dezelfde systematische stappen en economische achtergrond bevatten. Dit maakt het tevens mogelijk om ze eerder in beleidsprocessen toe te passen, waarbij ze kunnen helpen om beleid te verbeteren. Vergeleken met MKBA's scoren deze andere KBA's minder goed op wetenschappelijke onderbouwing, maar beter op informatiebehoefte. Het betreft dan met name de zogeheten 'Kengetallen KBA' (kKBA), ook wel indicatieve KBA of Quick scan KBA genoemd. Deze KBA werkt volgens de MKBA-methode, maar informatie over de effecten en de omvang van effecten wordt ontleend aan andere studies. Voor natuurwaardering zijn verschillende kengetallen beschikbaar, bijvoorbeeld in [TEEB-stad](#).

TEEB staat voor the Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) en is een internationale studie naar de economische betekenis van biodiversiteit en ecosysteemdiensten geïnitieerd door de Verenigde Naties. Naar aanleiding hiervan worden of zijn in ruim 20 landen vervolgstudies uitgevoerd, waaronder in Nederland.

Het gaat in Nederland om zes verschillende TEEB studies, te weten Natuur en gezondheid, TEEB fysiek, Nederlandse Handelsketens, het Nederlandse bedrijfsleven, TEEB Bonaire en TEEB-stad.

Met de TEEB-stad tool is specialistische kennis over het berekenen van waarde van groen en water toegankelijk gemaakt voor een groot publiek. De TEEB-stad tool is geen MKBA. Het is een batenanalyse waarmee verschillende baten, op basis van generieke kengetallen, voor een projectsituatie berekend kunnen worden. Hiertoe beperkt de TEEB-stad tool zich (vooralsnog) tot de tien meest voorkomende (en generiek berekenbare) maatschappelijke baten van groene en blauwe maatregelen in de stad.

Andere afwegingsmethoden dan KBA

Alternatieven voor kosten-batenanalyse, in meer of mindere mate gebaseerd op welvaartseffecten, zijn:

- *Kosteneffectiviteitsanalyse (KEA)*. Hierbij staat één effect centraal, uitgedrukt in niet-monetaire eenheden. Dit effect wordt afgezet tegen de kosten die worden gemaakt om het effect te bereiken. De KEA bestaat in verschillende vormen, afhankelijk van de wijze waarop de kosten worden berekend. Het kan gaan om alleen de overheidsuitgaven, maar ook om de netto maatschappelijke kosten. De netto maatschappelijke kosten zijn dan kosten en baten van alle andere effecten dan het centrale effect. De KEA heeft als voordeel dat het centrale effect niet in geld hoeft te worden uitgedrukt. Daar staat als nadeel tegenover dat niet wordt bepaald of het centrale effect opweegt tegen de kosten.
- *Businesscase*. Een businesscase laat de financiële kosten en baten zien voor een organisatie of groep organisaties (hoeveel geld wordt er uitgegeven en wordt ontvangen). Ook bij natuurmaatregelen (bijvoorbeeld het instellen van nieuwe nationale parken) kan worden berekend wat de opbrengsten en kosten zijn voor terreinbeheerders. Een businesscase kan ook worden opgesteld vanuit het perspectief van de overheid; dit wordt aangeduid als de publieke businesscase (zie voor een handleiding Financiën, 2015a). De publieke businesscase moet niet worden verward met de maatschappelijke kosten-batenanalyse. De maatschappij omvat naast de overheid ook burgers en bedrijven. Zij ondervinden ook kosten en baten van het beleid, bijvoorbeeld in de vorm van financiële kosten voor bedrijven of hogere belastingen voor burgers. Een businesscase lijkt op een kosten-batenanalyse, maar is het niet omdat financiële effecten niet hetzelfde zijn als economische effecten als indicator van welvaartsverandering.
- *Multi-criteria analyse (MCA)*. Deze methodiek is niet gebaseerd op betalingsbereidheid en geeft dus geen welvaartsveranderingen weer. In de MCA worden kwantitatieve effecten gewogen met gewichten en/of op basis van een hiërarchie. De gewichten (en de hiërarchie) weerspiegelen doorgaans de voorkeuren van beleidsmakers of politici. Daardoor zijn de uitkomsten voor hen soms beter herkenbaar dan de resultaten van een MKBA. Dit is een nadeel, want het maakt een MCA relatief vatbaar voor manipulatie: door gewichten aan te passen kan naar een gewenste uitkomst worden toegewerkt. Een ander nadeel van MCA is dat er in de praktijk dubbeltellingen kunnen optreden van effecten.

- *Multicriteria-kosten-batenanalyse (MCKBA)*. De MCKBA is de generieke variant van de natuurlijstmethodiek (zie Bijlage C). De MCKBA werkt met gestandaardiseerde indices (met standaard, door experts gegeven gewichten) voor belangrijke terugkerende performance criteria voor projecten, zoals ecologische kwaliteit/biodiversiteit en gezondheid. De gestandaardiseerde indices van de MCKBA kunnen in beginsel gemonetariseerd worden.⁵⁰ Dubbeltellingen kunnen in deze analyses echter ook niet uitgesloten worden.

⁵⁰ Zie o.a. 'Beyond monetary measurement: How to evaluate projects and policies using the ecosystem services framework' (Sijtsma, van der Heide en Hinsberg in *Environmental science & policy* 32 (2013) 14-25).

BIJLAGE C METHODEN ANALYSE NATUUREFFECTEN

Onderstaand zijn methoden opgenomen die gebruikt kunnen worden om natuureffecten in beeld te krijgen en daarmee ondersteunend zijn aan een MKBA of andere (monetaire) afwegingsmethoden.

