



Centraal Planbureau
Planbureau voor de Leefomgeving

CPB/PBL Notitie | 21 december 2015

Review kengetallen Nieuw Limburgs Peil

*Uitgevoerd op verzoek van
Rijkswaterstaat Water,
Verkeer en Leefomgeving*



CPB/PBL Notitie

Aan: Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving

Datum: 21 december 2015

Betreft: Review kengetallen Nieuw Limburgs Peil

Centraal Planbureau
Van Stolkweg 14
Postbus 80510
2508 GM Den Haag
T (070)3383 380
I www.cpb.nl

**Planbureau voor de
Leefomgeving**
Oranjevuitensingel 6
Postbus 30314
2500 GH Den Haag
T (070)3288 700
I www.pbl.nl

Contactpersonen
Annemiek Verrips, Sonja
Kruitwagen, Thomas van der Pol,
Peter Zwaneveld

1 Inleiding en belangrijkste conclusies

Kengetallen die afgeleid zijn uit andere studies zijn een hulpmiddel om de baten in een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) inzichtelijk te maken. In de studie Baten Zoetwatermaatregelen Nieuw Limburgs Peil (NLP) zijn kengetallen gebruikt voor het kwantificeren en moneteriseren van onder andere de projectbaten van biodiversiteit, lucht- en waterkwaliteit, klimaat en andere verbeteringen van de leefomgevingskwaliteit (Witteveen en Bos, 2013). Het Nieuw Limburgs Peil bevat diverse maatregelen om het watersysteem op orde te krijgen en vervolgens ook te houden aangezien het watersysteem van vitaal belang is voor alle functies in het landelijk en stedelijk gebied, zoals landbouw, wonen, werken, recreatie en natuur. Het NLP vloeit voort uit het Nationaal Bestuursakkoord Water uit 2003.

Op basis van representatieve kengetallen voor het kwantificeren en moneteriseren van omgevingsbaten kunnen beleidsmakers en bestuurders een gedegen beeld krijgen van de effecten van een maatregelenpakket. Wanneer de gebruikte kengetallen niet representatief zijn, worden onjuiste batenschattingen verkregen met een onjuist beeld van de totale projectbaten tot gevolg.

Met het oog op toekomstige MKBA's van waterprojecten, hebben CPB en PBL op verzoek van Rijkswaterstaat een aantal kengetallen uit de MKBA Nieuwe Limburg Peil gereviewd om te onderzoeken of de kengetallen uit het kengetallenboek van Witteveen en Bos (2006) representatief zijn voor het welvaartseffect (de kwaliteit van de kengetallen) en of de toepassing ervan aandachtspunten kent (het gebruik van de kengetallen). De review beperkt zich tot de kengetallen voor de effecten die het leeuwendeel van de totale baten van het project vormen. Deze review bespreekt derhalve de bruikbaarheid van de in de NLP-studie toegepaste kengetallen voor biodiversiteit, fijnstof, waterkwaliteit en klimaatverandering.

Deze studie kijkt naar twee soorten kengetallen:

1. Kwantificeringskengetallen die het effect van een bepaalde (voorgenomen) maatregel beschrijft in fysieke hoeveelheden.
2. Waarderingskengetallen, die een waardering (in euro's) geven aan de fysieke hoeveelheden die volgen uit het toepassen van een kwantificeringskengetal.

Beide kengetallen zijn relevant voor een adequate inschatting van de welvaartseffecten van een project. Waarderingskengetallen representeren de voorkeuren van mensen voor fysieke veranderingen. Doordat ze in euro's worden uitgedrukt, ontstaat een gestandaardiseerde vergelijkingsbasis: tal van effecten (die naar hun fysieke aard uiteenlopende dimensies hebben) worden in één maat weergegeven. Dit vereenvoudigt afwegingen over complexe projecten met veel uiteenlopende projecteffecten. Uiteraard staat of valt deze vereenvoudiging met de betrouwbaarheid van de gehanteerde kengetallen. Als waarderingskengetallen niet representatief zijn, valt de gestandaardiseerde vergelijkingsbasis in euro's weg.

De belangrijkste conclusies van deze review per kengetallencategorie zijn:

- (1) Het gebruikte kengetal voor de waardering van biodiversiteit geeft geen adequaat beeld van de projectbaten van biodiversiteit. Ten eerste is de fysieke verandering in de biodiversiteit door de uitvoering van het project in de studie Baten Zoetwatermaatregelen NLP niet helder beschreven, waardoor het waarderingskengetal niet is gekoppeld aan de fysieke verandering in de biodiversiteit. Per definitie geldt dat zonder inzicht in de fysieke verandering van de biodiversiteit het hanteren van een waarderingskengetal niet betekenisvol is. Ten tweede is het waarderingskengetal afkomstig uit één specifieke studie; dat kengetal kan niet zomaar vertaald worden naar de situatie van het NLP. Daarnaast bestaan er in algemene zin de nodige methodologische struikelblokken bij het waarden (in euro's) van de bestaanswaarde van biodiversiteit. Daarom is de aanbeveling om de effecten op biodiversiteit in een ecologische maat - natuurpunten - uit te drukken. Natuurpunten zijn een gestandaardiseerde maat om uiteenlopende ecologische effecten in één getal (een index) uit te drukken. Door de kosten te vergelijken met de ecologische veranderingen in natuurpunten ontstaat inzicht in de kosteneffectiviteit van verschillende projectvarianten. Hoewel deze werkwijze impliceert dat de welvaartseffecten van biodiversiteit geen deel uitmaken van de gemonetariseerde projectbaten, wordt hiermee wel relevante en hanteerbare informatie over de effecten op biodiversiteit gegeven die beleidsmakers in hun besluitvorming kunnen betrekken.
- (2) Aan de gehanteerde kwantificeringskengetallen voor de afvang van fijnstof door begroeiing kleven dermate veel haken en ogen dat de uiteindelijke gezondheidsbaten van afvang van fijnstof in een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) geen betrouwbaar beeld geven van de betreffende projectbaten. Het RIVM concludeerde in 2011 dat de fijnstofafvang door bomen

en planten de luchtkwaliteit in de stad niet significant verbeteren en mogelijk zelfs kan verslechteren. De kwantificeringskengetallen voor fijnstofafvang zijn daarom niet bruikbaar in een MKBA. De kanttekeningen wijzen in de richting dat de (gezondheids)baten van afvang van fijnstof door begroeiing beduidend lager zijn dan geraamd in de MKBA. Deze conclusie wordt ondersteund door de constatering dat de kwantificeringskengetallen voor de afvang van fijnstof door begroeiing een plausibele bovengrens overschrijden. De gebruikte waarderingskengetallen voor de gezondheidseffecten van fijnstof kunnen aan meer recente inzichten worden aangepast.

- (3) Het waarden van de verbetering van de (oppervlakte)waterkwaliteit op basis van vermeden zuiveringskosten geeft een weinig betrouwbaar beeld van de baat. Het directe effect van de maatregel betreft namelijk een verbetering van de grondwaterkwaliteit, terwijl rioolwaterzuiveringsinstallaties alleen invloed hebben op de kwaliteit van het oppervlaktewater. De mate waarin oppervlaktewater profiteert van de maatregel, hangt sterk af van de specifieke lokale situatie. In een PBL-rapport uit 2008 is geconstateerd dat de beschikbare waarderingsstudies onvoldoende houvast bieden voor een betrouwbare monetarisering van waterkwaliteitsbatens. Deze constatering snijdt nog steeds hout. Waar een betrouwbare kwantitatieve batenschatting niet mogelijk is, blijft de MKBA beperkt tot het bieden van een overzicht van de effecten van de maatregel. De huidige kennis over de waardering van veranderingen van de waterkwaliteit biedt geen handvat voor een betrouwbaar waarderingskengetal.
- (4) Bij het waarden van klimaatbatens is het belangrijk om vast te stellen hoe groot de koolstofvastlegging in de oorspronkelijke situatie is, gegeven het feit dat al natuur aanwezig is in de uitgangssituatie. Zonder die kennis kan de extra koolstofvastlegging door het project niet worden vastgesteld. Dit illustreert dat een goed uitgewerkt nulalternatief noodzakelijk is voor een adequate waardering van effecten.

Algemene conclusies voor het toepassen van kengetallen zijn:

- Voor zowel kwantificerings- als waarderingskengetallen is het belangrijk om te bekijken of kan worden aangenomen dat de batens constant zijn over de tijd. Dat is vaak niet het geval. Dit houdt ook verband met het zogenaamde 'nulalternatief'. Met welke autonome ontwikkelingen (veranderingen die sowieso plaatsvinden, of het project nu uitgevoerd wordt of niet) moet rekening worden gehouden?
- De MKBA-methodiek kan bijdragen aan het structureren van het interactieve proces, omdat het dwingt om transparant te zijn over de effecten van de afzonderlijke maatregelen, de bijdrage die ze leveren aan het beoogde doel en de eventuele overige effecten die de maatregel met zich meebrengt. Wanneer de MKBA alleen als een evaluatie- of toetsinstrument wordt gebruikt nadat de plannen voor het project definitief zijn gemaakt, wordt dit potentieel niet benut.

- In generieke zin is het gebruik van kengetallen in MKBA's verdedigbaar. Het opnieuw uitvoeren van onderzoek voor elke afzonderlijke MKBA is immers tijdrovend en kostbaar. In de MKBA Nieuw Limburgs Peil valt op dat de kengetallen voor de batenposten die uiteindelijk doorslaggevend zijn voor het positieve saldo zeer onzeker zijn. Zeker in een dergelijk geval is het van belang om aannemelijk te maken dat de kengetallen bruikbaar zijn. Daarnaast is het bij onzekere batenposten nuttig om onzekerheidsinformatie toe te voegen.

2 Maatregelen Nieuw Limburgs Peil

Waterschappen hebben in het Nationaal Bestuursakkoord Water afgesproken om een Gewenst Grond- en Oppervlaktewaterregime (GGOR) op te stellen. Hierin worden streefpeilen van grond- en oppervlaktewater afgesproken. In Limburg heeft het Waterschap Peel en Maasvallei samen met partners een maatregelpakket opgesteld. Gaandeweg is de naam GGOR daarbij veranderd in Nieuw Limburgs Peil (NLP).

De NLP-maatregelen bestaan uit gebiedsbrede generieke en lokale maatregelen. De gebiedsbrede generieke maatregelen zijn gericht op waterconservering, bij de lokale maatregelen ligt de nadruk op behoud en verbetering van de natuurkwaliteit. De baten van de maatregelen zijn in kaart gebracht met kwantificerings- en waarderingsskengetallen voor natuur-, landbouw- en stedelijke gebieden.

De verhoging van de grondwaterstanden in natuurgebieden leidt tot vernatting van deze gebieden. Hierdoor verandert de aanwezige natuur van drogere in nattere natuurtypes. Daarbij zijn er baten berekend voor de toename van de biodiversiteit, de aantrekkelijkheid van de gebieden voor recreatie en voor de verbetering van de lucht- en waterkwaliteit.

De verandering van peilopzetten in landbouwgebieden is er op gericht om opbrengstenverliezen door droogte te verminderen. De baten van deze maatregel zijn per gewas gewaardeerd.

In stedelijke gebieden bestaan de maatregelen uit aanpassing van de watergangen, de aanleg van waterbuffers en het saneren van overstorten, waarbij verhard oppervlak wordt afgekoppeld van het riool. Een laatste maatregel van het stedelijke maatregelpakket is de aanleg van meer groenstructuren. De baten van de verschillende maatregelen in stedelijk gebied variëren van verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit door de ontkoppeling van verhard oppervlak van het riool tot luchtkwaliteitsveranderingen en klimaatbaten door de aanleg van meer groenstructuren.

