



Handboek Milieuprijzen 2017

Methodische onderbouwing van kengetallen
gebruikt voor waardering van emissies en milieu-
impacts



	Projected Cost	Actual Cost
HOUSING	€ 1,500.00	€ 1,400.00
Mortgage or rent	€ 60.00	€ 100.00
Phone	€ 50.00	€ 60.00
Electricity	€ 200.00	€ 180.00
Gas	€ 50.00	€ 48.00
Water and sewer		



CE Delft

Committed to the Environment

Handboek Milieuprijzen 2017

Methodische onderbouwing van
kengetallen gebruikt voor waardering
van emissies en milieu-impacts

Dit rapport is geschreven door:

Sander de Bruyn
Saliha Ahdour
Marijn Bijleveld
Lonneke de Graaff
Ellen Schep
Arno Schroten
Robert Vergeer

Delft, CE Delft, juli 2017

Publicatienummer: 17.7A76.64

Prijstelling / Milieu / Effecten / Emissies / Economische factoren / Meetmethoden

Opdrachtgever: Ministerie van Infrastructuur en Milieu

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

Meer informatie over de studie is te verkrijgen bij de projectleider Sander de Bruyn (CE Delft).

© copyright, CE Delft, Delft

CE Delft **Committed to the Environment**

CE Delft draagt met onafhankelijk onderzoek en advies bij aan een duurzame samenleving. Wij zijn toonaangevend op het gebied van energie, transport en grondstoffen. Met onze kennis van techniek, beleid en economie helpen we overheden, NGO's en bedrijven structurele veranderingen te realiseren. Al 35 jaar werken betrokken en kundige medewerkers bij CE Delft om dit waar te maken.



Inhoud

Samenvatting	5
DEEL 1: GEBRUIKERSDEEL	9
1 Inleiding	10
1.1 Achtergrond	10
1.2 Wat zijn milieuprijzen?	11
1.3 Gebruik Milieuprijzen	12
1.4 Doel en reikwijdte onderzoek	12
1.5 Afbakening	13
1.6 Relatie met andere onderzoeksmethoden om tot monetaire waardering van milieuschade te komen	15
1.7 Presentatie	17
1.8 Verantwoording	19
2 Methodologisch kader	21
2.1 Inleiding	21
2.2 Inleiding milieuprijzen	21
2.3 Algemeen raamwerkbepaling kengetallen Handboek Milieuprijzen	25
2.4 Perspectieven en gebruik	30
3 Gebruik van milieuprijzen	34
3.1 Inleiding	34
3.2 Samenvattend overzicht van milieuprijzen	34
3.3 Gebruik van milieuprijzen door bedrijven	37
3.4 Gebruik van milieuprijzen in een MKBA	41
3.5 Gebruik van milieuprijzen als midpointweegfactor in LCA	43
DEEL 2: METHODOLOGISCH DEEL	46
4 Bepaling milieuprijzen	47
4.1 Inleiding	47
4.2 Algemene methodiek	47
4.3 Methodiekupdate: waardering	49
4.4 Methodiekcomponent: karakterisatie	50
4.5 Methodiekupdate: impact pathway-benadering	51
4.6 Gebruik milieuprijzen	53
5 Waardering schade endpointniveau	56
5.1 Inleiding	56
5.2 Algemene methodiek waarderen	56
5.3 Menselijke gezondheid	62
5.4 Waardering ecosysteemdiensten en natuur	71
5.5 Waardering gebouwen en materialen	79
5.6 Waardering grondstoffenbeschikbaarheid	83
5.7 Welbevinden (stilte en esthetische waarden)	90



6	Doorsnede midpointniveau	98
6.1	Inleiding en algemeen methodologisch raamwerk	98
6.2	Ozonlaagaantasting	99
6.3	Klimaatverandering	101
6.4	Fijnstofvorming	110
6.5	Smogvorming (fotochemische oxidantvorming)	117
6.6	Verzuring	122
6.7	Vermesting	123
6.8	Humane toxiciteit	126
6.9	Ecotoxiciteit	130
6.10	Straling	133
6.11	Geluid	135
6.12	Landgebruik	140
7	Literatuur	143
Bijlage A	Karakterisatie	154
A.1	Vergelijking ReCiPe en ILCD op karakterisatie	154
A.2	Karakterisatiefactoren klimaatimpact	156
A.3	Perspectieven in ReCiPe gebaseerd op culturele theorie	156
A.4	Weegfactoren	159
Bijlage B	Waardering gezondheid	160
B.1	Inleiding	160
B.2	Waarderingsgrootheden	160
B.3	Omrekeningen QALY/DALY/VOLY	162
Bijlage C	Impact pathway-modellering	170
C.1	Inleiding	170
C.2	NEEDS-project (2008)	170
C.3	Vergelijking resultaten met andere studies/landen	175
C.4	Schattingen van humane toxiciteit	177
Bijlage D	Waardering van grondstoffschaarste	181
D.1	Inleiding	181
D.2	Grondstoffenmarkten en efficiëntie	181
D.3	Macro-economische schade als basis voor waardering	182
D.4	Kwantificering van de schaduwkosten van niet-optimaal grondstofgebruik met de Hotelling-regel	185
Bijlage E	Waardering biodiversiteit	189
E.1	Inleiding	189
E.2	Waardering voor PDF/m ² uit Ott et al. (2006) en Kuik et al. (2008)	189
E.3	Impliciete waardering voor soorten	190



Bijlage F	Waardering geluid	192
F.1	Inleiding	192
F.2	Effecten van omgevingsgeluid	192
F.3	Waardering van overlast	193
F.4	Waardering van gezondheidseffecten	193
Bijlage G	Toewijzing schadeschattingen aan midpoints	197
G.1	Inleiding	197
G.2	Multipiele effecten en toedeling over midpoints	197
G.3	Schadekosten leiden tot impliciete karakterisatie en berekening midpoint milieuprijs.	198
Bijlage H	Behandeling van onzekerheid	200
H.1	Inleiding	200
H.2	Onzekerheid bij waardering van gezondheidsschade	200
H.3	Onzekerheid bij overige endpoints	202
Bijlage I	Overzicht van milieuprijzen	203
I.1	Inleiding	203
I.2	Emissies naar lucht	203
I.3	Emissies naar water	208
I.4	Emissies naar bodem	213

Samenvatting

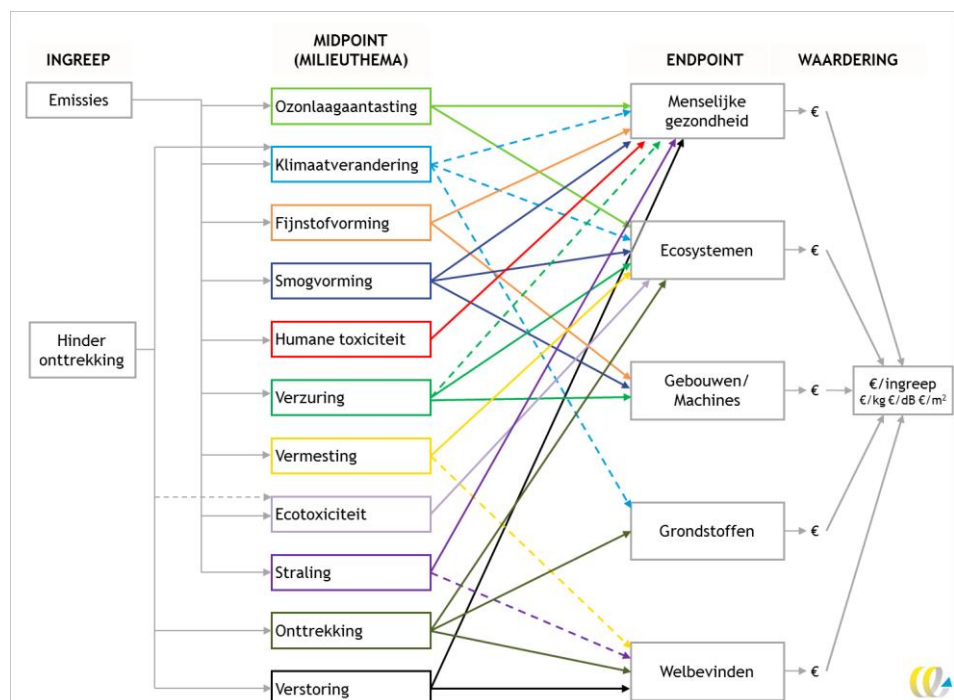
Milieuprijzen zijn kengetallen die de maatschappelijke waarde van milieuvervuiling berekenen en uitdrukken in euro's per kilogram vervuilende stof. Milieuprijzen geven daarmee de welvaartsverliezen weer die optreden als er één extra kilogram van de stof in het milieu terecht komt. Overigens kunnen milieuprijzen ook worden toegepast op niet-stoffelijke vervuiling, zoals geluidshinder of radioactiviteit. In dergelijke gevallen is de milieuprijs gesteld in euro's per eenheid hinder (bijvoorbeeld gemeten in decibel).

Milieuprijzen geven gemiddelde waarderingen in Nederland voor emissies vanuit een gemiddelde uitstootbron op een gemiddelde uitstootlocatie in het jaar 2015. De milieuprijzen worden in dit handboek op drie niveaus gepresenteerd:

1. Op stofniveau als emissies van milieugevaarlijke stoffen.
2. Op midpointniveau als de waardering voor milieuthema's zoals klimaatverandering of verzuring.
3. Op endpointniveau als de waardering voor de effecten van milieuvervuiling zoals menselijke gezondheid en ecosysteemdiensten.

De methodiek van het Handboek Milieuprijzen is om harmonisatie aan te brengen tussen de waarderingen op stof- midpoint- en endpointniveau om zo tot een consistente waardering van de effecten van milieuvervuiling in Nederland te komen. Figuur 1 geeft een overzicht van de relaties die in dit handboek zijn ingeschat (waarbij elke pijl een onderzoeksrelatie weergeeft).

Figuur 1 Overzicht van alle relaties in het Handboek Milieuprijzen



Noot: Ononderbroken lijnen betreffen relaties die zijn onderzocht en (deels) gekwantificeerd in het kader van dit handboek. De gestippelde lijnen betreffen relaties die niet direct als relatie zijn gekwantificeerd omdat een andere benadering is gekozen in dit handboek voor kwantificering van de effecten.

Resultaten: milieuprijzen op stofniveau

Het stofniveau is het meest gebruikte niveau in de analyse en geeft informatie over de kosten van milieuvervuiling. In het Handboek Milieuprijzen en de bijbehorende webtool worden milieuprijzen voor meer dan 1.000 milieu-gevaarlijke stoffen berekend. Tabel 1 geeft een overzicht van de waardering voor de meest veelvoorkomende stoffen voor emissies naar lucht.

Tabel 1 Milieuprijzen in €₂₀₁₅/kg emissie voor gemiddelde emissies in Nederland

Stof		Onder	Centraal	Boven
Koolstofdioxide*	CO ₂	€ 0,014	€ 0,057	€ 0,057
Chloorfluorkoolstof*	CFC ₁₁	€ 99,6	€ 313	€ 336
Ultra fijnstof	PM _{2,5}	€ 56,8	€ 79,5	€ 122
Fijnstof	PM ₁₀	€ 31,8	€ 44,6	€ 69,1
Stikstofoxiden	NO _x	€ 24,1	€ 34,7	€ 53,7
Zwavel dioxide	SO ₂	€ 17,7	€ 24,9	€ 38,7
Ammoniak	NH ₃	€ 19,7	€ 30,5	€ 48,8
Vluchtige organische stoffen	NMVOS	€ 1,61	€ 2,1	€ 3,15
Koolstofmonoxide	CO	€ 0,0736	€ 0,0958	€ 0,152
Methaan*	CH ₄	€ 0,448	€ 1,75	€ 1,77

* Voor emissies van broeikasgassen geldt dat de waardering inclusief BTW is en oploopt in de tijd met een prijsstijging van 3,5% per jaar vanaf de 2015-waarden, zoals te zien is in Tabel 10.

Op het stofniveau worden de onder- en bovenwaarden aanbevolen voor gebruik in MKBAs en worden voor de overige toepassingen de centrale waarden aanbevolen.

Het midpointniveau

Op het midpointniveau wordt een waardering met milieuprijzen gegeven op het gebied van milieuthema's. Dit midpointniveau kan worden gebruikt als weegfactor in levenscyclusanalyses (LCA) of om externe kosten uit te rekenen van bepaalde materialen of producten. Tabel 2 geeft een overzicht van de gehanteerde waarderingen bij gebruik als externe kosten of als weegfactor.

Tabel 2 Milieuprijzen in €₂₀₁₅/eenheid op niveau van de midpoints

Thema	Eenheid	Externe kosten	Weegfactor
Klimaatverandering	€/kg CO ₂ -eq.	€ 0,057	€ 0,057
Aantasting ozonlaag	€/kg CFC-eq.	€ 30,4	€ 123
Humane toxiciteit	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,158	€ 0,158
Fotochemische oxidantvorming	€/kg NMVOC-eq.	€ 2,1	€ 2,1
Fijnstofvorming	€/kg PM ₁₀ -eq.	€ 69	€ 69
Radiatie, ioniserende straling	€/kg kBq U235-eq.	€ 0,0473	€ 0,0473
Verzuring	€/kg SO ₂ -eq.	€ 5,4	€ 8,12
Vermesting zoetwater	€/kg P-eq.	€ 1,9	€ 1,9
Vermesting zoutwater	€/kg N	€ 3,11	€ 3,11
Ecotoxiciteit, land	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 8,89	€ 8,89
Ecotoxiciteit, zoetwater	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,0369	€ 0,0369
Ecotoxiciteit, zoutwater	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,00756	€ 0,00756
Landgebruik	€/m ² *jaar	€ 0,0261	€ 0,037

Noot: Voor externe kosten is uitgegaan van een individualistisch perspectief bij de karakterisering, terwijl voor de weegfactoren is uitgegaan van een hiërarchisch perspectief. Zie Hoofdstuk 3 en Bijlage A voor toelichting.



Het endpointniveau

Op het endpointniveau zijn in dit handboek waarderingen opgenomen voor menselijke gezondheid (mortaliteit en morbiditeit), ecosysteemdiensten, schade aan gebouwen en materialen, grondstofuitputting en hinder (geluidshinder en visuele hinder). Deze waarderingen vormen de kern van het Handboek Milieuprijzen. Tabel 3 geeft het overzicht van de gehanteerde waarderingen die zijn toegepast in dit handboek.

Tabel 3 Gehanteerde waarderingsgetallen op endpointniveau

Effect	Indicator/aanpak	Waardering (onder-boven)
Menselijke gezondheid		
Acute mortaliteit	VOLY	€ 50.000-110.000
Chronische mortaliteit	VOLY	€ 50.000-110.000
Morbiditeit	QALY**	€ 50.000-100.000
Ecosysteemdiensten		
Ecosysteemdiensten*	Productiviteitsverlies landbouwgewassen	
Biodiversiteitsverlies	PDF	€ 0,16-1,23/PDF/m²
Gebouwen, materialen en infrastructuur		
Materialen en gebouwen	Herstelkosten*	
Grondstoffenbeschikbaarheid		
Milieubaten	Via milieuprijzen	
Schaarste en voorzieningszekerheid	Nader onderzoek*	
Hinder		
Geluidshinder	Afhankelijk van bron en mate van geluidsbelasting	
Visuele hinder	Locatiespecifiek	

* Betreft onvolledige kwantificering in dit handboek.

** Naast de QALY zijn ook andere kwantificeringen gebruikt, zoals verlies IQ-punten van € 17.500/verloren IQ-punt.

Afkortingen: VOLY: Value of Life Years; QALY: Quality Adjusted Life Years, PDF: Potentially Disappeared Fraction.

Gebruik van milieuprijzen

Milieuprijzen worden als rekenmiddel gebruikt bij studies en praktische applicaties, voor zowel de overheid als bij het bedrijfsleven. Grofweg kan men drie gebruiksdoelen omschrijven:

1. Gebruik in maatschappelijke kosten-batenanalyses (MKBA). Milieuprijzen worden gebruikt om de milieu-effecten van een maatregel te waarderen. In dit geval worden de onder- en bovenwaarden van milieuprijzen aanbevolen om te gebruiken op stofniveau.
2. Gebruik bij maatschappelijk verantwoord ondernemen (MVO) en benchmarking. Bedrijven kunnen milieuprijzen gebruiken om de invloed van het bedrijf op het milieu te kwantificeren. Milieuprijzen kunnen worden gebruikt bij milieujaarverslagen, maatschappelijke businesscases of om de sociale of ecologische winst- en verliesrekening op te stellen. Voor bedrijven bevelen we de centrale waarde op stofniveau aan.
3. Gebruik bij het uitvoeren van een levenscyclusanalyse (LCA). Met milieuprijzen kunnen LCA-onderzoekers de milieu-effecten uit een LCA wegen om zo tot een 'single score' te komen. Een bedrijf kan hiermee bijvoorbeeld bepalen welke materialen het milieu, gemiddeld genomen, het minste belasten. Dit kan belangrijke informatie opleveren om de milieuprestaties van het bedrijf te optimaliseren.

Milieuprijzen zijn gemiddelde prijzen voor gemiddelde uitstoot in Nederland. Voor specifiek locatiegebonden onderzoeken zijn milieuprijzen minder geschikt. Voor specifieke situaties op het gebied van toxiciteit, zoals bij bodemvervuiling met lood of schadelijkheid van plastic coatings op blikken verpakkingen, raden we het gebruik van milieuprijzen af. In dergelijke gevallen is het beter om een specifieke studie te doen naar de verspreiding van de toxische stoffen in het milieu, de opname in mens, plant en dier en de effecten van die opname op de menselijke gezondheid of de ecosysteem-diensten. Het werken met milieuprijzen in deze situaties is te grofmazig, gegeven de onzekerheden die er bestaan.

Handleiding Handboek Milieuprijzen

Dit handboek valt in drie delen uiteen. Deel 1, Hoofdstukken 1 tot 3, bevat de gebruikershandleiding. Hierbij wordt verantwoording afgelegd over het onderzoekstraject, worden de uitgangspunten op hoofdlijnen besproken en de milieuprijzen voor de belangrijkste stoffen gepresenteerd. Deel 2, Hoofdstukken 4 tot 6 bevatten een gedetailleerde uitwerking van de bepaling van milieuprijzen op elk milieuthema en elk gekozen endpoint. Hierin verwoorden we de keuzes die zijn gemaakt in dit handboek en bespreken we de relevante literatuur. Het derde deel zijn de Bijlagen waar op onderdelen verdere verdieping wordt geboden. Bijlage I bevat bijvoorbeeld de milieuprijzen voor emissies van meer dan 250 milieugevaarlijke stoffen naar lucht, bodem en water. In totaal zijn er in dit onderzoek milieuprijzen bepaald voor meer dan 2.000 milieugevaarlijke stoffen. Deze milieuprijzen zijn op stofnummer (CAS-nummer) en alfabet op te zoeken op www.ce.nl/milieuprijzen (beschikbaar vanaf september 2017).



DEEL 1: GEBRUIKERSDEEL



1 Inleiding

1.1 Achtergrond

In moderne samenlevingen worden steeds meer goederen en diensten via markten verhandeld. Als we in een winkel komen zien we prijzen van een heleboel producten. Op basis daarvan beslissen we of we Product A of B aanschaffen, of allebei, of helemaal geen producten willen meenemen uit deze winkel. Een winkel is op te vatten als een markt. Maar niet alleen in winkels spelen prijzen een belangrijke rol. Op beurzen worden prijzen gebruikt om te handelen in bedrijven, goederen, fysieke producten en financiële producten zoals derivaten. Via internet staan elke minuut miljarden prijzen tot onze beschikking. Op basis daarvan nemen handelaren, investeerders, bedrijven, consumenten, producenten beslissingen over aankoop of verkoop.

Marktprijzen zijn dus een belangrijke sturende variabele voor het economisch proces. Prijzen geven aan wat de consument bereid is te betalen voor dat product of dienst. Als de prijs stijgt, zullen over het algemeen minder consumenten het product willen kopen. De prijs geeft voor de marginale consument precies het inkomen weer dat hij bereid is te spenderen aan dat product of dienst. Daarmee geven de prijzen in principe de waarde weer die de samenleving, aan de marge, overheeft voor dat product of dienst.

Niet alle goederen of diensten worden echter via markten verhandeld. Sommige goederen of diensten, zoals veiligheid, fatsoen, dijken, vrije tijd, mooie natuur of een schoon milieu worden niet direct via markten verhandeld. Er bestaat geen directe 'prijs' voor deze zaken. Toch zal iedereen vinden dat ze belangrijk zijn voor de welvaart van de burgers in een land. Een onveilig land, zonder fatsoensnormen, waar niemand vrije tijd heeft en waar overstromingen plaatsvinden in een zwaar vervuild gebied en zonder enige natuurwaarden lijkt op niets minder dan de hel van Dante.

Hoewel milieukwaliteit dus positieve effecten heeft op de welvaart, bestaat er geen prijs voor. Omdat er in de samenleving gebruik wordt gemaakt van economische analysetools, zoals investerings-, rendements- of kosten-baten-analyses, ontstaat de behoefte om de welvaartswinst van een schoon milieu ook in een prijs uit te drukken, waarmee rekening kan worden gehouden bij economische afwegingen. Milieuprijzen doen dit. Milieuprijzen geven een waardering voor milieukwaliteit door te kijken naar wat mensen bereid zouden zijn om te betalen voor milieukwaliteit *alsof* er een markt voor zou bestaan.

Milieuprijzen zijn impliciete prijzen: de prijs voor milieukwaliteit kan niet direct op de markt worden bepaald en zal dus berekend moeten worden. Er zijn sinds de late jaren '60 diverse studies verschenen die hebben getracht om een waarde toe te kennen aan luchtvervuiling en geluidsoverlast (zie (Hoevenagel & De Bruyn, 2008) voor een overzicht van studies in Nederland). De meeste studies gaan hierbij uit van de *schade* die milieuvervuiling veroorzaakt. Milieukwaliteit wordt dan gewaardeerd aan de hand van een inschatting van de schade die ontstaat ten gevolge van emissies en andere aanpassingen aan het natuurlijke kapitaal.



CE Delft heeft sinds 1997 zogeheten Schaduwprijzen gepubliceerd (CE Delft, 1997); (CE Delft, 1999); (CE Delft, 2002); (CE Delft, 2010). Schaduwprijzen geven de waarde voor het milieu weer aan de hand van de marginale kosten die gemaakt moesten worden om aan de doelstellingen uit het milieubeleid te voldoen. Bij de herziening in 2010 is deze set uitgebreid naar een schatting van de *schade* die milieuvervuiling veroorzaakt. Het laatste Handboek Schaduwprijzen uit 2010 van CE Delft publiceerde voor meer dan 400 milieu-gevaarlijke stoffen de bijbehorende schaduwprijzen naar lucht, bodem en water. Dit Handboek is veelvuldig gebruikt, zowel bij milieujaarverslagen (NS, 2014) bij kwantificering van de milieu-effecten bij kosten-batenanalyses (zie bijvoorbeeld (Buck Consultants, 2012) of (ECN; SEO, 2013) of externe kostenschattingen (zie bijvoorbeeld (Allacker & Nocker, 2012)), bij kwantificering van het milieubelang bij, bijvoorbeeld, fusies (Kloosterhuis & Mulder, 2013) en bij tools ter bevordering van milieubewustzijn bij het midden- en kleinbedrijf, zoals de Milieubarometer (Stimular, 2016).

Anno 2017 zijn de prijzen uit het Handboek Schaduwprijzen (CE Delft, 2010) echter verouderd om drie redenen. Allereerst is er met de publicatie van de Algemene Leidraad MKBA (CPB; PBL, 2013) een nieuw raamwerk ontwikkeld rondom MKBAs en het waarderen van externe effecten. Het oude raamwerk, zoals dat is uiteengezet in het Handboek Schaduwprijzen 2010, voldeed niet langer. Daarnaast werden met de actualisatie van de Werkgroep Discontovoet (2015) nieuwe voorschriften van kracht omtrent de hoogte van de discontovoet en het waarderen van effecten op de gezondheidszorg en natuur die invloed hebben op de milieuprijzen. Tot slot is er ook nieuw onderzoek verschenen over gezondheidseffecten van milieuvervuiling en de impact van milieuvervuiling op andere aspecten relevant voor de sociale welvaartsfunctie.

Om deze redenen heeft het ministerie van I&M aan CE Delft gevraagd om een update van het Handboek Schaduwprijzen te verzorgen en deze voor een breed publiek toegankelijk te maken. Dit handboek geeft daarbij de methodologische onderbouwing van de ontwikkeling van de set van milieuprijzen.

1.2 Wat zijn milieuprijzen?

Milieuprijzen zijn kengetallen die de maatschappelijke marginale waarde voor het voorkomen van milieuvervuiling berekenen en uitdrukken in euro's per kilogram vervuilende stof. Milieuprijzen geven daarmee de welvaartsverliezen die optreden indien er één extra kilogram van de stof in het milieu terecht komt. Milieuprijzen zijn daarmee vaak gelijk aan de externe kosten. Overigens kunnen milieuprijzen ook worden toegepast op niet-stoffelijke vervuiling, zoals geluidshinder. In dergelijke gevallen is de milieuprijs gesteld in euro's per eenheid hinder (bijvoorbeeld gemeten in decibel).

Omdat er geen markt voor milieukwaliteit bestaat kunnen milieuprijzen niet direct empirisch worden waargenomen, maar moeten ze worden berekend aan de hand van onderzoek naar menselijke voorkeuren voor het gevrijwaard zijn van de effecten van milieuvervuiling. Het Handboek Milieuprijzen biedt een onderzoekskader en methodiek om de maatschappelijke waarde die aan milieukwaliteit wordt gegeven van een prijs te voorzien.

1.3 Gebruik Milieuprijzen

Milieuprijzen worden frequent gebruikt bij studies en praktische applicaties, zowel voor de overheid als bij het bedrijfsleven. Grofweg kan men drie gebruiksdoelen omschrijven:

1. **Maatschappelijke kosten-batenanalyses (MKBA):** bij veel economische afwegingen spelen milieu-effecten een belangrijke rol. Denk aan het aanleggen van een weg waarbij naast de rentabiliteit van de weg ook gekeken moet worden naar neveneffecten, zoals milieuvervuiling. Door de milieuvervuiling te waarderen met milieuprijzen ontstaat er een vergelijkbare maatstaf voor milieu-effecten als de financieel-economische gegevens en kan worden berekend of de totale effecten van die weg aanleggen tot welvaartswinsten leiden of niet.
2. **Maatschappelijk verantwoord ondernemen (MVO) en benchmarking:** een bedrijf of organisatie staat niet alleen in de wereld maar maakt onderdeel uit van de bredere samenleving. De laatste jaren is er een groeiende aandacht om de invloed van het bedrijf op hun omgeving in cijfers uit te drukken. Milieuprijzen kunnen behulpzaam zijn bij het kwantificeren van de invloed van het bedrijf op het milieu. Ze worden gebruikt bij milieujaarverslagen om de sociale of ecologische winst- en verliesrekening op te stellen (zie bijvoorbeeld het NS-jaarverslag van 2014). Daarnaast kunnen de Milieuprijzen ook worden gebruikt om de prestaties van een bedrijf of organisatie te vergelijken met andere bedrijven of organisaties op het gebied van milieu. Dit gebeurt bijvoorbeeld bij de Milieubarometer voor het Midden- en Kleinbedrijf van Stichting Stimular.
3. **Weging bij levenscyclusanalyse (LCA):** bij milieukundige analyses (zoals levenscyclusanalyse of environmental impact assessment) worden de effecten van een product op mid- of endpointniveau weergegeven. Door te werken met milieuprijzen kunnen vervolgens alle midpoints bij elkaar worden opgeteld. Hierdoor ontstaat een impliciete 'weging' van midpoints of endpoints¹. Een bedrijf kan hiermee bijvoorbeeld zijn milieuprestaties over de keten verbeteren en milieuoverwegingen meenemen bij materiaal- of productkeuzes.

1.4 Doel en reikwijdte onderzoek

1.4.1 Doel onderzoek

Het doel van dit onderzoek is vierledig:

1. Het ontwikkelen van een set van milieuprijzen als een wetenschappelijke verantwoorde consistente set van waardering van milieu-effecten op stof-, midpoint- en endpointniveau voor Nederland.
2. Deze set zo uitgebreid mogelijk te laten zijn qua milieu-effecten en aantal stoffen die worden meegenomen.
3. Deze set toepasbaar te maken voor gebruik in MKBA, MVO en LCA en waar nodig aparte aanpassingen te maken voor de specifieke toepassingen.
4. Deze set breed toepasbaar te maken met een interactieve userinterface die integratie van het Handboek Milieuprijzen voor alle soorten gebruikers waarborgt.

¹ De ISO-norm 14040-44 voor LCA ondersteunt weging niet voor vergelijkende LCAs. De aanbeveling is om vergelijkingen op midpointniveau uit te voeren.



1.4.2 Reikwijdte

De milieuprijzen zijn gebaseerd op schadekosten. Door de schade die milieuvervuiling veroorzaakt op diverse endpoints te bepalen en te waarderen kan een waardering voor de *additionele* schade die een kilogram extra emissie veroorzaakt worden bepaald.

De milieuprijzen gerapporteerd in dit onderzoek betreffen *gemiddelde* prijzen in 2015 per kilogram emissie vanuit een *gemiddelde* bron op een *gemiddelde* locatie (met bijvoorbeeld een gemiddelde bevolkingsdichtheid met een gemiddeld inkomen). Milieuprijzen zijn daarom ruwe schattingen die geen opgeld doen voor specifieke gevallen. Voor fijnstof en geluid zijn er tevens specifieke waarderingen voor verkeer gerapporteerd in dit handboek. In principe geven de schaduwprizen de maatschappelijke waarde van milieuvervuiling weer voor emissies in 2015. Voor gebruik in de toekomst gelden een aantal specifieke richtlijnen (zie Hoofdstukken 3 en 5).

1.4.3 Toepassing

Er worden in dit Handboek vier sets van milieuprijzen gerapporteerd:

- A+B): Een onder- en bovenwaarde van de schattingen opgezet volgens economische principes die gebruikt kunnen worden bij onder meer MKBAs. De bandbreedte in deze schattingen geven de onzekerheid weer in de waardering van mensen voor milieukwaliteit die expliciet dient te worden meegenomen in een MKBA volgens de richtlijnen van de Algemene Leidraad (CPB; PBL, 2013).
- C) Een centrale waarde opgezet volgens economische principes die door bedrijven gebruikt kan worden bij hun MVO-inspanningen.
- D) Een centrale waarde die gebruikt wordt als weegfactor bij LCAs. Deze waarde lijkt zeer op C, maar de effecten voor toekomstige generaties worden minder verdisconteerd en tellen dus zwaarder mee.²

1.5 Afbakening

Dit onderzoek presenteert sets van milieuprijzen en weegfactoren die gebruikt kunnen worden als kengetallen in economische en milieukundige analyses. Deze milieuprijzen zijn gemiddelde waarden voor emissies uit Nederland, afkomstig uit een gemiddelde bron, in 2015. Er worden binnen dit project richtlijnen ontwikkeld *welke* set van Milieuprijzen of weegfactoren gebruikt dienen te worden, afhankelijk van de gebruikersvraag. De analysetools die onderscheiden worden zijn: externe kostenschattingen en maatschappelijke kosten-batenanalyses, levenscyclusanalyses en tools ten behoeve van maatschappelijk verantwoord ondernemen, zoals benchmarking. Het onderzoek omvat evenwel geen gebruikershandleiding hoe deze tools dienen te worden opgezet. Derhalve komen typische vraagstukken die in deze analyses spelen (zoals systeemafbakening, gevoeligheidsanalyses, verdelingseffecten, allocatievraagstukken, etc.) hier niet aan bod. Voor kosten-batenanalyses verwijzen wij naar de Algemene Leidraad MKBA (CPB; PBL, 2013) en de Werkwijzers Milieu (CE Delft, forthcoming) en natuur (Arcadis en CE Delft, forthcoming).

² Deze waarde is meegenomen omdat in LCAs meestal wordt gekarakteriseerd op een hiërarchisch wereldbeeld, waarin de meeste effecten worden meegenomen over een niet-verdisconteerde tijdshorizon van 100 jaar, terwijl economische waardering meer overeenstemming vertoont met het individualistische wereldbeeld. Zie ook Bijlage A.3.



Dit onderzoek is ook niet op te vatten als een allesomvattend handboek voor het waarderen van milieugoederen of een tekstboek voor weging van milieu-impacts. Het doel van dit onderzoek is om te komen tot concrete en consistente sets van Milieuprijzen en weegfactoren die praktisch kunnen worden gebruikt. Deze inschatting is door CE Delft gedaan op basis van de best mogelijke wetenschappelijke inzichten. Deze inschattingen zijn voorgelegd en besproken met de begeleidingscommissie waarin vertegenwoordigers van de planbureaus en wetenschappelijke experts zitting hadden. De inschattingen zijn aangepast aan de hand van de opmerkingen. Bij de keuze voor methoden hebben we ons gericht op wat op dit moment als *mainstream* kan worden beschouwd in de wetenschap rondom waardering, karakterisatie en weging - met een lichte voorkeur voor wat *recent* is. Er bestaan derhalve *andere* methodes van waardering en weging die hier wel zullen worden benoemd (en van een referentie worden voorzien) maar waarbij wij slechts in beperkte mate de discussie zullen aangaan of de door ons gekozen methode beter is. Aangezien de literatuur rondom waardering en weging zeer uitgebreid is, zou het ook niet doenlijk zijn om alle gevolgde methoden samen te vatten. De gebruiker van de Milieuprijzen of weegfactoren die in dit Handboek worden ontwikkeld, dient derhalve zelf een afweging te maken of de hier gepresenteerde cijfers te verkiezen zijn boven cijfers die in andere publicaties vermeld zijn.

De Milieuprijzen worden in dit onderzoek uitgedrukt in €/kg emissie, tenzij anders aangegeven.³ De Milieuprijzen zijn bepaald als gemiddelde waarden voor Nederland. De keuze of deze gemiddelde waarden kunnen worden gebruikt in een tool, zoals kosten-batenanalyse of levenscyclusanalyse, moet steeds door de gebruiker van Milieuprijzen worden beantwoord. Aangezien de rechtvaardiging van deze keuze steeds zal afhangen van de specifieke vraag waarvoor Milieuprijzen worden gebruikt, kan de vraag of het gebruik van nationale gemiddelde cijfers gerechtvaardigd is, niet door ons worden beantwoord in dit onderzoek. Lokale omstandigheden zoals bevolkingsdichtheid, reeds aanwezige vervuiling en lokaal geldende grenswaarden kunnen ervoor zorgen dat de hier gepresenteerde cijfers niet altijd goed toepasbaar zijn op de lokale schaal (bijvoorbeeld gemeente of provincie). Neveneffecten in andere landen, zoals ontwikkelingslanden, kunnen met deze Milieuprijzen ook niet worden bepaald.⁴ Tot slot hangt het gebruik van Milieuprijzen ook sterk af van de bron van vervuiling: transportemissies kennen bijvoorbeeld een veel hogere schade aan de menselijke gezondheid dan de gemiddelde emissies, doordat de emissie op lage hoogte plaatsvindt. Gebruik van deze gemiddelde waarden om de schade van transportemissies te bepalen zal daarom zeker leiden tot een onderschatting. Omdat we deze zaken wel van belang achten bij het gebruik van Milieuprijzen geven we in dit Handboek wel een inschatting van wat gebruik van deze cijfers voor transportvraagstukken kan betekenen.

De hier gepresenteerde milieuprijzen en weegfactoren worden (uiteindelijk) steeds weergegeven als onder-, boven- en centrale waarden. We beseffen terdege dat dit een schijnzekerheid impliceert. De Milieuprijzen zelf zijn bepaald aan de hand van een veelvoud van onzekere factoren. De formele behandeling van onzekerheid in dit onderzoek (zie Bijlage H) laat zien dat de variatie zeer groot is - dermate groot dat het gebruik van Milieuprijzen op het eerste gezicht moet worden ontraden. Dit geldt niet alleen voor de prijzen hier ontwikkeld maar ook voor andere waarderings- of weegmethoden van

³ Voor geluidshinder, straling en grondstoffenuitputting gelden andere eenheden.

⁴ Hiervoor heeft CE Delft het model Benefito ontwikkeld (CE Delft, 2011).



milieugoederen (al voeren die meestal geen formele behandeling van onzekerheid uit). Het is hierbij echter kiezen tussen twee kwaden: of men gebruikt geen milieuprijzen met als consequentie dat financiële cijfers niet kunnen worden vergeleken met de milieu-impacts en de milieu-impacts onderling niet kunnen worden gewogen, of men gebruikt ze wel maar erkent dat de uitkomsten niet zeker zijn. Deze keuze zal mede afhangen van de vraag voor welk doel men de Milieuprijzen gebruikt en welke zekerheid men aan de eindresultaten wil geven. In sommige gevallen kunnen gevoeligheidsanalyses behulpzaam zijn bij het inzichtelijk maken van die onzekerheid.

1.6 Relatie met andere onderzoeksmethoden om tot monetaire waardering van milieuschade te komen

1.6.1 Het oude Handboek Schaduwrijzen

Het Handboek Milieuprijzen 2017 vervangt de waarderingen uit het oude Handboek Schaduwrijzen uit 2010. In vergelijking met het vorige Handboek Schaduwrijzen zijn de belangrijkste wijzigingen:

- Er wordt nog maar één methode van milieuprijzen ontwikkeld, voornamelijk op basis van schadekosten. Toepasbaarheid van preventiekosten voor doelstellingen die al zijn afgesproken wordt losgelaten, met uitzondering voor klimaatverandering.⁵
- Deze methode wordt toegepast op de drie perspectieven: MKBA, MVO en LCA.
- Omdat onzekerheden in MKBAs een expliciete plaats dienen te krijgen wordt er naast een centrale waarde, een onder- en bovenwaarde gepresenteerd. In de Werkwijzer MKBA verschijnt de aanbeveling om een MKBA met de onder- en bovenwaarde uit te voeren. Voor berekeningen voor bedrijven (MVO) en weging (LCA) kan worden volstaan met de centrale waarde.
- De prijzen worden door de tijd heen, in reële termen, constant verondersteld voor gezondheidseffecten. Er wordt dus niet langer gewerkt met een positieve inkomenselasticiteit voor milieukwaliteit conform de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet, die door het Kabinet zijn overgenomen en die wij onderschrijven. Een eventuele hogere waardering van gezondheid ten gevolge van het inkomen wordt daarbij weggestreept tegenover het toegenomen aanbod van gezondheid dat beschikbaar komt door technologieverbetering⁶.
- De schade aan landbouwgewassen wordt gevoegd bij de waardering van natuur en niet langer bij de waardering voor schade op gebouwen. Onomkeerbare effecten op de natuur worden verondersteld om een relatieve prijsstijging van 1% per jaar te kennen, conform de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet.
- Klimaatverandering wordt, conform de aanbeveling van de Werkgroep Disconteringsvoet en de aanvullende notitie (Aalbers, et al., 2016) gewaardeerd met efficiënte prijzen uit de WLO.

⁵ Dit uitgangspunt is conform de Algemene Leidraad voor MKBAs (CPB; PBL, 2013) en de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet (Ministerie van Financiën, 2015).

⁶ De Werkgroep Discontovoet stelt dat het niet bekend is welk van deze effecten groter is. Men kan ook stellen dat de vraag naar milieukwaliteit een afnemend grensnut kent: naarmate er meer milieukwaliteit beschikbaar is, is het marginale nut van een extra eenheid milieukwaliteit tanende.

- Er zijn twee extra endpoints meegenomen: grondstoffenschaarste en hinder. Deze worden wel beschreven en waarderingsmethoden worden uitgelegd, maar hier worden geen karakterisatiefactoren voor deze endpoints opgesteld die een link leggen tussen productieprocessen, emissies en de effecten op endpointniveau. In MKBAs of waarderings voor grondstofbesparingen bij bedrijven dient men deze derhalve separaat te kwantificeren.
- De waardering voor biodiversiteit is aangepast en een specifiek Nederlandse waardering is gebruikt in dit handboek.
- Op midpointniveau is er in het nieuwe handboek wel een waardering voor ecotoxiciteit berekend en is de karakterisatiefactor voor landgebruik herberekend en aangepast aan de midpointkarakterisatiefactor.

Daarnaast zijn alle milieuprijzen grondig herzien en aangepast aan de nieuwste inzichten in de literatuur omtrent schadelijkheid van milieu-vervuilende stoffen en aan het prijspeil in het jaar 2015.

1.6.2 DuboCalc/SBK

DuboCalc is een rekenprogramma dat werken in de grond, weg en waterbouw beoordeelt op duurzaam materiaal- en energieverbruik. *DuboCalc* wordt gebruikt door RWS om verschillen in milieu-impact van aanbestedingen te identificeren, kwantificeren en in een uniforme indicator te kunnen vangen. Aannemers kunnen *DuboCalc* gebruiken als hulpmiddel bij selectie van materialen: om de milieu-impact van diverse varianten van materialen in te zien en om de impact van (delen van) hun werk te berekenen. *DuboCalc*, en de daarin beschikbare milieu-informatie, wordt dus gebruikt voor berekeningen op voorhand, als tool bij de aanbesteding van projecten.

DuboCalc berekent een gewogen milieuscore, de MilieuKostenIndicator (MKI), en laat daarnaast de resultaten zien voor een aantal milieu-effecten op midpointniveau. De MKI-waarde is gebaseerd op schaduw prijzen (preventiekosten) van onder meer (CE Delft, 2002) aangevuld met informatie van TNO (Hamelinck et al., 2007) en andere onderzoeken. De milieu-effecten in *DuboCalc* worden gewogen met de CML-karakterisatiemethode uit 2002 (Guinée, et al., 2002). De voornaamste verschillen met de hier gepresenteerde set van Milieuprijzen zijn dus de gebruikte karakterisatiemethoden en de methode van waarderen van milieugoederen waarbij *DuboCalc* gebruikt maakt van preventiekosten en het Handboek Milieuprijzen van schadekosten. In principe zou het mogelijk moeten zijn om de hier gehanteerde milieuprijzen om te werken naar waarderingsprijzen voor gebruik in *DuboCalc*, dit vergt echter aanvullend onderzoek dat buiten het bestek van de huidige opdracht valt.

1.6.3 Handbook on External Costs of Transport

In opdracht van de Europese Commissie heeft CE Delft (samen met partners) in 2008 binnen het IMPACT-project het Handbook on External Costs of Transport (CE Delft; INFRAS; Fraunhofer-ISI; University of Gdansk, 2008) opgesteld. Dit Handboek is in 2014 geüpdatet door Ricardo-AEA en partners (Ricardo-AEA; DIW econ; CAU, 2014). Het doel van het Europese Handboek is om een overzicht te geven van de aanbevolen waarderingsmethoden voor de externe kosten van transport, alsmede een lijst van milieuprijzen die voor deze effecten gehanteerd dienen te worden. Hierbij worden o.a. aanbevelingen voor de milieuprijzen voor luchtvervuilende emissies (fijnstof, NO_x, SO₂, NMVOC), klimaatemissies (CO₂) en geluid gepresenteerd.

Voor luchtvervuilende emissies worden in het Europese Handboek de milieuprijzen uit het NEEDS-project aanbevolen, terwijl voor CO₂ wordt uitgegaan van de waarden die worden gepresenteerd door Kuik et al. (2009). Bij de CO₂-prijzen gaat het daarbij om de preventiekosten voor het realiseren van de 2 °C-doelstelling in 2050. Tot slot, de milieuprijzen voor geluid worden in het Europese Handboek gebaseerd op HEATCO-waarden (in lijn met de waarden in het Handboek Schaduwprizen in 2010).

De milieuprijzen die in dit handboek worden ontwikkeld kunnen worden toegepast op verkeersvraagstukken. Omdat verkeersvraagstukken evenwel een sterk lokale component kennen waarbij de uitstootbron ook lager is dan bij een gemiddelde van Nederland, kan het zinvol zijn om de milieuprijzen die hier zijn ontwikkeld in een later stadium aan te passen en door te ontwikkelen voor schattingen die voor verkeer direct bruikbaar zijn.

1.6.4 True Cost-, Price- en Value-concepten

Recent staat het gebruik van milieuprijzen bij bedrijven flink in de belangstelling. Bedrijven kunnen milieuprijzen gebruiken om de milieugevolgen van investeringen af te wegen met financiële parameters. Het past in een trend van maatschappelijk verantwoord ondernemen, waarbij juist ook de omgevingsinvloeden van het bedrijf in kaart worden gebracht en worden meegenomen als relevant beslissingskader. Ook worden milieuprijzen gebruikt om sociale en milieujaarverslagen kwantitatief mee door te rekenen. Op dit moment zijn er veel verschillende instanties die bedrijven adviseren over hun maatschappelijke impact en daarbij berekeningen uitvoeren met een waardering voor milieuschade. Zij brengen rapporten naar buiten met resultaten van hun analyse voor externe opdrachtgevers (KPMG, 2015; True Price, 2016).

De methoden die worden gehanteerd voor het kwantificeren van de milieueffecten zijn niet altijd transparant en zijn vaak niet te herleiden tot concrete milieuprijzen. Derhalve is een vergelijking van de verschillen tussen de hier gehanteerde methoden en de methoden die in deze rapporten worden gehanteerd niet mogelijk.

Bedrijven kunnen wel de milieuprijzen die in dit handboek zijn ontwikkeld gebruiken voor het kwantificeren van de milieu-impacts, zoals ook, bijvoorbeeld, in de Milieubarometer (Stichting Stimular) gebeurt of in milieujaarverslagen.

1.7 Presentatie

1.7.1 Eenheden Milieuprijzen

Alle milieuprijzen die worden weergegeven in dit rapport hebben betrekking op emissies van milieubelastende stoffen anno 2015 vanaf Nederlands grondgebied. De milieuprijzen worden weergegeven in €/kg emissie in het prijspeil van 2015 (veelal afgekort als €₂₀₁₅). De milieuprijzen zijn te beschouwen als prijzen inclusief (gemiddelde) BTW.⁷

⁷ Dit komt omdat de prijzen gebaseerd zijn op betalingsbereidheid van consumenten en consumenten hun betalingsbereidheid uitdrukken in prijzen inclusief BTW. Zie Paragraaf 3.4.3 voor toelichting. Het betekent overigens niet dat men milieuprijzen mag afschatten met een BTW-percentage om zo tot prijzen exclusief BTW te komen.



Een deel van de emissies op Nederlands grondgebied waait over de grens heen en geeft effecten in andere landen. Effecten op inwoners uit andere landen zijn gewaardeerd tegen dezelfde waarde als de inwoners van Nederland. Een aantal effecten openbaren zich niet nu, maar pas over langere termijn. Zo openbaren gezondheidseffecten van de huidige emissies zich pas na enkele tot tientallen jaren. Voor klimaatveranderingen kunnen de emissies van nu effecten hebben die over generaties heen gaan. Alle toekomstige effecten van emissies nu zijn impliciet en expliciet verdisconteerd in de berekeningen, waarbij voor de expliciete verdiscontering een discontovoet van 3% is gehanteerd, in overeenstemming met de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet (Ministerie van Financiën, 2015).

1.7.2 Afronding eenheden

De hier gevonden milieuprijzen zijn afgerond tot een zwevendekommagetal met drie decimalen voor de centrale waarde.⁸ Een dergelijke mate van precisie levert uiteraard een schijnzekerheid op in de huidige rapportage. Omdat milieuprijzen evenwel verder gebruikt worden in, bijvoorbeeld, kosten-batenanalyses (waarbij de hier gevonden waarden gemakkelijk met een miljoen of meer vermenigvuldigt moeten worden) hebben wij gemeend de keuze van afronding over te laten aan de gebruiker van onze milieuprijzen. De gebruiker kan dan zelf de keuze maken tot welk niveau hij de gevonden uitkomsten van zijn berekeningen wil afronden. Wij hebben gemeend dat het meer overeenkomstig het gebruik van de milieuprijzen is als wij niet zelf al een afronding bepalen die wij verantwoord achten.

1.7.3 Leeswijzer Rapport

Dit rapport valt in drie delen uiteen. Deel 1, Hoofdstukken 1 tot 3, bevat de gebruikershandleiding. Hierbij wordt verantwoording afgelegd over het onderzoekstraject, worden de uitgangspunten op hoofdlijnen besproken en de milieuprijzen voor de belangrijkste stoffen gepresenteerd. In Hoofdstuk 2 worden de algemene methodologische achtergronden van het Handboek Milieuprijzen besproken. Hoofdstuk 3 bevat concrete aanwijzingen wanneer en hoe de milieuprijzen gebruikt kunnen worden voor specifieke groepen gebruikers. Daarbij onderscheiden we gebruik in MKBAs, als weegfactor in LCAs en door bedrijven bij MVO als specifieke gebruikerservaringen.

Deel 2 van dit onderzoek, de Hoofdstukken 4-6, gaat in meer detail in op de bepalingsmethodiek van milieuprijzen. Hoofdstuk 4 geeft het generieke overzicht dat verheldert welke zaken zijn veranderd ten opzichte van het vorige Handboek Schaduwrijzen en welke aanpassingen zijn doorgevoerd bij het bepalen van de milieuprijzen. Hoofdstuk 5 en 6 bevatten vervolgens een nadere uitwerking op respectievelijk end- en midpointniveau van de schattingen. Hoofdstuk 5 behandelt de waardering van de gevolgen van milieuvervuiling op de endpoints menselijke gezondheid, ecosysteemdiensten, materialen en gebouwen, grondstoffenschaarste, klimaatverandering en hinder. Besproken wordt welke waarderingsgrondslagen zijn gebruikt en in hoeverre deze afwijken van wat in 2010 is gebruikt. Hoofdstuk 6 geeft vervolgens per milieuthema aan hoe de milieuprijzen zijn geconstrueerd. Hierbij komen de milieuprijzen op thema's als verzuring, vermesting, fijnstofvorming, smogvorming en geluid aan bod.

⁸ Het zwevendekommagetal van drie decimalen: 145; 14,5; 1,45; 0,145 geeft dan dezelfde mate van precisie weer.



In Deel 3, de Bijlagen, worden technische details uitgewerkt en nadere verdieping gegeven omtrent de keuzes die zijn gemaakt in dit handboek. Bijlage A bevat meer informatie over de techniek van karakterisatie en weegfactoren. Bijlage B bevat een analyse van de waardering van gezondheid. Bijlage C kijkt naar de gehanteerde modellen in de Impact Pathway-benadering, Bijlage D werkt de waarderingen van grondstoffenschaarste verder uit, Bijlage E die van biodiversiteit en in Bijlage F wordt de waardering van geluid verder toegelicht. In Bijlage G wordt in meer detail verklaard hoe we de schadeschattingen van individuele stoffen hebben verdeeld over de diverse milieuthema's en in Bijlage H worden de milieuprijzen onderzocht op hun onzekerheidsmarges. Tot slot wordt in Bijlage I een lijst gegeven van de waarderingen van de emissies meer dan 250 milieugevaarlijke stoffen naar bodem, water en lucht.

1.7.4 Web-based tool

Naast het verschijnen van dit rapport komt ook een web-based tool uit waarbij de gebruiker de schaduwrijzen die in dit project zijn berekend kan opzoeken. Deze tool is kosteloos te gebruiken. De tool kan worden gevonden op: www.ce.nl/milieuprijzen (beschikbaar september 2017). Hier zijn milieuprijzen bepaald voor meer dan 2.000 milieugevaarlijke stoffen. Het huidige rapport kan daarbij als technisch achtergronddocument voor de tool worden gezien.

1.8 Verantwoording

1.8.1 Begeleiding

Dit handboek is opgesteld tussen januari 2016 en april 2017. Begeleiding van dit onderzoek was in handen van de opdrachtgevers: Karel Zeldenrust en Robin Hamerlinck van het ministerie van I&M.

Diverse malen is het onderzoek besproken en becommentarieerd in de klankbordgroep die conceptstukken schriftelijk en mondeling heeft becommentarieerd. De klankbordgroep bestond uit Karel Zeldenrust (I&M), Mark Overman en Frans Duinhouwer (I&M), Joop van Bodegraven en Marcel Klok (EZ), Eric Drissen en Gusta Renes (PBL), Gerbert Romijn (CPB), Marian Bertrums, Rob van de Veeren en Anna Krabbe Lugner (RWS), Rob Maas (RIVM) en Martin Linssen (Financiën).

Naast de klankbordgroep was er een formele expertisegroep ingesteld, bestaande uit Mark Goedkoop (PRé Consultants) en Bert van Wee (TU Delft), die heeft bijgedragen aan dit onderzoek middels commentaar en nuttige suggesties.

Wij zijn zowel de begeleiders, leden van de klankbordgroep als de experts zeer dankbaar voor de door hen geleverde inspanningen. Uiteraard dragen alleen wij verantwoordelijkheid voor de hier gepresenteerde zienswijzen en resultaten.

1.8.2 Expertise

Dit onderzoek betreft primair een literatuuronderzoek. Niet alles hebben wij echter kunnen achterhalen uit de literatuur. Wij hebben bij het uitwerken van de vele vragen in dit onderzoek gebruik gemaakt van informatie van de diverse (internationale) experts op dit gebied, veelal via e-mail. In het kader van dit onderzoek hebben de volgende personen belangrijke informatie verstrekt ten behoeve van ons onderzoek:

- Prof. dr. Ari Rabl ARMINES/Ecole de Mines;
- Prof. Ståle Navrud (Agricultural University of Norway);
- Prof. dr. Christopher Murray;
- Daniel Sutter, INFRAS (Zurich);
- Till Bachman, Jonathan van der Kamp (EIFER, Karlsruhe, Germany);
- Kees Peek (RIVM);
- Rob Aalbers (CPB);
- Hans Nijland, Hans Hilbers, Gerben Geilenkirchen en Arjan Ruijs (PBL).
- Milan Scasny, Charles University Prague.

Wij danken hen voor hun bereidwilligheid om onze vragen te beantwoorden en met ons uitgangspunten te bediscussiëren - uiteraard dragen zij op geen enkele manier verantwoordelijkheid voor de hier gepresenteerde resultaten.

1.8.3 Errata en eerdere versies

Van dit handboek is een eerdere versie online geweest (Handboek Milieuprijzen 2016). Ten opzichte van die versie zijn de volgende veranderingen doorgevoerd:

- CO₂-prijzen voor het 2°C-gradenscenario stonden afgerond in de samenvattende tabel en in Paragraaf 6.3, en niet-afgerond in Hoofdstuk 3. We gebruiken nu alleen afgeronde prijzen, dus de prijzen in Hoofdstuk 3 zijn ook afgerond. Dit is conform de notities van CPB/PBL over CO₂-beprijzing in het 2°C-gradenscenario.
- Alle milieuprijzen zijn in dit handboek inclusief (impliciete) BTW berekend. Voor broeikasgassen is de waardering dus inclusief 18% (gemiddeld) BTW gemaakt. In de tabellen waarbij uitsluitend broeikasgassen voorkomen is echter gerekend exclusief BTW omdat deze zo beter aansluiten bij de literatuur daarover.
- Er is een duidelijker onderscheid gemaakt tussen weging en waardering met midpointprijzen.
- Er zijn diverse tekstuele wijzigingen doorgevoerd. In enkele gevallen is een verhelderende zin of voetnoot toegevoegd omdat de desbetreffende passage tot discussie leidde.
- Bij de berekeningen van de milieuprijzen zijn diverse kleinere aanpassingen gedaan (zoals het afronden pas aan het einde van de berekeningen en niet halverwege) en zijn de berekeningen opnieuw minutieus nagelopen. Hierdoor zijn de milieuprijzen een klein beetje veranderd. De verschillen in prijzen zijn relatief klein en in de meeste gevallen beneden de 5%.
- Bij de bepaling van toxicologische effecten op men- en milieu is er ditmaal een onderscheid aangemaakt tussen de onder- en bovenwaarde, waarbij bij de onderwaarde voor verspreiding van zware metalen naar de bodem (en via uptake van voedselgewassen) is gewerkt met karakterisatie volgens het individualistische perspectief en in de bovenvariant volgens het hiërarchische perspectief. Voor de bepaling van de centrale waarde is gewerkt met een gemiddelde van beide perspectieven. Hierdoor is de range in uitkomsten voor de inschatting van milieuprijzen voor toxische effecten van zware metalen (op mens en milieu) heel groot, maar dit geeft een betere weergave van de onzekerheid dan eerder gekozen.



2 Methodologisch kader

2.1 Inleiding

Milieuprijzen zijn kengetallen die de betalingsbereidheid voor (de afname van) milieuvervuiling berekenen en uitdrukken in euro's per kilogram vervuilende stof. Milieuprijzen geven daarmee de welvaartsverliezen weer die optreden indien er één extra kilogram van de stof in het milieu terechtkomt.

Milieuprijzen zijn vaak gelijk aan de externe kosten. Overigens kunnen milieuprijzen ook worden toegepast op niet-stoffelijke vervuiling, zoals geluidshinder. In dergelijke gevallen is de milieuprijs gesteld in euro's per eenheid hinder (bij geluid gemeten in bijvoorbeeld decibel, bij straling in kBequerel, etc.).

In dit hoofdstuk gaan we op hoofdlijnen in op de methodologische kadering van het opzetten en gebruiken van milieuprijzen. Allereerst gaan we in Paragraaf 2.2. in een inleiding in op de economische en milieukundige betekenis van milieuprijzen. Vervolgens geven we in Paragraaf 2.3 het raamwerk van de waardering weer. In Paragraaf 2.4 gaan we nader in op het gebruik van milieuprijzen. Specifieke methodologische uitleg op het gebied van modellering en waardering zijn te vinden in de Bijlagen.

2.2 Inleiding milieuprijzen

2.2.1 Welvaartstheoretische betekenis

Waarderen van milieukwaliteit betekent dat de waarde die milieukwaliteit heeft voor de samenleving in geld wordt uitgedrukt. Omdat de waarde voor milieukwaliteit in veel gevallen niet direct valt te bepalen (bijvoorbeeld via marktprijzen) dient deze te worden berekend.

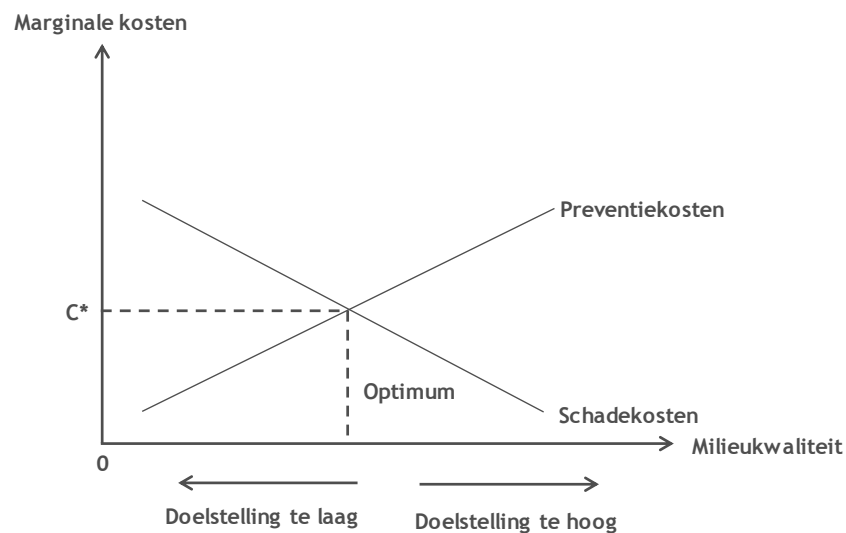
De onderzoekstraditie van het financieel waarderen van milieu-effecten voert terug op de jaren '30 toen burgers in de Verenigde Staten compensatie eisten (via de rechterlijke macht) van de zwaveldioxide-emissies van een Canadees mijnbouwbedrijf (Read, 1963). In de jaren '70 werd waardering van milieu-effecten in Nederland voor het eerst toegepast in de academische wereld op het thema geluidshinder (zie Opschoor, 1974). Sindsdien heeft waardering zijn vaste plaats verworven binnen het milieu-economische onderzoek en is er zowel veel aan methodiekontwikkeling gedaan als aan praktische waarderingsstudies (Hoevenagel & De Bruyn, 2008).

Vanuit economisch oogpunt kunnen de meeste milieudiensten niet worden geleverd op basis van marktmechanismen. We kunnen niet naar de supermarkt voor schone lucht, biodiversiteit of bescherming tegen milieurisico's. Zulke diensten zijn echter schaars, aangezien de beschikbaarheid van milieudiensten beperkt is en onze consumptie- en productieprocessen gevolgen hebben voor hun beschikbaarheid (Hueting, 1980). In economische termen kunnen we spreken van het bestaan van negatieve externe effecten: neven-effecten van productie en consumptie die invloed hebben op het welzijn van anderen zonder dat financiële compensatie wordt betaald voor het verlies van welzijn.

2.2.2 Milieuprijzen als evenwichtsprijzen

Het is interessant om ons eens voor te stellen dat er wel een markt was voor milieudiensten. Hoeveel schone lucht zouden we dan kopen? Volgens de gewone economie zou de samenleving uitkomen op een punt waar de voordelen van een extra eenheid schone lucht gelijk zijn aan de kosten van een extra eenheid vervuilingsreductie. Met andere woorden, zodra het reduceren van vervuiling duurder wordt dan de waarde die we toekennen aan schone lucht, hebben wij het 'optimale' vervuilingsniveau bereikt. Een dergelijk niveau van vervuiling is, in economische termen, Pareto-optimaal omdat er geen vervuilingsniveau kan worden gevonden met een hoger niveau van welvaart (gedefinieerd als de som van het producenten en consumenten-surplus). De bijbehorende marginale kosten worden de evenwichtsprijs genoemd voor deze categorie milieu-effecten. Ze geven aan welke waarde de maatschappij toekent aan dit soort milieu-effecten. Dit punt wordt in Figuur 2 aangegeven met C^* . Op dit punt zijn de marginale reductiekosten gelijk aan de marginale schadekosten door vervuiling.

Figuur 2 Optimaal vervuilingsniveau en bijbehorende evenwichtsmilieuprijs volgens de economische theorie



Merk op dat met verbeteringen in de kwaliteit van het milieu de marginale reductiekosten toenemen; dit weerspiegelt de algemene tendens dat milieu-vervuiling reduceren steeds duurder wordt naarmate men meer moet reduceren. Daarnaast nemen de schadekosten af naarmate er meer milieu-kwaliteit beschikbaar is. De dalende trend illustreert het afnemende marginale nut ontleend aan verbeteringen in milieukwaliteit.

Het is goed voor te stellen dat dit optimale vervuilingsniveau en de bijbehorende evenwichtsprijs uiteenlopen voor verschillende vervuilende stoffen. Allereerst omdat de kosten voor het verminderen van de vervuiling verschillen voor de milieu-effectcategorieën. Het is bijvoorbeeld goedkoper om SO_2 -emissies, die zure regen veroorzaken, met 50% te verminderen dan CO_2 -emissies, die gevolgen hebben voor de klimaatverandering. Dit houdt verband met de kosten van de desbetreffende reductietechnologieën. In de tweede plaats doordat de maatschappij verschillende milieu-effecten verschillend waardeert. De samenleving kan klimaatschade als belangrijker waarderen dan zure regen, hetgeen impliceert dat de marginale schade voor

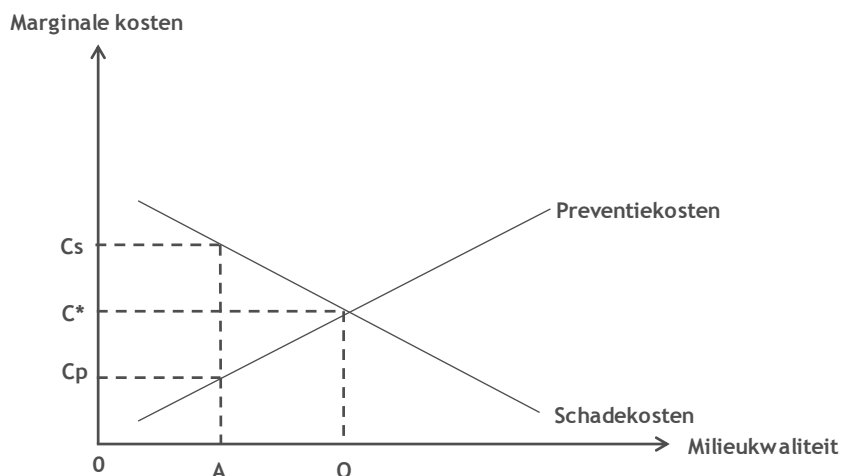
klimaatverandering groter is dan die van verzuring. De consequentie van deze (hypothetische) redeneringen zou zijn dat de maatschappij meer waarde hecht aan het verlagen van CO₂-emissies dan aan het verlagen van SO₂-emissies.⁹

2.2.3 Milieuprijzen als (externe) schadekosten

De evenwichtsprijzen geven de werkelijke economische waarde van vervuiling *als alle externe effecten geïnternaliseerd zouden zijn*. Hoewel deze prijzen in principe bepaald zouden kunnen worden en worden gebruikt voor het waarderen van emissies, wordt dit over het algemeen niet gedaan. De belangrijkste reden is dat dergelijke prijzen alleen de externe kosten voor de maatschappij van een bepaald project weergeven *indien* op dat moment sprake is van een optimaal vervuilingsniveau. Hoe meer echter de actuele situatie afwijkt van de optimale, hoe onjuister de schattingen van de extra kosten worden. In de meeste gevallen is de actuele milieukwaliteit niet optimaal als gevolg van een gebrek aan (effectief) milieubeleid. Daarom liggen de schadekosten meestal hoger dan de preventiekosten (zie ook (CE Delft, 2010) voor een vergelijking van de schadekosten met de preventiekosten).

In Figuur 3 wordt dit geïllustreerd. Stel dat de actuele milieukwaliteit zich bevindt bij A als gevolg van milieubeleid met marginale preventiekosten C_p . Het actuele niveau van de milieukwaliteit (hier geïnterpreteerd als het omgekeerde van vervuiling) ligt beneden het optimale niveau bij O. De marginale schadekosten horend bij de actuele situatie liggen daardoor bij C_s . De schadekosten C_s geven in dit geval de waarde weer die aan een kleine verandering in milieukwaliteit moet worden gegeven. C_s geeft de marginale schadekosten weer als de oneindig kleine stijging (daling) in de schade als gevolg van een oneindig kleine daling (stijging) in milieukwaliteit.¹⁰

Figuur 3 Prijzen van milieukwaliteit bij niet-optimaal niveau van vervuiling



⁹ Onder de veronderstelling van lineaire marginale schadekostenfuncties.

¹⁰ In het Handboek Schaduwrijzen 2010 werden dit de Schaduwrijzen genoemd. Formeel is de schaduwprijs de waarde van een beperking (de Lagrange-factor) bij de optimale oplossing, wat betekent dat het de oneindig kleine verandering is in de objectieve functie die veroorzaakt wordt door een oneindig kleine verandering in de beperking. De schaduwprijs is dus voor de preventiekosten de juiste benaming. Voor de schadekostenfunctie is dit evenwel een afgeleide schaduwprijs van de beperkte aanwezigheid van milieukwaliteit door beleid. Om niet in een semantische discussie verzeild te raken hebben we ervoor gekozen om de neutralere term 'Milieuprijzen' te hanteren in dit onderzoek.

Milieuprijzen geven daarmee dus de relatieve waarde van emissies aan ten opzichte van elkaar en van andere goederen in de maatschappij. Daarnaast geven milieuprijzen, in de meeste gevallen, ook gelijk de waardering voor de externe kosten van milieuvervuiling. Deze waardering is gelijk aan de Pigovianse heffing die nodig is om de externe effecten te internaliseren (Pigou 1952). Het internaliseren van externe kosten, zodat ze worden meegenomen bij de beleidsafweging, leidt, *ceteris paribus*, tot een hogere welvaart.

2.2.4 Milieuprijzen als de wegingsstap in karakterisatie

Er zijn meer dan 10.000 stoffen bekend die ons milieupotentieel negatief beïnvloeden. Sinds lange tijd zijn milieukundigen op zoek gegaan naar een manier om de grote stroom van gegevens die milieukundige analyses (kunnen) opleveren in één indicator te vangen. De manier om de informatiestroom te comprimeren is door gebruik te maken van karakterisatie en weging.

Karakterisatie is een proces waarmee men met getallen (zogenoemde karakterisatiefactoren) aangeeft hoeveel een standaardhoeveelheid van een stof bijdraagt aan een bepaald milieu-effect. Hoe hoger de karakterisatiefactor, hoe sterker de bijdrage. De stof methaan heeft bijvoorbeeld een hogere karakterisatiefactor voor het milieu-effect 'broeikas-effect' dan de stof koolstofdioxide. Dat houdt in dat een kilo methaan de aarde sterker doet opwarmen dan een kilo koolstofdioxide.