- *Impact Analyse (IA)*. In deze methode worden de effecten niet met elkaar vergeleken, maar worden afzonderlijk weergegeven in een tabel. De afweging wordt aan beleidsmakers en politici overgelaten. Ook ontbreekt een prikkel om te streven naar volledigheid of om overlap tussen effecten te voorkomen. Wel is deze aanpak zeer herkenbaar voor beleidsmakers en politici, omdat de gepresenteerde effecten doorgaans in de praktijk zichtbaar of goed voorstelbaar zijn. Ook bij de voorbereiding van EU-beleid is een IA een veelvoorkomend instrument. Een Impact Analyse kan onderdeel zijn van een MKBA. De Algemene MKBA-leidraad schrijft voor dat de samenvattende tabel van een MKBA naast monetaire kosten en baten ook fysieke en andere impacts dient te bevatten. Deze informatie kan bijvoorbeeld uit een MER afkomstig zijn.
- *Habitat Equivalency Analysis*. Dit is een methode die in de Verenigde Staten wordt gebruikt om schade aan natuur te bepalen en hoeveel gecompenseerd moet worden in het kader van de Natural Resources Damages Act (NRDA), bijvoorbeeld als gevolg van olierampen. Door middel van HEA worden natuurdiensten gesommeerd, zodat één geaggregeerde waarde voor het natuureffect kan worden bepaald. Deze waarde is een fictieve waarde, vergelijkbaar met de natuurpunten.
- *Ecologische Kwaliteitsratio*. In het kader van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) is voor oppervlaktewateren een beoordelingssysteem bedacht dat de ecologische toestand beoordeelt. Deze wordt uitgedrukt in een getal tussen 0 en 1 en wordt Ecologische Kwaliteitsratio (EKR) genoemd. De hoogst mogelijke toestand, de referentie, heeft een EKR van 1. De EKR geeft de verhouding van de kwaliteit van de huidige situatie ten opzichte van de referentie. De beoordeling gebeurt aan de hand van maatlatten die een EKR geven aan de hand van de soortensamenstelling en vóórkomen van bepaalde groepen planten en dieren (kwaliteitselementen). De maatlatten verschillen per watertype omdat de meeste soorten niet in alle typen even sterk vertegenwoordigd zijn en vooral heel verschillende indicaties over de kwaliteit geven.
- *Natuurpuntenmethodiek*. Deze methode is ontwikkeld om lastig meetbare en/of monetariseerbare natuureffecten, ofwel 'lastig inpasbare effecten' een plek te geven in de MKBA-systematiek. Hierbij wordt natuur niet in monetaire eenheden uitgedrukt, maar geaggregeerd op basis van kwaliteit, oppervlak en zeldzaamheid. Zo kunnen de effecten voor natuur met een verschillende biodiversiteitskwaliteit worden geaggregeerd tot één fysiek natuurgetal: een met ecologische kwaliteit gewogen hectare. De projecteffecten kunnen dan worden uitgedrukt in natuurpunten, die een afspiegeling zijn van de verandering in natuurwaarde. Op de natuurpuntenmethodiek wordt in meer detail ingegaan in paragraaf 5.2.2.2 van de deze werkwijzer.

BIJLAGE D STAPPENPLAN MKBA ALGEMENE LEIDRAAD



Figuur 11 Stappenplan MKBA (Algemene Leidraad, 2013)

BIJLAGE E ANDERE BIODIVERSITEITSINDICATOREN

Natuurpunten is een van de manieren om biodiversiteit in een indicator te vangen. Er zijn in het verleden andere indicatoren ontwikkeld door Nederlandse onderzoeksinstituten. Deze paragraaf geeft een kort overzicht van de indicatoren Mean Species Abundance (MSA, Brink *et al.*, 2011), Potentially Disappeared Fraction (PDF, Goedkoop *et al.*, 2013), en een methode ontwikkeld door het TNO (Croezen *et al.*, 2011). Deze methodologieën zijn bedoeld om landgebruik, of een verandering in landgebruik, in verband te brengen met biodiversiteit en veranderingen in de biodiversiteit.

Mean Species Abundance (MSA)

De Mean Species Abundance (MSA) methodologie is door PBL en Wageningen Universiteit speciaal ontwikkeld voor de monitoring en modellering van biodiversiteit, voor gebruik in scenario's. De indicator wordt toegepast in een aantal projecten binnen het kader van TEEB, waar scenariostudies zijn uitgevoerd op basis van geïntegreerde modellen, zoals het GLOBIO-model. In deze projecten zijn een set van geïntegreerde computermodellen gebruikt voor het schatten van de druk op de biodiversiteit wereldwijd op basis van scenario's voor bijvoorbeeld de wereldbevolking, economische groei, het verbruik van fossiele brandstoffen en de voedselconsumptie. Vervolgens wordt deze druk vertaald naar gevolgen voor de biodiversiteit met de MSA-methodologie. De MSA is gedefinieerd als de gemiddelde populatieomvang van inheemse soorten in een ecosysteem of gebied ten opzichte van hun populatieomvang in een ongestoorde situatie. De MSA adresseert homogeniseren door slechts de oorspronkelijke soorten in een bepaald gebied mee te nemen. Dit vermijdt een situatie waar de stijging van opportunistische soorten het verlies van oorspronkelijke soorten zou maskeren. De MSA-index vertegenwoordigt het relatieve niveau van de biodiversiteit, in vergelijking met de natuurlijke biodiversiteit van de ongerepte natuur:

$$MSA = \frac{a_{\text{huidige biodiversiteit}}}{a_{\text{ongerepte biodiversiteit}}}$$

Waar *a* de soortenrijkdom factor is voor de desbetreffende biotoom. Een MSA van bijvoorbeeld 20% betekent dat de populaties van inheemse planten- en diersoorten gemiddeld een omvang hebben van een vijfde van de omvang van een natuurlijke ongestoorde toestand. Bij een MSA van 100% zijn de populaties gelijk aan de ongestoorde toestand. De MSA wordt per land berekend. In het Compendium voor de Leefomgeving van 2016 laat PBL zien dat de MSA in Nederland nog maar 14% bedraagt van de natuurlijke toestand.

BIOSCORE 2.0

BioScore 2.0 is een model dat mogelijke effecten in beeld brengt van toekomstige veranderingen in door mensen veroorzaakte druk op de Europese terrestrische biodiversiteit (bijvoorbeeld zoogdieren, planten, vogels en vlinders). Het model is gebaseerd op grote databases over het voorkomen van soorten in Europa. De relatie tussen soorten waarnemingen en druk wordt berekend door middel van statistische analyse. Door gebruik te maken van de uitvoer van modellen over toekomstige veranderingen in druk, kan BioScore 2.0 gebruikt worden om veranderingen in het voorkomen van soorten te berekenen. Op deze manier kan BioScore 2.0 worden gebruikt voor het beoordelen van beleidsplannen of scenario's over de verwezenlijking van de Europese biodiversiteitsdoelstellingen en de impact van klimaatverandering.⁵¹

ReCiPe: Potentially Disappeared Fraction

De ReCiPe 2008 methodiek is een geharmoniseerde Life Cycle Impact Assessment (LCIA) methode ontwikkeld in Nederland in opdracht van het voormalige VROM. Het werd ontwikkeld door een consortium van wetenschappelijke organisaties, zoals de Radboud Universiteit, Centrum voor Milieuwetenschappen (CML) Leiden en het RIVM. Het doel van ReCiPe 2008 was het ontwikkelen van een geharmoniseerde en consistente methodologie voor zoveel mogelijk milieueffecten die worden onderscheiden in levenscyclusanalyses. In aanvulling op landgebruik en de gevolgen voor de biodiversiteit omvat het 17 andere milieuproblemen, zowel bekende kwesties zoals verzuring en klimaatverandering als minder vaak beschouwde problemen zoals delfstoffen en fossiele brandstoffen consumptie. De methode maakt het mogelijk om de verschillende effecten te aggregeren tot hoofdeffecten op midpoint (milieuthema's) en endpoint (welvaartseffecten) niveau. Onderdeel van ReCiPe is de modellering en impactbepaling van het effect van emissies en landgebruiksveranderingen op de natuur. Daarbij wordt gebruik gemaakt van de

⁵¹ www.pbl.nl/sites/default/files/cms/publicaties/pbl-2016-BioScore-2.0-2501.pdf

indicator *Potentially Disappeared Fraction*. Deze indicator geeft, net als de MSA, een relatieve maatstaf van de soortenrijkdom van een bepaald stuk land ten opzichte van een referentiemaatstaf. De referentiemaatstaf is hierbij de soortenrijkdom die in natuurlijk laagland met breedbladige bosschages te vinden is en is gebaseerd op een studie van Kollner (2001) die Zwitsers laagland als referentie. Op basis hiervan worden in de ReCiPe methodiek twee verschillende situaties met betrekking tot de gebruikte grond overwogen:

- Situatie A: een geïsoleerde stuk grond, omringd door land toegepast voor ander gebruik, of
- Situatie B: een stuk grond, verbonden aan grond die wordt gebruikt voor een soortgelijk gebruik.