3 Bruikbaarheid kengetallen

3.1 Behoud en verbetering biodiversiteit

Overzicht baten biodiversiteit en kengetallen NLP studie

Door de uitvoering van het maatregelpakket NLP zal 2000 hectare droge natuur veranderen in natte natuur. Hierdoor neemt de biodiversiteit toe. In de NLP-studie wordt die verbetering niet kwantitatief geduïd. De welvaartsbaat die in de MKBA aan de verbetering van de biodiversiteit wordt toegekend, bedraagt ruim 38 miljoen euro (41% van de totale bruto baten). Dit bedrag is de verdisconteerde waarde die volgt uit de vermenigvuldiging van het aantal huishoudens (150.000) binnen een straal van 10 km van het natuurgebied en een kengetal van natuur van 13 euro per huishouden. Dit kengetal is in het kengetallenboek niet gekoppeld aan het prijspeil in een bepaald jaar.

De bron voor dit kengetal is een onderzoek naar beweerde voorkeuren (stated preference) voor behoud van biodiversiteit uit 1994 (Hoevenagel, 1994). Vooral bij het toepassen van uitkomsten van onderzoeken naar beweerde voorkeuren en kengetallen moet worden nagegaan of deze wel toepasbaar zijn voor de voorliggende analyse (Romijn en Renes, 2013; p. 102). In het rapport over het NLP wordt niet ingegaan op de mate waarin dit kengetal in de analyse van het NLP-maatregelpakket toepasbaar is. Per definitie geldt dat zonder inzicht in de fysieke verandering van de biodiversiteit het hanteren van een waarderingskengetal niet betekenisvol is.

3.1.1 Kanttekeningen gebruik kengetallen

Naast de generieke kanttekeningen over de betrouwbaarheid van beweerde voorkeuronderzoek (Romijn en Renes, 2013; p. 105), zijn bij dit kengetal vier kanttekeningen te plaatsen:

- In het onderzoek van Hoevenagel zijn studenten bevraagd naar hun betalingsbereidheid om de achteruitgang van natuur in een veenweidegebied te keren. Voor 70% van deze studenten waren de natuurwaarden en de natuurproblematiek vrijwel geheel nieuw (Hoevenagel, 1994: p. 156).
- Het kengetal is gebaseerd op een onderzoek van ruim 20 jaar geleden. In de afgelopen 20 jaar kunnen voorkeuren gewijzigd zijn.
- In tegenstelling tot de situatie in Limburg, is in dit onderzoek aangenomen dat heel Nederland meebetaalt aan de kosten van maatregelen om die achteruitgang te keren. De respondenten hoefden dus niet zelf te betalen. Bekend is dat dit in een betalingsbereidheidsonderzoek tot een vertekend beeld kan leiden (Stolwijk, 2004).

- De mate van verbetering van de biodiversiteit door de fysieke ingreep is niet duidelijk. Onduidelijk is of de verbetering van de biodiversiteit in het NLP-project van eenzelfde orde van grootte is als in de studie van Hoevenagel.

Daarnaast is de wijze van toepassing van het kengetal in de MKBA van belang, oftewel met welk aantal huishoudens deze betalingsbereidheid van 13 euro wordt vermenigvuldigd. Hier hanteert de NLP-studie alleen de huishoudens in een straal van 10 km, omdat alle woongebieden in het NLP-gebied zich bevinden binnen een straal van 10 km van een natuurgebied waar de biodiversiteit verbetert.¹ Dat neemt niet weg dat onze conclusie is dat – vanwege de onbetrouwbaarheid van het kengetal van 13 euro – het onwaarschijnlijk is dat de baat van 38 mln euro een adequate weergave is van het welvaartseffect door verbetering van de biodiversiteit. Er is geen aanwijzing of dit een onder- of overschatting van de baten is.

3.1.2 Natuurpuntenindex biedt houvast

Dat het monetair waarderen van effecten op de biodiversiteit lastig is, is alom bekend. Zo bemoeilijkt het feit dat biodiversiteit lastig eenduidig te definiëren is, het meten van de betalingsbereidheid voor biodiversiteit via beweerde voorkeurenonderzoek. Ook het waarderen van biodiversiteit op basis van de bijdrage die het levert aan de finale levering van ecosysteemdiensten² biedt weinig soelaas. Dit omdat de relatie tussen biodiversiteit en ecosysteemdiensten veelal nog onvoldoende duidelijk is (Reiss et al., 2009; Isbell et al., 2011), Niet voor niets pleitte Brouwer (2013) voor het opstellen van een onderzoeksagenda voor het economisch waarderen van milieu en natuur onder de vlag van ecosysteemdiensten. Ook de relatie tussen biodiversiteit en ecosysteemdiensten zou daarbij aan bod moeten komen. Overigens zal de uitvoering van een dergelijke onderzoeksagenda de nodige tijd vragen. En of het uiteindelijk tot een betrouwbaar kengetal zal leiden, is niet op voorhand aan te geven.

Om toch inzicht te geven in de projecteffecten op de intrinsieke waarde van biodiversiteit, wordt in de MKBA-Leidraad (Romijn en Renes, 2013: p. 127) het gebruik van de natuurpuntenindex gesuggereerd. Daarnaast kan apart de gebruikswaarde worden gemonetariseerd. De gebruikswaarde van biodiversiteit bestaat bijvoorbeeld uit hogere landbouwopbrengsten of meer recreatiebaten voor zover aannemelijk kan worden gemaakt dat een verbetering van de biodiversiteit daaraan bijdraagt.

De natuurpuntenindex is een niet-monetaire ecologische maat om de uiteenlopende effecten van maatregelen op de biodiversiteit te aggregeren in één getal (zie Sijsma et al., 2009; Van Gaalen et al., 2014). De index houdt rekening met de verandering in kwantiteit en kwaliteit van natuurgebieden. Bovendien weegt de index mee dat

¹ In hoeverre deze ruimtelijke afbakening daadwerkelijk hout snijdt om de relevante populatie vast te stellen voor deze baat, is in deze review niet nader onderzocht.

² Ecosysteemdiensten zijn alle producten en diensten die de natuur ons levert, zoals drinkwater, hout, recreatiemogelijkheden, bestuiving en koolstofvastlegging.

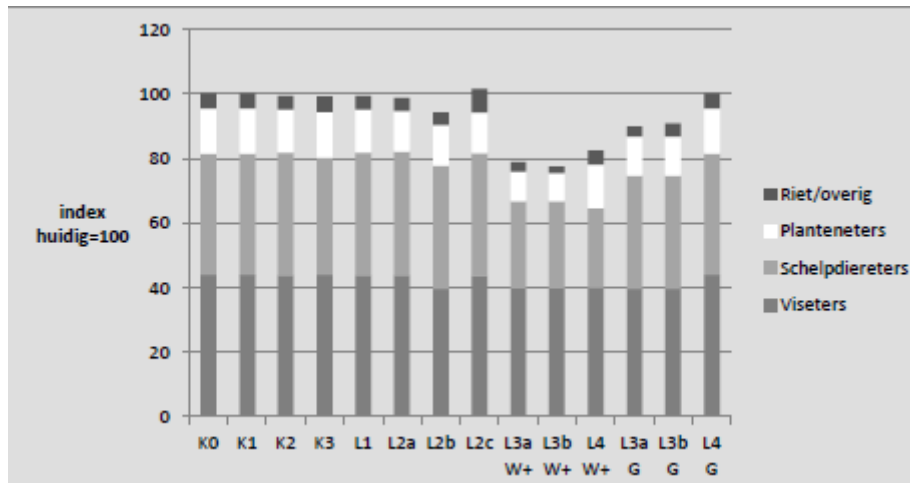
sommige natuurtypes een grotere bijdrage leveren aan de biodiversiteit dan andere natuurtypes.

Wanneer onvoldoende informatie beschikbaar is om de natuurpuntenmethodiek toe te passen (bijvoorbeeld in een zogeheten kengetallen MKBA) is een ruwe – maar wel beargumenteerde – expertinschatting van de kwaliteitsverandering van een ecosysteem (als proxy voor de natuurpunten) een terugvaloptie. Immers, een MKBA vraagt te allen tijde om inzicht in de verwachte projecteffecten. De stappen die nodig zijn om tot natuurpunten te komen, kunnen helpen bij een beargumenteerde expertschatting (zie ook Van Gaalen et al., 2014).

De natuurpuntenmethodiek is een hulpmiddel om op een gestructureerde en gestandaardiseerde manier de effecten van ingrepen op biodiversiteit te kwantificeren. De effectberekening geeft een orde van grootte aan waarmee projecten en varianten globaal op natuureffecten kunnen worden vergeleken. Zodoende ontstaat inzicht in de uitruil tussen kosten en ecologische effecten (baten): hoeveel natuurpunten worden gerealiseerd per geïnvesteerde euro? Hoewel hiermee de vraag onbeantwoord blijft hoe efficiënt een maatregelpakket is, kan deze informatie wel bijdragen aan weloverwogen keuzes. De gestandaardiseerde aanpak maakt het in principe ook mogelijk om de verhouding tussen natuurpunten en geïnvesteerde euro's over projecten heen te vergelijken. Ook dit kan zinvolle informatie voor beleidsmakers en bestuurders vormen.

De natuurpuntenmethodiek is bijvoorbeeld toegepast in de quick scan voor het Deltaprogramma IJsselmeergebied, waarin de kosten en effecten van wel of niet meestijden met de zeespiegel en diverse opties voor het vergroten van de zoetwaterbuffer in het IJsselmeergebied zijn onderzocht (Bos en Zwaneveld, 2012). Uit deze quick scan blijkt onder andere dat de natuurkwaliteit (gemeten in natuurpunten) met maximaal 25% afneemt door veranderingen in de omvang van het oever- en moerasareaal en de beschikbare arealen voor schelpdieren. Het presenteren van de natuureffecten voor alle projectvarianten, geeft in één oogopslag de orde van grootte van effecten op natuur (zie figuur 2.1). Aangezien de natuurpuntenmethodiek veranderingen in biodiversiteit op hoofdlijnen analyseert, is de methodiek vooral toepasbaar voor relatief grote ingrepen, zoals in het IJsselmeer.

Figuur 3.1 Effecten op natuur in IJsselmeer en Markermeer zonder bescherming of compensatie van natuur. Natuurpunten op basis van vogels (bron: Bos en Zwaneveld, 2012)



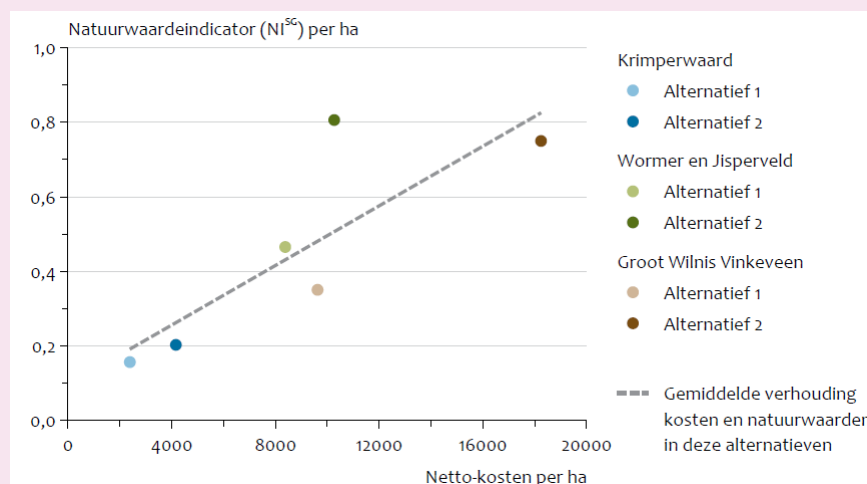
Illustratie Natuurpuntenindex

Stel dat door de uitvoering van een project 2000 hectare agrarisch grasland verandert in moeras. Wat is dan de verandering van de biodiversiteit (soortenrijkdom) daardoor? Allereerst moet vastgesteld worden wat de kwaliteit van deze twee verschillende ecosystemen is. De kwaliteit van een ecosysteem kunnen we afmeten aan de aanwezigheid van soorten die kenmerkend zijn voor dat ecosysteem. Zo gebruikt UNEP de zogenaamde Mean Species Abundance. En in de Kaderrichtlijn Water wordt onder andere gekeken naar de mate waarin voor een ecosysteem karakteristieke soorten voorkomen. In Nederland is het veel gebruikte standaardwerk *Handboek Natuurdoeltypen* het uitgangspunt voor de soortenkeuze en de ecosystemetyping. Omwille van de eenvoud veronderstellen we in deze illustratie dat de kwaliteit van beide ecosystemen 100% of '1' is.