Aan de hand van karakterisatiefactoren kunnen emissies worden gegroepeerd in een aantal overkoepelende milieuthema's, zoals klimaatverandering, verzuring of 'impacts op menselijke gezondheid', de zogeheten midpoints (zie ook Paragraaf 2.3.3). Deze effecten op deze milieuthema's kunnen vervolgens echter niet onderling worden gewogen. Een onderzoeker kan dan tot de conclusie komen dat een beleidsoptie om afval te recyclen positieve effecten geeft op klimaatgebied, maar negatieve effecten op vermisting. De vraag is dan: Is deze beleidsoptie nu voordelig of nadelig voor het milieu? Ofwel: Welk milieuthema is belangrijker? Om die vraag te beantwoorden kunnen de diverse milieu-effecten met elkaar gewogen. Daarmee ontstaat een 'single score' als eindresultaat. Deze score geeft aan of het nettoresultaat van de LCA een voordeel of een nadeel geeft voor het milieu.

Weging is dus een proces waarbij de midpoints worden samengevoegd tot één uniforme indicator. Om de milieu-effecten op midpointniveau met elkaar te wegen zijn verschillende weegmethodes voorgesteld in de literatuur, onder meer gebaseerd op 'distance to target' (VROM, 1993), expertpanels (Huppes et al., 2007) of op effecten op endpoints (Goedkoop, et al., 2013). Milieuprijzen vormen hierbij een andere methode om de milieuthema's met elkaar te wegen en de milieu-effecten in een uniforme indicator samen te voegen. Deze indicator geeft dan informatie of een bepaalde maatregel, puur en alleen vanuit milieuoogpunt, aanbevelingswaardig is omdat het tot meer 'welvaart' leidt.

Milieuprijzen kunnen dus ook worden gebruikt om de milieu-effecten te wegen. Milieuprijzen geven de relatieve waarde van emissies aan ten opzichte van elkaar en van andere goederen in de maatschappij. Bij waardering van emissies, zoals gebruikt in MKBA, wordt meestal gekeken naar de waarde die de emissies hebben ten opzichte van andere financiële grootheden. Bij *weging* van de emissies gaat het echter primair om de relatie tussen emissies onderling. Deze weegfactoren kunnen dan worden gezien als de sociaal-economische gewichten die aan de diverse milieu-effecten worden toegekend.



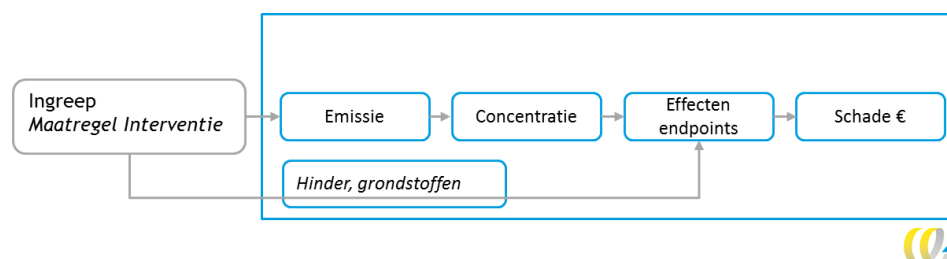
De milieuprijzen in dit handboek worden ontwikkeld aan de hand van de schadekosten en zijn consistent met de welvaartseconomie. Er zijn evenwel ook andere benaderingen die gebruikmaken van monetarisatie, zoals in de Environmental Priority Strategies (EPS) methode die in Zweden is ontwikkeld (Steen, 1999).¹¹

2.3 Algemeen raamwerkbepaling kengetallen Handboek Milieuprijzen

2.3.1 Algemeen raamwerk

Het algemene raamwerk van dit Handboek Milieuprijzen is als volgt uit te leggen (zie Figuur 4).

Figuur 4 Relevante relaties in dit onderzoek



Een bepaalde activiteit leidt tot een bepaalde ingreep in het milieu. Dit kunnen emissies zijn, hinder, of grondstoffengebruik. In het geval van emissies worden deze via lucht, bodem of water getransporteerd naar andere gebieden, waar ze bijdragen aan de concentratie van emissies. Deze concentratie leidt vervolgens tot veranderingen in voor de welvaart relevante endpoints. Deze kunnen worden gewaardeerd door kwantificering van de schade die er veroorzaakt wordt op deze endpoints. De hele relatie van emissies, hinder of grondstoffen tot aan schade is onderwerp van dit Handboek Milieuprijzen. De effectiviteit van ingrepen of maatregelen valt buiten het bestek van dit handboek.

2.3.2 Relevante endpoints

We onderscheiden in het Handboek Milieuprijzen vijf endpoints:

1. Menselijke gezondheid (ziekte en voortijdig overlijden).
2. Ecosysteemdiensten (inclusief landbouw).
3. Gebouwen en machines (het door mensen geproduceerde kapitaal).
4. Grondstoffen (voorraden van grondstoffen).
5. Welbevinden (esthetische en morele waarden).

Deze categorisering is uitgebreider dan in de literatuur te vinden is. ReCiPe onderscheidt bijvoorbeeld drie endpoints: menselijke gezondheid, ecosysteemdiensten en grondstoffenschaarste (Goedkoop, et al., 2013). De gekozen endpoints worden in detail omschreven in Hoofdstuk 5.

¹¹ De EPS-systematiek ligt dichterbij het concept 'onbetaalde kosten' waarbij de auteur WTP-waarderingen afleidt via een hiërarchie van 'principes' of 'uitgangspunten'. Verdiscontering van toekomstige effecten wordt niet toegepast. De methode legt met name voor grondstofuitputting relatief hoge waarderingen vast gebaseerd op 'herstelkosten'.

2.3.3 Relevante midpoints

Midpoints zijn de categorieën waarbij het effect van een emissie op het onderliggende milieuthema centraal staat. Verschillende handboeken binnen de milieukunde hanteren een verschillend aantal midpoints. In het Handboek Milieuprijzen sluiten we nauw aan bij de categorisering die in ReCiPe (Goedkoop, et al., 2013) wordt gehanteerd. Wij onderscheiden hierbij de volgende elf midpoints:

1. Ozonlaagaantasting.
2. Klimaatverandering.
3. Fijnstofvorming.
4. Fotochemische smogvorming.
5. Verzuring.
6. Vermesting.
7. Humane toxiciteit.
8. Ecotoxiciteit.
9. Straling (radioactief).
10. Verstoring (geluid en visuele hinder);
11. Onttrekking (landgebruik).

Deze midpoints worden in detail omschreven in Hoofdstuk 5 en komen grotendeels overeen met wat in de literatuur wordt gebruikt voor karakterisatie op midpointniveau, zie (Guinée, et al., 2002); (Goedkoop, et al., 2013); (ILCD, 2013). Ten opzichte van ReCiPe (2013) betekent dit dat wij één midpoint toevoegen: verstoring (met name geluidsoverlast). Aan de andere kant worden een aantal midpoints uit ReCiPe samengevoegd, zoals bij de behandeling van ecotoxiciteit, vermisting en landgebruik. In tegenstelling tot ReCiPe worden de effecten op de beschikbaarheid van minerale grondstoffen, water en fossiele brandstoffen niet als separate midpoints meegenomen. Deze worden in de systematiek van dit Milieuprijzen Handboek alleen op endpointniveau gewaardeerd (zie Hoofdstuk 5).

Een aantal midpoints die ook benoemd zijn in de literatuur (Guinée, et al., 2002) zijn niet meegenomen bij de behandeling van het Handboek Milieuprijzen. Het gaat hierbij primair om ingrepen die zich op het snijvlak van natuur en milieu bevinden:

- erosie van landbouwgronden;
- verzouting van landbouwgronden;
- lichtvervuiling;
- stank;
- horizonvervuiling;
- verspreiding van invasieve soorten.

Deze hebben primair effecten op de endpointecosystemen en welbevinden. Er is in veel gevallen geen directe relatie tussen emissies en deze midpoints waar te nemen. Daarnaast zijn er veelal geen gemiddelde waarden voor Nederland voor deze vormen van milieu-effecten te berekenen en zijn de effecten vaak projectspecifiek. Ook worden ze meestal niet betrokken in LCA-berekeningen. Om deze redenen zijn ze niet als midpoint meegenomen in dit Handboek Milieuprijzen. Methoden en onderzoeken om dergelijke effecten te waarderen worden wel in het endpoint Hinder (zie Paragraaf 5.7) omschreven.

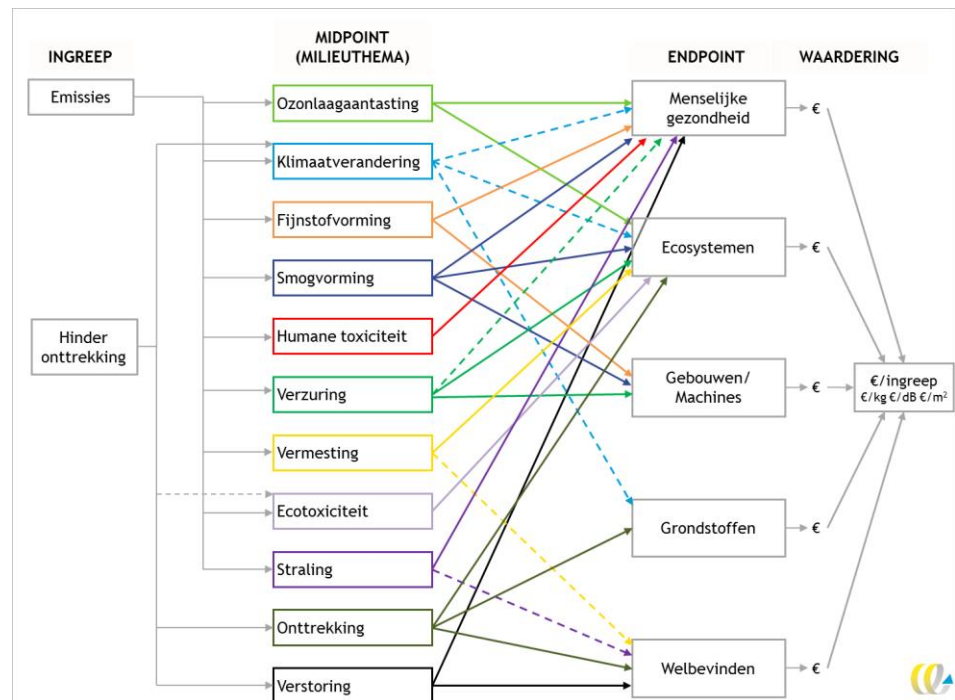
2.3.4 Relaties tussen stof, mid- en endpointniveau

De kern van het Handboek Milieuprijzen is tweeledig:

1. Het bepalen van de relaties tussen milieugevaarlijke stoffen(emissies) of verstoringen (geluidsoverlast of landgebruiksveranderingen) en de effecten op mid- en endpoints.
2. Deze endpoints te waarderen en terug te vertalen naar schade per ingreep.

Figuur 5 schetst dit raamwerk. Hierin zijn alle relaties aangegeven tussen emissies, midpoints en endpoints en hun waardering die relevant zijn voor het Handboek Milieuprijzen.¹²

Figuur 5 Relaties tussen ingreep, midpoints, endpoints en waardering in het Handboek Milieuprijzen



Noot: Ononderbroken lijnen betreffen relaties die zijn onderzocht en (deels) gekwantificeerd in het kader van dit handboek. De gestippelde lijnen betreffen relaties die niet direct als relatie zijn gekwantificeerd omdat een andere benadering is gekozen in dit handboek voor kwantificering van de effecten. Onttrekking omvat onder meer landgebruik. Verstoring omvat onder meer geluidsoverlast. Zie ook Hoofdstuk 6 voor meer toelichting.

Het endpointniveau is het niveau waarop er geen terugkoppelingseffecten meer bestaan. Daarmee is het endpointniveau bepalend voor de waardering. Op de vijf verschillende endpoints onderzoeken we in Hoofdstuk 5 de betalingsbereidheid van mensen voor een verbetering op dit endpoint door het reduceren van milieuvervuiling. Via de midpoints kunnen deze waarderingen dan worden teruggerekend naar een waardering voor het reduceren van de emissies zelf, of het voorkomen van een ingreep in het milieu (zoals bij geluid of landgebruiksveranderingen).

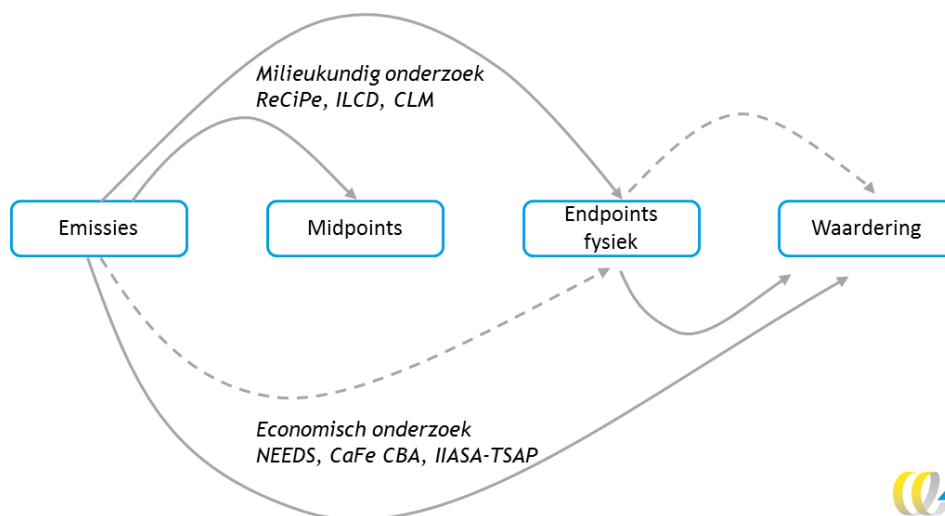
¹² Dit wil niet zeggen dat alle relaties ook daadwerkelijk kwantitatief zijn bepaald.

Er bestaat op dit moment niet één methodiek of onderzoek die deze elementen in een consistent milieukundig en welvaart economisch raamwerk bij elkaar brengt. Het Handboek Schaduwprijzen uit 2010 probeerde dat te doen door twee vormen van onderzoek met elkaar te verbinden:

1. Milieukundige onderzoek, zoals ReCiPe (Goedkoop, et al., 2013) waar aan de hand van fysisch-chemische modellen aangevuld met effectenonderzoek relaties worden bepaald tussen enerzijds stof en midpoints en anderzijds stof en endpoints.
2. Economisch waarderingsonderzoek, zoals (NEEDS, 2008a) of (Holland, 2014) waar aan de hand van verspreidingsmodellen en concentratieresponsfuncties een relatie wordt gelegd tussen het stofniveau (emissies) en de waardering per endpointniveau.

Beide vormen van onderzoek modelleren een gedeelte uit deze keten van relaties. Figuur 6 maakt dit meer inzichtelijk.

Figuur 6 Relaties tussen emissies, midpoints, endpoints, waardering en relevante onderzoeksvelden



Noot: Dun gestippelde lijn geeft aan dat deze stappen wel zijn gebruikt in het onderzoek maar niet veelvuldig worden toegepast.

Men ziet hierbij dat er enerzijds milieukundig onderzoek is zoals ReCiPe (Goedkoop, et al., 2013) waarin de primair relaties tussen emissies, mid- en endpoints worden geschetst. Deze informatie wordt gebruikt in LCA-softwarepakketten zoals SimaPro. Milieukundig onderzoek is met name heel sterk gericht op het zo precies mogelijk omschrijven van de fysisch-chemische effecten van emissies en hun relaties met de endpoints. Aan de andere kant is er veel economisch onderzoek uitgevoerd dat een prijskaartje probeert te hangen aan milieuvervuiling, zoals in de grote Europese onderzoeksprogramma's van NEEDS (NEEDS, 2008a), CAFE-CBA (AEA, 2005) en IIASA-TSAP (Amann, 2014); (Holland, 2014). De resultaten van deze onderzoeken worden gebruikt in Europese kosten-batenanalyses. Dit type onderzoek is met name bedoeld om de relatie tussen emissies en waardering zoveel mogelijk vorm te geven volgens de uitgangspunten van de neoklassieke welvaartseconomie.

Beide onderzoeken schetsen dus een relatie tussen emissies en endpoints, maar er worden verschillende accenten in uitgangspunten en detaillering gelegd. Het grote voordeel van ReCiPe is bijvoorbeeld dat er consistentie wordt betracht tussen de effecten op mid- en endpoints (Goedkoop, et al.,

2009); (Goedkoop, et al., 2013). ReCiPe, deels door de Nederlandse overheid gefinancierd, is daarmee het eerste grootschalige project dat een dergelijke consistentie (tot op zekere hoogte) heeft gewaarborgd.

Het nadeel van ReCiPe voor monetaire waardering is evenwel dat de relatie tussen emissies en endpoints uitsluitend als gemiddelde mondiale waarden worden weergegeven (of voor Europa bij gebrek aan mondiale gegevens). Ook worden de effecten niet verdisconteerd. Hierdoor kan er via ReCiPe dus geen waardering worden afgeleid die consistent is met de uitgangspunten uit de welvaartstheorie. Economische onderzoeken, aan de andere kant, leggen ook een relatie tussen emissies en hun effecten, maar doen dat op een manier die milieukundig gezien grofmazig is. Daarnaast hebben de economische onderzoeken als voornaamste nadeel dat er slechts voor een 20-tal milieu-gevaarlijke stoffen de relatie tussen emissies en de schade op endpointniveau is vastgesteld. Voor de duizenden andere milieugevaarlijke stoffen bieden deze onderzoeken dus geen bruikbare informatie.

2.3.5 Combinatie van modelmatige benaderingen

De methodiek van Milieuprijzen bestaat uit het combineren van karakterisatiemodellen, impact pathway-analyses en waarderingsmethodieken om zo te komen tot een consistente schatting van de welvaartskosten samenhangend met emissies op het stof-, midpoint- en endpointniveau. De methodiek van Milieuprijzen bestaat dus voor het grootste gedeelte uit het harmoniseren van de uitgangspunten tussen de drie onderzoeksmethoden.

De manier waarop dat gedaan is kan worden uitgelegd aan de hand van het stappenplan in Figuur 7. Hierin is te zien dat zowel karakterisatiemodellen als de impact pathway-benadering een relatie legt tussen de emissies en de effecten op endpoint. Karakterisatiemodellen, zoals ReCiPe, worden gebruikt voor de endpoints grondstoffen, ecosystemen en gezondheid.¹³ De impact pathway-benaderingen, zoals NEEDS, worden gebruikt voor de endpoints ecosystemen, gezondheid, gebouwen en hinder.¹⁴ Voor grondstoffen legt de impact pathway-benadering geen expliciete relatie en voor gebouwen en hinder leggen de karakterisatiemodellen geen expliciete relatie. Twee endpoints overlappen: ecosystemen en menselijke gezondheid. Hier dient het Handboek Milieuprijzen dus een afstemming te bewerkstelligen of een keuze te maken welke methodiek de voorkeur verdient.

Door de milieukundige en economische modellering samen te voegen en te harmoniseren ontstaat er een uniform raamwerk waarin emissies kunnen worden gewaardeerd. Hiermee worden een paar voordelen gerealiseerd:

- Aan de milieukundige karakterisatie wordt een laatste stap toegevoegd, namelijk monetarisering. Door deze monetarisering helder te definiëren als de effecten op de welvaart wordt een uniform kader geschapen waarin alle milieu-effecten op een systematische wijze tegen elkaar kunnen worden afgewogen.
- Een economische waardering van een individuele stof kan, via een juist gebruik van karakterisatiefactoren, worden uitgebreid tot een waardering voor alle stoffen met een vergelijkbaar milieu-effect op endpointniveau.

¹³ We baseren ons hierbij steeds op ReCiPe, 2013. Tijdens het schrijven van dit onderzoek is er een nieuwe ReCiPe-versie beschikbaar gekomen in januari 2017, deze is door ons niet meegenomen bij de bepaling van de milieuprijzen, omdat dit te laat in het onderzoek beschikbaar kwam.

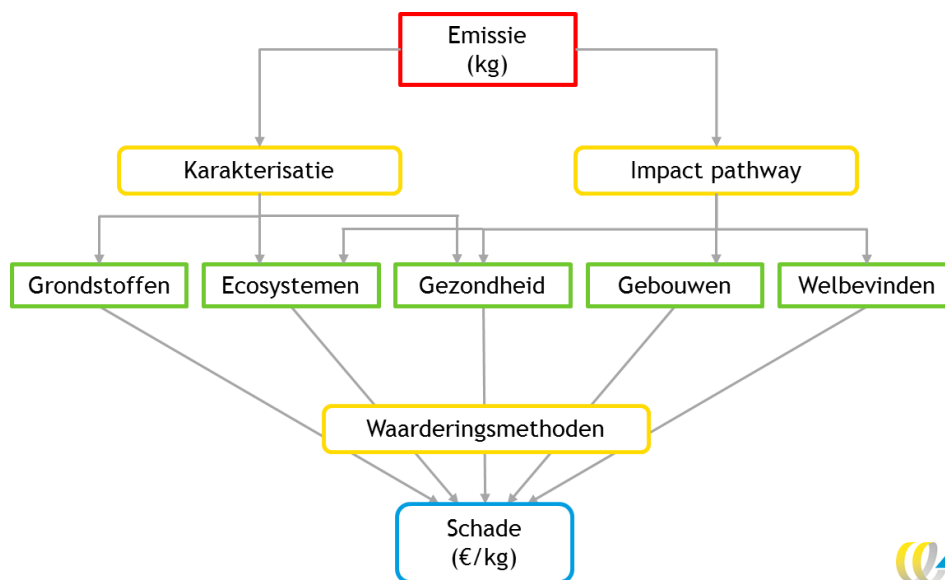
¹⁴ Hinder wordt hierbij relatief weinig onderzocht. De Impact Pathway-benadering behandelt klimaatproblemen ook als midpoint die effecten geven op de endpoints gezondheid en ecosystemen.



Hierdoor wordt het aantal stoffen waarvoor een economische waardering kan worden gevonden enorm uitgebreid.

- Door te werken met de economische waarderingstudies die gegevens over individuele landen bevatten kan de milieukundige karakterisatie land-specifiek worden gemaakt.

Figuur 7 Karakterisatiemodellen, impact pathway-analyses en waarderingsmethoden als grondslag voor het Handboek Milieuprijzen



Soms wordt de vraag gesteld of het niet beter is om schadekosten niet per kg emissie uit te drukken, maar om direct over te gaan tot waardering op endpointniveau. Effecten van milieuverontreiniging moeten echter bekeken worden vanuit een multi-emissie/multi-effect-benadering. De verschillende emissies dragen immers bij tot verschillende milieuproblemen (of thema's) die op hun beurt onderscheiden impacts hebben op de verschillende receptoren-groepen (mens, natuur, etc.). Zo draagt SO₂ zowel bij aan verzuring als aan de vorming van secundaire aerosolen, die van invloed zijn op de menselijke gezondheid. Daarom is een eenvoudige vertaalslag tussen emissies en effecten niet te maken en dient men gebruik te maken van modellen.

In Paragraaf 4.2 gaan we nader in op de manier waarop de diverse modelmatige benaderingen zijn geharmoniseerd in het Handboek Milieuprijzen. In Hoofdstuk 5 wordt een uitgebreid overzicht gegeven van de gehanteerde waarderingsmethoden.

2.4 Perspectieven en gebruik

2.4.1 Onder- centrale en bovenwaarden

In dit handboek worden milieuprijzen op stof- en op midpointniveau gepresenteerd. Op stofniveau gaat het dan om waarderungen voor emissies, zoals SO₂ of NO_x. Op midpointniveau gaat het om waarderungen van milieuthema's, zoals klimaatverandering of verzuring.

De milieuprijzen op stofniveau worden uitgedrukt in een onderwaarde, een centrale waarde en een bovenwaarde. Dit is gedaan om de onzekerheid ten aanzien van het waarderen van milieuvervuiling tot uitdrukking te laten komen

in de prijzen. De onder- en bovenwaarden worden daarbij vooral gebruikt in maatschappelijke kosten-batenanalyses voor het doorrekenen van de effecten van (overheids)beleid. Sinds het verschijnen van de Algemene Leidraad (CPB; PBL, 2013) is het expliciet de bedoeling om onzekerheden niet langer te ‘verstoppen’ in disconteringsvoeten of gevoeligheidsanalyses maar meer expliciet onderdeel te laten zijn van de kern van de MKBA zelf. Voor de kennisonzekerheid die samenhangt met het waarderen van de welvaarts-effecten van emissies wordt dus aanbevolen om met ranges te werken. Dit betekent dat we in het Handboek Milieuprijzen een **onder-** en **boven-**waarde ontwikkelen voor gebruik in een MKBA. Deze onder- en bovenwaarden zijn ontwikkeld op het niveau van de waardering van de endpoints en werken via het stelsel van relaties tussen stof- en endpoints door tot onder- en bovenwaarden op stofniveau.

Centrale waarden worden aanbevolen voor de overige gebruikers. De centrale waarde is per endpoint verschillend ingevuld en geeft de best mogelijke schatting gegeven de onzekerheid van de waarde van het endpoint (zie ook Hoofdstuk 5). Voor bedrijven die milieuprijzen willen gebruiken bij businesscases of milieujaarverslagen wordt aanbevolen om de centrale waarden te gebruiken. Het financiële jaarverslag van een bedrijf telt normaliter geen ranges of onder- en bovenwaarden. Daarom wordt met de centrale waarde van milieuprijzen aangesloten bij deze praktijk.

Voor gebruik als weegfactoren in LCA plaatsen we hier nog een extra waarde bij: de milieuprijs op midpointniveau. Hierbij wordt er een link gelegd tussen de door ons berekende milieuprijzen en de in LCAs gebruikelijke manier van karakteriseren. Met de milieuprijs op midpointniveau, berekend vanuit een hiërarchisch perspectief¹⁵, kunnen de diverse milieu-effecten in een LCA worden gewogen en van een maatschappelijke prijs worden voorzien.

2.4.2 Gebruikersperspectieven: waardering en weging als toepassing

Milieuprijzen kunnen in de praktijk op twee manieren een bijdrage leveren aan een besluitvormingsproces¹⁶:

- In analyses van de maatschappelijke effecten van investeringsbeslissingen kunnen naast financiële grootheden ook milieu-effecten meegenomen worden omdat zij, met behulp van milieuprijzen, een financiële waarde krijgen. Een voorbeeld hiervan is de uitvoering van Maatschappelijke Kosten-BatenAnalyses (MKBAs). In dit geval is het primaire doel van milieuprijzen **waardering**: een manier om de milieu-effecten te vergelijken met andere financiële grootheden om zo tot een integrale afweging te komen van alle effecten die een rol spelen bij een (investerings)beslissing.
- In milieukundige analyses kunnen de diverse geïdentificeerde milieu-impacts worden gewogen met behulp van milieuprijzen. Het gaat hier om LevensCyclusAnalyses (LCAs), Environmental Impact Assessments (EIAs) of benchmarks. Het doel is hier primair milieukundige **weging**: een manier om de diverse milieuthema's onderling met elkaar te vergelijken.

¹⁵ In het hiërarchisch perspectief worden de meeste effecten meegenomen over een niet-verdisconteerde tijdshorizon van 100 jaar. Zie ook Bijlage A.

¹⁶ Dit onderscheid in twee manieren is gericht op het gebruik van milieuprijzen en niet zozeer op de substantie: in principe is waardering namelijk ook een vorm van weging: prijzen geven namelijk aan hoe het maatschappelijke nut van een bepaald goed zich verhoudt tot het nut van een ander goed.

Waardering van milieu-effecten met milieuprijzen vindt in principe plaats in iedere MKBA die wordt uitgevoerd waarbij ook de externe effecten worden gemonetariseerd (zie bijvoorbeeld (ECN; SEO, 2013) of bij het doorrekenen van maatschappelijke businesscases bij bedrijven. Een belangrijk doel van het huidige onderzoek is dan ook om met richtlijnen te komen hoe financiële waardering zou moeten plaatsvinden (zoals uitgewerkt in de Werkwijzer Milieu) en met kentallen te komen waarmee de financiële waardering kan plaatsvinden (zoals uitgewerkt in het voorliggende Handboek Milieuprijzen).

Weging van milieu-effecten vindt soms plaats als laatste stap in een LCA om de resultaten in een uniform cijfer samen te vatten. Volgens de methodiek van het Handboek Milieuprijzen worden de welvaartseffecten van emissies gemonetariseerd op een in de welvaartseconomie gebruikelijk kader. Ook (Steen, 1999) komt met zijn EPS-systematiek (Environmental Priority Strategies in product design), tot een monetaire weging, maar de uitgangspunten zijn hier eerder gebaseerd op een monetarisering van een hiërarchie van principes dan op de welvaartseconomie.

Financiële waardering als weegmethode is frequent toegepast bij diverse LCAs en bij concrete rekentools als de Milieubarometer (voor het midden- en kleinbedrijf), DuboCalc (gebruikt bij de bouw) en bij GreenCalc (voor het vergelijken van gebouwen qua milieuprestatie). In het volgende hoofdstuk gaan we concreter in op het gebruik van milieuprijzen bij de diverse toepassingen.

2.4.3 **Bezwaren tegen het gebruik van milieuprijzen**

Milieuprijzen geven gemiddelde waarden voor milieuvervuiling vanuit een gemiddelde uitstootbron op een gemiddelde locatie in Nederland. Deze milieuprijzen kunnen dus alleen als een globaal gemiddelde worden gebruikt. Gebruik in een specifieke situatie moet worden ontraden: in dergelijke gevallen is het aan te bevelen om specifiek onderzoek te doen naar de schadelijkheid van de milieuvervuilende stof.

Economische waardering van milieu-effecten en menselijke gezondheid kunnen ook leiden tot morele bezwaren. Men kan beweren dat het onwenselijk, onjuist of moreel verwerpelijk is om aan gezondheid of natuur een prijskaartje te hangen.

Economische waardering zou intrinsieke waarden, zoals het bestaan van diersoorten of morele waarden, zoals zorg voor je naaste, aantasten. Dit is echter geenszins het geval. Economische waardering faciliteert en rationaliseert alleen keuzes tussen alternatieven waarvoor schaarse bronnen moeten worden gebruikt (tijd, geld). Als geld wordt besteed aan Alternatief A, dan kan het niet worden besteed aan Alternatief B. Bij het afwegen van deze keuzes kan zeer goed rekening worden gehouden met erkenning van intrinsieke waarden. Tenslotte moet zelfs de meest toegewijde milieubeschermer beslissen hoeveel hij of zij aan milieudoelen wil besteden en hoeveel aan zijn of haar voedsel. Als we beslissen welk deel van ons geld we willen besteden aan ontwikkelings-samenwerking, ontkennen we niet de intrinsieke waarde van mensen die in de ontwikkelingslanden wonen. Economen kijken hoeveel mensen bereid zijn te betalen voor verschillende goederen en doeleinden en daaruit leiden ze de economische waarde van die goederen af. Natuurlijk kunnen mensen het oneens zijn met de voorkeuren en (morele) waarden van andere mensen, en dus met hun betalingsbereidheid. Economen nemen echter slechts waar wat zich in de maatschappij afspeelt.



Met milieuprijzen kunnen alleen marginale waarderingen worden afgeleid. Milieuprijzen kunnen niet worden gebruikt om de totale waarde van, bijvoorbeeld, biodiversiteit op de planeet te herleiden (zie ook Costanza et al., 1997). Aan de marge worden er beslissingen genomen die invloed hebben op milieu en natuur. Milieuprijzen kunnen worden gebruikt om de invloeden die de beslissingen hebben op milieu en natuur mee te nemen in de besluitvorming. Daarbij is het ook zo dat milieuprijzen milieuvervuiling niet rechtvaardigen of legitimeren. Illegale vervuiling van het milieu moet altijd binnen de wettelijke kaders worden aangepakt.

Soms is er een misverstand rondom het waarderen van gezondheid. Het lijkt alsof met het waarderen van gezondheid er een waardeoordeel wordt uitgesproken hoeveel een mensenleven waard is en dat wordt door sommigen immoreel beschouwd. Er bestaat echter in de ethiek geen morele verplichting om levens te redden tegen alle kosten (bijvoorbeeld ten koste van iemands eigen leven). Maar belangrijker is dat economische waardering geen waardering uitspreekt over levens, maar om zogeheten *statistische* levens. Bij de beleidskeuzes waarvoor economische waardering wordt gebruikt, gaat het om marginale veranderingen in de risico's voor mensen. Als bijvoorbeeld een bepaald risico wordt gereduceerd van vijftien op een miljoen tot veertien op een miljoen voor een bevolking van een miljoen, dan is er één statistisch leven gered. Economen stellen vast dat dergelijke vergelijkende beoordelingen van risico's en mogelijke winst regelmatig worden gemaakt in het dagelijks leven, zoals bij keuzes tussen wel of niet in de auto of vliegtuig stappen, bij de keuzes voor een levensstijl met bijbehorende risico's op voortijdig overlijden. Dus hoewel het leven als zodanig onbetaalbaar is, is veiligheid in de zin van statistische risicoreductie dat niet. Daarom treedt er een economisch keuzeprobleem op bij de keuze welke risico's aanvaardbaar zijn en welke niet. Met milieuprijzen wordt deze afweging expliciet gemaakt en betrokken bij andere vormen van besluitvorming.

Sommige critici maken bezwaar tegen economische waardering met het argument dat door nadruk te leggen op de goederen van individuen, alleen rekening wordt gehouden met eigenbelang. Ze stellen dat onderwerpen zoals milieubescherming moeten worden beoordeeld op basis van publiek belang, dus naar wat het beste is voor de maatschappij als geheel (zie ook Mouters et al., 2015). Of publiek belang hetzelfde is als de som van de individuele eigenbelangen is een nog onbeantwoorde, controversiële vraag in de politieke filosofie. We kunnen alleen benadrukken dat milieuprijzen gebaseerd op betalingsbereidheid die kunnen worden gebruikt voor kosten-batenanalyses geen vervanging zijn voor een politiek proces; ze leveren alleen maar informatie over de voorkeuren van mensen, dus over hoeveel mensen bereid zijn te betalen voor een bepaalde verandering in milieukwaliteit. De politiek kan en mag daarvan afwijken.



3 Gebruik van milieuprijzen

3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk presenteren we de milieuprijzen die zijn ontwikkeld in dit onderzoek en gaan we nader in op het gebruik van milieuprijzen. Allereerst presenteren we in Paragraaf 3.2 de milieuprijzen voor enkele veelvoorkomende milieuvervuilende stoffen naar lucht, water en bodem. Vervolgens lichten we het gebruik van milieuprijzen toe aan de hand van drie gebruikersprofielen:

1. Bedrijven die een doorrekening willen van hun maatschappelijk relevante milieudruk (Paragraaf 3.3).
2. Onderzoekers die een Maatschappelijke Kosten-BatenAnalyse (MKBA) opstellen (Paragraaf 3.4).
3. Onderzoekers die milieu-effecten uit een LCA willen wegen om zo tot een 'single-score' te komen (Paragraaf 3.5).

Voor elk van deze doelgroepen zal dit hoofdstuk concrete handleidingen geven hoe de milieuprijzen kunnen worden toegepast en wat specifieke aandachtspunten zijn voor toepassing van de milieuprijzen voor dat gebruikersprofiel. We geven hierbij alleen de milieuprijzen voor enkele stoffen. Meer informatie en een concrete tool om milieuprijzen van meer dan 1.000 milieugevaarlijke stoffen te berekenen kunnen medio september 2017 worden gevonden op www.ce.nl/milieuprijzen.

3.2 Samenvattend overzicht van milieuprijzen

In deze paragraaf geven we de uitkomsten voor enkele veel voorkomende stoffen die kunnen worden gebruikt bij de waardering met milieuprijzen. Alle milieuprijzen zijn uitgedrukt in euro's per kg vervuilende stof in prijzen 2015. Voor geluid en straling zijn afwijkende maten gebruikt. Voor geluid zijn de milieuprijzen uitgedrukt in €/dB en voor straling in €/kBecquerel, wat een maatstaf voor de mate van straling van een stof is.

Zoals eerder aangegeven zijn de milieuprijzen in dit hoofdstuk gemiddelde waarden voor Nederland. De schadekosten van milieuvervuiling kunnen variëren door lokale omstandigheden (bevolkingsdichtheid) en de aard van de uitstoot van emissies (hoge schoorstenen of uitlaatgassen, etc.). Milieuprijzen houden hier geen rekening mee.¹⁷ Daarom kunnen deze milieuprijzen niet zonder meer worden gebruikt voor specifieke toepassingen voor lokale milieuvervuiling, milieuvervuiling in andere landen en/of milieuvervuiling door niet-gemiddelde uitstootbronnen. In hoofdstuk 6 wordt daar in meer detail op ingegaan en worden ook de achtergronden van de berekeningen gegeven (die in dit hoofdstuk niet aan bod zullen komen).

¹⁷ Met uitzondering van PM_{2,5}. Zie Paragraaf 6.4.



3.2.1 Milieuprijzen voor emissies naar lucht

Tabel 4 geeft de waarderingen voor de meest voorkomende milieugevaarlijke stoffen, in €/kg emissie, voor emissies naar lucht.

Tabel 4 Milieuprijzen voor belangrijke emissies naar lucht in €/kg emissie, prijzen 2015

Stof		Milieuprijzen in €/kg emissie			Relevante Midpoints**							Endpoints		
		Onder	Centraal	Boven	Fijnstofvorming	Smogvorming	Verzuring	Klimaat	Ozonlaag	HumanTox	Ecotox/Vermesting	Menelijk.gezondh.	Ecosysteemdiensten	Materialen/gebouw.
Koolstofdioxide*	CO ₂	€ 0,014	€ 0,057	€ 0,057				x				nb	nb	nb
Chloorfluorkoolstof*	CFC11	€ 99,6	€ 313	€ 336				x	x	x	x	x	x	
Ultra fijnstof	PM _{2,5}	€ 56,8	€ 79,5	€ 122	x			nb				x		x
Fijnstof	PM ₁₀	€ 31,8	€ 44,6	€ 69,1	x			nb				x		x
Stikstofoxiden	NO _x	€ 24,1	€ 34,7	€ 53,7	x	x	x	nb			x	x	x	x
Zwavel dioxide	SO ₂	€ 17,7	€ 24,9	€ 38,7	x	x	x	nb				x	x	x
Ammoniak	NH ₃	€ 19,7	€ 30,5	€ 48,8	x		x				x	x	x	
Vluchtige organische stoffen	NMVOS	€ 1,61	€ 2,1	€ 3,15		x						x	x	X
Koolstofmonoxide	CO	€ 0,0736	€ 0,0958	€ 0,152		x						x		
Methaan*	CH ₄	€ 0,448	€ 1,75	€ 1,77		x		x				nb	nb	nb
Cadmium	Cd	€ 798	€ 1159	€ 1831						x	x	x	x	
Arsenicum	As	€ 703	€ 1033	€ 1228						x	x	x	x	
Lood	Pb	€ 3967	€ 5908	€ 6596						x	x	x	x	
Kwik	Hg	€ 24770	€ 34480	€ 53630						x	x	x	x	
Formaldehyde	CH ₂ O	€ 19,3	€ 26	€ 40		x				x	x	x	x	

* Voor broeikasgassen geldt dat de waardering inclusief BTW is en dat deze oploopt in de tijd, met een prijsstijging van 3,5% per jaar vanaf de 2015-waarden. Deze waarden kunnen dus alleen voor emissies in 2015 worden gebruikt. Zie voor waardering in latere jaren Tabel 10.

** Een x betekent hier dat de stof karakteriseert op dit thema of endpoint; nb = niet bepaald omdat klimaatemissies op basis van preventiekosten en geen schadekosten zijn bepaald.

Deze milieuprijzen zijn gemiddelde prijzen voor Nederland. Voor fijnstof is de specifieke uitstootlocatie zeer belangrijk. In Paragraaf 6.4.9 en 6.4.10 gaan we nader in op de schadekosten voor fijnstof in specifieke situaties voor de industrie of het verkeer.

3.2.2 Milieuprijzen voor emissies naar water

Voor emissies naar water hebben we gekeken naar de zogeheten lijst prioritaire stoffen. Dit zijn de stoffen die de uitvoering van de milieudoelstellingen van de kaderrichtlijn water betreffen (Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009). In Tabel 5 staan de gevonden waarden voor de prioritaire stoffen, volgens de onder- midden en bovenwaarde, aangevuld met enkele vermestende stoffen.¹⁸

¹⁸ Voor de stof Di(2-ethylhexyl)ftalaat (DEHP) kon geen milieuprijs worden vastgesteld omdat hiervoor geen karakterisatiefactoren beschikbaar zijn in ReCiPe.



Tabel 5 Milieuprijzen voor emissies naar water van prioritaire en vermestende stoffen in €/kg, emissies en prijzen 2015

Stof	Milieuprijzen in €/kg emissie			Relevante Midpoints		
	Onder	Centraal	Boven	Vermesting	HumanTox	Ecotox
1,2-Dichloorpropan	€ 18,3	€ 25,1	€ 38,7		x	x
Atrazine	€ 3,3	€ 11	€ 20,9		x	x
Aldrin	€ 1645	€ 2256	€ 3487		x	x
Benzene	€ 0,0568	€ 0,0794	€ 0,124		x	x
Beryllium	€ 7,44	€ 26,9	€ 52,3		x	x
Captan	€ 0,0208	€ 0,0805	€ 0,156		x	x
DDT	€ 47,3	€ 67,4	€ 106		x	x
Dichloorvos	€ 0,19	€ 0,344	€ 0,583		x	x
Dichloromethane	€ 1,78	€ 2,44	€ 3,77		x	x
Dicofol	€ 249	€ 342	€ 529		x	x
Ethylbenzeen	€ 0,00546	€ 0,0129	€ 0,0232		x	x
Fosfor totaal (P)	€ 0,473	€ 1,9	€ 3,71	x		
Fosfaat (PO ₄)	€ 0,156	€ 0,629	€ 1,22	x		
Hexachloorbenzeen	€ 408	€ 559	€ 865		x	x
Naftaleen	€ 0,188	€ 0,289	€ 0,466		x	x
Pentachloorfenol	€ 2,15	€ 8,66	€ 16,9		x	x
Stikstof totaal (N)	€ 3,11	€ 3,11	€ 3,11	x		
Tetrachloorethyleen	€ 7,45	€ 10,2	€ 15,8		x	x
Trichloormethaan (chloroform)	€ 3,12	€ 4,27	€ 6,6		x	x
Trifluralin	€ 13	€ 18,4	€ 28,8		x	x
Zinc	€ 0,168	€ 1,14	€ 2,96		x	x

3.2.3 Milieuprijzen voor emissies naar de bodem

Emissies naar bodem kunnen plaatsvinden door afval of vermisting. Dit kan versturende effecten op ecosystemen hebben of gezondheidsrisico's voor de mens betekenen. Tabel 6 geeft de milieuprijzen van een aantal stoffen op bodemvervuiling. Eventuele effecten op het IQ door deze stoffen zijn niet gekwantificeerd. Voor zware metalen zijn de verschillen tussen de onder- en bovenwaarde zeer groot. Dit wordt in Paragraaf 6.8 nader toegelicht en heeft te maken met wetenschappelijke onzekerheid over de verspreiding van deze stoffen in de voedselketen (via opname van gewassen en dieren) en de effecten daarvan op de menselijke gezondheid. In de onderwaarde is daarbij een veel conservatievere aanname gemaakt dan in de bovenwaarde.

Tabel 6 Milieuprijzen voor belangrijke emissies naar de bodem in €/kg emissie, prijzen 2015

Milieuprijzen naar bodem	Onder	Centraal	Boven
Cadmium	€ 24,3	€ 2039	€ 6248
Arsenicum*	€ 21,6	€ 69,3	€ 168
Lood*	€ 0,107	€ 14,2	€ 43,6
Kwik*	€ 864	€ 1549	€ 2959
Nikkel	€ 0,0326	€ 0,342	€ 0,965
Formaldehyde	€ 1,51	€ 2,06	€ 3,19
P-kunstmest**	€ 0,0251	€ 0,101	€ 0,196
N-kunstmest	€ 0,227	€ 0,227	€ 0,227

* Verlies aan IQ door bodemvervuiling is niet opgenomen in deze waarden.

** Het betreft hier Europese waarden die mogelijk niet representatief zijn voor Nederland.

3.2.4 Milieuprijzen voor overige impacts

Daarnaast zijn er ook milieuprijzen voor geluidshinder en landgebruik ontwikkeld. De milieuprijzen voor geluidshinder geven de externe kosten (gezondheidsschade én overlast) ten gevolge van geluidshinder weer. Voor landgebruik worden de externe kosten ten gevolge van het verlies aan biodiversiteit door landgebruik berekend.

Voor geluid van wegverkeer kunnen de volgende milieuprijzen worden gebruikt, deze lopen op met de sterkte van geluidsbelasting:

Tabel 7 Milieuprijzen geluidsoverlast (€₂₀₁₅ per dB (Lden) per persoon per jaar) voor vervoer over de weg

Geluidsbelasting	Onder	Centraal	Boven
50-54 dB(A)	21	26	31
55-59 dB(A)	40	48	58
60-64 dB(A)	43	52	64
65-69 dB(A)	80	97	117
70-74 dB(A)	84	103	125
75-79 dB(A)	89	108	134
>= 80 dB(A)	91	111	138

Geluidsoverlast van spoorwegen wordt over het algemeen lager gewaardeerd en voor luchtverkeer hoger. Precieze waarden voor deze twee verkeersbronnen, inclusief een uitsplitsing naar schadekosten ten gevolge van overlast en gezondheid, zijn te vinden in Paragraaf 6.11.

De milieuprijzen voor landgebruik zijn te vinden in Tabel 8. Dit zijn jaarlijkse terugkerende kosten voor landgebruik voor een gemiddelde m² in Nederland.

Tabel 8 Externe kosten landgebruik in €₂₀₁₅/m² per jaar

	Laag	Centraal	Boven
Nederland	€ 0.007	€ 0.026	€ 0.050

Enkele externe kostenschattingen per landgebruikstype zijn te vinden in Paragraaf 6.12.

3.3 Gebruik van milieuprijzen door bedrijven

3.3.1 Waarom milieuprijzen?

Duurzaamheid is voor bedrijven een belangrijke randvoorwaarde voor productie. De ontwikkelingen en uitdagingen op het gebied van duurzaamheid volgen elkaar steeds sneller op. Daarbij staan bedrijven voor de opgave om de storm aan ontwikkelingen op het gebied van onderzoek, techniek en beleidskaders op een goede manier te integreren in hun bedrijfsvoering (zie Box 1).

Steeds meer bedrijven zien duurzaamheid daarbij niet alleen als een randvoorwaarde maar juist ook als een kans. Door besparing op energie- en grondstoffen en hergebruik voegen zij economische waarde toe aan hun productieproces én leveren ze een bijdrage aan een duurzame samenleving. Het inzicht ontstaat dat innovaties niet alleen kunnen worden doorgevoerd in het productieproces, maar juist ook over de hele keten. Daarin speelt de



financiële waarde (prijs) een belangrijke rol. Prijzen geven informatie over de waarde die de samenleving toekent aan producten, maar ook over de kosten om het product op de markt te brengen.

Sommige producten kennen geen prijs, maar hebben echter wel een maatschappelijke waarde. Het milieu is hiervan een voorbeeld. Het risico bestaat dat maatschappelijke winsten onvoldoende tot uiting komen in de productprijzen en dat het lastig is om afwegingen te maken tussen duurzaamheid en financiële grootheden. Milieuprijzen bieden daarin een oplossing. Milieuprijzen geven de waarde die de samenleving overheeft voor het voorkomen van milieuvervuiling weer. Met milieuprijzen worden de gevolgen van milieuvervuiling op mens, plant en dier van een prijs voorzien: de financiële waarde die de mensen aan een schoon milieu zouden geven als het in de winkel te koop zou zijn.

Box 1 **Uitdagingen en oplossingsrichtingen voor bedrijven op het gebied van duurzaamheid**



3.3.2 Gebruikerstoepassingen milieuprijzen

Milieuprijzen kunnen worden gebruikt in situaties op het gebied van Maatschappelijk Verantwoord Ondernemen (MVO). Milieuprijzen kwantificeren een deel van de duurzaamheidswinst die bedrijven kunnen boeken: het deel dat zijn weerslag heeft op het milieu en de gezondheid en het welbevinden van mens, plant en dier.

Milieuprijzen kunnen, bijvoorbeeld, in de volgende situaties worden gebruikt:

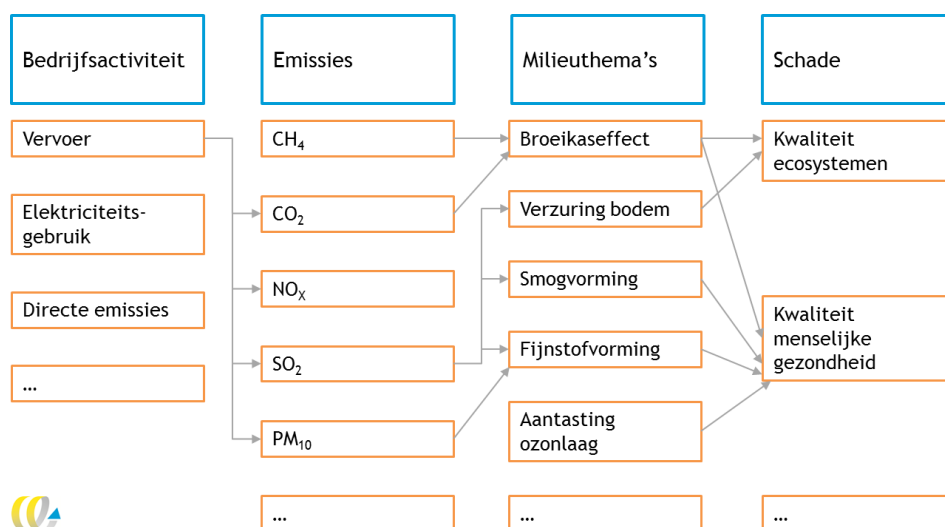
- Inzicht krijgen in de plaats in de waardeketen van het bedrijf waar de meeste milieuwinst te halen is.
- Het berekenen van de duurzaamheidswinst die te realiseren is met een andere manier van inkoop.

- Het afwegen van de extra energie-inzet van recycling tegenover minder primair materiaalverbruik.
- Het doorrekenen van investeringen op hun milieuprestatie. Dit komt overeen met het doorrekenen van een maatschappelijke businesscase.
- Het berekenen van een uniforme score op het gebied van milieu ten behoeve van het milieujaarverslag.

3.3.3 Hoe werken milieuprijzen?

Bedrijfsactiviteiten zoals vervoer, het gebruik van elektriciteit en gas of de productie van materialen en grondstoffen veroorzaken emissies van milieuschadelijke stoffen. Deze stoffen hebben verschillende effecten op het milieu. Sommige stoffen dragen bij aan het broeikaseffect. Andere stoffen zorgen voor vermisting van het land, tasten de ozonlaag aan of zijn toxisch van aard. Soms heeft emissie van een bepaalde stof zelfs meerdere milieu-effecten. Een voorbeeld hiervan is SO₂ die zorgt voor de vorming van fijnstof, smog én verzuring van de grond. Figuur 8 geeft een illustratief voorbeeld van hoe bedrijfsactiviteiten verschillende milieu-effecten veroorzaken en uiteindelijk schade opleveren aan menselijke gezondheid en ecosystemen.

Figuur 8 Relatie tussen bedrijfsactiviteiten, emissies en het milieu



Noot: Deze figuur dient enkel als een illustratief voorbeeld en biedt geen volledige inzage in milieukundige oorzaak-effect relaties.

Milieuprijzen rekenen de keten van emissies naar schade door. Milieuprijzen zijn niet behulpzaam bij de vertaling van bedrijfsactiviteit naar emissies. Daarvoor kunnen concrete tools worden gebruikt, zoals de Milieubarometer voor het Midden- en Kleinbedrijf van de Stichting Stimular. Ook kan het bedrijf eigen analyses maken. Verder kan aansluiting worden gevonden bij de rapportage naar het bevoegd gezag, of emissierapportages in het kader van het EU ETS of milieu- of emissierapportages in het kader van de E-PRTR-regelgeving.

3.3.4 Concreet gebruik van Milieuprijzen

Als de emissies bekend zijn kan met Milieuprijzen worden berekend wat de milieuschade is van de bedrijfsactiviteit of de milieuwinst van de investering. Daarbij worden de fysieke emissies (kg stof) vermenigvuldigd met de milieuprijzen (in €/kg stof) waardoor de emissies worden uitgedrukt in euro's.

De milieuprijs weerspiegelt daarbij alle effecten van de betreffende milieu-schadelijke stof op het milieu. Dus bijvoorbeeld in het geval van SO₂ zowel verzuring van de bodem, als smogvorming en fijnstofvorming. Op deze manier worden alle milieu-effecten als gevolg van de verschillende bedrijfs-activiteiten uitgedrukt in euro's.

Voor bedrijven bevelen wij het gebruik van de Centrale Waarden aan die in dit onderzoek zijn gepubliceerd. Tabel 9 geeft een overzicht van de milieuprijzen van typische emissies die moeten worden gerapporteerd in de E-PRTR-regelgeving (niet-uitputtend).

Tabel 9 Overzicht van milieuprijzen van veelgebruikte stoffen, centrale waarde in €/kg emissie naar lucht en water behorende tot de stoffen uit de E-PRTR-regelgeving

Compartiment lucht	€/kg	Compartiment water	
Fijnstof (PM ₁₀)	€ 44,6	Aldrin	€ 2256
Stikstofoxiden	€ 34,7	Arsenicum	€ 433
Zwavedioxide	€ 24,9	Atrazine	€ 11
Ammoniak	€ 30,5	DDT	€ 67,4
Vluchtige organische stoffen (NMVOS)	€ 2,1	Dichloormethaan	€ 2,44
Methaan	€ 1,75	Hexachloorbenzeen	€ 559
Cadmium	€ 1159	Kwik	€ 1980
Arsenicum	€ 1033	Naftaleen	€ 0,289
Lood	€ 5908	Pentachloorfenol	€ 8,66
Kwik	€ 34480	Trichloormethaan	€ 4,27
Tolueen	€ 3,66	Zink	€ 1,14

Milieuprijzen voor andere emissies kunnen worden gevonden in de tabellen in Paragraaf 3.2, in Bijlage I, of met de tool die te vinden is op www.ce.nl/milieuprijzen (beschikbaar vanaf september 2017). Daarbij moet voor bedrijven steeds worden gekozen voor de Centrale Waarde.

Voor klimaatemissies moet het bedrijf zelf een keuze maken welk uitgangsperspectief wordt gekozen. Hierbij is er een keuze tussen:

- huidig beleid;
- beleid dat nodig is om de 2°C-doelstelling te halen.

Indien het bedrijf de kosten van klimaatemissies wil berekenen vanuit de doelstellingen van het huidige beleid, dan kies het de daarbij behorende prijzen. Een voortzetting van het huidige beleid, met lineair oplopende reducties in het EU ETS en een voortdurende aandacht voor de inzetbaarheid van hernieuwbaar, zal meest waarschijnlijk leiden tot een opwarming van de aarde van 2,5-3,5°C aan het einde van de eeuw (Scenario Hoog in de berekeningen van CPB; PBL, 2016).

Indien het bedrijf echter wil bijdragen aan de inspanningen om de 2°C-doelstelling te halen, dan moeten de CO₂-prijzen worden genomen die behoren bij dat scenario. De CO₂-prijzen nemen toe door de tijd heen bij beide scenario's, met een prijsstijging van 3,5% per jaar (exclusief inflatie) vanaf de 2015-waarden, zoals te zien is in Tabel 10.



Tabel 10 CO₂-prijzen (excl. BTW) behorende bij twee beleidsdoelstellingen voor verschillende jaren in €/tCO₂

	2015	2020	2030	2040	2050
Huidig beleid	48	57	80	113	160
2 °C-beleid	80	95	130	180	260

Indien het bedrijf niet weet welke prijzen moeten worden gekozen, zouden wij de 2 °C-doelstelling aanbevelen omdat deze het meest overeenkomt met de uitgangspunten van maatschappelijk verantwoord ondernemen. Indien de CO₂-prijzen worden gebruikt met andere milieuprijzen moet er 18% BTW (gemiddeld BTW-tarief in over consumentenbestedingen in Nederland, zie Koopmans et al., 2016) worden opgeteld bij deze CO₂-prijzen.¹⁹

3.4 Gebruik van milieuprijzen in een MKBA

3.4.1 Algemeen raamwerk

Een Maatschappelijke Kosten-BatenAnalyse (MKBA) is een beslissings-ondersteunend instrument dat gebruikt kan worden om afwegingen in het overheidsbeleid te verhelderen. Door zoveel mogelijk effecten van een maatregel in geld uit te drukken worden deze onderling vergelijkbaar en wordt het mogelijk overzichtelijke informatie te bieden voor een afweging tussen de voor- en nadelen van de maatregel (CPB; PBL, 2013).

Voor MKBAs is in 2013 de Algemene Leidraad verschenen (CPB; PBL, 2015) die voorschrijft op welke manier MKBAs dienen te worden uitgevoerd. Nadere uitwerkingen van de Algemene Leidraad worden per beleidsdomein gegeven in zogeheten Werkwijzers. CE Delft heeft in 2017 de Werkwijzer Milieu (CE Delft, 2017) geschreven en gepubliceerd. De voorschriften, aanbevelingen en kengetallen in deze werkwijzer kunnen worden toegepast op milieubeleid en op ander beleid met belangrijke neveneffecten op het milieu.

3.4.2 Gebruikerstoepassingen MKBA

Voorbeelden waarvoor een MKBA kan worden uitgevoerd zijn:

- Concrete overheidsinvesteringen, zoals de aanleg van een snelweg of het opzetten van een systeem van gescheiden inzameling. In dit geval zijn er (overheids)investeringskosten die maatschappelijke baten kennen in de vorm van minder milieuvervuiling.
- Milieubeleidsinstrumenten, zoals een afvalstoffenheffing of een subsidie op het gebied van duurzame energie. In dit geval stelt de overheid de kaders waarbinnen bedrijven en consumenten kunnen worden gedwongen of verleid om investeringen te plegen of gedrag aan te passen. In dergelijke gevallen bestaan er, naast de kosten van beleid, vooral private kosten bij bedrijven en/of consumenten en maatschappelijke baten in de vorm van minder milieuvervuiling.
- Verkenning van beleidsopties zoals de vraag of het luchtkwaliteitsbeleid verder moet worden aangescherpt of dat hogere recyclingsdoelen maatschappelijk wenselijk zijn. In dit geval ondersteunt de MKBA de probleemanalyse en onderzoekt, in een verkennende rol, of aanvullend milieubeleid vanuit welvaartsoptiek wenselijk is.

¹⁹ Bij de tabellen waarbij CO₂-prijzen tezamen staan met andere prijzen zijn de CO₂-prijzen inderdaad met 18% verhoogd om de CO₂-prijzen vergelijkbaar te maken met die van de andere stoffen. Zie ook de discussie in Paragraaf 3.4.3.

3.4.3 Hoe worden milieuprijzen gebruikt in een MKBA?

In de MKBA worden milieu-effecten zoveel mogelijk vastgesteld als volume-veranderingen in emissies van milieuvervuilende stoffen naar bodem, lucht en water.²⁰ Emissies leiden via verspreiding door het milieu tot effecten op de zogeheten endpoints: menselijke gezondheid (ziekte en overlijden), ecosysteemdiensten, gebouwen en materialen, grondstoffenbeschikbaarheid en hinder. Milieuprijzen leggen een link tussen emissies en de effecten op de endpoints en waarderen deze endpoints.

Milieuprijzen kunnen dus worden gebruikt in een MKBA en zijn aan te bevelen in situaties waarin niet bekend is waar in Nederland de milieu-effecten optreden, of wanneer de milieu-effecten vooral neveneffecten in de MKBA zijn. Als de MKBA een maatregel betreft met sterk regionale of lokale effecten is het gebruik van milieuprijzen af te raden en zou een milieu-effectanalyse, zoals de impact pathway-benadering, zijn aan te bevelen. Ook als er veel middelen beschikbaar zijn om de MKBA uit te voeren en de milieu-effecten zeer groot zijn is het aan te bevelen om een eigen milieu-effectanalyse uit te voeren die de relatie tussen emissies en de effecten op alle endpoints expliciet modelleert en inschat. Hierbij kunnen wel de waarderingen op het endpointniveau (zie Hoofdstuk 5) worden gebruikt die in het handboek Milieuprijzen zijn ontwikkeld.

De aanbeveling uit de Werkwijzer Milieu is om de milieu-effecten zoveel mogelijk te waarderen maar de onzekerheid omtrent de waardering expliciet aan bod te laten komen door te werken met de onder- en bovenwaarde. Deze onder- en bovenwaarden moeten tegelijkertijd worden toegepast in zowel de WLO-Scenario's Hoog en Laag (CPB; PBL, 2015).

De milieuprijzen zijn zo geconstrueerd dat BTW impliciet in de milieuprijzen verwerkt zit. Dit komt omdat een groot deel van de milieuprijzen gebaseerd is op Willingness-to-Pay-onderzoek waarbij consumenten hun voorkeuren baseren op prijzen inclusief BTW. Op klimaatgebied is dit anders: hier zijn de prijzen gebaseerd op kosten van maatregelen en deze zijn vastgesteld door het CPB en PBL exclusief BTW. Het is evenwel niet op voorhand te zeggen of de klimaatprijzen inclusief BTW hoger of lager zouden zijn dan de in Paragraaf 3.3 gegeven prijzen. Aan de ene kant zullen de prijzen hoger zijn omdat de techniekkosten van de maatregelen BTW bevatten, maar aan de andere kant zouden de prijzen lager kunnen zijn als de bespaarde opbrengsten worden opgehoogd met BTW (inclusief de BTW geheven over de energiebelasting). Het is daarom in het kader van dit handboek niet a-priori vast te stellen welk effect domineert en in welke mate. Daarom stellen we voor om de klimaatprijzen te gebruiken bij MKBAs inclusief een BTW-opslag van 18% (gemiddeld BTW-tarief, zie Koopmans et al., 2016) totdat nader onderzoek heeft aangetoond welk effect BTW per saldo op de klimaatprijzen heeft.

3.4.4 Overzicht van prijzen

De Werkwijzer Milieu (CE Delft, 2017) geeft een overzicht welke prijzen in een MKBA kunnen worden gebruikt. Deze kunnen ook worden gevonden als onder- en bovenwaarde in de tabellen in Paragraaf 3.2.

²⁰ Daarnaast bestaan er ook versturende ingrepen, zoals geluidshinder of visuele hinder, die niet in emissies worden vastgesteld maar wel onderdeel zijn van de MKBA en ook met milieuprijzen kunnen worden gewaardeerd.



Daarnaast gelden voor het klimaat aangepaste prijzen in een MKBA. Deze prijzen zijn aangepast aan het gebruik van de WLO-scenario's Laag en Hoog (zie Box 2). Bij deze scenario's horen specifieke efficiënte prijzen, zoals uitgelegd in (Aalbers, et al., 2016) Tabel 11 geeft een overzicht van de prijzen die moeten worden gehanteerd in een MKBA met belangrijke klimaateffecten.

Tabel 11 Efficiënte prijzen CO₂ volgens de WLO (in €/tCO₂ constante prijzen exclusief BTW)

	2015	2030	2050
Laag	12	20	40
Hoog	48	80	160
2 °C	60-300	100-500	200-1.000

Box 2 WLO-scenario's en klimaat

De WLO-scenario's geven trends weer in de toekomstige ontwikkeling en onzekerheden die daarmee gepaard gaan. In principe worden de scenario's beleidsarm ingevuld. Op het gebied van klimaat en energie is dat niet het geval. Hier wordt uitgegaan van forse ontwikkelingen in het internationale klimaatbeleid die voor Nederland een gegeven zullen zijn in de toekomst. Het internationale klimaatbeleid verschilt in de scenario's Laag en Hoog en gaat uit van de onvoorwaardelijke en voorwaardelijke toezeggingen ('pledges') die in de klimaatonderhandelingen zijn gedaan. In Laag wordt daarbij verondersteld dat alleen de onvoorwaardelijke toezeggingen worden waargemaakt, resulterend in een emissiereductie in 2050 voor de EU (en dus Nederland) van 45% in vergelijking met 1990 en een temperatuurstijging van 3,5-4 °C na 2100. In Hoog worden zowel de onvoorwaardelijke als de voorwaardelijke toezeggingen waargemaakt. Dat resulteert in een emissiereductie van 65% in 2050 ten opzichte van 1990 en een temperatuurstijging die uitkomt op 2,5 tot 3 °C na 2100.

3.5 Gebruik van milieuprijzen als midpointweegfactor in LCA

3.5.1 Algemeen raamwerk

Milieuprijzen kunnen ook worden gebruikt om de milieu-effecten te wegen in bijvoorbeeld een LCA (levenscyclusanalyse). Milieuprijzen geven de relatieve waarde van emissies aan ten opzichte van elkaar en van andere goederen in de maatschappij. Bij waardering van emissies, zoals gebruikt in MKBA, wordt meestal gekeken naar de waarde die de emissies hebben ten opzichte van andere financiële grootheden. Bij weging van de emissies gaat het echter primair om de relatie tussen emissies onderling. Deze weegfactoren kunnen dan worden gezien als de sociaal-economische gewichten die aan de diverse milieu-effecten worden toegekend (zie ook Bijlage A).

Voor het gebruik als weegfactor zijn er aparte milieuprijzen ontwikkeld aan de hand van de weegfactoren uit ReCiPe.²¹ Weegfactoren zijn afhankelijk van de methode van karakterisatie. In het Handboek Milieuprijzen ontwikkelen we weegfactoren die samenhangen met de karakterisatie die wordt gebruikt in

²¹ De milieuprijzen voor bedrijven en MKBAs zijn gebaseerd op het verdisconteren van de toekomstige ontwikkelingen met 3% waarbij we voor de milieukundige karakterisatie gebruik hebben gemaakt van het individualistische toekomstperspectief (zie ook Bijlage A). Terwijl dit overeenkomt met de economische praktijk van verdisconteren, wordt in LCAs meestal gerekend met het hiërarchische toekomstperspectief. Om consistentie van het gebruik van schaduwprizen in LCAs te waarborgen, hebben we tevens een centrale waarde volgens hiërarchische principes berekend die we voorstellen als een wegingsmethode voor gebruik in LCA. Deze waarde wordt uitsluitend gerapporteerd als milieuprijs op midpointniveau en kan worden gebruikt bij de weegfactoren.



ReCiPe. Tot op zekere hoogte kunnen deze weegfactoren ook worden overgenomen door andere karakterisatiemethoden, zoals CML2 (Guinee et al., 2002) of de PEF-methodiek ILCD (ILCD, 2013). Een probleem daarbij is echter dat deze methoden op een aantal thema's met andere stoffen wegen dan hier gebruikt. Een eenvoudige omrekening is vaak niet mogelijk omdat de hier ontwikkelde midpoint milieuprijzen in samenhang met de karakterisatie zijn bepaald. Onze methode om tot weegfactoren te komen is op hoofdlijnen beschreven in Paragraaf 4.2 en in meer detail in Bijlage G. Belangrijk is hierbij om te beseffen dat de weegfactoren een gewogen gemiddelde zijn van de relatieve schade die de diverse stoffen in Nederland veroorzaken op het desbetreffende midpoint. Voor andere landen en andere karakterisatiemethoden zullen dus andere weegfactoren ontstaan.²²

3.5.2 Milieuprijzen als weegfactor

Tabel 12 geeft de milieuprijzen die als weegfactor gebruikt kunnen worden in een levenscyclusanalyse (LCA). Deze weegfactoren zijn gebaseerd op de milieuprijzen zoals berekend in dit project door CE Delft. Ze zijn specifiek van toepassing op LCAs uitgevoerd met de ReCiPe-analysmethode en het hiërarchisch perspectief. Dit perspectief wordt meestal gekozen in LCAs (zie Bijlage A).