Een set van algemene relaties zijn afgeleid van deze situaties voor de milieuschade als gevolg van bezetting⁵² en transformatie⁵³. Het effect als gevolg van bezetting op de biodiversiteit wordt ten eerste uitgedrukt als het product van de relatieve verandering in de biodiversiteit ten opzichte van de biodiversiteit van de ongerepte natuurlijke biotoop waar het land gebruik (verandering) optreedt, en ten tweede als de duur van de bezetting. Wat betreft de transformatie van biodiversiteit, i.e. de veranderingen in landgebruik van het ene type grondgebruik naar het andere (bijvoorbeeld van organische weide tot intensief gebruikte landbouwgrond), wordt dit uitgedrukt als het product van de relatieve verandering in biodiversiteit ten opzichte van het niveau van biodiversiteit na transformatie, en de tijd die nodig is voor het gebied om terug te keren naar het oude biodiversiteit niveau.

De indicator *Potentially Disappeared Fraction* kan ook gebruikt worden om de verandering in biodiversiteit monetair te waarderen (Kuik et al., 2008). Dit wordt gedaan door de herstelkosten te meten om een stuk land met een lage biodiversiteit kwaliteit (hoge PDF waarde) te veranderen naar een hoge biodiversiteit kwaliteit (lage PDF waarde). Bijvoorbeeld de kosten om van landbouwgrond een bos te maken nemen het bewerken van de grond, bebossing en het onderhoud mee. De herstelkosten kunnen dan per m² uitgedrukt worden. De herstelkostenmethode wordt verder beschreven in 5.2.5.

TNO

Met het oog om landgebruik te integreren in een Life Cycle Analyse (LCA), heeft de Dienst Weg- en Waterbouwkunde (DWW) de ontwikkeling van een nieuwe methode gestart. De oorspronkelijke redenen voor de ontwikkeling van het landgebruik methode was dat de thema "afbraak van ecosystemen en landschappen", zoals beschreven in CML (1992), niet kwantificeerbaar is terwijl dit thema relevant is voor LCAs in natuur- en milieubeleid. De focus was een algemene werkwijze die kon worden gebruikt voor allerlei processen wereldwijd, evenals andere karakterisatiemethodes in de CML-methodiek. De methodiek die door TNO is uitgewerkt voor Rijkswaterstaat is gebaseerd op eerdere werk, de LCACAP door Weidema en Lindeijer voor de Europese Commissie. In de TNO-methode worden zowel de verhoudingen van milieuschade als gevolg van landgebruik en de transformatie van het landgebruik onderscheiden. Beide zijn opnieuw uitgedrukt als het percentage verloren soorten (PDF).

De verhoudingen combineren lokale veranderingen in biodiversiteit met wereldwijde relatieve ecosysteem scores (gebaseerd op Weidema, 2001). Op deze wijze wordt de wereldwijde perspectief en de lokale detail zowel beoordeeld. De wereldwijde factoren hebben de volgende achterliggende betekenis:

- De "Eco Quality" factoren vormen een maat voor de relatieve soortenrijkdom van de beschouwde biome ten opzichte van de biome met het laagste soortenrijkdom (toendra). Met andere woorden, hoe hoger de soortenrijkdom, hoe meer "kwaliteit" de biome heeft.
- De "Ecosystem Scarcity" indicator is een maat voor hoe vaak een biome natuurlijk voorkomt. Getijdenzones zoals de Waddenzee of mangrovebossen zijn vrij zeldzaam wereldwijd. Volgens de TNO-methode moeten effecten op dergelijke ecosystemen hoger gewogen worden dan voor vaker voorkomende ecosystemen. De wegingsfactor wordt uitgedrukt ten opzichte van de potentiële wereldwijde omgeving van boreale bossen.
- De "Ecosystem Vulnerability" indicator is een maat voor hoeveel van het ecosysteem al is verdwenen.

⁵² Ongerepte biotoop zonder menselijke invloed.

⁵³ Verandering in het gebruik van grond.

BIJLAGE F WAARDERING IN HET TEEB PROJECT

Natuurbaten zijn ook gekwantificeerd en gewaardeerd buiten het MKBA-kader, zoals in het kader van TEEB (The Economics of Ecosystems & Biodiversity). Belangrijke studies in dit verband zijn:

- **Natuurlijk Kapitaal: naar waarde geschat (2016)**. In deze studie werd geanalyseerd in hoeverre natuurlijk kapitaal wordt meegenomen in de strategische besluitvorming van bedrijven, overheden en maatschappelijke organisatie in de arena's van duurzaam ondernemen, ondernemend natuurbeheer en gebiedsontwikkeling. Het bleek dat praktijkprojecten meestal de maatschappelijke waarde van het natuurlijke kapitaal niet mee namen in de besluitvorming.
- **The contribution of sustainable trade to the conservation of natural capital (2016)** onderzocht de mogelijke impact van gecertificeerde duurzame productie op het natuurlijk kapitaal en de daarmee samenhangende ecosysteem goederen en diensten. De studie vergeleek met name de kosten en baten van conventionele productiemethoden en de methoden die voldoen aan de duurzaamheidscriteria voor certificering, alhoewel de type waarderingmethoden niet werden beschreven.
- **TEEB voor gebieden (2014)** heeft berekend in hoeverre ruimtelijke varianten die ecosystemendiensten beter benutten tot een hogere maatschappelijke welvaart leiden. Voor elk van de varianten worden de ecosystemendiensten gewaardeerd en gemonetariseerd met o.a. het gebruik van kengetallen en methoden volgens Ruijgrok et al. (2004) om zo de netto contante waarde van elke variant te schatten. De waarderingmethoden worden sterker belicht dan in de andere TEEB studies.
- **What's Bonaire's Nature Worth? (2013)**. De betalingsbereidheid van 1500 toeristen, vissers en Nederlanders om de natuur van Bonaire te beschermen werd bepaald door het gebruik van enquêtes. Hiermee kon de totale economische waarde van de ecosystemendiensten van Bonaire worden geschat, wat uitkwam op \$105 miljoen per jaar.
- **TEEB-stad (2012)** heeft als doel de maatschappelijke baten van groenblauwe maatregelen als vanzelfsprekend mee te nemen in bestemmingsplannen met als resultaat snellere planprocessen en duurzamere keuzes en financiering van groenprojecten. De baten van verschillende projecten in steden werden door middel van o.a. kengetallen gekwantificeerd.
- **Green, healthy and productive (2012)**. In deze studie werden de totale besparingen op zorgkosten en arbeidskosten berekend door het effect op groen en de gezondheid. Het monetariseren van de kosten en baten werd op basis van kengetallen en marktprijzen berekend.
- **TEEB for Business (2012)**. De negen onderzochte sectoren in TEEB for Business illustreren dat er mogelijkheden zijn voor bedrijven die de toenemende druk op de biodiversiteit anticiperen. De beoordeling van de economische waarde van ecosystemendiensten en biodiversiteit voor het bedrijf werd bepaald in termen van de winst- en verliesrekening, of het effect op de kostprijs van een bepaald product.
- **TEEB voor Fysiek Nederland (2012)** De deelstudie 'TEEB voor Fysiek Nederland' richt zich op het verkrijgen van inzichten in ecosystemendiensten in Nederland en de waarde (gebruikswaarde en niet-gebruikswaarde) daarvan voor overheid, bedrijven en civil society. Er wordt vooral aandacht gericht op methodologische aspecten van het karteren, kwantificeren en waarderen van deze diensten. De waarderingmethoden zoals de marktprijs en vervangingskosten worden genoemd inclusief kengetallen, alhoewel deze niet uitvoerig worden besproken. De TEEB-benadering gaat uit van het kwantificeren, waarderen en verzilveren van ecosystemendiensten. Kritiek op de TEEB-benadering is echter dat deze onvolledig en ongestructureerd is vergeleken met een MKBA (Hendriks et al., 2012; Hendriks et al., 2014). Naar aanleiding van TEEB heeft het PBL met zeven projecten samengewerkt in het kader van Natuurlijk Kapitaal Nederland om de rol van natuurlijk kapitaal te onderzoeken. Ook deze studies zijn bruikbaar voor inzichten omtrent waardering.

BIJLAGE G BESCHERMINGSREGIMES NEDERLANDSE NATUUR

SOORT GEBIED	WAT WORDT BESCHERMD?	JURIDISCH BESCHERMINGSREGIME	COMPENSATIE-EISEN	BELANGRIJKSTE WETTEN, REGELS EN BELEIDSDOCUMENTEN	SAMENHANG MET DE RELATIEVE PRIJSSTIJGING
NATURA 2000	Realisatie van instandhoudingsdoelen van beschermde soorten en habitats zoals aangegeven in het aanwijzingsbesluit en de beheerplannen. Bescherming geldt voor ingrepen in de Natura 2000-gebieden als ook voor ingrepen die habitats en soorten in het gebied beïnvloeden (externe werking).	Geen ingrepen die de staat van instandhouding significant negatief beïnvloeden (als niet-passend worden beoordeeld), tenzij om dwingende redenen van groot openbaar belang, bij niet beschikbaarheid van alternatieven en als compenserende maatregelen mogelijk zijn – zie figuur B1.	Compensatie van aangetaste habitats moet plaatsvinden vóór ingrepen plaats vinden. Geen financiële compensatie mogelijk.	<ul style="list-style-type: none"> • Vogelrichtlijn • Habitatrichtlijn • Wet Natuurbescherming • Aanwijzingsbesluit en beheerplannen Natura 2000-gebieden 	Vanuit het ' nee, tenzij '-principe zijn ingrepen met significant negatieve effecten op instandhoudingsdoelen niet mogelijk. Bij een ingrepen met significant negatieve effecten waarvoor een MKBA wordt uitgevoerd is, gegeven de schaarste van de beïnvloede soorten en habitats, voor biodiversiteit een relatieve prijsstijging van meer dan 1% gerechtvaardigd.
SOORTEN	In hun voortbestaan bedreigde vogel-, dier- en plantensoorten die worden genoemd in de Vogel- en Habitatrichtlijn (VHR). Het merendeel van de van nature op het Europese grondgebied voorkomende vogelsoorten, alle van nature in Nederland voorkomende zoogdieren, amfibieën, reptielen en vissen, en een aantal insecten- en vaatplantsoorten die in de Wet Natuurbescherming zijn aangewezen als beschermde inheemse soorten	Verbod op vangen, doden, verstoren of vernielen van in de VHR genoemde soorten, tenzij door het bevoegd gezag een afwijking op het verbod wordt toegestaan, er geen andere bevredigende oplossing voorhanden is en het niet leidt tot een verslechtering van de staat van instandhouding. Voor alle in Nederland in het wild levende dieren en planten geldt een zorgplicht.	Behoud van de gunstige staat van instandhouding bij aantasting van beschermde soorten. Compensatie van leefgebieden moet plaatsvinden vóór ingrepen plaats vinden. Ruimere ontheffingsmogelijkheden bij rode lijst dan bij strikt beschermde soorten.	<ul style="list-style-type: none"> • Vogelrichtlijn • Habitatrichtlijn • Wet Natuurbescherming 	Vanuit het ' nee, tenzij '-principe zijn ingrepen met negatieve effecten op de staat van instandhouding niet toegestaan. Bij ingrepen met negatieve effecten waarvoor een MKBA wordt uitgevoerd is, gegeven de schaarste van de beïnvloede soorten, voor biodiversiteit een relatieve prijsstijging van meer dan 1% gerechtvaardigd.
NATUURNETWERK NEDERLAND (VOORHEEN ECOLOGISCHE HOOFDSTRUCTUUR)	Planologische bescherming van wezenlijke kenmerken en waarden (oppervlakte, kwaliteit, ruimtelijke samenhang, landschappelijke kenmerken, bodemkenmerken) van gebieden in het Natuurnetwerk Nederland (geen externe werking).	Geen ingrepen die de wezenlijke waarden en kenmerken significant aantasten, tenzij sprake is van groot openbaar belang, er geen reële alternatieven zijn en de negatieve effecten gelijkwaardig worden gecompenseerd. Minder strikte bescherming dan Natura 2000 door mogelijkheden voor saldering en herbegrenzing.	Geen nettoverlies in natuurkwaliteit, oppervlakte en ruimtelijke samenhang bij aantasting van wezenlijke kenmerken en waarden. Financiële compensatie is mogelijk	<ul style="list-style-type: none"> • Wet milieubeheer • Wet Ruimtelijke Ordening • Barro • Structuurvisie Infrastructuur & Ruimte • Provinciale verordeningen • Gemeentelijke bestemmingsplannen 	Vanuit het ' nee, tenzij '-principe zijn ingrepen met significante effecten op de wezenlijke waarden en kenmerken niet toegestaan. Gegeven het belang van het realiseren van het natuurwerk voor het bereiken van de instandhoudingsdoelen, is bij ingrepen in het NNN waarvoor een MKBA wordt uitgevoerd een prijsstijging van meer dan 1% gerechtvaardigd.