Ook de variatie in biodiversiteit tussen ecosystemen moet meegenomen worden bij de effectbepaling. Oftewel: wat is de bijdrage van verschillende ecosystemen aan de totale soortenrijkdom in Nederland? Hiervoor heeft PBL (Sijtsma et al., 2009) voor verschillende natuurtypes wegingsfactoren ontwikkeld die rekening houden met soortenrijkdom en de mate van bedreiging. Kwelders hebben de hoogste weegfactor terwijl naaldbos (voor productie) de laagste weegfactor heeft. Agrarisch grasland heeft een weegfactor van 0,4 en moeras een weegfactor van 1,6. Bij een verandering van 2.000 hectare agrarisch grasland in moeras neemt het aantal natuurpunten met 2400 punten toe (van 800 (2000x1x0,4) naar 3200 (2000x1x1,6)).

Hoewel de natuurpuntenindex geen indicatie van het welvaartseffect geeft, biedt de index wel informatie aan bestuurders. Het geeft inzicht in de procentuele verandering van de biodiversiteit door uitvoering van een project. In combinatie met het MKBA-saldo ontstaat zo inzicht in de *kosteneffectiviteit* van verschillende projectvarianten. Figuur 2.2 uit Sijtsma et al., (2009) illustreert welk inzicht hierdoor kan ontstaan.

Figuur 3.2 Kosten versus natuurwaarden voor projectalternatieven veenweide



Bron: Sijtsma et al., (2009).

3.2 Kengetallen fijnstof

Overzicht fijnstofbaten en kengetallen NLP studie

De aanleg van groenstructuren in stedelijk gebied van het NLP-maatregelpakket resulteert in circa 1100 hectare groen. Door de verhoging van de grondwaterstanden ontstaat daarnaast uit droge natuurtypes netto circa 2000 hectare nattere natuur, zoals Elzenbroekbos, riet/ruigte en Dotterbloemgrasland (Witteveen en Bos, 2013).

Bos en andere vegetatie dragen bij aan het verminderen van gezondheidsschade door fijnstof. Bomen en andere begroeiing vangen fijnstof af, waarna een deel van de fijnstof van de bladeren afspoelt bij regen. Het belandt vervolgens in de bodem waar het organische deel wordt afgebroken (Dzierzanowski et al., 2011).

De NLP-studie raamt de fijnstofbaten uit de aanleg van 1100 hectare groenstructuren in bestaand stedelijk gebied op 81 mln euro netto contante waarde (NCW), 9% van de totale bruto baten van de aanleg van groenstructuren. De fijnstofbaten van de peilverhoging zijn geraamd op 27 mln euro NCW, 29% van de totale bruto baten van peilverhoging in natuurgebieden (Witteveen en Bos, 2013).

Voor de kwantificering en waardering van de fijnstofafvang van 1100 hectare groenstructuur zijn fijnstofkengetallen gebruikt uit het kengetallenboek van Witteveen en Bos uit 2006. De kengetallen hebben betrekking op PM₁₀: *alle* fracties van fijnstofdeeltjes kleiner dan 10 µm. Zowel de fijnstofafvang per boom als de waardering van fijnstofafvang is groter binnen de bebouwde kom dan buiten de bebouwde kom. Dit hangt vooral samen met de hogere fijnstofconcentratie en de dichtere bevolkingsconcentratie in steden. Voor de fijnstofafvang uit de aanleg van groenstructuren is uitgegaan van 12,5 kilogram per hectare per jaar. In dit getal is de aanname verdisconteerd dat 25% van de bomen langs doorgaande wegen staat; het kengetal voor afvang binnen de bebouwde kom bedraagt 50 kilogram per hectare per jaar. Voor de waardering is een kengetal voor binnen de bebouwde kom toegepast: 300 euro per kilogram fijnstof (prijspeil 2000).

Voor de waardering van de fijnstofbaten van de peilverhogingsmaatregel zijn twee kengetallen gebruikt uit hetzelfde kengetallenboek. Voor de kwantificering van de fijnstofafvang is het kengetal voor riet/ ruigte buiten de bebouwde kom toegepast. Deze bedraagt 10 kilogram fijnstof per hectare per jaar. Het tweede kengetal betreft het waarderingskengetal voor een kilogram fijnstof voor buiten de bebouwde kom van 70 euro per kilogram fijnstof (prijspeil 2000).

Andere luchtkwaliteitseffecten van peilverhogingsmaatregel in natuurgebieden en stedelijke maatregelen zijn buiten beschouwing gebleven.³

3.2.1 Omvang van fijnstofafvang door groenstructuren is onzeker

De omvang van de fijnstofafvang van groenstructuren binnen de bebouwde kom is onzeker. Het kengetallenboek hanteert fijnstofafvang van 50 kg per hectare per jaar in stedelijk gebied. Deze afvang is gebaseerd op de aanname dat er binnen de stad per hectare 500 bomen aanwezig zijn en dat een boom gemiddeld 0,1 kg fijnstof per

³ Volgens Yang et al. (2005) en Nowak et al. (2006) is de afvang van andere luchtverontreiniging, zoals NO₂, SO₂ en O₃ (ozon), door bomen binnen steden niet verwaarloosbaar. De gezondheidsschade per ton van deze overige emissies zijn vele malen lager dan van fijnstof (zie bijvoorbeeld de HEATCO studie (Bickel et al., 2006), Tabel 0.11, voor een vergelijking van schade van wegverkeeremissies). Het optellen van de baten van verschillende luchtkwaliteitsverbeteringen kan zonder correctie overigens wel leiden tot overschatting van de totale baten.

boom per jaar⁴ afvangt (Witteveen en Bos, 2006, p. 31). Bij het NLP-project is aangenomen dat 25% van 500 bomen afvang realiseert, ofwel 125 bomen per hectare in de directe nabijheid van lokale fijnstof-emissiebronnen, en dan met name wegverkeer. Het is niet bekend hoeveel bomen er daadwerkelijk naast wegen zijn aangeplant. De afstand tot wegen is bepalend voor het reducerende effect van groenelementen.

De fijnstofbaten van groenstructuren voor het verlagen van lokale blootstelling aan wegemissies zijn omstreden. Het RIVM concludeert in 2011: “vegetatie (bomen en planten) kan de luchtkwaliteit in een stad niet significant verbeteren en kan die zelfs verslechteren” (Wesseling et al., 2011). Dit laatste blijkt uit literatuur waar de effecten van windafname en andere veranderingen in luchtstromen binnen steden door beplanting zijn onderzocht, waardoor fijnstof lokaal kan blijven ‘hangen’ en de lokale luchtkwaliteit in sommige gevallen kan verslechteren (Vos et al., 2012).

Verder gaat het om de aanplant van nieuwe bomen. De afvang zal pas na vele jaren een omvang kennen van de gemiddelde afvang van een boom in stedelijk gebied. Daarom wordt het behoud van oude bomen doorgaans aanbevolen boven het planten van nieuwe bomen (Yang et al., 2005). En, afvang vindt natuurlijk alleen plaats in de lente- en zomermaanden.

Tot slot, maar van groot belang in relatie tot gezondheidswinsten, vangen bomen naar verhouding veel van de grove fijnstoffracties af en minder van de meer schadelijke ultrafijne fijnstoffracties met groottes tussen 1,0 en 2,5 μm of kleiner dan 1,0 μm (Beckett et al., 2000). Verkeer, waarvan wegverkeer de grootste bron, is daarentegen verantwoordelijk voor een relatief groot deel van de totale Nederlandse $\text{PM}_{2,5}$ en $\text{PM}_{0,1}$ -emissies: respectievelijk 40 en 90% (KiM, 2015; p.8).

Het kwantificeringskengetal voor afvang van fijnstof door groenprojecten binnen steden is om bovengenoemde redenen in de huidige vorm niet bruikbaar.

3.2.2 Omvang van fijnstofafvang door peilverhoging kent grote onzekerheid

Ook de omvang van de fijnstofafvang door riet/ruigte is onzeker. Het gebruikte kwantificeringskengetal van 10 kg PM_{10} per hectare per jaar voor afvang door riet is gebaseerd op de inschatting van een enkele expert en is afgeleid uit een ander fijnstofkwantificeringskengetal: het kengetal voor loofbos, welke in het kengetallenboek is gesteld op 100 kg PM_{10} per hectare per jaar. Dit kengetal is gebaseerd op een, zover bekend, niet peer-reviewed paper (Witteveen en Bos, 2006, p. 30). Ook is er aangenomen dat de afvang door riet 10% bedraagt van loofbos. Volgens het kengetallenboek voorzien de fijnstofkwantificeringskengetallen in een ondergrens, maar deze conclusie kan op basis van de huidige inzichten in twijfel

⁴ Op basis van TNO studie “Effecten van groenelementen op NO_2 en PM_{10} concentraties in de buitenlucht” (Wesseling et al., 2004).

worden getrokken.⁵ Verder is de fijnstofafvang door bos, zeker buiten de bebouwde kom, onzeker. Er is het meest bekend over fijnstofafvang door bomen binnen steden. Deze stapeling van onzekerheden vermindert de betrouwbaarheid en daarmee de bruikbaarheid van dit kengetal. Overigens is ook de fijnstofafvang in de referentiesituatie niet meegenomen, wat leidt tot overschatting van de fijnstofbaten van peilverhoging. De afvang voor peilverhoging kan niet nul worden verondersteld door de reeds aanwezige natuur.

Correcties fijnstofkwantificeringskengetallen voor gebiedsgrootte en achtergrondconcentratie

De fijnstofkwantificeringskengetallen buiten de bebouwde kom houden geen rekening met een afname van de marginale afvang van fijnstof bij het vergroten van het natuurareaal. De natuur in het NLP-gebied besloeg in totaal voor de peilmaatregel 24.000 hectare (Waterschap Peel en Maasvallei, 2010). Wanneer de marginale afvang afneemt in areaal worden de baten bij het gebruik van een vast kwantificeringskengetal overschat. De precieze relatie tussen gebiedsgrootte en fijnstofafvang is niet bekend, maar wel is bekend dat strategisch gekozen vegetatie dicht bij de bron meer fijnstof afvangt dan in ongestructureerd verband of verder van de bron (zie bijvoorbeeld Janhäll, 2015). Een correctie van de kengetallen voor areaalgrootte lijkt noodzakelijk. Er is nader onderzoek nodig om te bepalen hoe deze correctie toe te passen.

Hoewel de marginale fijnstofafvang afneemt bij afnemende fijnstofachtergrondconcentraties zal de waardering van de afvang overigens wel positief blijven, zelfs bij lage concentraties. Dit komt door het ontbreken van een drempelwaarde voor gezondheidseffecten van fijnstof (RIVM, 2013).

Fijnstofkwantificeringskengetallen: afstand tot bewoond gebied van groot belang

Zoals eerder genoemd, is de gezondheidswinst van fijnstofafvang door bomen het grootst wanneer deze zich binnen steden met ernstige fijnstofproblematiek bevinden (Yang et al., 2005; Nowak et al., 2006; Tallis et al., 2011). De gezondheidswinst van bossen buiten de stad is vele malen kleiner dan de afvang van fijnstof door bomen binnen steden. De gezondheidswinst van het totale bosareaal van Engeland van bossen van meer dan 2 hectare is bijvoorbeeld geschat op 5 tot 7 vermeden sterfgevallen per jaar (Powe en Willis, 2004).