Tabel 12 Milieukosten per impactcategorie, ter gebruik in LCA

Impactcategorie	Eenheid	Milieuprijzen als weegfactor (H)	Milieuprijzen als externe kosten (I)
Klimaatverandering	€/kg CO ₂ -eq.	€ 0,057	€ 0,057
Aantasting ozonlaag	€/kg CFC-eq.	€ 123	€ 30,4
Humane toxiciteit	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,158	€ 0,214
Fotochemische oxidantforming	€/kg NMVOC-eq.	€ 2,1	€ 2,1
Fijnstofvorming	€/kg PM ₁₀ -eq.	€ 69	€ 69
Radiatie, ioniserende straling	€/kg kBq U ₂₃₅ -eq.	€ 0,0473	€ 0,0473
Verzuring	€/kg SO ₂ -eq.	€ 8,12	€ 5,4
Vermesting zoetwater	€/kg P-eq.	€ 1,9	€ 1,9
Vermesting zoutwater	€/kg N	€ 3,11	€ 3,11
Ecotoxiciteit, land	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 8,89	€ 8,89
Ecotoxiciteit, zoetwater	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,0369	€ 0,0369
Ecotoxiciteit, zoutwater	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,00756	€ 0,00756
Landgebruik	€/m ² a	€ 0,037	€ 0,0261

Indien men LCAs echter gebruikt om externe kostenschattingen uit te voeren, moeten de milieuprijzen als externe voldoen deze prijzen niet. Zoals in Bijlage A uitgelegd kiezen we voor de bepaling van de externe kosten voor een mix tussen het individualistische en hiërarchische wereldbeeld die het beste overeenkomt met de uitgangspunten zoals die gehanteerd zijn in de economische schadeschattingen. De laatste kolom in Tabel 12 geeft de

²² In principe zou het ook mogelijk moeten zijn om aan de hand van de gekozen waarderingen uit Hoofdstuk 5, weegfactoren te ontwikkelen voor de effecten op endpointniveau door waarden te ontwikkelen voor de ReCiPe endpoints DALY en PDFs. Daarbij zouden er mogelijk specifieke omrekeningen worden gedaan die buiten het kader van dit handboek vallen. Ook moet daarbij betrokken worden dat er, bijvoorbeeld, een andere manier van verdisconteren bij ReCiPe wordt gehanteerd dan in het Handboek Milieuprijzen.



bijbehorende waarden weer die overeenkomen met de bepaling van de milieuprijzen als externe kosten. Deze zijn hetzelfde als de weegfactor met uitzondering van aantasting ozonlaag, verzuring en landgebruik.

3.5.3 Hoe worden milieuprijzen gebruikt in een LCA

Deze weegfactoren kunnen worden gebruikt bij een levenscyclusanalyse (LCA) van producten of grondstofketens. De milieuresultaten op midpointniveau (milieu-effectniveau) worden hierbij gekoppeld aan de bijbehorende milieuprijzen (zie vorige paragraaf).

Hieronder staat een voorbeeld van een (fictief) textielproduct van 200 gram, gemaakt uit 60%/40% katoen/polyester, geweven en geleverd. Te zien is dat de milieuprijs van dit product in totaal € 0,48 bedraagt. De grootste bijdrage wordt geleverd door de milieu-effecten fijnstofvorming en klimaatverandering.

Tabel 13 Voorbeeld: milieuresultaten (LCA) en gewogen milieuscore met milieuprijzen

Impactcategorie	Milieuresultaat 200 gram 60% katoen/40% polyester, geweven en geleverd A	Eenheid x	Milieuprijzen per milieu- effect/ indicator B	Eenheid =	Resultaat
Klimaatverandering	2,44	kg CO ₂ -eq.	€ 0,0566	€/kg CO ₂ -eq.	€ 0,14
Aantasting ozonlaag	1,78E-07	kg CFC-11-eq.	€ 30,4	€/kg CFC-eq.	€ 0,00
Verzuring	0,010	kg SO ₂ -eq.	€ 5,4	€/kg SO ₂ -eq.	€ 0,05
Vermesting zoetwater	2,99E-04	kg P-eq.	€ 1,9	€/kg P-eq.	€ 0,00
Vermesting zoutwater	3,37E-04	kg N-eq.	€ 3,11	€/kg N	€ 0,00
Humane toxiciteit	0,13	kg 1,4 DB-eq.	€ 0,214	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,03
Fotochemische oxidantforming	0,0047	kg NMVOC	€ 2,1	€/kg NMVOC-eq.	€ 0,01
Fijnstofvorming	0,0032	kg PM ₁₀ -eq.	€ 69	€/kg PM ₁₀ -eq.	€ 0,22
Ecotoxiciteit, land	4,27E-04	kg 1,4 DB-eq.	€ 8,89	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,00
Ecotoxiciteit, zoetwater	8,97E-04	kg 1,4 DB-eq.	€ 0,0369	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,00
Ecotoxiciteit, zoutwater	1,96E-03	kg 1,4 DB-eq.	€ 0,00756	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,00
Radiatie, ioniserende straling	0,22	kBq U ₂₃₅ -eq.	€ 0,0473	€/kg kBq U ₂₃₅ -eq.	€ 0,01
Landgebruik	1,8	m ² a	€ 0,0261	€/m ²	€ 0,05
Totale gewogen milieuscore met milieukosten:					€ 0,51

DEEL 2: METHODOLOGISCH DEEL



4 Bepaling milieuprijzen

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk bespreken we op welke wijze we invulling hebben gegeven aan het bepalen van de milieuprijzen. Eerst geven we in Paragraaf 4.2 de algemene methodiek weer die gebaseerd is op het harmoniseren van uitgangspunten van waarderingsmethoden, impact pathway-analyses en karakterisatiemodellen. Vervolgens geven we aan op welke manier er wijzigingen zijn aangebracht in de methodiek ten opzichte van het Handboek Schaduwprijzen uit 2010. Dit doen we in Paragraaf 4.3 voor de karakterisatiemodellen, in Paragraaf 4.4 voor de impact pathway-benadering en in Paragraaf 4.5 op hoofdlijnen voor de waardering. Vervolgens bespreken we de relevante perspectieven die zijn gehanteerd in het huidige Handboek Milieuprijzen in Paragraaf 4.6 en gaan we in op enkele praktische zaken bij het gebruik van milieuprijzen.

Dit hoofdstuk geeft de aanpassingen op hoofdlijnen weer. De precieze overwegingen en literatuur waarop deze aanpassingen worden gepresenteerd kunnen in meer detail in Hoofdstuk 5 en 6 en in de bijlagen worden gevonden.

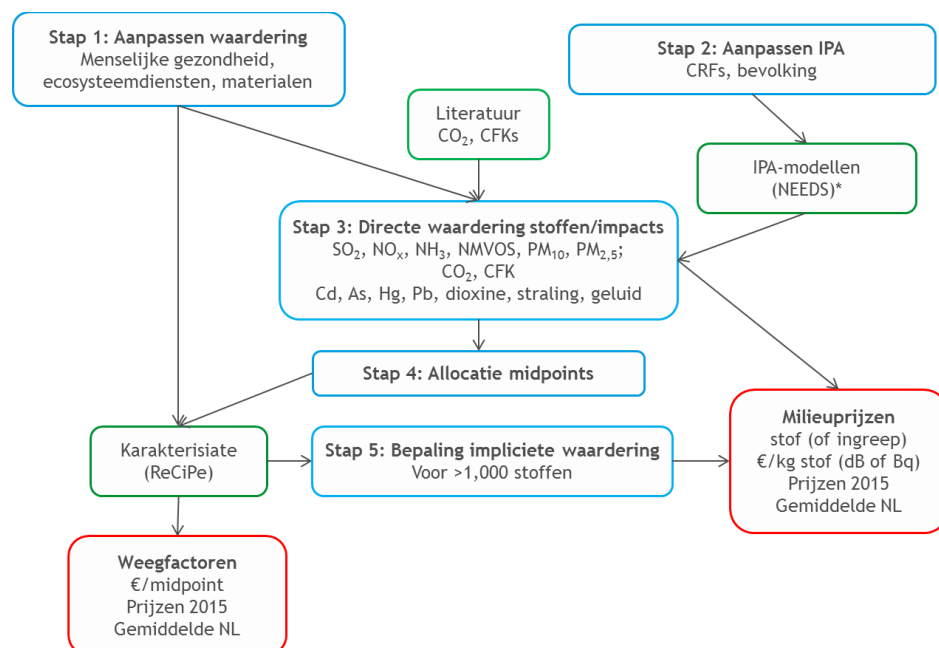
4.2 Algemene methodiek

In Paragraaf 2.3 hebben we geschetst dat het Handboek Milieuprijzen bestaat uit het koppelen van drie soorten modellen/methoden:

1. Karakterisatiemodellen die de fysisch-chemische relaties tussen milieu-vervuilende stoffen leggen (midpointkarakterisatie) en de relatie daarmee en de onderliggende endpoints kwantificeren (endpointkarakterisatie).
2. Impact pathway-modellen die de relatie beschrijven tussen emissies en effecten op endpoints rekening houdend met de verspreiding van emissies en de effecten die concentraties geven op mens, plant, dier en gebouwen/materialen.
3. Waarderingstechnieken die een financiële relatie leggen tussen de effecten op endpoint en de veranderingen in welvaart ten gevolge van een veranderende beschikbaarheid van dat endpoint.

Net als in het Handboek Schaduwprijzen (CE Delft, 2010) bestaat de methodiek van het Handboek Milieuprijzen uit het combineren van deze drie onderzoeksvelden. De methodiek die daarbij is gevolgd kan in Figuur 9 worden weergegeven.

Figuur 9 **Overzicht van methodiek Handboek Milieuprijzen**



Daarbij worden er vijf stappen onderscheiden.

In de eerste stap zijn er, voor de vijf gekozen endpoints, waarderingen vastgesteld per endpoint die overeenkomen met de (internationale) literatuur en de gekozen en voorgeschreven uitgangspunten uit de Algemene Leidraad MKBA (Romijn en Renes, 2013) en de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet. Dit heeft geleid tot waarderingen voor menselijke gezondheid, biodiversiteit, landbouwgewassen en herstelkosten voor materialen in het prijspeil van 2015. Deze waarderingen worden op hoofdlijnen in Paragraaf 4.5 beschreven en in meer detail in Hoofdstuk 5.

Vervolgens wordt in Stap 2 de impact pathway-analyse (IPA) aangepast. In de Impact Pathway wordt de relatie gelegd tussen emissies in Nederland en de effecten op de endpoints. Deze aanpassingen worden op hoofdlijnen beschreven in Paragraaf 4.4 en in meer detail in Hoofdstuk 5 en de Bijlagen.

De aanpassingen in de waarderingen en in de IPA, tezamen met literatuur-analyses op het gebied van CO₂ en CFKs, leveren in Stap 3 uiteindelijk een directe schatting op van vijftien milieugevaarlijke stoffen/stofgroepen. Deze vijftien stoffen vormen daarmee direct milieuprijzen en kunnen worden gepresenteerd als resultaat.

Stap 4 bestaat vervolgens uit het alloceren van deze vijftien stoffen over de diverse midpoints. De meeste van deze stoffen, met uitzondering van fijnstof, hebben effecten op meerdere milieuthema's. De manier van alloceren is hetzelfde gebleven als in het Handboek Schaduwprijzen 2010 en staat beschreven in Bijlage G. Vervolgens worden de schadekosten van de diverse stoffen per milieuthema gewogen met de emissies in 2015 (omgerekend naar ReCiPe-equivalentiefactoren) om zo tot een gewogen gemiddelde waardering voor de schade op het midpoint te komen. Dit is Stap 5. Op basis hiervan kan dan de schadelijkheid van alle stoffen worden bepaald die in ReCiPe karakteriseren en waarvan op midpointniveau een gewogen gemiddelde

schadefactor kon worden afgeleid. Hierbij wordt dus een impliciete milieuprijs bepaald voor alle stoffen die in ReCiPe karakteriseren op de gekozen endpoints

Figuur 9 geeft de methodiek op hoofdlijnen weer. In Hoofdstukken 5 en 6 en in de Bijlagen zijn in meer detail beschrijvingen te vinden hoe we zijn omgegaan met de diverse keuzes in deze stappen. Hieronder gaan we nader in op welke manier we de waarderingsmethoden, karakterisatie en IPA hebben aangepast ten opzichte van het oude Handboek Schaduwprijzen.

4.3 Methodiekupdate: waardering

Allereerst is onderzocht in hoeverre de gehanteerde waarderingsgrondslagen uit het Handboek Schaduwprijzen aanpassing behoeften. Hoofdstuk 5 geeft hiervan een uitgebreid verslag. Daarom gaan we hier maar kort in op de manier waarop de waardering is aangepast ten opzichte van het Handboek Schaduwprijzen 2010.

In het algemeen zijn er drie aanpassingen doorgevoerd:

1. Alle prijzen zijn aangepast aan de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet waarin aanbevolen wordt om de waardering voor gezondheid en natuur niet langer aan te passen met een positieve inkomenselasticiteit voor gezondheid (zie ook Paragraaf 5.3). Voor natuur geldt een relatieve prijsstijging van 1% per jaar.
2. Alle prijzen zijn aangepast aan het prijspeil 2015.
3. De prijzen zijn in een onder- en bovenvariant gepresenteerd en aangepast aan de nieuwste inzichten in de literatuur.

De voornaamste aanpassingen in de waarderingssystematiek zijn samengevat in Tabel 14. In Hoofdstuk 5 worden de gemaakte keuzes in meer detail toegelicht en komen ook de waarderingsmethoden voor de impact van milieuvervuiling op materialen en gebouwen, welbevinden en grondstoffenschaarste aan bod.

Tabel 14 Aanpassingen waarderingsstructuur

	In Handboek Schaduwprijzen 2010	Update
Prijspeil	Prijzen 2008	Prijzen 2015
Inkomenselasticiteit	0,85%	0%. Ook tussen 2005 en 2015 vindt er geen aanpassing van de prijzen aan de inkomenselasticiteit plaats.
Verdiscontering	3% tot 2030, 2% daarna voor klimaateffecten	3%
Waardering gezondheid	VOLY van € 40.000 chronisch in prijzen 2000, € 55.000 in prijzen 2008	Een range van € 50.000 als onderwaarde en € 110.000 als bovenwaarde, in prijzen 2015, voor mortaliteit en € 50.000 tot € 100.000 voor morbiditeit.
Waardering ecosystemen	€ 0,56/PDF/m ² gebaseerd op gemiddelde Europese waardering uit Kuik et al. (2008)	Een range van € 0,16/PDF/m ² tot € 1,23/PDF/m ² (prijzen 2015) gebaseerd op eigen berekeningen voor Nederland op basis van Kuik et al., 2008.

4.4 Methodiekcomponent: karakterisatie

4.4.1 Handboek Schaduwprijzen 2010

Voor de karakterisatie was er gebruik gemaakt van ReCiPe, versie november 2009 gebaseerd op het hiërarchische perspectief. Hierop zijn geen aanpassingen gedaan. Op het thema fijnstofvorming is niet ReCiPe gebruikt om de relaties tussen de stoffen af te leiden, maar werd de relatie rechtstreeks geschat uit de impact pathway-benadering van NEEDS. De relatie tussen $PM_{2,5}$ en PM_{10} is ingeschat op basis van een eigen berekening.

4.4.2 Nieuwe ontwikkelingen

Sinds de vorige update van de schaduwprijsmethodiek zijn er ontwikkelingen geweest in karakterisatie van emissies tot milieu-effecten en -indicatoren. Aan de ene kant is ReCiPe verder aangepast in 2012 en 2013. Aan de andere kant is de ILCD-methode (International Life Cycle Data) ontwikkeld door het Joint Research Centre (JRC) van de Europese Commissie (JRC, 2010). Daarmee is de ILCD een veelgebruikte methode in West-Europa en wordt deze methode onder meer gebruikt bij de ontwikkeling van de Product Environmental Footprint en de Organisation Environment Footprint (PEF/OEF) raamwerken.

Deze overkoepelende analysemethoden maken voor de berekening van de milieu-effecten en de milieuschade vaak gebruik van dezelfde achterliggende methodes. Zo wordt bijv. voor de berekening van het klimaatteffect gebruik gemaakt van de methode van het Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Toch hebben beide methoden een iets andere insteek voor bijvoorbeeld humane toxiciteit en landgebruik. De ReCiPe-methode biedt de mogelijkheid om de milieu-effecten door te rekenen tot schade (gezondheid en ecosystemen) in een consistent raamwerk. De ILCD kan dat op dit moment (nog) niet. In de toekomst is het wel de bedoeling dat de ILCD ook verder karakteriseert tot op endpointniveau (schade). In Bijlage A.2 wordt meer inzicht gegeven in de verschillen tussen beide methoden.

4.4.3 Keuze Handboek Milieuprijzen 2017

In het Handboek Milieuprijzen 2017 is ervoor gekozen om de karakterisatie opnieuw op basis van ReCiPe plaats te laten vinden. De reden is drieledig:

1. ReCiPe kent meerdere karakterisatiemethoden, mede afhankelijk van het gekozen perspectief. In de gekozen perspectieven zit geen karakterisatie die direct aansluiting biedt bij de methodiek uit de impact pathway-benadering. Wel is het zo dat het Individualistische perspectief bij ReCiPe enige mate van overeenkomst vertoont met de verdiscontering uit NEEDS.²³
2. ReCiPe kent een geharmoniseerde karakterisatie tussen mid- en endpoint. Dit is een groot voordeel ten opzichte van ILCD waar met name de endpointkarakterisatie nog in de kinderschoenen staat.
3. ReCiPe wordt regelmatig bijgehouden en vernieuwd.

De keuze voor karakterisatie in het handboek milieuprijzen is gebaseerd op de ReCiPe karakterisatiefactoren (Versie 1.12, april 2016). Anders dan in het Handboek Schaduwprijzen 2010 is nu het Individualistische perspectief als

²³ NEEDS kent een tijdsraamwerk van 50 jaar en een discontovoet van 3%. In ReCiPe, individualistisch perspectief, tellen effecten op een aantal thema's alleen mee voor de 1^e 20 jaar na emissie. Indien men een gegeven waarde verdisconteert tegen 3% per jaar over een tijdsraamwerk van 30 jaar is dat ongeveer dezelfde uitkomst als een gekozen tijdsraamwerk van 20 jaar zonder discontering. Daarom heeft een afkapgrens een vergelijkbare werking als een discontovoet. Voor landgebruiksveranderingen is, door de netto prijsstijging van 1% per jaar (zie Paragraaf 5.3.7), gekozen voor karakterisatie met het hiërarchische perspectief uit ReCiPe.



uitgangspunt gekozen. Hierop zijn per milieuthema een aantal uitzonderingen gemaakt, die in meer detail in Hoofdstuk 6 worden besproken.

4.5 Methodiekupdate: impact pathway-benadering

4.5.1 Handboek Schaduwrijzen 2010

Traditioneel zijn er twee benaderingen geweest die probeerden om emissies monetair te waarderen: NEEDS en CAFE-CBA. Beiden gingen uit van de zogeheten impact pathway-benadering (IPA) waarbij de relatie tussen emissies, via atmosferisch transport naar dosiseffectrelaties werd gebracht. Vervolgens werden de effecten monetair gewaardeerd. In feite bestaan NEEDS en CAFE-CBA uit vier aan elkaar gekoppelde modellen/databases:

1. *Emissiedatabases (en/of voorspellingen).*
2. *Verspreidingsmodellen die de vertaalslag maakt van emissies naar concentraties en een combinatie is van meteorologische modellen met een modellering van de atmosferische chemie.*
3. *Concentration Response Functies (CRFs) die de vertaalslag maakt van concentratie naar fysieke effecten op endpoints zoals gezondheid, ecosysteemdiensten en gebouwen.*
4. *Monetaire waardering van deze fysieke effecten.*

In het Handboek Schaduwrijzen 2010 zijn beide methoden in meer detail beschreven.

4.5.2 Nieuwe ontwikkelingen in de literatuur

Sinds 2009 is het NEEDS-project niet verder ontwikkeld. Het CAFE-CBA is wel verder ontwikkeld door Holland et al. (2014, 2015) en gebruikt bij de beleidsvoorbereiding rondom de Europese afspraken over grensoverschrijdende luchtverontreiniging.

In het kader van dit project is onderzocht of het mogelijk zou zijn om aansluiting te vinden bij CAFE-CBA-modellen voor een waardering van de schadekosten van luchtvervuilende emissies. Dit bleek moeilijk te zijn omdat de methode van rapporteren niet erg transparant is en de onderliggende modellen en aannames niet door de auteurs worden vrijgegeven. Het bleek alleen mogelijk te zijn om een EU-gemiddelde waarde uit te rekenen voor luchtverontreiniging (zie Bijlage C).

Daarnaast valt het op dat ook in recente schaduwrijzenhandboeken voor Ierland, België en Duitsland (*in ontwikkeling*) nog steeds wordt teruggegrepen op de NEEDS-methodiek omdat die veel transparanter is. Deze methodiek heeft bovendien het voordeel dat er, in beperkte mate, aanpassingen mogelijk zijn omdat de onderliggende spreadsheets en modelruns voor ons beschikbaar zijn gemaakt ten behoeve van dit project.

In dit handboek is dan ook besloten om de milieuprijzen te baseren op NEEDS, maar de schattingen zoveel mogelijk aan te passen aan de context anno 2015.

4.5.3 Keuze Handboek 2016

Besloten is om gebruik te maken van de modellering van NEEDS. Daarop zijn drie aanpassingen gedaan:

1. Anno 2015 zijn de emissies van vervuilende stoffen veel lager dan in 2005, dit leidt tot veranderingen in de atmosferische chemie. De resultaten uit NEEDS moeten dus worden aangepast aan de lagere achtergrondconcentraties.



2. Anno 2015 is de bevolking gegroeid en vergrijsd ten opzichte van 2005. De resultaten uit NEEDS moeten dus worden aangepast aan de huidige bevolkingsomvang en -samenstelling.
3. Anno 2015 is er meer onderzoek beschikbaar gekomen over de effecten van luchtvervuiling en heeft met name de WHO (2013; 2014) nieuwe aanbevelingen gedaan hoe deze effecten moeten worden meegenomen bij berekeningen.

Hieronder leggen we uit hoe we deze aanpassingen hebben vormgegeven.

Lagere achtergrondconcentraties

Delen van het NEEDS-model, zoals het verspreidingsmodel en het model van de atmosferische chemie, zijn voor ons niet herleidbaar. Maar omdat er van het NEEDS-project veel modelruns beschikbaar zijn voor schattingen van emissie-reductiescenario's, is de onderliggende modelstructuur tot op zekere mate te herleiden. Besloten is om uit te gaan van de emissiescenario's 2010 en 2020 uit de Exceltool van NEEDS (en gebruikt in het verspreidingsmodel Ecosense). Vervolgens is de daadwerkelijke emissie van 2015 geschaald op het verschil tussen 2010 en 2020 waarden. De resultaten daarvan zijn voorgelegd en besproken met experts op het gebied van atmosferische chemie en verklaringen voor een stijging of daling van de schadeprijzen per kg stof zijn van een argumentatie voorzien. Op deze manier is er een aanpassing gemaakt voor de lagere achtergrondconcentraties van de schadelijke stoffen anno 2015 en de invloed daarvan op de schadeschattingen.

Andere bevolkingsomvangsamenstelling

De resultaten uit het NEEDS-model zijn gebaseerd op een grid-gebaseerde distributie van de bevolking en veronderstelde omvang in 2015 van 16,4 miljoen. Daarnaast is er gewerkt met een Europees gemiddelde voor de bevolkingsopbouw uit 2004. Op dit moment telt Nederland 17 miljoen inwoners. Daarnaast is de bevolking mogelijk verder vergrijsd dan in NEEDS aangenomen. Op basis van CBS-bevolkingsdata kan een verdere inschatting worden gemaakt van de effecten die dit geeft op de CRF-functies die in NEEDS worden gehanteerd (zie ook Bijlage C).

Nieuwe inzichten in de schadelijkheid van luchtverontreiniging

Daarnaast is er recent (WHO 2013, 2014) meer inzicht gekomen in de schadelijkheid van milieuvervuilende stoffen. Daarom zijn de CRFs die zijn gehanteerd in NEEDS (2008a) niet altijd meer actueel. In dit onderzoek zijn alle CRFs die in NEEDS zijn gehanteerd nagelopen en is bediscussieerd of ze nog steeds de meest recente stand van de wetenschap aangeven. Op basis hiervan zijn de CRFs voor NMVOS en NO_x naar boven toe bijgesteld. In Paragraaf 6.5 en Bijlage C wordt daarvan in detail verslag gedaan.

Om te kijken of de resultaten verkregen met deze aanpassingen in de buurt komen van recente IPA-modelresultaten uit (IIASA, 2014), hebben we in Bijlage C.3 een grofmazige omrekening gedaan van onze uitgangspunten op het niveau van de EU27 en deze vergeleken met de recente uitkomsten uit (Holland, 2014). De berekening in deze bijlage laat zien dat onze aanpak waarden oplevert die binnen de onzekerheidsmarges vallen van de recentere onderzoeken. Daarom kan worden geconcludeerd dat met onze voorgestelde aanpassingen vermoedelijk een realistisch beeld wordt geschilderd van de schadelijke effecten van luchtvervuiling in Nederland anno 2015.



4.6 Gebruik milieuprijzen

4.6.1 Gebruik milieuprijzen per midpoint en uitbreiding naar > 1.000 stoffen

Op basis van de systematiek in Paragraaf 4.2 beschreven is de milieuprijs per midpoint bepaald, volgens de uitgangspunten van de economische waardering en gebruikmakend van het individualistische wereldbeeld voor de gebruikte karakterisatiefactoren. Tabel 15 geeft het overzicht hiervan.

Tabel 15 Milieuprijzen voor de midpoints in €/kg eenheid tenzij anders vermeld, prijzen 2015, individualistisch karakterisatieperspectief

Midpoint	Eenheid	Laag	Gemiddeld	Hoog
Klimaatverandering	€/kg CO ₂ -eq.	€ 0,014	€ 0,057	€ 0,057
Aantasting ozonlaag	€/kg CFC-eq.	€ 22,1	€ 30,4	€ 45,7
Humane toxiciteit	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,157	€ 0,214	€ 0,331
Smogvorming	€/kg NMVOC-eq.	€ 1,61	€ 2,1	€ 3,14
Fijnstofvorming	€/kg PM ₁₀ -eq.	€ 49,3	€ 69	€ 106
Radiatie, ioniserende straling	€/kg kBq U235-eq.	€ 0,0305	€ 0,0473	€ 0,0614
Verzuring	€/kg SO ₂ -eq.	€ 1,19	€ 5,4	€ 10,7
Vermesting zoetwater	€/kg P-eq.	€ 0,473	€ 1,9	€ 3,71
Vermesting zoutwater	€/kg N	€ 3,11	€ 3,11	€ 3,11
Landgebruik	€/m ² -jaar	€ 0,00647	€ 0,0261	€ 0,0507
Ecotoxiciteit, land	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 2,21	€ 8,89	€ 17,3
Ecotoxiciteit, zoetwater	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,00917	€ 0,0369	€ 0,0719
Ecotoxiciteit, zoutwater	€/kg 1,4 DB-eq.	€ 0,00188	€ 0,00756	€ 0,0147

Op basis van deze milieuprijzen per midpoint kan er, als laatste stap, een uitgebreide lijst met impliciete milieuprijzen worden gemaakt. Dit gebeurt door gebruik te maken van de milieukundige verhouding tussen stoffen die bijdragen aan hetzelfde milieuthema zoals bepaald in ReCiPe. In Bijlage I staan de belangrijkste waarden naar lucht, bodem en water gegeven voor meer dan 250 stoffen. Op www.ce.nl/milieuprijzen kunnen de waarden voor meer dan 1.000 stoffen worden gevonden (beschikbaar september 2017).

Deze waarden zijn te gebruiken onder de volgende veronderstellingen:

- De relatie tussen de bijdrage van de stoffen op het midpoint en de achterliggende schade is lineair.
- ReCiPe levert een karakterisatie op die gebruikmaakt van Europese gemiddelden. Voor gebruik in Nederland moet men dus aannemen dat de schadelijkheid van de desbetreffende stof in relatie tot de midpoint milieuprijs in Nederland dezelfde is als in Europa.

We doen hierbij geen nader onderzoek naar de juistheid van deze stellingen, dit zou de draagwijdte van het huidige onderzoek te boven gaan.

Tabel 15 kan overigens ook gebruikt worden voor het wegen van milieueffecten in een LCA, maar omdat men in LCAs meestal gebruikmaakt van het hiërarchische wereldbeeld (zie Bijlage A) worden voor LCAs andere weegfactoren voorgesteld. Deze zijn te vinden in Paragraaf 3.5.

4.6.2 Gebruik van milieuprijzen voor waardering toekomstige emissies

Milieuprijzen zijn geldig voor emissies in het jaar 2015. Met het voorschrijven van de tijd is de vraag gerechtvaardigd of deze prijzen door de tijd heen veranderen. Daarnaast worden, met name in MKBAs, milieuprijzen ook gebruikt om toekomstige emissies te waarderen. Kunnen de milieuprijzen, die

zijn bepaald als gemiddelde prijzen voor een gemiddelde uitstoot in 2015 in Nederland, ook gebruikt kunnen worden om emissies te waarderen in, bijvoorbeeld, 2030?

Voor de milieuprijzen op het gebied van klimaat bevat CPB; PBL(2016) een suggestie hoe deze naar jaarlijkse cijfers kunnen worden omgerekend. Dit komt neer op een prijsstijging van 3,5% per jaar vanaf de 2015-waarden. Op deze manier kan voor elk jaar in de toekomst de waarde van klimaat-emissies worden bepaald (zie ook Paragraaf 6.3).

Voor de milieuprijzen op de overige emissies bestaat er niet zo'n algemene regel. De algemene regel zou moeten zijn dat de milieuprijzen van 2015 als constant moeten worden verondersteld voor emissies in de toekomst. Dit is de resultante van de volgende overwegingen:

- Voor gezondheid wordt de waardering constant verondersteld door de tijd heen conform de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet die door het Kabinet zijn overgenomen.
- Voor effecten van emissies op de natuur zou er wel een prijsstijging kunnen worden verondersteld van 1% per jaar. Dit zou leiden tot hogere milieuprijzen, met name voor stoffen die sterke effecten op ecosysteemdiensten laten zien. Overigens geldt dat voor stoffen met samengestelde effecten op menselijke gezondheid en ecosysteemdiensten, zoals SO₂, NO_x en NH₃, de effecten op menselijke gezondheid veel hoger gewaardeerd worden dan de effecten op ecosysteemdiensten.
- De schadelijkheid van luchtvervuiling neemt over het algemeen toe als er minder luchtvervuilende emissies zijn. Dit komt met name door de secundaire aerosolen en de overvloedige aanwezigheid van nitraathoudende stoffen in de Nederlandse atmosfeer (zie ook Paragraaf 6.4).
- De schadelijkheid van enkele stoffen kan afnemen als er grenswaarden zijn waarbij de emissies onder de grenswaarden terechtkomen. Het bestaan van grenswaarden is overigens niet zeker in de toxicologische en epidemiologische literatuur en is in de meeste gevallen ook niet aangenomen bij de bepaling van de effecten in Hoofdstuk 5.

Samenvattend zien we enkele aanwijzingen dat de milieuprijzen door de tijd heen kunnen stijgen, maar deze effecten zullen niet heel groot zijn. Daarom nemen we voorzichtigheidshalve aan dat de milieuprijzen constant blijven door de tijd heen.

4.6.3 Gebruik in de toekomst en houdbaarheid milieuprijzen

De milieuprijzen die nu zijn bepaald kunnen een bepaalde tijd mee voor gebruik in de toekomst. Als er in 2020 bijvoorbeeld een MKBA wordt uitgevoerd, dan kunnen de hier gevonden milieuprijzen worden aangepast voor het prijspeil door te corrigeren voor de inflatie tussen 2015 en 2020. Daarbij dient men bij voorkeur gebruik te maken van het consumentenprijsindexcijfer voor de inflatie. Conform de aanbevelingen van de Werkwijzer Discontovoet hoeft er geen aanpassing te worden gedaan voor het inkomensniveau.

Aanpassen aan de inflatie is een niet-fundamentele aanpassing omdat aan de systematiek van het bepalen van de milieuprijzen niets veranderd wordt.

Fundamentele aanpassingen zijn evenwel nodig indien er aanpassingen plaatsvinden aan de systematische variabelen onderliggend aan de bepaling van de schadekosten. Dit kan gebeuren op het moment dat er, bijvoorbeeld, aanpassingen plaatsvinden aan de manier van waarderen van een mensenleven of ecosysteemdiensten. Ook kan er een aanpassing nodig zijn indien de WHO

besluit om nieuwe inzichten over de schadelijkheid van milieuvervuiling naar buiten te brengen. Met name op dat terrein is het onderzoeksveld volop in ontwikkeling. Het afschaffen van de drempelwaarde in de chronische effecten van NO₂-vervuiling kan bijvoorbeeld leiden tot een verhoging van de schadekosten voor NO_x van ongeveer 30-50%, afhankelijk van hoe de WHO de algehele schadelijkheid beoordeelt. Ook kunnen er nieuwe inzichten ontstaan over de verspreiding van milieuvervuiling door het milieu die tot een aanpassing van de milieuprijzen nopen. Ook een aanpassing van de karakterisatiefactoren zal leiden tot een aanpassing van de milieuprijzen.

Daarom zal er naar verloop van tijd geëvalueerd moeten worden of de huidige milieuprijzen nog de stand van de best mogelijke wetenschappelijke inzichten vertegenwoordigen.



5 Waardering schade endpoint-niveau

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk bespreken we de waarderingen op endpoints die zijn gebruikt bij de constructie van de Milieuprijzen. Deze waarderingen zijn gebaseerd op literatuuronderzoek. Allereerst geven we in Paragraaf 5.2 een algemeen overzicht van waarderingsmethoden. Vervolgens gaan we in meer detail in op de waarderingen van de diverse endpoints:

- menselijke gezondheid (Paragraaf 5.3);
- ecosysteemdiensten (Paragraaf 5.4);
- gebouwen en materialen (Paragraaf 5.5);
- grondstoffenbeschikbaarheid (Paragraaf 5.6);
- overige leefomgevingskwaliteiten (Paragraaf 5.7).

In elk van deze paragrafen zullen we komen met een verantwoording voor de keuzes die in het Handboek Schaduwrijzen uit 2010 zijn gemaakt en in hoeverre deze keuzes aanpassing behoeven in het Handboek Milieuprijzen 2017. Voor elk endpoint berekenen we vervolgens waarden die in de waardering van emissies en midpoints worden gebruikt.

5.2 Algemene methodiek waarderen

5.2.1 Algemeen

In de schadekostenbenadering wordt geprobeerd de vraagfunctie voor milieukwaliteit te schatten. Deze vraag is afhankelijk van de mogelijkheden van mensen om te betalen voor milieukwaliteit. Met andere woorden: hoeveel van hun inkomen willen zij opofferen voor een extra eenheid milieukwaliteit? Dit wordt algemeen aangeduid als de betalingsbereidheid of Willingness-to-Pay (WTP). Een andere optie is om te kijken naar de mate waarin mensen bereid zijn om milieuschade te accepteren. Dit is de acceptatiebereidheid ofwel Willingness-to-Accept (WTA). De concepten WTP en WTA worden dus beide gedefinieerd in termen van individuele voorkeuren.

Het schatten van de betalingsbereidheid kan worden aangepakt op verschillende manieren, te verdelen in twee algemene categorieën:

- Gebleken voorkeuren (revealed preferences). Deze voorkeuren blijken uit de daadwerkelijk gemaakte keuzes van mensen.
- Verklaarde voorkeuren (stated preferences). Hierbij worden vragenlijsten gebruikt om de betalingsbereidheid van mensen te meten voor het handhaven of verbeteren van de milieukwaliteit.

Voor veel milieuvraagstukken is het lastig om de betalingsbereidheid via bevraging te achterhalen omdat de meeste mensen niet precies begrijpen wat milieukwaliteit voor hun leven betekent. Enquêtes met vragen zoals ‘hoeveel bent u bereid te betalen voor een reductie van de emissies van SO₂ met 1 kton?’ zullen niet leiden tot betekenisvolle resultaten omdat 1 kton SO₂-emissie een abstract begrip blijft. Daarom moeten de vragen zorgvuldig worden opgesteld zodat de respondenten zich kunnen uitspreken over concrete zaken die ze kunnen begrijpen. Dit betekent dat de betalings-



bereidheid voornamelijk wordt geschat op het endpointniveau en concrete milieu-effecten betreft zoals menselijke gezondheid, veerkracht van het ecosysteem of de gevolgen voor gewassen, vis en biodiversiteit.

In dit Handboek Milieuprijzen worden vier methodes gebruikt om de betalingsbereidheid voor het voorkomen van schade (op de vijf endpoints) te bepalen:

- a Waardering van schade via gebleken voorkeuren.
- b Waardering van schade via bevraagde voorkeuren.
- c Waardering op basis van herstelkosten.
- d Waardering op basis van preventiekosten.

Over het algemeen geldt dat er een afnemende voorkeur is voor gebruik in economische waarderingstudies: directe waardering van de schade is te prefereren boven de andere methoden, en waardering op basis van preventiekosten is de minst aan te bevelen methode. Op deze algemene regel zijn echter veel uitzonderingen denkbaar. Zo is bij klimaatverandering de schade (de Social Cost of Carbon) dermate onzeker dat de preventiekostenmethode, in bepaalde gevallen, een betere graadmeter voor de waardering van klimaatverandering kan vormen.

Soms bieden geen van de bovenstaande waarderingmethoden soelaas. In dat geval wordt ook wel een andere methode exploratief onderzocht: waardering van schade op basis van modellen die het verlies aan inkomen (Bruto Binnenlands Product) modelleren. Deze waarderingsgrondslag wordt in dit handboek onder meer onderzocht op het endpoint grondstoffenschaarste (zie Paragraaf 5.6). Hieronder worden de vier gehanteerde methoden toegelicht en wordt duidelijk gemaakt bij welke milieuthema's welke waarderingmethode wordt gebruikt.

5.2.2 Waardering op basis van gebleken voorkeuren

Bij methoden op basis van gebleken voorkeuren (*revealed preferences*) wordt waargenomen marktgedrag in een bestaande, complementaire, markt gebruikt om indirect de betalingsbereidheid in een ontbrekende markt af te leiden. Dit wordt in Nederland meestal gebruikt door middel van een analyse van huizenprijzen (hedonic pricing).²⁴ Door bijvoorbeeld de huizenprijzen in geluidbelaste locaties te vergelijken met huizenprijzen in stillere locaties kan, mits goed gecorrigeerd voor de overige effecten, een impliciete waardering voor de schade van geluidshinder worden bepaald.

Gebleken voorkeursmethoden worden meestal met behulp van econometrische technieken ingeschat. Op deze manier is in Nederland onder meer geluidshinder gewaardeerd (zie bijvoorbeeld Theebe, 2004).²⁵ Het grote voordeel van deze methode is dat hij uitgaat van daadwerkelijk keuzegedrag van mensen (op aanpalende markten) die te maken hebben met budgetbeperkingen. Een nadeel is evenwel dat het econometrisch lastig kan zijn om de invloed van één verklarende variabele afdoende te isoleren. Vooral als deze variabele correleert met ontbrekende variabelen kan de methode tot een onder- of overschatting leiden.²⁶ Daarnaast is de methode gevoelig voor de ontbrekende-variabele bias. Als een beperkt uitzicht en geluidshinder samengaan, kan de waardering voor geluidshinder tot een overschatting leiden als niet goed

²⁴ Daarnaast is ook waardering op basis van reistijden een mogelijkheid. Hierbij wordt gekeken hoever mensen bereid zijn om te reizen naar bijvoorbeeld een natuurgebied om daar te recreëren.

²⁵ Zie ook Paragraaf 6.11.

²⁶ Negatieve correlatie leidt tot onderschatting, positieve correlatie tot overschatting.



gecorrigeerd wordt voor het welvaartsverlies door het beperkte uitzicht. Ook moet er in de resultaten afdoende wetenschappelijk worden getoetst op de kwaliteit.

Een ander, meer fundamentele, belemmering is dat gebleken voorkeur methoden tot een verkeerde schatting van de schade kunnen leiden indien mensen slecht geïnformeerd zijn over de schade van milieuvervuiling. Met name bij milieuvervuiling blijkt dat mensen slecht op de hoogte zijn van de effecten van milieuvervuiling op, bijvoorbeeld, gezondheid. Zo is er groeiend bewijs voorradig dat geluidsoverlast niet alleen hinder veroorzaakt, maar ook gezondheidsschade. Dergelijke gezondheidsschade wordt niet altijd volledig door de mensen meegenomen bij hun waardering van overlast.²⁷

Het Handboek Milieuprijzen waardeert geluidshinder mede op basis van verklaarde voorkeuren. Daarnaast is ook de waardering van luchtvervuiling op gebouwen medebepaald aan de hand van gebleken voorkeuren voor het schoonmaken van gebouwen.

5.2.3 Waardering op basis van bevraagde voorkeuren

De betalingsbereidheid kan ook worden afgeleid op basis van bevraagde voorkeuren, door middel van vragenlijsten, interviews of andere technieken. De populairste methode voor verklaarde voorkeuren is de Contingent Valuation Method (CVM) waarin respondenten in een enquête rechtstreeks wordt gevraagd naar hun betalingsbereidheid voor een bepaald goed, zorgvuldig beschreven in het onderzoekscenario. Op basis van de antwoorden van consumenten op vragen naar hoe ze zouden reageren in hypothetische situaties waarin de voorziening van een goed varieert, wordt er een impliciete waardering voor dat goed afgeleid. Als de respondenten van de enquêtes eerlijk, goed geïnformeerd en rationeel zijn, is stated preference-onderzoek in principe de meest betrouwbare informatiebron voor de voorkeuren van mensen naar milieukwaliteit (Arrow et al., 1993; Hoevenagel, 1994). Deze theoretische ideaalsituatie gaat echter in de praktijk meestal niet op (zie hieronder). Bekende problemen zijn het afwezig zijn van een budgetbeperking waardoor mensen een hogere waarde opgeven dan ze in werkelijkheid bereid zouden zijn om te betalen. Daarnaast zijn de resultaten zeer gevoelig voor de onderzoeksopzet en de perceptie van de deelnemers wat er met de resultaten gedaan wordt (zie ook Paragraaf 5.2.7). Er kunnen ook sociaal-wenselijke of strategische antwoorden worden gegeven.

De populairste methode voor verklaarde voorkeuren is de Contingent Valuation Method (CVM) waarin respondenten in een enquête rechtstreeks wordt gevraagd naar hun betalingsbereidheid voor een bepaald goed, zorgvuldig beschreven in het onderzoekscenario. Respondenten worden bijvoorbeeld gevraagd naar hun betalingsbereidheid (WTP - Willingness to Pay) voor gezondheid of het behoud van bepaalde ecosystemen die gevaar lopen door gebiedsontwikkeling. Ook is het mogelijk een vraag te stellen over de acceptatiebereidheid (WTA - Willingness-to-Accept) voor het verlies van dat ecosysteem, hoewel de WTA-benadering geacht wordt minder geloofwaardige resultaten te leveren (zie ook box). Varianten op de CVM-methode zijn de Choice Experiment (CE)-methode, waarin de respondent een aantal alternatieven krijgt voorgeschoteld en de meest aantrekkelijke moet kiezen uit een set van opties. De betalingsbereidheid voor bepaalde attributen (bijvoorbeeld overlijdensrisico) blijkt dan uit de econometrische analyse.

²⁷ Voor een deel komt dit ook doordat de kosten van gezondheidsschade niet volledig terechtkomen bij de huiseigenaar.



Een kritiekpunt op de Contingent Valuation Method is dat de waardering sterk afhankelijk is van het feit of men de WTP bevroagt, of de WTA. Volgens de economische theorie zouden de WTP en WTA aan elkaar gelijk moeten zijn, maar uit empirisch en experimenteel onderzoek is bijvoorbeeld gebleken dat mensen een te betalen bedrag gemiddeld ruim zeven maal hoger waardeerden dan een te ontvangen bedrag (Horowitz and Connell, 2002). Overigens hoeft dit niet een nadeel van de bevroagde voorkeursmethoden te zijn en kan een verschil in WTP en WTA daadwerkelijk uit de voorkeur van mensen blijken, zoals gepostuleerd in Kahneman's Prospect Theory (Kahneman & Tversky, 1979). Dit komt mede doordat mensen meer waarde hechten aan bezit en risico-avers zijn. Zo blijkt bijvoorbeeld uit onderzoek van Kahneman en Thaler (1990) dat de prijs die mensen vragen (WTA) voor een artikel dat ze zojuist gekregen hebben, hoger ligt dan de prijs die ze voor dat artikel zouden willen betalen (WTP). Dit komt onder meer door het endowment-effect, zoals beschreven door Thaler (1980), dat zegt dat mensen meer waarde hechten aan een goed dat ze in bezit hebben, dan aan een goed dat ze eventueel in bezit kunnen krijgen. In een MKBA betekent dit dat er een impliciete voorkeur zou zijn voor de 'status quo'.

In het Handboek Milieuprijzen zijn de effecten op gezondheid vooral gebaseerd op literatuur die gebruikmaakt van bevroagde voorkeuren. In Paragraaf 5.3 wordt dit nader toegelicht.

5.2.4 Waardering op basis van (potentiële) herstelkosten

Een derde manier om de effecten van milieuvervuiling te waarderen is door uit te gaan van de (potentiële) herstelkosten. Bij waardering met herstelkosten wordt onderzocht hoeveel het kost om de door de milieuvervuiling veroorzaakte schade ongedaan te maken. In de literatuur (NEEDS, 2008c) wordt algemeen erkend dat dit een minder nauwkeurige maatstaf is, om een tweetal redenen:

1. Waardering met herstelkosten berust potentieel op een overschatting omdat het niet altijd economisch optimaal is om alle schade te herstellen. In Hoofdstuk 2 zagen we dat het optimale vervuilingsniveau altijd hoger dan 0 is. Derhalve is een zekere milieuschade sociaal optimaal. Door uit te gaan van de herstelkostenbenadering wordt verondersteld dat het optimale niveau van vervuiling gelijk aan nul is.
2. Waardering met herstelkosten kan leiden tot een onderschatting omdat niet altijd alle schade te herstellen is.

Men kan aan het bezwaar van de overschatting tegemoetkomen door niet de hypothetische herstelkosten als uitgangspunt te nemen maar de daadwerkelijke uitgaven van, bijvoorbeeld, huiseigenaren. In dat geval worden de herstelkosten gebruikt om een gebleken voorkeurswaarde te herleiden. Dit leidt dan waarschijnlijk tot een onderschatting omdat niet alle huiseigenaren besluiten om de schade te herstellen. Om deze redenen is de herstelkostenmethode minder nauwkeurig dan de methoden van gebleken of bevroagde voorkeuren.

Waardering met herstelkosten is in dit Handboek Milieuprijzen toegepast bij de effecten van luchtverontreiniging op gebouwen en machines, en in zekere mate ook bij de bepaling van de waarde van ecosysteemdiensten. Dit wil niet zeggen dat wij denken dat waardering met herstelkosten superieur is boven bevroagde of gebleken voorkeuren, maar dat er te weinig onderzoek beschikbaar is voor waardering op basis van die methoden.

5.2.5 Waardering op basis van preventiekosten

Uiteindelijk kan ook de waardering op basis van preventiekosten plaatsvinden. De preventiekostenmethode gaat uit van het milieubeleid en is gebaseerd op de marginale kosten die gemaakt moeten worden om de milieubeleidsdoelstellingen te halen. Veel milieubeleid kent een beleidsdoel (bijvoorbeeld 20% reductie van emissies ten opzichte van 2010). De preventiekostenmethode kijkt vervolgens naar de kosten van de duurste maatregel die nodig is om dat beleidsdoel te halen. Deze kosten worden de preventiekosten genoemd.

In het oude Schaduwrijzen Handboek werden deze preventiekosten, conform de OEI-Leidraad, aanbevolen bij milieubeleid waarvan de doelen reeds zijn afgesproken. Met de nieuwe opzet van de Leidraad MKBA in 2013 is dit voorschrift komen te vervallen en worden alle milieuthema's op basis van schadekosten gewaardeerd. Uitzondering is het klimaatbeleid, waar de Werkgroep Discontovoet heeft aanbevolen om gebruik te maken van de preventiekostenbenadering op basis van de beleidsinvulling op klimaatgebied in de WLO-scenario's. Daarnaast laat de Algemene Leidraad ook de mogelijkheid open om de preventiekostenmethodiek te gebruiken indien er geen andere manier is om te waarderen. In het Handboek Milieuprijzen blijkt dit het geval te zijn voor de effecten van stikstof (N) op marine ecotoxiciteit. Om dit toch te waarderen is hierbij gebruik gemaakt van de preventiekostenmethodiek waarbij de heffing op oppervlaktewater is gebruikt als proxy voor de betalingsbereidheid voor het voorkomen van schade (vooral bovenmatige algengroei) ten gevolge van de lozingen van stikstofverbindingen. De heffing geeft daarbij de marginale kosten weer om de beleidsdoelstelling (reductie van ecotoxiciteit) te bereiken.

Indien de preventiekostenmethodiek wordt gebruikt is het belangrijk dat deze wordt gestoeld op zogenaamde 'efficiënte prijzen'. Efficiënte prijzen geven de minimale prijzen weer om de beleidsdoelstelling te halen. Indien we een volledig geïnformeerde en economisch-rationeel handelende overheid veronderstellen zal die de beleidsdoelstellingen zo vormgeven dat het optimale vervuilingsniveau wordt bereikt. Om dit vervuilingsniveau te bereiken wordt er in de welvaartseconomie de Pigouvianse heffing geïntroduceerd op de vervuilende activiteit die de externe effecten internaliseert tegen minimale kosten. Een Pigouvianse heffing is, met andere woorden, een efficiënte inzet van beleid om de welvaart te optimaliseren.

5.2.6 Overzichtstabel van gebruikte methoden

In het Handboek Milieuprijzen zijn de endpoints gewaardeerd op de volgende manier:

Tabel 16 Waarderingsmethoden op basis van literatuuronderzoek dat is gebruikt bij de endpoints

Endpoint	Methoden
Menselijke gezondheid Mortaliteit	Bevraagde voorkeur, range getoetst ook met gebleken voorkeuren
Menselijke gezondheid Morbiditeit	Bevraagde voorkeur, gebleken voorkeur
Ecosysteemdiensten	Bevraagde voorkeur, herstelkosten
Gebouwen en materialen	Herstelkosten
Grondstoffen	Schadekosten, preventiekosten, modellering
Klimaatverandering	Preventiekosten
Hinder	Gebleken voorkeur, modellering CRF

5.2.7 Beperkingen in het waarderen van milieukwaliteit

Waardering van milieukwaliteit kent een aantal serieuze beperkingen. Hoewel het onderwerp tot duizenden publicaties in de laatste twee decennia heeft geleid blijven er substantiële onzekerheden kleven aan de betrouwbaarheid van de methoden. Dit komt primair omdat de in onderzoek gevonden waarde voor milieukwaliteit moeilijk verifieerbaar is met de daadwerkelijke voorkeuren van mensen (zie (Carson, 2000); (Bateman, et al., 2002)). Een sterke bias met de onderzoeksmethodiek speelt hier een belangrijke rol in. De voornaamste beperkingen zijn:

- Compleetheid: Er lijken geen methoden te zijn die volledig en compleet het arsenaal aan menselijke waarderingen voor milieukwaliteit kunnen weergeven. Met name optionele en intrinsieke waarden worden slecht gedekt in waarderingsstudies.
- Kennis en informatie bias: Over het algemeen blijkt de informatie die mensen hebben over de relatie tussen bijvoorbeeld milieuvervuiling en gezondheid slecht te zijn. Dit resulteert bijvoorbeeld in een onderschatting van de waardering van de gevolgen van milieuvervuiling bij gebleken voorkeurmethoden. Bij CVM-onderzoek is het bekend dat als mensen vooraf informatie krijgen over de effecten van luchtverontreiniging, zij deze effecten veel hoger waarderen.
- Onderzoeksbias: met name CVM-methoden leggen een grote variëteit aan uitkomsten bloot afhankelijk van de onderzoeksopzet. (Carson, et al., 1997) laten zien dat de volgorde van vraagstelling belangrijk is voor waardering, een feit dat ook empirisch is aangetoond (Payne et al., 2000). Economisch gezien is dit ook verklaarbaar, maar daar wordt vaak geen rekening mee gehouden bij waardering in kosten-batenanalyses (zie ook de discussie in Hoofdstuk 6). Overigens wordt deze kritiek wel erkend in de wetenschap en worden recent steeds meer waarderingsonderzoeken opgezet volgens Choice-Experiments waarbij ook de volgorde van vraagstelling kan variëren en hiervoor gecorrigeerd kan worden (zie ook de discussie hierboven).

We pretenderen met dit Handboek Milieuprijzen niet dat de waarden die hier gepresenteerd worden volledig en zeker zijn. We benadrukken in dit Handboek juist de grote mate van onzekerheid die er aan waarderingen van milieugoederen kleven. Dit doen we onder meer door met bandbreedtes te werken. Daarnaast is in Bijlage H een aparte analyse te vinden van de onzekerheden die samenhangen met de gehanteerde methodiek. Desalniettemin kunnen de hier gepresenteerde waarderingen niet als exacte wetenschap worden beschouwd.

Het enige alternatief voor het gebrek aan wetenschappelijke zekerheid over de hoogte van de waarderingen is het *niet* waarderen van milieugoederen. Het niet-waarderen lijkt daarmee in eerste instantie wel een oplossing te bieden voor de wetenschappelijke onzekerheid, maar het ontkent het feit dat elke dag mensen, bedrijven en overheden beslissingen maken waarin er een *impliciete* afweging wordt gemaakt tussen financiële informatie en effecten die niet in financiële grootheden zijn uit te drukken. Met het kwantificeren van de milieuprijzen verandert er niets, behalve dat deze beslissingen nu meer expliciet te maken zijn. Dat lijkt ons het voornaamste voordeel van het gebruik van milieuprijzen.



5.3 Menselijke gezondheid

Menselijke gezondheidseffecten worden ingedeeld in mortaliteit en morbiditeit. Mortaliteit betreft voortijdig overlijden. Morbiditeit betreft ziekte. Mortaliteit wordt normaliter onderscheiden in acute mortaliteit en chronische mortaliteit.

Gezondheidseffecten ten gevolge van milieuvervuiling zijn dus onder te verdelen in drie soorten van effecten:

1. Chronische mortaliteit, weergegeven als een reductie van de levensverwachting. Epidemiologisch is aangetoond dat mensen in vervuilde gebieden minder lang leven dan mensen in schonere gebieden, een relatie die ook stand houdt bij lagere concentraties milieuvervuilende stoffen in de lucht (OECD, 2012). Het gaat hierbij vooral om long, hart- en vaatziekten.
2. Acute mortaliteit, weer te geven als een stijging in het overlijdensrisico. Bepaalde soorten van milieuvervuiling, zoals smog, worden ook in verband gebracht met acuut hartfalen. Dit doet het risico op voortijdig overlijden stijgen.
3. Morbiditeit, weer te geven als een stijging in de ziektelast. Door milieuvervuiling treden astma en longproblemen vaker op. Daarnaast zijn er nog een reeks andere gezondheidsproblemen geassocieerd met vervuilende stoffen, waaronder allergie, eczeem, etc. Ook het verlies aan ontwikkeling in IQ door, bijvoorbeeld, loodvervuiling wordt als morbiditeitseffect gerekend.

Waardering van menselijke gezondheid als gevolg van milieuvervuiling volgde in de jaren '70 eerdere voorbeelden in transport en gezondheidszorg. In de meeste waarderingstudies die zijn verschenen blijkt dat gezondheidsschade de grootste post is in de totale schadekosten van milieuvervuiling.

5.3.2 Relatie midpoint naar endpoint

De volgende midpoints geven een effect op het endpoint menselijke gezondheid:

- fijnstofvorming;
- fotochemische smogvorming;
- (radioactieve) straling;
- humane toxiciteit;
- verstoring (geluidshinder)
- ozonlaagaantasting;
- verzuring*;
- klimaatverandering*.

Alle effecten zijn meegenomen in deze studie, met uitzondering van verzuring en klimaatverandering. Voor verzuring gaat het vermoedelijk om heel kleine directe effecten.²⁸ Indirecte effecten van verzurende emissies op de menselijke gezondheid, zoals de vorming van secundaire aerosolen of de bijdrage aan ozonvorming met acute gezondheidseffecten zijn meegenomen bij respectievelijk fijnstofvorming en fotochemische smogvorming. De effecten van klimaatverandering zijn in het Handboek Milieuprijzen bepaald aan de hand van preventiekosten. Dit houdt in dat er geen aparte behandeling is van de gezondheidseffecten van klimaatverandering, maar dat de effecten

²⁸ Met uitzondering van NO₂, maar het effect daarvan is toegevoegd aan chronische effecten van smogvorming, zie verder Paragraaf 6.5.



integraal zijn meegenomen (als proxy) voor de waardering voor het tegengaan van klimaatverandering.

5.3.3 Meten van gezondheidseffecten

Effecten op de gezondheid worden normaliter in een fysieke indicator uitgedrukt die het aantal ‘verloren’ jaren aangeeft aan leven (mortaliteit) of aan een bepaalde kwaliteit van leven (morbiditeit). De gangbare indicatoren voor impacts op de menselijke gezondheid zijn: YOLL, DALY en QALY.²⁹ Tabel 17 geeft een overzicht met een korte toelichting per indicator. In Bijlage B worden deze indicatoren verder toegelicht en wordt hun onderlinge relatie besproken.

Tabel 17 Verschillende indicatoren voor effectbepaling gezondheid

Indicator	Betekenis	Toelichting	Gebruikt bij milieu-effecten in:
YOLL	Years of Lost Life	Het aantal verloren levensjaren door voortijdige mortaliteit	NEEDS, IIASA-TSAP, CAFE-CBA
DALY	Disability-adjusted life years	Het aantal verloren levensjaren van volledige gezondheid	ReCiPe
QALY	Quality-adjusted life years	Het aantal jaren van perfecte gezondheid	Some individual studies (e.g. Hubbell, 2006)

Mortaliteit wordt in deze indicatoren uitgedrukt in ‘jaren verloren leven’. Morbiditeit (ziekte) wordt normaliter ook in deze indicatoren uitgedrukt aan de hand van een conversietabel waarbij ziekte wordt uitgedrukt als partieel overlijden, zoals bijvoorbeeld in Hubbell (2006) voor het QALY-raamwerk. Over het algemeen wordt ziekte vaker in QALYs uitgedrukt dan in DALYs of YOLL. Studies die gebruikmaken van YOLL zoals NEEDS (2008a) gebruiken vaak het QALY-raamwerk voor het waarderen van de relatieve ziektelast.³⁰

Op zich meten de YOLL, DALY en QALY elk een ander onderdeel van gezondheid. De grote studies op het gebied van de maatschappelijke kosten van luchtverontreiniging hebben in Europa allemaal gebruik gemaakt van de YOLL-maatstaf voor voortijdig overlijden en hebben ziektegevallen daar apart van gewaardeerd via het QALY-raamwerk. De argumentatie daarachter is dat de YOLL meer getrouw overeenkomt met de daadwerkelijke werking van milieuvervuiling waarbij milieuvervuiling de levensduur verkort, met name door ademhalings- en cardiovasculaire ziektes die optreden aan het eind van iemands leven. In dit geval geeft de YOLL de meest zuivere schatting weer van de mortaliteitseffecten op iemands leven. DALY en vooral QALY worden meer gebruikt in de gezondheidszorg (zie ook Bijlage B).

5.3.4 Waarderen van gezondheidseffecten

Elk van de in Tabel 17 vermelde indicatoren wordt in ‘jaren’ gekwantificeerd. Om gebruikt te worden in MKBAs, bij MVO of als eindweging in LCAs moeten ze vervolgens worden gemonetariseerd: er moet dus een waarde worden toegekend aan deze indicatoren. De twee meest gebruikte waarderingsmethoden zijn hierbij de VOLY of de VSL.

²⁹ YOLL wordt soms ook uitgedrukt in LYL (Life Years Lost).

³⁰ Hierbij wordt de aanname gemaakt dat 1 additionele YOLL gelijk is aan het verlies van 1 QALY, zie ook Bijlage B.



De Value of a Statistical Life (VSL) is een veelgebruikte maat in waardering van maatregelen op het gebied van verkeer en vervoer, maar wordt ook gebruikt bij de gezondheidszorg of milieu. OECD (2012) heeft een meta-analyse uitgevoerd naar de waardering van de VSL. Hieruit blijkt dat de mediane waarde voor waardering van de effecten van milieuvervuiling uitkomt op een VSL van ongeveer € 2,5 miljoen. In NEEDS (NEEDS, 2008c) wordt terecht gesteld dat, in ieder geval betreffende luchtvervuiling, waardering van mortaliteit met de waarde van een verloren levensjaar (VOLY) beter is dan waardering met VSL om de volgende redenen:

1. Luchtvervuiling kan niet worden aangewezen als primaire oorzaak van een individueel overlijden, alleen als een factor.
2. VSL houdt geen rekening met het feit dat de omvang van verlies van levensverwachting per overlijden veel korter is voor sterfgevallen die verband houden met luchtvervuiling (ongeveer een half jaar) dan voor de typische ongelukken (30-40 jaar) waarop de VSL-berekeningen zijn gebaseerd. Met andere woorden: luchtvervuiling heeft voornamelijk effect op overlijden in de levensavond terwijl ongelukken vaak meer in de loop van iemands leven gebeuren.

Om deze reden is in het NEEDS-project de VOLY gehanteerd voor het waarderen van de mortaliteitseffecten van luchtvervuiling. De VOLY (Value of a Life Year) geeft de waarde die wordt toegekend aan een levensjaar door middel van een schatting van de levensverwachting. De VOLY kan worden bepaald door verklaarde of bewezen voorkeurmethoden.

In het NEEDS-project werd de VOLY gewaardeerd via CVM (Verklaarde Voorkeuren Methode) door mensen te vragen naar hun betalingsbereidheid voor drie of zes maanden langer leven door verbeterde luchtkwaliteit. Noviteit in het NEEDS-project was om mensen expliciet te vragen naar hun waardering voor kleine veranderingen in de levensverwachting. Hierdoor werd een lagere waarde voor een VOLY in het NEEDS-project gevonden dan in andere projecten waarin mensen werden bevraagd (in discrete choice) naar hun kans op prematuur overlijden. Zoals beargumenteerd in NEEDS (2007a) geeft een analyse naar levensverwachtingsveranderingen een betere schatting dan een analyse naar veranderingen in het overlijdensrisico omdat de effecten van luchtverontreiniging in epidemiologische studies zich manifesteren als een reductie van de levensverwachting.³¹

In het NEEDS-onderzoek werd de VOLY gebaseerd op WTP-onderzoek uit 2006 waarin mensen in face-to-face interviews en aan de hand van betaalkaart-experimenten werden bevraagd naar hun waardering voor een paar maanden extra levenstijd aan het eind van hun leven.³² Op basis van de empirische resultaten, aangevuld met literatuuroverzichten, kwam het NEEDS-team op een gemiddelde VOLY voor de EU25 (plus Switzerland) op het niveau van € 40.000. Dit is een cijfer voor chronische mortaliteit: het verkorten van de levensverwachting. Voor gezondheidsgevaar van acuut overlijden, achtte het onderzoeksteam de resultaten uit eerdere onderzoeken die gaan om overlijdensrisico's wel toepasbaar, waardoor voor acute mortaliteit een VOLY

³¹ Dit komt overeen met de bewijzen voor gezondheidsrisico's van PM₁₀ die het leven verkorten en dus de levensverwachting reduceren. De effecten zijn primair epidemiologisch bewezen en niet zozeer toxicologisch.

³² Deze methode is dus een combinatie van het bevragen van mensen naar hun waardering en een simpel experiment. Door met betalingskaarten te werken wordt deze methode betrouwbaarder geacht dan het simpel bevragen van hun betalingsbereidheid doordat de fysieke handeling van een betalingsbewijs overhandigen mensen bewuster maakt dat ze moeten betalen.

van € 60.000 werd gehanteerd. Daarnaast werd op basis van eerder WTP-onderzoek ook een op QALY-gebaseerde waardering gebruikt voor diverse vormen van morbiditeit, waaronder ademhalingsproblemen, kanker, verlies aan arbeidsinzet door ziekteverzuim, kosten van ziekenhuisbezoek, etc.

Er zijn veel studies die hebben aangetoond dat de waardering voor overlijdensrisico of levensverwachting sterk is gecorreleerd aan het inkomen. In NEEDS (2006) werd gekozen om primair een Europese insteek te hanteren waarbij gemiddelden voor heel Europa werden bepaald. De gemiddelde EU25 waarde is wel gedifferentieerd tussen nieuwe lidstaten in Centraal en Oost-Europa en de 'oude' EU-staten. Centrale waarde voor de nieuwe lidstaten was € 33.000 en de berekende waarde voor de EU15 plus Zwitserland is iets hoger: € 41.000 (NEEDS, 2006).

5.3.5 Gevolgde aanpak in 2010

In het Handboek voor schaduwrijzen uit 2010 is voor de waardering van schade aan menselijke gezondheid uitgegaan van de waardering in het NEEDS-project. In NEEDS werd gewerkt met een VOLY (zie hierboven) van een EU25 gemiddelde € 40.000 per jaar voor chronische mortaliteit.

Voor acuut overlijden ten gevolge van hartfalen bij smog is er in het NEEDS-project een hogere VOLY gebruikt, namelijk € 60.000 per jaar.³³ De kosten voor morbiditeit zijn ook overgenomen uit het NEEDS-project.

In het schaduwrijzen van 2010 zijn deze waarden overgenomen en aangepast aan het prijspeil en het reële inkomen van 2008 waarbij wij, conform NEEDS (NEEDS, 2008c) ervan uit zijn gegaan dat de waardering uit het NEEDS-project was gestoeld op het inkomen (en prijspeil) uit het jaar 2000 (zie voor discussie ook hieronder). Conform NEEDS werd er gewerkt met een positieve inkomenselasticiteit van 0,85. Dit leidde tot een VOLY van € 55.021.³⁴ Bij alle thema's is gebruik gemaakt van deze VOLY met uitzondering van de aantasting ozonlaag waar een directe waardering is gebaseerd op de karakterisatie van ReCiPe, die de effecten op de menselijke gezondheid in DALYs weergeeft. Op basis van de VOLY van € 40.000 is een DALY berekend waarbij, na vele overwegingen, er conservatief voor is gekozen om 1 VOLY gelijk te stellen aan 1 DALY (hoewel er aanwijzingen zijn (zie ook de discussie in Bijlage B en CE Delft (2010)) dat een DALY hoger gewaardeerd zou moeten worden dan de VOLY.

5.3.6 Onderzoek nieuwe ontwikkelingen Handboek Milieuprijzen 2017

Ten behoeve van het Handboek Milieuprijzen 2017 is er op de volgende terreinen aanvullend onderzoek gedaan ten aanzien van de waardering van de menselijke gezondheid:

- de interpretatie en werking van de Aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet op de schatting van de VOLY en hun effect op de VOLY;

³³ De hogere waardering voor acuut overlijden kan worden gerechtvaardigd omdat in het NEEDS-project mensen zijn bevraagd naar de invloed op hun levensverwachting. Dit leidt over het algemeen tot lagere waarderingen. Indien mensen wordt bevraagd naar hun overlijdensrisico zijn mensen bereid hogere bedragen uit te geven. Acuut hartfalen kan worden gezien als een overlijdensrisico.

³⁴ Verder is er in NEEDS nog een aanname gemaakt dat voortijdig overlijden bij baby's een twee keer hogere VSL impliceert dan bij volwassene. Dit is gebaseerd op enkele studies uit de literatuur. Volwassenen hebben een impliciete VSL van € 1,5 miljoen en kinderen € 3 miljoen in NEEDS. Dit valt volgens Rabl et al., (2014) ook te rechtvaardigen door het feit dat ouders zeer betrokken zijn bij de gezondheid van hun kinderen. Overigens is dit effect in de totaliteit van effecten zeer klein: voor PM₁₀ bedraagt kindersterfte volgens Rabl et al. (2014, p. 502) slechts 3,4% van de totale schade, bij PM_{2,5} is die schade verwaarloosbaar. Een andere aanname zou hier dus niet echt tot een groot verschil in de milieuprijzen leiden.



- de relatie tussen de keuze in de Werkwijzer Sociaal Domein voor de waardering van een QALY en de waardering van een VOLY;
- nieuwe inzichten en interpretaties op basis van (NEEDS, 2008c);
- nieuwe literatuur en studies omtrent de waardering van een VOLY en een beschouwing of in het licht van deze literatuur en inzichten de VOLY uit het Schaduwprijzen Handboek 2010 te laag of te hoog moet worden beschouwd.

Hieronder worden deze vier aspecten nader toegelicht. In de Bijlage B is een uitgebreidere toelichting op sommige aspecten te vinden.

5.3.7 Implicaties van de Werkgroep Discontovoet

Conform de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet mogen gezondheidsbaten niet langer worden opgehoogd met een positieve inkomenselasticiteit omdat de hogere betalingsbereidheid voor gezondheid wegvalt (door de tijd heen) met een groter ‘aanbod’ van gezondheid.