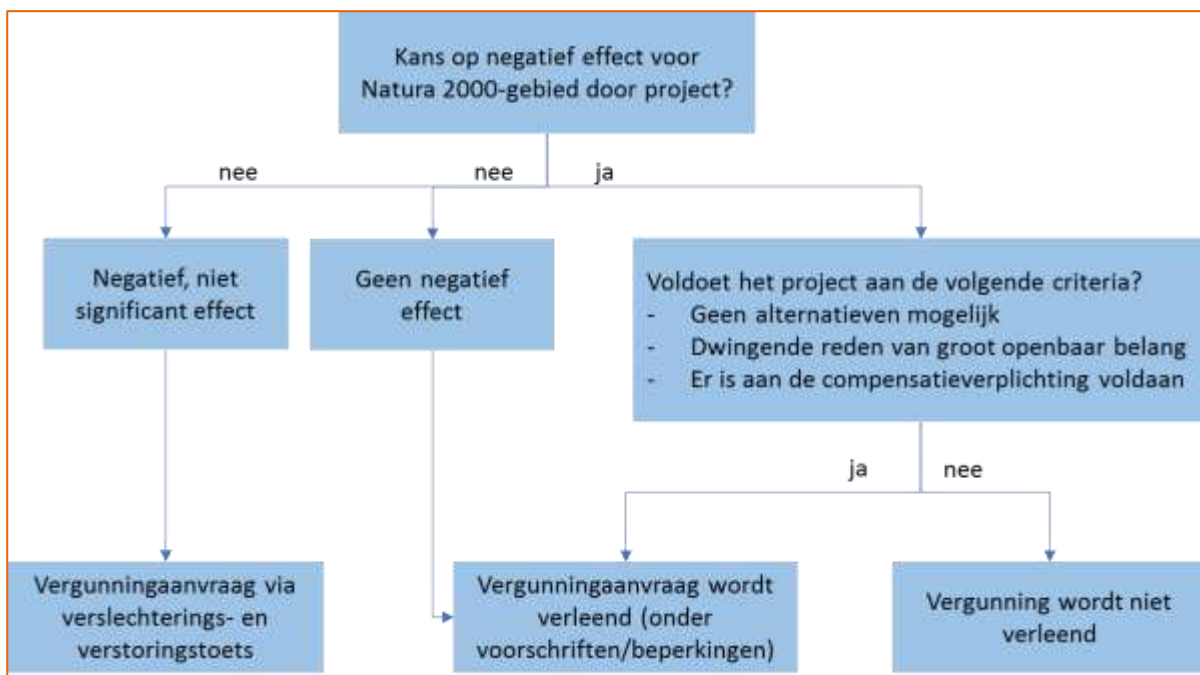
SOORT GEBIED	WAT WORDT BESCHERMD?	JURIDISCH BESCHERMINGSREGIME	COMPENSATIE-EISEN	BELANGRIJKSTE WETTEN, REGELS EN BELEIDSDOCUMENTEN	SAMENHANG MET DE RELATIEVE PRIJSSTIJGING
BOS / HOUTOPSTANDEN	Bos en bomenrijen buiten de bebouwde kom, met uitzondering van enkele categorieën zoals kerstbomen, fruitbomen, kweekgoed, wegbeplanting, houtopstanden gekweekt voor houtproductie (onder voorwaarden) en houtopstanden op erven en in tuinen.	Meld- en herplantplicht.	Herplantplicht bij 10 ha bos of 20 bomen. Mogelijkheid voor individuele ontheffing. Vrijstelling van meldings- en herbplantingsplicht als houtkap plaats vindt voor natuurontwikkeling of voor brandgangen.	<ul style="list-style-type: none"> • Wet Natuurbescherming 	Voor ingrepen met effecten op bossen buiten het NNN wordt het advies gehanteerd zoals aangegeven in Tabel 1. Dat betekent een relatieve prijsstijging van 0% voor houtproductie en voor overige effecten van houtkap een relatieve prijsstijging van 1% .
OVERIGE GEBIEDEN	Planologische bescherming van door de provincie aangewezen 'provinciale natuurgebieden' waarbij kan worden aangegeven welke landschappelijke en natuurwaarden worden beschermd	Geen wettelijke gebiedsbescherming, afgezien van hetgeen vastgelegd in provinciale verordeningen en bestemmingsplannen. Mogelijkheid tot gebruik van wettelijk kader voor landinrichting voor dwingende herverkaveling van eigendomsrechten en gebruiksrechten van grond.	Geen eisen, tenzij vastgelegd in bestemmingsplannen of provinciale verordeningen.	<ul style="list-style-type: none"> • Wet Natuurbescherming • Wet Ruimtelijke Ordening • Provinciale verordeningen • Gemeentelijke bestemmingsplannen • Wet inrichting landelijk gebied • Bestuursakkoord natuur 	Het advies zoals aangegeven in Tabel 1 wordt gehanteerd. Dit betekent een relatieve prijsstijging van 0% voor effecten op productie diensten, drinkwater en waterveiligheid en een relatieve prijsstijging van 1% voor effecten op lokale regulerende eiddiensten, culturele diensten en biodiversiteit.

Toelichting

Natura 2000

De Natura 2000-gebieden zijn de gebieden in Nederland met het strengste beschermingsregime. Instandhoudingsdoelen zijn internationaal vastgelegd in de Europese Vogelrichtlijn en de Habitatrichtlijn. Voor ieder Natura 2000-gebied zijn de lange termijn instandhoudingsdoelen vastgelegd in een 'Aanwijzingsbesluit'. In de wettelijk vastgelegde 'Beheerplannen' wordt uitgewerkt hoe een gunstige staat van instandhouding kan worden gerealiseerd. Deze beheerplannen zijn gezamenlijk met gebiedspartijen opgesteld en nemen bestaande activiteiten in het gebied als uitgangspunt. In principe, laten deze plannen ook ruimte voor ontwikkeling, mits deze geen significant negatieve effecten hebben op de instandhoudingsdoelen. Voor ingrepen geldt een 'nee-tenzij'-regime. Bij een vergunningaanvraag wordt allereerst in de oriëntatiefase nagegaan of er kans is op een significant negatief effect die het bereiken van de instandhoudingsdoelen in gevaar brengen. Als dat zo is moet een 'passende beoordeling' nagaan of de kans inderdaad reëel is en kan alleen een vergunning worden verleend als de 'adc-toets' laat zien dat alternatieven niet mogelijk zijn, dat er dwingende redenen van groot openbaar belang zijn en dat de negatieve gevolgen worden gecompenseerd in of naast het Natura 2000-gebied voordat de ingreep plaats vindt – zie Figuur 12.