De natuurgebieden van het NLP project bevinden zich buiten stedelijk gebied en vangen weinig fijnstof van lokale bronnen waaraan omwonenden direct worden

⁵ Deze conclusie is onder andere gebaseerd op een TNO-studie (Wesseling et al., 2004). Het gerapporteerde gemiddelde (0,1 kilogram fijnstofafvang per boom per jaar) komt van een Amerikaanse studie over Brooklyn, New York (Nowak et al., 2000), welke niet representatief lijkt voor de Nederlandse situatie. Een bovengrens zou bijvoorbeeld uit Yang et al. (2005) kunnen worden afgeleid: voor de (zeer sterk) vervuilde lucht in de binnenste ringen van Beijing bedraagt de gemiddelde afvang 0,37 kilogram per boom: centrum van een miljoenenstad, bij zeer hoge fijnstofconcentraties en een relatief klein percentage jonge bomen (15%). Een leeftijdscorrectie alleen zou dan al kunnen leiden tot een schatting van een bovengrens ver onder de 0,1 kg per boom: volgens Nowak et al. (2000) vangt een oude boom bijvoorbeeld gemiddeld 65 keer meer vervuiling af dan een jonge.

blootgesteld. Wel bevindt het NLP-gebied zich in de buurt van het Ruhrgebied en de A73. Er zou onderzocht kunnen worden of het zinvol is om de kwantificeringskengetallen voor fijnstof verder te differentiëren met een vuistregel op basis van bijvoorbeeld afstand tot wegen, steden en industriegebieden.

3.2.3 Kanttekeningen fijnstofkwantificeringskengetallen algemeen

Afvang bomen ≠ Bronreductie

Uiteindelijk moeten de baten de gezondheidswinsten van mensen weergeven die behaald worden door uitvoering van een project. Afgevangen fijnstof moet leiden tot minder blootstelling van mensen aan fijnstof en vervolgens tot gezondheidswinst. Een kengetal voor de afvang van fijnstof wordt in een MKBA-berekening vermenigvuldigd met de gewaardeerde (vermeden) schade van de betreffende hoeveelheid fijnstof. Deze waarde representeert dus het welvaartseffect van de verminderde blootstelling aan fijnstof, i.c. de gezondheidswinst daarvan. Het gezondheidseffect van afvang van fijnstof door bomen kan echter niet gelijk gesteld worden aan het gezondheidseffect van eenzelfde reductie van fijnstof door bijvoorbeeld roetfilters of minder verkeer.

Correcties fijnstofkwantificeringskengetallen voor veranderingen over de tijd

De afname van de fijnstofafvang over de tijd door afnemende achtergrondconcentraties van fijnstof worden niet meegenomen met vaste kengetallen. Dit zal leiden tot overschatting van de baten van het project, omdat de fijnstofachtergrondconcentraties naar verwachting zullen afnemen door beleidsinspanningen en bijvoorbeeld verjonging van het wagenpark. Bij dat laatste hebben de aangescherpte Euro-normen een rol (KiM, 2015; p. 9).

Overschrijding van een plausibele bovengrens

De fijnstofkengetallen buiten de bebouwde kom overschrijden een plausibele bovengrens. Een vergelijking van het product van het kwantificerings- en het waarderingskengetal voor fijnstof met de opbrengsten en de aankoop prijs van grasland kan dit illustreren. Het product van de afvang van fijnstofafvang per hectare en de waarde van fijnstof is nu zo hoog dat *ieder project* waarbij een stuk grasland in Nederland zou worden geconverteerd in loof- of naaldbos maatschappelijk rendabel zou zijn (zie onderstaand tekstkader).

Fijnstofbaten overschrijden zowel opbrengsten als aankoopprijs grasland fors

De fijnstofbaten van de omzetting van grasland in bijvoorbeeld naaldbos bedragen met behulp van de kengetallenwaardering uit Witteveen en Bos: $220 \text{ kg/ha} \cdot 70 \text{ euro/kg} = 15.400 \text{ euro/ha}$ per jaar. Deze zijn fors hoger dan waarde van grasland (op twee wijzen berekend):

- (i) De aankoopprijs van grasland. Deze bedraagt in Nederland (zonder stedelijke bestemming) gemiddeld 52.100 euro per hectare aan het eind van 2013 (LEI, 2015). Bij een disconteringsvoet van 5,5% en een tijdshorizon van 30 jaar komt dat omgerekend overeen met een jaarbedrag van 3354 euro/ha per jaar.
- (ii) De opbrengst van grasland. Grasland levert gemiddeld 10,4 ton droge stof per hectare per jaar (Aarts et al., 2005). Bij 0,28 eurocent per kilo droge stof heeft de jaaropbrengst een waarde van 2912 euro/ha per jaar.

3.2.4 Waarderingskengetallen

De waardering van een kilogram fijnstof

Het welvaartseffect van de afvang van fijnstof wordt verkregen door de hoeveelheid afgevangen fijnstof die wordt geraamd op basis van de kwantiteitskengetallen te vermenigvuldigen met waarderingskengetallen voor fijnstof. De waarderingskengetallen voor fijnstof (PM_{10}) binnen en buiten de bebouwde kom bedragen volgens het kengetallenboek respectievelijk 300 en 70 euro/kg (basisjaar 2000). Het meer recente rapport van de VU en CE Delft uit 2014 rapporteert 224, 72 en 44 euro per kilogram fijnstof (PM_{10}) voor respectievelijk grootstedelijk, stedelijk en landelijk gebied (basisjaar 2010). CPB en PBL hebben deze kengetallen bijvoorbeeld gebruikt in de studie maatschappelijke kosten en baten prijsbeleid personenauto's (Verrips et al., 2015). De waarderingskengetallen in het kengetallenboek lijken redelijk goed onderbouwd, hoewel aanbevolen wordt de meer recente VU/ CE kengetallen over te nemen. Een reviewstudie van de waarderingskengetallen uit andere studies, zou een mogelijk zinvolle aanvulling kunnen zijn.

Fijnstofkengetallen op basis van $\text{PM}_{2,5}$ i.p.v. PM_{10}

Blootstelling aan zeer fijne fijnstof ($\text{PM}_{2,5}$, deeltjes kleiner dan $2,5 \mu\text{m}$) is veel schadelijker dan blootstelling aan alleen grotere fracties van fijnstof, omdat deze kleinere fijnstofdeeltjes dieper binnendringen in de longen. De WHO heeft een richtlijn geformuleerd voor een jaarlijks PM_{10} -concentratie streefgemiddelde van $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en een streefgemiddelde van $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor $\text{PM}_{2,5}$ (WHO, 2006, p. 9). De gemiddelde concentraties zijn in Limburg hoger met respectievelijk onder $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en onder $17,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2011) (zie RIVM (2013), p.22).

Het ligt in de rede om de afvang van $\text{PM}_{2,5}$ meer centraal te stellen. De fijnstofkwantificerings- en waarderingskengetallen uit het kengetallenboek zijn nu nog gedefinieerd voor PM_{10} . Sinds 2015 zijn binnen de Europese Unie uitsluitend

PM_{2,5} normen van kracht. Zoals eerder gemeld gaat het bij de afvang van fijnstof door bomen om relatief veel fijnstof met een grotere diameter dan 2,5 micrometer.⁶

Waardering van gezondheid constant over de tijd?

De reële betalingsbereidheid voor gezondheid neemt toe bij toename van het inkomen, zie bijvoorbeeld Miller (2000) voor een landenvergelijking van de waarden van een statistisch mensenleven, de zogenaamde Value-of-Statistical-Life (VOSL). Dit komt niet tot uitdrukking in het vaste *waarderingsskengetal* van fijnstof. Dit kan leiden tot onderschatting van de fijnstofbaten. Het verdient aanbeveling om de inzichten uit het rapport van de werkgroep discontovoet te volgen. Daarin wordt nader ingegaan op waardering van effecten in de tijd.

3.2.5 Methodische suggesties voor het verkrijgen van kengetallen voor fijnstof

Kwantificeringskengetallen

Het RIVM heeft geconstateerd dat vegetatie (bomen en planten) de luchtkwaliteit in een stad - waar de meeste mensen wonen en daarmee potentieel de grootste gezondheidswinsten te behalen zouden moeten zijn - niet significant kan verbeteren en die zelfs kan verslechteren” (Wesseling et al., 2011) en CPB en PBL hebben in de hier voorafgaande paragrafen een groot aantal kanttekeningen geplaatst bij de afvang van fijnstof door bomen. Daarmee rijst de vraag of een grote onderzoeksinspanning gericht op het verbeteren van het kengetal gerechtvaardigd is, gezien het relatief beperkte belang van dit effect. Los van deze kanttekening over het belang van het effect versus de onderzoeksinspanning wordt hier een aantal suggesties gedaan.

1. *De quick-scan methode: kilogram fijnstof per hectare natuur per jaar*
Zoals vermeld is de betrouwbaarheid van de fijnstofkwantificeringskengetallen laag. Om tot nieuwe kengetallen te komen zou een aparte review nodig zijn van recente literatuur over de fijnstofafvang van natuur in onbebouwde omgevingen, welke lijken op de Nederlandse omstandigheden buiten de bebouwde kom en voor fijnstofafvang binnen de bebouwde kom.
2. *Dosis-effect benadering: aantal DALY's*
Een alternatief voor de quick-scan methode vormen de DALY (disability adjusted life years)- en vergelijkbare methoden (bijvoorbeeld QALY-methoden). Dergelijke dosis-effect benaderingen relateren de blootstelling van fijnstof (en andere ziekteoorzaken) aan gezondheidsverlies. De [DALY](#) is opgebouwd uit twee componenten: de jaren verloren door vroegtijdige sterfte en de jaren geleefd met ziekte.⁷ Zodoende worden volksgezondheidseffecten gewaardeerd door de winst of het verlies aan gezonde levensjaren (de zogenaamde DALY's), te

⁶ De waardering van PM_{2,5} is in VU/CE, 2014⁶ schaduwprizen handboek gesteld op 559, 181 en 109 euro per kilo PM_{2,5} voor respectievelijk grootstedelijk gebied, stedelijk gebied en landelijk gebied (basisjaar 2010). Als PM_{2,5} baten al zijn gewaardeerd kunnen de eventuele baten van PM₁₀ daar niet bij worden opgeteld, maar zal een correctie moeten worden gemaakt voor dubbelstellingen. Het leeuwendeel van de gezondheidswinsten die toegerekend worden aan een reductie van PM₁₀ zijn afkomstig van het PM_{2,5}-deel van de PM₁₀-fracties.

⁷ Het Steunpunt Economische Evaluatie van Rijkswaterstaat verstrekt een handleiding voor toepassing van de Disability Adjusted Life Year (DALY) methode (zie RWS, 2015).

vermenigvuldigen met een vaste prijs per gezond levensjaar (RWS, 2015). Het aantal ziektejaren door fijnstof is volgens de handleiding van RWS (2015) verwaarloosbaar. In dat geval resteert het verlies van levensjaren.

Als *ex ante* kan worden aangetoond dat er in het NLP-gebied minder mensen worden blootgesteld aan hoge concentraties van fijnstof na uitvoering van het project ten opzichte van de oorspronkelijke situatie, dan kan de winst in levensjaren worden berekend met de handleiding van RWS (2015). Dit werkt als volgt.

Met de methode zou eerst het NLP-gebied worden ingedeeld in zones met fijnstofconcentraties tussen gedefinieerde grenzen in de situatie voor uitvoering van het project. Het aantal mensen in de zone dat wordt blootgesteld aan deze concentraties wordt vervolgens vermenigvuldigd met een fijnstofconcentratieafhankelijke factor om te komen tot het aantal verloren levensjaren in de zone. Vervolgens worden het aantal verloren levensjaren per zone opgeteld. Dit geeft het totaal aantal verloren levensjaren in het gebied voor uitvoering van het project. Vervolgens wordt deze stap herhaald voor de verwachte situatie na uitvoering van het project. Het verschil is de DALY-winst die kan worden toegeschreven aan het project.