De Werkgroep stelt het als volgt:

“Een belangrijke vraag is of de waarde van QALYs in de toekomst zal stijgen. Dit hangt af van de ontwikkeling van vraag en aanbod. Enerzijds neemt inkomen toe en hecht men meer waarde aan gezondheid. Anderzijds nemen ook de mogelijkheden om gezondheid te verbeteren toe, onder meer door de snelle technologische ontwikkeling op medisch gebied. Niet alleen de vraag naar gezondheid maar ook het ‘aanbod’ van gezondheid stijgt. De werkgroep acht de onzekerheid over de toekomstige waarde van QALYs te groot om een uitspraak te kunnen doen over een afwijkende relatieve prijsontwikkeling. Daarom adviseert de werkgroep om bij alle analyses op het gebied van gezondheid uit te gaan van de standaardwaarden voor disconto en prijzen, zowel voor de baten als voor de kosten. Dit geldt ook indien de waarde van gezondheid wordt gemeten via een VOLY (value of a life year) of VOSL (value of a statistical life).”

De interpretatie van onze kant is dat door technologische ontwikkelingen het goedkoper wordt om gezond te blijven waardoor de algemene gezondheids-situatie van de bevolking toeneemt. Volgens de standaard economische theorie van afnemend grensnut kan men dan stellen dat de waardering voor een additionele eenheid gezondheid door een reductie van de milieuvervuiling afneemt.³⁵ Deze constatering is economisch gezien juist. Het verband tussen de basisgezondheid en de waardering voor gezondheid is ook in empirisch werk gevonden. In Istaito et al., (2014), bijvoorbeeld, blijkt dat de WTP voor luchtverontreiniging negatief gecorreleerd is met het basisniveau van gezondheid gemeten via de RAND-36-vragenlijsten. Naarmate men gezonder is neemt de waardering voor maatregelen om luchtvervuiling tegen te gaan af.³⁶

In dit handboek nemen we de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet over en hanteren voor de VOLY-waardering geen positieve inkomens-elasticiteit. Dit impliceert dat we de NEEDS-waardering uit het jaar 2005 uitsluitend ophogen met een factor voor inflatiecorrectie en niet langer met een factor voor de groei van het inkomen. We veronderstellen daarmee dat de

³⁵ Hierbij merken we op dat de Werkwijzer Discontovoet geen gebruikmaakt van de redenering van afnemend grensnut: alleen dat de kosten van het voorzien van gezondheid goedkoper worden door de tijd heen.

³⁶ Daarom zou men ook een lagere VOLY verwachten, ceteris paribus, naarmate de lucht schoner wordt. In het (NEEDS, 2008c) project is hiermee geen rekening gehouden omdat er met één constante VOLY-waardering in verschillende scenario's is gewerkt, onafhankelijk van het basisniveau van vervuiling.



mensen een lager aandeel van hun inkomen aan het voorkomen van milieu-vervuiling willen spenderen in 2015 dan in 2005 omdat hun gezondheidssituatie beter is geworden.

5.3.8 Nieuwe interpretatie van NEEDS-onderzoek

In het oude Schaduwrijzen Handboek was, conform NEEDS (2008a), gesteld dat de prijzen en inkomens uit het NEEDS-onderzoek waren gestoeld op de situatie in het jaar 2000. Er is in het oude Schaduwrijzenhandboek geen verder onderzoek gedaan naar de juistheid van deze aanname. In het kader van dit onderzoek is echter gebleken dat dit wellicht onjuist is. Het onderzoek naar de waardering van een VOLY is gebaseerd op enquêtes die in 2005 en 2006 zijn afgenomen. De respondenten beantwoorden dus hun vragen gebruikmakend van de prijzen en inkomens uit het jaar 2005. Derhalve zouden de mortaliteitseffecten zijn uitgedrukt in het prijspeil van 2005. In het finale eindrapport van NEEDS (2008a) staan echter alle effecten vermeld in het prijspeil 2000. Waarom dit uitgangspunt is gekozen wordt niet duidelijk gemaakt.

Het jaar waarin de prijzen zijn uitgedrukt is van belang omdat met name tussen het jaar 2000 en 2005 er een snelle geldontwaarding plaatsvond met de introductie van de euro. Daarom is het aannemelijk dat respondenten in het WTP-onderzoek van na de invoering van de euro met andere prijzen rekenden dan respondenten in WTP-onderzoek van voor de euro.

Daarnaast zijn er ook vraagtekens te zetten bij de waardering van verloren arbeidsdagen ten gevolge van ziekteverzuim. De in NEEDS (2008a) gehanteerde waardering van € 295/dag (in prijspeil 2000) is namelijk veel hoger dan eerder werd toegepast. Indien men dit effect doorrekent (aangepast aan inflatie) met het totaal aantal gewerkte uren komt men bijvoorbeeld op een bedrag uit dat hoger is dan het BBP van Nederland. Waarom deze hogere waarde is gekozen is niet geheel duidelijk. In onze optiek is het juister (en simpeler) om de waardering te baseren op de beloning voor de productiefactor arbeid (inclusief sociale lasten) uit de nationale rekeningen. Dit resulteert in een waardering van € 175/dag in het prijspeil van 2015.

5.3.9 Implicaties van de voorgeschreven waardering voor QALY uit de Werkwijzer Sociaal Domein

In de Werkwijzer Sociaal Domein (SEO, 2016a) wordt uitgegaan van een waardering van een QALY van € 50.000 en 100.000. De waardering voor een QALY uit de curatieve zorg is echter niet zonder meer toepasbaar op de VOLY.³⁷ Allereerst beschouwt de QALY de gezondheidswinst als maatstaf terwijl de VOLY kijkt naar de effecten op de levensverwachting. De VOLY sluit daarbij meer aan bij *preventieve* gezondheidszorg dan bij *curatieve* gezondheidszorg. De bijlagen bij de Werkwijzer Sociaal Domein bevatten een discussie of een QALY voor preventieve gezondheidszorg lager is dan een QALY voor curatieve gezondheidszorg. Hoewel er studies zijn die dit beweren beargumenteren Koopmans et al. (SEO, 2016b) dat er op zich geen theoretische onderbouwingen te vinden zijn voor het hanteren van een lagere QALY voor preventieve gezondheidszorg dan voor curatieve zorg. Zij adviseren derhalve om dit niet apart te waarderen. Dit impliceert dan tevens dat er geen redenen zouden zijn om milieuvervuiling anders te waarderen dan ingrepen in de gezondheidszorg.

³⁷ Uiteraard is de QALY inverse aan de VOLY, zie verderop in dit hoofdstuk.



Ten tweede betreft de waardering met een VOLY primair onvrijwillige risico's, terwijl de waardering met een QALY vrijwillige ingrepen betreffen. De betalingsbereidheid voor het voorkomen van onvrijwillige risico's is over het algemeen hoger, hetgeen zou veronderstellen dat de waardering met een VOLY hoger zou liggen dan met een QALY.

In Bijlage C wordt een discussie behandeld die ingaat op de vraag of er een omrekeningsfactor te vinden valt tussen een VOLY en een QALY. Onze best-guess voor de omrekening van QALY naar VOLY gaat uit van een relatie tussen QALY en DALY van 1,087 en een relatie tussen DALY en VOLY van 1 (zie Bijlage C.3). De hogere waardering van een VOLY in plaats van een QALY hangt primair samen met het feit dat de waardering voor het voorkomen van voortijdig overlijden hoger is dan de waardering voor het voorkomen van ziekten zodat een QALY van 0 (geen nut aan gezondheidsstaat) per jaar niet gelijk is aan 1 YOLL (er niet meer zijn in verband met overlijden). Op basis van leeftijdsgewichten en relatieve ziektelast kan er dan een omrekening plaatsvinden. In Bijlage C is beargumenteerd dat de beste schatting op dit moment een omrekeningsfactor van 1,087 bedraagt.

Dit houdt in dat de voorgeschreven QALY-waarden uit de Werkwijzer Sociaal Domein resulteren in een waardering voor een VOLY van € 54.350 en 108.700 per jaar. Deze range valt precies in het midden van de range die Desaigues (Desaigues, et al., 2011) rapporteren voor de in NEEDS uitgevoerde verklaarde voorkeurmethode waarbij, uitgerekend in prijspeil 2015, de onder- en bovenwaarde zich tussen de € 33.500 en 134.000 bevinden.³⁸

5.3.10 Nieuwe literatuur en discussie over de hoogte van de VOLY?

Tot slot hebben we onderzocht of nieuwe literatuur een hogere of lagere VOLY zou impliceren ten opzichte van het Handboek Schaduwprizen 2010.

In de EU zijn er sinds 2011 diverse onderzoeken uitgevoerd naar de kosten en baten van luchtverontreinigingsbeleid (zie Holland et al., 2014; 2015). Hierbij wordt gerekend met een veel hogere VOLY van € 58.000 mediane waarde en € 135.000 voor de gemiddelde waarde. Daarbij moet wel worden opgemerkt dat deze waarden zijn gebaseerd op de aan inflatie aangepaste waarderingen die in NewExt (2005) onderzoek zijn bepaald op basis van de kans op overlijdensrisico's. Zoals hierboven beargumenteerd wordt de waardering van luchtverontreiniging beter gerepresenteerd door het kwantificeren van de impact op de levensverwachting. Daarom zien we dit niet noodzakelijkerwijs als een betere waardering op wetenschappelijke gronden. Wel zien we dat de centrale waardering van NEEDS (2007a) niet langer wordt gebruikt bij een aantal belangrijke kosten-batenanalyses in Europa en ook is verworpen bij de richtlijnen van de EC over Impact Assessments uit 2009. Hierin (EC, 2009a) (EC, 2009b) wordt aanbevolen om een eventuele kwantificering van gezondheidsschade ten gevolge van milieuvervuiling in impact assessments standaard uit te voeren met een range van € 50.000 en 100.000 per VOLY.

(Chanel & Luchini, 2014) stellen dat de waarderingen voor een VOLY, zoals gebruikt in NEEDS, lijden tot onderschattingen van de daadwerkelijke waardering voor een hogere levensverwachting. In hun WTP-onderzoek over de baten van luchtverontreinigingsemissies in Frankrijk stellen zij dat de WTP voor het voorkomen van luchtverontreiniging tot een onderschatting leidt als alleen de effecten op het eigen leven worden meegenomen. Veel mensen

³⁸ Voor deze berekening is de inkomenselasticiteit op 0 gesteld. In prijzen 2000 zijn de onder- en bovenwaarde respectievelijk € 25.000 en 100.000.



willen schonere lucht niet alleen voor henzelf, maar vooral ook voor hun dierbaren. Als zij dit effect wel meenemen komen zij tot een veel hogere VOLY van € 140.000 in Frankrijk voor het voorkomen van voortijdig overlijden door de effecten van luchtverontreiniging. Dit komt overeen met de kritiek van Mouters et al. (2015) dat stated preference-onderzoek tot een onderschatting komt als alleen de effecten op de eigen levensverwachting worden meegenomen.

Daarnaast stellen (Bijlenga, et al., 2011) dat WTP-onderzoek middels enquêtes, zoals in NEEDS, over het algemeen tot een lagere waardering voor een VOLY leidt dan discrete choice-experimenten waarbij er tegelijkertijd een verklaarde voorkeur voor meerdere aspecten wordt bepaald (Bijlenga, et al., 2011). Zij stellen echter ook dat op theoretische gronden niet aannemelijk kan worden gemaakt welke methode beter is.

Aan de andere kant komen Istamto (Istamto, et al., 2014) tot een 3-5 keer lagere waardering voor de gezondheidseffecten van luchtverontreiniging dan in het NEEDS-onderzoek (Desaigues, et al., 2011). Volgens Istamto (Istamto, et al., 2014) is dit verklaarbaar door de methode van bevraging waarbij het NEEDS-onderzoek gebruikmaakte van face-to-face interviews inclusief experimenten (payment-card-methode) en Istamto et al. (2014) gebruikmaakte van een webenquête. Het is volgens Istamto et al. (2014) bekend dat dit een lagere waardering oplevert. In onze optiek is de enquêtemethode van Istamto et al. (2014) inderdaad minder volledig dan het NEEDS-onderzoek en kan derhalve niet zonder meer tot uitgangspunt worden gekozen voor een herziening van de VOLY-waarden.

Naast nieuw empirisch onderzoek is er ook onderzoek verschenen rondom meta-analyses en vergelijkingen tussen resultaten uit het milieudomein en andere domeinen (bv. transport) met effecten op de gezondheid. OECD (OECD, 2012) omvat een meta-analyse van de waardering voor menselijke gezondheid op basis van de VSL. Deze studie concludeert dat de mediane VSL in het milieudomein ongeveer € 2,4 miljoen bedraagt.³⁹ Uitgaande van de gemiddelde verhouding tussen VSL en VOLY bij milieuvervuiling van tussen de 20 en 40 (zie Bijlage B), betekent dit dat de waardering voor een VOLY tussen de € 60.000 en 120.000 zou liggen. OECD (OECD, 2012) analyseert het verschil tussen waardering met een VOLY en waardering met de VSL. De studie signaleert dat gebruik van de VSL in combinatie met een QALY over het algemeen tot hogere waardering voor milieuvervuiling leidt dan een VOLY en stelt dat dit komt doordat de VOLY-morbiditeit (ziekte) onderschat. Alleen als er een hoge waardering voor een VOLY van € 130.000 wordt gebruikt is de waardering van morbiditeit in lijn met studies gebaseerd op de VSL, volgens de OECD (OECD, 2012). Op basis van de OECD-studie heeft de Franse overheid aanbevolen om in kosten-batenanalyses een VOLY te hanteren van € 115.000 in prijzen 2010 (Quinet, 2013).

Tot slot blijkt uit onderzoek ook dat, los van het inkomen, het opleidingsniveau ook van invloed is op de waardering van gezondheid. Naarmate mensen hoger opgeleid zijn wordt de waardering voor een VOLY hoger (zie bijvoorbeeld OECD (OECD, 2012) in het algemeen en Istamto et al., 2014, voor Nederland). Omdat het opleidingsniveau in Nederland anno 2016 hoger is dan in 2005, zou men verwachten dat de waardering voor een VOLY hoger zou kunnen liggen.

³⁹ De VSL bij milieuvraagstukken is volgens de OECD (2012) een factor 2 lager dan bij verkeersslachtoffers. Volgens de OECD kan dit mede verklaard worden door het feit dat individuen in WTP-onderzoeken een lagere waardering geven aan programma's met een publiekgoedkarakter (zoals bij milieu).

5.3.11 Keuze in het Handboek Milieuprijzen 2017

Als uitgangspunt hebben we de VOLY-waardering uit het NEEDS-project voor de EU15 genomen (€ 41.000 in prijzen 2005). Als we deze uitdrukken in prijzen 2015 komen we op een bedrag van € 48.000 uit. Deze waarde ligt iets onder de onderwaarde van de QALY, uitgedrukt in VOLY (zie hierboven) uit de Werkwijzer Sociaal Domein (SEO, 2016a) die op een VOLY van € 55.000 zou uitkomen (zie de argumentatie in Bijlage B). In het EU-onderzoek naar de kosten en baten van luchtverontreiniging wordt een VOLY van € 58.000 gehanteerd. Wij vinden het aannemelijk dat de werkelijke onderwaarde voor een VOLY dus rond de € 50.000 (prijspeil 2015) zou liggen. Er zijn wel aanwijzingen dat dit een onderwaarde vormt. Recent onderzoek komt over het algemeen tot hogere VOLY-waarderingen. Als we uitgaan van dezelfde bandbreedte die in SEO (2016b) wordt gehanteerd, zouden we uitkomen op een VOLY-bovengrens van € 110.000. Deze bovengrens is in lijn met de voorgeschreven VOLY van de Franse overheid (€ 115.000). Een dergelijke VOLY ligt iets onder de bovengrens gehanteerd in de EU-studies (Holland et al., 2014). Daarom is het aannemelijk dat er een bovengrens in de VOLY-waarderingen bestaat die ongeveer tussen de € 110-120.000 zou liggen.

Op basis van deze overwegingen besluiten we om een VOLY van € 50.000 te hanteren als ondergrens en een VOLY van € 110.000 als bovengrens.

De VOLY is de belangrijkste maatstaf voor de gezondheidseffecten van milieuvervuiling doordat milieuvervuiling tot meer schade op het gebied van mortaliteit dan morbiditeit leidt. Voor berekeningen van morbiditeit gaan we uit van een QALY zoals die in het sociaal domein is geformuleerd van € 50.000 in de ondergrens en € 100.000 als bovengrens. In de ondergrens is een VOLY dus gelijk aan een QALY. Voor de bovengrens maken we wel onderscheid tussen een QALY van € 100.000 en een VOLY van € 110.000.

Deze onder- en bovenwaarden voor menselijke gezondheid worden geadviseerd voor gebruik in MKBAs. Voor bedrijven en milieukundigen is het hanteren van ranges minder gebruikelijk. Daar wordt vaker gewerkt met een centrale waarde. Omdat de VOLY naar alle waarschijnlijkheid niet normaal verdeeld is, kiezen we ervoor om de centrale waarde vast te pinnen op € 70.000 voor zowel een VOLY als een QALY.

In dit handboek is tevens besloten om niet langer gebruik te maken van een aparte waardering voor acute mortaliteit. De reden is dat acute sterfte als gevolg van milieuvervuiling meestal optreedt bij ouderen. Er zijn aanwijzingen dat de waardering voor een extra levensjaar aan het einde van het leven lager is dan de waardering die wordt gedaan voor een extra jaar levensverwachting gedurende het leven. Hierdoor waarderen mensen een extra levensjaar aan het einde van het leven ook lager dan de gemiddelde populatie. De aanname om acute mortaliteit ten gevolge van O₃-concentraties op leefniveau niet anders te waarderen dan chronische mortaliteit, is niet ongebruikelijk: ook het Ecosense-model veronderstelt dat er geen verschil in waardering tussen chronische en acute mortaliteit bestaat (NEEDS, 2008b). Deze aanpak is in dit handboek gevolgd.

Voor zuigelingensterfte wordt de benadering in NEEDS (2008a) gevolgd waarbij er met een VSL-waarde wordt gewerkt die tweemaal zo groot is als die van volwassenen. Dit resulteert in een VSL-waarde van € 3 miljoen (in prijzen 2005) voor de onderwaarde van de gezondheidseffecten. Voor het verlies aan arbeidsuren wordt gebruik gemaakt van de nationale rekeningen waarbij het totaal aan beloningen voor de productiefactor arbeid (loon en afdracht sociale lasten) wordt gedeeld door het totaal aantal gewerkte uren. In prijzen 2015



komt dat neer op een beloning voor de productiefactor arbeid met € 175 per dag (inclusief BTW). In Bijlage C staan de precieze bedragen vermeld waarmee we hebben gerekend in het Handboek Milieuprijzen voor de diverse ziektegevallen ten gevolge van milieuvervuiling.

5.4 Waardering ecosysteemdiensten en natuur

Ecosystemen (i.e.: samenlevingen van organismen binnen bepaalde leef-omgevingen) dragen bij aan de welvaart van mensen. Deze bijdrage aan de welvaart wordt aangeduid door 'ecosysteemdiensten'. Dit zijn de producten en diensten die het natuurlijk systeem levert ten behoeve van het welzijn van de mens. Emissies en landgebruik(veranderingen) kunnen gevolgen hebben op het functioneren van ecosystemen en dus op de beschikbaarheid van ecosysteemdiensten.

Naast ecosysteemdiensten is ook biodiversiteit, of soortenrijkdom, van belang. 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 en de watercyclus, die vervolgens weer allerlei diensten leveren voor de mens.

Deze paragraaf geeft inzicht in de waardering van schadekosten ten gevolge van milieuvervuiling op het thema ecosysteemdiensten.

5.4.1 Onderverdeling van ecosysteemdiensten

Ecosysteemdiensten worden gedefinieerd en opgesplitst in de verschillende diensten die ze leveren ten behoeve van het menselijk welzijn. Men onderscheidt hierbij conform de CICES indeling (EEA, 2011)⁴⁰:

- productiediensten (zoals voedsel uit landbouwgewassen, biomassa als brandstof, visserij, bosbouw en zoet water);
- culturele diensten (zoals recreatie, esthetische kwaliteit van de leefomgeving en rentmeesterschap);
- regulerende en onderhoudende diensten (zoals klimaatregulatie, bodemvorming, biologische plaagbestrijding en waterzuivering).

Er is in Nederland en de EU veel onderzoek gedaan naar de categorisering en kwantificering van ecosysteemdiensten, maar onderzoek naar de relatie tussen emissies en de verschillende ecosysteemdiensten is relatief beperkt, met uitzondering van klimaatemissies die in dit handboek echter via preventiekosten worden benaderd (zie Paragraaf 6.3).⁴¹ Voor culturele en regulerende diensten is er vrijwel geen bruikbaar onderzoek beschikbaar naar de relatie tussen emissies en deze ecosysteemdiensten.

Voor de productiediensten van ecosystemen is wel enig onderzoek beschikbaar, vooral voor landbouwgewassen. In NEEDS (2007a) is bijvoorbeeld de relatie tussen concentraties van SO₂ en ozon (O₃) op gewasopbrengst gekwantificeerd. Ook is de relatie tussen kalk en verzuring en tussen stikstof en mestbehoefte onderzocht. Door de verandering in gewasopbrengst te

⁴⁰ Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) system. Deze indeling wordt gebruikt in Nederland (PBL) en de EU.

⁴¹ Zie bijvoorbeeld (Wheeler & Braun, 2013), Klimaat effecten worden in het Handboek Milieuprijzen meegenomen door middel van de preventiekostenbenadering die de waardering baseert op de marginale kosten van het behalen van beleidsdoelstellingen. Daarom is het niet langer nodig om de effecten van klimaatemissies op endpoints te bepalen en waarderen.



vermenigvuldigen met marktprijzen voor een gewas worden de schadekosten gekwantificeerd. Daarnaast is op bepaalde milieuthema's, zoals ozonlaag-aantasting, ook een relatie gelegd tussen emissies die de milieuproblematiek veroorzaken, en de schade aan landbouwgewassen en bosbouw (zie bijvoorbeeld Hayashi, 2006). Er is ons echter geen onderzoek bekend dat op een systematische wijze de impact van emissies op *alle* productiediensten heeft gekwantificeerd. Daarnaast worden effecten op, bijvoorbeeld, de visserij vaak gekwantificeerd via het concept van biodiversiteit (zie hieronder).

5.4.2 Biodiversiteit en relatie met ecosysteemdiensten

Biodiversiteit, of soortenrijkdom, kan worden gedefinieerd als de variatie, omvang en kwaliteit van soorten, populaties en ecosystemen, die afgezien van de functionele betekenis ook onderwerp is van ethische en morele overwegingen. Verlies aan biodiversiteit leidt tot verlies aan ecosysteefuncties (intrinsiek en extrinsiek) en verlies aan veerkracht van het ecosysteem. Daarnaast hechten mensen er waarde aan om soortenrijkdom in stand te houden en door te geven aan volgende generaties.

Er bestaat daarom discussie of biodiversiteit als een zelfstandige ecosysteemdienst beschouwd moet worden of dat het (indirect) bijdraagt aan het creëren van andere ecosysteemdiensten. Hierbij is een tendens in de discussie zichtbaar dat biodiversiteit bijdraagt aan andere ecosysteemdiensten (Kuik, et al., 2007). (Science for Environment Policy, 2015) concludeert op basis van bestaande literatuur dat, ook na 20 jaar onderzoek, de exacte relatie tussen biodiversiteit en ecosysteemdiensten nog niet helemaal duidelijk is.

Wel kunnen er enkele conclusies worden getrokken:

- Biodiversiteit speelt een fundamentele rol in het functioneren van ecosystemen. Hoe de relatie tussen biodiversiteit en ecosysteemdiensten precies ligt, is evenwel niet goed te kwantificeren.
- De relatie tussen biodiversiteit en typen ecosysteefuncties is niet lineair. In het algemeen zijn regulerende functies gebaat bij meer biodiversiteit. Productiefuncties (landbouw, bosbouw) leveren echter gemiddeld de hoogste opbrengsten bij relatieve lage biodiversiteit. Bij culturele functies verschilt de relatie per functie. Over het algemeen zijn culturele functies gebaat bij meer biodiversiteit, hoewel dit voor recreatiefuncties bij zeer hoge biodiversiteit niet opgaat.
- Regulerende functies zijn belangrijk in die zin dat biodiversiteit een voorwaarde is voor het handhaven van ecosysteefuncties. Op langere termijn is een hoge biodiversiteit bijvoorbeeld ook een voorwaarde voor het handhaven van de productiefuncties.
- Er is sprake van synergie, maar ook van trade-offs tussen ecosysteemdiensten, met name tussen productiediensten (zoals landbouwgewassen) en regulerende diensten.

De relatie tussen emissies en effecten op biodiversiteit is relatief beperkt onderzocht. In NEEDS (2008c) en ReCiPe (Goedkoop, et al., 2013) wordt de relatie tussen emissies en biodiversiteit wel gekwantificeerd. In ReCiPe (Goedkoop, et al., 2013) wordt aangenomen dat de soortendiversiteit de kwaliteit van ecosystemen voldoende vertegenwoordigt en wordt de relatie tussen emissies en het verdwijnen van soorten gekwantificeerd. In NEEDS (2008) wordt aangegeven dat verlies aan biodiversiteit leidt tot het verloren gaan van ecosysteefuncties en dat de veerkracht van een ecosysteem verslechtert. Dit is in lijn met Science for Environment Policy (2015).

Het gebruiken van biodiversiteit als proxy voor de intrinsieke en extrinsieke waarde van ecosystemen kan, tot op zekere hoogte, worden gerechtvaardigd

gezien de essentiële rol van biodiversiteit voor de kwaliteit van ecosysteemfuncties. Er kan echter sprake zijn van een negatieve relatie tussen biodiversiteit en landbouwopbrengsten. Dat vormt een argument om naast de waardering voor biodiversiteit ook een waardering voor landbouwgewassen toe te voegen. Deze lijn is gekozen in dit handboek waarbij de welvaartseffecten van ecosysteemdiensten worden gekwantificeerd via het verlies aan opbrengsten van landbouwgewassen (inclusief bosbouw en inclusief gewassen voor veeteelt maar exclusief veeteelt zelf en visserij) en het verlies aan biodiversiteit.

5.4.3 Effecten van midpoint op endpoint

De volgende midpoints geven een effect op de endpoint-ecosystemen:

- vermesting;
- verzuring;
- smogvorming;
- ecotoxiciteit;
- ozonlaagaantasting;
- landgebruik;
- straling*;
- klimaatverandering*.

In het Handboek Milieuprijzen zijn al deze effecten gemonetariseerd met uitzondering van straling en klimaatverandering. Voor straling kon geen goede methode worden gevonden waarbij de effecten van radionuclides op soortenrijkdom kon worden bepaald. Klimaatverandering wordt in het Handboek Milieuprijzen benaderd via de preventiekostenmethode waardoor er geen nadere uitsplitsing mogelijk is in gezondheids- en ecosysteemeffecten (zie verder Paragraaf 6.3). Voor verzuring, ozonlaagaantasting en smogvorming worden zowel de invloeden op landbouwgewassen als de invloeden op biodiversiteit meegenomen bij de bepaling van de milieuprijzen. Voor de overige thema's worden alleen de effecten op biodiversiteit meegenomen in het Handboek Milieuprijzen waarbij impliciet dus wordt aangenomen dat de effecten op landbouwgewassen geen externe effecten zijn.⁴²

5.4.4 Stand van zaken in het Handboek 2010

In 2010 is het endpoint *schade aan ecosystemen* gewaardeerd door middel van een waardering van effecten op biodiversiteit alleen. De effecten op landbouwgewassen werden gekwantificeerd op het endpoint: schade aan gebouwen en materialen, waarbij landbouwgewassen werden beschouwd als een materiaal. Ecotoxiciteitseffecten werden niet gemonetariseerd in het Handboek Schaduwrijzen 2010.

De relatie tussen emissies en schade aan biodiversiteit is in het Handboek Schaduwrijzen (CE Delft, 2010) gebaseerd op NEEDS (2007) voor de thema's verzuring en smogvorming, Hayashi (2006) voor ozonlaagaantasting en ReCiPe (Goedkoop, et al., 2009) voor de overige milieuthema's. De schade aan de diversiteit van een ecosysteem is conform ReCiPe uitgedrukt in een specifieke indicator, namelijk PDF/m²/yr, waarbij PDF staat voor Potentially Disappeared Fraction (of species). Deze indicator geeft het verlies van soorten gedurende een jaar in een bepaald gebied en is door Goedkoop en Spriensma (1999) als een van de eersten gebruikt als maatstaf voor het verlies aan biodiversiteit. In ReCiPe (Goedkoop, et al., 2013) is er voor de diverse typen landgebruik een

⁴² Landgebruiksveranderingen kunnen bijvoorbeeld effecten hebben op de marktprijzen voor landbouwgewassen. Aangenomen wordt hierbij dat dit echter een doorgeschoven effect is die in de grondprijzen zit verdisconteerd. Er is derhalve geen extern effect aanwezig van landgebruiksveranderingen.



zeker aantal soorten vastgesteld (referentiewaarden). Als het landgebruik verandert naar een type met minder soortenrijkdom, neemt het aantal soorten (biodiversiteit) af. Daaruit kan een delta-PDF worden berekend. Deze delta-PDF-benadering is ook toegepast in het NEEDS-project (Ott, et al., 2005) voor het bepalen van het effect op ecosystemen door verzuring en eutrofiëring. Aanvullend hierop is in het Handboek Schaduwprizen Hayashi (2006) gebruikt voor een directe waardering van schade aan gewassen ten gevolge van ozonlaagaantasting.

Box 4 Relatie PDF en biodiversiteit

PDF is een indicator voor schade aan ecosystemen en geeft de kans weer dat soorten verdwijnen, bijvoorbeeld door emissies of veranderingen in landgebruik. De huidige stand van plant- en diersoorten tijdens een bepaald type landgebruik (S_i) wordt vergeleken met het referentielandgebruik (S_{ref}). Dit geeft de relatieve soortenrijkdom. De inverse hiervan is PDF.

$$PDF = 1 - S_i / S_{ref}$$

In geval van emissies is PDF : $1 - POO$, hierbij staat POO voor Probability of Occurance. PDF staat voor het deel aan soorten dat zeer waarschijnlijk afwezig is door ongewenste leefomstandigheden veroorzaakt door verzuring of vermesting.

Een PDF van bijvoorbeeld 0,2 PDF.m².jaar betekent het verlies van 20% van de soorten op 1 m² aardoppervlakte gedurende 1 jaar.

De *waardering* van de effecten op biodiversiteit zijn in het NEEDS-project (NEEDS, 2008a) en in het Handboek Schaduwprizen (CE Delft, 2010) gebaseerd op Kuik et al. (2008). Zij voerden een metastudie uit naar de betalingsbereidheid voor biodiversiteit, gebaseerd op WTP. De metastudie omvat internationale studies die verschillende aspecten van biodiversiteit waarderen (toerisme; behoud van bossen; behoud van ecosysteemwaarden). De waardering is een proxy voor welvaart. Kuik et al. (2008) komen uit op een waarde van €₂₀₀₄ 0,47 per PDF/m²/jaar. Dit is een gemiddelde waarde voor de waardering van gemiddelde schade in Europa. In het Handboek Schaduwprizen is deze gemiddelde waardering genomen en is er geen poging ondernomen om de waardering aan te passen specifiek voor Nederland.

De waardering van schade aan landbouwgewassen is in het Handboek Schaduwprizen als endpoint samengevoegd met de schade aan gebouwen en materialen. De waardering van schade aan landbouwgewassen is gebaseerd op NEEDS (2008). De effecten van SO₂ en ozon zijn gemodelleerd met concentratieresponsfuncties. Veranderingen in gewasopbrengsten afhankelijk van de SO₂-concentratie zijn berekend voor tarwe, gerst, aardappelen, suikerbieten en haver. Voor ozon op leefniveau is de relatieve veranderingsofbrengst berekend voor rijst, tabak, suikerbieten, aardappelen, zonnebloemen en tarwe. Monetaire waardering van gewasveranderingen is gebaseerd op prijzen per ton, gekwantificeerd als een ongewogen gemiddelde van de prijzen voor de bovenstaande gewassen.

5.4.5 Nieuwe inzichten: waardering en effectbepaling

Om biodiversiteit én ecosysteemdiensten te waarderen, zijn verschillende initiatieven gestart, zoals TEEB en het programma natuurlijk Kapitaal van het ministerie van Economische Zaken. Doel van deze initiatieven is om het maatschappelijke belang van biodiversiteit en ecosysteemdiensten te duiden en mee te laten wegen bij afwegingen en projecten. Op dit moment wordt in



het kader van de Werkwijzer Natuur (zie ook Paragraaf 5.4.8) onderzocht in hoeverre deze een aanknopingspunt kunnen bieden voor het kwantificeren van de welvaartsverliezen ten gevolge van ingrepen die de natuur aantasten.

Natuurpunten

Om de effecten van biodiversiteit tot uiting te laten komen in beleidsbeslissingen, heeft het PBL de natuurpuntenmethode ontwikkeld. De natuurpuntenmethode kwantificeert biodiversiteit op basis van de oppervlakte van het gebied dat wordt aangetast en de kwaliteit van het natuurgebied (in termen van zeldzaamheid van soorten).⁴³ Natuurpunten zijn niet monetair, maar worden weergegeven als één indexgetal dat de verschillen in biodiversiteit laat zien tussen twee alternatieven. Er bestaan op dit moment geen studies die hebben getracht de welvaartswaarde van een natuurlandpunt in te schatten.

TEEB

TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) is een wereldwijd initiatief om de waarde van natuur zichtbaar te maken. In het kader van dit project zijn de afgelopen jaren verschillende studies gepubliceerd waarin ecosysteemdiensten worden gewaardeerd zoals houtkap, visserij, recreatie etc. Ook wordt meer onderzoek gedaan naar het waarderen van natuur als natuurlijk kapitaal binnen het overheidsprogramma 'Natuurlijk Kapitaal Nederland' (PBL, 2015). Het ministerie van Economische Zaken laat binnen dit programma onderzoek doen naar economische en maatschappelijke waarde van natuur in Nederland.⁴⁴ Er is evenwel geen relatie te leggen tussen deze onderzoeken en de fysieke indicator van PDF/m² waarin de effecten van emissies op de natuur worden uitgedrukt.

Europese initiatieven

In het kader van de Europese Biodiversity Strategy heeft veel onderzoek plaatsgevonden naar het opstellen van biodiversiteitsindicatoren en het in beeld brengen en categoriseren van ecosysteemdiensten. Een voorbeeld hiervan is MAES, Mapping and Assessment of Ecosystem Services. Ook is er het SEBI-initiatief, Streamlining European Biodiversity Indicators. Dit type initiatieven biedt veel data die mogelijk in de toekomst relevant zijn voor het updaten van bestaande indicatoren (aantal soorten). Verder is dit type projecten meer gericht op 'hoe is het met de biodiversiteit gesteld?' Ook hierbij is er evenwel geen relatie te leggen tussen emissies en biodiversiteit/ecosysteemdiensten en zijn daarom niet direct bruikbaar voor het opstellen van milieuprijzen.

5.4.6 Nieuwe inzichten: karakterisatie

Karakterisatie van stoffen geeft de verhouding weer van de ene stof ten opzichte van de andere op het gebied van ecosysteemeffecten. Naast ReCiPe is het International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handboek ontwikkeld door het Institute for Environment and Sustainability in het EU Joint Research Centre (JRC). Het betreft een analyse van best practices uit 2009. ILCD is gebruikt bij de ontwikkeling van Product Environmental Footprint en de Organisation Environment Footprint (PEF/OEF). De ILCD-methode meet verandering van landgebruik in kg-C-deficit, de mate waarin de bodem

⁴³ De natuurpuntenmethode wordt ook genoemd in de Algemene Leidraad voor MKBAs voor het bepalen van effecten op biodiversiteit.

⁴⁴ Van de zeven onderzoeken zijn er vier afgerond. Een voorbeeld hiervan is het rapport over Bonaire, waarin alle ecosysteem functies zijn gewaardeerd tot een 'Total Economic Value', door middel van onder andere enquêtes en WTP en vermeden schadekosten (EZ, 2013).



koolstof bevat en vasthoudt. De methode houdt geen rekening met soortenrijkdom. ILCD koppelt ook geen impacts aan biodiversiteit, daarom kan er geen vertaling van midpoint naar endpoints plaatsvinden. Daarom is ILCD minder geschikt voor het waarderen van landgebruik. Op andere onderdelen komt de methode overeen met ReCiPe.

Het PROSUITE-project⁴⁵ raadt voor ozonuitputting en de vermessing van zoetwater en zeewater de ReCiPe-benadering aan (Ecofys, 2014). Het PROSUITE-project zelf gebruikt PDFs om het endpoint 'natural environment' te waarderen aan de hand van de karakterisatiefactoren uit ReCiPe.

Een beperking in het gebruik van karakterisatiefactoren als waarderingsgrondslag, zoals in het PROSUITE-project, is dat karakterisatiefactoren typische gemiddeld-Europese relaties geven van de verhouding tussen schadelijkheid van stoffen. Voor de Nederlandse situatie, met relatief zware vermessingsproblematiek, kunnen deze gegevens niet altijd representatief zijn (zie ook Paragraaf 6.7).

5.4.7 Nieuwe inzichten: waardering PDF

In het Handboek Schaduwrijzen 2010 is de waardering van biodiversiteit op de gemiddelde waarde van een EDP⁴⁶ per m² per jaar van €₂₀₀₄ 0,4706, gebaseerd op Kuik et al. (2008). Deze waarde betreft de gemiddelde waarde uit een meta-analyse van Europese landen. De mediane waarde in dit onderzoek bedraagt €₂₀₀₄ 0,0604 - een factor 8 lager. Dit impliceert dat de verdeling van waarden veel relatief hoge waarden kent (Kuik et al., 2008, p. 18). Ecofys (2014) gebruikt in een studie naar de externe kosten van energieproductie de mediane waarde van Kuik in plaats van de gemiddelde waarde. Over het algemeen geldt dat in meta-analyses aan de mediane waarde een groter gewicht wordt toegekend dan aan de gemiddelde waarde. Hiertegenin kan worden gebracht dat een eerdere studie van Ott et al., 2006, kwam tot een waardering van de PDF van € 0,45/€ 0,49 per PDF/m², wat gelijk is aan de gemiddelde waarde uit Kuik et al. (2008).⁴⁷ Ott et al. (2006) maken gebruik van de herstelkostenbenadering. In het Éclaire-project (Holland et al., 2015) is de economische waarde van luchtvervuiling op ecosysteemdiensten onderzocht. Voor de waardering van biodiversiteit zijn waarderingsop basis van WTP (zoals Kuik), herstelkosten (zoals Ott) en revealed preferences (kosten van wetgeving) gebruikt. Het project geeft aan dat waarderingsop basis van WTP conceptueel het meest robuust zijn, maar dat databeschikbaarheid een probleem kan zijn. In dat geval kan gebruik gemaakt worden van herstelkosten. Ook kunnen herstelkosten gebruikt worden om WTP-waarden te toetsen. Holland et al. (2015) geven aan dat herstelkosten een minimumwaarde van biodiversiteit vertegenwoordigen, omdat bijvoorbeeld ook na herstel genetische informatie verloren kan zijn gegaan. Rabl (1999) verhoogt de waarde van Ott et al. (2006) met een factor 2 om de daadwerkelijke schade

⁴⁵ PROspective Sustainability assessment of TEchnologies, grootschalig EU FP 7-project (2009-2013) gericht op het ontwikkelen van methodes om de sociale, economische en milieukundige impact over de gehele levensduur van technologieën te bepalen.

⁴⁶ Ecosystem Damage Potential, dit is een iets andere maatstaf, maar Kuik et al. (2008) stellen dat voor alle praktische toepassingen EDP en PDF als identiek moeten worden beschouwd.

⁴⁷ In het Handboek Schaduwrijzen staat dat de gemiddelde waardering uit Ott et al., € 0.45 bedroeg hetgeen een EU-gemiddelde is. In Ott et al. (2006) staat dat de minimale herstelkosten in Duitsland € 0.49/PDF/m² bedragen. De € 0.45 is de omrekening van het Duitse prijspeil (purchasing power parities) naar het gemiddelde Europese prijspeil.



te bepalen. Brink et al. (2011) werken met een bandbreedte, met als bovenwaarde een (arbitraire) factor 5 van de waarde van Ott et al. (2006). Als onderwaarde wordt de waarde van Ott et al. (2006) gebruikt. Deze benadering is ook overgenomen door Grinsven et al. (2013). Holland et al. (2014) stellen ook dat de herstelkosten de best mogelijke schatting is.

Een route die nog niet is verkend tot nu toe is om de meta-analyse uit Kuik et al. (2008) specifiek voor Nederland te maken. Nederland kent naar verwachting een grotere waardering voor natuurgebieden doordat de natuur relatief schaarser is.⁴⁸ Uit de meta-analyse van Kuik et al. (2008) blijkt bijvoorbeeld dat de waardering voor natuur toeneemt met de bevolkingsdichtheid en afneemt met de grootte van de natuurgebieden. Veel kleinere natuurgebieden in een dichtbevolkt land leveren de grootste waardering voor natuur op. Op basis van de regressieanalyse uit Kuik et al. (2008) is een voor Nederland specifieke waardering af te leiden.

5.4.8 Keuze in Handboek 2016

Dosiseffectrelaties

De relatie tussen emissies en effecten op PDF worden op dezelfde manier bepaald als in het Handboek Schaduwpreizen 2010. Voor NO_x, SO₂ en NH₃ worden deze bepaald via NEEDS (2008a). Voor ozonlaagaantasting gaan we uit van Hayashi (2006). Voor overige midpoints (vermesting, ecotoxiciteit) gaan we uit van ReCiPe (zie ook Hoofdstuk 6 voor meer detail over hoe de waardering op die midpoints tot stand is gekomen).

Waardering

In het nieuwe handboek is besloten om de methodiek uit het Handboek Schaduwpreizen (2010) aan te passen en de resultaten uit Kuik et al. (2008) middels de in die studie vermelde regressieanalyse op het niveau van Nederland aan te passen. Uit Bijlage E blijkt dat dit resulteert in een geschatte gemiddelde waardering van € 0,93/PDF/m² voor de natuur in Nederland in prijspeil 2004. Deze schatting is een factor 2 hoger dan de gemiddelde Europese schatting uit Kuik et al. (2008).

Toch stellen we voorzichtigheidshalve voor om dit te hanteren als bovenwaarde. De middenwaarde kan dan worden gebaseerd op de herstelkosten. Uitgaande van Ott et al. (2008) stellen we die vast op € 0,48/PDF/m² voor Nederland in prijspeil 2004.

Voor de bepaling van de onderwaarde maken we gebruik van het feit dat de mediane waardering een factor 6 onder de gemiddelde waardering ligt in de steekproef van Kuik et al. (2008). Door de waardering voor Nederland met een factor 8 te verlagen krijgen we een onderwaarde voor Nederland van afgerond € 0,12 in prijzen 2004.

Daarnaast is de waardering als volgt aangepast:

- Aanpassing aan het prijspeil 2015.
- Uitgaande van een prijsstijging van 1% per jaar conform de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet voor onvervangbare natuur. Op dit moment onderzoekt PBL welke natuur vervangbaar is en in hoeverre deze dan met

⁴⁸ Aan de andere kant is het effect van emissies op natuur in Nederland kleiner doordat er relatief weinig natuur is en emissies dus vaak terecht komen op verstedelijkte gebieden waar ze geen natuurschade kunnen veroorzaken.



een lagere prijsstijging in een MKBA moet worden meegenomen. Omdat de resultaten van dit onderzoek niet beschikbaar zijn is besloten om alle natuur aan te passen met een prijsstijging van 1% per jaar uitgaande van het feit dat de prijzen zijn gebaseerd op waardering uit 2004.⁴⁹

Net als in het Handboek Schaduwrijzen 2010 is voor biodiversiteit geen positieve inkomenselasticiteit verondersteld. Een discussie over deze aanname kan eventueel worden gevoerd in het kader van de Werkwijzer Natuur die op dit moment wordt opgesteld.

Dit geeft de volgende waarden:

Tabel 18 Waardering PDF.m².yr (€)

	€ ₂₀₀₄	€ _{2015*}
Bovenwaarde	€ 0,934	€ 1,240
Centrale waarde	€ 0,480	€ 0,635
Onderwaarde	€ 0,119	€ 0,158

* Prijspeil 2015 rekening houdend met een prijsstijging in reële termen van 1% per jaar.

De onder- en bovenwaarden leiden tot een ondergrens en bovengrens in het waarderen van de effecten van emissies op biodiversiteit en kunnen gebruikt worden in MKBAs. De centrale waarde is de aanbevolen waarde voor gebruik door bedrijven en wordt ook gebruikt om tot een karakterisatiefactor te komen

Toevoeging gewassen

Schade aan landbouwgewassen wordt toegevoegd aan ecosystemen. Voor de waardering wordt dezelfde methode gehanteerd als in 2010. De gebruikte prijzen zijn aangepast aan het actuele prijsniveau op de desbetreffende markten.

Nieuwe prijzen zijn gebaseerd op gemiddelde Europese producentenprijzen voor de EU28 van de FAO (zie Tabel 19). Prijzen voor in USD₂₀₁₄ zijn met de gemiddelde wisselkoers van 2014 vertaald naar EUR₂₀₁₄ en vervolgens met een algemene HICP omgerekend naar EUR₂₀₁₅. Deze prijzen zijn vervolgens gewogen met het gebruik om zo de gemiddelde prijsstijging tussen 2000 en 2015 te kunnen bepalen. Tot slot is er 18% BTW aan toegevoegd.

Tabel 19 Gemiddelde EU-producentenprijzen per gewas in €/t gewasopbrengsten (excl. BTW)

	Prijzen 2000	Bron	Prijzen 2015	Bron
Sunflower	273	FAOSTAT € (2001)	335	FAOSTAT (€ ₂₀₁₅)
Wheat	137	IFS € (2003)	179	FAOSTAT (€ ₂₀₁₅)
Potato	113	FAOSTAT € (2001)	214	FAOSTAT (€ ₂₀₁₅)
Rice	200	IFS € (2003)	305	FAOSTAT (€ ₂₀₁₅)
Rye	99	FAOSTAT € (2001)	142	FAOSTAT (€ ₂₀₁₅)
Oats	132	FAOSTAT € (2001)	145	FAOSTAT (€ ₂₀₁₅)
Tobacco	2.895	IFS € (2003)	3.508	FAOSTAT (€ ₂₀₁₅)
Barley	93	IFS € (2003)	153	FAOSTAT (€ ₂₀₁₅)
Sugar beet	64	FAO € (2002)	34	FAOSTAT (€ ₂₀₁₅)

⁴⁹ Omdat de effecten van verzurende en vermestende emissies vaak langere tijd de bodemkwaliteit beïnvloeden gaan we in principe ervan uit dat emissies tot effecten leiden op onvervangbare natuur(funcities).



Update natuurwaardering

Op dit moment wordt door Arcadis en CE Delft de werkwijzer natuur opgesteld. Deze zal medio 2017 zijn afgerond. In die werkwijzer zullen aanbevelingen staan omtrent het opnemen van natuur in MKBAs. Op dit moment is nog niet duidelijk wat er precies in die Werkwijzer zal staan. Wel is duidelijk dat de Werkwijzer zowel ecosysteemdiensten als biodiversiteit als de belangrijkste aangrijpingspunten ziet voor waardering van ingrepen in de natuur. Het is nog onduidelijk in hoeverre de Werkwijzer Natuur ook daadwerkelijk een kwantificering van deze effecten in kengetallen zal kennen. Indien er in de Werkwijzer Natuur, of een update van het kengetallen Handboek Natuurwaardering (Ruigrok et al., 2006), nieuwe cijfers beschikbaar komen kan dat leiden tot een aanpassing van de hier gehanteerde waarden. Daarbij moet wel aandacht worden besteed aan het feit dat de dosiseffect-relaties en waardering op elkaar moeten aansluiten. Een aanpassing van waardering is namelijk alleen mogelijk als deze aansluit bij de dosiseffect-relaties zoals die in de literatuur staan vermeld.

5.5 Waardering gebouwen en materialen

5.5.1 Omschrijving endpoint

Milieuvervuiling kan gevolgen hebben voor de kwaliteit en onderhoudskosten van door mensen geproduceerde kapitaalgoederen. Verzuring leidt bijvoorbeeld tot versnelde aantasting van kalkhoudende materialen (gips, cement en beton)⁵⁰, ijzer en staal (gewapend beton) en zinken dakgoten (VMM, 2013a). Hierdoor wordt de levensduur van deze materialen verkort en zal er meer geld moeten worden besteed aan onderhoud en kan permanente schade optreden aan cultureel erfgoed (Watt et al., 2015). Ook leidt PM₁₀ bijvoorbeeld tot vieze ramen en visuele aantasting van gebouwen die tot welvaartsverliezen leiden. Deze vervuiling leidt ook tot een versnelde verwerking van het gebouw door de katalyserende werking van de roetdeeltjes.

Verzuring en ozon (fotochemische smogvorming) leiden daarnaast ook tot een aantasting van rubber en verf, waardoor onderhoudskosten toenemen. Ook zijn er effecten te verwachten van de lozing van toxische en corrosieve materialen op oppervlaktewateren en rioleringen. Dit betreffen additionele kosten voor waterzuiveringsinstallaties en rioleringen.

De schade aan gebouwen, materialen en machines is normaliter gering in verhouding tot de andere endpoints en het onderzoek ernaar is relatief beperkt. In een aantal vergelijkbare waarderingsstudies wordt deze kostenpost wel genoemd, maar verder op PM gehouden (zie bijvoorbeeld (AEA, 2005)). In het Handboek Schaduwpreizen (2010) zijn de schadekosten van deze stoffen ten dele wel gemonetariseerd, maar samengevoegd met de schade aan landbouwgewassen. Omdat de schade aan landbouwgewassen is ondergebracht onder de ecosysteemdiensten, is er in het Handboek Milieuprijzen 2017 getracht om een separate schatting te maken voor de schade van luchtverontreiniging aan gebouwen en materialen. Daarbij bleek dit wel mogelijk te zijn voor emissies naar lucht. Voor emissies naar water bleek het niet mogelijk te zijn om tot een schadeschatting te komen.

⁵⁰ Cement en beton reageren met kooldioxide uit de lucht waardoor calciumcarbonaat wordt gevormd. Verzurende stoffen doen dit calciumcarbonaat uitwassen. Ook vormt cement met dit calciumcarbonaat en de in de lucht aanwezige NO_x calciumnitraat, dat snel uitwast.

5.5.2 Effecten van milieuvervuiling op endpoint

Schade aan gebouwen, machines en materialen worden primair veroorzaakt door lucht- en waterverontreiniging op de volgende midpoints:

- verzuring;
- fijnstofvorming;
- fotochemische smogvorming.

De overige midpoints geven geen directe effecten op dit endpoint.

5.5.3 Stand van zaken in het handboek 2010

In het Handboek schaduw prijzen uit 2010 waren deze effecten samengenomen met de effecten op landbouwgewassen (crops), conform het NEEDS-onderzoek. Alleen de effecten van verzurende emissies werden gekwantificeerd, voor fotochemische smogvorming en fijnstofvorming zijn geen schadekosten meegenomen. Voor SO₂, dat vooral effecten geeft op gebouwen (en nauwelijks op landbouwgewassen), is bijvoorbeeld een schadepost van € 0,43 per kilogram gebaseerd op het NEEDS-onderzoek. Dat is ongeveer gelijk aan 3% van de totale schade van SO₂ op alle endpoints (inclusief gezondheid en biodiversiteit). De waarden uit het Handboek Schaduwprijzen 2010 zijn verdisconteerd met 3%, uitgedrukt in prijzen 2008. De schade aan gebouwen was conform de behandeling in DEFRA (2006) niet onderworpen aan een bijschaling met positieve inkomenselasticiteiten omdat de empirische basis daarvan ontbrak (Rabl, 1999), heeft dit getoetst en vond geen correlatie tussen schadekosten en inkomen in Frankrijk).

5.5.4 Nieuwe inzichten

Er zijn een aantal studies verschenen rondom specifieke cases waarbij de effecten van luchtvervuiling op een specifiek object of regio is bepaald en gemonetariseerd (zie bijvoorbeeld Watt et al., 2009; Brimblecome, 2016). Er is sinds het verschijnen van het NEEDS-project echter geen nieuwe schatting gepresenteerd van de schade per kg emissies. In de externe kostenschatting van Zwitserland (INFRAS, 2014) wordt de schade aan gebouwen door luchtvervuilende emissies van verkeer ingeschat op ongeveer 20% van de schade aan gezondheid. Dit is veel hoger dan de bijdrage die in NEEDS werd geschat, die maximaal 2% bedroeg van de gezondheidsschade voor de EU27. Voor een deel kan dat verklaard worden doordat emissies van verkeer op een lagere hoogte plaatsvinden waardoor deze schadelijker zijn voor gebouwen dan emissies op een *gemiddelde* hoogte. Voor een ander deel komt dat doordat in NEEDS maar één soort van schade is gemonetariseerd, namelijk de gevolgen van verzuring op gewone gebouwen.

Daarom is getracht om tot een completere inschatting te komen van de externe kostenschattingen, zeker voor de bovenwaarde van deze schatting. DEFRA (2006) onderscheid vier kostensoorten die toevallen aan deze vorm van schade:

1. Schade ten gevolge van zure corrosie van metalen, verf en steensoorten aan gewone gebouwen.
2. Schade ten gevolge van zure corrosie van kalkhoudende steensoorten aan cultureel erfgoed.
3. Schade aan verf en rubber van ozon op leefniveau.
4. Schade door fijnstofvervuiling van gebouwen.

Daarnaast worden ook nog schade aan verminderde zichtbaarheid onderscheiden (Watkiss, et al., 2001). Hoewel er een aantal Amerikaanse studies bestaan die hierbij kosten aan PM₁₀ toerekenen (vooral bij steden die in een dal liggen), is dit minder gebruikelijk in Europa. Voor Nederland speelt dit probleem niet of nauwelijks, en is derhalve ook niet gekwantificeerd. Kostenramingen in de literatuur (Rabl, 1999; Holland, et al., 1998, Bal, et al., 2002; DEFRA, 2006; VMM, 2013b) van de schadekosten per eenheid emissie zijn meestal gebaseerd op de extra uitgaven aan onderhoud van gebouwen. Terwijl met name fijnstofvorming zich uitstekend leent tot CVM-onderzoek naar de visuele hinder van beroete gebouwen, is dit in de praktijk weinig uitgevoerd (zie ook Rabl, 1999). Het gebruik van herstelkosten is een minder nauwkeurige graadmeter, omdat, zoals ook in Hoofdstuk 2 beargumenteerd:

1. De waardering op herstelkosten bij de effecten op gebouwen berust potentieel op een overschatting omdat het niet altijd economisch optimaal is om alle schade te herstellen (zie ook Hoofdstuk 2).
2. Indien de waardering op basis van herstelkosten uitgaat van de daadwerkelijke uitgaven aan herstel van gebouwen door huiseigenaren, wordt dit bezwaar ondervangen en kan worden gesproken van een 'revealed preference'. Dit is bijvoorbeeld door Rabl (1999) toegepast. Dit leidt tot een onderschatting bij woningen die worden verhuurd en de huurmarkt door schaarste en regelgeving niet volledig efficiënt werkt. In dat geval kan het zijn dat de huurder welvaartsverlies ondervindt van een vies gebouw, maar de eigenaar dit niet wil schoonmaken omdat hij het toch wel kan verhuren tegen de vastgestelde prijzen. Rabl (1999) stelt, zonder onderbouwing, dat de uitgaven aan herstelkosten ongeveer de helft uitmaken van het totale welvaartsverlies.
3. Tot slot is niet alle schade te herstellen: naast schade is er dus ook een potentieel verlies aan cultureel erfgoed. VMM (2013b) stelt dat uit gevalsstudies zou blijken dat de esthetische effecten op cultureel erfgoed van eenzelfde orde van grootte zijn als de herstelkosten.⁵¹

Een extra complicatie is genoemd in DEFRA (2006) en VMM (2013b) die stellen dat er voor het bepalen van schade aan specifiek cultureel erfgoed niet goed gewerkt kan worden met landspecifieke gemiddelden. Dit komt omdat de verschillende soorten 'oude' materialen zeer grote variaties tonen ten aanzien van de impacts van luchtverontreiniging. Zo is kalksteen veel gevoeliger voor schade door zure depositie dan baksteen. Daarom kan een studie voor de ene regio of land niet zonder meer worden toegepast in het andere land. Om deze reden stellen DEFRA (2006) voor om dit effect niet te kwantificeren. Overigens is het verschil in effecten van verzuring op beton, baksteen en cement veel geringer, waardoor het wel mogelijk is om een globale inschatting te maken van de effecten op deze materialen.

5.5.5 Keuze in handboek 2016

Voor het Handboek Milieuprijzen 2017 hebben we gewerkt met een range: in de lage, centrale, schatting zijn de zekere baten opgenomen, in de hoge schatting zijn ook de onzekere baten meegenomen. Omdat we bij de effecten op gebouwen en machines meer aanwijzingen vonden voor de juistheid van de lage schatting hebben we deze ook als centrale waarde gepresenteerd in het Handboek Milieuprijzen.

⁵¹ Omdat de gevalsstudies niet worden genoemd is deze bewerking moeilijk te verifiëren.



De volgende vier kostencategorieën zijn meegenomen in dit Handboek Milieuprijzen.

1. **Corrosie door verzuring.** De effecten van verzuring op corrosie van metalen, steensoorten en verf is, conform het Handboek Schaduwprijzen 2010, gebaseerd op NEEDS (2008a). NEEDS waardeert deze prijzen zelf op basis van onderhoudskosten per vierkante meter voor een aantal typen materialen. Deze prijzen zijn niet aangepast aan de iets hogere bebouwingsdichtheid in 2015 ten opzichte van 2000 omdat we ervan uitgaan dat dit gecompenseerd wordt door toepassing van minder corrosieve materialen in bebouwing (inclusief renovaties).
2. **Fijnstofvervuiling.** De effecten van fijnstofvervuiling is gebaseerd op DEFRA (2016), die op hun beurt hun berekening baseren op Rabl (1999) die een studie heeft uitgevoerd naar de uitgaven aan herstelkosten in Frankrijk samenhangend met de effecten van luchtvervuiling op vijftien steden. Op basis hiervan is een regressieanalyse uitgevoerd door Rabl (1999) die de schadekosten schat en een CRF-functie definieert. Schadelast door Rabl (1999) berekend is € 0,21/kgPM₁₃ in prijzen 1998. Deze waarde is gebruikt voor de herstelkosten in Nederland waarbij is gecorrigeerd voor bevolkingsdichtheid en inflatie en het feit dat Rabl gebruikmaakte van PM₁₃ en niet PM₁₀. Dit resulteert in een schatting van € 0,8 voor 1 kg PM₁₀ in Nederland.⁵² Overigens geldt deze waarde alleen voor primair fijnstof omdat deze meestal vervuild is met roetdeeltjes. Voor secundair fijnstof is de schade op 0 gezet.⁵³ Gegeven een verhouding van 1/2 voor PM_{2,5}/PM₁₀ betekent dit dat de waarde voor PM_{2,5} overeenkomt met € 0,4/kg PM_{2,5}.
3. **Effecten van corrosie op cultureel erfgoed.** De effecten op cultureel erfgoed zijn conform de handboeken uit Engeland en België niet gewaardeerd voor de centrale waarde omdat de onzekerheid te groot is. VMM (2013b) stelt dat deze ongeveer even groot zijn als de herstelkosten onder categorie (1). Rabl (1999) berekent dat deze voor Parijs een factor 0,62 van de gezamenlijke herstelkosten uit (2) en (3) bedragen. Dit komt ook overeen met de aanpak van VMM (2013b). Daarom nemen we dit mee voor de bepaling van de bovenwaarde voor de schade.
4. **Effecten op verf en plastics.** Voor de schadekosten aan verf en plastics van ozon wordt gebruik gemaakt van de waarden uit DEFRA (2006). Hierin staat dat het onwaarschijnlijk is dat de schade aan verf tot grote effecten leidt omdat de gemiddelde ozonconcentraties daarvoor in veel gevallen te laag zijn. Evidentie van dergelijke effecten berust vooral op studies in de VS eind jaren '60 volgens DEFRA. Er is wel empirisch bewijs van de schade aan rubberen materialen. Dit is ingeschat voor de UK op een centrale waarde van £ 85 miljoen/jaar, met een variatie tussen £ 35 miljoen-189 miljoen (cijfers 1997). Dit is een klein bedrag indien het wordt afgezet tegen de totale emissie in 1997 in de UK die 2.032 kton bedroeg.⁵⁴ Bovendien is sinds die tijd het gebruik van natuurrubber verder teruggedrongen en vervangen door synthetische stoffen. Op basis hiervan hebben we besloten om dit effect op 0 te stellen bij de centrale waarde.

⁵² De schadefunctie uit Rabl (1999) is: $\{E \cdot 4.14 \cdot FF / (\text{person} \cdot \text{year} \cdot \text{mg} / \text{m}^3) \times 1.05 \times D\} / K$, waarbij E= emissie in kg/jaar, FF=French Franc, D de bevolkingsdichtheid is in 10^{-4} capita/m² en K de neerslagsnelheid ('deposition velocity') die gelijk is gesteld aan 0.01 m/s. Verondersteld is hier een lineaire CRF-functie. Dit resulteert in een shadeschatting in Frankrijk van 31,7 mg/s.

⁵³ Omdat in de karakterisatiefactoren verzurende stoffen, zoals SO₂, NO_x en NH₃ ook karakteriseren op PM₁₀ (fijnstofvorming) is hierbij het effect op verzurende emissies afgetrokken van hun totale schadekosten.

⁵⁴ Onder de meest simpele veronderstellingen van een lineaire relatie tussen emissie, concentratie en schade en afwezig zijn van internationaal transport van ozonvervuilende stoffen, zou de schade dus ongeveer 5 €ct per kg NMVOS bedragen.



Bij de hoge waarde werken we met de CRF-functie in de literatuur achter DEFRA (2006) waardoor de schade € 0,1/kgNMVOS.

Een discussie is nog in hoeverre (2) overlapt vertoont met (1) en (4). De gehanteerde studie uit (2) is immers gebaseerd op uitgaven aan herstelkosten en aangezien ook de andere emissies tot herstelkosten leiden kan er een potentiële dubbelrekening optreden. Rabl (1999) test met regressieanalyses of de uitgaven aan herstelkosten ook samenhangen met de concentraties SO₂ in de lucht, en deze variabele is niet significant. Daarom is zijn bevinding dat de herstelkosten in Frankrijk primair zijn ingegeven door fijnstofvervuiling en niet zozeer door verzuring. Toch waakt hij ervoor om hier ferme conclusies over te trekken. Ook VMM (2013b) stelt dat beide categorieën meenemen tot een potentiële dubbelrekening kan leiden omdat eenmalig tot herstel wordt besloten en de kosten daarvan niet rechtlijnig zijn toe te rekenen aan verzuring of fijnstofvorming. Gegeven deze onzekerheid hebben we besloten om in de centrale lage schatting de Rabl-gegevens niet mee te nemen onder de veronderstelling dat deze kosten niet additioneel zijn ten opzichte van de andere categorieën. In de hoge schatting nemen we deze kosten wel mee.

5.5.6 Waarden handboek 2016

Tabel 20 geeft de waardering voor emissies in euro per kg in prijzen 2015 voor emissies uit 2016.

Tabel 20 Waarden emissies met effecten op gebouwen en materialen in €₂₀₁₅ per kg emissie

Milieuthema	Gebruikte indicator	Onderwaarde (centrale waarde)	Bovenwaarde
Fijnstofvorming	kg PM ₁₀ -eq.	0	€ 0,8
Verzuring	kg SO ₂ -eq.	€ 0,6	€ 1,2
Fotochemische smogvorming	Kg NMVOC-eq.	€ 0	€ 0,1

Op basis van de gebruikte literatuur bevelen wij aan om deze waarden constant te houden, ook als emissies dalen in de toekomst, omdat de meeste achtergrondstudies uit zijn gegaan van een lineaire relatie tussen emissies en schade op dit endpoint en dit, gegeven het empirisch materiaal, ook het meest waarschijnlijke lijkt.

5.6 Waardering grondstoffenbeschikbaarheid

Voorzieningszekerheid van grondstoffen wordt over het algemeen gezien als een belangrijke maatschappelijke waarde. Barnett and Morse (1963) gaven meer dan 50 jaar geleden al aan dat voorzieningszekerheid van grondstoffen al sinds het einde van de 19de eeuw in de belangstelling stond van Amerikaanse politici en onderzoekers. Sindsdien is de aandacht niet verslapt, met het uitbrengen van het rapport van de Club van Rome in 1972 (Meadows et al., 1972) tot aan EC-beleidsdocumenten omtrent 'duurzaam gebruik van natuurlijke hulpbronnen' (EC, 2005) of 'kritieke materialen' (EC, 2011) of de 'circulaire economie' (EC, 2014a). In dergelijke beleidsdocumenten wordt het belang van grondstoffen -en dan met name prioritaire, cruciale of kritieke grondstoffen- geïntroduceerd met het statement dat grondstoffen fundamenteel zijn voor onze welvaart, gevolgd door de notie dat het grootste deel van onze grondstoffen nu geïmporteerd wordt. Tegenwoordig wordt daarbij ook vaak gekeken naar China dat een expansief investeringsbeleid

voert in met name arme Afrikaanse landen om de levering van grondstoffen veilig te stellen. Een dergelijk beleid ontbreekt grotendeels in de EU-landen (zie bv. HCSS et al., 2011).

De vraag is echter of het *gebruik* van grondstoffen naast de grondstoffenprijs ook nog een extern effect teweegbrengt die meegewogen zou kunnen worden in een MKBA of die, voor bedrijven, meegenomen zou kunnen worden bij het berekenen van de maatschappelijke waarde van het bedrijf. Het idee is dat door op het gebruik van grondstoffen (inclusief water en energie) te besparen, er een totale maatschappelijke besparing ontstaat die groter is dan de prijs van bespaarde grondstoffen. Maar klopt dat ook? Is er een economische zienswijze te ontwikkelen waarin consumptie van grondstoffen tot externe kosten leidt?

Merk op dat deze vraag in LCA-onderzoek niet als relevant wordt beschouwd. Uitputting van abiotische grondstoffen wordt al sinds lange tijd meegenomen als relevant endpoint van ingrijpen in het milieu (Goedkoop en Spriensma, 1999). Het betreft hier het risico dat toekomstige generaties van de mensheid zonder hulpbronnen komen te zitten. Omdat in het LCA-perspectief 'voorzorgsprincipes' en 'rentmeesterschap' belangrijk zijn, is het niet onlogisch om deze waarde mee te nemen. In ReCiPe (Goedkoop, et al., 2013) wordt er op dit endpoint effecten gekwantificeerd die ervan uitgaan dat het huidige gebruik op termijn leidt tot hogere extractiekosten. Dit leidt voor, bijvoorbeeld, ijzererts tot extra kosten die, uitgedrukt per ton ijzererts, ongeveer even hoog zijn als de prijs van het materiaal zelf (zie ook Bijlage C).

In het Handboek Milieuprijzen beschouwen we uitsluitend de grondstoffen-beschikbaarheid van abiotische grondstoffen. Een deel van de argumentatie die geldt voor abiotische grondstoffen kan ook opgeld doen voor biotische grondstoffen. Bij biotische grondstoffen, zoals vis, spelen er echter aanvullende zaken. Er is hier sprake van zichzelf vernieuwende publieke goederen die gezamenlijk worden geëxploiteerd. Zoals bekend uit de parabel met de Tragedy of the Commons (Hardin, 1968) leidt dit tot overexploitatie van de grondstoffen. Waardering hiervan ligt meer op het terrein van natuurwaardering dan op het terrein van milieuwaardering en wordt daarom niet behandeld in dit Handboek Milieuprijzen.⁵⁵

5.6.1 Stand van zaken in het handboek 2010

In het Handboek Schaduwrijzen van 2010 werd gesteld dat grondstoffen-schaarste *an-sich* niet tot externe kosten hoeft te leiden. In de conventionele economie wordt uitputting van hulpbronnen niet beschouwd als een werkelijke of technische externaliteit, maar in plaats daarvan als financiële externaliteit.⁵⁶ Indien de extractie en prijsvorming van grondstoffen plaatsvinden conform de Hotelling-regel, dan is de maatschappelijke waarde voor het voorkomen van uitputting van niet-vernieuwbare grondstoffen per definitie opgenomen in de prijs van de grondstof. Alleen als er aannemelijk kan worden

⁵⁵ De reden om a-biotische grondstoffen hier wel op te nemen is het belang dat dit thema speelt bij vraagstukken rondom recycling en dit ambtshalve dus het domein van de milieuministeries is.