Merk op dat de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) onderdeel is van het Natura 2000-beleid omdat het via externe werking van de uitstoot van stikstof kijkt of er in een Natura 2000-gebied nog ontwikkelruimte is van activiteiten waarbij stikstof wordt uitgestoten. De PAS is onderdeel van de Wet Natuurbescherming



Figuur 12 Schematische weergave 'passende beoordeling' voor Natura 2000-gebieden. Bron: www.Natura2000.nl

Soorten

Voor soortenbescherming wordt onderscheid gemaakt tussen bescherming voor soorten die zijn beschermd door de Vogel- en Habitatrichtlijnen en overige soorten die zijn genoemd in de Wet Natuurbescherming (voorheen in de Flora en Faunawet). VHR-soorten hebben een strikt 'nee, tenzij'-beschermingsregime. Het bevoegd bedrag kan toch toestemming geven voor ingrepen met negatieve effecten op de soorten uit gronden van volksgezondheid, (openbare) veiligheid, voorkoming van schade aan gewassen, vee of visserij, of bescherming van flora en fauna. Voor soorten uit de Habitatrichtlijn geldt ook dat uitzonderingen mogelijk zijn voor "andere dwingende redenen van groot openbaar belang, met inbegrip van redenen van sociale of economische aard en voor het milieu wezenlijk gunstige effecten" (Habitatrichtlijn, artikel 16, eerste lid, onderdeel c). Voor de overige beschermde soorten uit de Wet Natuurbescherming (WNB) is het beschermingsregime iets milder en kunnen verschillende instanties ontheffingen verlenen voor ingrepen met een negatief effect.

Voor alle soortenbescherming wordt een 'gunstige staat van instandhouding' nagestreefd. Er is sprake van een gunstige staat van instandhouding als aan drie criteria wordt voldaan:

- Uit populatiedynamische gegevens moet blijken dat de betrokken soort nog steeds een levensvatbare component is van de natuurlijke habitat waarin hij voorkomt en dat vermoedelijk op lange termijn zal blijven.
- Het natuurlijk verspreidingsgebied van die soort mag niet kleiner worden of binnen afzienbare tijd kleiner te lijken worden.
- Er bestaat een voldoende grote habitat, die waarschijnlijk zal blijven bestaan, om de populaties van die soort op lange termijn in stand te houden.

Merk op dat de rode lijsten van beschermde soorten geen juridische status hebben. Deze rode lijsten zijn indicatoren van het aantal soorten dat in zijn voortbestaan wordt bedreigd. Er zijn ook rode lijsten die niet worden genoemd in de VHR of in de WNB.

Natuurnetwerk Nederland

Het Natuurnetwerk Nederland (NNN), voorheen de Ecologische Hoofdstructuur, bestaan uit:

- Bestaande natuurgebieden, waaronder de 20 Nationale Parken.
- Gebieden waar nieuwe natuur wordt aangelegd.
- Landbouwgebieden, beheerd volgens agrarisch natuurbeheer.
- Ruim 6 miljoen hectare grote wateren: meren, rivieren, de kustzone van de Noordzee en de Waddenzee.
- Alle Natura 2000-gebieden.

De verantwoordelijkheid voor het NNN ligt bij de provincies. Regels voor de bescherming ervan zijn vastgelegd in het Besluit Algemene Regels Ruimtelijke Ordening (Barro). Bescherming van het NNN vindt plaats door de toetsing van bestemmingsplannen, structuurvisies, ruimtelijke verordeningen en omgevingsvergunningen. Provincies moeten in provinciale verordeningen het NNN-gebied nauwkeurig begrenzen, de wezenlijke kenmerken en waarden van de gebieden vastleggen en de natuurdoelen op een toetsbare wijze beschrijven. Volgens 'nee, tenzij'-principe mogen geen ingrepen worden gedaan die per saldo de wezenlijke kenmerken en waarden significant aantasten, of die de oppervlakte van of samenhang tussen die gebieden significant verminderen. Ontheffing kan worden verkregen als sprake is van een groot openbaar belang, er geen reële alternatieven zijn en de negatieve effecten worden gecompenseerd.

Bos en houtopstanden

Het enige beschermingsregime voor bos en houtopstanden is een meld- en herplantplicht voor alle bomen, behalve de in de tabel aangegeven soorten die zijn vrijgesteld.

Overige gebieden

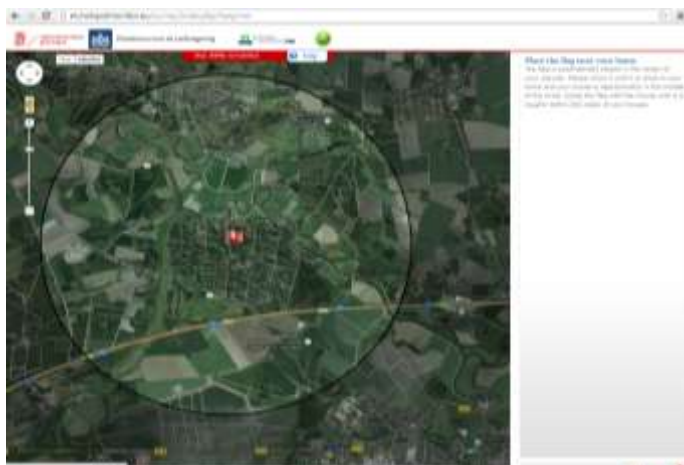
De Wet Natuurbescherming geeft provincies de mogelijkheid om 'provinciale natuurgebieden' aan te wijzen. Deze gebieden worden beschermd volgens planologische instrumenten zoals de Wet op de Ruimtelijke Ordening, bestemmingsplannen en provinciale verordeningen of via milieu- en omgevingsvergunningen overeenkomstig bijvoorbeeld de Wet Milieubeheer, de Omgevingswet, de Waterwet, de Wet Bodembescherming, en de Meststoffenwet.

Merk op dat Nationale Parken geen apart beschermingsregime genieten. Het merendeel van de Nationale Parken ligt in een Natura 2000-gebied of in het NNN of is via provinciale verordeningen beschermd.