De door RWS (2015) beschreven DALY-methode kan verder worden getoetst en verfijnd. De gebiedsgrootte moet bijvoorbeeld worden vastgesteld en deze is bepalend voor de uitkomsten die worden verkregen met de methode. Het projectgebied, zoals het NLP-gebied, hoeft echter niet samen te vallen met het gebied waar fijnstofbaten optreden. Vuistregels voor de gebiedsgrootte zouden hierbij kunnen helpen. Atmosferische modellering legt de relatie tussen emissie van fijnstof en de concentratie. Uiteraard wordt ook het transport van fijnstof in de modellering meegenomen. In het model kunnen sinks die fijnstof wegvangen op bepaalde plekken worden opgenomen. Zodoende kan worden nagegaan in welke gebied de fijnstofconcentratie daardoor verandert.

Bij de kwantificeringskengetallen moet daarnaast nog rekening worden gehouden met de ontwikkelingen in de tijd. Zo zal door staand beleid de uitstoot van fijnstof dalen waardoor de afvang in de tijd afneemt.

Waarderingskengetallen

1. *Kosten van alternatieve bestrijding*

De waarderingskengetallen van fijnstof kunnen aan meer recente inzichten worden aangepast op basis van de recente studie van VU en CE Delft uit 2014. Ook kunnen de kengetallen tijdsafhankelijk worden gemaakt door deze te corrigeren voor reële groei in betalingsbereidheid voor gezondheid. Omdat een betere luchtkwaliteit de gezondheid vergroot, vertaalt deze betalingsbereidheid zich door in de betalingsbereidheid voor milieukwaliteit, inclusief de schadeprijs voor fijnstof. In het CE handboek (de Bruyn et al., 2010, p.11) is uitgegaan van een inkomenselasticiteit voor milieukwaliteit van 0,85. Het waarderingskengetal neemt in de tijd toe met de jaarlijkse verwachte reële economische groei per hoofd van de bevolking op basis van een scenario maal 0,85. Deze toename in de tijd is gebruikt bij de MKBA van windenergie op land uit 2013 van het CPB en de MKBA Prijsbeleid personenauto's uit 2015 van CPB en PBL.⁸ Het verdient aanbeveling om de inzichten uit het rapport van de werkgroep discontovoet te volgen. Daarin wordt nader ingegaan op waardering van effecten in de tijd.

In het kengetallenboek van Witteveen en Bos (p. 31) wordt als alternatief gesteld dat ook de kosten van roetfilters als proxy voor de baten van fijnstofafvang zouden kunnen worden gebruikt. De kosten van fijnstofmaatregelen variëren echter sterk (10-275 euro per kg), zie annex B.4.2 van het CE schaduwprizen handboek (De Bruyn et al., 2010). De vermeden schade, die groter is bij een afname van hogere fijnstofconcentraties dan bij lage, hoeft niet in verhouding te staan tot de vermijdingskosten die doorgaans juist stijgen naarmate de vervuiling afneemt en het laaghangend fruit is geplukt (zie Eijgenraam et al., 2001; p. 139). Vermijdingskosten en betalingsbereidheid zijn daarom niet per definitie aan elkaar gelijk.

2. *Dosis-effect benadering: DALY-waardering*

Als de DALY-winst van een maatregel kan worden bepaald, moet deze vervolgens worden vermenigvuldigd met een DALY-waardering. De waarde van een DALY is niet eenduidig en er circuleren uiteenlopende schattingen van vergelijkbare maatstaven in de literatuur die bovendien grote landenverschillen laten zien (Braithwaite et al., 2008).

RWS (2015) stelt de waarde van een DALY op 70.000 euro. Het handboek schaduwprizen van CE uit 2010 hanteert de waarde van een zogenaamde Value-Of-Life-Year (VOLY) van 40.000 euro (De Bruyn et al., 2010). Deze waarde is bepaald in het gezaghebbende Europese NEEDS-project op basis van een studie naar beweerde voorkeuren van respondenten met betrekking tot de waarde die

⁸ Verrips et al., 2013, MKBA Structuurvisie 6000 MW Windenergie op land en Verrips et al., 2015, Maatschappelijke kosten en baten prijsbeleid personenauto's.

zij zeggen te hechten aan de gezondheidsschade door luchtverontreiniging (Desaigues et al. 2007, 2011). In de PBL-studie naar de kosten en baten voor Nederland van het Europese Commissievoorstel om emissies van luchtverontreinigende stoffen te verminderen, is dit getal van 40.000 euro toegepast (Smeets et al., 2015).

Opvallend is dat de gehanteerde schaduwprijs voor gezondheidsschade in het NEEDS-project duidelijk lager is dan in andere studies (OESO, 2012).⁹ De waarde van een VOLY is grofweg gelijk aan een DALY, wanneer bij de DALY-berekening geen jaren van verlies van ziekte worden meegeteld. Dit is het geval bij de RWS-methode (2015).

Een veelgebruikte waardering van de VOSL in Nederland bedraagt ca. 2,8 mln euro¹⁰ (prijspeil 2010); zie Schrotten et al. (2014), waaruit de waarde van verloren levensjaren kan worden afgeleid. Er moet worden aangetekend dat ook in Nederland sterk verschillende VOSL-waarderingen worden gebruikt. In waterveiligheidsstudies wordt met een hogere waardering gewerkt van 8 mln euro per statistische overledene (Deltares, 2011, p. 44; Zwaneveld en Verweij, 2014, p. 59). Aanvullend onderzoek over de te hanteren waarden voor verschillende toepassingen is daarom gewenst.

3. *Hedonische prijsanalyse*

Een hedonische prijsmethode levert een consumentenwaardering van fijnstof, zoals die tot uitdrukking komt in een aanpalende of complementaire markt, zoals de huizenmarkt. Het is voor burgers echter moeilijk om de precieze risico's van fijnstof op een bepaalde locatie te beoordelen. Toch worden hedonische prijsmethoden veelvuldig toegepast om de marginale betalingsbereidheid voor betere luchtkwaliteit te schatten (Smith en Huang, 1995).

Voordeel van hedonische prijsanalyse is dat niet langer een enkel uniform prijskengetal voor fijnstof hoeft te worden geformuleerd voor Nederland. In plaats daarvan kunnen bijvoorbeeld regionale kengetallen worden afgeleid die rekening houden met de verschillen in luchtkwaliteit.

Nadelen van hedonische prijsanalyse zijn dat consumenten fijnstof niet altijd kunnen waarderen en dat effecten van andere omgevingsbaten soms moeilijk zijn te scheiden. Zo is de nabijheid van een snelweg voor consumenten bijvoorbeeld zichtbaar en hoorbaar. Dit zal daar doorgaans een negatief effect hebben op de huizenprijzen. De vraag is in hoeverre de luchtvervuiling van het nabije

⁹ Voor een verdere beschouwing over de waardering van schade door luchtverontreinigende stoffen, zie paragraaf 5.3.2 in Vollebergh et al. (2014).

¹⁰ Voor Nederland wordt door SWOV een waardering van een statistisch mensenleven (VOSL) aanbevolen van $2,2 \pm 0,3$ mln euro (prijspeil 2001) (Wesemann et al., 2005, p.4). Gecorrigeerd voor inflatie en bbp-ontwikkelingen resulteert dit in een VOSL van $2,8 \pm 0,4$ mln euro (prijspeil 2010). Deze waarden zijn opgenomen in het CE schaduwrijzenhandboek (Schrotten et al., 2014, p. 90).

wegverkeer een negatief effect heeft op de huizenprijzen. En of het effect op huizenprijzen als gevolg van luchtvervuiling apart kan worden vastgesteld.

Luchtvervuiling van de snelweg zal doorgaans een negatief effect hebben op de huizenprijzen. De effecten van natuur in de nabijheid van woningen zal zich positief vertalen in de woningprijzen. De positieve effecten zullen echter vooral het gevolg zijn van de recreatieve en landschappelijke beleving van de natuur en niet van de afvang van fijnstof.

Een hedonische prijsanalyse wordt voor de waardering van de afvang van fijnstof door natuur dan ook geen begaanbare weg geacht.

4. *Beweerde voorkeuren*

Soms worden respondenten direct of indirect gevraagd naar de betalingsbereidheid voor het verminderen van externe effecten, zoals luchtvervuiling. Deze methoden worden doorgaans niet erg betrouwbaar geacht door o.a. vraagstellingseffecten (zie MKBA Leidraad; Romijn en Renes, 2013). Eventuele toepassing van deze methoden vereist gedegen aandacht voor deze effecten. Ondanks de hierboven genoemde methodische bezwaren gebruikt de Europese Commissie bij de voorbereiding van Europees luchtbeleid de waarde van 40.000 euro voor een levensjaar.

3.3 **Baten van schoon water (toename N en P opname)**

Er zijn twee maatregelen in de NLP-studie die in deze paragraaf worden besproken: de transformatie van grasland naar riet/ruigte om de waterkwaliteit te verbeteren ('eerste maatregel') en het afkoppelen van 5% verhard oppervlak van het riool in stedelijk gebied ('tweede maatregel'). Het overgrote deel van de bespreking betreft de eerste maatregel. De tweede maatregel komt pas aan het slot van deze paragraaf ter sprake.

Overzicht stikstof en fosfaat baten en kengetallen NLP-studie: eerste maatregel

Door de uitvoering van het maatregelpakket NLP verandert 2000 hectare grasland in riet/ruigte. Door de verandering in vegetatie wordt meer stikstof (N) en fosfaat (P) door de planten uit de bodem opgenomen. De verschillen bedragen volgens de MKBA 145 kg N respectievelijk 18,7 kg P per hectare. Hierdoor verbetert de waterkwaliteit. In de MKBA wordt deze verbeterde waterkwaliteit gewaardeerd op basis van vermeden zuiveringskosten in rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi's). Gerekend wordt met 2,20 euro per kg N en 8,15 euro per kg P. De totale geraamde baat komt op 960.000 euro per jaar.

3.3.1 Vermeden zuiveringskosten vaak geen goede proxy voor welvaartsbat

In veel gevallen zijn vermeden zuiveringskosten niet gelijk te stellen aan de betalingsbereidheid voor het verbeteren van de waterkwaliteit; ze vormen geen goede benadering voor de waardering van het effect en zijn dus geen betrouwbare proxy voor de baat. Immers, de waardering voor de verbeterde waterkwaliteit zou hoger of lager kunnen zijn dan de vermeden zuiveringskosten. De algemene leidraad voor maatschappelijke kosten-batenanalyse geeft aan: “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” (Romijn en Renes, 2013; p. 106-107).

Een vaak gebezigd argument om vermeden zuiveringskosten wel als proxy voor de baat van verbeterde waterkwaliteit te beschouwen, komt voort uit de ecologische doelen waaraan Nederland zich heeft gecommitteerd in het kader van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). Hoewel de waterkwaliteit in de afgelopen decennia sterk is verbeterd, zal met uitvoering van de voorliggende plannen, de waterkwaliteit in 2027 in veel wateren niet aan de KRW-doelen voldoen (Van Gaalen et al., 2015). Vanuit die optiek zouden vermeden waterzuiveringskosten (om de KRW-doelen dichterbij te brengen) als een baat gezien kunnen worden. Het zijn echter niet per definitie *welvaartsbat*en omdat de ecologische doelen uit de KRW niet per definitie een weergave zijn van de waterkwaliteit zoals die door mensen wordt gewaardeerd.

Om na te gaan of de maatregelen uit het NLP-maatregelpakket vanuit kosten oogpunt een slimme keuze is, is een kosteneffectiviteitsanalyse een passende analysemethodiek (zie onderstaand tekstkader).

Kosten-batenanalyse versus kosteneffectiviteitsanalyse

De wens tot verbetering van de waterkwaliteit vloeit mede voort uit de Kaderrichtlijn Water (KRW). Uit een ex-ante evaluatie van de KRW blijkt dat de overmaat aan nutriënten in veel wateren beperkend is voor een goede ecologische kwaliteit (Van Gaalen et al., 2015). Het maatregelpakket NLP draagt bij aan de vermindering van nutriënten.