⁵⁶ Financiële externaliteiten worden bepaald door prijzen en zijn in de context van de Algemene Leidraad MKBA (CPB; PBL, 2013) gedefinieerd als indirect effect zonder welvaartseffecten. Als bijvoorbeeld persoon A veel kaas koopt, stijgt de prijs van kaas. Dit is nadelig voor persoon B die ook kaas wil kopen. Dit is echter onderdeel van efficiënte marktwerking en wordt daarom niet beschouwd als een externaliteit met welvaartseffecten. Financiële externaliteiten hebben geen invloed op de efficiëntie, maar wel invloed op de verdeling van welzijn.



gemaakt dat markten niet efficiënt werken door, bijvoorbeeld, verkeerde informatievoorziening of het aanwezig zijn van externe kosten zoals grootschalige milieuvervuiling bij winning, die niet in de prijs verdisconteerd zitten, kan men een externe kost toekennen aan de consumptie van grondstoffen (CE Delft, 2010a).

In het Handboek Schaduw prijzen werd tevens bediscussieerd dat er in de literatuur een overmatige focus leek te zijn op het belang voor welzijn van grondstoffen. Als de opbrengsten van grondstoffenextractie worden geïnvesteerd in zaken die meer welvaart opleveren dan de grondstoffen zelf, kan zelfs niet-optimale extractie welvaartsverhogend werken. Daarnaast vertonen de lange termijn prijsontwikkeling in reële termen van de meeste grondstoffen, naast een sterk cyclische component, een dalende trend (Simon, 1981). Innovaties in extractie, gebruik of recycling verlagen de vraag en vergroten het aanbod en daarom lijden conjuncturele prijsstijgingen vrijwel altijd tot dalingen op de langere termijn (Bruyn, 2000). Prijsdalingen zijn een voorbode van afnemende schaarste, niet van toenemende schaarste.

5.6.2 Nieuw onderzoek: algemeen

Het argument dat grondstoffenschaarste niet tot welvaartsrelevante externe effecten leidt is opnieuw onder de loep genomen in dit handboek.

Er zijn vier richtingen onderzocht:

1. Efficiënte marktwerking: klopt de veronderstelling dat grondstoffenmarkten (intertemporeel) efficiënt werken?
2. Leveringszekerheid: zijn er externe kosten verbonden aan leveringszekerheid?
3. Milieuvervuiling bij winning: zijn hier externe kosten aan verbonden die niet in de prijs van de grondstof terechtkomen?
4. Is er een WTP-waarde af te leiden van 'voorzorgprincipes' of 'rentmeesterschap'?

In Bijlage C wordt het onderzoek in deze richtingen uitgebreid beschreven. Telkens komen we daarbij ook met een kwantitatieve schatting van de externe kosten voor enkele grondstoffen. Hieronder volgt een samenvatting op hoofdlijnen. Daarbij proberen we steeds om de externe kosten uit te drukken in percentage van de marktprijs (marktprijs zonder externe kosten). De conclusie is dat het wel mogelijk is om tot een externe kostenschatting te komen maar dat deze zeer gevoelig zijn voor de gekozen variabelen: de waarden voor deze variabelen zijn meestal niet met zekerheid vast te stellen.

5.6.3 Nieuw onderzoek: efficiënte marktwerking

In empirisch economisch onderzoek is vaak het verband gevonden dat landen met een grote mate van beschikbaarheid van abiotische grondstoffen over het algemeen langzamer groeien en zwakkere politieke instituties kennen dan landen die weinig grondstoffen tot hun beschikking hebben (Broer Scholten, 199x; Lane and Tornell, 1996; Gylfason, 2001, van der Ploeg, 2011).

In dergelijke staten komt rent-seeking gedrag vaker voor waarin eigenaren van mijnen zo snel mogelijk proberen hun voorraden grondstoffen te gelde te maken. Dit leidt ertoe dat er op korte termijn meer grondstoffen aan de mijnen onttrokken worden dan op een optimaal prijspad, zoals geschetst door Hotelling (1931). Daarmee is het pad waarmee grondstoffen door private partijen worden verbruikt dus steiler dan sociaal optimaal en worden er nu meer grondstoffen geëxploiteerd. Toekomstige generaties dragen dan de kosten doordat zij minder beschikking hebben over grondstoffen dan sociaal wenselijk. Hierdoor is de huidige prijs van grondstoffen de facto te laag en zou er een externe kost-opslag kunnen worden berekend op de prijs van



grondstoffen *alsof die grondstoffen werden onttrokken op de intertemporeel meest efficiënte wijze.*

In Bijlage C wordt aan de hand van het Hotelling-model van efficiënte grondstofextractie beschreven welke invloed een hogere discontovoet kan hebben op de prijs. Hierbij is de schaduwprijs gedefinieerd als het prijsverschil tussen het prijspad dat uit het Hotelling-model volgt bij een sociaal optimale discontovoet (3%) en het prijspad bij een hogere, door rent-seeking beïnvloede, discontovoet. Het verloop van het prijspad is mede afhankelijk van de aanwezige voorraad grondstoffen in de grond en de aanwezige substitutiemogelijkheden. Daarnaast is het sterk afhankelijk van de mate waarin rent-seeking behaviour leidt tot versnelde extractie. De numerieke modelberekeningen in Bijlage C laten zien dat de marginale externe kosten sterk kunnen samenhangen met de hogere rentevoet. Voor aluminium leidt een 2% hogere rentevoet dan sociaal optimaal al tot een verhoging van de milieuprijs die het dubbele is van de wereldmarktprijs voor aluminium.

Box 5 De hoogte van de sociale discontovoet

De 3% geldt voor Nederland. De is gebaseerd op de rendementseisen van Nederlandse huishoudens (zie het rapport van de werkgroep discontovoet, 2015). De waarde kan worden gezien als de som van de risico-vrije discontovoet en de algemene risico-opslag (macro-risicopremie). De risico-vrije discontovoet kan worden gemeten als het vereiste reëel rendement op staatsobligaties, momenteel 0%. De macro-risicopremie is afhankelijk van onzekerheid over economische omstandigheden, sociale ontwikkelingen, technologische ontwikkelingen, etc. Momenteel is zij 3%.

Voor grondstofwinning in andere landen kan een hogere discontovoet van toepassing zijn, bijvoorbeeld doordat de risico-vrije discontovoet (vereiste rente op staatsobligaties) hoger ligt of doordat de macro-risicopremie hoger ligt. De sociale discontovoet zal echter altijd op of onder de private, door rent-seeking beïnvloede, risicovoet liggen.

In Bijlage C wordt de milieuprijs berekend voor verschillende waarden van de sociale discontovoet.

Uit de analyse in Bijlage C blijkt dat het wel mogelijk is om een milieuprijs te baseren op het hanteren van te hoge rendementseisen in grondstoffenmarkten maar dat de precieze kwantificering van de relevante variabelen veel onderzoek tijd vergt en buiten het bestek van het Handboek Milieuprijzen valt.

Veel van deze variabelen zijn onbekend, zoals:

- de voorraad aanwezige grondstof op aarde;
- de daadwerkelijk gehanteerde discontovoeten bij mijnbouwbedrijven;
- de substitutiemogelijkheden, etc.

Daarnaast kunnen vraagtekens worden gezet bij de plausibiliteit van het hogelijk gestileerde model van grondstofextractie van Hotelling (1931). Met name de extractiekosten kunnen hierin belangrijk zijn. Die kunnen enerzijds door technologische ontwikkeling lager worden door de tijd heen, maar anderzijds toenemen ten gevolge van toenemende schaarste in de wereld. Er kan niet apriori vanuit worden gegaan dat de extractiekosten door technologische ontwikkeling verder zullen dalen voor alle grondstoffen.

5.6.4 Nieuw onderzoek: voorzieningszekerheid

Een ander effect van niet-efficiënt werkende grondstoffenmarkten kan zijn dat er forse prijsschommelingen kunnen optreden. Prijsschommelingen kunnen ook optreden in efficiënt werkende markten, maar ceteris paribus kunnen ze groter zijn in niet-efficiënt werkende markten. Burgeroorlogen, handelsoorlogen of onderinvesteringen en gebrekkig onderhoud kunnen leiden tot een sterk variërend aanbod waarbij de prijzen in korte periodes snel kunnen stijgen om vervolgens weer fors te dalen. Dit kan nadelige effecten geven op het investeringsklimaat in Nederland: door de prijsvolatiliteit wordt het risico van investeringen groter, wat leidt tot hogere gewogen kosten van kapitaal (WACC). Hierdoor wordt er minder geïnvesteerd, waardoor er een negatief inkomenseffect op de langere termijn kan ontstaan. Dit kan ook tot een extern (niet-betaald) effect van de consumptie van grondstoffen worden gerekend.

Voorzieningszekerheid kent een zekere mate van herkenbaarheid onder beleidsmakers en wordt in energie- en grondstoffenmarkten mede als taak van de overheid gezien, met name als er slechts een beperkt aantal leveranciers is van een grondstof. In de literatuur wordt er een onderscheid gemaakt tussen korte en lange termijneffecten (zie bv. Correlje & van der Linde, 2006). Op korte termijn gaat het dan om het vermogen van grondstofmarkten om tijdelijke productieverliezen te kunnen opvangen en te kunnen voldoen aan een plotseling toenemende vraag. Op de langere termijn gaat het om het onderhouden van investeringen in productie- en transportfaciliteiten om aanbod en vraag op de grondstoffenmarkt in balans te houden. De lange termijn belangen zijn gerelateerd aan de dynamiek van de totale productie- en bevoorradingsketen, vanaf geologische analyses, verkenningen en proefboringen, tot productie en transport.

Een economische reden die wel genoemd wordt om voorzieningszekerheid te waarderen is dat grote prijsstijgingen of prijsdalingen kunnen leiden tot macro-economische aanpassingskosten. Onverwachte onderbrekingen in de bevoorrading zorgen over het algemeen voor een hogere evenwichtswerkloosheid omdat ze productie- en investeringsbeslissingen verstoren (SEO, 2013). Daarmee is dat nog geen marktfalen. CPB (2003) laat bijvoorbeeld zien dat veel maatregelen die genomen kunnen worden om de energievoorzieningszekerheid te vergroten geen welvaartsbaten opleveren en zouden moeten worden ontraden vanuit een welvaartseconomisch gezichtspunt. Een gebrek aan voorzieningszekerheid is daarmee dus een rationeel economische uitkomst en kan niet per definitie gelijk worden gesteld aan 'marktfalen'. Daarnaast kunnen de meeste risico's met betrekking tot levering ook worden afgedekt via termijnmarkten of verzekeringsproducten. De Nederlandse overheid investeert wel actief in beleid en voorzieningen die erop gericht zijn dat de voorzieningszekerheid op peil blijft. Voorbeelden zijn de strategische oliereserves van de COVA, investeringen in de transportinfrastructuur van gas en elektriciteit (die deels in de prijs zijn verwerkt en deels gesocialiseerd worden) en subsidies gericht op verduurzaming van de energievoorziening. Dergelijke investeringen moeten al te grote fluctuaties in de prijs van olie voorkomen, of de olieprijs-afhankelijkheid van de energieprijzen verkleinen. Indien men uitgaat van de preventiekostenbenadering kan men dus een schaduwprijs voor voorzieningszekerheid te bepalen aan de hand van de uitgaven die de Nederlandse overheid doet om de voorzieningszekerheid te doen toenemen. Dit is de preventiekostenbenadering. Anderzijds kan men kijken naar de schade die veroorzaakt wordt door sterk schommelende grondstofprijzen. Dit is de schadekostenbenadering. Hieronder worden deze benaderingen kort toegelicht. In Bijlage C wordt kwantitatief onderzoek aangehaald en berekeningen uitgevoerd die voor beide effecten een kwantificering van de externe kosten betrachten.



Preventiekostenbenadering

Om een schatting te maken van de milieuprijs die samenhangt met de voorzieningszekerheid van olie, kan gebruik worden gemaakt van de preventiekostenbenadering. Met betrekking tot de preventiekostenbenadering kan de verbruiksbelasting voorraadheffing olie als grondslag dienen aangezien deze verbruiksbelasting (€ 8/m³ verbruik) wordt gebruikt om strategische olievoorraden aan te houden. Uitgaande van een olieprijs van € 50/barrel betekent dit dat de verbruiksbelasting 0,025% van de prijs van een liter olie bedraagt. Deze methode is beperkt generaliseerbaar, omdat er geen voorraadheffing wordt geheven op andere niet hernieuwbare grondstoffen.

Schadekostenbenadering

De schadekostenbenadering kan op twee manieren worden ingevuld. Allereerst kan worden gekeken naar de schade die aan de Nederlandse economie wordt toegebracht ten gevolge van de wisselende prijzen van grondstoffen. Ten tweede kan worden gekeken naar een kwantificering van de schade die kan optreden als bepaalde grondstoffen niet langer voorradig zijn in Nederland.

De schadekostenbenadering ten gevolge van prijsschommelingen is vooral gebaseerd op onderzoek uit de jaren '80 ten gevolge van de sterk schommelende olieprijsen. Hierin is voor een aantal Europese landen (niet voor Nederland) econometrisch onderzocht welke groeivertraging kan worden gekwantificeerd door de hoogte en volatiliteit van de olieprijsen (Ratsche en Tatom, 1981; Mork, 1984). Hunt en Arnold (2009) trekken in een meta-analyse de conclusie dat een 50% stijging van de olieprijs kan leiden tot een 0,1 tot 0,8% daling van het jaarlijkse BBP in het eerste jaar in Europese landen. Zij proberen dit vervolgens in hun externe kostenschatting te gebruiken voor elektriciteitscentrales die in de EU nog op olie draaien. Uitgaande van een (historisch bepaalde) 3-jaarlijks optredende mondiale productiebeperking van 4% komen zij op externe kosten ter grootte van 0,008% per kWh productiekosten.⁵⁷ Een dergelijk klein bedrag wordt ook gevonden in onze kwantitatieve analyse gebruikmakend van de elasticiteiten in de literatuur, en te vinden in Bijlage D.

Een tweede benadering is om uit te gaan van de kwetsbaarheid van de Nederlandse economie als een bepaalde grondstof niet meer voorradig is. Dit is in Nederland onder meer door TNO (2014) ontwikkeld. In dit onderzoek zijn er niet-monetaire indicatoren ontwikkeld om de mate van 'kritieke kwetsbaarheid' van een 70-tal grondstoffen voor bedrijven en Nederland weer te geven. Hoewel het onderzoek veel interessante kwantitatieve aanknopingspunten kent is er geen directe relatie met welvaartsverliezen te leggen. Wel concludeert TNO: "Gezien het relatief kleine aandeel van materialen in veel eindproducten, is de invloed van de prijsvolatiliteit op de meeste sectoren zeer klein (< 1%) tot klein (< 5%)." Dit komt overeen met de conclusie in CE Delft (2010b). In een input-outputanalyse van het Nederlandse grondstofgebruik berekende CE Delft daarin dat minder dan 5% van onze welvaart uiteindelijk afhankelijk is van de import van (abiotische) grondstoffen.

⁵⁷ Berekening gebaseerd op hun gerapporteerde externe kosten in prijzen 2005 van € 0,000004/kWh en kosten voor elektriciteitsopwekking van € 50,8/MWh in 2005 uit PRIMES (EC, 2013).



5.6.5 Nieuw onderzoek: WTP om 'schade' te voorkomen

Bij de winning van niet-vernieuwbare hulpbronnen ontstaat veel milieu-vervuiling met schade aan natuur en gezondheid. Deze externe effecten zitten op dit moment niet in de prijs van grondstoffen verdisconteerd. Door op grondstoffen te besparen kan ook op de externe effecten van winning worden bespaard. Deze argumentatie is opgevoerd door onder meer Cleveland (1991). Indien in een MKBA de effecten van grondstofwinning niet expliciet worden meegenomen zou er een maatschappelijke waarde kunnen worden berekend voor de externe effecten van het gebruik van grondstoffen.

Volgens ons is er nog geen waarderingsmethode ontwikkeld die precies ingaat op de milieu- en sociale condities in winningslanden en die gebruikt kan worden als kwantitatieve indicator. Veel van onze grondstoffen komen uit landen waar onder erbarmelijke condities wordt gewerkt en het milieu op grote schaal wordt vervuild. Omdat deze informatie niet beschikbaar is voor consumenten, telt het niet mee bij aankoopbeslissingen. Uit diverse case-studies is wel bekend dat als dergelijke condities aan het grotere publiek kenbaar werden gemaakt (Apple, Nike, Shell), bedrijven daar marktschade van ondervonden. Men kan daarom stellen Er is dus wel een betalingsbereidheid in Nederland aanwezig voor grondstoffen die op een milieuverantwoorde wijze worden gewonnen, ook al vinden de milieu-effecten vooral plaats in andere landen. Er is ons echter geen studie bekend die dit heeft getracht te kwantificeren.

Vanuit het gezichtspunt van de WTP zouden we ook nog eens naar de methode die in ReCiPe gehanteerd wordt kunnen kijken. (Goedkoop, et al., 2013) maken gebruik van de geologische verdeling van mineralen en fossiele grondstoffen in de aardkorst. Uitgaande van de (niet onredelijke) veronderstelling dat de goedkoopste ertsen het eerst worden gewonnen, kan men stellen dat elke winning van een erts leidt tot een lagere beschikbaarheid van het materiaal in erts en dus hogere winningskosten.⁵⁸ Omdat het duurder is om ertsen te exploiteren met een lagere mineraalconcentratie, zullen de winningskosten stijgen.

In principe geeft deze methode dus, onder veronderstellingen van een niet veranderende technologie en beschikbaarheid van vindlocaties, de kostenstijging voor toekomstige generaties van de huidige consumptie weer. In efficiënt werkende markten zouden deze kosten in de huidige prijs van de grondstoffen verdisconteerd zitten. Maar als markten niet efficiënt werken (bijvoorbeeld door monopolievorming), dan hoeft dat niet het geval te zijn en zijn de huidige marktprijzen lager dan dat ze bij efficiënte markten zouden zijn. In dat geval kan de waarde gevonden in (Goedkoop, et al., 2013) als bovengrens van de WTP worden beschouwd: indien alle mensen 100% van de kostenstijgingen voor toekomstige generaties zouden willen compenseren (en techniek en vindlocaties niet veranderen), dan komt deze waardering overeen met een WTP-waarde voor het voorkomen van grondstoffenschaarste voor toekomstige generaties.⁵⁹ De schade die dan moet worden meegenomen is gelijk aan de marginale stijging in winningskosten door de consumptie van de grondstof ontstaan. Schattingen voor een twintigtal metalen zijn te vinden in (Goedkoop, et al., 2013).

⁵⁸ De concentratie van een waardevol mineraal binnen een erts daalt dus.

⁵⁹ Overigens wordt deze waardering in Goedkoop et al. (2013) wel verdisconteerd met een standaard discontovoet van 3%. De kostenstijging zelf kan dan in opportuiniteitskosten worden gezien en in plaats van de daadwerkelijke kosten te compenseren kan men ook compenseren met investeringen die een rendement van 3% opleveren.



5.6.6 Keuze handboek 2016

Het blijkt niet eenvoudig te zijn om tot een eenduidige waardering van grondstoffschaarste te komen. We bevelen in dit handboek daarom verdere studie aan op dit thema. Indien men in de tussentijd tot een waarderingsmaatstaf wil komen dan biedt de Hotelling-regel te weinig houvast om tot waardering te komen. Er is niet een eenduidige empirische feitenbasis op grond waarvan men tot een eenduidige waardering kan komen. Daarnaast bevat het Hotelling-extractiemodel een zeer gesimplificeerde weergave van de werkelijkheid.

Een ondergrens lijkt de economische schade te zijn ten gevolge van grondstofvolatiliteit. Zowel volgens de preventiekosten als schadekostenbenadering komt men hierbij tot erg lage getallen: extra additionele kosten liggen beneden de 1% van de marktwaarde van de grondstof.

De bovengrens is meer onzeker. Als absolute bovengrens zou men kunnen overwegen om de methode die in ReCiPe wordt gehanteerd te gebruiken. Aannemelijk is echter dat de bovengrens echter een aantal factoren lager ligt. Zonder verder onderzoek valt dit niet te bepalen.

5.7 Welbevinden (stilte en esthetische waarden)

5.7.1 Omschrijving endpoint

Ingrepen in het milieu kunnen ook tot een vorm van verstoring leiden die het welbevinden van mensen aantast. Het gaat hierbij bijvoorbeeld om stilte, een mooi uitzicht, natuurlijke geuren. Ingrepen in het milieu kunnen deze waarden aantasten.

Er is in veel gevallen geen directe relatie tussen emissies en dit endpoint waar te nemen. Ook worden ze vaak niet betrokken in LCA-berekeningen. Om deze redenen zijn ze niet als uniek midpoint te kwantificeren in dit Handboek Milieuprijzen, maar zijn ze samengevat onder het thema ‘welbevinden’.

De relevante waarden voor welbevinden die in dit handboek worden behandeld zijn:

- geluidshinder;
- visuele hinder.

Hierna worden deze nader uitgelegd.

5.7.2 Geluidshinder

Omgevingsgeluid is een belangrijk milieuprobleem, dat leidt tot verschillende schadelijke effecten op het welzijn van mensen, de menselijke gezondheid en de natuur. Verkeersgeluid is de belangrijkste bron voor omgevingsgeluid. Het gevolg hiervan is dat studies naar de waardering van de kosten van geluid ook vooral gericht zijn op de verkeerssector (Navrud, 2002). Onderzoek naar de waardering van geluid afkomstig uit andere bronnen (bijv. industrie, burenen) is zeer beperkt, al zijn er bijvoorbeeld wel studies beschikbaar die wind-overlast van windmolens hebben onderzocht (zie ook hieronder).

Er is groeiend bewijs dat geluid diverse verschillende schadelijke effecten op de menselijke gezondheid kan hebben. WHO (2011) onderscheidt daarbij effecten zoals hart- en vaatziekten, slaapverstoring, afnemende cognitieve prestaties of diverse gehoorbeperkingen. Daarbij kan geluid dus ook tot productiviteitsverlies leiden. Deze effecten worden echter gerekend tot het thema ‘menselijke gezondheid’.



Maar ook als geluid niet tot gezondheidseffecten of productiviteitsverlies leidt kan dit als irritant of vervelend worden ervaren, bijvoorbeeld bij het genieten van een zomerdag in de tuin. Dit bevindt zich op het endpoint welbevinden.

Daarnaast geeft geluid ook nog effecten op de ecosysteemdiensten als verstoring van rustige gebieden waardoor een negatieve schade optreedt aan de recreatieve waarden van park en natuur voor mensen en kunnen er ook effecten zijn op ecosystemen. Deze laatste twee effecten zijn echter slecht onderzocht en worden meestal buiten beschouwing gelaten.

In deze paragraaf bestuderen we de waardering van overlast. Daartoe bespreken we eerst kort de drie methoden die hiervoor gebruikt kunnen worden, om vervolgens in te gaan op de milieuprijzen die met behulp van deze methoden zijn bepaald. Tot slot presenteren we de conclusies met betrekking tot de waardering van geluidsoverlast.

Waarderingsmethoden

Op hoofdlijnen kunnen er drie methoden worden onderscheiden die worden gebruikt voor de waardering van overlast door omgevingsgeluid:

- **Stated preference (SP)-methoden**, waarbij mensen door middel van enquêtes of experimenten gevraagd wordt om hun WTP voor geluidsreductie te geven. Deze methode resulteert rechtstreeks in de WTP per dB per persoon (of huishouden). SP-methoden hebben als voordeel dat ze de onderzoeker de mogelijkheid geven om te controleren voor alle externe factoren, zodat er puur gekeken kan worden naar de waardering van geluidsoverlast. Echter, het zodanig definiëren van overlast dat de respondent hetzelfde bedoelt als de onderzoeker is een uitdaging. Daarnaast kunnen respondenten strategisch gedrag vertonen bij het beantwoorden van de vragen.
- **Revealed preference (RP)-methoden**, waarbij de waarde voor de effecten van geluid worden afgeleid uit daadwerkelijk waargenomen markteffecten. Veruit de meest gebruikte RP-methode om de effecten van geluid te waarderen is de hedonische prijzenmethode, waarbij de Willingness-to-pay (WTP) voor geluidsreductie wordt afgeleid van variaties in huizenprijzen. Het grote voordeel van RP-methoden is dat de waardering is gebaseerd op daadwerkelijk gedrag van mensen (Andersson, et al., 2013). Daar staat echter tegenover dat het lastig is om het effect van geluid op huizenprijzen te isoleren (methodologisch, confounding variabelen, etc.).
- **Environmental Burden of Disease (EBD)**; recentelijk zijn er enkele studies uitgevoerd die overlast waarderen met behulp van DALYs (Bruitparif et al., 2011; DEFRA, 2014, WHO, 2011). Binnen de brede definitie van gezondheid die door de WHO wordt gehanteerd (zie Voetnoot), kan overlast worden opgevat als een gezondheidseffect en kan het effect ervan dus in DALYs worden uitgedrukt. Het voordeel van deze methode is dat het risico op dubbeltellingen met sommige gezondheidseffecten (bijv. slaapverstoringen) voorkomen kan worden, aangezien voor elk 'health endpoint' afzonderlijk de aantallen DALYs bepaald kunnen worden. Het grootste nadeel van deze methode is de grote onzekerheid die er bestaat voor de toe te passen 'disability weight' factor. Omdat overlast een minder duidelijk gezondheidseffect is, is het voor experts lastig om hiervoor een disability weight vast te stellen. Bovendien is er nog maar weinig literatuur over dit onderwerp beschikbaar. De bandbreedte die WHO (2011) voorstelt is dan ook vrij groot: 0,01 tot 0,12, met 0,02 als centrale waarde.

In de literatuur bestaat er geen duidelijke overeenstemming welk van de drie methoden de voorkeur geniet (Andersson, et al., 2013). In deze bijlage bestuderen we dan ook de literatuur voor alle drie de methoden.



Resultaten SP-studies

In het Schaduwrijzen Handboek 2010 wordt voor de waardering van geluid het gebruik van schadeprijzen uit HEATCO (2006) aanbevolen. Deze studie baseert zich voor de kosten van geluidsoverlast op een review van (zes) SP-onderzoeken uitgevoerd in Navrud (2002). Laatstgenoemde studie vindt een bandbreedte voor de waardering van € 2-32 per dB per huishouden per jaar (prijsniveau 2001). Op basis hiervan kwam EU Working Group on Health and Socio-economic Aspects (2003) met de aanbeveling om gebruik te maken van een schaduwprijs voor geluidsoverlast van € 25 per dB per huishouden. Laatstgenoemde waarde is door HEATCO overgenomen en vertaald naar nationale waarden. Gecorrigeerd voor inflatie en de gemiddelde grootte van een huishouden vind je dan voor Nederland een (constante) waarde van € 16 per dB per persoon per jaar voor het weg- en spoorverkeer en € 25 voor de luchtvaart (prijspeil 2015). De hogere schaduwprijs voor vliegverkeer weer-spiegelt daarbij dat mensen het geluid van vliegtuigen als ‘erger’ ervaren dan het geluid van wegverkeer (o.a. Miedema en Oudshoorn, 2001). Voor spoorverkeer wordt er door HEATCO (2006) een ‘railbonus’ van 5 dB toegepast (drempelwaarde 55 dB i.p.v. 50 dB), omdat het geluid van spoorverkeer minder ‘erg’ wordt ervaren dan van wegverkeer.

Sinds HEATCO (2006)/Navrud (2002) is er één uitgebreide meta-analyse van SP-studies op dit terrein verschenen, namelijk Bristow et al. (2015). Deze studie presenteert met name voor de hogere geluidsniveaus hogere waarderingen dan HEATCO (2006). In tegenstelling tot HEATCO (2006) die een constante waardering per dB hanteert, gaan Bristow et al. (2015) uit van een stijgende waardering voor geluidsoverlast bij toenemende geluidsniveaus. Deze stijgende waardering is in lijn met de waarderingen die in andere Europese landen worden toegepast (zie Tabel 21). In tegenstelling tot de huidige aanbevolen constante waarden voor Nederland (die zijn gebaseerd op HEATCO (2006)), worden er in Denemarken, Zweden en de UK namelijk stijgende waarderingen voor geluid gehanteerd.

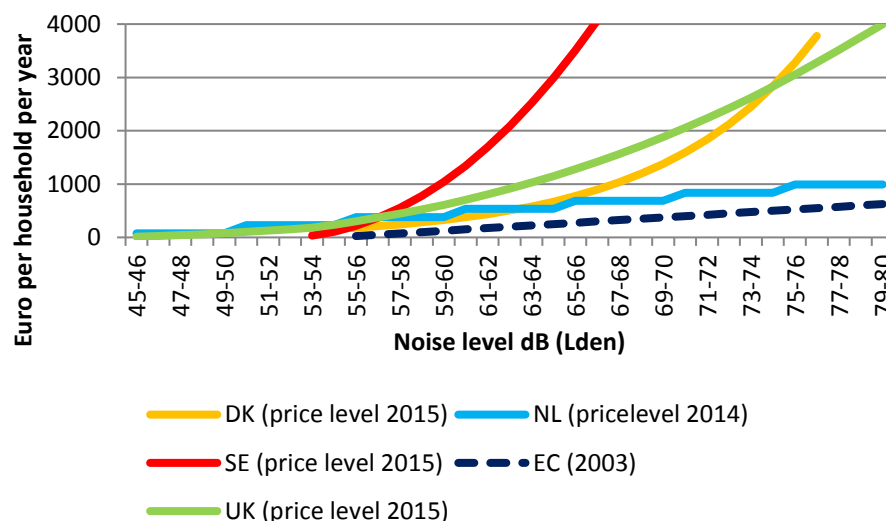
Tabel 21 Resultaten SP-studies (€₂₀₁₅ per persoon per dB, L_{den})^a

	< 55 dB	55 - 64 dB	> 65 dB
Wegverkeer			
HEATCO (2006)/Navrud (2002)	16	16	16
Bristow et al. (2015) ^b	22 (18-25)	43 (36-50)	82 (69-95)
Spoorverkeer			
HEATCO (2006)/Navrud (2002)	0	16	16
Vliegverkeer			
HEATCO (2006)/Navrud (2002)	25	25	25
Bristow et al. (2015)	52 (43-60)	103 (86-119)	196 (164-227)

^a Bij de omrekening van waarden per huishouden naar waarden per persoon is uitgegaan van een gemiddelde huishoudgrootte in 2015 van 2,2 personen (CBS).

^b De bandbreedte in de presenteerde milieuprijzen door Bristow et al. (2015) is afhankelijk van de wijze waarop het consumentensurplus wordt gemeten: de ondergrens is gebaseerd op WTP-waarden voor een verlies (toename van geluidsniveau), terwijl de bovengrens is gebaseerd op WTA-waarden voor een winst (afname van geluidsniveau). De middenwaarde is het gemiddelde van beide waarden.

Figuur 10 Waardering geluid wegverkeer bij verschillende geluidsniveaus in verschillende EU-landen (in € per huishouden per jaar)



Bron: CEDR (lopend).

Evenals HEATCO (2006) vinden Bristow et al. (2015) dat de waardering van overlast door vliegtuigen significant hoger is dan bij het wegverkeer. Echter, in tegenstelling tot de akoestische literatuur, wordt er geen bewijs gevonden voor een lagere waardering van geluidsoverlast van het spoorverkeer t.o.v. het wegverkeer.

Resultaten RP-studies

In Tabel 22 wordt een overzicht gegeven van de waarderingen voor geluids-overlast die in verschillende studies met hedonische prijzen worden gevonden. De resultaten zijn daarbij weergegeven als een Noise Sensitivity Depreciation Index (NSDI). Deze index geeft de gemiddelde daling (in %) van de huizenprijzen als het geluid 1 dB stijgt. Een NSDI van 0,55 betekent dus dat de huizenprijzen gemiddeld 0,55% dalen als het geluidsniveau met 1 dB toeneemt.

Tabel 22 Resultaten hedonische prijzenstudies

Studie	Noise Sensitivity Depreciation Index (NSDI)
Wegverkeer	
Dekkers en Van der Straaten (2008)	0.16
Theebe (2004)	0.0-0.5
Udo et al. (2006)	1.7 (1.1-1.9)
Anderson et al. (2010; 2013)	1,15-2,19
Bateman et al. (2001)	0.55 (0.08-2.22)
Day et al. (2007)	0.18-0.55
Navrud (2002)	0.08-2.22
Nelson (2008)	0,4-0,6
SAEFL (2003)	0,6-1,2
Nellthorp et al. (2007)	0,20-1,07
Spoorverkeer	
Dekkers en Van der Straaten (2008)	0.67
Theebe (2004)	0.0-0.5
Udo et al. (2006)	1.7 (1.1-1.9)

Studie	Noise Sensitivity Depreciation Index (NSDI)
Anderson et al. (2010; 2013)	0,08-1,03
Day et al. (2007)	0.67
Luchtvaart	
Dekkers en Van der Straaten (2008)	0,77
Lijesen et al. (2010)	0.8
Theebe (2004)	0.0-0.5
Getzner en Zak (2012)	0,85 (0.5-1.3)
Nelson (2008)	0,7-0,9

De NSDI varieert van 0,08 tot 2,22⁶⁰, waarbij zowel Bateman (Bateman, et al., 2002) als Navrud (2002) aangeven dat de gemiddelde NSDI waarschijnlijk onderin deze range ligt (0,55). Ook de meest recente studies zijn hiermee in overeenstemming. Tevens is er geen aanwijzing dat de studies die zijn uitgevoerd voor Nederland (Dekkers en Van der Straaten, 2008; (Lijesen, et al., 2010; Theebe, 2004; Udo et al., 2006) significant hogere of lagere waarderingen opleveren dan de internationale studies.

Om een vergelijking te kunnen maken met de waarderingen die volgen uit de SP-onderzoeken hebben we op basis van een illustratieve case bepaald welke waardering per persoon een NSDI van 0,55 oplevert. Uitgaande van een gemiddelde huizenprijs van € 230.000, een gemiddelde gezinsgrootte van 2,2 personen, een discontovoet van 5% en een looptijd van 10 jaar, komt deze NSDI ongeveer overeen met een WTP van € 75 per persoon per dB per jaar. Deze waarde komt redelijk goed overeen met de waarden die Bristow et al. presenteert voor de hogere geluidsniveaus.

Veel van de RP-studies waarvan de resultaten in Tabel 23 zijn weergegeven gaan uit van een lineair verband tussen het geluidsniveau en de NSDI. De mogelijkheid voor een niet-lineair verband tussen deze variabelen is beperkt onderzocht in de literatuur (Blanco & Flindell, 2011). Twee Nederlandse studies (Udo et al., 2006; Theebe, 2004) hebben dit echter wel expliciet gedaan. Beiden vinden dat de waardering toeneemt bij stijgende geluidsniveaus. Theebe (2004) vindt dit effect enkel voor geluidsniveaus boven 65 dB(A), terwijl Udo et al. (2006) dit effect voor de gehele range van geluidsniveaus waarneemt.

Tot slot, de resultaten zoals weergegeven in Tabel 22 ondersteunen ook de akoestische literatuur (bijv. Miedema & Oudshoorn, 2001) dat mensen het geluid van vliegtuigen als 'erger' ervaren dan het geluid van wegverkeer.

Over de vergelijking tussen weg- en spoorverkeer bestaat minder overeenstemming. De resultaten van Andersson et al. (2010; 2013) geven aan dat mensen de overlast van het geluid van wegverkeer hoger waarderen dan van spoorverkeer, wat in lijn is met de akoestische literatuur. Day (Day, et al., 2007) en Dekkers en Van der Straaten (2008) vinden daarentegen juist hogere NSDI-waarden voor spoorverkeer dan voor wegverkeer. Daarbij geeft (Day, et al., 2007) wel aan dat dit mogelijk te verklaren is door het geringe aantal waarnemingen voor spoorverkeer, waardoor de resultaten voor deze vervoerswijze minder betrouwbaar zijn.

⁶⁰ De relatief grote verschillen in geschatte NSDI kunnen (gedeeltelijk) verklaard worden door methodologische verschillen tussen studies (bijv. de functionele vorm die is gehanteerd), verschillende manieren waarop wordt gecontroleerd voor co-founding variabelen (bijv. luchtkwaliteit), of door verschillen in preferenties tussen mensen die deel uitmaken van de onderzoekspopulaties in de verschillende studies (Blanco & Flindell, 2011).

Resultaten EBD-studies

De laatste jaren zijn er enkele studies uitgevoerd die de kosten van geluids-overlast vaststellen door te schatten hoeveel DALY's overeenkomen met de ervaren geluidsoverlast (bijv. (Bruitparif ; ORS Ile-de-France; WHO, 2011) ; (Defra, 2014). Deze studies baseren zich daarbij op de aanbevelingen die gedaan worden in (WHO, 2011). De resultaten van (Defra, 2014) zijn voor deze studie omgerekend naar Nederlandse waarden, die zijn opgenomen in Tabel 23.

Tabel 23 Resultaten EBD-studies (€₂₀₁₅ per persoon per dB, L_{den})

	< 55 dB	55 - 64 dB	> 65 dB
Wegverkeer	11	20	40
Spoorverkeer	6	14	37
Vliegverkeer	21	38	55

Een vergelijking van de resultaten laat zien dat de waarden van (Defra, 2014) aanzienlijk lager zijn dan de waarden die door (Bristow, et al., 2015) worden gevonden. Dit kan (gedeeltelijk) verklaard worden door het feit dat er in de EBD-aanpak uitgegaan wordt van een conservatieve aanpak, waarbij enkel de ernstige gevallen van overlast (highly annoyed) worden meegenomen. Door (WHO, 2011) worden ook geen Disability weights gegeven die toegepast kunnen worden voor gevallen met minder overlast, zodat het niet mogelijk is om de schattingen daarvoor te corrigeren.

Evenals (Bristow, et al., 2015) en sommige RP-studies, vindt Defra (2014) dat de waardering voor overlast toeneemt met stijgende geluidsniveaus. Ook zijn de gevonden verschillen in waardering van geluid van verschillende vervoerswijzen in lijn met de akoestische literatuur.

Conclusie

Op basis van de bovenstaande analyse bevelen wij aan om voor Nederland gebruik te maken van de milieuprijzen zoals die door Bristow et al. worden gevonden. Ten opzichte van de milieuprijzen zoals die in het Schaduwrijzen Handboek 2010 werden aanbevolen (die waren gebaseerd op (HEATCO, 2006)), hebben deze waarden het grote voordeel dat ze stijgen naarmate het geluidsniveau toeneemt. Hiermee zijn deze waarden zowel meer in lijn met de recentste inzichten in de literatuur als met de waarderingskenticellen die in andere Europese landen (Denemarken, Verenigd Koninkrijk, Zweden) worden gebruikt. Daarnaast heeft het gebruik van SP-resultaten t.o.v. RP-resultaten als voordeel dat ze eenvoudig toepasbaar zijn voor allerlei onderzoeks- en beleidstoepassingen, omdat ze reeds zijn uitgedrukt in € per dB per persoon. Tot slot, ten opzichte van de EBD-resultaten hebben de SP-resultaten van (Bristow, et al., 2015) het voordeel dat ze een groter deel van de overlast meenemen en ook gebaseerd zijn op betrouwbaardere methoden.

(Bristow, et al., 2015) presenteren geen waarderingscijfers voor spoorvervoer. Echter, in lijn met de akoestische literatuur (en een deel van de waarderingsliteratuur), bevelen wij aan om deze waarden te baseren op de waarden voor het wegverkeer, maar daar dan wel een 'railbonus' van 5 dB op toe te passen.

Als drempelwaarde stellen we voor om 50 dB(A) te hanteren, in lijn met de aanbevelingen uit het vorige handboek. Hoewel het bekend is dat ook bij lagere geluidsniveaus overlast optreedt (WHO, 2011); (EEA, 2010)) is het onvoldoende duidelijk in hoeverre de waarderingsstudies ook voor lagere geluidsniveaus betrouwbare waarderingskentallen opleveren.

Een overzicht van de aanbevolen waarden voor geluidsoverlast is weergegeven in Tabel 24.

Tabel 24 Aanbevolen waarden voor geluidsoverlast (€₂₀₁₅ per dB per persoon per jaar, L_{den})

	< 55 dB	55 - 59	60- 64 dB	65-69 dB	≥ 70
Wegverkeer	22	43	43	83	83
Spoorverkeer	0	22	43	43	83
Vliegverkeer	52	103	103	196	196

Deze wordt opgeteld bij de gezondheidseffecten (zie hierboven en Bijlage F) om zo tot een integrale waardering van geluidshinder te komen.

5.7.3 Visuele hinder

Visuele hinder kan een relevant welvaartseffect zijn als doordat in het beleidsalternatief de kwaliteit van de leefomgeving daalt. Het gaat dan om blokkering van het zicht of een verandering van het karakter van het landschap waardoor het uitzicht verstoord wordt. Factoren die van invloed zijn op de mate waarin zichthinder wordt ondervonden, zijn de locatie van het projectalternatief (nabijheid van bewoond gebied, past het project bij de morfologie van het landschap), de hoogte, vorm en omtrek van het projectalternatief. Daarnaast hangt de visuele hinder af van de wijze waarop het project is ingepast in de omgeving.

Visuele hinder kan leiden tot een lagere waardering van de omgeving: het genot van het verblijven in de omgeving vermindert. Visuele hinder wordt over het algemeen kwalitatief gewaardeerd in MKBAs, tenzij specifieke studies beschikbaar zijn waarmee deze hinder kwantitatief kan worden gewaardeerd. Dergelijke studies zijn zogenaamde beweerde voorkeur onderzoek of gebleken voorkeur onderzoek (zie Paragraaf 5.2). Indien verwacht kan worden dat visuele hinder een welvaartseffect heeft dat in dezelfde orde grootte ligt als effecten die gekwantificeerd zijn (bijvoorbeeld kosten en opbrengsten), dan is het aan te bevelen om specifiek onderzoek uit te voeren om de visuele hinder kwantitatief te kunnen waarderen. We geven hieronder een voorbeeld van de waardering van de visuele hinder (in combinatie met geluidshinder) die omwonenden ondervinden van een windmolenpark, op basis van een revealed preference-onderzoek (zie Box 6). Voor de waardering van visuele hinder van andere projecten zijn geen specifieke kengetallen beschikbaar in het Handboek Milieuprijzen.

Box 6 Waardering van geluidshinder en visuele hinder bij windmolens

Windmolens kunnen zowel visuele hinder als geluidshinder veroorzaken. De welvaartseffecten hiervan op omwonenden zullen in een goed functionerende woningmarkt tot uiting komen in de waarde van omliggende woningen. Immers, de betalingsbereidheid voor woningen in de nabijheid van windparken zal afnemen als potentiële kopers goed geïnformeerd zijn over de effecten hiervan.

De VU (VU, 2014) voerde een econometrisch revealed preference-onderzoek uit waarin de waarde van woningen in de nabijheid van windmolens wordt vergeleken met die van woningen die niet in de nabijheid van windmolens staan. De studie is gebaseerd op transactieprijzen van in totaal meer dan 2 miljoen woningen waarvan zo'n 90.000 binnen een straal van 2 kilometer van een windmolenpark. In de studie wordt rekening gehouden met de kenmerken van huizen, de autonome daling/stijging van de huizenprijzen en de lokale verschillen in huizenprijzen (zogenaamde difference-in-difference schatting). Hierdoor kunnen de resultaten geïnterpreteerd worden als een schatting van het effect van de plaatsing van windmolens op de huizenprijzen.

De studie komt op een effect van gemiddeld -1,4 tot -2,3% van de waarde van het huis voor woningen binnen een straal van 2.000 meter van een windpark. Woningen die verder weg liggen, hebben geen waardeverlies. De grootte van het effect neemt af met de afstand en toe met de hoogte van de turbine en met de diameter van de rotorbladen. Het effect hangt alleen samen met de plaatsing van de eerste windturbine; de waarde van het huis neemt niet verder af als er meerdere windturbines geplaatst worden.

Omerekend in euro's betekent dit een woningwaardeverlies van zo'n € 5.000 per woning (bij een gemiddelde woningprijs van € 230.000) binnen een straal van 2.000 meter van een windmolen. Gemiddeld in Nederland staan er 182 woningen binnen een dergelijke straal van een windmolen (bron: RVO). Het gemiddeld woningwaardeverlies bedraagt dan € 910.000 per windmolen. Ter vergelijking: de investeringskosten van een windmolen liggen in de orde van grootte van € 5 miljoen (CE Delft, 2016).

6 Doorsnede midpointniveau

6.1 Inleiding en algemeen methodologisch raamwerk

In dit hoofdstuk geven we de bepaling van de Milieuprijzen op midpointniveau weer, op het niveau van de milieuthema's. Er worden in dit Handboek Milieuprijzen elf midpoints onderscheiden:

1. Ozonlaagaantasting.
2. Klimaatverandering.
3. Fijnstofvorming.
4. Fotochemische smogvorming.
5. Straling.
6. Humane toxiciteit.
7. Ecotoxiciteit.
8. Verzuring.
9. Vermesting (zoetwater en zoutwater).
10. Verstoring (geluid).
11. Onttrekking (landgebruik).

Deze midpoints worden in Paragrafen 6.2 tot en met Paragraaf 6.12 beschreven, samen met de gebruikte methoden om tot een inschatting van de effecten te komen. Hieronder volgt in Paragraaf 6.1.1 een algemeen overzicht van de relaties tussen midpoints en endpoints.

6.1.1 Relatie midpoints en endpoints

Er bestaat een relatie tussen midpoints en endpoints die voor elk midpoint anders is. Tabel 25 geeft een overzicht op welke manier de elf gekozen midpoints invloed hebben op de vijf endpoints.

Tabel 25 Overzicht van relaties tussen midpoints en endpoints in het Handboek Milieuprijzen

Endpoint	Menselijke gezondheid	Ecosystemen	Gebouwen en materialen	Grondstoffen beschikbaarheid	Welbevinden
Midpoint					
Ozonlaagaantasting	JA	DL			x
Klimaatverandering	And	And	And	And	And
Fijnstofvorming	JA		JA		
Fotochemische smogvorming	JA	DL	DL		
Straling	JA	x			x
Verzuring	And	JA	JA		
Humane toxiciteit	JA				
Ecotoxiciteit		JA			
Vermesting		DL			x
Verstoring (geluid)	JA				DL
Onttrekking (landgebruik)		DL		And	DL

Toelichting:

Een JA (groen) geeft aan dat dit effect vrijwel volledig is meegenomen en gemonetariseerd. DL (oranje) geeft aan dat dit effect deels is gemonetariseerd (onvolledig). Een x (rood) geeft aan dat deze midpoint wel op het endpoint karakteriseert maar dat dit niet is meegenomen in het Handboek Milieuprijzen. And geeft aan dat de effecten op een andere manier zijn bepaald. Bij klimaatverandering gaat het dan om preventiekosten (blauw), bij verzuring zijn deze effecten anders gealloceerd (geel), namelijk bij de effecten fijnstofvorming en smogvorming. Bij onttrekking is er geen finale manier gevonden voor de impact op grondstoffenbeschikbaarheid. Een lege cel geeft dat het thema niet karakteriseert op het endpoint of dat de effecten verwaarloosbaar klein zijn.

Een lege cel geeft hierbij aan dat de methode niet karakteriseert op het desbetreffende endpoint. Indien er een 'x' in de cel staat, dan karakteriseert het midpoint in principe wel op het endpoint maar is er geen schatting beschikbaar in dit Handboek Milieuprijzen. Vaak gaat het hierbij om effecten die nog in een onderzoekende fase zijn, of die dermate locatie specifiek zijn dat er geen algemeen geldende gemiddelden voor Nederland kunnen worden opgesteld. 'JA' geeft hierbij aan dat het midpoint karakteriseert op het desbetreffende endpoint en dat een kwantitatief gemiddelde voor Nederland is opgenomen in dit Handboek Milieuprijzen. 'DL' geeft aan dat het midpoint karakteriseert op het desbetreffende endpoint en dat een gedeelte van de effecten is gekwantificeerd.

6.2 Ozonlaagaantasting

6.2.1 Omschrijving thema

De ozonlaag is een luchtlaag in de stratosfeer op een afstand van 15 tot ongeveer 30 km van de aarde waarin relatief veel ozon (O₃) aanwezig is. Ozon filtert een belangrijk deel van de schadelijke ultraviolette straling (UV) uit het invallende zonlicht en beschermt zo het leven op aarde. In de jaren '80 werd vastgesteld dat de ozonlaag in dikte afnam waardoor de bescherming tegen UV-straling verminderde. Variaties in de dikte van de ozonlaag zijn deels een natuurlijk fenomeen en worden bijvoorbeeld beïnvloed door vulkaan-uitbarstingen, maar zijn voor een deel ook te verklaren door menselijke oorzaken, zoals de uitstoot van chloor- en broomhoudende verbindingen. Deze verbindingen reageren met het aanwezige ozon in de stratosfeer en zorgen zo voor een verminderde werking als UV-filter.

Aantasting van de ozonlaag is een mondiaal milieuprobleem, maar niet overal zijn de effecten even groot. De dikte van de ozonlaag hangt sterk af van de breedtegraad. Bij de evenaar is de ozonlaag dunner en minder onderhevig aan schommelingen. Dit is het brongebied van de productie van stratosferische ozon en hier hebben de emissies van schadelijke stoffen de minste invloed op de concentraties. Bij de polen daarentegen is de laag het dikst, maar tevens het meest onderhevig aan schommelingen en de invloed van de chemische afbraak. Dit komt omdat de ozon hier niet geproduceerd wordt, maar geaccumuleerd door transport vanaf de evenaar. Als het transport gelijk blijft maar de afbraak toeneemt, ontstaat een tekort, wat tot uitdrukking komt in het zogeheten 'gat' in de ozonlaag.

De mondiale emissies aan ozone-depleting substances (ODS) bereikte mid-1990s een piek en daalden daarna langzaam (Fraser, et al., 2015). Ondanks succesvolle internationale afspraken worden ozonafbrekende stoffen nog steeds door de mens in verscheidene toepassingen gebruikt en komen als emissies vrij. Door het vertragingseffect van gemiddeld 15 jaar (VMM, 2013e) tussen emissies en concentraties, laat de dikte van de ozonlaag pas meer recent langzaam aan herstel zien. Door een verdere daling van ozonlaag-afbrekende emissies kan op termijn ook een sterker herstel van de ozonlaag optreden.

6.2.2 Bronnen

Chloor-, broom- en stikstofverbindingen hebben een negatieve invloed op de concentratie van ozon in de stratosfeer. CFKs, halonen, HCFKs en methylbromide zijn de voornaamste menselijke bronnen van chloor en broom in de stratosfeer. De mens produceert deze stoffen sinds het begin van de 20^{ste} eeuw. Ze zijn voornamelijk gebruikt als koelmiddel in koelkasten en air conditionings, voor chemische reiniging, in spuitbussen, als brandblusmiddel, voor het maken van schuimen en voor grondontsmetting (methylbromide).

De productie van ozonlaagaantastende stoffen is sinds het midden van de jaren negentig wereldwijd sterk gedaald door de maatregelen zoals afgesproken in het Montreal Protocol.

Naast de chloor- en broomhoudende stoffen zijn ook andere stoffen van belang voor de ozonlaag; bijvoorbeeld stikstofverbindingen. De grootste bijdrage aan de hoeveelheid stikstofverbindingen in de stratosfeer komt van lachgas (N_2O). Dit gas komt voornamelijk van natuurlijke bronnen, maar kent ook een bijdrage uit antropogene bronnen zoals landbouw.

6.2.3 Effecten

Ozonlaagaantasting heeft effecten op mens, planten en dieren. UV-straling kan DNA en eiwitten beschadigen in de huid en de ogen, en op langere termijn huidkanker en staar veroorzaken. De UV-straling beïnvloedt ook de fysiologische processen van planten en landbouwgewassen en een afname van de ozonlaag kan stralingsschade opleveren (VMM, 2013e).⁶¹ Ozonlaagaantasting geeft dus zowel effecten op de menselijke gezondheid als op ecosystemen.

De meeste ozonafbrekende stoffen hebben ook een opwarmend vermogen en leveren dus een bijdrage aan de klimaatverandering: deze worden onder het endpoint klimaatverandering gekarakteriseerd en zijn daar meegenomen in dit handboek. Daarnaast zijn er ook effecten op fotochemische smogvorming waarbij een afname van ozon op het niveau van stratosfeer tot verhoging van ozon op leefniveau kan leiden. Dit effect is niet meegenomen bij ReCiPe en is dus ook niet verdisconteerd in het Handboek Milieuprijzen.

6.2.4 Karakterisatie van stof naar midpoints en indicator midpoints

De karakterisatie van stoffen die effecten geven op het thema ozonlaagaantasting is gedaan aan de hand van ReCiPe (Goedkoop, et al., 2013) (Goedkoop, et al., 2009). In ReCiPe worden de effecten op dit midpoint uitgedrukt in kg CFK-11 equivalenten. CFK-11 is chloorfluorkoolstofverbinding die vroeger vooral werd gebruikt als koelmiddel en heeft een van de hoogst ozonafbrekende vermogens van alle gechloreerde koolstofverbindingen.⁶² Het heeft per definitie een ozonafbrekend vermogen (ODP) van 1.

6.2.5 Endpointbepaling en milieuprijzen

Waardering van effect van ozonaantastende stoffen was geen onderwerp van het NEEDS-project. Schattingen van het effect op de menselijke gezondheid zijn daarom gebaseerd op de ReCiPe-methodologie. De gevolgen van een verandering in UV-B-straling op de menselijke gezondheid is daarin berekend met het AMOUR-model (RIVM, 2007). De resulterende schadefactor wordt uitgedrukt in DALYs per eenheid verandering in Effective Equivalent of Stratospheric Chlorine (EESC). Deze zijn omgezet in de karakterisatiefactoren in DALYs per ton CFK-11-eq. voor elke groep ozonaantastende stoffen. Dit is conform de benadering in het Handboek Schaduwprijzen 2010.

Voor de gevolgen voor menselijke gezondheid is monetaire waardering verkregen met behulp van een standaardwaarde voor een DALY waarbij is verondersteld dat 1 DALY = 1 VOLY.

⁶¹ Zo is bijvoorbeeld vastgesteld dat in de wateren rond de Zuidpool een overmatige blootstelling aan UV-straling schade toebrengt aan het fytoplankton, zowel in groei als DNA. Fytoplankton staat aan de basis van de voedselketen in zeeën.

⁶² Daarnaast is CFK-11 een belangrijk broeikasgas.



Voor de effecten op ecosysteemdiensten zijn uitsluitend de negatieve effecten op landbouwgewassen meegenomen. Hierbij zijn de endpointschade voor verschillende gewassen vermenigvuldigd met de geschatte productiekosten op basis van Hayashi et al. (2006). Dit is identiek aan de benadering in het Handboek Schaduwpreizen 2010.

Tabel 26 geeft de gemiddelden waarden voor Nederland voor de midpoint-karakterisatiefactor voor dit thema. Het blijkt hierbij dat er vrij grote verschillen zitten tussen de economische weging die rekening houdt met een (impliciete) verdiscontering van 3% en de milieukundige weging (gebaseerd op het hiërarchische wereldbeeld, zie Bijlage F). Dit komt primair doordat ozon omdat in de laatste weging de effecten die in verloop van de tijd optreden niet verdisconteerd worden.

Tabel 26 Gemiddelde schadekosten in € per kg emissie in Nederland in 2015 in prijzen 2015 op het thema ozonlaagaantasting

Stof	Perspectief	Onder	Centraal	Boven
CFC-11	Individualistisch	22,1	30,4	45,7
CFC-11	Hiërarchisch	NA	123	NA

De midpointkarakterisatiefactor is hierbij veel hoger omdat de effecten op dit thema bij de milieukundige benadering in het hiërarchische wereldbeeld een andere karakterisatie kennen waarbij naast huidkanker, ook andere ziekteverschijnselen worden meegenomen, zoals staar. Deze effecten zijn meer onzeker en daarom niet in het individualistische perspectief gekwantificeerd.

6.3 Klimaatverandering

6.3.1 Omschrijving thema

Klimaatverandering beschrijft de veranderingen die menselijke activiteiten kunnen betekenen voor het klimaat (temperatuur, weer) op aarde. Het klimaat verandert op dit moment door de oplopende concentraties aan broeikasgassen in onze atmosfeer. Die gassen laten de invallende zonnestralen door, maar houden de door de aarde teruggekaatste warmte tegen. Dit fenomeen is bekend als het broeikaseffect en betekent een stijging van de mondiale temperatuur. Gassen als koolstofdioxide (CO₂), methaan (CH₄) en lachgas (N₂O) zijn de belangrijkste broeikasgassen. Daarnaast zijn er nog veel stoffen die ook als broeikasgas functioneren, bijvoorbeeld HFKs.

De oplopende broeikasgasconcentraties leiden tot een stijging van de mondiale temperatuur. Die heeft grote gevolgen voor ecosystemen en weersomstandigheden. Zo kan de gemiddelde mondiale temperatuur gaan stijgen tot 6 °C boven het prehistorische niveau als de huidige uitstoot van broeikasgassen zich doorzet. Dit zal zeer grote, en deels onvoorspelbare, effecten hebben op de weersomstandigheden, zeespiegelniveau en leefomgevingen van mens, plant en dier. Overstromingen, droogtes en verspreiding van ziektes (bv. malaria) zijn enkele van de te verwachten gevolgen.

6.3.2 Bronnen

De belangrijkste bronnen van broeikasgasemissies is het verstoken van fossiele brandstoffen. Fossiele brandstoffen worden in alle sectoren van de economie veelvuldig gebruikt en hebben de afgelopen honderd jaar een grote vlucht genomen. Daarbij komt vooral veel CO₂ vrij, maar ook bijvoorbeeld lachgas (N₂O), dat een sterk temperatuurstijgend effect heeft. Daarnaast ontstaan broeikasgasemissies ook in de landbouw en op stortplaatsen, als methaan (CH₄) dat vrijkomt. Ook in de industrie zijn er processen, zoals in de cement-industrie en aluminiumindustrie, waarbij er broeikasgassen vrijkomen. Daarnaast kennen koelmiddelen en drijfgassen ook broeikasgassen die vrijkomen in de atmosfeer, zowel in de productie-, gebruiks- als afvalfase. Dit geldt zowel voor de traditionele CFKs als hun modernere vervangers. De hogere uitstoot van broeikasgassen leidt tot een verhoogde concentratie van broeikasgassen in de atmosfeer, wat tot een mondiale temperatuurstijging leidt.

Naast de bovenstaande broeikasgasemissies zijn er ook andere vervuilende stoffen die een rol kunnen spelen in de opwarming van de aarde. Black Carbon (roet) heeft bijvoorbeeld invloed op de hoeveelheid zonlicht dat de aarde kan weerkaatsen. Doordat roet donker van kleur is absorbeert het meer zonlicht wat leidt tot een verdere temperatuurstijging. Dit is met name het geval wanneer de roetdeeltjes terechtkomen op met sneeuw bedekte oppervlaktes, omdat met name deze oppervlaktes vrijwel al het zonlicht dat de aarde bereikt terugkaatsen. Er zijn ook emissies die een verkoelend effect hebben, zoals SO₂. SO₂ heeft zowel een direct als indirect verkoelend effect; de directe verkoeling wordt veroorzaakt doordat SO₂-deeltjes zonlicht weerkaatsen, het indirecte verkoelingseffect resulteert uit het feit dat SO₂-emissies bijdragen aan wolkvorming, hetgeen leidt tot een verkoeling (Fuglestvedt et al., 2009a). Ook stoffen die uitgestoten worden door vliegtuigen hebben deels een verkoelend en deels een verwarmend effect (CE Delft en Vrije Universiteit, 2012).

6.3.3 Effecten

Indien geen klimaatbeleid wordt gevoerd, kan de verwachte temperatuurstijging oplopen tot een additionele 6 °C in deze eeuw (IPCC, 2007). Deze ingrijpende klimaatverandering zal een belangrijke en veelal onomkeerbare impact hebben op ecosystemen, op de menselijke gezondheid, en op de inrichting van ons sociaal-economische bestel. De impact is niet mondiaal gelijk verdeeld maar zal veel ernstiger zijn in ontwikkelingslanden, die bovendien over minder mogelijkheden beschikken om zich aan te passen (Global Humanitarian Forum, 2009).

Een overzicht van effecten is in de verschillende IPCC-rapporten uitvoerig beschreven:

- Zeespiegelstijging zal leiden tot verlies aan landareaal, met name in deltagebieden waar wereldwijd veruit de meeste mensen wonen. Dit kan leiden tot omvangrijke migratiestromen en ontwrichtingen van menselijke samenlevingen. Daarnaast kan het leiden tot een verlies aan landbouw-areaal en wetlands.
- Gevolgen voor de gezondheid zijn verminderde koude stress in de winter en hogere temperaturen in de zomer. Tot op zekere hoogte zullen deze effecten elkaar opheffen. Bijkomende effecten omvatten verhoogde kans op voorkomen van bepaalde parasitaire ziekten zoals malaria die vaker in tropische landen voorkomen.



- De voedselproductie zal mondiaal aanzienlijk verschuiven waarbij een verlies aan mogelijkheden in warme landen zullen worden gecompenseerd door verruimde mogelijkheden in koudere landen. Aangezien deze verandering zich snel zal voltrekken kan dit tot belangrijke sociaal-economische aanpassingsproblemen leiden waarbij hongersnoden vaker kunnen voorkomen en er migratiestromen op gang zullen komen.
- Er kunnen gevolgen zijn voor de watervoorziening: in sommige gebieden een tekort aan water wordt verergerd door de klimaatverandering, bijvoorbeeld door een verdere verzouting van ecosystemen. In andere gebieden zal er juist meer water beschikbaar zijn dan waar historisch rekening mee is gehouden.
- Ecosystemen en biodiversiteit impacts zijn de meest complexe en moeilijk te beoordelen. Mogelijke effecten zijn onder andere een verhoogd risico op uitsterven van bepaalde kwetsbare soorten. Bepaalde geïsoleerde systemen zoals koraalriffen zijn in het bijzonder in gevaar.
- Extreme evenementen, zoals hittegolven, droogtes, stormen en cyclonen zijn niet lineair afhankelijk van de temperatuurveranderingen en de gevolgen van dergelijke evenementen zijn ook heel moeilijk in te schatten. Daarnaast bestaan er mogelijke catastrofistische effecten, zoals het verlies van de West-Antarctische ijskap, het verlies van de Groenlandse ijskap, methaan uitbarstingen, instabiliteit of ineenstorting van het Amazonewoud of veranderingen in de oceaanstromingen en Indiase moesson transformatie. Deze effecten zijn zeer moeilijk in te schatten maar de gevolgen kunnen enorm zijn.

6.3.4 Indicator voor karakterisatie

ReCiPe karakteriseert de verschillende broeikasgassen op hun Global Warming Potentials (GWP), op basis van IPCC (2007), waarbij de GWP van CO₂ op 1 is gesteld.

6.3.5 Milieuprijzen via de schadekostenmethode

In de welvaartseconomie bestaat er een voorkeur om de externe kosten te waarderen aan de hand van een inschatting van de schade (zie ook Hoofdstuk 2). Sinds de manifestatie van de klimaatproblematiek zijn economen bezig geweest om in te schatten welke schade klimaatverandering kan veroorzaken. Door deze schade te sommeren, te verdisconteren over de tijd heen, en te relateren aan de CO₂-uitstoot, heeft men getracht om de *Social Cost of Carbon* (SCC) vast te stellen. Deze SCC kan worden geïnterpreteerd als de totale contante waarde van de toekomstige kosten en baten in verband met de emissie van één extra eenheid van CO₂. De SCC wordt meestal berekend aan de hand van klimaat-economische modellen waarin veronderstellingen over de effecten samengaan met veronderstellingen over de ontwikkeling, -en spreiding van het mondiale inkomen. Tol (2008) voorziet in een meta-analyse van 211 studies over SCC, en zijn studie laat vooraleerst zien dat de spreiding in de uitkomsten enorm groot is: van minder dan € 1/tCO₂ tot meer dan € 500/tCO₂.⁶³ Hij komt met een discontovoet van 3% tot een gemiddelde schatting van ongeveer € 5/tCO₂. Op basis hiervan beargumenteert Tol dat de schadeschattingen uit het invloedrijke Stern-rapport (Stern et al., 2006) een outlier zijn. Tol (2008) stelt daarbij ook dat de kans dat de gemiddelde schadeschatting boven de € 20/tCO₂ ligt, minder dan 1% bedraagt.

⁶³ Voor CO₂-uitstoot die op dit moment plaatsvindt, effecten verdisconteerd met 3%.



Van den Bergh en Botzen stellen dat dergelijke uitspraken prematuur zijn, juist omdat de SCC-literatuur wordt gekenmerkt door een zeer hoge mate van onzekerheid. Zij noemen vier belangrijke bronnen van onzekerheid in de schattingen van schadekosten van klimaatverandering:

- Ontbreken van belangrijke kostencategorieën in de schattingen; in de studies naar de schadekosten van klimaatverandering worden belangrijke schadeposten van een mogelijk grote omvang niet of slechts beperkt meegenomen (met name vanwege het ontbreken van betrouwbare schattingsmethodieken). Het gaat dan bijvoorbeeld om verliezen in biodiversiteit, de mogelijke effecten van klimaatverandering op economische groeiontwikkelingen, politieke instabiliteit, gewelddadige conflicten en migratie.
- Onzekerheden over de effecten van klimaatverandering; er bestaan grote onzekerheden over de omvang van de klimaatverandering en de gevolgen ervan op het klimaat op aarde, zeespiegelstijging en weersextremen. Met name mogelijke extreme effecten van klimaatverandering (bijvoorbeeld het verzwakken of stilvallen van de golfstroom, het volledig smelten van de ijskappen op Groenland en West Antarctica, veranderingen in klimaatsubsystemen zoals 'El Niño Southern Oscillation, etc.) worden niet of slechts op incomplete wijze meegenomen in de analyses.
- Onzekerheden over de te hanteren maatschappelijke discontovoet; er is veel discussie over de hoogte van de discontovoet die gehanteerd dient te worden bij de bepaling van de schadekosten van klimaatverandering.
- Er wordt onvoldoende rekening gehouden met aversie tegen verliezen en risicomijding; mensen zijn over het algemeen risicomijdend en hebben een aversie tegen verliezen. Deze effecten worden in de meeste studies echter niet of slechts in beperkte mate meegenomen.

Op basis van deze onzekerheden concluderen Van den Bergh en Botzen (2012) dat het gebruik van een schadekostenmethode voor de bepaling van een schaduwprijs voor CO₂ per definitie leidt tot zeer onzekere uitkomsten. Een beter alternatief zou volgens hen zijn om een veilige concentratie van CO₂ in de atmosfeer te kiezen en vervolgens een kosteneffectiviteitsanalyse uit te voeren van beleid dat dit kan realiseren. Dit komt overeen met de preventie-kostenbenadering.

In navolging van de kritiek van Van den Bergh en Botzen (2012) heeft Gerlach et al. (2014) getracht of de schadeschattingen wellicht versimpeld kunnen worden, door de meest cruciale parameters te onderzoeken. Zij presenteren in hun onderzoek een formule die de kerninzichten uit de economie en klimaatmodellen zou combineren.

De formule heeft als invoer de schatting van schade bij een gegeven temperatuurstijging, de klimaatgevoeligheid (de temperatuurstijging bij een verdubbeling van de CO₂ in de atmosfeer), het bruto wereldwijd inkomen, de discontovoet, het verval van CO₂ in de atmosfeer en de aanpassingssnelheid van de temperatuur van het aardoppervlak. Met behulp van deze versimpelde formule zijn Monte-Carlo-berekeningen uitgevoerd en is vervolgens bepaald in welke mate onzekerheid met betrekking tot de parameters zich vertaalt in onzekerheid met betrekking tot de SCC.⁶⁴ Op basis hiervan concluderen Gerlach et al. (2014) dat de gemiddelde schadekosten voor CO₂ € 37/tCO₂ bedragen. De mediaan bedraagt € 17/tCO₂. Nieuw in hun analyse is dat Gerlach et al. (2014) laten zien dat de verdeling in de uitkomsten niet alleen scheef verdeeld is, maar ook zeer lang doorloopt.

⁶⁴ Hierbij is op basis van bestaande literatuur een schatting gemaakt van de kansverdeling van de klimaatgevoeligheid, de op te treden schadefactor en de discontovoet.



De kans dat de SCC meer dan € 100/tCO₂ is, schatten Gerlach et al (2014) in op 8%, aanzienlijk hoger dan in eerder werk van Tol (2008) werd aangenomen. In feite onderstreept Gerlach et al. (2014) hiermee de conclusie van Van den Bergh en Botzen (2012) dat de uitkomsten zeer divers kunnen zijn, omdat er bij de berekeningen beslissingen moeten worden genomen over parameters waarvan de exacte waarde moeilijk wetenschappelijk is vast te stellen.

6.3.6 Milieuprijzen via preventiekostenbenadering

In het Handboek Schaduwrijzen werd de regel gehanteerd dat voor stoffen waarvoor internationaal geldende afspraken waren gemaakt, de preventiekostenbenadering de voorkeur verdiende. In de preventiekostenbenadering (zie ook Hoofdstuk 2) worden de marginale kosten van het behalen van het beleidsdoel als uitgangspunt genomen voor de waardering. Men gaat hierbij uit van een zogeheten Pigouvianse heffing die precies de beleidsdoelen weet te realiseren. Dit is gelijk aan de kosten van de duurste maatregel die moet worden genomen in het meest kosteneffectieve maatregelenpakket om de doelen te realiseren.