BIJLAGE H HOTSPOT MONITOR / GREENMAPPER

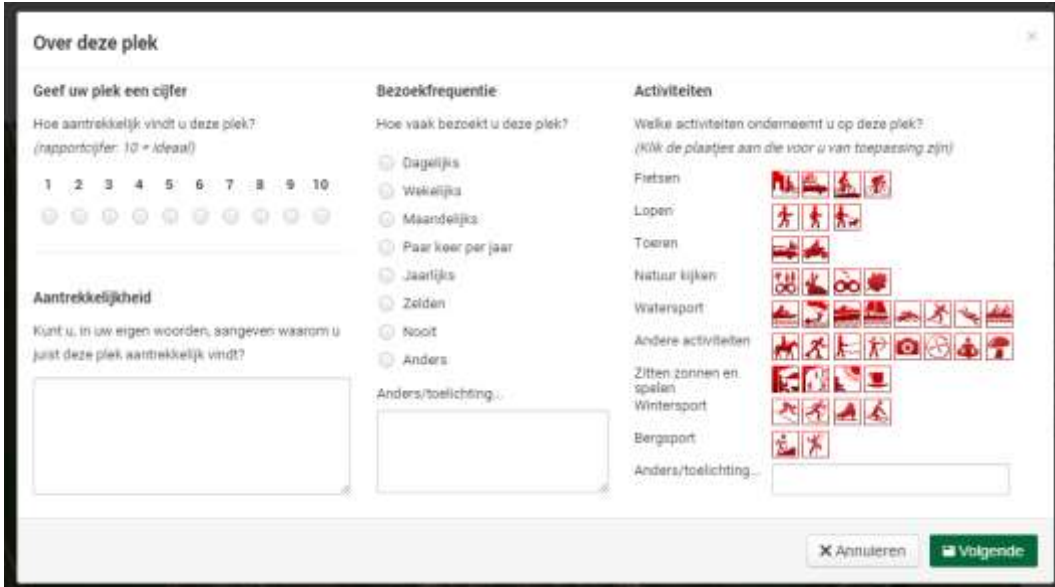
Beleving van natuur, of generieker, de culturele ecosysteemdiensten die de natuur levert is een welvaartseffect. Om in het kader van – ruimtelijke – projecten beter zicht te kunnen krijgen op belevingswaarde van natuur heeft de RUG in nauwe samenwerking met PBL en Wageningen Universiteit de Hotspotmonitor ontwikkeld; later omgedoopt tot Greenmapper. Deze Greenmapper software (Greenmapper.org) is publiek beschikbaar en kan worden ingezet voor het op een gestandaardiseerde manier enquêteren van mensen om de betekenis van natuur in een gebied te identificeren.

De Greenmapper software vraagt mensen wat ze aantrekkelijke, waardevolle of belangrijke plekken vinden die iets te maken hebben met natuur, groen of water. Dit kan de respondent doen door een marker op een kaart te zetten (zie Figuur 13). Het is online software die werkt via GoogleMaps en Open street Maps. Elke respondent vult zijn woonplaats of postcode in. Daarna markeert men 4 aantrekkelijk natuur-gerelateerde plekken op vier verschillende niveaus: buurt, regio, land en wereld. De afgelopen jaren hebben ca 15.000 mensen (in Nederland, maar ook in Duitsland, Denemarken, Zwitserland, Brazilië, Zuid-Korea) de hotspotmonitor ingevuld; daarbij was voor het grootste deel sprake van enquêtering via - representatieve - internetpanels.



Figuur 13 Screenshot van Greenmapper survey, waarin respondenten wordt gevraagd naar aantrekkelijke plekken

De Greenmapper software vraagt niet alleen naar de locatie van aantrekkelijke plekken. Bij elke gemarkeerde plek volgen enkele vragen die inzicht geven in de kenmerken van de plek: een rapportcijfer voor aantrekkelijkheid op schaal 1 - 10, een open vraag over de aantrekkelijkheid, de bezoekfrequentie en de typen ondernomen activiteit (zie Figuur 14).



Figuur 14 Screenshot van de standaard vragenlijst uit de Greenmapper survey

Greenmapper gegevens kunnen een zekere basis geven voor het bepalen van de impact populatie en ondersteunend zijn voor verschillende manieren van moneteriseren van welvaartseffecten omdat ze

- Gebied specifieke kwaliteiten van natuur en landschap identificeren.
- Onderscheid maken of er sprake is van lokale, regionale, nationale of internationale aantrekkelijkheid van gebieden.
- Bezoekfrequenties en recreatieve activiteiten monitort (Bijker et al. 2017⁵⁴; De Vries et al. 2013⁵⁵; Sijtsma et al. 2012⁵⁶).

Monetarisering van recreatieve baten van natuur (is het de natuur of het fietspad?; het zwembad of de duinen) kan er mee ondersteund worden, hedonische analyses van woningprijzen kunnen er empirisch sterker van worden en het al dan niet toepassen van kengetallen uit andere gebieden (zijn die echt vergelijkbaar) kan er empirisch mee onderbouwd worden.

De resultaten van de enquêtes worden opgeslagen in een publiek beschikbare database (monitor.greenmapper.org en data.greenmapper.org). Voor Nederland zijn de meeste gegevens afkomstig uit een representatief onderzoekspanel van GfK. Op de genoemde websites zijn vooral de markeringen te zien. De uitgebreide gegevens met kenmerken van respondenten zijn echter ook beschikbaar voor nadere analyses. Deze kunnen worden opgevraagd bij de RUG.

⁵⁴ Bijker R.A. and Sijtsma F.J. (2017). A portfolio of natural places: Using a participatory GIS tool to compare the appreciation and use of green spaces inside and outside urban areas by urban residents. *Landscape and Urban Planning* 158 (2017) pp. 155-165. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.10.004>.

⁵⁵ De Vries, S., A. Buijs, F. Langers, H. Farjon, A. van Hinsberg, F.J. Sijtsma (2013). Measuring the attractiveness of Dutch landscapes: identifying national hotspots using Google Maps. *Applied Geography*. Volume 45, December 2013, Pages 220-229.

⁵⁶ Sijtsma, F.J., H. Farjon, S. van Tol, A. van Hinsberg, P. van Kampen and Arjen Buijs (2013). Evaluation of landscape changes - Enriching the economist's toolbox with the Hotspotindex. In: W. Heijman, & C. M. J. v. d. Heide (Eds.), *The Economic Value of Landscapes*. Chapter 8, pp 136-164. London: Routledge.

BIJLAGE I TOETSINGSADVIES PLANBUREAUS



> Retouradres Postbus 30314, 2500 GH Den Haag

Ministerie van Financiën
Inspectie der Rijksfinanciën
Bureau Strategische Analyse, MKBA Kernteam
T.a.v. de heer Dr. J.J.J. Jonker
Postbus 20201 2500 EE 's-Gravenhage

Bezuidenhoutseweg 30
2511 VE Den Haag
Postbus 30314
2500 GH Den Haag
www.pbl.nl

T 070 - 32 88 700

Contactpersoon
PBL Gusta Renes

Gusta.Renes@pbl.nl

M 06 11591287

CPB Frits Bos

F.Bos@cpb.nl

M 06 25063936

Datum 31 oktober 2017
Betreft beoordeling MKBA Werkwijzer Natuur

Uw referentie

Onze referentie
PBL20170104

Kopie aan

Bijlagen

Bij beantwoording van deze brief graag onze referentie vermelden.