In de MKBA NLP wordt niet expliciet gemaakt in hoeverre het maatregelpakket de doelen van de KRW dichterbij brengt. Om af te wegen of de NLP-maatregelen kosteneffectief zijn, zouden deze met alternatieve maatregeloptyes vergeleken kunnen worden. Soms biedt het nemen van maatregelen bij rioolwaterzuiveringsinstallaties uitkomst om de nutriëntenbelasting te verminderen. In de meeste gevallen moet echter vooral de belasting met nutriënten vanuit de landbouw omlaag (Van Gaalen et al., 2015). Er zijn diverse maatregelen om dit te bewerkstelligen. Omdat de effectiviteit van landbouwmaatregelen afhankelijk is van de situatie ter plaatse, moet op regionaal en lokaal niveau gezocht worden naar de meest efficiënte (mix van) maatregelen.

Baten schoner grondwater ≠ baten schoner oppervlaktewater

De informatie in de MKBA NLP over de baat schoon water is tamelijk summier. In de MKBA NLP wordt geen helder onderscheid gemaakt in de baten door schoner *grondwater* en de baten door schoner *oppervlaktewater*. In eerste instantie leidt een

grotere opname van N en P tot minder N en P in de bodem waardoor minder uitspoeling van N en P naar het grondwater zal optreden. De baat is dus schoner grondwater. Schonere grondwater is echter nooit een gevolg van waterzuivering in rwzi's. Een grotere opname van N en P door planten kan er ook aan bijdragen dat minder N en P uit percelen naar het oppervlaktewater afspoelt. Dit geldt uiteraard alleen voor percelen waar directe uitspoeling naar het oppervlaktewater optreedt. In hoeverre dit voor alle 2000 ha in het projectgebied NLP aan de orde is, wordt niet concreet benoemd in de NLP-studie.

Vermeden kosten waterzuivering sterk locatiespecifiek

In algemene zin kunnen rwzi's bijdragen aan het verbeteren van de kwaliteit van het oppervlaktewater. Wat de vermeden kosten zijn, hangt sterk af van de lokale situatie: in welke mate is het water vervuild en wat zijn eventuele alternatieve, goedkopere opties om de waterkwaliteit te verbeteren? De zuiveringskosten van rwzi's kennen een grote marge. Het verwijderen van de 'laatste' kilo's N en P (om relatief schoon water nog schoner te maken) zijn relatief veel duurder dan het verwijderen van de 'eerste' kilo's N en P (relatief vervuild water schoner maken). Rekenen met gemiddelde vermeden zuiveringskosten houdt daar geen rekening mee.

Een Stowa-rapport uit 2013 gaat uit van zuiveringskosten van 12-55 euro per kg N en 78-372 euro per kg P (Stowa, 2013). Deze kosten zijn hoger dan in de NLP-studie is gehanteerd. De marge in STOWA-kengetallen is zeer groot omdat zowel kosten van conventionele als nageschakelde technieken beschouwd zijn; ook is in bovenstaande getallen verdisconteerd dat zuiveringskosten hoger worden naarmate er meer gezuiverd wordt. Al met al zijn de zuiveringskosten dus sterk afhankelijk van de omstandigheden.

Veel (regionale) wateren worden niet door rwzi's belast, maar vooral door uit- en afspoeling vanuit landbouwgronden. Dan zijn er andere maatregelen nodig om de N en P belasting van het oppervlaktewater te verminderen, bijvoorbeeld het uitmijnen¹¹ van perceelstroken (zie Van Gaalen et al., 2015). Wat precies de kosten zijn per vermeden kg P bij uitmijnen langs watergangen is onzeker, maar een eerste inschatting gebaseerd op landelijke getallen voor hoog Nederland suggereert dat deze aanzienlijk hoger zijn (te weten circa 600 euro per kg P) dan de rwzi-zuiveringskosten.

Een en ander illustreert dat het afleiden van de baat voor schoon water op basis van vermeden maatregelkosten, in de vorm van zuiveringskosten in rwzi's of bijvoorbeeld de kosten voor uitmijnen, een erg grove benadering is. Onze conclusie is

¹¹ Uitmijnen betekent het stoppen met fosfaatbemesting en zoveel mogelijk fosfaat met het gewas afvoeren. Zo wordt het teveel aan fosfaat in de bodem teruggebracht om uitspoeling van fosfaat naar het water te voorkomen. Dit uitmijnen hoeft alleen te gebeuren op die delen van het perceel waar directe uitspoeling van fosfaat naar het oppervlaktewater plaatsvindt.

daarom dat de waardering van schoon water op basis van de gehanteerde kengetallen geen betrouwbaar beeld van de maatschappelijke baat geeft.

Tot slot zou het nuttig zijn om in de MKBA niet alleen aan te geven om hoeveel vermeden kilo's N en P het gaat, maar ook de fysieke verandering van de waterkwaliteit te duiden. Hierdoor ontstaat beter inzicht in de mate waarin de vermeden kilo's N en P aan het einddoel – schoner water – bijdragen. Deze informatie geeft houvast bij het interpreteren van de gemonetariseerde baat.

3.3.2 Suggesties voor monetarisering waterbaten

In 'Kwaliteit voor later' (PBL, 2008) is uiteengezet hoe de baten van ecologische waterkwaliteit gemonetariseerd kunnen worden en welke problemen daarbij optreden. De baten van verbeterde ecologische oppervlaktewaterkwaliteit hebben vooral een niet-gebruikswaarde en een collectiefgoedkarakter. In zoverre er wel markteffecten zijn, gaat het vooral om indirecte effecten. Zo zal door een verbeterde waterkwaliteit (de omgeving van) het water vaak een meer natuurlijk karakter krijgen. Dit zal invloed hebben op marktactiviteiten als wonen en recreëren.

We adviseren om de *niet-gebruikswaarde* van de veranderde ecologische waterkwaliteit te kwantificeren met behulp van de natuurpuntenmethodiek (zie paragraaf 2.1).

Om de verandering van de *gebruikswaarde* van de veranderde ecologische kwaliteit monetair te waarderen, zijn twee invalshoeken mogelijk:

- Het direct meten van de (verandering in) belevingswaarde die mensen aan deze verbetering toekennen via enquêtes (beweerde voorkeuren), bijvoorbeeld bij recreanten die gebruik maken van water.
- Het indirect meten van veranderingen in objectief waarneembare prijzen, zoals huizenprijzen voor zover ecologische kwaliteit onderdeel uitmaakt van specifieke kenmerken van huizen (hedonische prijsanalyse).

Bij beweerde voorkeurenonderzoek kan men bijvoorbeeld mensen die daadwerkelijk gebruik maken van het water, zoals zwemmers en vissers, vragen wat een verbetering van de waterkwaliteit hen - in geld gemeten - waard is. Verschillende studies in binnen- en buitenland laten zien, dat mensen aangeven bereid te zijn te betalen voor een verbetering van de waterkwaliteit (zie bijvoorbeeld tabel 5.5 in PBL (2008)). Uit een studie van Van der Veeren (2002) blijkt dat de betalingsbereidheid in Nederland voor helder, niet met nutriënten vervuild water sterk afhankelijk is van het soort recreatie; zwemmers hebben de grootste betalingsbereidheid gevolgd door zeilers en surfers, wandelaars en fietsers, en sportvissers.

Tegenwoordig hebben dergelijke onderzoeken vaak de vorm van een keuze-experiment. In Brouwer (2007) zijn bijvoorbeeld woningzoekenden gevraagd naar hun bereidheid meer te betalen voor een huis in de nabijheid van een natuurvriendelijke oever dan wel water van goede ecologische kwaliteit. Uit deze studie komt onder meer naar voren, dat de geschatte economische meerwaarde die wordt toegekend aan huizen in de nabijheid van natuurvriendelijke oevers vergeleken met harde (niet-natuurvriendelijke) oevers ongeveer 3% zou zijn en dat een goede ecologische toestand van die oevers de huizenprijs met 8% zou verhogen.

Ondanks de beschikbare waarderingstudies, is in de PBL-studie uit 2008 besloten om de baten van verbetering van de waterkwaliteit niet in geld uit te drukken. 'Een van de redenen tot terughoudendheid betreft zorg over de kwaliteit en betrouwbaarheid van de thans beschikbare studies op basis waarvan de waarde van een verbetering in de ecologische waterkwaliteit zou moeten worden vastgesteld. Een ander probleem dat uit het overzicht van beschikbare studies naar voren komt, is dat de studies heel verschillende aspecten waarderen en vaak locatiespecifiek zijn. Ook zijn sommige studies op heel weinig respondenten gebaseerd (Van der Veeren, 2002). Tot slot roept soms de orde van grootte van de gevonden waarden vragen op. Zo relativeren Brouwer et al. (2007) zelf de hoge waarden voor de gevonden bereidheid tot betalen in het internet keuze-experiment met de bevinding dat van diezelfde respondenten slechts 9% aangeeft water als een van de belangrijkste omgevingskenmerken te noemen bij het zoeken naar een nieuw huis. De relatie daarvan met bijvoorbeeld de aanleg van natuurvriendelijke oevers en de kwaliteit van dat water is daarmee nog niet bekend' (PBL, 2008: 127-128)'.

Witteveen en Bos (2011) suggereren een andere aanpak om met behulp van enquêtes tot een beter waarderingstotal te komen dat gerelateerd is aan de ecologische waterkwaliteitsverbetering. De kern van hun voorstel is om de ecologische waterkwaliteitsverbetering op een vijf-puntschaal te meten (van slecht tot zeer goed). In enquêtes kan de waardering gerelateerd worden aan die vijf-puntschaal. 'Dit kan door deze schaal om te zetten naar een begrijpelijke beeldkwaliteitsschaal die vergelijkbaar is met de kwaliteitsschalen voor de openbare ruimte. Eventueel kunnen aan deze beeldkwaliteitsschaal ook natuurpunten worden gekoppeld om het aspect biodiversiteit mee te meten. Vervolgens kan men deze schaal dan gebruiken in een betalingsbereidheid- enquête. Wanneer we op deze wijze nieuwe prijskaartjes hebben afgeleid, is het ook nodig een methode te ontwikkelen voor de afbakening van het aantal mensen dat bereid is het gevonden bedrag te betalen voor de maatregel' (Witteveen en Bos, 2011; 46-47). Deze suggestie houdt echter geen rekening met sociaal-economische en andere lokale verschillen in gebieden. Ook het scheiden van de niet-gebruikswaarde en de gebruikswaarde zal niet eenvoudig zijn.

Overzicht van baten waterkwaliteit en kengetallen NLP-studie: tweede maatregel

Door regen die op daken en andere schone verharde oppervlaktes valt af te koppelen van het riool en in de bodem te laten infiltreren, hoeft er minder water via het riool te

worden afgevoerd. De baat van deze maatregel in het stedelijk gebied bedraagt volgens de MKBA Nieuw Limburgs Peil ruim 14 miljoen euro.

Waar vermeden zuiveringskosten in rioolwaterzuiveringsinstallaties door verandering in vegetatie geen goede proxy zijn voor de baat, kunnen deze vermeden kosten wel als proxy dienen voor de baat van het afkoppelen van verhard oppervlak in bestaand stedelijk gebied. Door deze maatregel neemt de hoeveelheid te zuiveren rioolwater daadwerkelijk af waardoor de kosten voor rwzi's afnemen.

Naast minder zuiveringskosten wordt in de MKBA ook minder zieke zwemmers als batenpost van het afkoppelen opgenomen. De MKBA expliciteert dat aangenomen is dat alle ziektegevallen optreden in wateren waar overstorten op uitkomen. Een kanttekening is dat het niet aannemelijk dat op officiële zwemlocaties riool overstorten zitten; dit omdat de kans op een negatief kwaliteitsoordeel dan erg groot is.

3.4 Kengetallen klimaat

Overzicht klimaatbaten en kengetallen NLP studie

De peilverhogingsmaatregel in natuurgebieden en de aanleg van groenstructuren in stedelijk gebied geven klimaatbaten door de extra vastlegging van koolstof. De koolstof wordt opgeslagen in biomassa en komt vrij bij natuurlijke afbraak. De netto koolstofvastlegging is het verschil tussen bruto vastlegging en afbraak.