In het Handboek Schaduwrijzen was de waardering gebaseerd op de doelstelling van 20% reductie van broeikasgassen in 2020 in vergelijking tot 1990. Voor CO₂-emissies rekende het handboek met een prijs van € 25/tCO₂ voor effecten tot het jaar 2020. Daarna werd er een geleidelijk voorziene stijging van de prijs voorzien tot € 85/tCO₂ in 2050. Deze stijging was gebaseerd op een meta-analyse waarbij ook de schadekosten in ogenschouw werden genomen.

Inmiddels is bekend dat de EU heeft ingestemd met een ambitieuzer 40% reductiedoel voor 2030 - een doel dat de Nederlandse overheid onderschrijft.⁶⁵ Voor na 2030 zijn er nog geen bindende voorstellen, maar de EU-leiders hebben zich wel uitgesproken voor een doelstelling om in Europa de uitstoot van broeikasgassen met 80-95% te verminderen ten opzichte van 1990, als onderdeel van de inspanningen van de ontwikkelde landen als groep hun emissies met een vergelijkbare mate te beperken.⁶⁶ Daarnaast heeft het Europese Parlement op 5 oktober 2016 het klimaatakkoord van Parijs geratificeerd dat landen verplicht om alles te doen om de uitstoot van broeikasgassen omlaag te brengen zodat de totale temperatuurstijging van de aarde ver beneden de 2 °C blijft (1,5 °C is nu het streven). De mondiale verdeling van de sterk gereduceerde emissieruimte is op dit moment nog niet precies helder, maar de verwachting is dat de totale reductie in de EU voor 2050 dan eerder rond de 95% zal moeten liggen dan rond de 80% (PBL, 2016).

In de preventiekostenbenadering worden de marginale kosten bepaald voor het halen van het beleidsdoel. Een probleem hierbij is evenwel dat op dit moment niet precies duidelijk is wat als beleidsdoel moet gelden:

- Is dit het beleid dat tot 2020 is ingevuld met concrete beleidsmaatregelen (zoals het EU ETS) resulterend in een reductie van Europese reductie van 20% in 2020 in vergelijking met 1990?
- Is dit de 25% reductie in 2020 die bepaald is door de rechtbank van Den Haag heeft in zijn uitspraak van 24 juni 2015 (de zogeheten Urgenda-zaak)?

⁶⁵ Zie bijvoorbeeld (COM 2014/15 definitief) en ook de kamerbrief van 26 oktober 2014 (IENM/BSK-2014/213064).

⁶⁶ Zie bijvoorbeeld (COM/2011/0112).



- Is dit het beleid dat in Europees verband reeds is afgesproken voor 2030 (-40% reductie) en dat door het Nederlandse Kabinet is aangegeven als *minimaal* doel voor 2030?
- Is dat het door het Europese Parlement geratificeerde akkoord van Parijs waarbij de maximale temperatuurstijging wordt beperkt tot 2 of 1,5 graden die, ook al is nog niet precies duidelijk hoe de mondiale emissieruimte dan verdeeld wordt, waarschijnlijk tot een beleidsopgave van -80 tot -95% reductie in 2050 ten opzichte van 1990 leiden.

In principe zou men kunnen stellen dat, omdat de beleidsvoornemens zich over verschillende jaren uitstrekken, dat men een beleidspad schetst waarbij de beleidsdoelstellingen voor 2020, 2030 en 2050 tezamen het beleidspad vormen. Een probleem hierbij is evenwel dat, om tot een 2 °C-doelstelling te komen tegen minimale kosten, men in 2020 méér zou willen reduceren dan 20%, en in 2030 méér dan 40%. Met andere woorden: de afgesproken doelstellingen voor 2020 en 2030 zijn niet temporeel efficiënt in het licht van de doelstellingen die zouden kunnen volgen uit de afspraken in Parijs.

Mede in het licht hiervan stellen we voor om in het Handboek Milieuprijzen te werken met twee preventiekostenbenaderingen voor CO₂:

1. Het huidige beleidspad met daarin de doelstellingen voor 2020 en 2030 en die te extrapoleren naar 2050. En;
2. Het 2 °C-beleidspad waarbij de doelen voor 2050 worden geïnterpoleerd naar doelstellingen voor eerdere jaren om tot een efficiënt prijspad te komen.

Dit komt in principe overeen met de benadering die in de WLO-scenario's is gekozen waarbij voor klimaatbeleid, naast de scenario's Laag en Hoog, een twee-graden scenario is geschetst die de prijsontwikkeling weergeeft mocht de wereld serieus overgaan op het drastisch reduceren van de broeikasgas-emissies. Hieronder geven we aan hoe voor beide benaderingen de milieuprijzen zijn bepaald. Omdat de klimaatinspanningen stijgen door de tijd heen, en de goedkoopste maatregelen dan uitgeput zijn, lopen de prijzen van broeikasgasreductie op door de tijd heen.

Milieuprijzen huidig beleidspad

In Nederland hebben ook CPB en PBL berekeningen uitgevoerd over de kosten van het behalen van diverse klimaatdoelstellingen in het kader van de WLO (Welvaart en LeefOmgeving) scenario's die eind 2015 zijn verschenen (CPB en PBL, 2015). Het Nederlandse Kabinet heeft eind 2015 het advies van de Werkgroep Discontovoet overgenomen waarin wordt voorgeschreven om CO₂-emissies te waarden aan de hand van prijspaden die het CPB en PBL hebben gemaakt in het kader van de WLO-scenario's. In deze scenario's worden twee ontwikkelingen geschetst die in de toekomst kunnen plaatsvinden: Laag en Hoog (zie Box 7). Voor Scenario Hoog komt de beleidsopgave overeen met het 2030 beleid dat de EU in 2014 heeft aangenomen (EC, 2014b) en dat op dit moment in concrete instrumenten wordt omgezet, zoals het EU ETS. Voor Scenario Laag is de doelstelling minder dan de beleidsvoornemens. Scenario Laag bevat dus de aanname dat rond 2025 het inzicht komt dat internationaal klimaatbeleid niet gaat werken waarop het toegezegde beleid wordt afgebouwd en afgezwakt (Matthijssen et al., 2016).



Eind 2015 zijn de nieuwe Welvaart en Leefomgeving (WLO)-scenario's van PBL en CPB verschenen. Deze scenario's geven trends weer in de toekomstige ontwikkeling en onzekerheden die daarmee gepaard gaan, zowel voor de Nederlandse economie als voor de wereldeconomie (CPB/PBL, 2015). Er zijn twee scenario's ontwikkeld: Laag en Hoog. In Scenario Laag wordt een beperkte ontwikkeling van de internationalisering verwacht, hetgeen zal resulteren in een lagere economische groei van ongeveer 1% per jaar en lagere bevolkingsgroei. Beleid in Laag voor klimaat en energie is zoveel mogelijk ingevuld door middel van vaststaand beleid met beleidsdoelen die reeds zijn ingevuld met concrete maatregelen en instrumenten.

In Scenario Hoog schrijdt de globalisering verder voort. Er is in het scenario Hoog meer (internationaal) vertrouwen dan in Laag waardoor er meer bereidheid is om samen te werken en afspraken te maken. Door het sluiten van handelsakkoorden worden markten verder met elkaar verknoot en neemt de migratie verder toe. Ook is er een grotere bereidheid tot het sluiten van internationale beleidsafspraken, zoals op het gebied van klimaatbeleid. Scenario Hoog combineert een relatief hoge bevolkingsgroei met een hoge economische groei van ongeveer 2% per jaar. Beleidsmatig bevat Hoog tot 2030 op het gebied van klimaat en energie niet alleen het vaststaande beleid, maar ook het voorgenomen beleid (zoals het voornemen van de EU om in 2030 emissies van CO₂ met 40% te reduceren ten opzichte van 1990).

De WLO-scenario's bevatten prijsontwikkelingen van CO₂ in het EU ETS. Deze zijn echter niet zonder meer bruikbaar in een MKBA omdat het EU ETS geen economie breed instrument is. In een achtergronddocument geven CPB en PBL daarom uitleg over hoe de WLO-scenario's gebruikt kunnen worden om een prijspad te bepalen dat gebruikt kan worden in een MKBA en dat wel een economie breed perspectief biedt (Aalbers, et al., 2016). Uitgangspunt vormt hierbij het scenario Hoog in 2050 waarbij het ETS is uitgebreid naar *alle* sectoren van de economie.⁶⁷ In feite bestaat er in scenario Hoog dus een economie brede CO₂-prijs waarbij de marginale kosten in 2050 € 160/tCO₂ bedragen.

Ook voor Laag is de 2050-prijs op te vatten als de economie brede CO₂-prijs omdat de prijzen voor het behalen van de doelstellingen in Laag afgerond vrijwel gelijk zijn aan de ETS-prijzen.⁶⁸ Dus de prijzen in 2050 voor zowel Hoog als Laag betreffen de marginale kosten om aan de gestelde doelen te voldoen voor de gehele economie. Op basis hiervan is een *efficiënt* prijspad te berekenen voor tussenliggende jaren door gebruik te maken van de regel van Hotelling. Hierbij wordt de uitstootruimte aan CO₂ als een voorraadgrootte gezien en worden de prijzen uit 2050 verdisconteerd met de relevante discontovoet.⁶⁹ Dit levert de volgende prijspaden op voor de efficiënte CO₂-prijzen in de scenario's.

⁶⁷ Voor de 2°C-verkenning is dit al in 2030 het geval.

⁶⁸ Aalbers et al., (2016) stellen dat de economie brede efficiënte CO₂-prijs in Laag in 2050 (afgerond) gelijk is aan de EU ETS-prijs. Dat komt volgens hen doordat de bestrijdingskosten in het ETS over een groot bereik vrijwel vlak zijn en dat daarom de algemene reductie-doelstelling in Laag bereikt kan worden door meer maatregelen te nemen tegen min of meer dezelfde marginale kosten.

⁶⁹ Omdat de ETS-prijzen Europese prijzen betreffen, hanteert Aalbers et al. (2016) een iets hogere discontovoet in de Hotelling-regel wat resulteert in een prijsstijging van 3,5% per jaar. Ter rechtvaardiging van de hogere discontovoet stellen Aalbers et al. (2016) dat Oost- en Zuid-Europa wat sneller groeien dan Noordwest-Europa en Nederland, waardoor voor de EU als geheel een hogere discontovoet geldt dan voor Nederland. De discontovoet is ook op te vatten als een prijsstijging.

Tabel 27 Efficiënte CO₂ volgens de WLO (in €/tCO₂ constante prijzen exclusief BTW, prijspeil 2015)

	2015	2030	2050	Reductie GHG-emissies in 2030/2050 t.o.v. 1990
Laag	12	20	40	-25%/-45%
Hoog	48	80	160	-40%/-65%

Deze prijzen zijn te interpreteren als de marginale maatschappelijke kosten om in 2050 aan de reductiepercentages uit de WLO-scenario's te voldoen.

Dergelijke prijzen zijn tot op zekere hoogte ook uit andere studies te halen (al verschilt de methode). In de Impact Assessment van de 2030 doelen (EC, 2014b) wordt gesteld dat in een 40% reductiescenario de prijzen in het EU ETS kunnen stijgen naar € 40-53 t/CO₂ in 2030 indien aanvullend beleid rondom energiebesparing en hernieuwbare energie minimaal wordt ingevuld. Tot 2050 zullen prijzen variëren van € 85 tot 264, variërend met de reducties die er binnen het EU ETS moeten worden gerealiseerd.

In het PRIMES Reference Scenario (EC, 2016) wordt berekend dat een standstill van de 2020-doelstellingen (zoals in Laag), waarbij alleen de ETS-sectoren de afgesproken 1,74% reductie per jaar realiseren, zal leiden tot een CO₂-prijs van € 35 in het EU ETS in 2030. Ook is er in het Referentiescenario van PRIMES (2016) berekend dat indien de jaarlijkse reducties tot 2020 in het EU ETS worden geëxtrapoleerd tot 2050, dit zal leiden tot een EU ETS-prijs van ongeveer € 90/tCO₂ en een economie brede reductie in broeikasgasemissies van ongeveer 48%.

Milieuprijzen Tweegradenpad

Indien het beleid overgaat tot het uitvoeren van beleid dat noodzakelijk is om de 2°C-doelstelling te halen, zullen de koolstofprijzen aanzienlijk stijgen. De WLO-scenario's gaan er in dat geval vanuit dat tot 2050 de prijzen zullen stijgen tot € 200 of zelfs € 1.000/tCO₂. Op basis hiervan zijn de efficiënte prijzen voor tussenliggende jaren te berekenen. Dit laat zien dat de prijzen in 2030 reeds tussen de € 100 en 500 moeten zijn.

Hoewel deze bedragen fors lijken te zijn, worden ze onderschreven in ander onderzoek. In een meta-analyse naar de kosten van de bestrijding van broeikasgassen gericht op de lange termijn stabilisatie van deze gassen in de atmosfeer, laten Kuik et al. (2009) zien dat deze kosten veel sterker kunnen oplopen. Op basis van een meta-analyse van 62 studies schatten zij de vermijdingskosten als functies van de targets (bereik 450-650 ppm CO₂-eq.). Voor een langetermijndoelstelling van 450 ppm CO₂-eq. (overeenkomend met een temperatuurstijging van ongeveer 2°C) stellen zij dat de vermijdingskosten € 129/tCO₂ bedragen, met een bandbreedte van € 69-241. Voor 2050 is de centrale schatting € 225/tCO₂ met een bandbreedte van 128-396. Deze waarden zijn in 2005 constant euro.

Als gevolg van de inflatie, moeten deze cijfers verhoogd met 17% om tot het prijsniveau van 2015 te komen. Dit leidt dan tot een centrale waarde van € 263/tCO₂ met een bandbreedte van € 150-463. De centrale (mediane) waarde ligt hierbij dus dicht bij de ondergrens voor de 2°C-doelstelling uit de WLO-scenario's dan bij de bovengrens.

6.3.7 Endpointbepaling, waardering en karakterisatie

Waardering van de effecten van klimaatverandering vindt in dit handboek plaats aan de hand van preventiekosten. We hebben hiertoe besloten vanwege twee redenen:

1. In vergelijking met het vorige Handboek Schaduwrijzen heeft de literatuur in onze optiek alleen maar laten zien dat de schadeschattingen nog onzekerder zijn geworden. Er is geen sprake van dat er een tendens is naar een vermindering van de onzekerheidsmarges.
2. Het Kabinet heeft het advies van de Werkgroep Discontovoet overgenomen om verplicht voor te schrijven om de waarden uit de WLO-scenario's te gebruiken voor MKBA. Dit betekent dat onze onder- en bovenschatting, te gebruiken in MKBAs, sowieso worden ingevuld door de waarden uit de scenario's Laag en Hoog. Het ligt daarom voor de hand om de centrale waarden, voorgeschreven voor gebruik door bedrijven en als weging voor levenscyclusanalyses, op eenzelfde manier te bepalen.

De waarden uit Laag en Hoog uit CPB en PBL (2016) vormen voor het Handboek Milieuprijzen de onder- en bovenwaarden uit de schattingen. Voor bedrijven en voor gebruik in LCA, werken we met een centrale waarde. Het lijkt ons aannemelijk dat bedrijven die activiteiten willen doorrekenen met koolstofprijzen rekening willen houden met het aangescherpte beleid na 2020. Dit ligt dicht bij het scenario Hoog. Derhalve stellen we voor om als centrale waarde dezelfde waarden te hanteren voor het scenario Hoog. Deze waarde is gelijk voor bedrijven en voor weging.

Voor het Handboek Milieuprijzen stellen we voor om voor het twee-graden pad de onder- en bovenwaarden te laten vaststellen op basis van de WLO-scenario's. Deze moeten, als gevoeligheidsanalyse, in MKBAs in Nederland worden gebruikt. Voor de centrale waarden, stellen we voor om uit te gaan van Kuik et al., (2009). De 2030 waarde uit Kuik et al., (2009), wordt, conform CPB en PBL (2016) verdisconteerd met 3,5% per jaar om tot efficiënte prijzen voor 2015 te komen.

Tabel 28 geeft de CO₂-prijzen voor 2015, 2030 en 2050 die we in het Handboek Milieuprijzen voorstellen, geordend naar twee verschillende beleidsuitgangspunten en exclusief BTW:

Tabel 28 Milieuprijzen op het thema klimaatverandering, in €/t CO₂-emissie (exclusief BTW)

	2015	2030	2050
Huidig beleid			
Onder	12	20	40
Centraal	48	80	160
Boven	48	80	160
Twee-gradenbeleid			
Onder	60	100	200
Centraal	80	130	260
Boven	300	500	1.000

Omdat de milieuprijzen voor andere stoffen (meestal) gebaseerd zijn op betalingsbereidheid, en de betalingsbereidheid inclusief BTW wordt gemeten, zouden deze prijzen moeten worden opgehoogd met het gemiddelde BTW tarief als ze tezamen met andere milieuprijzen worden gebruikt in, bijvoorbeeld, een kosten-batenanalyse. Conform Koopmans et al., 2016, zou men hierbij kunnen rekenen met een gemiddeld tarief van 18% (BTW en andere indirecte kostprijsverhogende belastingen).

De effecten op andere broeikasgassen kunnen worden uitgerekend aan de hand van karakterisatiefactoren. Het IPCC levert de karakterisatiefactoren voor de diverse broeikasgassen, uitgedrukt in CO₂-equivalenten, en brengt hiervoor regelmatig updates uit. De meest recente update is het 'Fifth Assessment Report' uit 2014. Voor bepaling van de milieuprijzen is ervoor gekozen om uit te gaan van de meest recente gegevens van het IPCC. Ter illustratie: voor fossiel methaan hanteert IPCC een karakterisatiefactor van 30,5 kg CO₂-eq. bij een 100-jaar tijdshorizon: 28 kg CO₂-eq. in de basis, plus een 2,5 kg CO₂-eq. als correctiefactor omdat methaan deels degradeert tot CO₂.⁷⁰ We gaan hierbij uit van een 100-jarige tijdsperiode omdat de onder UNFCCC afgesproken beleidsdoelstellingen ook van dit perspectief uitgaan.

Voor de berekening van de midpointprijs, stellen we voor om uit te gaan van de centrale waarde van het huidige beleid voor het jaar 2015. Dit levert een waardering op van € 0,048/kg CO₂-equivalent

6.4 Fijnstofvorming

6.4.1 Omschrijving thema

Fijnstof, ook wel 'zwevend stof' genoemd is een mengsel van afzonderlijke deeltjes (vloeibare of vaste), met uiteenlopende samenstellingen en afmetingen. Een gas met daarin rondzwevende deeltjes is een aerosol.

Het geheel aan deeltjes dat in de lucht blijft zweven valt onder de noemer fijnstof. Deze deeltjes kunnen volgens verschillende criteria opgedeeld worden, waarvan de meest belangrijke zijn:

- Oorsprong (antropogeen of natuurlijk). Antropogene emissies zijn emissies veroorzaakt door menselijk handelen, zoals roet bij verbrandingsemissies, terwijl natuurlijke (biogene) emissies zijn die door natuurlijke processen worden veroorzaakt, zoals zeezout aan het strand.
- Afkomst (primair of secundair). Primaire deeltjes worden rechtstreeks uitgestoten in de atmosfeer door verschillende soorten bronnen. Secundaire deeltjes ontstaan in de atmosfeer door chemische reacties uit gasvormige componenten zoals ammoniak (NH₃), zwaveldioxide (SO₂), stikstofoxiden (NO_x) of organische verbindingen.⁷¹
- Grootte of diameter, meestal onderscheiden in PM₁₀, PM_{2,5} en PM₁ waarbij het gaat om deeltjes met een diameter kleiner dan respectievelijk 10, 2,5 of 1 µm. De kleine deeltjes zijn veel schadelijker dan de grotere deeltjes.
- Chemische samenstelling (er zijn honderden soorten 'fijnstof'). Hoewel er aanwijzingen zijn dat de toxiciteit van deze deeltjes niet alleen van de diameter afhangt, maar ook van de chemische componenten is dit nog steeds niet afdoende bewezen, behalve voor 'black carbon' dat schadelijker lijkt te zijn dan andere deeltjes (zie ook Hoofdstuk 5).

⁷⁰ Op dit moment hanteert ReCiPe (v.1.12) nu nog de wat oudere karakterisatiefactor van 25 kg CO₂-eq. gehanteerd; ook zijn de zogeheten feedback-effecten niet inbegrepen. Overigens is het nog een discussie welke waarde voor overige broeikasgassen uit een efficiënt reductiepad voor CO₂ kan worden afgeleid (zie ook PBL, 2016). Mogelijkerwijs vindt er daarom in de toekomst een aanpassing van deze prijzen plaats om ervoor zorg te dragen dat het totale pakket aan broeikasgasemissiereductie tegen minimale kosten kan worden verkregen.

⁷¹ Deze gassen zijn minder vluchtig zodat ze wind afwaarts aerosolen vormen door de vorming van nieuwe deeltjes (nucleatie) of door zich vast te hechten aan reeds bestaande deeltjes (coagulatie).



6.4.2 Bronnen

De bronnen van antropogeen fijnstof zijn divers. Verbrandingsreacties zijn een belangrijke bron van fijnstof. Fijne roetdeeltjes en gasvormige componenten komen hierbij vrij. Fijnstof die veroorzaakt wordt door verbrandingsreacties behoort meestal tot de kleinste fracties van fijnstof. Daarnaast zijn er ook mechanische processen, zoals het malen van graan, die tot fijnstofemissies leiden. Het opwaaien van stof veroorzaakt voornamelijk grove stoffracties. Stofdeeltjes die neergevallen zijn worden door de wind of door beweging opnieuw in de lucht gebracht. Voorbeelden van dergelijke bronnen zijn bijvoorbeeld opslag van zand of andere bulkgoederen in open lucht, opwaaien van stof langs wegen. Er zijn ook natuurlijke bronnen van opwaaiend grof stof, zoals winderosie van bodems en de dispersie van zeezout in de lucht.

6.4.3 Effecten

Fijnstof leidt tot gezondheidseffecten en schade aan gebouwen en monumenten. Daarnaast leidt fijnstof ook nog tot visuele hinder.

Effecten op gezondheid

Het grootste deel van de gezondheidsschade van milieugevaarlijke stoffen wordt veroorzaakt door primair en secundair fijnstof. Fijnstofdeeltjes zijn te beschouwen als transportmiddelen om een aantal toxische componenten tot in de longen te brengen. Afhankelijk van hun grootte worden de stofdeeltjes afgezet in de neus-, keel- en mondholte, longen of de longblaasjes. De kleinere deeltjes dringen het diepst door in de longen en kunnen daar directe en indirecte effecten veroorzaken.

De Wereldgezondheidsorganisatie (WHO, 2005) geeft aan dat de fractie $PM_{2,5}$ in de fijnstofconcentratie gezondheidkundig van groter belang is dan de PM_{10} fractie. Daarnaast is de $PM_{2,5}$ -fractie ook directer verbonden met de door mensen veroorzaakte emissie van fijnstof dan PM_{10} en is daardoor met beleidsmaatregelen beter aan te pakken (RIVM, 2015).

Pope et al. (2004) vonden aanwijzingen voor drie mogelijke pathofysiologische mechanismen voor de effecten van $PM_{2,5}$ op mortaliteit en morbiditeit te verklaren:

1. $PM_{2,5}$ versnelt de verergering van COPD (chronic obstructive pulmonary disease) en astma.⁷²
2. $PM_{2,5}$ veroorzaakt ontstekingsreacties en versnelde aderverkalking, wat kan leiden tot ischemische hartaandoeningen.
3. $PM_{2,5}$ veroorzaakt een verminderde hartritmevariabiliteit, en een verhoogd risico op ritmestoornissen en sterfte (via hartstilstand ...).

Daarnaast tonen toxicologische studies ook aan dat fijnstof DNA-schade, allergische- en/of ontstekingsreacties kan veroorzaken (VMM, 2013b).

Diverse studies (zie VMM, 2013b) hebben aangetoond dat een reductie in fijnstofconcentraties tot vermindering van voortijdig overlijden leidt. Er zijn diverse aanwijzingen dat zowel de grootte als de chemische samenstelling van fijnstof van invloed is op de toxiciteit. Het ultrafijne karakter van deeltjes verhoogt de toxiciteit van fijnstof en vormt (deels) een verklaring voor de gezondheidseffecten (zie VMM, 2013b). Daarnaast is er bewijs dat bepaalde zwarte metalen en 'black carbon' extra toxiciteitseffecten veroorzaken.

⁷² In strikte zin is dit niet bewezen in de studie, maar dat kan te wijten zijn aan het feit dat COPD-patiënten meestal de diagnose longontsteking of griep krijgen bij overlijden.



Hoewel ook vaak wordt beweerd dat primair fijnstof schadelijker is dan secundair fijnstof is de WHO (2013) van mening dat onderscheid tussen primair en secundair fijnstof niet gerechtvaardigd is gegeven het wetenschappelijke bewijs. Derhalve volgt de aanbeveling om beide categorieën als even schadelijk te beschouwen: deze aanbeveling is door ons overgenomen bij de bepaling van de schadekosten.

Effecten op gebouwen

Fijnstof leidt tot visuele schade aan gebouwen. Door roet worden straten en gebouwen vervuild en moeten vaker worden schoongemaakt.

6.4.4 Karakterisatiefactor

In ReCiPe worden de effecten op dit thema uitgedrukt in kg PM₁₀-equivalenten. ReCiPe (2013) kent geen aparte karakterisatie die de relatie tussen PM₁₀ en PM_{2,5} schetst.

6.4.5 Behandeling in het Schaduwpreizenhandboek 2010

In het Handboek Schaduwpreizen uit 2010 werd het thema fijnstofvorming volledig gemodelleerd via de NEEDS Exceltool. Voor de weegfactor werd de relatieve schadelast van elke stof in PM₁₀ gewogen met de emissie uit 2006. Op basis hiervan werd een gewogen weegfactor voor gebruik in levenscyclusanalyses ontwikkeld. De karakterisatie uit ReCiPe is niet gebruikt in het Handboek Schaduwpreizen 2010. Op basis van de relatieve emissie van PM_{2,5} en PM₁₀ in Nederland werd er een karakterisatiefactor ontwikkeld die de relatieve schadelijkheid van PM₁₀ ten opzichte van PM_{2,5} bevatte. Er werden geen effecten anders dan menselijke gezondheid voor het thema fijnstofvorming berekend.

6.4.6 Update: karakterisatiefactoren

De gebruikte indicator in ReCiPe op midpointniveau is kg PM₁₀-equivalent. De lijst met stoffen die effecten geeft op PM₁₀-vorming is relatief beperkt. Naast PM₁₀ zijn dat de diverse NO_x en SO_x vormen en NH₃ die secundaire aerosolen vormen. NMVOS karakteriseert in zeer beperkte mate ook op PM₁₀-vorming - in ReCiPe is deze waarde echter op 0 gezet. Recentere epidemiologische studies (zie WHO, 2013, 2014) hebben echter voor NMVOS ook chronische gezondheidseffecten geïdentificeerd, naast de al bekende acute gezondheidseffecten (zie ook Paragraaf 6.5). Daarom heeft het IIASA-TSAP-project (IIASA, 2014) voor NMVOS ook een positieve waarde aangenomen die zou neerkomen op een karakterisatie van 0,09 ten opzichte van PM₁₀.⁷³ We hebben besloten om bij fijnstof evenwel ReCiPe te volgen en dit effect bij smogvorming onder te brengen (zie Paragraaf 6.5).

Opgemerkt moet worden dat in ReCiPe gebruik wordt gemaakt van PM₁₀ en niet van PM_{2,5}. Een probleem bij toepassing van deze indicator is daarom dat niet PM₁₀, maar juist PM_{2,5} schadelijke effecten geeft op de menselijke gezondheid. De schade op de menselijke gezondheid van deeltjes groter dan PM_{2,5} is klein en vermoedelijk verwaarloosbaar (McDonnell et al., 2000). Daarom is het van belang om te weten hoeveel PM_{2,5} er in 1 kg PM₁₀ zit. In het Handboek Schaduwpreizen (CE Delft, 2010a) werd dat bepaald door te kijken naar het relatieve aandeel van PM_{2,5}-emissies ten opzichte van PM₁₀, hetgeen het inzicht opleverde dat PM₁₀ voor 61% bestaat uit PM_{2,5} op basis van emissie-data uit 2008. Dit komt overigens overeen met de analyse van meetstations in Visser et al. (2001, p. 32) die constateren dat de relatie tussen de

⁷³ Bij het IIASA-TSAP-project ten behoeve van Clean Air Europe is een karakterisatiefactor van 0,09 van NMVOS op fijnstofvorming gehanteerd (IIASA, 2014).



concentraties van PM_{10} en $PM_{2,5}$ redelijk constant is voor de zes meetstations die in hun onderzoek zijn meegenomen en tussen de 0,6 en 0,7 ligt. Er zijn wel aanwijzingen dat over de tijd heen $PM_{2,5}$ meer is afgenomen dan PM_{10} : waar in 1995 nog 70% van de PM_{10} -emissies $PM_{2,5}$ betrof, is dat anno 2015 gedaald naar 53% (data: emissieregistratie). Op basis van deze recente emissiedata zou een karakterisatiefactor van 1,88 kunnen gelden.⁷⁴

Omdat PMCoarse (aandeel PM_{10} groter dan $PM_{2,5}$) in NEEDS ook een bescheiden effect op menselijke gezondheid heeft, hebben we besloten om de *schadelijkheid* van $PM_{2,5}$ ten opzichte van PM_{10} te hanteren als uitgangspunt voor de karakterisatie. Dit leidt tot een karakterisatiefactor van 1,79 voor $PM_{2,5}$ op 1 kg PM_{10} -equivalent.

6.4.7 Discussie: update waardering met black carbon?

In een aantal recente studies van de WHO worden er nieuwe inzichten gegeven over *black carbon*, in het Nederlands elementair koolstof genoemd. Zo blijkt uit een literatuur studie van de WHO dat black carbon/black smoke een effect heeft op gezondheid en in veel gevallen is dit groter dan PM_{10} (6-14 keer) maar gelijk bij een interquartile range⁷⁵. Fijnstof bestaat uit, grofweg, drie chemische categorieën:

- koolstof, dit is voornamelijk primair antropogeen fijnstof dat gezondheidseffecten kan hebben;
- organisch; dit is voornamelijk secundaire fijnstof ontstaan door koolwaterstoffen;
- anorganisch; dit zijn voornamelijk primaire natuurlijke en secundaire bronnen die ook een groot deel uitmaken van de totale stofemissies.

Er bestaat een samenhang tussen de grootte van de stofdeeltjes en de chemische samenstelling. Kleinere stofdeeltjes, bijvoorbeeld $PM_{0,1}$, bestaan voor het merendeel uit roetdeeltjes, elementair koolstof.

Op zich waarderen wij gezondheidseffecten in deze studie niet op het niveau van PM_{10} , maar van $PM_{2,5}$. Gemiddeld gezien geeft in onze studie, gebruikmakend van de karakterisatiefactoren zoals hierboven beschreven, $PM_{2,5}$ een 2 keer hogere schade dan PM_{10} . WHO (2012) stelt dat er an-sich geen overduidelijk bewijs is dat black carbon een belangrijkere impact heeft dan $PM_{2,5}$, maar stelt dat in sommige gevallen het een nuttige additionele indicator kan zijn. Daarvoor moet er dan wel informatie beschikbaar zijn over het aandeel black carbon in fijnstof en de emissies van black carbon. Omdat deze niet op een systematische wijze als gemiddelden voor Nederland verzameld worden, stellen wij voor om hier geen separate aanpassing voor te maken in dit Handboek Milieuprijzen.

6.4.8 Milieuprijzen 2017

De effecten van fijnstofvorming op de endpoints zijn gebaseerd op een aanpassing van de effecten voor $PM_{2,5}$, NO_x , NH_3 en SO_2 uit het NEEDS-project (NEEDS, 2008), waarbij gebruik is gemaakt van de updates genoemd in Paragraaf 6.4.6.

⁷⁴ $1,88=1/0,53$.

⁷⁵ Interquartile range is een maatstaf voor de variabiliteit van data, door de data te verdelen in vier kwartielen. De interquartile range is de middelste 50% van de data.



Verder zijn de volgende correcties doorgevoerd:

- lagere emissies en bijbehorende lagere achtergrondconcentraties (zie Bijlage C);
- hogere bevolkingsgroei en verandering leeftijdscohort;
- inflatie;
- toevoegen van de herstelkosten voor vervuilde gebouwen in de bovenwaarde van de prijzen conform de behandeling in Paragraaf 5.5.

Voor het endpoint gezondheid, karakteriseren NO_x , en in mindere mate SO_2 , niet alleen op fijnstofvorming, maar ook op het thema smogvorming. Hierbij zijn wij ervan uitgegaan dat de acute effecten allemaal optreden op het thema fotochemische smogvorming. Alle chronische effecten, met uitzondering van de chronische effecten van NO_2 (zie Paragraaf NO_2), zijn toegerekend aan het thema fijnstofvorming.

Tabel 29 geeft de gemiddelden waarden voor Nederland voor de stoffen die karakteriseren op dit thema.

Tabel 29 Gemiddelde schadekosten in € per kg emissie in Nederland vanuit een gemiddelde uitstootbron in 2015 in prijzen 2015 op het thema fijnstofvorming

	Onder	Centraal	Boven
PM_{10}	€ 31,8	€ 44,6	€ 69,1
$\text{PM}_{2,5}$	€ 56,8	€ 79,5	€ 122
SO_2	€ 17	€ 23,8	€ 36,5
NO_x	€ 10,4	€ 14,5	€ 22,2
NMVOC**	€ 2,87	€ 4,01	€ 6,14
NH_3	€ 18,5	€ 25,9	€ 39,7
MPF* (kg PM_{10} -eq)	€ nb	€ 69	€ nb

* MPF = Midpointkarakterisatiefactor. In de milieuprijzen zit naast schade aan de menselijke gezondheid ook schade aan gebouwen verwerk.

** Het betreft hier chronische effecten van smogvorming, zie ook Paragraaf 6.5.

Bij alle waarden, met uitzondering van PM_{10} en $\text{PM}_{2,5}$ in de bovenschatting, worden de Milieuprijzen volledig bepaald door effecten op de menselijke gezondheid. Er zijn naast deze stoffen geen andere stoffen die karakteriseren op dit thema. Daarom spelen de karakterisatiefactoren uit ReCiPe op dit thema verder geen rol.

De schadekosten per eenheid emissie in Nederland zijn hoger dan het gemiddelde in Europa. Dit komt enerzijds door de hoge bevolkingsdruk in Nederland. Daardoor veroorzaken emissies meer schade in Nederland dan in andere landen in Europa. Dit is niet een evenredig verband omdat de emissies in Nederland voor een deel ook in andere landen terechtkomen die een lagere bevolkingsdichtheid kennen. Over het algemeen ligt de schadelijkheid van een emissie van $\text{PM}_{2,5}$ in Nederland op ongeveer het dubbele van het Europese gemiddelde (EU27).

Aan de andere kant heeft dit ook te maken met de specifieke atmosferische reacties. In Nederland is relatief veel NH_3 in de lucht aanwezig. NH_3 , NO_x en SO_2 reageren tot fijnstof, waarbij de vorming van fijnstof linear is met NO_x maar kwadratisch met NH_3 . Voor Nederland nemen de emissies van deze drie stoffen af tussen 2010 en 2020, maar deze afname is vooral groter bij NO_x en SO_2 . Het gedeelte dat reageert met NH_3 daalt niet even sterk. Hierdoor is er dus naar verhouding meer NH_3 waarmee NO_x of SO_2 kan reageren in de lucht. Dit is de primaire reden dat een daling in emissies NO_x en SO_2 , als het niet

vergezeld gaat met een even sterke daling in NH_3 , leidt tot hogere schadekosten per kg emissie voor deze stoffen. Zolang NH_3 niet versterkt wordt aangepakt bij emissiebestrijding zal dit voor Nederland voortduren.

Op basis van dezelfde systematiek is er, gebruikmakend van de karakterisatie volgens het hiërarchische wereldbeeld (zie Bijlage A) ook een midpoint-milieuprijs bepaald voor de karakterisatiefactor PM_{10} -equivalent. Deze bedraagt € 69/kg PM_{10} .

6.4.9 Specifieke waarden voor elektriciteitscentrales en industrie

De hiervoor genoemde waarden zijn gemiddelde waarden voor een gemiddelde uitstoot in Nederland. Omdat een aanzienlijk deel van de uitstoot van de verkeerssector afkomt, en de hoogte van de uitstoot met name bij het thema fijnstofvorming heel bepalend is voor de verspreiding en de effecten, zijn deze gemiddelde waarden niet altijd goed toepasbaar als de specifieke uitstootbron bekend is. Vooral bij de elektriciteitscentrales en de industrie is de hoogte van de schoorsteen een belangrijke factor in een verdere verspreiding en verdunning van emissies. Dit is belangrijk voor het dichtbevolkte Nederland: door een hogere schoorsteen is het waarschijnlijker dat een deel van de emissies terecht komt in dunbevolkte gebieden.

Op basis van de modelruns van NEEDS kunnen we een omrekening maken voor emissiebronnen waarbij de hoogte van de schoorsteen meer dan 100 meter bedraagt.⁷⁶ Dit is typisch het geval bij kolencentrales en raffinaderijen. Tabel 30 geeft een overzicht van de schadekosten die gebruikt kunnen worden als de schoorsteen meer dan 100 meter bedraagt. Deze tabel laat zien dat de schadekosten met ongeveer de helft verminderen voor bronnen met een schoorsteen van meer dan 100 meter.

Tabel 30 Gemiddelde schadekosten in € per kg emissie in Nederland vanuit een uitstootbron met een schoorsteen >100 meter in 2015 in prijzen 2015 op het thema fijnstofvorming

	Onder	Centraal	Boven
MPF- PM_{10} -Equivalent	nb	€ 22,7	nb
$\text{PM}_{2,5}$	€ 26,2	€ 36,6	€ 56,2
SO_2	€ 7,84	€ 11	€ 16,8
NO_x	€ 4,77	€ 6,67	€ 10,2
NMVOC	€ 1,32	€ 1,85	€ 2,83
NH_3	€ 8,52	€ 11,9	€ 18,3

Note: * Het betreft hier chronische effecten van smogvorming, zie ook Paragraaf 6.5.

⁷⁶ In het vorige schaduwpreizen handboek konden we deze omrekening nog niet goed maken doordat we te weinig informatie over de modelruns van het NEEDS-project beschikbaar hadden.



6.4.10 Specifieke waarden voor verkeer

Ook voor verkeer is er sprake van een specifieke uitstootbron die een andere schadelijkheid kent dan het gemiddelde van Nederland. De grotere schadelijkheid van verkeersemisies is gerelateerd aan twee oorzaken:

1. Verkeersemisies vinden laag bij de grond plaats waardoor fijnstofdeeltjes eerder worden ingeademd.
2. Verkeersemisies vinden met name plaats in dichtbevolkte gebieden. De schade per eenheid uitgestoten emissie zal groter zijn binnen de bebouwde kom dan daarbuiten, aangezien binnen de bebouwde kom meer mensen worden blootgesteld aan de schadelijke stof.

In het Handboek Schaduwpreizen 2010 kon er geen goede differentiatie naar de hoogte van de uitstoot worden gemaakt en bevolkingsdichtheid. In de Bijlagen van het handboek werd verwezen naar de studie van HEATCO (2006) die wel dergelijk waarden heeft berekend. In HEATCO (2006) is aan de hand van modelruns met het verspreidingsmodel EcoSense berekend wat de schadelijkheid is van emissies afkomstig van verkeer en elektriciteitscentrales. Uit deze studie blijkt bijvoorbeeld dat de schadelijkheid van 1 kg $PM_{2,5}$ uitgestoten door verkeer in stedelijk gebied in Nederland meer dan 25 keer schadelijker is dan de uitstoot van 1 kg van een elektriciteitscentrale. In CE Delft en Vrije Universiteit (2012) is er een berekening gemaakt gebaseerd op de waarden van HEATCO (2006). Dit resulteert in waarderingen die 1,3 tot 7 maal hoger zijn dan de centrale waarden uit de tabel in Paragraaf 6.4.7. De waarden uit deze studie zijn echter niet zonder meer van toepassing op de huidige studie omdat er bij de bepaling van Milieuprijzen andere uitgangspunten zijn aangenomen met betrekking tot inkomenselasticiteiten en de samenstelling van de bevolking.

Een precieze bepaling van de verkeersemisies valt buiten het bestek van de opdracht voor dit handboek waarin gemiddelde prijzen worden bepaald. Anders dan bij elektriciteitscentrales is het voor ons niet mogelijk om op een relatief eenvoudige manier de extra schade ten gevolge van verkeersemisies te berekenen. De aanbeveling zou zijn om dit in detail nader te onderzoeken. Op basis van HEATCO (2006) is het echter wel mogelijk om een indicatieve inschatting te maken van de schadelijkheid van verkeersemisies gedifferentieerd naar stedelijk en landelijk gebied.⁷⁷ Er is in het rapport van HEATCO (2006) geen nadere precisering gedaan naar de definitie van stedelijk en landelijk gebied, maar veiligheidshalve kan men ervan uitgaan dat emissies in steden met meer dan 200.000 inwoners onder stedelijk gebied zouden vallen. Deze indicatieve schatting levert de volgende getallen op:

Tabel 31 Indicatieve gemiddelde schadekosten in € per kg emissie in Nederland voor $PM_{2,5}$ van verkeersemisies, gedifferentieerd naar plaats van uitstoot

	Onder	Centraal	Boven
Verkeer: sterk verstedelijkt gebied*	€ 383	€ 536	€ 823
Verkeer: landelijk gebied	€ 92,1	€ 129	€ 198

* Dit betreft schadelijkheid van emissies in steden van > 0.5 miljoen inwoners.

⁷⁷ De procedure die daarbij is gevolgd dat uit HEATCO (2006) de schadelijkheid van elektriciteitscentrales is genomen (tegen factorprijzen) van PM_{10} -emissies, deze PM_{10} -emissies zijn vertaald naar $PM_{2,5}$ -emissies gebruikmakend van de berekende karakterisatiefactoren, zoals hierboven omschreven, en deze schadelijkheid is vergeleken met de schadelijkheid van $PM_{2,5}$ -emissies in HEATCO voor verkeersemisies in Nederland. Dit leidt tot een factor.



Hieruit blijkt dat de schadelijkheid van fijnstof van verkeer in stedelijk gebied 6-7 maal groter is dan de landelijke gemiddelden die in het Handboek Milieuprijzen worden gehanteerd. Voor landelijke gebieden is de factor 1,6. Deze waarden liggen, voor de centrale schatting, in de ranges die zijn gerapporteerd in CE Delft en Vrije Universiteit (2012). Voor meer informatie en mogelijke waarden voor beperkt stedelijk gebied, verwijzen wij naar deze publicaties.

6.5 Smogvorming (fotochemische oxidantvorming)

6.5.1 Omschrijving thema

Fotochemische smogvorming, ook wel fotochemische luchtverontreiniging of fotochemische oxidantvorming genoemd, is de verontreiniging van de omgevingslucht (troposfeer) met chemische stoffen zoals ozon (O_3), peroxyacetylnitraat (PAN), stikstofdioxide (NO_2), waterstofperoxide (H_2O_2) en andere stoffen die een oxiderende werking hebben (VMM, 2013d).

Ozon (O_3) geldt hierbij als representatieve stof en belangrijkste component van fotochemische luchtverontreiniging. O_3 bezit een sterk oxiderend karakter en is schadelijk voor mensen, planten en materialen. Het heeft een negatieve invloed op de long- en hartfuncties, vermindert de opbrengst van gewassen en verweert sommige materialen en kunstwerken.

Ozon wordt niet rechtstreeks uitgestoten, maar ontstaat in aanwezigheid van stikstofoxiden (NO_x) en vluchtige organische stoffen (VOS) onder invloed van zonlicht. Ook koolstofmonoxide en methaan spelen een rol in ozonvorming.⁷⁸ Ozon zelf is weinig stabiel en reageert voortdurend met NO in NO_2 en zuurstof. Aan de andere kant reageren NO_2 en zuurstof ook tot O_3 en NO . De aanwezigheid van reactieve koolwaterstoffen (NMVOS) zorgt ervoor dat dit evenwicht wordt verstoord: primair wordt een groter deel van NO omgezet in NO_2 wat leidt tot een groei van de O_3 -concentraties.

Het verband tussen de hoeveelheid ozon die wordt gevormd en de aanvankelijk aanwezige concentraties van NO_x en VOS zijn absoluut niet evenredig (VMM, 2013d). Er bestaat een 'meest ongunstige' verhouding tussen NO_x en VOS waarbij de ozonvorming het hoogst is (VMM, 2013d). In dichtbevolkte gebieden zoals België en Nederland, is er relatief meer NO_x aanwezig. Dit betekent dat een reductie van ozon hier vooral door een reductie van NMVOS bewerkstelligd kan worden. In dunbevolkte gebieden in Zuid- of Oost-Europa is dat precies andersom. Dit betekent dat in Nederland een reductie van NO_x niet altijd tot een daling van de ozonconcentratie kan leiden. Vooral als er relatief veel NO wordt uitgestoten kan een stijging van de NO_x -emissies zelfs leiden tot een daling van de O_3 -emissies (VMM, 2013d).

6.5.2 Bronnen

NO_x ontstaat vooral bij verbranding op hoge temperatuur, zoals bij verbrandingsmotoren, verwarmingsinstallaties en thermische industriële processen. NMVOS komen onder meer vrij bij verdamping van oplosmiddelen of verbranding van brandstoffen. Er kan ook biogene uitstoot van NMVOS zijn,

Deze factor is vervolgens vermenigvuldigd op de uitkomsten van Paragraaf 6.4.8 voor de schadelijkheid van $PM_{2,5}$ -emissies van elektriciteitscentrales om op die manier tot een inschatting te komen van de schadelijkheid van verkeersemisies. Dit geeft een grove indicatie. In toekomstig onderzoek zou er meer duidelijkheid moeten worden verkregen over de schadelijkheid van verkeersemisies.

⁷⁸ De emissies van CO en CH_4 zijn door hun grotere transportafstanden vooral van belang voor de ozonachtergrondconcentratie.



zoals isopreen of terpenen afkomstig van bossen en planten. CH₄ wordt primair uitgestoten door de landbouw en stortplaatsen en CO ontstaat door onvolledige verbranding van fossiele brandstoffen.

6.5.3 Effecten

Verhoogde ozonconcentraties, en dan met name de piekconcentraties, veroorzaken schade aan de luchtwegen. Deze ozonpiekperiodes komen vooral voor op meteorologisch ongunstige dagen, vooral bij warm en zonnig weer. Acute gezondheidseffecten zijn ademhalingsklachten of ontstekingsreacties in de longen. Iedereen (ook gezonde mensen) die in de buitenlucht inspanningen levert, ondervindt bij hoge ozonwaarden een longfunctievermindering en loopt een risico op ontstekingsreacties van de luchtwegen. Mensen met longproblemen lopen echter het meeste risico. De gezondheidsklachten kunnen worden vermeden of verminderd door geen zware fysieke inspanningen te doen of door binnen te blijven.

In de epidemiologie werden de effecten meestal gekwantificeerd vanaf de drempelwaarde voor O₃ van 35 ppb of 70 µg/m³ (SOM035 genoemd) (NEEDS, 2007c). Bij concentraties boven deze waarden bestond bij ozon het risico op acuut overlijden bij inspanning. WHO (2013 en 2014) beargumenteerde dat daarbovenop ook nog een chronisch gezondheidseffect lijkt te bestaan. Dit wordt hieronder besproken (Paragraaf 6.5.5 en 6.5.6).

Naast gezondheidseffecten leiden verhoogde ozonconcentraties in de troposfeer ook tot schade aan gewassen, ecosystemen en bepaalde materialen. Ozon wordt vanuit de lucht via de huidmondjes opgenomen in de plant. Ozon tast de celmembranen aan of veroorzaakt oxidatieve stress in de plantencellen. Hierop reageert de plant door het produceren van anti-oxidantia (vitamine C en E) en etheen (een plantenhormoon). Dat verstoort de normale celprocessen, waardoor gewassen te vroeg kunnen afsterven of afrijpen, of te snel hun bladeren verliezen (VMM, 2013d).

De effectieve ozondosis die een plant ontvangt hangt af van de plantensoort en van de omstandigheden waarin de plant verkeert. Voor landbouwgewassen laat Humblot et al. (2013) zien dat de opbrengsten sterk per gewas kunnen verschillen waarbij graan negatieve effecten laat zien, maar gerst positieve effecten.

Daarnaast zijn een aantal materialen gevoelig voor ozonvervuiling. Natuurlijk rubber scheurt eerder onder invloed van ozon en onder invloed van UV-straling en temperatuur, werkt ozon ook in op plastic, textielvezels, textielkleurstoffen en verf.

6.5.4 Indicator voor karakterisatie

ReCiPe drukt de effecten op dit thema uit in kg NMVOS-equivalenten. De karakterisatiefactoren betreffen Europese gemiddelden en maken daarmee onvoldoende onderscheid naar achtergrondconcentraties die van belang zijn als voorspeller voor de hoeveelheid ozon. In Paragraaf 6.5.8 wordt dit verder uitgelegd.

6.5.5 Behandeling in het Schaduw Prijzenhandboek 2010

De effecten van stoffen die fotochemische smog veroorzaken werd in het Handboek Schaduw Prijzen 2010 berekend aan de hand van de modellen van NEEDS (2008a). Zowel de gezondheidseffecten als de effecten op gewassen werden meegenomen. Er werden geen effecten op materialen gekwantificeerd.



6.5.6 Discussie: schadelijkheid O₃

Gebaseerd op recente toxicologische en epidemiologische gegevens heeft de WHO (2013, 2014) voorgesteld dat ozon schadelijker was dan tot dan toe werd aangenomen. Naast een gezondheidsrisico op acute mortaliteit en morbiditeit ten gevolge van ozon, werd ook gesteld dat ozon tot een verhoogde chronische mortaliteit kon leiden voor de totale bevolking.

WHO (2013) adviseert om dit mee te nemen bij de bepaling van de gezondheidseffecten van luchtvervuiling. Omdat in Nederland vooral NMVOS de precursor van ozonconcentraties is, wordt voorgesteld om chronische effecten aan deze stof te koppelen. De WHO (2013) stelt voor om bij bevolking van 30 jaar en ouder, een relatieve risicofactor (RR) te gebruiken van 1,014 per 10 µg/m³ gedurende de zomermaanden (April-September).⁷⁹ Deze waarde is dus ongeveer een factor 3,5 groter dan de waarde die in NEEDS wordt gebruikt voor acute gezondheidseffecten van ozon (voor het gehele jaar). Deze waarde komt overeen met de gezondheidseffecten die uit het IIASA-TSAP-project (IIASA, 2014) voor NMVOS worden gebruikt op het thema fijnstofvorming. Wij hebben er hiervoor gekozen om deze waarde op te tellen bij het thema fijnstofvorming in navolging van IIASA et al., 2014. Voor acute mortaliteit is er geen aanpassing nodig omdat de Concentration Response Function (CRF) die in NEEDS (2008a) is gebruikt overeenkomt met de waarden die in WHO (2013) worden geadviseerd. De CRF-waarde voor beperkte activiteitsdagen ten gevolge van smogvorming (morbiditeit) is wel verouderd, en aangepast op basis van Rabl et al. (2014) (zie ook Bijlage C).

6.5.7 Update: CRF voor de schadelijkheid van NO₂

In een aantal recente studies worden er echter nieuwe inzichten gegeven over de schadelijkheid van NO₂. Stikstofoxiden leiden in de luchtwegen tot vorming van salpeterzuur met een verlamdend effect op de trilhaartjes in de luchtwegen. Daardoor vermindert het zelfreinigend vermogen en daalt onder meer de weerstand tegen bacteriële infecties (VMM, 2013a). Blootstelling aan stikstofdioxide kan onomkeerbare effecten teweegbrengen op de longfuncties en luchtwegen, vooral bij personen met longziekten, en ook bijdragen aan cardiovasculaire ziektes en resulteren in vroegtijdig overlijden. Het REVIHAAP-project (WHO, 2012b) gaf aan dat er sinds 2004 meer en meer studies zijn gepubliceerd die korte en lange termijn associaties hebben gevonden tussen NO₂ en mortaliteit en morbiditeit die additioneel zijn aan de effecten van NO₂ op fijnstofvorming of NO₂ op acute mortaliteit van ozonvorming. Er is dus nog een derde categorie die niet via fijnstofvorming of ozonvorming loopt, en die hier is toegevoegd aan het thema verzuring.

In het NEEDS-project zijn deze effecten indertijd niet meegenomen omdat het team toen onvoldoende studies kon identificeren die deze epidemiologische effecten ook daadwerkelijk kwantificeerden (NEEDS, 2007b). Anno 2016 lijkt deze aanname niet langer houdbaar te zijn en doet de WHO (2013) de aanbeveling om voor NO₂ een hogere CRF-functie te hanteren dan tot nu toe gebruikelijk. De HRAPIE-experts (WHO, 2014) adviseren om de lange termijn-effecten op mortaliteit (all cause en cardiovasculair) van NO₂ mee te nemen en geven een advies voor een lineaire CRF van NO₂ voor all cause mortaliteit van RR 1.055 per 10 µg/m³ (WHO, 2014). Daarbij merkt WHO (2014) op dat bij de hantering van deze RR-waarde in multi-emissie onderzoeken er voor gewaakt

⁷⁹ RR is de relative risk estimates, wat de ratio van kans op een ziekte in een groep die bloot wordt gesteld aan een bepaalde stof ten opzichte van de kans op een ziekte in een groep die niet bloot wordt gesteld aan een bepaalde stof. Bijvoorbeeld een RR van 20 geeft aan dat de kans op een ziekte 20x zo groot is bij een blootgestelde groep vergeleken met een niet-blootgestelde groep.



moet worden dat er een dubbeltelling kan optreden met het effect van NO₂ op fijnstofvorming. De WHO (2014) stelt dat deze dubbeltelling kan oplopen tot 33%.

Dit geldt vooral voor relatief vervuilde gebieden waar de NO₂-concentratie boven de 20 µg/m³ uitkomt. Voor Nederland geldt dit voor de stedelijke gebieden in de Randstad en Eindhoven (RIVM, 2015). De gemiddelde concentratie in Nederland in 2015 komt evenwel niet boven de 15,3 µg/m³ uit (RIVM, 2015). WHO (2013) waarschuwt dat werken met landspecifieke gemiddelden een onderschatting kan vormen in kosten-batenanalyses en adviseert daarom om deze kosten wel te expliciteren. Dit lijkt ook logisch: als de gemiddelde concentratie in Nederland onder de drempelwaarde ligt, dan hoeft dat niet te betekenen dat de gemiddelde blootstelling van een inwoner in Nederland onder de drempelwaarde ligt.

Om deze dubbeltelling te expliciteren is onderzocht wat de bijdrage van NO₂ is aan de waarde voor fijnstofvorming. NEEDS (2007b) rekent voor fijnstofvorming met een overall RR voor vroegtijdig overlijden van 1.06 per 10 µg/m³. De relatieve bijdrage van NO₂ aan fijnstofvorming kan worden afgelezen uit de karakterisatiefactoren. In ReCiPe geldt een karakterisatie van NO₂ op fijnstofvorming van 0.22. Dit betekent dat de RR-waarde voor fijnstofvorming van NO₂ gelijk kan worden gesteld aan 1.013 per 10 µg/m³.⁸⁰ Indien we, conform WHO (2014) een linear verband veronderstellen tussen NO₂-waarden boven de drempelwaarde van 20 µg/m³, kan men veronderstellen dat de *additionele* NO₂ RR-waarde gelijk moet zijn aan 1.042 per 10 µg/m³. Dit impliceert dat de chronische gezondheidsschade voor NO₂ een factor 3 hoger moet zijn dan in NEEDS is aangenomen op basis van de bijdrage aan fijnstofvorming.

Hierop moet een additionele correctie worden aangebracht omdat een deel van de Nederlandse bevolking niet in een blootstellingsgebied woont met gemiddelde concentraties die hoger zijn dan 20 µg/m³. Op basis van RIVM (2015) nemen we alleen de bevolking in de Randstad en Eindhoven mee als blootgesteld aan een te hoge concentratie NO₂.

Op basis van CBS-bevolkingsdata schatten we in dat 7 miljoen inwoners te maken hebben met een overschrijding van de jaarlijkse gemiddelde concentratie van 20 µg/m³. Dit betekent dat 40% van de Nederlandse bevolking blootgesteld wordt. Op basis hiervan kunnen we stellen dat de netto additionele RR van NO₂ 1.017 bedraagt. Dit betekent dat de additionele schade van NO₂ door chronische effecten via smogvorming ongeveer 130% van die van NO₂ op fijnstofvorming is.

Belangrijk is ook om te beseffen dat deze waarde wel afneemt naarmate de lucht schoner wordt doordat steeds minder mensen leven in vervuild gebied.

De berekende additionele schade van NO₂ is toegevoegd aan het thema fotochemische smogvorming omdat de effecten veel lijken op effecten die ook ten gevolge van het optreden van O₃ op leefniveau worden geteld. Daarbij zijn wij uitgegaan van de volgende veronderstellingen:

- Gegeven het feit dat in Nederland ozon vooral wordt bepaald door de hoeveelheid NMVOS en niet door NO_x zelf, gaan we ervan uit dat NO_x in Nederland niet karakteriseert op acute mortaliteit ten gevolge van ozonvorming.

⁸⁰ Dit is een schatting die mogelijk is omdat in ReCiPe fijnstofvorming alleen effecten op het endpoint menselijke gezondheid geeft.



- Voor de chronische mortaliteit heeft NO₂ een direct gezondheidseffect. Hiervoor wordt de RR-waarde van 1,042 gehanteerd voor 7 miljoen mensen, hetgeen neerkomt op een gemiddelde waarde van RR-waarde van 1,017 per 10 µg/m³.
- Voor de verspreiding van NO₂ hebben we dezelfde verspreiding genomen als van NO_x.

6.5.8 Update karakterisatie

De karakterisatiefactoren worden betrokken uit ReCiPe (versie 2013). Hierop zijn twee wijzigingen aangebracht:

1. Voor NO_x stelt ReCiPe dat de karakterisatie gelijk is aan die van NMVOS. Terwijl dat Europees gezien, gemiddeld, klopt gaat dit voor Nederland niet op. Door de relatief hoge emissie van NO_x ten opzichte van NMVOS, is NMVOS bepalend voor de ontwikkeling van ozon. Voor acute mortaliteit betekent dit dat de karakterisatiefactor 0 is.
2. Aan de andere kant leidt NO₂ tot chronische mortaliteit, zoals hierboven beredeneerd. Omdat alleen NO₂ tot chronische mortaliteit leidt, is besloten om deze waardering buiten de karakterisatiefactoren te houden, waardoor stoffen als SO₂ en CO alleen worden meegenomen voor hun bijdrage aan acute mortaliteit en morbiditeit.

De indicator voor karakterisatie is op basis van ReCiPe: kg NMVOS-equivalenten. Dit is hetzelfde gebleven als in het Handboek Schaduwprizen van 2010.

6.5.9 Milieuprijzen

De effecten van fotochemische smogvorming op de endpoints zijn gebaseerd op een aanpassing van NEEDS, aangevuld met een waardering voor NO₂, zoals hierboven beschreven. Effecten op materialen, zoals rubber, zijn uitsluitend in de bovenwaarde meegenomen, zoals in Hoofdstuk 5 is uitgelegd. Voor NMVOS en NO_x zijn de milieuprijzen direct bepaald. Alle andere milieuprijzen zijn afgeleid uit karakterisatie uit ReCiPe. Dit geeft de milieuprijzen weergegeven in Tabel 32.

Tabel 32 Milieuprijzen in €/kg emissie in 2015 op het thema smogvorming

	Onder	Centraal	Boven
SO ₂ *	€ 0,112	€ 0,157	€ 0,241
NO _x	€ 13,4	€ 18,7	€ 28,7
NMVOC	€ 1,61	€ 2,1	€ 3,15
CO*	€ 0,0736	€ 0,0958	€ 0,152
CH ₄ *	€ 0,0163	€ 0,0212	€ 0,0399
Formaldehyde*	€ 1,42	€ 1,84	€ 2,76

* Bepaald via waardering van de karakterisatiefactor.

Door het meenemen van de chronische gezondheidseffecten van NO_x leidt emissie van deze stof nu tot de meeste schade op dit thema, gevolgd door NMVOS. Hierdoor worden de gezondheidseffecten van NO_x ook fors hoger dan in eerdere studies is aangenomen (zie bijvoorbeeld Van Grinsven et al., 2013). De milieuprijzen op dit thema worden volledig verklaard door gezondheidseffecten, met uitzondering van de bovenwaarde waar ook schade aan gebouwen en materialen in verdisconteerd zit.

Op basis van dezelfde systematiek is ook de prijs voor de midpoint-karakterisatiefactor via het hiërarchische wereldbeeld bepaald. Deze is op € 2,10/kgNMVOS-equivalent vastgesteld.

6.6 Verzuring

6.6.1 Omschrijving thema

Verzuring wordt omschreven als de gezamenlijke effecten van lucht-verontreinigende stoffen die via de atmosfeer worden aangevoerd en waaruit zuren (zwavelzuur en salpeterzuur) kunnen worden gevormd. Deze zuren kunnen via droge en natte depositie neerslaan op de bodem en daar effecten veroorzaken.

Niet-verontreinigd, natuurlijk wolken- en regenwater heeft een pH of zuurtegraad van 5,65 (VMM, 2013a). Een pH kleiner dan 5,65 betekent dat er verzuring is opgetreden. Verzurende stoffen hebben lange verblijftijden in de atmosfeer en kunnen daardoor over lange afstanden getransporteerd worden. Dit geldt vooral voor SO₂ en NO_x. Verzuring is dan ook een grensoverschrijdend probleem dat noodzakelijkerwijze een gecoördineerde internationale aanpak vereist, zoals in Europa bij de NEC-plafonds. NH₃ verdwijnt overigens sneller uit de atmosfeer, door droge depositie nabij de bronnen of door omzetting naar ammoniumzouten (VMM, 2013a).

6.6.2 Bronnen

Antropogene activiteiten zoals de landbouw (veeteelt) en het gebruik van fossiele energiebronnen veroorzaken potentieel verzurende emissies. Ook natuurlijke bronnen dragen bij aan verzuring. Bij vulkaanuitbarstingen bijvoorbeeld worden grote hoeveelheden zwaveldioxide uitgestoten.

6.6.3 Effecten

Verzuring geeft effecten op gezondheid, klimaatverandering, ecosystemen en gebouwen. Daarnaast kan NH₃ ook nog stankoverlast (hinder) veroorzaken.

Gezondheid

Zwaveldioxide werkt in op de slijmvliesmembranen van de mond, neus en longen. De belangrijkste impact is op de ademhalingsfuncties (VROM, 2001). Zwaveldioxide wordt nl. in de luchtwegen in contact met water omgezet in zwavelzuur wat vernauwing van de luchtwegen veroorzaakt, met bronchitis en bij chronische blootstelling zelfs verhoogde sterfte tot gevolg. Gezien de lage concentraties die tegenwoordig nog optreden, is het evenwel niet waarschijnlijk dat zwaveldioxide ook nu nog een belangrijke rol speelt (VMM, 2013a).

Ammoniak kan weliswaar effecten veroorzaken in de luchtwegen, maar dat zal zich pas voordoen bij relatief hoge concentraties die zich waarschijnlijk zullen beperken tot situaties 'op de arbeidsplek' bij bedrijven waar intensieve veeteelt plaatsvindt (VROM, 2001). Aangezien het Handboek Milieuprijzen prijzen geeft voor een gemiddelde concentratie in Nederland, kan dit handboek niet in dergelijke gevallen worden gebruikt.

Ecosystemen

Een bodem verzuurt wanneer het zuurbufferende vermogen van de bodem vermindert. Bodemverzuring is zowel het gevolg van antropogene als natuurlijke processen. Natuurlijke bodemverzuring kan plaatsvinden wanneer er een neerslagoverschot bestaat. In Nederland regent het meer dan planten en landbouwgewassen kunnen opnemen. Dit overschot draineert weg in de bodem en neemt opgeloste zuurbufferende stoffen, zoals kalium, calcium en magnesium, mee naar diepere bodemlagen. Emissies van SO₂, NO_x en NH₃ kunnen dit proces versnellen. Verzuring van bodems leidt tot verminderde plantengroei en ziektes bij planten. Ook het bodemleven, zoals schimmels en regenwormen, kunnen schade ondervinden van verzuring. Door het verdwijnen



van diepgravende regenwormsoorten vermindert ook de vermenging van de humus met de minerale bodem en de bodemverluchting (VMM, 2013a). Ook slakken en vogels kunnen schade ondervinden van een verminderde beschikbaarheid van calcium door verzuring.

Verzuring met NH_3 en NO_x leidt evenwel ook tot vermisting wat een positief effect geeft voor de biodiversiteit. Aan de andere kant kunnen bepaalde ecosystemen, zoals heide en venen, schade ondervinden van vermistende emissies.

Gebouwen

Verzurende emissies kunnen leiden tot versnelde aantasting van gebouwen, vooral van kalkhoudende steensoorten en beton.

6.6.4 Gebruikte indicator voor karakterisatie

SO_2 , NO_2 en NH_3 worden beschouwd als potentieel verzurende stoffen. De potentieel verzurende stoffen beschikken elk over een verschillend zuurvormend vermogen, ook wel potentieel zuurequivalent (= pot. Zeq) genoemd. Eén mol H^+ -ionen is gelijk aan één zuurequivalent. In ReCiPe wordt de indicator: SO_2 -equivalenten gebruikt. Hierbij worden de zuurequivalenten omgerekend naar de hoeveelheid zuur die door SO_2 veroorzaakt kan worden.

6.6.5 Milieuprijzen

Milieuprijzen zijn ontwikkeld door de effecten op landbouwgewassen en biodiversiteit volgens NEEDS (2008a) te benaderen en bij elkaar op te tellen. Waardering van biodiversiteit en landbouwgewassen is aangepast, zoals beschreven in Paragraaf 5.4. Waardering van gebouwen is ook aangepast, zoals geschreven in Paragraaf 5.5. Conform de argumentatie hierboven zijn er geen gezondheidseffecten aan verzuring gealloceerd.

Tabel 33 geeft de milieuprijzen voor de belangrijkste stoffen op dit thema weer.

Tabel 33 Milieuprijzen in €/kg ten gevolge van emissies naar lucht bijdragende aan verzuring

Verzuring	Onder	Centraal	Boven
SO_2	€ 0,6	€ 0,933	€ 1,99
NO_x	€ 0,324	€ 1,44	€ 2,83
NH_3	€ 1,2	€ 4,63	€ 9,16

6.7 Vermesting

6.7.1 Omschrijving thema

Vermesting is de verrijking van bodem, water en lucht met nutriënten (stikstof, fosfor, kalium) waardoor ecologische processen en natuurlijke kringlopen verstoord kunnen worden. Vermesting wordt ook wel eutrofiëring genoemd. Vermesting leidt tot veranderingen in biomassa en in soorten-samenstelling op verschillende niveaus van planten- en diergemeenschappen. Deze verhoogde beschikbaarheid kan het gevolg zijn van de externe aanvoer van voedingsstoffen, of kan veroorzaakt worden door wijzigingen in de water of mineralenhuishouding (interne vermisting). De verhoging moet altijd worden gezien in relatie tot de 'natuurlijke' voedselrijkdom in de ecosystemen.



6.7.2 Bronnen

Vooral de landbouw is een belangrijke bron van vermestende emissies in Nederland door het gebrek van meststoffen en de ontlasting van dieren. Daarnaast zorgen afvalwaterlozingen, verbrandingsprocessen resulterend in NO_x -emissies en het storten van slib tot vermestende emissies. Vermestende emissies kunnen dus zowel naar lucht- als naar water en land optreden.

6.7.3 Effecten

Op het land vormt vermessing een bedreiging met name voor die ecosystemen waar de beperkt beschikbare stikstof de concurrentie tussen soorten beslecht. Heides, schraalgraslanden en sommige bostypes zijn zeer gevoelig voor stikstofvermesting via depositie of via water (VMM, 2013c).

6.7.4 Indicator

ReCiPe onderscheidt vermessing van zoetwater en zoutwater. Voor zoetwater is de karakterisatie factor kg P (fosfor). Voor zoutwater is de karakterisatiefactor kg N (nitraat). Zowel P als N zijn meststoffen. Volgens ReCiPe zijn in regio's met gematigd klimaat, zoals Nederland, P en N de kritieke meststoffen in respectievelijk zoet- en zoutwater. Dit betekent dat emissie van N op zoetwater geen groei in vermessing impliceert, zolang P niet flink wordt gereduceerd. Andersom zal een emissie van P op zoutwater niet tot vermessing leiden zolang de emissie van stikstof niet flink wordt gereduceerd.