NB: gezamenlijke brief door PBL en CPB

Geachte heer Jonker,

In de Kabinetsbrief van 6 december 2013 bij de Algemene MKBA Leidraad is aangekondigd dat van de algemene MKBA-leidraad werkwijzers voor specifieke beleidsterreinen zullen worden afgeleid. Deze werkwijzers geven voor de beleidsterreinen nadere invulling aan de richtlijnen en voorschriften die in de algemene leidraad worden beschreven. Het initiatief voor het uitwerken van werkwijzers ligt bij de departementen. In de Kabinetsbrief is ook aangekondigd dat CPB en PBL zullen toetsen of de werkwijzers aan de algemene leidraad voldoen.

Het ministerie van EZ heeft aan Arcadis en CE Delft de opdracht gegeven om voor het terrein van het natuurbeleid een werkwijzer op te stellen. Deze werkwijzer voor MKBA's op het gebied van natuur is door CPB en PBL getoetst aan de richtlijnen die in de Algemene MKBA leidraad zijn opgenomen. Ook is nagegaan in welke mate er afwijkingen van en aanvullingen op de algemene leidraad zijn en of deze goed onderbouwd zijn en zinvol zijn voor de beleidsterreinen. Ten slotte is nagegaan in welke mate concrete empirische informatie beschikbaar is om een MKBA op te kunnen stellen. Deze brief bevat de bevindingen.

De werkwijzer geeft op de belangrijkste onderdelen een uitgebreide beschrijving van de manier waarop MKBA's op het gebied van natuur moeten worden opgesteld. In de werkwijzer is veel aandacht voor methoden om de relatie tussen verandering in het ecosysteem en de veranderingen in de ecosysteemdiensten te bepalen. Bij natuurbeleid gaat het vaak om een ingreep in het ecosysteem en de fysieke natuureffecten daarvan. Voor een MKBA is het van belang om te bepalen wat de effecten zijn van de verandering in het ecosysteem op de stroom van ecosysteemdiensten en biodiversiteit. Die stromen hebben direct invloed op de welvaart van mensen. Ten opzichte van het stappenplan van de MKBA leidraad vergt een MKBA op het gebied van natuur een extra stap om van de effecten op ecosystemen naar effecten op ecosysteemdiensten te komen. Daarbij gaat het nadrukkelijk om de uiteenlopende soorten ecosysteemdiensten: productiediensten zoals voedsel, hout en drinkwater; regulerende diensten zoals bescherming tegen overstroming en de luchtzuiverende werking van begroeiing in stedelijk gebied die leidt tot een afname van gezondheidsproblemen; en culturele diensten zoals

buitenrecreatie in of bij natuurrijke gebieden en de esthetische beleving van natuur.

Datum
26 oktober 2017

De in deze werkwijzer beschreven methoden om welvaartseffecten van natuur te bepalen, zijn ook behulpzaam bij MKBA's op beleidsterreinen waar natuureffecten als neveneffecten optreden, bijvoorbeeld bij investeringen in wegen.

Onze referentie
PBL20170104

*Bij beantwoording van deze
brief graag onze referentie
vermelden.*

De MKBA werkwijzer op het gebied van natuur stemt in grote lijnen overeen met de voorschriften en richtlijnen van de algemene MKBA leidraad. Er is een aantal aandachtspunten bij het gebruik van deze werkwijzer waarvan de gebruiker van deze werkwijzer zich rekenschap moet geven, te weten:

1. De relatie met de MER is summier beschreven als één van de bronnen die gebruikt kunnen worden om natuureffecten te bepalen. Het is echter een belangrijke bron omdat een MER vaak opgesteld wordt bij ingrepen in de natuur/ecosystemen en vaak informatie bevat over voor de MKBA relevante grootheden. Enerzijds vindt die informatie een weg in de natuurlijnenmethodiek (zoals ook beschreven in de werkwijzer). Anderzijds moet met de informatie uit de MER voorzichtig worden omgesprongen in een MKBA omdat de uitgangssituaties van MER en MKBA verschillend gedefinieerd zijn. Aansluiting van de MER op de MKBA zal in de praktijk verder vorm moeten krijgen.
2. De onzekerheid over de waardering van de ecosysteemdiensten is summier behandeld. Deze onzekerheid over de empirie in het natuurdomein verdient meer aandacht bij de daadwerkelijke uitwerking in een MKBA.
3. Een aantal algemenere voorschriften uit de algemene MKBA leidraad blijft onderbelicht. Zo is er relatief weinig aandacht voor de aansluiting op de besluitvorming en voor de omgang met onzekerheden. Het gaat vaak om algemene voorschriften die niet specifiek voor natuur ingevuld hoeven worden. De werkwijzer is daarmee niet helemaal zelfstandig te gebruiken; voor deze onderwerpen is raadpleging van de algemene leidraad een goed alternatief.

Als met deze aandachtspunten rekening wordt gehouden, kunnen wij stellen dat deze werkwijzer een adequate leidraad vormt voor het opstellen van MKBA's op het gebied van natuur.

Bij het toepassen van onderzoeksmethoden in de verschillende onderzoeksstappen geldt het algemene principe dat de MKBA-onderzoeker zelf verantwoordelijk is voor het op zo goed mogelijke manier in beeld brengen van alle aspecten van een MKBA. De werkwijzer helpt hierbij door aan te geven wat geschikte methoden of afwegingen zijn. Als sprake is een breed gedragen algemene consensus dan is de werkwijzer voorschrijvend. Als er meerdere geschikte methoden zijn of er onduidelijkheid bestaat over de geschiktheid van methoden geeft de werkwijzer een aanbeveling en is er meer keuzevrijheid voor de MKBA onderzoeker.

Praktijkervaring zal leiden tot aanpassingen, aanvullingen en preciseringen van de werkwijzer. Voor de werkwijzer geldt, net als voor de algemene MKBA-leidraad,



**Planbureau voor de
Leefomgeving**

dat er altijd ruimte moet zijn voor de MKBA-opsteller om gemotiveerd van de voorschriften en richtlijnen af te wijken.

Datum
26 oktober 2017

Wij hopen dat deze werkwijzer snel in de praktijk zal worden toegepast.

Onze referentie
PBL20170104

Hoogachtend,

Prof.dr.ir. J.T. Mommaas
Directeur Planbureau voor de
Leefomgeving

Prof.dr. J. Hinloopen
Onderdirecteur Centraal Planbureau

*Bij beantwoording van deze
brief graag onze referentie
vermelden.*

COLOFON

WERKWIJZER NATUUR
MAATSCHAPPELIJKE KOSTEN-BATEN ANALYSES

AUTEUR

Jeroen Klooster

PROJECTNUMMER

C05052.000078

ONZE REFERENTIE

083683766 A

DATUM

15 oktober 2018

STATUS

Definitief

GECONTROLEERD DOOR

Jeroen Klooster
Senior Econoom

VRIJGEGEVEN DOOR

Ron Vreeker
Teamleider

Arcadis Nederland B.V.

Postbus 220
3800 AE Amersfoort
Nederland
+31 (0)88 4261261

www.arcadis.com