In de NLP-studie zijn de koolstofbaten van peilverhoging met behulp van kengetallen geschat op 9 mln euro NCW, 9,7% van de totale bruto baten van peilverhoging in natuurgebieden. Voor de aanleg van meer groenstructuren in bestaand stedelijk gebied zijn de koolstofbaten geschat op 2 mln euro NCW, 0,2% van de totale bruto baten van aanleg groenstructuren. We bespreken de CO₂-kengetallen beknopt gezien het beperkte aandeel van de koolstofbaten in de totale NLP-baten.

Voor de kwantificering van de koolstofvastlegging door peilverhoging is het CO₂-kwantificeringskengetal voor riet/ruigte uit het kengetallenboek gebruikt van 6,8 ton koolstof per hectare per jaar. Dit is vermenigvuldigd met het aantal hectare nattere natuur (ca. 2000 ha). Voor de aanleg van groenstructuren is 2 ton koolstofvastlegging per hectare per jaar verondersteld, vermenigvuldigd met de oppervlakte van de groenstructuren (ca. 1100 ha). Het waarderingskengetal is in het kengetallenboek gesteld op 49,50 euro per ton C, omgerekend is dat 13,60 euro per ton CO₂ (basisjaar 2000); zie Witteveen en Bos (2006).

3.4.1 Hoe groot is de verandering?

Het is niet bekend hoeveel biomassa voor de peilverhogingsmaatregel aanwezig was en daarmee ook niet hoe groot de extra opname van CO₂ is door uitvoering van de

maatregel. Het zou mogelijk moeten zijn om de hoeveelheid biomassa in de oorspronkelijke situatie te schatten op basis van een meer gedetailleerde beschrijving van de vegetatie in het gebied. Vermoedelijk kan de koolstofvastlegging in de oorspronkelijke situatie niet nul worden verondersteld, omdat de oorspronkelijke situatie ook heide en bos bevat (Eindrapport Nieuw Limburgs Peil, 2010; p. 15). Deze leggen koolstof vast (Witteveen en Bos, 2006; p.30).

3.4.2 Correcties CO₂ kwantificeringskengetallen

In sommige gevallen is het beter om een kortere tijdshorizon voor een CO₂-kwantificeringskengetal te gebruiken dan de tijdshorizon in de MKBA. In het kengetallenboek wordt opgemerkt dat de netto koolstofvastlegging na verloop van tijd, dat wil zeggen na enkele decennia, nagenoeg nihil is voor ecotopen met snelgroeiende vegetatie, zoals riet (Witteveen en Bos, 2006; p. 38). Voor de kwantificering van de koolstofvastlegging door peilverhoging is in de NLP-batenstudie echter een tijdshorizon verondersteld die een oneindige horizon benadert. Dit is voor ecotopen met een hoge primaire productie geen geschikte aanname. Wanneer de tijdshorizon wordt aangepast op de waardering van vastlegging leidt dit tot lagere baten.

3.4.3 CO₂- waarderingskengetallen

Het waarderingskengetal voor CO₂ is niet constant over de tijd. Dit wordt wel verondersteld in de NLP-studie door het gebruik van een vast (tijdsafhankelijk) waarderingskengetal voor CO₂. Het is een geaccepteerd wetenschappelijk inzicht dat de marginale kosten van CO₂-reductie zullen toenemen in de komende decennia (zie Kuik et al. 2009, p. 1396-1397). Een toename van het waarderingskengetal voor CO₂ in de tijd ligt daarmee in de rede.

In de nieuwe WLO-studie wordt hiermee rekening gehouden en is de CO₂-prijs volgens de zgn. preventiekostenmethode bepaald: welke kosten moeten minimaal (in een scenario) worden gemaakt om het veronderstelde Europese of wereldwijde CO₂-doel te halen? Deze methode geeft daarmee inzicht in de efficiënte bestrijdingskosten van CO₂. Logischerwijs kennen scenario's met een stringenter CO₂-doel daarbij een hogere CO₂-prijs.

In een MKBA waar de nieuwe WLO (Welvaart en Leefomgeving) scenario's worden gebruikt, kan in (vrijwel) alle gevallen dus worden gerekend met de vermijdingskosten van CO₂, in dit geval de CO₂-emissierechtenprijs volgens datzelfde scenario.

Bij het NLP-natuurproject vindt er extra koolstofvastlegging plaats ten opzichte van de bestaande natuur voor de peilverhoging. Ook in dit geval kan worden gerekend met de CO₂-emissierechtenprijs volgens de nieuwe WLO-scenario's. Geadviseerd wordt om beide WLO-scenario's te gebruiken bij het waarderen van CO₂-baten.

In het najaar 2015 zal de CPB-PBL-studie Welvaart en Leefomgeving (WLO) verschijnen met CO₂-prijzen voor verschillende scenario's die kunnen worden gebruikt voor het CO₂-waarderingskengetal. Ook wordt in de studie ingegaan op achterliggende argumentaties, aannamen en de gebruiksmogelijkheden van de nieuwe WLO-scenario's.

Het bovengenoemde is conform het rapport van de werkgroep discontovoet (2015), waarbij een vaste risico-gewogen discontovoet voor klimaatbaten wordt geadviseerd (p.10), maar waarbij (p. 5): "de werkgroep ervoor heeft gekozen om klimaatkosten en - opbrengsten in MKBA's te verwerken door een tijdpad te veronderstellen voor de CO₂-prijs dat aansluit bij het klimaatbeleid in de nieuwe studie naar Welvaart en Leefomgeving (WLO) van het CPB en het PBL."

4 Aandachtspunten/randvoorwaarden bij toepassen kengetallen

4.1 Probleemanalyse

Uit het eindrapport Nieuw Limburgs Peil (NLP) blijkt dat de wensen, kansen en knelpunten van vier belangengroepen (natuur, landbouw, stedelijk gebied en het watersysteem) de basis vormden van het proces om tot een maatregelpakket te komen. Het proces bestond uit een dialoog met de streek met als primaire insteek het herstel van het watersysteem. Sturend waren de beoogde realisaties voor landbouw, natuur, stedelijk gebied en water. Dit suggereert dat de maatregelen vooral zijn beoordeeld op effectiviteit. Het NLP vloeide voort uit het Nationaal Bestuursakkoord Water uit 2003.

Het waterschap en de begeleidingsgroep hebben enkele losse en samengestelde zogeheten 'scenario's' opgesteld die het waterschap met het model IBRAHYM heeft doorgerekend. Op basis van deze scenario's heeft het waterschap met de begeleidingsgroep keuzes gemaakt welke maatregelen in het Nieuw Limburgs Peil worden opgenomen. Het gaat om een pakket gebiedsbrede maatregelen die gericht zijn op waterconservering en zijn afgestemd op de functie van het gebied. Het zwaartepunt van de maatregelen ligt in en bij de natuur.

Het is van belang in een MKBA helder te omschrijven welke problemen de maatregelen uiteindelijk beogen op te lossen en wat de samenhang tussen de maatregelen is.

4.2 Nulalternatief

In een MKBA moeten de projecteffecten worden bepaald ten opzichte van het nulalternatief, de situatie waarin het project niet wordt uitgevoerd maar waarbij wel rekening wordt gehouden met autonome ontwikkelingen. In de doorrekening van de maatregelpakketten met het hydrologische model IBRAHYM zijn de effecten van het maatregelpakket gepresenteerd ten opzichte van de huidige situatie (Eindrapport Nieuw Limburgs Peil, 2010; p. 42). Bij de modelberekeningen is er van uitgegaan dat de capaciteit van de sloten, watergangen en beken in orde is (Eindrapport Nieuw Limburgs Peil, 2010, p. 6). Hierdoor is het onduidelijk ten opzichte van welk nulalternatief de baten zijn bepaald. Is er rekening gehouden met veranderingen in neerslagpatronen, ruimtelijke ontwikkelingen, doorwerking van reeds afgesproken maatregelen waardoor de waterkwaliteit en de luchtkwaliteit op termijn verbetert? Deze onduidelijkheid maakt het in algemene zin lastig om de batenschatting op zijn merites te beoordelen.

4.3 Ontwikkelingen in de tijd

Bij een kengetallenwaardering moeten veranderingen over de tijd soms worden meegenomen om een juist beeld te krijgen van de totale baten van een project. Wanneer de omvang van de baten afneemt in de tijd zonder dat het kengetal hiervoor wordt gecorrigeerd, worden de baten *overschat*. Daarentegen wanneer een waarderingskengetal niet wordt gecorrigeerd voor de reële toename van de waardering over de tijd worden de baten *onderschat*.

In de kengetallen die zijn gebruikt in de NLP-studie, welke uit het kengetallenboek van Witteveen en Bos (2006) komen, worden ontwikkelingen over de tijd buiten beschouwing gelaten. Dit is een probleem wanneer de omvang van de baten van een project substantieel veranderen in de tijd. In dat geval moeten de kengetallen worden gecorrigeerd.

In de NLP-studie zijn diverse van deze voorbeelden te vinden waarbij een correctie voor veranderingen over de tijd op zijn plaats is. Zo zagen we dat de fijnstofbaten van de NLP-maatregelen afnemen over de tijd, omdat de fijnstofafvang vermindert bij dalende achtergrondconcentraties. In het geval van de klimaatbaten van extra natuur gaven we een ruwe schatting van het effect van naar nul convergerende netto koolstofopslag van snelgroeiende vegetatie. Zonder correctie hiervoor worden de klimaatbaten overschat. Verder bespraken we dat het fijnstofwaarderingskengetal niet is aangepast voor de reële toename van de waardering van gezondheid. Dit leidt in isolatie tot onderschatting van de baten.

Een oplossing is het werken met tijdsafhankelijke kengetallen. We schetsten bijvoorbeeld eerder hoe inkomenselasticiteit en de verwachte economische groei

kunnen worden gebruikt om de reële groei van een waarderingskengetal uit te rekenen. Het tijdsafhankelijke kengetal dat hiermee wordt verkregen, kan dan worden gebruikt om de netto baten uit te rekenen. Wanneer de baten naar nul convergeren over de tijd kan een pragmatische oplossing worden overwogen: het toepassen van een eindige tijdshorizon in plaats van een oneindige tijdshorizon.

4.4 Dubbeltellingen

Een veel voorkomende valkuil bij MKBA's betreft dubbeltellingen. Ook in de Baten zoetwatermaatregelen Nieuw Limburgs Peil en stedelijk gebied bestaat dit gevaar. Baten van lagere emissies en recreatiebaten zullen bijvoorbeeld voor een deel ook tot uitdrukking komen in hogere WOZ-waarden van woningen. Het meenemen van de verschillende batenposten zonder correctie zal leiden tot een dubbeltelling van baten. Van geval tot geval zal de MKBA-opsteller scherp moeten aangeven welk welvaartseffect van de maatregel hij waardeert.

4.5 Kostentoerekening

De kosten van het gehele project afkoppelen stedelijk gebied worden voor 10% toegerekend aan zoetwatervoorziening. Daarna worden deze kosten en de baten op het terrein van zoetwater tegen elkaar afgewogen. Deze methode is onjuist.

Het meenemen van een deel van de kosten voor een specifiek onderdeel in een MKBA is namelijk alleen toegestaan als dit onderdeel ook separaat kan worden uitgevoerd. Het project is uitvoerbaar met en zonder dit additionele deel. Vervolgens kunnen de kosten en baten van het project zonder het additionele deel en de kosten en baten van het project als geheel tegen elkaar worden afgewogen. Indien het technisch (en juridisch) mogelijk is om alleen het 'additionele deel' uit te voeren, is ook een afweging van kosten en baten van alleen dit additionele deel relevant voor de besluitvorming.