6.7.5 Behandeling in Handboek Schaduwprijzen 2010

In het Handboek Schaduwprijzen 2010 zijn de vermestende emissies alleen gekwantificeerd voor emissies naar zoetwater. Voor emissies naar zoutwater is geen waardering bepaald. In het Handboek Schaduwprijzen 2010 is de waardering uit Kuik et al. (2008) voor PDF/m^2 op land omgezet naar m^3 water, rekening houdend met het verschil in species density tussen land en water. Een dergelijke aanpak kan alleen worden toegepast indien men aanneemt dat een soort op land evenveel welvaarts waarde vertegenwoordigt als een soort in het water. Hoewel hier vraagtekens bij gezet werden, was er op dat moment geen betere methoden gevonden.

Voor eutrofiering van zoutwater was geen waardering berekend.

6.7.6 Update Milieuprijzen 2017: onderzoek fosfor

In het voorgaande Schaduwprijzenhandboek is de waarde van fosfor berekend op basis van de monetaire waardering van de ReCiPe karakterisatiefactoren op het endpoint ecosystemen. Dit is hierbij opnieuw onderzocht. Daarbij is de waardering van P direct afgeleid van de karakterisatiefactoren die in ReCiPe zijn gebruikt en de gehanteerde waardering in species.yr waarbij een vertaalslag is gemaakt tussen soortenrijkdom en $\text{PDF}/\text{m}^2/\text{yr}$. Dit is identiek aan de behandeling van ecotoxiciteit. In Bijlage F wordt dit in meer detail toegelicht. Toepassing van deze methodiek leidt tot een milieuprijs voor fosfaat uit dierlijke mest van € 0,16 als onderwaarde, € 0,62 als centrale waarde en € 1,22 per kilogram fosfaat als bovenwaarde.

Doordat ReCiPe bij de karakterisatiefactoren uitgaat van *gemiddelde Europese waarden* leidt de milieuprijs die hierop is gebaseerd mogelijk tot een onderschatting van de specifieke Nederlandse problematiek. Daarom kijken we tevens naar de preventiekosten. In Nederland is er onder meer een systeem van pluimveerechten van kracht om de fosfaatemissies binnen de Europese grenzen te houden en wordt er een systeem van fosfaatrechten voor de melkveehouderij van kracht (vermoedelijk per 1 januari 2018). Op de handelsplatforms die op dit moment online zijn noteert de lease van een pluimveerecht ongeveer € 2,50 per jaar. Uitgaande van een mestbelasting van

0,5 kg fosfaat per pluimvee-eenheid komt dit overeen met een prijs van € 5 per kg fosfaat. De prijs van fosfaatrechten in de melkveehouderij, waar al beperkt in gehandeld wordt, liggen op dit moment nog hoger. Fosfaatrechten worden verkocht voor ongeveer € 120/kg fosfaat voor kooprechten begin 2017. Uitgaande van een factor 8-10 tussen kooprechten en leaserechten zou dit uitkomen op ongeveer € 12-15/kg fosfaat/jaar. Marktanalisten (Jacobsen, 2016) houden er wel rekening mee dat de feitelijke marktprijs een factor 3-4 kan dalen nadat er een herschikking van de markt heeft plaatsgevonden. Daarom lijkt ons een prijs van € 3-5/kg fosfaat per jaar in overeenstemming met de lange termijnkosten in de landbouwsector om aan de gestelde doelen te voldoen.

De vraag is of deze kosten als een preventiekostenbenadering gebruikt kunnen worden. Als alternatief kunnen we kijken naar de heffing op lozingen op oppervlaktewateren. In Nederland geldt een tarief van € 37,28 per vervuilingseenheid aan zuurstofbindende stoffen, ofwel veO. Eén vervuilingseenheid vertegenwoordigt het jaarlijks verbruik van 54,8 kilogram zuurstof. Voor fosfor komt de lozing van 20 kg fosfor overeen met 1 vervuilingseenheid. De schaduwprijs van de heffing is dus € 1,86 per kg fosfor voor emissies naar water. Dit komt overeen met € 0,61 per kg fosfaat: precies de middenwaarde die we voor fosfaat hebben berekend hierboven.

Om deze redenen vinden we de gevonden waarden toch in lijn liggen met wat we zouden kunnen verwachten op basis van preventiekosten. Wel geldt de aanbeveling om specifiek bij maatregelen in de landbouw ook de effecten op fosfaatrechten te kwantificeren bij, bijvoorbeeld, een MKBA.

6.7.7 Update Milieuprijzen 2017: onderzoek nitraat

Voor bepaling van de milieuprijs voor N was deze route niet mogelijk omdat ReCiPe niet op endpointniveau karakteriseert voor de vermisting op zoutwater (N). Daarom zijn we voor de bepaling uitgegaan van preventiekostenmethode waarbij de heffing die betaald wordt voor lozing van emissies op Nederlandse oppervlaktewateren. In Nederland geldt een tarief van € 37,28 per vervuilingseenheid aan zuurstofbindende stoffen, ofwel veO. Eén vervuilingseenheid vertegenwoordigt het jaarlijks verbruik van 54,8 kilogram zuurstof. Op basis hiervan valt te berekenen dat de schaduwprijs voor 1 kg N € 3,11 bedraagt.⁸¹ Dit wordt in dit handboek gehanteerd als schatting voor de milieuprijs van nitraten op oppervlaktewateren en komt overeen met de ReCiPe midpoint-karakterisatiefactor van 1 kg Nitrogen total geloosd op niet-specifieke locatie. Indien de stikstof direct wordt geloosd op de oceaan, is de milieuprijs 43% hoger.

⁸¹ De definitie van veO is $veO = Q / 1000 * (CZV + 4,57 * KjN) / 54,8$. Hierin is Q het debiet in m³/jaar, CZV het chemisch zuurstofverbruik in mg/l en KjN geeft de hoeveelheid 'Kjeldahl-stikstof' weer die in ammonium of als organische stof is gebonden. De formule rekent dus de concentraties in afvalwater om naar kilo's CZV en N-Kjeldahl. De factor 1.000 is bedoeld om van grammen naar kilo's te gaan, de concentraties CZV en N-Kjeldahl worden immers in mg/l oftewel gram/m³ ingevuld. Uit deze formule volgt dat 1 kg N gelijk is aan (4,57/54,8) VeO. Deze ratio vermenigvuldigen met de heffing levert € 3,11 per kg N op als heffingsgrondslag.



6.7.8 Milieuprijzen

Tabel 34 geeft de waardering aan voor de twee karakterisatiefactoren op het thema vermesting.

Tabel 34 Milieuprijzen van emissies van vermestende stoffen naar lucht, water en bodem, €/kg stof resulterend in vermesting met in vet gedrukt de karakterisatiefactor

Stof	Thema	Compartiment	Laag	Centraal	Hoog
NO _x	Vermesting	Lucht	€ 0,121	€ 0,121	€ 0,121
N-kunstmest	Vermesting	Bodem	€ 0,227	€ 0,227	€ 0,227
N-dierlijke mest	Vermesting	Bodem	€ 0,246	€ 0,246	€ 0,246
P-kunstmest	Vermesting	Bodem	€ 0,0251	€ 0,101	€ 0,196
P-dierlijke mest	Vermesting	Bodem	€ 0,0237	€ 0,0952	€ 0,185
N-totaal*	Vermesting	Water alg.*	€ 3,11	€ 3,11	€ 3,11
N-totaal	Vermesting	Zeewater	€ 4,45	€ 4,45	€ 4,45
P-totaal*	Vermesting	Water alg.*	€ 0,473	€ 1,9	€ 3,71
PO ₄	Vermesting	Water alg.*	€ 0,156	€ 0,629	€ 1,22

* Deze karakterisatiefactor is gebaseerd op 'water unspecified' in ReCiPe en kan worden gebruikt als niet precies bekend is waar de vervuiling optreedt. Dit zijn tevens de karakterisatiefactoren voor het thema vermesting.

6.8 Humane toxiciteit

6.8.1 Omschrijving thema

Humane toxiciteit betreft alle overige stoffen die tot gezondheidsschade kunnen leiden bij de mens en die primair toxisch van aard zijn. Het gaat hierbij vooral om zware metalen en verbindingen uit de chemische industrie die, onder meer, worden gebruikt als bestrijdingsmiddelen in de landbouw of als vlamvertragers in producten. De toxische effecten kan men onderscheiden in:

- acuut en giftige toxische stoffen;
- stoffen die kankerverwekkend zijn (carcinogeniteit);
- stoffen die het DNA veranderen (mutageniteit);
- stoffen die tot voortplantingseffecten leiden;
- stoffen die tot irritatie en schade leiden huid, oogweefsel of luchtwegen.

6.8.2 Stoffen en bronnen

De belangrijkste stoffen die effecten geven op het thema toxiciteit zijn: zware metalen, gechloreerde koolwaterstoffen, pesticiden en biociden en een heel scala aan specifieke chemische verbindingen die primair in producten worden gebruikt.

Voor zware metalen zijn belangrijke bronnen tijdens het productieproces zijn emissies ten gevolge van mijnbouwactiviteiten en raffinage. Ze worden in kleine concentraties geloosd als afvalwater of komen vrij als sporenelementen bij verbrandingsprocessen van afval, ertsen en fossiele brandstoffen en verspreiden zich vervolgens door de lucht. Daarnaast zitten de zware metalen in producten zoals verf, blauwzuur, mobiele telefoons, bouwmaterialen, meststoffen, etc. Via afval of uitspoeling komen ze in het milieu terecht.

Voor gechloreerde koolwaterstoffen betreft het primair stoffen die via verbranding van afval in ons leefmilieu terechtkomen. Naast de luchtwegen worden deze stoffen ook via het voedsel opgenomen.

6.8.3 Effecten

De toxische effecten van zware metalen zijn het meest bekend. Zware metalen die het meest toxisch zijn omvatten onder meer arseen, cadmium, chroom, koper, kwik, lood, nikkel, platina en zink. Naast carcinogene eigenschappen tasten ze ook specifieke functies in het lichaam aan, zoals schade aan de lever (koper), hersenen en cognitief leervermogen (lood) en zenuwstelsel (kwik). Zware metalen kunnen menselijke gezondheidseffecten veroorzaken door directe inname via de longen, of zich verspreiden door de voedselketen via opname door planten en dieren. Via doorsijpelen kunnen zware metalen ook het grondwater bereiken.

Naast zware metalen zijn ook de toxische eigenschappen van een groot aantal chemische stoffen geleidelijk aan bekend geworden. Deze stoffen zijn alom vertegenwoordigd en worden toegepast in producten, verpakkingen, etc. Vaak wordt de schade pas na verloop van tijd bekend - vooral als het gaat om niet-acute gezondheidsschade, zoals schade aan lichaamsfuncties of voortplanting. Zo werden de toxische effecten van dioxines, gechloreerde koolwaterstofverbindingen, in de jaren '70 bekend na een aantal incidenten in fabrieken (waaronder die in Amsterdam) waarbij werknemers kampten met acute en chronische gezondheidsklachten na blootstelling in hoge concentraties. Vervolgens is men in de jaren '70 gaan inzien dat dioxines ook in lagere concentraties toxisch zijn en zich langzaam accumuleren in het lichaam van mensen en dieren (dioxines zijn oplosbaar in vetten). Vervolgens is gebleken dat ook in de familie van stoffen waartoe de dioxines zich behoren (de koolwaterstofverbindingen, polychloorbifenylen, oftewel Pcb's) zich stoffen bevinden die ook toxische effecten kennen.

Ook het gebruik van pesticiden en biociden kent gezondheidseffecten voor de mens die de laatste decennia meer inzichtelijk worden door beter onderzoek. Ze worden o.a. in de landbouw gebruikt om planten te beschermen tegen plagen, ziekten en overwoekering door onkruid (gewasbeschermingsmiddelen). Daarnaast zitten in veel van onze producten chemische stoffen die gezondheidseffecten kennen, zoals broomhoudende vlamvertragers, weekmakers in plastics of stoffen die gebruikt worden in producten als drukinkt. Vaak lijken deze producten in eerste instantie niet schadelijk te zijn voor de mens, maar komt na verloop van tijd meer informatie beschikbaar over de uitlozing van de stoffen, inname via voedsel of huidcontact en de potentieel lange termijn schadelijkheid van deze stoffen.

6.8.4 Gebruikte indicator karakterisatie

ReCiPe (Goedkoop, et al., 2013) hanteert kg 1,4-dichloorbenzeen als indicator om humane toxiciteit uit te drukken. Dit is dezelfde indicator die ook gebruikt wordt voor ecotoxiciteit. 1,4-dichloorbenzeen is een gechloreerde koolwaterstof die slecht afbreekbaar is en zich daarom ophoopt in het milieu. Vooral waterorganismen ondervinden hier schade van. De stof wordt onder meer gebruikt in mottenballen en (vooral vroeger) WC-blokken. Inademing van de stof kan voor mensen tot duizeligheid, vermoeidheid of bloedarmoede leiden. Op de langere termijn kunnen er lever- of nieraandoeningen ontstaan. De stof is mogelijk licht kankerverwekkend.

De karakterisatiefactor wordt in ReCiPe gebruikt om de relatieve schadelijkheid van andere stoffen weer te geven. De karakterisatiefactor voor humane toxiciteit verschilt substantieel tussen het individualistische en hiërarchische wereldperspectief. In het individualistische perspectief wordt een conservatieve houding aangenomen ten aanzien van de bewijslast van vermeende toxicologische effecten. Zo worden toxicologische effecten die uitsluitend op dieren zijn bewezen niet meegenomen. Ook wordt de verspreiding van zware

metalen via bodem en de uptake van zware metalen in voedselgewassen (zoals graan) niet gekwantificeerd. In het hiërarchische wereldbeeld worden deze effecten wel meegenomen (zie ook Bijlage A).

6.8.5 Behandeling in Handboek Schaduwprijzen 2010

In het Handboek Schaduwprijzen was de waardering voor toxiciteit gebaseerd op de schadetekosten uit NEEDS voor emissies naar lucht van een zestal metalen, formaldehyde en dioxines. Deze schadetekosten zijn middels karakterisatiefactoren uit ReCiPe (hiërarchisch wereldbeeld) vertaald naar een gewogen gemiddelde voor 1,4-dichloorbenzeen waarbij de weging is gevormd door de relatieve schadelijkheid van de metalen, formaldehyde en dioxine in Nederland op basis van de emissies uit 2006.

6.8.6 Update: CRF-functies

De schadeschattingen uit NEEDS (2008a) en het Schaduwprijzen Handboek 2010 (CE Delft, 2010) zijn opnieuw onderzocht op hun plausibiliteit. De voornaamste reden is gelegen in het feit dat de waardering voor de toxische materialen in NEEDS (2008a) erg laag was in vergelijking met onderzoek dat later werd uitgevoerd. Recentelijk is er onderzoek uitgevoerd door Rabl, Spadaro en Holland (2014) en door Nedellec en Rabl (2016) in het AMESTIS-project naar de schadekosten van toxische metalen. Het laatste is een onderzoek naar de schadekosten toxische metalen die in de lucht worden uitgestoten als gevolg van het verbranden van kolen in Europa. In dit onderzoek is er een nieuwe analyse uitgevoerd op basis van een review van de epidemiologische literatuur die aantoont dat de schadeschattingen veel hoger liggen dan door ons gebruikt in het Handboek Schaduwprijzen uit 2010. Ook een vergelijking met directe waardering op basis van DALYs met karakterisatiemodellen zoals ReCiPe en ILCD laten zien dat de waarderingen uit NEEDS (2008a) wellicht te laag zijn ingeschat. Tot slot vormt ook het proefschrift van Frantke (2012) aanwijzingen dat de toxische effecten van pesticiden onderschat werden met de schadekosten-schattingen uit het Schaduwprijzen Handboek (zie Bijlage C voor een vergelijking van methoden).

Voor de update hebben we derhalve diverse routes onderzocht. Uiteindelijk is gekozen voor een route waarbij we de schadelijkheid hebben uitgesplitst in twee factoren:

- effecten op de menselijke gezondheid (ziekte en voortijdig overlijden);
- effecten op IQ-punten.

Voor het eerste effect hebben we de schadelijkheid van dioxines nog steeds gebaseerd op NEEDS (2008a) maar is de schadelijkheid voor emissies van vier metalen (arseen, cadmium, lood en kwik) via luchtvervuiling gebaseerd op een gecombineerde waardering van vier studies (zie Bijlage C.4), waaronder het model dat is gebruikt in Rabl en Nedellec (2016).⁸² Door deze totale schade te delen door de emissies uitgedrukt in kg 1,4-dichloorbenzeen (omgerekend via ReCiPe Individualistisch) is er een schatting verkregen voor de emissie van 1 kg 1,4-dichloorbenzeen. Deze waarde is vervolgens vergeleken met andere schattingen, zoals de schattingen voor schadelijkheid van pesticidegebruik uit Fantke (2012). Hieruit blijkt dat de door ons gekozen methode resultaten oplevert die min of meer vergelijkbaar zijn met de gerapporteerde waarden uit Fantke (2012) voor de schadelijkheid van amitrole (een landbouwgif). Hieruit concluderen we dat de schadelijkheid voor effecten op menselijke

⁸² In hun modellering gaan ze uit van een uitgebreidere verspreidingsmogelijkheden van toxische materialen in voedselketens dan voorheen is gekwantificeerd. Op basis van een gekozen discontovoet van 3% en de gekozen waardering voor VOLY en QALY (zie Paragraaf 5.3) is berekend wat de totale schade voor emissies van deze vier metalen in Nederland in 2015 was.



gezondheid overeenkomt met wat anderen hebben berekend (zie ook Bijlage C4).

Voor emissies van arsenicum, lood en kwik hebben we daarnaast nog IQ-effecten gekwantificeerd op basis van het model van Rabl en Nedellec. Hierbij zijn we uitgegaan van een waardering van IQ-punten van € 17.500 (prijzen 2015), zie ook Bijlage C.5, middels een waardering voor het gederfde inkomensverlies.

6.8.7 Update karakterisatiefactoren

In principe worden in dit handboek, anders dan in het handboek Schaduw prijzen uit 2010, karakterisatiefactoren gebruikt uit het Individualistische perspectief. Bij humane toxiciteit verschillen de karakterisatiefactoren tussen het individualistische perspectief en hiërarchische perspectief echter dikwijls meer dan een factor 100. Dit heeft te maken met twee verschillen:

- In het Individualistische perspectief worden zwaardere eisen gesteld ten aanzien van (vermeende) toxische effecten van stoffen op mensen (zie ook Bijlage C.4.2);
- In het Individualistische perspectief wordt de verspreiding van toxische stoffen op het milieu minder ver doorgemodelleerd. Zo wordt de opname van toxische zware metalen in voedselgewassen bijvoorbeeld niet meegenomen.

In het kader van dit onderzoek is aansluiting gezocht bij een perspectief dat overeenkomt met de perspectieven uit de andere thema's. Hierbij is gekozen dat voor een bewijs van toxicologische effecten op basis van WHO-studies, waarbij we, conform het Individualistisch karakterisatiebeeld, besloten hebben om de IARC-categorieën 1 en 2 als toxicologisch bewijs te beschouwen en Categorieën 3 en 4 niet (zie Bijlage C.4.2 voor toelichting). Voor de opname in voedselgewassen is echter het individualistisch wereldbeeld onvolledig omdat in het NEEDS-onderzoek (NEEDS, 2008) en recenter Nedellec en Rabl (2016), blijkt dat dit een belangrijke transfer is van gezondheidseffecten van emissies van zware metalen. Daarom is besloten om voor zware metalen aansluiting te zoeken bij de karakterisatiefactoren uit het hiërarchische wereldbeeld, gecorrigeerd voor het verschil in bewijstlast van toxiciteit.⁸³

Besloten is om deze hogere karakterisatiefactoren voor zware metalen uitsluitend toe te passen in de bovenwaarde van de schattingen. De onderwaarde vindt nog steeds plaats op basis van het individualistische wereldbeeld. Voor de centrale waarde hebben we het gemiddelde genomen van deze twee karakterisatiefactoren. Vooral voor emissies van zware metalen naar bodem worden op deze manier grote verschillen in de milieuprijzen tussen laag en hoog gevonden.

⁸³ Daarbij is een stofspecifieke correctiefactor toegepast op basis van de modellen van Nedellec en Rabl (2016).



6.8.8 Milieuprijzen 2017

Tabel 35 geeft de waardering weer voor diverse toxische stoffen naar lucht.

Tabel 35 Milieuprijzen in €₍₂₀₁₅₎/kg stof ten gevolge van emissies naar lucht van toxische stoffen met in vet gedrukt de waarde voor de ReCiPe-karakterisatiefactor op dit thema

	Onder	Centraal	Boven
Cadmium	€ 798	€ 1159	€ 1831
Arsenicum	€ 703	€ 1033	€ 1228
Lood	€ 3967	€ 5908	€ 6596
Kwik	€ 24770	€ 34480	€ 53630
CFC-11*	€ 10,2	€ 13,9	€ 21,5
Nikkel*	€ 75	€ 133	€ 225
Chroom*	€ 0,152	€ 0,531	€ 1,02
Formaldehyde	€ 19,3	€ 26,6	€ 41,2
Dioxine	€ 49020000	€ 67060000	€ 103600000
Midpoint: 1,4 DB-equivalent	€ 0,157	€ 0,214	€ 0,331

Benadrukt moet worden dat de milieuprijzen voor humane toxiciteit meer onzeker zijn dan voor de andere thema's. Indien toxiciteit een specifiek onderwerp is van de studie raden we het gebruik van milieuprijzen af en zou de analyse moeten worden uitgevoerd met een specifieke analyse van toxiciteit (zie ook Bijlage H over de behandeling van onzekerheid). In een toekomstige versie van het Handboek Milieuprijzen zou het aanbevelingswaardig zijn om een uitgebreidere analyse te doen naar de nieuwste inzichten over de verspreiding, accumulatie en gezondheidseffecten van toxische stoffen.

De midpointprijs, die gebruikt kan worden als weegfactor, bedraagt € 0,158 voor 1 kg 1,4-dichloorbenzeen. Dit is de prijs voor een weegfactor die overeenkomt met het hiërarchische karakterisatieperspectief (zie Bijlage A). Deze prijs is lager dan de centrale prijs die hierboven in Tabel 34 staat. Dit komt omdat de karakterisatiefactoren bij het hiërarchische perspectief vele malen hoger zijn dan in het individualistische perspectief. Omdat de milieuprijs hier een gewogen gemiddelde is van diverse studies (zie Bijlage C), wordt de waardering lager als de karakterisatiefactor hoger wordt.

6.9 Ecotoxiciteit

6.9.1 Omschrijving thema

Ecotoxiciteit is het effect van toxische stoffen op niet-menselijke organismen in ecosystemen. Dit gebeurt wanneer organismen voor wie de stoffen niet bedoeld zijn eraan worden blootgesteld. Schade aan ecosystemen wordt vooral door pesticiden in de landbouw veroorzaakt omdat deze specifiek gericht zijn op het uitroeien van ongewenste organismen die gewassen en de veeteelt bedreigen. Daar komt nog bij dat huishoudens en de overheid ook veel pesticiden gebruiken. Bijna 80% van gewasbeschermingsmiddelen die bedoeld zijn voor planten bereiken hun doel niet (VMM, 2013g).

Een groot verschil met humane toxiciteit is dat individuele organismen vaak niet mee tellen met ecotoxiciteit (met de uitzondering van sommige grote dieren zoals wolven) maar juist de soort en bevolkingen van organismen (National Research Council, 2014).



6.9.2 Bronnen (stoffen)

Volgens VMM (2013g) kunnen pesticiden verdeeld worden in gewasbeschermingsmiddelen en biociden. De eerste categorie betreft stoffen die in de landbouw worden gebruikt om gewassen te beschermen tegen schadelijke organismen en die ongewenste planten of plantendelen doden. Deze stoffen worden vooral in de landbouw gebruikt, in huistuinten en voor het groen houden van openbaar terrein. Gewasbeschermingsmiddelen kunnen worden onderscheiden in insecticiden (insecten), herbiciden (planten), fungiciden (schimmels), bactericiden (bacteriën), mollusciciden (slakken), rodenticiden (knaagdieren), nematiciden (nematoden) en acariciden (mijten).

Biociden zijn pesticiden die buiten de landbouw worden gebruikt, behalve als de gebruikmaking vergelijkbaar is met die in de landbouw. Voorbeelden hiervan op het land zijn ontsmettingsmiddelen die in ziekenhuizen worden gebruikt, conserveringsmiddelen voor houtbehandeling en plaagbestrijding binnenshuis. Op zee gebruiken schepen antifoulingmiddelen om ze te beschermen van de groei van algen en poliepen op de romp van het schip. Dit kan niet-doelorganismen schaden zoals schelpdieren. Tributyltin (TBT) was het meest voorkomende antifoulingmiddel die in 2008 wereldwijd werd verboden, alhoewel het nog steeds sommige Europese ecosystemen beschadigt (Tornero en Hanke, 2016). Sinds het verbod op TBT worden koperzouten gebruikt als antifoulingalternatief, wat vandaag het meest voorkomende antifoulingmiddel is. Deze middelen zijn minder toxisch dan TBT, maar de hogere concentraties van koper in het water kunnen nog steeds risico's meebrengen voor het zeemilieu (Tornero en Hanke, 2016). De koper antifoulingmiddelen worden ook vaak met booster biociden aangevuld zoals Irgarol (Cybutryne) wat toxisch is voor micro-organismen.

Zware metalen kunnen in het milieu terechtkomen door de lozing van smelterijen, het verbranden van fossiele brandstoffen, mijnbouwactiviteiten of afvalverbranding (Milieुरapport Vlaanderen, 2013a). De metalen die schadelijk zijn voor het ecosysteem zijn: arseen (aquatische organismen), cadmium (voedselketen), chroom (vissen), koper (planten), kwik (vissen) en lood (aquatische organismen) (Milieुरapport Vlaanderen, 2013a).

6.9.3 Effecten

Gewasbeschermingsmiddelen treffen ecosystemen door de toxische invloed op niet-doelorganismen, verontreiniging van oppervlaktewater, grondwater, waterbodems en bodems, en door bio-accumulatie (accumulatie in de voedselketen). Deze neveneffecten kunnen zowel op korte als lange afstanden aanwezig zijn omdat residuen zich vaak verspreiden over het milieu.

De persistentie van de effecten variëren van een paar dagen tot enkele jaren. Hoe langer de nawerking van een toxine, hoe groter de kans dat het tot bio-accumulatie leidt. Een lage concentratie in het aquatisch milieu kan uiteindelijk tot een hogere concentratie leiden bij dieren die hoger staan in de voedselketen. Dit zou ook neveneffecten kunnen hebben op de volksgezondheid (VMM, 2013g) die verder in het thema humane toxiciteit worden behandeld.

Blootstelling aan gewasbeschermingsmiddelen op ongewervelde dieren die geen doelorganismen zijn kan mortaliteit veroorzaken, een gereduceerde levensduur, verandering in ontwikkelingssnelheid of vruchtbaarheid, een verandering in seks ratio en gedragsveranderingen. De recente afname van honingbijenpopulaties heeft mogelijk te maken met pesticiden. Voor gewervelde dieren kunnen sommige gewasbeschermingsmiddelen hormoonverstoringen veroorzaken, zoals werd waargenomen bij reptielen, vogels en zoogdieren die aan organochloor- en organofosforpesticiden werden



blootgesteld. Mortaliteit bij zoogdieren komt voor bij ongediertebestrijding waar vooral organochloorpesticiden gebruikt werden. Dit type pesticide wordt ook geassocieerd met ongewone sterfte en ziektes bij zeezoogdieren. De seksuele ontwikkeling van zoogdieren kan verstoord worden bij perinatale (net voor en na de geboorte) of neonatale (na de geboorte) blootstelling aan pesticiden zoals aldrin, atrazine, chloordaan en dieldrin. Vogels zijn uitvoerig bestudeerd voor blootstelling aan pesticiden. Zaden die blootgesteld waren aan DDT (een organochloorpesticide) hebben vele vogels vergiftigd, en het verminderen van hun prooi is ook door dit type pesticide veroorzaakt. (Milieुरapport Vlaanderen, 2013b).

De biocide TBT had vooral een schadelijk effect op de het endocriene stelsel van schelpdieren (Tornero en Hanke, 2016). Koper is een essentieel metaal voor vele organismen, maar het wordt toxisch bij hoge concentraties. Het is immunotoxisch voor weekdieren en het verstoort de bevruchting van koralen. De booster biocide Irgarol verstoort fotosynthese en is zeer toxisch voor zelf voedende organismen zoals blauwalgen en symbiotische dinoflagellaten in koralen. Zware metalen tasten de voedselketen aan in ecosystemen (arseen, cadmium, chroom, kwik, lood), beperken planten groei (koper), vergiftigen aquatische biota (lood) en vergiftigen sommige landdieren zoals schapen (koper) (Milieुरapport Vlaanderen, 2013a).

Al deze stoffen worden meegenomen bij de bepaling van ecotoxiciteit. Via ReCiPe (Goedkoop, et al., 2013) kunnen de effecten van meer dan 1.000 stoffen geloosd op het water, of als afval zich verspreidend in de bodem, en hun effecten op ecotoxiciteit worden meegenomen.

6.9.4 Gebruikte indicator en karakterisatie

ReCiPe (Goedkoop, et al., 2013) drukt ecotoxiciteit uit in de relatieve toxiciteit van benzeen (meer specifiek, de stof 1,4-dichloorbenzeen) die wordt geloosd op de oceaan. Dit is dezelfde indicator als wordt gebruikt bij humane toxiciteit. 1,4-dichloorbenzeen is een gechloreerde koolwaterstof die slecht afbreekbaar is en zich daarom ophoopt in het milieu. Vooral water-organismen ondervinden hier schade van. Dit verklaart dat de schade, uitgedrukt in euro's, voor het thema ecotoxiciteit groter voor deze stof is dan voor het thema humane toxiciteit.

De karakterisatiefactor wordt in ReCiPe gebruikt om de relatieve schadelijkheid van andere stoffen weer te geven. Deze karakterisatiefactor verschilt voor sommige stoffen substantieel tussen het individualistische en hiërarchische wereldperspectief. Dit komt omdat de effecten van de van-nature aanwezige metalen in de oceaan niet zijn gekwantificeerd in het individualistische perspectief. In het hiërarchische wereldbeeld worden deze effecten wel meegenomen (zie ook Bijlage A).

Voor de eigenschap ecotoxiciteit (HP14) zijn nog geen grenswaarden in Europees verband vastgesteld. Op dit moment loopt er bij de Europese Commissie nog een traject over hoe ecotoxiciteit bepaald moet worden.

6.9.5 Update karakterisatiefactoren

Voor de karakterisatiefactoren zijn we uitgegaan van het individualistische wereldbeeld uit ReCiPe (Goedkoop et al., 2013). Vergelijkbaar aan de discussie rondom humane toxiciteit bestaat het individualistische wereldbeeld in ReCiPe uit een combinatie van een verschil in welke studies worden meegenomen om de ecotoxiciteit te bepalen en welke compartimenten worden doorgemodelleerd.



Hierbij hebben we voor de studies gekozen voor het individualistische wereldbeeld, maar voor een beperkt aantal zware metalen (cobalt, koper, mangaan, molybdeen en zink) voor de bovenwaarde een schatting uitgevoerd (voor marine ecotoxiciteit) met het hiërarchische wereldbeeld. Voor deze stoffen hebben we voor de centrale waarde het gemiddelde genomen van deze twee karakterisatiefactoren.

6.9.6 Monetaire waardering

De monetaire waardering voor dit thema is gebaseerd op ReCiPe endpoint-karakterisatie. Hierbij is er, zoals uitgelegd in Paragraaf 5.3 en Bijlage E, een relatie gelegd tussen de waardering voor biodiversiteit uit de economische literatuur, en de eenheid van de karakterisatiefactor uit ReCiPe (Goedkoop, et al., 2013).

Dit leidt tot de volgende waardering voor ecotoxiciteit, uitgedrukt in de karakterisatieke stof 1,4-dichloorbenzeen naar de diverse compartimenten.

Tabel 36 Waardering voor ecotoxiciteit in € per kg stof voor emissies in 2015 in prijzen 2015

Midpoint	Onder	Centraal	Boven	Stof
Ecotoxiciteit, land	€ 2,21	€ 8,89	€ 17,3	€/kg 1,4 DB-eq.
Ecotoxiciteit, zoetwater	€ 0,00917	€ 0,0369	€ 0,0719	€/kg 1,4 DB-eq.
Ecotoxiciteit, zoutwater	€ 0,00188	€ 0,00756	€ 0,0147	€/kg 1,4 DB-eq.

Benadrukt moet worden dat de waardering van ecotoxiciteit meer onzeker is dan de waardering van de andere thema's. Indien ecotoxiciteit een expliciet onderwerp van de studie is raden we het gebruik van milieuprijzen af. In dergelijke gevallen is het beter om een specifiek onderzoek naar effecten van toxische stoffen op ecosystemen te bepalen en te waarderen met specifieke waarderingen voor die ecosystemen.

6.10 Straling

6.10.1 Omschrijving thema

De subatomaire deeltjes en elektromagnetische golven die van bepaalde materialen uitstralen dragen genoeg energie om elektronen uit andere atomen of moleculen los te maken (ionisatie). Als levend weefsel wordt blootgesteld aan ioniserende straling, kan het DNA-schade lijden, wat leidt tot apoptose of genetische mutatie, wat uiteindelijk kan leiden tot de ontwikkeling van kanker alsmede erfelijke gebreken doorgegeven aan volgende generaties. De hoeveelheid ioniserende straling als gevolg van radionuclide emissies wordt gemeten in Becquerel (Bq), wat het verval van atoomkernen per seconde uitdrukt.

6.10.2 Bronnen

Iedereen wordt blootgesteld aan natuurlijke straling. Natuurlijke stralingsbronnen zijn kosmische straling en natuurlijk voorkomende radioactieve stoffen die aanwezig zijn in de aardkorst. Een belangrijke bijdrage tot natuurlijke blootstelling van de mens is te wijten aan radon gas, dat voorkomt in de bodem en zich kan concentreren in de kruipruimte van woningen en, volgens de Gezondheidsraad (2000) tussen de 100 en 1.200 extra longkanker-gevallen in Nederland kan veroorzaken.

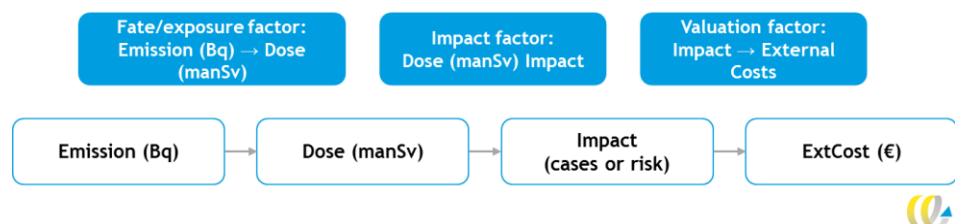
Menselijke activiteiten met betrekking tot het gebruik van straling (röntgen-apparatuur) en radioactieve stoffen veroorzaken ook blootstelling aan straling, in aanvulling op de natuurlijke blootstelling. Het medisch gebruik van straling is de grootste en groeiende door de mens gemaakte bron van blootstelling aan straling (UNSCEAR, 2000). Daarnaast blijft milieuvervuiling door radioactief afval van kernenergie en kernwapentesten wereldwijd een belangrijke bron van blootstelling van de mens aan straling. De productie van nucleair materiaal voor militaire doeleinden heeft grote hoeveelheden radioactieve residuen in sommige delen van de wereld achtergelaten. Nucleaire kerncentrales en andere nucleaire installaties laten radioactieve stoffen vrij in het milieu en produceren radioactief afval. Daarnaast komen radioactieve materialen in zeer geringe hoeveelheden vrij bij de verbranding van fossiele brandstoffen of door het gebruik van materialen in de industrie of landbouw.

6.10.3 Effecten

De gezondheidseffecten van stralingsabsorptie kan zich manifesteren in de vorm van fatale en niet-fatale kankers en erfelijke afwijkingen. De menselijke blootstelling aan straling in verband met emissies is afhankelijk van het medium waarin de radionuclide is gegenereerd (via water of via lucht).

6.10.4 Gebruikte indicator

In NEEDS (2008a) is de volgende vereenvoudigde aanpak gekozen om berekenen van de externe kosten van radionucliden uitstoot.



De blootstellingsfactoren gebruikt in NEEDS zijn berekend met behulp van de methode die is beschreven in UNSCEAR (1993, 2000), waarbij radionuclide uitstoot (In Bq) betrekking heeft op de 'equivalente dosis straling' op populatieniveau. Deze equivalente dosis wordt uitgedrukt in man-Sievert (manSv), die wordt berekend door de hoeveelheid geabsorbeerde straling te vermenigvuldigen (in J/kg) met een 'kwaliteitsfactor' die afhangt van het type straling (bijvoorbeeld fotonen vs. alfadeeltjes) en een factor waarbij rekening wordt gehouden met het blootgestelde deel van het lichaam en de duur en intensiteit van bestraling.

6.10.5 Behandeling in Handboek Schaduw prijzen 2010

Karakterisatie en waardering waren gebaseerd op NEEDS (2008a). De waardering van deze effecten was gebaseerd op het aantal DALYs per kanker. Dit geeft het aantal verloren levensjaren door voortijdig overlijden ten gevolge van kanker, wat in navolging van NEEDS (2008a) op 15,95 was gesteld. Daarnaast is er een Cost of Illness (COI) toegevoegd van ruim € 480.000. Dit resulteerde in een waardering van € 1,12 miljoen voor fatale kanker-gevallen, terwijl voor niet-fatale kanker-gevallen alleen de ziektekosten overblijven (bijna € 0,5 miljoen). De externe kosten per eenheid emissie werd berekend door het vermenigvuldigen van de ziektespecifieke waarderingen met het verwachte aantal zieken door de straling, die afhangt van het type straling.

6.10.6 Behandeling in Handboek Milieuprijzen 2017

In de update is de waarde uit NEEDS per stof in € 2.000/kBq herrekend met de karakterisatiefactoren voor uranium en een HCIP om de prijs uit te drukken in 2015 euro's per kg uranium. Daarnaast is er een hoog en laag scenario gecreëerd op basis van toename in VOLY-waarden, vergelijkbaar met de methode voor de update van prijzen voor menselijke gezondheid. Hierbij is een bovenwaarde van VOLY aangenomen van € 110.000 en een onderwaarde van € 55.000. Verder is er rekening gehouden met een toename in bevolking. De YOLL is gereduceerd van 15,95 in NEEDS (2008a) naar 13 op basis van Humbert et al. (2012). Voor niet-fatale kankergevallen is er een waarde voor de COI van € 420.000 (prijzen 2015) aangenomen voor de onderwaarde.⁸⁴ Anders dan in het Handboek Schaduwrijzen 2010 is de karakterisatie gebaseerd op het Individualistische Wereldbeeld om verdiscontering meer expliciet in de karakterisatie te brengen. Omdat er voor straling voldoende bewijs is van de kankerverwekkende eigenschappen is er ook minder verschil tussen het hiërarchische en individualistische perspectief in ReCiPe (Goedkoop et al., 2013).

Tabel 37 geeft een overzicht van enkele stoffen die relatief sterke radioactieve effecten kunnen geven.

Tabel 37 Overzicht milieuprijzen stoffen in €/kBq U235-eq. voor emissies in Nederland in 2015

	Onder	Centraal	Boven
Aerosols, radioactive, unspecified	€ 0,00013	€ 0,00020	€ 0,00026
Carbon-14	€ 0,00190	€ 0,00295	€ 0,00383
Cesium-137	€ 0,00189	€ 0,00293	€ 0,00381
Hydrogen-3, Tritium	€ 0,00095	€ 0,00147	€ 0,00191
Iodine-129	€ 0,00077	€ 0,00119	€ 0,00154
Iodine-133	€ 0,00107	€ 0,00166	€ 0,00216
Krypton-85	€ 0,00524	€ 0,00813	€ 0,01055
Radon-222	€ 0,00002	€ 0,00002	€ 0,00003
Thorium-230	€ 0,00228	€ 0,00353	€ 0,00459
Uranium-234	€ 0,00028	€ 0,00044	€ 0,00057
Uranium-235	€ 0,00106	€ 0,00165	€ 0,00214
Uranium-238	€ 0,00295	€ 0,00457	€ 0,00594
Lead-210	€ 0,00228	€ 0,00353	€ 0,00459
Polonium-210	€ 0,00228	€ 0,00353	€ 0,00459
Radium-226	€ 0,00227	€ 0,00353	€ 0,00458

6.11 Geluid

6.11.1 Omschrijving thema en bronnen

Omgevingsgeluid is een belangrijk milieuprobleem, dat leidt tot verschillende schadelijke effecten op het welzijn van mensen, de menselijke gezondheid en de natuur. Verkeersgeluid is de belangrijkste bron voor omgevingsgeluid. Het gevolg hiervan is dat studies naar de waardering van de van kosten van geluid ook vooral gericht zijn op de verkeerssector (EY, 2016; Navrud, 2002). Onderzoek naar de waardering van geluid afkomstig uit andere bronnen (bijv. bouwplaatsen, evenementen, industrie, burelen) is zeer beperkt. Vandaar dat

⁸⁴ Hierbij is de daling in YOLL vertaald in een proportionele daling in de COI.



we ons in deze studie enkel zullen richten op de waardering van verkeersgeluid (waarbij we onderscheid maken naar wegverkeer, treinverkeer en de luchtvaart).

6.11.2 Effecten

Vijf verschillende schadelijke effecten van omgevingsgeluid kunnen worden onderscheiden (DEFRA, 2014):

- **Overlast**; geluid kan leiden tot overlast voor mensen, bijvoorbeeld doordat ze erdoor gehinderd worden bij het uitvoeren van bepaalde activiteiten. Deze overlast kan leiden tot een breed scala aan negatieve gevoelens, zoals geïrriteerdheid, teleurstelling, ontevredenheid, hulpeloosheid, depressies, etc. (WHO, 2011). Daarnaast kan de geluidshinder leiden tot stress-gerelateerde psychologische en fysieke klachten, zoals vermoeidheid, stress en buikpijn. Door sommige studies worden al deze effecten gezien als gezondheidseffecten (bijv. DEFRA, 2014; IGCB, 2010)⁸⁵, terwijl andere studies expliciet onderscheid maken tussen overlast- en gezondheidseffecten (bijv. Bristow et al., 2015; Nelson, 2008).
- **Gezondheidseffecten**; er is groeiend bewijs dat geluid verschillende schadelijke effecten op de menselijke gezondheid kan hebben. WHO (2011) onderscheidt daarbij de volgende effecten:
 - *Hart- en vaatziekten*; omgevingsgeluid kan bijdragen aan verschillende hartziekten (o.a. acute hartinfarcten) en verhoogde bloeddruk (hypertensie). De geluid-gerelateerde hoge bloeddruk kan ook leiden tot een beroerte of dementie (Harding et al., 2011). Deze gezondheidseffecten zijn voornamelijk vastgesteld voor verkeersgeluid.
 - *Slaapverstoring*; er is veel wetenschappelijk bewijs dat omgevingsgeluid negatieve effecten kan hebben op de slaap(kwaliteit) van mensen. Daarbij gaat het zowel om directe effecten (stressreacties, slaaptijd, aantal keren dat men 's nachts wakker wordt), effecten die zich de volgende dag(en) voor doen (bijv. vermoeidheid, verslechtering van cognitieve prestaties) en langetermijneffecten (chronisch slaapgebrek).
 - *Afnemende cognitieve prestaties*; vooral voor het geluid van vliegtuigen bestaan er aanwijzingen dat ze invloed kunnen hebben op de leerprestaties en het geheugen van kinderen. Blootstelling aan dit geluid tijdens cruciale leermomenten op school beïnvloedt mogelijk de cognitieve ontwikkeling van kinderen en kan daarmee levenslange effecten hebben.
 - *Tinnitus*; blootstelling aan zeer hoge geluidsniveaus kan leiden tot tinnitus of fantoomgeluid, dat wil zeggen een aandoening waarbij men in één of beide oren een sis-, fluit-, brom- of pieptoon hoort, zonder dat er een externe geluidsbron is. In de literatuur is er bescheiden bewijs voor dit gezondheidseffect.
 - *Gehoorbeperving*; er is weinig wetenschappelijk bewijs voor het effect van omgevingsgeluid op chronische gehoorbeperving.
- **Productiviteitsverlies**; geluid kan leiden tot verminderde prestaties van werknemers, bijv. door concentratieproblemen, vermoeidheid door geluid-gerelateerde slaapproblemen, geluid-gerelateerde leerproblemen van kinderen die leiden tot een lager opleidingsniveau, afwezigheid op het werk door geluid-gerelateerde gezondheidsklachten (TRL, 2011). Deze effecten zijn in de literatuur zeer beperkt onderzocht. Bovendien bestaat er het risico op dubbeltellingen met sommige van

⁸⁵ Dit is in lijn met de brede definitie van gezondheid zoals die door de WHO wordt gehanteerd: 'a state of complete physical, mental and social well-being and not merely the absence of disease or infirmity (WHO, 2011).



bovenstaande gezondheidseffecten (bijv. slaapverstoring).
Vandaar dat we deze effecten niet afzonderlijk meenemen.

- **Verstoring rustige gebieden;** Anastasopoulos et al. (2011) wijzen erop dat omgevingsgeluid ertoe kan leiden dat mensen de voordelen van rustige gebieden (bijv. stadsparken, bossen) minder kunnen ervaren, wat economische kosten met zich meebrengt. Het onderzoek naar deze kosten van omgevingsgeluid is echter nog zeer beperkt. Dit effect laten we in deze studie dan ook buiten beschouwing.
- **Effecten op ecosystemen;** er is een (groeiend) aantal studies die wijzen op de schadelijke effecten van geluid op dieren, bijvoorbeeld doordat ze broedperiodes verstoren (Dutilleux, 2012). Dit onderzoek staat echter nog in de kinderschoenen en betrouwbare waarderingskenticallen ontbreken dan ook nog. Deze effecten nemen we daarom niet mee in deze studie.

Op basis van bovenstaand overzicht concluderen we dat er alleen voor overlast en gezondheidseffecten voldoende wetenschappelijk bewijs is om kostenkenticallen af te leiden. De economische waardering van deze twee effecten bespreken we dan ook in meer detail in de volgende twee paragrafen.

6.11.3 Indicatoren geluidsmaten

De A-gewogen decibelwaarde dB(A) is de meest gangbare eenheid voor geluidsbelasting. De decibel is een maat voor het geluidsniveau. De A-weging wordt hierop toegepast om te corrigeren voor de gevoeligheid van het menselijk oor voor de toonhoogte van het geluid.

Naast geluidsniveau en toonhoogte spelen ook het tijdstip en de duur van het geluid een belangrijke rol. Deze factoren worden meegenomen in de geluidmaat. Er zijn een groot aantal geluidsmaten, die verschillen in de manier waarop ze de invloed van deze verschillende factoren meewegen. In dit handboek gaan we uit van de geluidmaat L_{day} , evening, night (den), de huidige wettelijke geluidmaat voor verkeersgeluid. De L_{den} wordt bepaald door equivalente geluidsniveaus tijdens de dag (07:00-19:00 uur), de avond (19:00-23:00 uur) en de nacht (23:00-07:00 uur) vast te stellen, de niveaus voor de avond en de nacht vervolgens te verhogen met respectievelijk 5 en 10 dB(A) en vervolgens een etmaal gemiddelde vast te stellen. Deze maat gaat er dus vanuit dat geluid 's avonds en vooral 's nachts hinderlijker is dan overdag.

6.11.4 Monetaire waardering

In deze paragraaf presenteren we de belangrijkste conclusies en aanbevelingen met betrekking tot de waardering van geluid. Een uitgebreider overzicht kan worden teruggevonden in Bijlage F.

Benaderingswijze handboek 2010

Het Schaduwprijzen Handboek uit 2010 baseerde zich voor de waardering van geluid van verkeer op HEATCO (2006). Daarbij werd onderscheid gemaakt tussen weg, spoor en vliegverkeer, omdat deze drie geluidsbronnen verschillend ervaren worden door mensen. Miedema en Oudshoorn (2001) vinden dat mensen het geluid van vliegtuigen als 'erger' ervaren dan het geluid van wegverkeer, en dat het geluid van spoorverkeer minder 'erg' wordt ervaren dan dat van wegverkeer (de reden dat door HEATCO (2006) een spoorbonus van 5 dB wordt toegepast).

HEATCO (2006) neemt in de schadetekosten van geluid enkel de kosten van overlast en gezondheid mee. Voor de overige schadelijke effecten van geluid waren geen betrouwbare kostenschattingen beschikbaar. Voor overlast gaat het bij weg- en spoorverkeer om een waardering van € 16 per dB per persoon



boven de drempel, terwijl het bij vliegverkeer om € 25 per dB per persoon gaat. Bij geluidsniveaus boven de 70 dB rekent HEATCO (2006) ook gezondheidseffecten mee (€ 61/62 per dB per persoon). Daarbij zijn de volgende gezondheidseffecten meegenomen: acute myocardiale hartinfarcten, angina pectoris en verhoogde bloeddruk⁸⁶.

Tabel 38 Milieuprijzen voor blootstelling aan geluid in Nederland, gebaseerd op schadekosten (€₂₀₁₅ per jaar per blootgesteld persoon)

L _{den} (dB(A))	Wegverkeer	Spoorverkeer	Vliegverkeer
Overlast (per dB, L _{den})	16	16	25
Waardering gezondheidseffecten per dB boven de 70 dB (L _{den})	11	11	11
Constance waardering voor gezondheidseffecten bij geluidsniveaus boven 70 dB (L _{den})	80	80	80
Drempel	50 dB	55 dB	50 dB

Bron: Eigen berekeningen op basis van HEATCO (2006).

Nieuwe inzichten

Op het gebied van de waardering van geluid zijn de volgende nieuwe inzichten van belang:

- De marginale kosten van geluidsoverlast (in € per dB) nemen toe met het geluidsniveau: bij een hoog geluidsniveau leidt een extra dB geluid tot meer extra kosten dan bij een laag geluidsniveau. Dit effect wordt aangetoond in verschillende studies, waaronder Bristow et al. (2015), Udo et al. (2006), Theebe (2004) en WHO (2011).
- Er zijn aanwijzingen dat ook bij geluidsniveaus lager dan 50 dB geluidsoverlast optreedt (WHO, 2011). Voor de meeste waarderingstudies is het echter onzeker of de resultaten ook toepasbaar zijn voor geluidsniveaus beneden de 50 dB.
- Er is nieuwe epidemiologische kennis (WHO, 2011) over de gezondheidseffecten van geluid, o.a. over de kans op en omvang van verschillende hart- en vaatziekten (waaronder beroertes en dementie als gevolg van verhoogde bloeddruk).
- Er is bewijs dat ook geluidsniveaus beneden de 70 dB kunnen leiden tot gezondheidseffecten (WHO, 2011; Defra, 2014).
- Er is bewijs dat de gezondheidseffecten toenemen naarmate het geluidsniveau stijgt (WHO, 2011; Defra, 2014). Met andere woorden, er is sprake van toenemende marginale kosten van gezondheidseffecten.

Keuze in handboek 2016

Op basis van de analyse van de beschikbare literatuur (zie Bijlage E) bevelen wij aan om voor de kosten van geluidsoverlast gebruik te maken van de resultaten van Bristow et al. (2015). Deze resultaten zijn gebaseerd op een zeer recente en uitgebreide meta-analyse van stated preference-onderzoeken naar de waardering van geluidsoverlast. Deze waarden komen ook redelijk overeen met de gemiddelde waardering van geluidsoverlast die wordt gevonden bij revealed preference-onderzoeken⁸⁷: in Bijlage F is met behulp

⁸⁶ Slaapverstoring wordt niet apart meegenomen door HEATCO (2006), om een mogelijke overlap met de waardering van overlast te voorkomen.

⁸⁷ Hierbij gaat het vooral om studies die de hedonische prijzenmethode toepassen, waarbij de betalingsbereidheid voor geluidsreductie wordt afgeleid van variaties in huizenprijzen.



van een illustratieve case berekend dat deze onderzoeken een gemiddelde WTP van € 75 per persoon per dB per jaar presenteren.

Tabel 39 Milieuprijzen geluidsoverlast (€₂₀₁₅ per dB (L_{den}) per persoon per jaar), centrale waarden met tussen haakjes de onder en bovenwaarde

	Overlast	Gezondheid	Totaal
Wegverkeer			
50-54 dB(A)	22 (18-25)	4 (3-6)	26 (21-31)
55-59 dB(A)	43 (36-50)	5 (4-8)	48 (40-58)
60-64 dB(A)	43 (36-50)	9 (7-14)	52 (43-64)
65-69 dB(A)	83 (69-95)	14 (11-22)	97 (80-117)
70-74 dB(A)	83 (69-95)	19 (15-30)	103 (84-125)
75-79 dB(A)	83 (69-95)	25 (20-39)	108 (89-134)
>= 80 dB(A)	83 (69-95)	27 (22-43)	111 (91-138)
Spoorverkeer			
50-54 dB(A)	0	4 (3-7)	4 (3-7)
55-59 dB(A)	22 (18-25)	5 (4-8)	27 (22-33)
60-64 dB(A)	43 (36-50)	9 (7-14)	52 (43-64)
65-69 dB(A)	43 (36-50)	14 (11-22)	57 (47-72)
70-74 dB(A)	83 (69-95)	20 (15-30)	103 (84-125)
75-79 dB(A)	83 (69-95)	25 (20-39)	108 (89-134)
>= 80 dB(A)	83 (69-95)	28 (22-43)	111 (91-138)
Luchtvaart			
50-54 dB(A)	52 (43-60)	8 (6-12)	60 (49-72)
55-59 dB(A)	103 (86-119)	9 (7-14)	112 (93-133)
60-64 dB(A)	103 (86-119)	13 (10-21)	127 (96-140)
65-69 dB(A)	196 (164-227)	18 (14-28)	214 (178-255)
70-74 dB(A)	196 (164-227)	23 (18-37)	220 (182-264)
75-79 dB(A)	196 (164-227)	29 (23-46)	226 (187-273)
>= 80 dB(A)	196 (164-227)	32 (25-50)	228 (189-277)

Zoals duidelijk wordt uit Tabel 39, stijgen de aanbevolen waarderingen voor geluidsoverlast bij toenemende geluidsniveaus. Dit is in lijn met de wetenschappelijk inzichten op dit vlak, maar ook met de waarderingskentallen zoals die in andere EU-landen (Denemarken, UK, Zweden) worden voorgeschreven.

Voor de gezondheidseffecten van geluid bevelen we aan om gebruik te maken van naar Nederlands vertaalde resultaten van Defra (2014). Deze resultaten zijn rechtstreeks gebaseerd op de recente epidemiologische inzichten zoals die door de WHO (2011) worden gepresenteerd. In tegenstelling tot het Schaduw-prijzenhandboek 2010 houden deze waarderingskentallen ook rekening met het feit dat gezondheidseffecten ook op kunnen treden bij geluidsniveaus beneden de 70 dB. De bandbreedte in de waardering van gezondheidseffecten reflecteert de range die in dit Handboek wordt gehanteerd voor de waardering van DALYs.

Bij de waardering van gezondheidseffecten hebben we de kosten van slaapverstoring buiten beschouwing gelaten, om overlap met de overlastkosten te voorkomen. Evenals HEATCO (2006) gaan wij er vanuit dat mensen op de hoogte zijn van de gevolgen van geluid op slaapverstoring en dat de kosten hiervan dus tot uitdrukking komen in de WTP-waarden voor overlast.

Als drempelwaarde voor zowel de gezondheidseffecten als overlast stellen we voor om 50 dB(A) te hanteren, in lijn met de aanbevelingen uit het vorige Handboek. Hoewel het bekend is dat ook bij lagere geluidsniveaus overlast optreedt (WHO, 2011; EEA, 2010) is het onvoldoende duidelijk in hoeverre de waarderingstudies ook voor lagere geluidsniveaus betrouwbare waarderingskennetallen opleveren.

Tot slot laat Tabel 39 zien dat de milieuprijzen voor geluid verschillen tussen de verschillende modaliteiten. De hoogste milieuprijzen gelden voor vliegverkeer, terwijl de milieuprijzen voor spoorverkeer het laagst zijn. Deze differentiatie in milieuprijzen weerspiegelt de akoestische literatuur, waarin veel bewijs gevonden wordt dat mensen geluidsoverlast door vliegtuigen 'erger' vinden dan geluidsoverlast door het wegverkeer, terwijl ze de geluidsoverlast door treinen het minst 'erg' vinden.

6.12 Landgebruik

6.12.1 Omschrijving thema en effecten

Grootschalige landbouw, woningbouw en ontwikkeling van bedrijventerreinen hebben allemaal invloed op landgebruik en landgebruiksveranderingen. Als dit landgebruik natuurwaarden aantast, is er sprake van negatieve welvaartsbaten. Door te kijken naar de ecosysteemdiensten die samenhangen met landgebruik kan er ook een waarde aan het landgebruik worden toegekend.

6.12.2 Behandeling in het schaduwprizenhandboek 2010

In 2010 zijn de schadekosten van landgebruik bepaald. Hiervoor is de benadering van NEEDS voor het waarderen van ecosystemen toegepast. NEEDS werkt met de Potentially Disappeared Fraction (zie Paragraaf 5.3). De relatieve soortenrijkdom van diverse soorten landgebruik zijn overgenomen uit het ReCiPe-project (Goedkoop, et al., 2013). Hierbij is onderscheid gemaakt naar 18 typen landgebruik. Dit zijn gemiddelden voor Europa. Voor de waardering van landgebruik is gebruik gemaakt van de gemiddelde waarde van PDF uit Kuik et al. (2008) van € 0,47 per PDF.m² in het prijspeil van 2004. Door de effecten van verandering op landgebruik op de PDF (de karakterisatiefactor uit het hiërarchische perspectief) te vermenigvuldigen met de waardering per PDF zijn de externe kosten per type landgebruik bepaald. Voor Nederland zijn deze gewogen naar samenstelling van het bodemgebruik op basis van CBS-statistieken. Hierdoor ontstaat een gemiddelde waardering voor landgebruik in Nederland.

Landgebruik heeft ook invloed op gewassen, aangezien grondprijzen zullen stijgen. Daar dit effect waarschijnlijk een financiële externaliteit (in het Engels: pecuniary externality) en dus alleen een overdracht, is dit niet meegenomen in de het handboek van 2010.

In het oude Handboek Schaduwprizen is de waardering van PDF.m² abusievelijk gelijkgesteld aan de waardering van PDF.m².jaar. Het gevolg was dat landgebruik een zeer dominante factor werd in LCA-berekeningen die met het oude Handboek Schaduwprizen werden uitgevoerd. In de praktijk leidde dit ertoe om landgebruik niet als midpoint te benaderen met schaduwprizen.

6.12.3 Discussie: invloed Werkwijzer Natuur

Op dit moment wordt door Arcadis en CE Delft de werkwijzer natuur opgesteld. Deze zal medio 2017 zijn afgerond. De methodiek voor kwantificering en bepaling van de welvaartsbaten van natuurbehoud zullen daar worden behandeld. Voor MKBAs is het daarom ook niet opportuun om met



de waarderingen te werken voor landgebruik die in dit Handboek Milieuprijzen worden ontwikkeld. Derhalve vindt in de Werkwijzer Milieu ook geen vermelding van de hier ontwikkelde prijzen plaats.

Voor gebruik door bedrijven en in LCAs geldt dit voorbehoud niet. Zij kunnen (voorlopig) rekenen met de hier ontwikkelde prijzen. Indien de Werkwijzer Natuur of andere ontwikkelingen in de literatuur een aanpassing behoeft in de prijzen per hectare, dan kunnen de schaduw prijzen in een tussentijdse update worden aangepast.

6.12.4 Behandeling in Handboek Milieuprijzen 2017

In het Handboek Milieuprijzen hanteren we dezelfde methode als in het 2010. We maken hierbij gebruik van karakterisatiefactoren uit het hiërarchische perspectief uit ReCiPe om de soortenrijkdom per landgebruikstype af te leiden.⁸⁸

Op vier punten is de waardering aangepast ten opzichte van het oude Handboek Schaduw prijzen:

- De waardering per PDF is aangepast (zie Paragraaf 5.3.6) naar een specifieke waardering in Nederland voor biodiversiteit.
- De waardering van landgebruik wordt niet langer weergegeven in m^2 , maar in m^2 /jaar, conform de eenheden die gebruikt worden in levenscyclusanalyses. Voor de vertaling van kosten per PDF naar kosten per PDF per jaar, hebben we gekeken naar de herstelkosten van Ott et al. (2006). Zoals in Paragraaf 5.3 beargumenteerd, bedragen de minimale herstelkosten € 0,63/PDF/ m^2 . Door deze te verdisconteren tegen 3% over een periode van 50 jaar, bedragen de herstelkosten € 0,025 per PDF/ m^2 /jaar.⁸⁹ Dezelfde procedure is toegepast voor de onder- en bovenwaarde van de waardering voor PDF uit Paragraaf 5.3.6.
- Er is een vertaalslag gemaakt naar een specifieke Nederlandse waardering aan de hand van de LUCAS-database van Eurostat. Hierdoor kon gebruik worden gemaakt van meer bodemgebruikscategorieën en is de categorisering verfijnd ten opzichte van het oude Handboek Schaduw prijzen.
- Voor de bepaling van de prijs voor de midpointweegfactor (voor gebruik in LCAs) is besloten om de waardering niet te baseren op specifieke Nederlandse data, maar in plaats daarvan gebruik te maken van mondiale data aan de hand van de ReCiPe endpointkarakterisatiefactoren voor agricultural en stedelijke landoccupatie. Dit is gedaan omdat in een LCA landgebruik juist ook landgebruik buiten Nederland betreft. Daarom is biodiversiteit in combinatie met landgebruik op mondiale schaal uitgerekend. Wel is hierbij de Nederlandse waardering toegepast.⁹⁰

De effecten in PDF van landverbruiksveranderingen zijn niet veranderd, zie (Goedkoop, et al., 2013). Tabel 40 geeft de aangepaste waarderingen voor landgebruik in Nederland weer.

⁸⁸ Omdat het individualistische perspectief alleen uitgaat van tijdelijke omkeerbare effecten is gemeend dat het hiërarchische perspectief beter aansluit bij de praktijk in Nederland.

⁸⁹ In Kuik et al. (2008) worden de kosten verdisconteerd met een discontovoet van 5% over 50 jaar. We nemen hierbij dus wel de periode over maar passen de discontovoet aan aan de discontovoet gehanteerd in het Handboek Milieuprijzen.

⁹⁰ In onze optiek komt deze keuze het meest overeen met het hiërarchische wereldbeeld dat gebruikt wordt in LCAs.



Tabel 40 Gemiddelde waardering landgebruik voor Nederland voor gebruik als externe kosten (€ per m² per jaar) in prijspeil 2015

	Percentage NL	Centraal	Bovenwaarde	Onderwaarde
Intensieve gewassen/onkruid	28%	0,033	0,064	0,008
Monocultuur bos, gemengd loofbos en open bos	12%	0,016	0,030	0,004
Coniferen	2%	0,022	0,044	0,006
Gemengde aanplant	2%	0,027	0,053	0,007
Extensief vruchtbaar grasland	6%	0,017	0,033	0,004
Intensief vruchtbaar grasland	36%	0,023	0,044	0,006
Ononderbroken stedelijk	13%	0,035	0,067	0,009
Gemiddeld in Nederland	100%	0,026	0,050	0,007

Bron: Eurostat, eigen berekening.

Op basis hiervan is de milieuprijs € 0,026/m²/jr voor de centrale waarde, met € 0,007/m²/jaar als onderwaarde en € 0,050/m²/jr als bovenwaarde.

Voor de berekening van de midpointkarakterisatiefactor gaan we uit van de centrale waarde en vertalen we die in een impliciete waardering per soort (zie ook Bijlage E). Door deze waardering te vermenigvuldigen met de ReCiPe endpointfactor (op Occupation, unknown) in species.yr/m²a verkrijgen we een waardering die overeenkomt met de waardering per pdf overeenkomstig het hiërarchische wereldbeeld. Tabel 41 geeft de milieuprijs voor de midpointkarakterisatiefactor voor mondiaal landgebruik, gewaardeerd alsof dat landgebruik zou plaatsvinden in Nederland. Deze waarde is dezelfde voor ALO en ULO (Agricultural Land Occupation and Urban Land Occupation) en bedraagt afgerond € 0,037/m²/jaar voor het hiërarchische karakterisatiebeeld.

Tabel 41 Gemiddelde milieuprijs voor het midpoint landgebruik, (€ per m² per jaar) in prijspeil 2015

Midpointeenheid	€/m ² *	€/m ² a
Agricultural Land Occupation	0,957	€ 0,037
Urban Land Occupation	0,957	€ 0,037

Noot: * €/m² geeft de niet-verdisconteerde waarde aan van de landgebruiksverandering over 50 jaar. Dit is de waarde die in het oude Handboek Schaduwprijzen als landgebruiksfactor werd gepresenteerd. Om toe te passen in LCAs moet deze factor echter jaarlijks worden gemaakt. De waarde is conform Ott et al. (2006) verdisconteerd met 3% voor een periode van 50 jaar.

7 Literatuur

Aalbers, R., Renes, G. & Romijn, G., 2016. *WLO-klimaatscenario's en de waardering van CO2-uitstoot in MKBA's*, Den Haag: Centraal Planbureau (CPB) ; Planbureau voor de Leefomgeving (PBL).

AEA, 2005. *Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE. Vol. 2: Health Impact Assessment*, Didcot: AEA, Technology Environment (AEA).

Allacker, K. & Nocker, K. D., 2012. Approach for Calculating the Environmental External Costs of the Belgian Building Sector. *Journal of Industrial Ecology*, Volume 16, p. 710-721.

Anastasopoulos, C. et al., 2011. *The Economic Value of Quiet Areas, final report*, London: URS/Scott Wilson.

Andersson, H., Jonsson, L. & Ögren, M., 2013. Benefit measures for noise abatement: calculations for road and rail traffic noise. *European Transport Research Review*, 5(3), pp. 135-148.

Andersson, H., Olsson, L. & Ögren, M., 2010. Property Prices and Exposure to Multiple Noise Sources: Hedonic Regression with Road and Railway Noise. *Environmental and Resource Economics*, 45(1), p. 73-89.

Arrow, K. e. a., 1993. Report of the NOAA panel on contingent valuation. *Federal Register* 58 (10), 4601-4614.

Bal, K. et al., 2002. *Bepaling van de milieuschadeprijzen aan historische gebouwen in Antwerpen door SO2 en roetpollutie*, sl: sn

Barendregt, J., Bonneux, L. & Maas, P. v., 1996. DALYs: the age-weights on balance. *Bulletin of the World Health Organization*, 74(4), pp. 439-443.

Bateman, I. J. et al., 2002. *Economic Valuation With Stated Preference Techniques: A Manual*. sl:Edward Elgar.

Bellanger, M. et al., 2013. Economic benefits of methylmercury exposure control in Europe: Monetary value of neurotoxicity prevention. *Environmental Health* , Issue Online.

Bijlenga, D., Bonsel, G. & Birnie, E., 2011. Eliciting willingness to pay in obstetrics: comparing a direct and an indirect valuation method for complex health outcomes. *Health Economics*, 20(11), pp. 1392-1406.

Blanco, J. & Flindell, L., 2011. Property prices in urban areas affected by road traffic noise. *Applied Acoustics* , Volume 72, pp. 133-141.



Boardman, A., Greenberg, D., Vining, A. & Weimer, D., 2014. *Cost-Benefit Analysis: Concepts and Practice*. 4th red. London: Pearson Education Limited (UK).

Bristow, A. L., Wardman, M. & Chintakayala, V. P. K., 2015. International meta-analysis of stated preference studies of transportation noise nuisance. *Transportation*, 42(1), pp. 71-100.

Bruitparif ; ORS Ile-de-France; WHO, 2011. *Health impact of noise in the Paris agglomeration : quantification of healthy life years lost*, sl: Bruitparif.

Bruyn, S. d., 2000. *Economic growth and the environment : an empirical analysis*. Boston: Kluwer Academic Publishers.

Buck Consultants , 2012. *MKBA Wilhelminakanaal fase 1,5*, Nijmegen: Buck Consultants International.

Carson, R. et al., 1997. Temporal reliability of estimates from contingent valuation. *Land Economics*, 73(2), pp. 151-163.

Carson, R. T., 2000. Contingent Valuation : a User's guide. *Environmental Science & Technology*, 34(8), pp. 1413-1418.