Het is op basis van de voorliggende rapporten niet geheel duidelijk welke maatregelen als zelfstandig uitvoerbaar en deelbaar kunnen worden aangemerkt. Daarmee is ook niet duidelijk of sprake is van een 'deelbaar' project. Uit de informatie lijkt het niet waarschijnlijk dat een afzonderlijk project met 10% van de totale geraamde kosten uitgevoerd kan worden. De afweging van kosten en baten op deze wijze geeft dan ook geen zinvolle informatie voor de besluitvorming.

4.6 Rol MKBA in het proces

Uit de voorliggende rapporten over het NLP blijkt dat het maatregelpakket tot stand is gekomen in een interactief proces tussen het waterschap Peel en Maasvallei en de belanghebbenden in het gebied. Om dat interactieve proces te voeden heeft het

waterschap een maatregelpakket Nieuw Limburgs Peil vormgegeven met ondersteuning van het hydrologisch model IBRAHYM. De modelresultaten vormden de basis voor inhoudelijke discussie met de belanghebbenden. Pas op het eind van het NLP-proces zijn de kosten voor het totale maatregelpakket in kaart gebracht. Daarna is een MKBA uitgevoerd.

Voor zover wij kunnen nagaan, hebben de inzichten uit de MKBA geen rol gespeeld in de totstandkoming van het maatregelpakket. Een MKBA kan juist ook een rol spelen bij het bepalen van kansrijke oplossingsrichtingen. Weliswaar hebben de modeluitkomsten van IBRAHYM een rol gespeeld, maar onduidelijk is of die uitkomsten ook aanknopingspunten boden voor het bepalen van kansrijke oplossingen.

De MKBA-methodiek draagt bij aan het structureren van het interactieve proces, omdat het dwingt om transparant te zijn over de effecten van de afzonderlijke maatregelen, de bijdrage die ze leveren aan het beoogde doel en de eventuele overige effecten die de maatregel met zich meebrengt. Het oogt alsof de MKBA nu alleen is gebruikt om achteraf te toetsen of het totale maatregelpakket efficiënt is. Daarmee zijn de inzichten die een MKBA oplevert, mogelijk onbenut gebleven in het proces van het samenstellen van het maatregelpakket.

Referenties

Aarts, H.F.M., C.H.G. Daatselaar en G. Holshof, 2005, Bemesting en opbrengst van productiegrasland in Nederland, Wageningen, Plant Research International.

Beckett, P., P.Freer-Smith en G. Taylor, 2000, Effective tree species for local air quality management, *Journal of arboriculture*, vol. 26(1): 12-19.

Bickel, P., R. Friedrich, A. Burgess, P. Fagiani, P. Hunt, G. de Jong en J. Laird et al., 2006, HEATCO Deliverable 5 Proposal for Harmonised Guidelines.

Braithwaite, R.S., D.O. Meltzer, J.T.J. King, D. Leslie en M.S. Roberts, 2008, What does the value of modern medicine say about the \$50,000 per Quality-Adjusted Life-Year decision rule?, *Medical Care*, vol. 46(4): 349-356.

Brouwer, R., 2013, Waardering van ecosysteemdiensten en biodiversiteit, *ESB*, vol. 98(4655): 148-151.

Brouwer, R., J. Martin-Ortega, T. Dekker et al., 2015, Improving value transfer through socio-economic adjustments in a multicountry choice experiment of water conservation alternatives, *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 59: 458-478.

Bos, F. en P. Zwaneveld, 2012, Een snelle kosten-effectiviteitsanalyse voor Deltaprogramma IJsselmeergebied, Den Haag, CPB.

Bruyn, S. de, M. Korteland, A. Markowska, M. Davidson, F. de Jong, M. Bles en M. Sevenste, 2010, Shadow prices handbook: Valuation and weighting of emissions and environmental impacts, Delft, CE Delft.

Deltares, 2011, Maatschappelijke kosten-batenanalyse Waterveiligheid 21e eeuw, Deltares.

Desaigues, B. et al., 2007, Final report on the monetary valuation of mortality and morbidity risks from air pollution NEEDS deliverable no. 6.7, RS1b
http://www.needsproject.org/docs/results/RS1b/NEEDS_RS1b_D6.7.pdf

Desaigues, B. et al., 2011, Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY), *Ecological Indicators*, vol. 11: 902-910.

Dzierzanowski, K., R. Popek, H. Gawronska, A. Saebo en S.W. Gawronski, 2011, Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surfaces and in waxes of urban forest species, *International Journal of Phytoremediation*, vol. 13(10): 1037-1046.

EC, 2011, A Roadmap for moving to a competitive low carbon economy in 2050.

Eijgenraam, C.J.J., C.C. Koopmans, P.J.G. Tang en A.C.P. Verster, 2001, Evaluatie van infrastructuurprojecten: leidraad voor kosten-batenanalyse, Den Haag, CPB / NEI.

Gaalen, F. van, et al., 2014, Natuurpunten: kwantificering van effecten op natuurlijke ecosystemen en biodiversiteit in het Deltaprogramma, Den Haag, PBL.

Gaalen, F. van, A. Tiktak en R. Franken, 2015, Waterkwaliteit nu en in de toekomst. Tussentijdse rapportage ex ante evaluatie van de Nederlandse plannen voor de Kaderrichtlijn Water, Den Haag, PBL.

Hoevenagel, R., 1994, The contingent valuation method: scope and validity, Vrije Universiteit, PhD thesis, Amsterdam.

Isbell, F., V. Calcagno, A. Hector et al., 2011, High plant diversity is needed to maintain ecosystem services, *Nature*, vol. 477(7363): 199-202.

Janhall, S., 2015, Review on urban vegetation and particle air pollution: Deposition and dispersion, *Atmospheric Environment*, vol. 105: 130-137.

KiM, 2015, De lucht klaren: Over de relatie tussen verkeer, luchtkwaliteit en gezondheid en mogelijke aangrijpingspunten voor beleid, Den Haag, Ministerie van Infrastructuur en Milieu.

Kuik, O., L. Brander en R.S.J. Tol, 2009, Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis, *Energy Policy*, vol. 37(4): 1395-1403.

LEI, 2015, Agrarische grondprijs naar recordhoogte, Den Haag, LEI, Agrimatie.

Miller, T.R., 2000, Variations between countries in Values of Statistical Life, *Journal of Transport Economics and Policy*, vol. 34(2): 169-188.

Notenboom, J., P. Boot, R. Koelemeijer en J. Ros, 2012, Climate and Energy Roadmaps towards 2050 in north-western Europe: A concise overview of long-term climate and energy policies in Belgium, Denmark, France, Germany, the Netherlands and the United Kingdom, Den Haag, PBL.

Nowak, D.J., D.E. Crane en J.C. Stevens, 2006, Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States, *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 4(3-4): 115-123.

Nowak, D.J., D.E. Crane, J.C. Stevens en M. Ibarra, 2000, Brooklyn's Urban Forest Brooklyn's Urban Forest, United States Department of Agriculture, Forest Service.

OESO, 2012, Mortality risk valuation in environment, health and transport policies, Parijs.

PBL, 2009, Milieubalans 2009, Bilthoven / Den Haag.

PBL, 2008, Kwaliteit voor later; ex ante evaluatie Kaderrichtlijn Water, Bilthoven, PBL.

Powe, N.A. en K.G. Willis, 2004, Mortality and morbidity benefits of air pollution (SO₂ and PM₁₀) absorption attributable to woodland in Britain, *Journal of Environmental Management*, vol. 70(2): 119-128.

Reiss, J., J.R. Bridle, J.M. Montoya en G. Woodward, 2009, Emerging horizons in biodiversity and ecosystem functioning research, *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 24(9): 505-514.

RIVM, 2013, Dossier 'fijnstof', Bilthoven, RIVM.

Romijn, G. en G. Renes, 2013, Algemene leidraad voor maatschappelijke kosten-batenanalyse, Den Haag, CPB & PBL.

RWS, 2015, De Daly-methode.

https://staticresources.rijkswaterstaat.nl/binaries/Daly-methode_tcm174-332340_tcm21-15194.pdf.

Schroten, A., H.P. van Essen, S.J. Aarnink, E. Verhoef en J. Knockaert, 2014, Externe en infrastructuurkosten van verkeer: Een overzicht voor Nederland in 2010, Delft, CE Delft & VU.

Sijtsma, F.J., A. van Hinsberg, S. Kruitwagen en F.J. Dietz, 2009, Natuureffecten in de MKBA's van projecten voor integrale gebiedsontwikkeling, Den Haag, PBL.

Smeets, W., P. Hammingh en J. Aben, 2014, De kosten en baten voor Nederland van het Commissievoorstel ter vermindering van de nationale emissies van luchtverontreinigend stoffen. Analyse van het voorstel van 18 december 2013, Den Haag, PBL.

Smith, V.K. en J.C. Huang, 1995, Can markets value air quality? A meta-analysis of hedonic property value models, *Journal of Political Economy*, vol. 103(1): 209-227.

Stolwijk, H., 2004, Kunnen natuur- en landschapseffecten zinvol in euro's worden uitgedrukt? CPB Memorandum 5/2004/4, Den Haag, CPB.

Stowa, 2013, Afleiden ecologische stikstof en fosfaat effluenteisen voor rwzi's. Generieke beslismethode. rapport 2013-19, Amersfoort, Stowa.

Tallis, M., G. Taylor, D. Sinnett en P. Freer-Smith, 2011, Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments, *Landscape and Urban Planning*, vol. 103(2): 129-138.

Verrips, A., R. Aalbers en F. Huizinga, 2013, KBA Structuurvisie 6000 MW Windenergie op land, achtergrondinformatie, Den Haag, CPB.

Verrips, A., Hilbers, H., J. van Meerkerk, W. Weijschede- van der Straaten en P. Zwaneveld, 2015, Maatschappelijke kosten en baten prijsbeleid personenauto's, Den Haag, CPB en PBL.

Vollebergh, H. et al., 2014, Milieubelastingen en Groene Groei Deel II. Evaluatie van belastingen op energie in Nederland vanuit milieuperspectief, PBL, Den Haag.

Vos, P.E.J., B. Maiheu, J. Vankerkom en S. Janssen, 2013, Improving local air quality in cities: To tree or not to tree?, *Environmental Pollution*, vol. 183: 113-122.

Waterschap Peel en Maasvallei, 2010, Eindrapport Nieuw Limburgs Peil.

Werkgroep discontovoet, 2015, Rapport werkgroep discontovoet 2015.

Wesemann, P., A.T. de Blaeij en P. Rietveld, 2005, De waardering van bespaarde verkeersdoden, Leidschendam, SWOV.

Wesseling, J., S. van der Zee en A. van Overveld, 2011, Het effect van vegetatie op de luchtkwaliteit: Update 2011, Bilthoven, RIVM.

Wesseling, J.P., J. Duyzer, A.E.G. Tonneijck en C.J. van Dijk, 2004, Effecten van groenelementen op NO₂ en PM₁₀ concentraties in de buitenlucht, Apeldoorn, TNO.

WHO, 2006, WHO air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: Global update 2005, Genève, WHO.

Witteveen en Bos, 2011, MKBA kengetallen voor omgevingskwaliteiten: aanvulling en actualisering. Rotterdam.

Witteveen en Bos, 2013, Baten zoetwatermaatregelen Nieuw Limburgs Peil en stedelijk gebied, Deventer, Provincie Overijssel en waterschap Aa en Maas.

Witteveen en Bos, 2006, Kengetallen waardering natuur, water, bodem en landschap hulpmiddel bij MKBA's: eerste editie, Rotterdam, ministerie van LNV.

Yang, J., J. McBride, J. Zhou en Z. Sun, 2005, The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction, *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 3(2): 65-78.

Zwaneveld en Verweij, 2014, Economisch optimale waterveiligheid in het IJsselmeergebied MKBA Waterveiligheid: Afsluitdijk, Houtribdijk, IJsselmeer, IJssel- en Vechtdelta en Markermeer, Den Haag, CPB.



Dit is een uitgave van:

Centraal Planbureau
Van Stolkweg 14
Postbus 80510 | 2508 GM Den Haag
T (070) 3383 380

info@cpb.nl | www.cpb.nl

december 2015