CBS, 2016. *Bevolking per maand; leeftijd, geslacht, herkomst, generatie*. [Online]

Available at:

<http://statline.cbs.nl/Statweb/publication/?DM=SLNL&PA=71090ned&D1=0&D2=0&D3=0-100&D4=0&D5=0&D6=99-107%2c111-120&HDR=T%2cG3%2cG1%2cG2&STB=G4%2cG5&VW=D>
[Geopend 9 maart 2017].

CE Delft; INFRAS; Fraunhofer-ISI; University of Gdansk, 2008. *Handbook on the estimation of external costs in the transport sector, Produced within the study Internalisation Measures and Policies for all external cost of Transport (IMPACT) - Deliverable 1*, CE Delft: Delft.

CE Delft, 1997. *Schaduwprioriteringsmethodiek*, Delft: CE Delft.

CE Delft, 1999. *Efficiënte prijzen voor het wegverkeer, raming van maatschappelijke kosten van het gebruik van verschillende vervoermiddelen*, Delft: CE Delft.

CE Delft, 2002. *Update schaduw prijzen, financiële waardering van milieu-emissies op basis van Nederlandse overheidsdoelen*, Delft: CE Delft.

CE Delft, 2010. *Handboek Schaduw prijzen : Waardering en weging van emissies en milieu-effecten*, Delft: CE Delft.

CE Delft, 2011. *Benefito : Description of the Excel tool and user manual*, Delft: CE Delft.

CE Delft, 2017. *Werkwijzer voor MKBA's op het gebied van milieu*, Delft: CE Delft.



Chanel, O. & Luchini, S., 2014. Monetary values for risk of death from air pollution exposure : A context-dependent scenario with a control for intra-familial altruism. *Journal of Environment Economics and Policy*, 3(1), pp. 67-91.

CPB; PBL, 2013. *Algemene leidraad voor maatschappelijke kosten-batenanalyse*, Den Haag: CPB/PBL.

CPB; PBL, 2015. *Toekomstverkenning Welvaart en Leefomgeving : Cahier Demografie*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving (PBL).

D., B., Bonsel, G. & Birnie, E., 2011. Eliciting willingness to pay in obstetrics: comparing a direct and an indirect valuation method for complex health outcomes. *Health Economics*, 20(11), pp. 1392-1406.

Dalal, K. & Svanström, L., 2015. Economic Burden of Disability Adjusted Life Years (DALYs) of Injuries. *Health*, Volume 7, pp. 487-494.

Day, B., Bateman, I. & Lake, I., 2007. Beyond implicit prices: recovering theoretically consistent and transferable values for noise avoidance from a hedonic property price model. *Environmental and Resource Economics*, 37(1), p. 211-232.

Defra, 2014. *Environmental noise - Valuing impacts on: sleep disturbance, annoyance, hypertension, productivity and quiet*, London: Department for Environment, Food & Rural affairs (Defra).

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*, Volume 11, pp. 902-910.

Dutilleux, G., 2012. Anthropogenic outdoor sound and wildlife: it's not just bioacoustics!. *Proceedings Acoustics*, pp. 2301-2306.

EC, 2009a. *Impact Assessment Guidelines*. [Online]
Available at: http://ec.europa.eu/smart-regulation/impact/commission_guidelines/docs/iag_2009_en.pdf
[Accessed 2014].

EC, 2009b. *Part III : Annexes to impact Assessment Guidelines*, Brussels: European Commission (EC).

EC, 2011. *Tackling The Challenges In Commodity Markets And On Raw Materials. Communication From The Commission To The European Parliament, The Council, The European Economic And Social Committee And The Committee Of The Regions, COM/2011/0025 final*, Brussels: European Commission (EC).

EC, 2013. *EU Energy, transport and GHG emissions trends to 2050 : Reference Scenario 2013*, Brussels: European Commission, DG. Energy.

EC, 2014. *Towards a circular economy: A zero waste programme for Europe . Communication From The Commission To The European Parliament, The*

Council, The European Economic And Social Committee And The Committee Of The Regions. COM/2014/0398 final/2 */ , Brussels: European Commission.

ECN; SEO, 2013. *Naar een breder afwegings- en reguleringskader voor investeren in interconnectoren: de Maatschappelijke Kosten-Baten Analyse (MKBA)*, Petten: ECN.

Ecofys, 2014. *Subsidies and costs of EU energy : Annex 3*, sl: Ecofys (by order of European Commission).

EEA, 2010. *Good practice guide on noise exposure and potential health effects*, Copenhagen: European Environment Agency.

EEA, 2011. *An experimental framework for ecosystem capital accounting in Europe*, Copenhagen: European Environment Agency (EEA).

EU Working Group on Health and Socio-economic Aspects, 2003. *Valuation of Noise : Position paper*, Brussels , Brussels: European Union.

ExternE, 2005. *Externalities of Energy, Methodology (ExternE), 2005 update*, Luxembourg: European Commission.

Fantke, P., 2008. Appendix : Parameterisation of the environmental fate and exposure models of WATSON. In: T. Bachmann, et al. red. *NEEDS Project, FP6, Rs1b_D2.2: Methodological improvements for the assessment of external costs due to indirect human exposure through ingestion and due to further substances so far unaddressed*. sl:sn

FAOSTAT, 2014. *Productieprijzen gewassen 2014*. [Online]
Available at: <http://faostat3.fao.org>
[Geopend 4 Oktober 2016].

Fraser, P. J. et al., 2015. *Australian & Global Emissions of Ozone Depleting Substances*. [Online]
Available at:
<https://www.environment.gov.au/system/files/resources/1b3c0ae6-e2ec-440a-b147-4d868f0da01f/files/australian-global-emissions-ods-2015.pdf>
[Geopend 3 10 2016].

Gezondheidsraad, 2000. *Radon : Toetsing rapport 'Beir VI'*, Den Haag: Grzondheidsraad.

Global Health Data Exchange, 2010. *Global Burden of Disease Study 2010 (GBD 2010) Disability Weights*. [Online]
Available at: <http://ghdx.healthdata.org/record/global-burden-disease-study-2010-gbd-2010-disability-weights>
[Geopend 2016].

Goedkoop, M. et al., 2009. *ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, First edition (version 1.08)*, Den Haag: Ministerie van Volkshuisvesting en Milieubeheer (VROM), Ruimte en Milieu.



Goedkoop, M. et al., 2013. *R. ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition (version 1.08) Report I: Characterisation*, Den Haag: Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM).

Grinsven, H. J. et al., 2013. Costs and benefits of nitrogen for Europe and implications for mitigation. *Environmental Science & Technology*, 47(8), p. 3571-3579.

Grinsven, H. J. v., Rabl, A. & Kok, T. M. d., 2010. Estimation of incidence and social cost of colon cancer due to nitrate in drinking water in the EU: a tentative cost-benefit assessment. *Environmental Health*, October(Online).

Guinée, J. et al., 2002. *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards..* Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

Hardin, G., 1968. The tragedy of commons. *Science*, 162(3859), pp. 1243-1248.

Harding, A.-H. et al., 2011. *Quantifying the links between environmental noise related hypertension and health effects*, Buxton(UK): Health and safety laboratory.

HEATCO, 2006. *Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment (HEATCO). Deliverable D5: Proposal for Harmonised Guidelines*, Stuttgart: IER, University of Stuttgart.

Hoevenagel, R. & De Bruyn, S., 2008. Nog weinig waardering voor milieuwaardering. In: F. Oosterhuis, red. *Aan schaarste geen gebrek*. sl:sn, pp. 31-42.

Holland, M., 2014. *Cost-benefit Analysis of Final Policy Scenarios for the EU Clean Air Package Version 2 Corresponding to IIASA TSAP Report 11, Version 1*, sl: EMRC.

Holland, M. et al., 1998. *The effects of ozone on materials*, London: Department of the Environment, Transport and the Regions (DETR).

Hotelling, H., 1931. The Economics of Exhaustible Resources. *The Journal of Political Economy*, 39(2), pp. 137-175.

Hubbell, B. J., 2002. *Implementing QALYs in the Analysis of Air Pollution Regulations : QALY Paper for Environmental and Resource Economics , Draft May*, sl: U.S. Environmental Protection Agency (EPA).

Humbeeck, P. v., Nocker, L. D., Panis, L. I. & Torfs, R., 2000. Baten van milieumaatregelen en milieubeleid : begrippen, definities en methoden. In: VMM, red. *MIRA-S 2000 Gevolgen voor de Economie*. Mechelen: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), pp. 1-23.

Humblot, P. et al., 2013. Assessment of ozone impacts on farming systems: A bio-economic modeling approach applied to the widely diverse French case. *Ecological Economics*, Volume 85, pp. 50-58.



Hunt, A. & Arnold, S., 2009. *National and EU-Level Estimates of Energy Supply Externalities*. [Online]
Available at: https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=1395667
[Geopend 2016].

IGCB, 2010. *Noise & Health : Valuing the Human Health Impacts of Environmental Noise Exposure*, sl: The Interdepartmental Group on Costs and Benefits Noise Subject Group (IGCB(N)).

IIASA, 2014. *A flexibility mechanism for complying with national emission ceilings for air pollutants. TSAP report #15*, Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA).

IPCC, 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge: Cambridge University Press.

Istamto, T., Houthuijs, D. & Lebrete, E., 2014. Multi-country willingness to pay study on road-traffic environmental health effects: are people willing and able to provide a number?. *Environmental Health*, Issue Online.

Jacobsen, S., 2016. *Fosfaatrecht geen 4.000 tot 5.000 euro waard*. [Online]
Available at: <http://www.melkvee.nl/nieuws/9984/-fosfaatrecht-geen-4000-tot-5000-euro-waard->
[Geopend 2017].

Kahneman, D. & T. A., 1979. Prospect theory: An analysis of decision under risk. *Econometrica: Journal of the econometric society*, pp. 263-291.

Kahneman, D. J. & L. K. a. R. H. T., 1990. Experimental tests of the endowment effect and the Coase theorem. , *J. Polit. Econom.* 98, pp. 1325-1348.

Kloosterhuis, E. & Mulder, M., 2013. *Competition law and environmental protection : the Dutch Agreement on coal-fired power plants, Paper prepared for the 9th annual Competition & Regulation Meeting, ACLE, 12 december*. Amsterdam, sn

Krupnick (ed.), A., Ostro, B. & Bull, K., 2004. *Peer review of the methodology of cost-benefit analysis of the Clean Air for Europe programme*, Brussels: European Commission , DG Environment.

Kuik, O. et al., 2007. *Cost Assessment of Sustainable Energy Systems (CASES) : D. 3.2 Report on the monetary valuation of energy related impacts on land use changes, acidification, eutrophication visual intrusion and climate change*, Amsterdam: Institute for Environmental Studies (IVM).

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

Lee, D. et al., 2010. Transport impacts on atmosphere and climate : Aviation. *Atmospheric Environment*, 44(37), pp. 4678-4734.



- Lijesen, M. et al., 2010. How much noise reduction at airports?. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 15(1), pp. 51-59.
- McDonnell, W. et al., 2000. Relationships of mortality with the fine and coarse fractions of long-term ambient PM10 concentrations in nonsmokers. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 10(5), pp. 427-436.
- Miedema, H. & Oudshoorn, C., 2001. Annoyance from transportation noise : relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals. *Environmental Health perspectives*, 109(4), p. 409-416.
- Ministerie van Financiën, 2015. *Rapport Werkgroep Discontovoet 2015*, Den Haag: Ministerie van Financiën.
- Murray, C., 1994. Quantifying the burden of disease: the technical basis for disability-adjusted life years. *Bulletin World Health Organization*, 72(3), pp. 429-445.
- Murray, C. J. L. et al., 2012. Disability-adjusted life years (DALYs) for 291 diseases and injuries in 21 regions, 1990-2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. *The Lancet*, 380(December), pp. 2197-2223.
- Murray, C., Lopez, A. & Jamison, D., 1994. The global burden of disease in 1990: summary results, sensitivity analysis and future directions. *Bulletin World Health Organization*, 72(3), pp. 495-509.
- Navrud, S., 2002. *The state-of-the-art on economic valuation of noise*, Oslo: s.n.
- NEEDS, 2007b. *Final report on casual links between pollutants and health impacts. Deliverable RS 1b D 3.7. : A set of concentration-response functions. (...), Sub-priority 6.1.3.2.5: Socio-economic tools and concepts for energy strategy*, Brussels: European Commission.
- NEEDS, 2007c. *Final report on the uncertainty of the transfer/generalization of externE results. New Energy Externalities Developments for Sustainability. Deliverable RS 2a D3.2 f.*, Brussels: European Commission.
- NEEDS, 2007d. *NEEDS Technical paper no. RS 1b TP 7.4. Description of updated and extended draft tools for the detailed site dependent assessment of external costs*, Brussels: European Commission.
- NEEDS, 2008a. *NEEDS deliverable No 1.1.-RS 3a Report on the procedure and data to generate averaged/aggregated data. Priority 6.1 (...) Sub-priority 6.1.3.2.5: Socio-economic tools and concepts for energy strategy*, Brussels: European Commission.
- NEEDS, 2008b. *NEEDS deliverable D 3.2. Final report on the Uncertainty on the Transfer/Generalization of ExternE Results (revised in March 2009). Priority 6.1. (...) Sub-priority 6.1.3.2.5.: Socio-economic tools and concepts for energy strategy*, Brussels: European Commission.



NEEDS, 2008c. *NEEDS deliverable 6.7 Final report on the monetary valuation of mortality and morbidity risks from air pollution. Priority 6.1 (...) Sub-priority 6.1.3.2.5.: Socio-economic tools and concepts for energy strategy*, Brussels: European Commission.

Nellthorp, J., Bristow, A. & Day, B., 2007. Introducing willingness-to-pay for noise changes into transport appraisal : an application of benefit transfer. *Transport reviews*, 27(3).

Nelson, J. P., 2008. Hedonic Property Value Studies of Transportation Noise: Aircraft and Road Traffic. In: Barazini, red. *Hedonic Methods in Housing Market Economics*. sl:Springer.

NS, 2014. *Toelichting bij MVO berekeningen NS Jaarverslag 2013 : Beschrijving scope en berekeningswijze NS energieverbruik, CO2 uitstoot en afval in Nederland* , Utrecht: Nederlandse Spoorwegen (NS).

OECD, 2012. *The value of statistical life : a meta analysis ENV/EPOC/WPNEP(2010)9/FINAL, version 30-Jan-2012*, Paris: OECD.

OECD, 2016. *The Economic Consequences of Outdoor Pollution*, Paris: Organization for Economic Co-operation and Development (OECD).

Ott, W., Bauer, M., Iten, R. & Vettori, A., 2005. *Konsequente Umsetzung des Verursacherprinzips*, Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

Payne, J. W., Schkade, D. A., Desvousges, W. H. & Aultman, C., 2000. Valuation of Multiple Environmental Programs. *Journal of Risk and Uncertainty*, 21(1), pp. 95-115.

PBL, 2012. *Gezondheid in maatschappelijke kosten-batenanalyses van omgevingsbeleid. Achtergrondstudie*, den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving (PBL).

PBL, 2016. *Wat betekent het Parijsakkoord voor het Nederlandse lange-termijn-klimaatbeleid?*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving (PBL).

PRé, 2000. *The Eco-indicator 99 : a damage-oriented method for Life Cycle Impact Assessment, methodology report, second edition*, Amersfoort: PRé Consultants B.V. .

Rabl, A., 1998. Mortality Risks of Air Pollution : the Role of Exposure-Response Functions. *Journal of Hazardous Materials*, Volume 61, pp. 91-98.

Rabl, A., 1999. Air pollution and buildings : An estimation of damage costs in France. *Environment Impact Assessment Review*, Volume 19, pp. 361-385.

Read, J., 1963. The Trail Smelter Dispute. *The Canadian Yearbook of International Law*, Volume 1, pp. 213-229.

Ricardo-AEA; DIW econ; CAU, 2014. *Update of the Handbook on external costs of transport*, London: Ricardo-AEA.



RIVM, 2015. *Grootschalige concentratie - en depositiekaarten Nederland : rapportage 2015*, Bilthoven: RIVM.

SAEFL, 2003. *Monetisation of the health impact due to traffic noise*, Bern: Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL).

Sas, H., Huppes, G., Haan, E. d. & Kuyer, J., 1996. *Weegfactoren voor bedrijfsmilieuplannen NOGEPA = Weighing factors for firms' environmental policy plans in NOGEPA*, Den Haag: NOGEPA.

Sassi, F., 2006. Calculating QALYs, comparing QALY and DALY calculations. *Health Policy and Planning*, 21(5), pp. 402-409.

Science for Environment Policy, 2015. *Ecosystem Services and Biodiversity : In-depth report*, Brussels: European Union.

SEO, 2016a. *Werkwijzer voor kosten-batenanalyse in het sociale domein, Hoofdrapport*, Amsterdam: SEO Economisch Onderzoek.

SEO, 2016b. *Werkwijzer voor kosten-batenanalyse in het sociale domein, bijlagen*, Amsterdam: SEO Economisch Onderzoek.

Simon, J., 1981. *The Ultimate Resource*. Princeton (NJ): Princeton University Press.

Spadaro, J. V. & Rabl, A., 2007. *Global Health Impacts and Costs due to Mercury Emissions*, Paris: ARMINES/ Ecole des Mines .

Steen, B., 1999. *A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS) version 2000 : models and data of default method*, Göteborg: Chalmers university of technology.

Stimular, 2016. *De Milieubarometer: een veelzijdig instrument*. [Online] Available at: <https://www.milieubarometer.nl/productinformatie/> [Geopend 2016].

Thaler, R., 1980. Some empirical evidence on dynamic inconsistency. *Econom. Lett.* 8, pp. 201-207.

Theebe, M. A., 2004. Planes, Trains, and Automobiles: The Impact of Traffic Noise on House Prices. *Journal of Real Estate Finance and Economics*, 28(2/3), pp. 209-234.

Thompson, M. R., Ellis, J. & Wildavsky, A., 1990. *Cultural Theory*, Boulder: Westview.

TNO, 2014. *Materialen in de Nederlandse Economie : een beoordeling van de kwetsbaarheid, eindrapport*, Delft: TNO.

Trærup, S. L. M., Ortiz, R. A. & Markandya, A., 2011. The Costs of Climate Change: A Study of Cholera in Tanzania. *International Journal Research and Public Health*, 8(12), pp. 4386-4405.



- TRL, 2011. *Estimating the productivity impacts of noise*, London: Defra.
- Udo, J., Janssen, L. H. & Kruitwagen, S., 2006. Stilte heeft zijn 'prijs'. *ESB*, Issue 4477, pp. 14-16.
- VITO, 2012. *Inschatting ziektelast en externe kosten veroorzaakt door verschillende milieufactoren in Vlaanderen*, Mechelen: Vlaamse Milieumaatschappij Milieuraapportering (MIRA).
- VMM, 2013a. *Milieurapport Vlaanderen MIRA : Themabeschrijving Verzuring*, Mechelen: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).
- VMM, 2013b. *Milieurapport Vlaanderen MIRA : Themabeschrijving Zwevend stof*, Mechelen: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).
- VMM, 2013c. *Milieurapport Vlaanderen MIRA : Themabeschrijving Vermesting*, Mechelen: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).
- VMM, 2013d. *Milieurapport Vlaanderen MIRA : Themabeschrijving Fotochemische luchtverontreiniging*, Mechelen: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).
- VMM, 2013e. *Milieurapport Vlaanderen, Themabeschrijving Aantasting van de ozonlaag*, Mechelen: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).
- VMM, 2013g. *Milieurapport Vlaanderen, Themabeschrijving Pesticiden*, Mechelen: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).
- Vogtländer, J. & Bijma, A., 2000. The Virtual Pollution Prevention Costs '99: a single LCA-based indicator for emissions. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5(2): 113-124, 5(2), pp. 113-124.
- VU, 2014. *Renewable Energy and Negative Externalities: The effect of Wind Turbines on House Prices*, Amsterdam: Vrije Universiteit (VU).
- Watkiss, P., Holland, M., Hurley, F. & Pye, S., 2006. *Damage Costs for Air Pollution*, London: Defra.
- Watkiss, P. et al., 2001. *Quantification of the non-health effects of air pollution in the UK for. PM10 objective analysis*, London: The Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra).
- Watt, J., Tidblad, J., Kucera, V. & Hamilton, R., 2009. *The effects of Air Pollution on Cultural Heritage*. sl:Springer.
- Wheeler, T. & Braun, J. v., 2013. Climate change impacts on global food security. *Science*, 341(6145), pp. 508-513.
- WHO, 2008. *Health statistics and health information systems (bezocht 28 juli 2009)*, Geneva: World Health Organisation (WHO).



WHO, 2011. *Burden of disease from environmental noise : Quantification of healthy life years lost in Europe*, Copenhagen: World Health Organization (WHO).

WHO, 2013. *Health risks of air pollution in Europe - HRAPIE project. Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide*, Geneva: World Health Organization (WHO).



Bijlage A Karakterisatie

A.1 Vergelijking ReCiPe en ILCD op karakterisatie

In dit Handboek Milieuprijzen is gebruikt gemaakt van de ReCiPe-methode. Naast ReCiPe bestaan er andere karakterisatiemethodes, zoals ILCD en PEF. In deze bijlage bespreken we de verschillen tussen de methodes en onderbouwen we de keuze voor gebruik van de ReCiPe-methode.

Tabel 42 geeft een samenvatting van de gehanteerde eenheden in ReCiPe en ILCD-karakterisatie op midpointniveau. De PEF-methodiek is rechtstreeks overgenomen van de ILCD-karakterisatie.

Tabel 42 Overzicht van eenheden in de diverse karakterisatiemethoden op midpointniveau

Environmental effect	ReCiPe	ILCD/PEF
Climate change	kg CO ₂ -eq.	kg CO ₂ -eq.
Ozone depletion	kg CFC-11-eq.	kg CFC-11-eq.
Acidification	kg SO ₂ -eq.	mol H ⁺ -eq.
Freshwater eutrophication	kg P-eq.	kg P-eq.
Marine eutrophication	kg N-eq.	kg N-eq.
Terrestrial eutrophication		molc N-eq.
Eutrophication		
Human toxicity	kg 1,4 DB-eq.	
Non-cancer effects		CTUh
Cancer effects		CTUh
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	kg NMVOC-eq.
Particulate matter formation	kg PM ₁₀ -eq.	kg PM _{2,5} -eq.
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4 DB-eq.	
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4 DB-eq.	CTUe
Marine ecotoxicity	kg 1,4 DB-eq.	
Ionising radiation	kBq U235-eq.	
Human health		kBq U235-eq.
Ecosystems		CTUe
Agricultural land occupation/land use	m ² a	kg-C-deficit
Urban land occupation	m ² a	
Natural land transformation	m ²	
Water depletion	m ³	m ³ water-eq.
Metal depletion	kg Fe-eq.	
Fossil depletion	kg oil-eq.	
Mineral, fossil & ren resource depletion		kg Sb-eq.
Abiotic depletion (fuel & non-fuel)		

Op het eerste gezicht lijkt het daarom dat er grote verschillen kunnen zijn tussen ReCiPe enerzijds en ILCD anderzijds. Echter, een nadere bestudering van deze verschillen liet zien dat op de meeste thema's ReCiPe en ILCD gebruikmaken van dezelfde methoden en literatuur. Tabel 43 geeft hiervan een indicatief overzicht waarbij de groengekleurde cellen in de eerste kolom aangeven dat er geen fundamentele verschillen bestaan tussen de werkwijze in ReCiPe en ILCD en de oranjegekleurde cellen aangeven dat een omrekening relatief gemakkelijk te bewerkstelligen is.

Tabel 43 Voorlopig overzicht van verschillen in benaderingswijzen ILCD en ReCiPe

	Unit			Method		
Environmental effect	ReCiPe	ILCD	Zijn de resultaten direct in elkaar omrekenbaar?	ReCiPe	ILCD	
Climate change	kg CO2 eq	kg CO2 eq	nvt	Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC);		
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	kg CFC-11 eq.	nvt	World Meteorological Organization (WMO), 2009		
Acidification	kg SO2 eq	mol H+ eq.	Ja, vrijwel. Keuze maakt weinig uit voor bepaling andere verzurende emissies	Van der Zelm et al, 2008	Accumulated exceedance model; Seppälä et al, 2006; Posch et al, 2008	
Freshwater eutrophication	kg P eq	kg P eq		Eutrend model; Struijs et al., 2009		
Marine eutrophication	kg N eq	kg N eq				
Terrestrial eutrophication		molc N eq			Accumulated exceedance model; Seppälä et al, 2006; Posch et al, 2008	
Eutrophication						
Human toxicity (zie ook excel over tox)	kg 1,4-DB eq		Nee, wezenlijk andere methoden, met andere, niet-in-elkaar-omrekenbare karakterisatiefactoren	USES-LCA 2.0		
non-cancer effects		CTUh			UseTox; Rosenbaum et al., 2008	
cancer effects		CTUh				
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	kg NMVOC eq		Lotus-Euros model; Van der Zelm et al, 2008		
Particulate matter formation	kg PM10 eq	kg PM2.5 eq	ja		RiskPoll; Humbert, 2009	
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq		Zie human tox.			
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	CTUe				
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq					
Ionising radiation	kBq U235 eq					
Human health		kBq U235 eq				
Ecosystems		CTUe				
Agricultural land occupation/ land use	m2a	kg C deficit			Soil Organic Matter (SOM) model; Mila i Canals, 2007	
Urban land occupation	m2a					
Natural land transformation	m2					
Water depletion	m3	m3 water eq			Swiss Ecoscarcity model; Frischknecht et al, 2008	
Metal depletion	kg Fe eq					
Fossil depletion	kg oil eq					
Mineral, fossil & ren resource depletion		kg Sb eq			CML; Van Oers et al, 2002	
Abiotic depletion (fuel & non fuel)						

De roodgekleurde cellen, waaronder humane toxiciteit, ecotoxiciteit en landgebruik, geven echter weer dat er meer fundamentele verschillen tussen ReCiPe en ILCD zijn. Dit is voor de thema's humane toxiciteit, ecotoxiciteit en landgebruik. Hieronder worden de verschillen toegelicht.

Toxiciteit

ILCD maakt gebruik van UseTox die toxiciteit onderverdeelt in dodelijke en ziektegevallen. Door uit te gaan van een vaste verhouding tussen de midpoint-karakterisatie op CTU en DALYs (zie onder meer Humbert et al., 2012) kan er ook een endpoint waardering aan UseTox worden toegevoegd.⁹¹

ReCiPe gebruikt USES-LCA voor de berekening van de midpoints en de endpoints. Het grote verschil met UseTox is dat UseTox een mondiaal model is, terwijl USES-LCA op de Europese schaal gekarakteriseerd wordt.

⁹¹ De omrekenfactoren zijn 13 DALY/CTUh voor kanker-effecten en 1.3 DALY/CTUh voor niet-kankereffecten. Voor ecotoxiciteit wordt er gekarakteriseerd op PDF/m²/CTUh. Overigens wordt in de nieuwe ReCiPe-update ook met UseTox gewerkt.



Landgebruik en biodiversiteit

In het PEF/OEF-traject is landgebruik en biodiversiteit gekarakteriseerd aan de hand van kg-C-deficit. Dit geeft de mate van koolstofopslag op het land aan. Een groot probleem hierbij is dat de koolstofopslag van de bodem maar weinig relatie heeft met de soortenrijkdom daarboven. Karakterisatie via de ILCD stuurt dus sterk op de klimaatimpacts van landgebruik en landgebruiksveranderingen. Omdat klimaatimpacts in de werkwijzer MKBA reeds via de WLO-scenario's worden berekend bestaat hierbij de kans op dubbeltellingen. Daarnaast is het economisch gezien onjuist om de waardering van landgebruik en biodiversiteit te verenigen tot de bijdrage aan de klimaatproblematiek - een reden om deze methodiek niet over te nemen in dit handboek.

A.2 Karakterisatiefactoren klimaatimpact

Klimaatonderzoek wordt uitgevoerd door het Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Klimaatimpact, of ook wel broeikaseffect genoemd, wordt altijd uitgedrukt in CO₂-equivalenten (CO₂-eq.); dat staat vast. Ontwikkelingen binnen het milieu-effect klimaatimpact zijn gericht op de karakterisatiefactoren van de diverse broeikasgassen. In 2013 zijn de karakterisatiefactoren aangepast. Zo is de karakterisatiefactor van het veelvoorkomende methaan aanzienlijk verhoogd⁹² (IPCC, 2013). Tegelijkertijd is nu officieel vastgesteld dat SO₂ een sterk koelend effect heeft, en roet een sterk opwarmend effect.

In het Handboek Milieuprijzen is de IPCC 2013-update wel meegenomen maar is nog geen karakterisatiefactor vastgesteld voor het opwarmende effect van roet en het verkoelende effect van SO₂, conform IPCC (2013).

Soms wordt ook gesteld dat voor emissies van luchtvaart niet via deze karakterisatiefactoren mag worden benaderd. Lee et al. (2010) geven een overzicht van de literatuur op dat vlak. Hun conclusies zijn dat de GWP100-effecten van de luchtvaart gemiddeld ongeveer 1.3-1.4 maal de radiative forcing van CO₂ zijn. Dat komt onder meer door emissies van andere broeikasgassen die potentieel een klimaatopwarmend effect hebben. Maar de level of scientific understanding is zeer laag (Lee, et al., 2010 tabel 13). Derhalve wordt in dit handboek aanbevolen om ook voor de luchtvaart de gewone karakterisatiefactoren van het IPCC te nemen totdat nieuw wetenschappelijk onderzoek overtuigend ander bewijs levert.

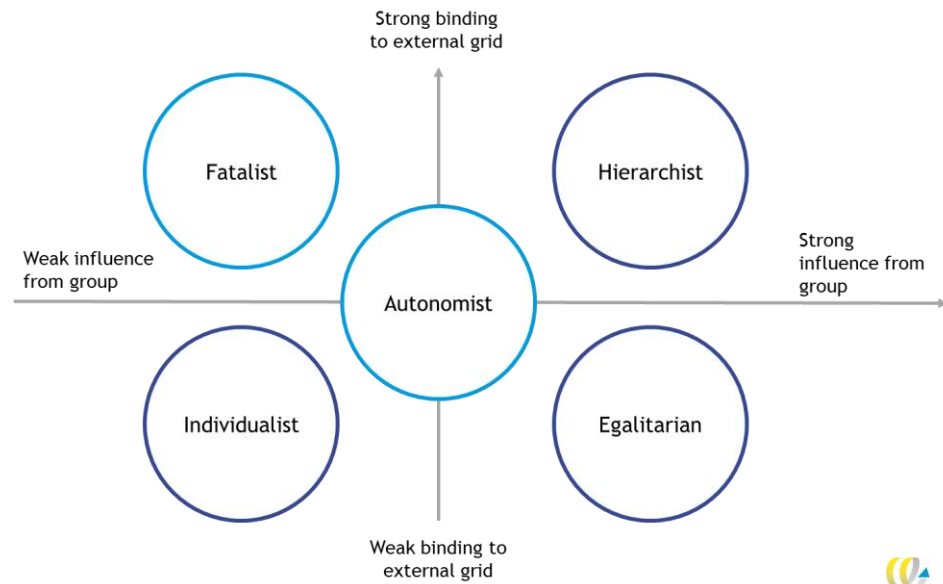
A.3 Perspectieven in ReCiPe gebaseerd op culturele theorie

De karakterisering modellen die in het ReCiPe-project worden gebruikt zijn onderhevig aan onzekerheid. Voornaamste bron van onzekerheid is hierbij dat de gemodelleerde relaties weerspiegelen nog onvolledige en onzekere kennis van milieu-mechanismen. Deze onzekerheid is, net als in de Ecoindicator 99, uitgewerkt in verschillende perspectieven volgens de 'Cultural Theory' uitgewerkt door Thompson (Thompson, et al., 1990).

⁹² Van 25 naar 30,5 kg CO₂-eq.

Thompson et al. kent een aantal basiswaarde systemen door te kijken naar de sterkte van de relaties die mensen hebben met hun groep en de mate waarin het leven van een individu wordt beperkt door buitenaf opgelegde eisen (de zogenaamde 'grid'). Figuur 11 geeft perspectieven weer.

Figuur 11 Perspectieven



De belangrijkste kenmerken van deze vijf 'archetypes' zijn:

1. Individualisten missen sterke banden met zowel hun groep of hun netwerk. Ze vinden dat alle milieugrenzen slechts voorlopig zijn bepaald en kunnen in de toekomst nog aangepast of onderhandeld worden.
2. Egalitairers hebben een sterke band met de groep, maar een zwakke schakel op hun netwerk aan. De betrekkingen tussen leden van de groep zijn vaak dubbelzinnig waardoor conflicten gemakkelijk optreden.
3. Hiërarchisten hebben sterke banden met zowel groeps- en grid, zowel het beheersen van anderen en wordt door hen gecontroleerd. Deze hiërarchie zorgt voor een hoge mate van stabiliteit in de groep.
4. Fatalisten hebben een sterke band met de grid, maar niet met de groep. Deze mensen handelen individueel en worden meestal gecontroleerd door anderen.
5. Autonomisten zijn een relatief kleine groep die de manipulatieve krachten van de andere groepen proberen te ontsnappen door een sterke hang naar autonomie en zelfredzaamheid.

Gebaseerd op deze vijf groepen, heeft ReCiPe, drie 'mensbeelden' uitgewerkt met invloed op de mate waarin belangen van de groep en anderen worden meegenomen in hun afwegingen:

1. Individualist: In dit scenario zijn alleen bewezen oorzaak-gevolg relaties inbegrepen en worden deze uitsluitend voor de korte termijn gebruikt. Voor de menselijke gezondheid wordt leeftijd-weging toegepast. Er is technologisch optimisme met betrekking tot de menselijke adaptatie.
2. Hiërarchist: Inbegrepen in dit scenario zijn feiten ondersteund door wetenschappelijke en politieke organen. De hiërarchische houding is gebruikelijk in de wetenschappelijke gemeenschap en onder beleids-makers.
3. Egalitarian: Dit scenario maakt gebruik van het voorzorgsbeginsel en de zeer lange termijn.

Bij het Handboek Milieuprijzen hebben we ons laten leiden door het individualistische her hiërarchische wereldbeeld. Tabel 44 geeft aan hoe deze perspectieven zijn uitgewerkt in ReCiPe en welke keuzes wij hebben gemaakt in het Handboek Milieuprijzen.

Tabel 44 Uitgewerkte perspectieven en keuzes in het Handboek Milieuprijzen

Milieu-thema	Uitgangspunten ReCiPe Individualistisch wereldbeeld	Uitgangspunten ReCiPe Hiërarchisch wereldbeeld	Keuze perspectief handboek	Gebruik in dit handboek
Klimaat-verandering	N.v.t.	N.v.t.	IPCC (2013) voor karakterisatie	Geen gebruik van ReCiPe
Ozonlaag-aantasting	Alleen effecten van UV op huidkanker meegenomen: basal cell carcinoma (BCC), squamous cell carcinoma (SCC) en cutaneous melanoma (CM).	Naast effecten van UV op huidkanker, ook additionele effecten, zoals staar.	Individualistisch perspectief	Waardering midpointprijs via endpoint-karakterisatiefactor, milieuprijzen op stofniveau via karakterisatiefactor
Smog-vorming	Gebruikmaken van niet-verdisconteerde effecten voor een periode tot 20 jaar	Niet-verdisconteerde effecten over een periode van 100 jaar	Individualistisch perspectief	Milieuprijzen op stofniveau via karakterisatiefactor voor stoffen waarvoor geen directe waardering beschikbaar was.
Verzuring	Gebruikmaken van niet-verdisconteerde effecten voor een periode tot 20 jaar	Niet-verdisconteerde effecten over een periode van 100 jaar	Individualistisch perspectief	Weegfactor bij bepaling midpointprijs
Human toxicity	Voor metalen alleen verspreiding via lucht en drinkwater, geen verspreiding via bodem en uptake voedselgewassen. Accumulatie in het milieu voor 100 jaar. Alleen sterk wetenschappelijk bewijs van carcinogene effecten op mensen: geen bewijs in dierproeven. Meegenomen studies: (IARC-category 1, 2A and 2B)	Ook verspreiding van metalen in voedselgewassen door emissies meegenomen. Accumulatie in milieu permanent. Ook bewijs meegenomen van testen op dieren. Meegenomen studies: (IARC-category 1, 2A and 2B en 3)	Bij de onderwaarde het individualistisch perspectief en bovenwaarde het hiërarchische perspectief. Centrale waarde is het gemiddelde van de onder- en bovenwaarde	Weegfactor bij bepaling midpointprijs, milieuprijzen op stofniveau via karakterisatiefactor
Eco-toxiciteit	Geen verspreiding naar de oceaan van Cobalt, Copper, Manganese, Molybdenum and Zinc.	Alle stoffen meegenomen	Als bij Human Toxicity	Milieuprijs op stofniveau via karakterisatiefactor
Land-gebruik	Alleen tijdelijke effecten op ecosystemen, volledig herstel naar natuurlijke waarden in 5-100 jaar (afhankelijk van type ecosysteem).	Meer permanente schade aan ecosystemen, in 100 jaar is niet alle schade hersteld.	Hiërarchisch perspectief	Weegfactor bij bepaling gemiddeld verlies PDF/m ² in NL

Meer uitleg over de keuzes per milieuthema is te vinden in Hoofdstuk 6.



A.4 Weegfactoren

Weegfactoren zijn gewenst omdat in een LCA de diverse scores optellen tot hetzij een 10-15 categorieën op midpointniveau, of 3-5 categorieën op endpointniveau. De aggregatie tot één score is in het LCA-onderzoek en ook daarbuiten, al jarenlang een heet hangijzer. Deze aggregatie bevat onherroepelijk een subjectief element. Dat is de reden dat sommigen van mening zijn dat weging dan maar helemaal niet moet gebeuren en op grond van een kwalitatieve beschouwing van de resultaten van de LCA een eventueel besluit dient te worden genomen. Anderen zijn van mening dat voor elk besluit zo'n weging hoe dan ook gemaakt wordt, expliciet dan wel impliciet. Daarom zou er maar liever een geformaliseerde procedure voor moeten komen, omdat die tenminste inzicht geeft in de criteria.

Weging vindt normaliter plaats aan de hand van hetzij de midpointeffecten of de endpointeffecten. De methoden om de milieu-effecten op mid- of endpoint te wegen zijn verder gelijk. Er kunnen, in globale zin, twee mogelijkheden worden onderscheiden (CE Delft, 2010):

1. Weging gebaseerd op expert-panels of questionnaires. Hierin wordt een groep van mensen vragen voorgelegd over het relatieve belang van de milieu-effecten. Expertpanels beogen om de getallen voor de effecten op de verschillende milieuthema's op te tellen aan de hand van een inschatting van experts. Het voordeel hiervan is dat experts goed geïnformeerd zijn over de mogelijke effecten van milieuproblemen. Vragenlijsten kunnen, in het bijzonder voor endpointweging, ook worden gebruikt om het relatieve gewicht van de endpoints door niet-experts te bepalen. Voordeel hiervan is dat op endpointniveau een weging kan worden gevonden die dichter aansluit bij de preferenties van mensen. Voorbeelden van weegfactoren met expert-panels zijn op midpointniveau de NOGEPA-weegfactoren (Sas, et al., 1996); Huppel et al., 2003) en op endpointniveau de weging voorgesteld in de Ecoindicator 99 (PRé, 2000).
2. Weging gebaseerd op monetarisering. In dit geval wordt de weging uitgevoerd aan de hand van een inschatting van de maatschappelijke kosten die samenhangen met het milieu-effect. Men onderscheidt hierbij weging aan de hand van de preventiekosten (Vogtlander & Bijma, 2000); CE Delft, 2002), waarbij de kosten die gemaakt moeten worden om aan de overheidsdoelstellingen te voldoen leidend zijn of weging aan de hand van schadekosten op endpointniveau (Steen, 1999).

Wegen met milieuprijzen resulteert in een weging volgens de tweede stroming. De weegfactoren kunnen daarbij worden beschouwd als sociaal-economische gewichten die worden toegekend aan de milieu-effecten.



Bijlage B Waardering gezondheid

B.1 Inleiding

In deze bijlage worden nadere zaken beschreven die onderzocht zijn in het kader van het onderzoek naar de schatting van de waardering voor gezondheid.

B.2 Waarderingsgrootheden

B.2.1 VOLY en YOLL

B.2.2 DALY

Een veelgebruikte indicator, in zowel milieu als gezondheidswetenschappen, voor waardering van gezondheid is de DALY. De DALY geeft het verlies van een jaar van volledige gezondheid, zowel een jaar verloren wegens voortijdig overlijden (Years Of Lost Life, YOLL), als ook een jaar verloren gezondheid wegens een gebrek als gevolg van een aandoening (Years Lived with Disability, YLD).

$$DALY = YOLL + YLD$$

$$YOLL = N * L$$

N = aantal sterfgevallen

L = standaard levensverwachting op leeftijd van overlijden

$$YLD = I \times DW \times L$$

I = het aantal incident gevallen

DW = de beperkingsfactor (of disability weight in het Engels)

L = de gemiddelde duur van de ziekte tot genezing of dood (in jaren)

Om de YLD te schatten voor een bepaalde ziekte in een bepaalde periode wordt het aantal ziektegevallen in die periode vermenigvuldigd met de gemiddelde duur van de ziekte en een gewichtsfactor die de ernst van het gebrek door de ziekte aangeeft op een schaal van 0 (perfecte gezondheid) tot 1 (dood). Deze gewichtsfactor, of 'beperkingsfactor' is afhankelijk van wijzigingen in economische productiviteit als gevolg van de ziekte (niveau van verlies van werking). De beperkingsfactor is uniform voor iedereen die een jaar leeft in een vastgestelde status van gezondheid. In Tabel 44 worden disability weights per categorie weergegeven. Verder worden er door de WHO ook overzichten van disability weights per ziekte weergegeven in de Global Burden of Disease studies (Global Health Data Exchange, 2014).



Tabel 45 Definities van beperkingsfactoren (Engels)

	Description	Weight
Class 1	Limited ability to perform at least one activity in one of the following areas: recreation, education, procreation or occupation.	0.096
Class 2	Limited ability to perform most activities in one of the following areas: recreation, education, procreation or occupation.	0.220
Class 3	Limited ability to perform activities in two or more of the following areas: recreation, education, procreation or occupation	0.400
Class 4	Limited ability to perform most activities in all of the following areas: recreation, education, procreation or occupation	0.600
Class 5	Needs assistance with instrumental activities of daily living such as meal preparation, shopping or housework.	0.810
Class 6	Needs assistance with activities of daily living such as eating, personal hygiene or toilet use.	0.920

Bron: (Murray, 1994).

B.2.3 QALY

Een veelgebruikte indicator in de curatieve zorg voor waardering van gezondheid is de Quality Adjusted Life Years (QALY). Eén QALY staat voor een jaar leven in goede gezondheid. Bijvoorbeeld: als dankzij een staaroperatie de kwaliteit van leven permanent verbetert van 90 procent naar 100 procent en als deze persoon nog tien jaar heeft te leven, dan is de gezondheidswinst precies één QALY: 0,1 QALY per jaar gedurende tien jaar.

Met behulp van een gezondheidsindex wordt gezondheid gekwantificeerd. Het gaat om de individuele perceptie van de impact van iemands gezondheidstoestand op zijn/haar algemene gevoel van welzijn. De gezondheidstatus wordt bepaald aan de hand van de mate van beperking in mobiliteit, sociale interactie, fysieke activiteit, pijn of andere symptomen die een persoon kan ervaren.

Een beperking van het gebruik van de bestaande QALY-meetinstrumenten is, dat de effecten van de langdurige zorg er slechts zeer beperkt mee worden gemeten. Ook vormt mortaliteit geen onderdeel van de QALY. Daarom wordt het concept van QALYs meestal niet toegepast in de waardering van externe effecten.

De QALY is evenwel een vaak gebruikte indicator in de Gezondheidseconomie die ook wordt aanbevolen in de Werkwijzer Sociaal Domein (SEO, 2016a). Hierin wordt aanbevolen om met twee waarderingen van QALY te werken om zo de onzekerheid in de waardering ervan tot uitdrukking te brengen. Indien er geen directe gezondheidsbaten worden gekwantificeerd kan men uitgaan van de waardering van een QALY van € 50.000 en € 100.000. Dit komt overeen met een bandbreedte die al langer gangbaar is in de literatuur (zie NEEDS, 2007c).

Box 8 Manieren om QALYs te bepalen

QALYs kunnen worden gewaardeerd met twee methoden. Ten eerste op basis van waargenomen gedrag van mensen. Het gaat bijvoorbeeld om het extra loon dat mensen krijgen voor een beroep waarin zij een hoger risico lopen op overlijden. Op basis hiervan wordt de waarde van een statistisch leven berekend (VSL: value of a statistical life). Deze waarde kan worden omgerekend in de waarde van een levensjaar in volledige gezondheid.

De tweede methode is gebaseerd op enquêtevragen over wat mensen bereid zijn te betalen voor extra gezondheid of langer leven. Bij de berekeningen van de waarde van een QALY op basis van enquêtevragen wordt uitgegaan van een lineaire relatie tussen extra gezondheid en extra nut van een levensjaar.

De QALY is een algemeen geaccepteerde maatstaf voor het waarderen van gezondheidsingrepen. Maar in de milieu-economie wordt vrijwel niet met QALYs gewerkt (uitzonderingen zijn bijvoorbeeld Hubbell, 2006). De reden is vierledig:

- QALYs worden gebruikt voor gezondheidswinsten. Gezondheidsverliezen worden normaliter met DALYs of VOLYs berekend. Het zijn dus inverse maatstaven van elkaar.
- Luchtvervuiling kan niet worden aangewezen als primaire oorzaak van een individueel overlijden, alleen als een factor. QALYs behandelen ziekte en overlijden meer als primair te behandelen ingreep terwijl de vraagstelling van de VOLY, zoals in Desaignes (Desaignes, et al., 2011) beter correspondeert met milieuvervuiling als bijdrage aan vroegtijdig overlijden.
- De VSL, als impliciete basis voor de QALY, houdt geen rekening met het feit dat de omvang van verlies van levensverwachting per overlijden veel korter is voor sterfgevallen die verband houden met luchtvervuiling (ongeveer een half jaar) dan voor de typische ongelukken (30-40 jaar) waarop de VSL-berekeningen zijn gebaseerd. Met andere woorden: luchtvervuiling heeft voornamelijk effect op overlijden in de levensavond terwijl ongelukken vaak meer in de loop van iemands leven gebeuren. Dit leidt ertoe dat de VOLY per levensjaar mogelijk lager is dan de QALY. Dit correspondeert met de kritiek op de QALY dat er onvoldoende rekening wordt gehouden met het afnemend grensnut van gezondheid.
- De VOLY is mogelijk beter toepasbaar in het domein van onvrijwillige risico's, hetgeen over het algemeen een hogere waardering geeft dan de betalingsbereidheid voor vrijwillige risico's. Daarnaast is de QALY niet een goed instrument om langdurige ziekte mee te waarderen. Dit zou impliceren dat de VOLY mogelijk hoger is dan de QALY.

B.3 Omrekeningen QALY/DALY/VOLY

De vraag is nu in hoeverre deze grootheden naar elkaar kunnen worden omgerekend. In principe is dit niet gebruikelijk omdat elk van de grootheden een verschillende maatstaf is. Omdat de Werkwijzer Sociaal Domein een voorgeschreven QALY-waardering omvat werd het wenselijk gevonden om deze tevens te gebruiken in het milieudomein. Hieronder leggen we uit hoe deze omrekening kan worden gemaakt. Hiertoe bepalen we eerst de relatie tussen QALY en DALY en gaan vervolgens in op de vermeende relatie tussen DALY en VOLY. De relatie tussen de QALY en de VOLY kan vervolgens worden bepaald door voor beide eenheden uit te gaan van de DALY.

B.3.1 Relatie tussen QALY en DALY

Hoewel QALYs en DALYs voort komen uit dezelfde brede conceptuele kader, zijn ze niet uitwisselbaar, omdat ze zijn deels gebaseerd op verschillende aannames en methodieken (Sassi, 2006). Onderstaande box geeft een voorbeeld om het verschil tussen DALY en QALY weer te geven.

Box 9 DALYs en QALYs

DALYs en QALYs zijn complementaire concepten. QALYs zijn jaren van gezond leven geleefd; DALYs zijn gezonde levensjaren verloren. Om de verschillende lasten in verband met verschillende gezondheidsstaten te weerspiegelen, gebruiken QALYs 'utiliteit' gewichten, terwijl de DALYs gebruikmaken van 'beperking' gewichten. In een vereenvoudigd voorbeeld, als het nut van doofheid 0,67 is, is de beperking gewicht van doofheid $1 - 0,67 = 0,33$. Afgezien van leeftijd weging en het verdisconteren, en uitgaande van een levensverwachting van 80 jaar, een dove man die al 50 jaar leeft heeft $0,67 \times 50 = 33,4$ QALY opgedaan en $0,33 \times 50 \times 30 \times 1 = 49,5$ DALYs verloren (CE Delft, 2010).



Utiliteitsgewichten gebruikt in QALY-berekeningen verschillen in meerdere opzichten van beperkingsgewichten gebruikt in DALY-berekeningen. Beperkingsgewichten verwijzen naar het verlies van het functioneren als gevolg van een ziekte, terwijl utiliteitsgewichten worden afgeleid met behulp van verschillende technieken en verschillende groepen proefpersonen. DALY-berekeningen zijn gebaseerd op een universele set van standaard gewichten op basis van expert bevindingen, terwijl QALY-berekeningen afhangen van maatregelen voor kwaliteit van leven op basis van preferenties, genomen van groepen mensen of patiënten (Sassi, 2006).

B.3.2 Omrekening van DALY naar QALY

Er bestaat volgens Calvo (2013) een methode waarmee gewonnen QALYs als gevolg van een interventie kunnen worden omgerekend in vermeden DALYs.

Deze formule is bepaald door de Murray (Murray, 1994), waarbij er is gekozen voor leeftijdsweging, omdat bepaalde leeftijdsgroepen een sociale rol hebben waarbij de jongeren en ouderen afhankelijk zijn van de middengroep en de middengroep een hogere productiviteit heeft en dus een hogere weging zou moeten hebben. Aangezien er weinig empirisch werk is over de preferenties van leeftijdsweging is er gekozen om met een expert groep hieraan te werken. Er is een continue leeftijdsweging functie gedefinieerd:

$$Cxe^{-\beta x}$$

De term β is een constante en bepaalt de vorm van de functie (zie Figuur 12), waarbij een β tussen 0,3 en 0,5 een realistische leeftijds patroon geeft.⁹³ Op basis van experts is er gekozen voor een β van 0,4. Deze term introduceert weging naar leeftijd wat effect heeft op de 'burden of disease' oftewel de verloren levensjaren door ziekte of overlijden. Dit wordt gecompenseerd door de constante term C.

$$DALYs\ averted = QALYs\ gained * C_a$$

$$C_a = C * a * e^{-\beta * a}$$

$$C = 0,1658$$

$$a = \text{leeftijd}$$

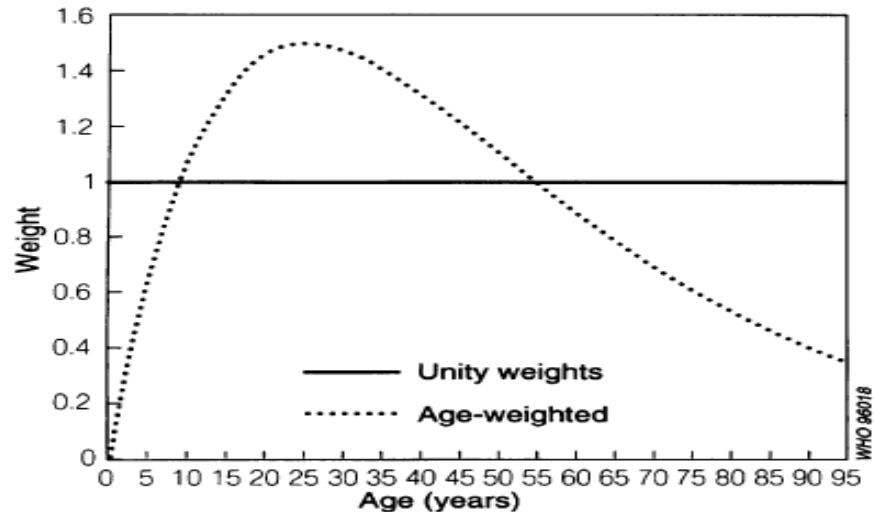
$$\beta = 0,4$$

Deze formule geeft gegeven de waarden voor C en β meer gewicht aan de leeftijden rond de 25 jaar (Barendregt, et al., 1996). Dit is goed te zien in Figuur 12, waarin dezelfde β , maar een C van 0,16243 is weergegeven voor de C_a -functie (age-weight function).

⁹³ De β is géén discontovoet.



Figuur 12 Age-weight functie genomen uit Barendregt et al. (1996)

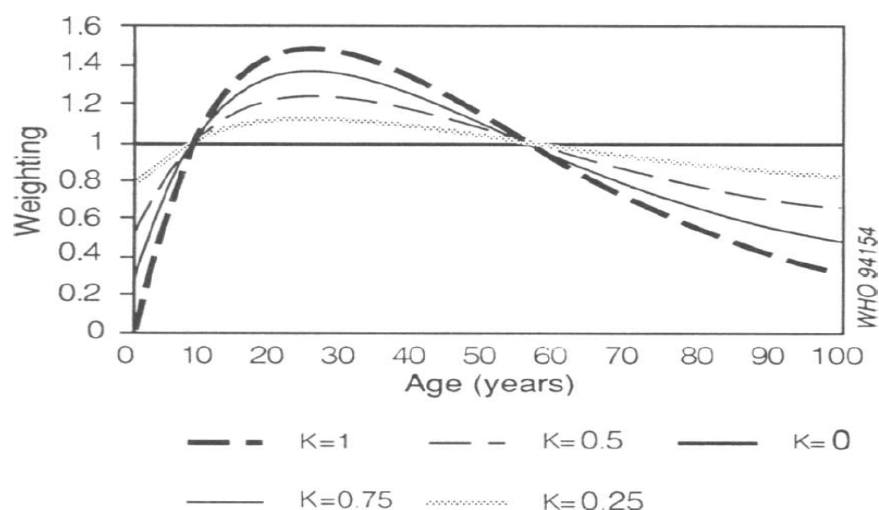


Deze leeftijdsweging grafiek geeft weer dat de waarde in het begin sterk stijgt en een hoogtepunt kent rond 25 jaar en daarna verder daalt. De gekozen waarde voor C en β bepalen welke leeftijden een weging krijgen van 1 of hoger, waarbij de β bepalend is voor de leeftijd met de hoogste weging en de C de hoogte van de grafiek bepaalt. De bovengenoemde waarden voor C en β zorgen ervoor dat de leeftijden tussen 9 en 54 een weging van 1 of hoger krijgen en dat de hoogste waarde rond het 25^e levensjaar ligt.

Deze vorm blijft behouden als er een factor K aan de formule wordt toegevoegd om het verschil aan te duiden wat het verschil is tussen geen leeftijdsweging ('unity weighting', oftewel een conversiefactor =1) en verschillende maten van weging (Murray, et al., 1994):

$$C_a = KC * a * e^{-\beta * a} + (1 - K)$$

Figuur 13 Verschillende mate van age-weighting



Bron: (Murray, et al., 1994).

Sassi (2006) geeft een overzicht van conversiefactoren C_a op basis van leeftijd en duur van ziekte, op basis van de methode van leeftijdsweegen uit Murray (1994) (zie Tabel 46).

Tabel 46 Conversiefactoren van QALY naar DALY

<i>L</i> –Disease duration (years)	<i>a</i> –Age of disease onset (years)							
	5	15	25	35	45	55	65	75
0.5	0.705	1.374	1.525	1.427	1.228	1.005	0.796	0.615
1	0.731	1.382	1.524	1.423	1.222	0.999	0.791	0.611
1.5	0.756	1.390	1.524	1.418	1.217	0.994	0.786	0.607
2	0.780	1.398	1.523	1.414	1.211	0.989	0.781	0.603
2.5	0.803	1.405	1.522	1.410	1.206	0.983	0.776	0.599
3	0.825	1.412	1.521	1.406	1.201	0.978	0.772	0.595
3.5	0.847	1.418	1.520	1.401	1.195	0.973	0.767	0.591
4	0.868	1.424	1.519	1.397	1.190	0.968	0.763	0.588
4.5	0.888	1.430	1.518	1.392	1.185	0.962	0.758	0.584
5	0.907	1.435	1.516	1.388	1.179	0.957	0.754	0.580

Bron: (Sassi, 2006).

Tabel 42 zou een mogelijkheid bieden om, aan de hand van data over de huidige leeftijdsopbouw, een gemiddelde conversiefactor voor DALY naar QALY op te stellen. Bovendien zou het dan mogelijk zijn om deze conversiefactor conform de demografische voorspellingen uit de WLO-scenario's verder vorm te geven. Deze methode van het omrekenen van DALY en QALY is gebaseerd op de DALY-methode en age-weighting van deze DALY zoals beschreven in de Global Burden of Disease (GBD) Study van Murray et al. (1994). De Global Burden of Disease studies van de WHO berekenen hoeveel het verlies van gezondheid wereldwijd in DALYs is, waarvan de eerste in 1990 verscheen en er meerdere updates zijn geweest. In de laatste update van deze GBD-studie (Murray, et al., 1994), zijn de disability weights voor meerdere ziektes geüpdate en is de 'Global Burden of Disease' wederom berekend, echter dit keer zonder age-weighting en discounting. Deze simplificering is tot stand gekomen na een brede consultatie onder filosofen, economen en ethici waarbij de wenselijkheid om af te zien van age-weighting breed werd ondersteund. Daarnaast zijn de disability weights niet meer gebaseerd op gezondheid professionals maar op het oordeel van het algemene publiek. Dit heeft effect op de berekening van de YLD, wat onderdeel is van de DALY (samen met de YOLL).

Volgens de GBD 2010-studie wordt de DALY nog steeds berekend als de som van de YOLL (ook wel YLL, Years Of Lost Life, genoemd) en de YLD. Voor de berekening van de YOLL gaat men uit van nieuwe standaard levensverwachtingen per leeftijd, bijvoorbeeld een dood op 5-jarige leeftijd telt als 81,4 YOLL en een dood op 60-jarige leeftijd als 27,8 YOLL. Deze standaard levensverwachting is berekend op basis van de laagste sterftcijfers per leeftijdscategorie over landen met een populatie van meer dan 5 miljoen mensen in 2010. Dit in tegenstelling tot de methode in 1990, toen er werd uitgegaan van de hoogste levensverwachting van Japanse vrouwen. Sinds die tijd is de levensverwachting toegenomen en dit wordt meegenomen in de nieuwe methode van berekening van de YOLL.



De YLD wordt berekend door de 'prevalence' van een ziekte, oftewel het aantal zieken binnen een populatie, en de disability weights. Dit in tegenstelling tot de vorige GBD-studies waarin de YLD berekend wordt op basis van de 'incidence', wat het aantal nieuwe zieken is binnen een populatie. Er is in de update van GBD 2010 gekozen voor de 'prevalence', omdat de 'incidence' de duur van symptomen waarschijnlijk systematisch zou onderschatten.

Wanneer er geen age-weighting wordt meegenomen, dan zou een gemiddelde conversiefactor voor een ziekte duur van 1,5 jaar, gebaseerd op Sassi (2006), 1,087 zijn. Dit betekent dat 1 DALY gelijk staat aan 1,088 QALY. Dit is iets hoger dan wanneer de bevolkingsverdeling wordt meegenomen, maar deze waarde blijft dicht bij de 1. Een overzicht van gemiddelde conversiefactoren zonder leeftijdsweging op basis van Sassi (2006) staat in Tabel 46. Op basis van persoonlijke communicatie met de auteurs van het artikel van Calvo et al. (2013) en Murray et al. (2012), blijkt dat er in het geval van geen age-weighting er geen andere formule bekend is om de DALY om te rekenen naar QALY en dat er in feite geen verschil is behalve dat er inverse schalen worden gebruikt.

Derhalve stellen wij voorlopig voor om een relatie tussen DALY en QALY te hanteren waarbij $1 \text{ DALY} = 1,087 \text{ QALY}$. Hierbij gaan we uit van een gemiddelde ziekte duur van 2 jaar.

Tabel 47 Gemiddelde conversiefactoren zonder leeftijdsweging

Ziekte duur in jaren	Gemiddelde conversiefactor
0,5	1,084
1	1,085
1,5	1,087
2	1,087
2,5	1,088
3	1,089
3,5	1,089
4	1,090
4,5	1,090
5	1,090

B.3.3 Relatie tussen DALY en VOLY

De fysieke waardering van impact op gezondheid (YOLL) wordt economisch gewaardeerd door middel van de VOLY (Value of Lost Year), de waarde van een verloren levensjaar. Deze waarde kan worden berekend door middel van enquêtes (CVM), waarin gevraagd wordt naar de betalingsbereidheid van langer leven door verbeterde luchtkwaliteit.

Een nadeel van deze methode is dat de VOLY in principe alleen een waarde van YOLL weergeeft, zodat de waarde van YLD misschien niet goed is opgenomen in de monetaire waardering van de DALY. Dit hangt ervan af of de wegingen van de aandoeningen representatief zijn voor de directe schatting van de betalingsbereidheid om ziekte te voorkomen.

Of toepassing van de VOLY als monetaire schatting van DALY resulteert in een significante onder- of overschatting van het totaal van mortaliteit- en morbiditeitgerelateerde effecten voor specifieke milieuvraagstukken hangt van twee aspecten af:

1. Het belangrijkste endpoint voor de vervuilende stoffen, oftewel het aandeel mortaliteit in de totale schadewaarde per eenheid.
2. Het verschil tussen directe waardering van schadekosten van ziekten (met verklaarde of gebleken voorkeuren) en YLD gewaardeerd met € 41.000.

Hieronder zullen we het verschil schatten voor een bepaalde ziekte. Voor morbiditeit met klassieke vervuilende stoffen gebruikt NEEDS andere bronnen uit de literatuur voor het schatten van de kosten van medische behandelingen, kosten van verloren werkdagen, etc. Klachten van de lage luchtwegen worden bijvoorbeeld gewaardeerd op € 38 per dag of € 13.880 per jaar. Volgens de WHO (WHO, 2008) is de weging voor infecties van de lage luchtwegen (tijdelijk) 0,279. Als we de twee methoden voor dit geval willen vergelijken, kunnen we berekenen $0,279 * 41.000 = 11.439$. In dit geval krijgen we dus door het waarderen van morbiditeitseffecten met YLD en de monetaire waarde van € 41.000 een onderschatting omdat we met de directe schatting een hogere waarde krijgen. We kunnen echter de YLD niet aanpassen op basis van dit ene voorbeeld en voor andere YLDs is geen relatie gevonden tussen de waardering van het voorkomen van ziektes uit NEEDS.

Als we het bovenstaande voorbeeld opnieuw zouden uitwerken met de nieuwe disability weight, zouden we voor infecties van de lage luchtwegen uit moeten gaan van een DW van 0.192 voor moderate COPD en 0.132 voor astma. Uitgaande van een monetaire waarden van 41.000 komt dit op een bedrag van € 7.872 en 5.412, wat significant lager is dan de kosten per jaar uit NEEDS (€ 13.880 per jaar voor lower respiratory symptoms). Aan de andere kant zou dit hoger zijn, wanneer er wordt gekeken naar severe COPD, namelijk $0,383 * 41.000 = € 15.703$.

Daarom stellen we voor een conversiefactor van 1 op 1 te gebruiken om de relatie tussen DALY en VOLY weer te geven. Voor bepaalde milieuthema's die meer morbiditeits- dan mortaliteitseffecten veroorzaken kan dit resulteren in een lichte onder- of overschatting.

B.3.4 Relaties gebruikt in dit handboek en relatie met literatuur

Op basis van bovenstaande analyse hanteren we voor een VOLY een omrekenfactor van 1,087 in relatie tot de QALY. Dit impliceert dat de bandbreedtes in de Werkwijzer Sociaal Domein (SEO, 2016a) overeenkomen met een VOLY van € 54.350 en € 108.700.

In de literatuur zijn meerdere artikelen te vinden die de DALY nog waarderen met een VOLY, bijvoorbeeld Van Grinsven et al., (2010), die de sociale kosten van darmkanker berekenen door de YOLL te waarderen met een VOLY en een gemiddelde van de DALY en QALY te waarderen met 1 VOLY. Een ander voorbeeld van een studie waarin een DALY wordt gewaardeerd met een VOLY is de studie van Trærup, et al., (2011), waarin de kosten van cholera wordt onderzocht.

Vito (2012) geeft aan dat de waardering van DALY gebeurt op basis van de bereidheid tot betalen om een verhoogd risico op een gezondheidseffect te vermijden (WTP), wat vaak gedaan wordt met de COI, Cost of Illness, of de VOLY in geval van vroegtijdig overlijden. Dalal en Svanstrom (2015) waarderen de nationale economische lasten van ongelukken in het verkeer door de DALYs te vermenigvuldigen met de GDP per capita, en op deze manier wordt het



verlies in productiviteit door ongevallen berekend. Volgens het PBL (2012), kan gezondheid gewaardeerd worden met Cost of Illness (medische kosten en verlies in arbeidsproductiviteit) of waardering van gezondheidswinst- of verlies in YOLL, DALY of QALY. Er zijn meerdere waarderingen voor QALY bekend en DALY kan gemonetariseerd worden door een bedrag van € 70.000 (value of statistical injury uit Viscusy & Aldy, 2003) waarbij wordt bemerkt dat de waarde van een DALY niet eenduidig is en onderhevig is aan veranderende inzichten in de milieu-economie.

In het NEEDS-project is de discussie over de waardering van DALY met VOLY besproken waarbij de tekortkoming van de VOLY wordt genoemd als gevolg van het niet waarderen van de YLD. Voor de QALY gaat NEEDS ervan uit dat de monetaire waarde hiervan gelijk gesteld kan worden aan minimaal 1 VOLY. Of er een monetaire waarde voor DALY/QALY gezocht moet worden of dat er gebruik gemaakt kan worden van de VOLY wordt ook in de literatuur besproken, waaronder in Scasny en Alberini (2012).

B.3.5 Relatie met de VSL

De VOLY-waardering hangt enigszins samen met de waardering van een statistisch leven (De Value of Statistical Life). Rijkswaterstaat beveelt aan om bij verkeersveiligheid uit te gaan van een 'Value of a Statistical Life' (VSL) van € 2,2 miljoen, prijspeil 2001 (Van der Linde et al. 2012), wat in prijzen van 2015 ongeveer € 2,8 miljoen is wanneer gecorrigeerd voor de geharmoniseerde consumentenprijsindex van het CBS.

In NEEDS (2008a) wordt gesteld dat, in ieder geval betreffende luchtvervuiling, waardering van mortaliteit met **VOLY beter is dan waardering met VSL** om verschillende redenen, namelijk:

1. Luchtvervuiling kan niet worden aangewezen als primaire oorzaak van een individueel overlijden, alleen als een factor.
2. VSL houdt geen rekening met het feit dat de omvang van verlies van levensverwachting per overlijden veel korter is voor sterfgevallen die verband houden met luchtvervuiling (ongeveer een half jaar) dan voor de typische ongelukken (30-40 jaar) waarop de VSL-berekeningen zijn gebaseerd. Met andere woorden: luchtvervuiling heeft voornamelijk effect op overlijden in de levensavond terwijl ongelukken vaak meer in de loop van iemands leven gebeuren.

Toch heeft de VOLY wel enige relatie met de VSL. In theorie zou de VSL immers beschouwd kunnen worden als een verdisconteerde som van jaarlijkse VOLY-waarden (CE Delft, 2010). De exacte verhouding tussen VOLY en VSL hangt dan af van het moment van overlijden en de gehanteerde discontovoet. In NEEDS (2008a) staat dat de verhouding VSL/VOLY bij milieuvervuiling met een discontovoet van 3% over het algemeen tussen de 20 en 40 kan liggen. Een VSL van € 2,8 miljoen zou dan een VOLY opleveren van tussen de € 70.000 en € 140.000, iets hoger dan door ons gehanteerd in het Handboek Milieuprijzen.

De hogere waarde is aan de andere kant niet onlogisch. Allereerst betreft de VOLY de marginale waarde van een extra levensjaar aan het einde van iemands leven. Door een afnemend grensnut aan extra gewonnen levensjaren is deze kleiner dan bij een verkeersdode die op gemiddelde leeftijd komt te overlijden. Daarnaast komt de OECD (2012) komt op basis van een meta-analyse van de VSL-waardering tot de conclusie dat de waardering voor een statistisch mensenleven inderdaad groter is bij transportgerelateerde risico's dan bij milieugerelateerde risico's.



Volgens de OECD kan dit mede verklaard worden door het feit dat individuen in WTP-onderzoeken een lagere waardering geven aan programma's met een publiekgoedkarakter (zoals bij milieu).

B.3.6 Conclusies

Gezien de resultaten van de conversiefactoren voor DALY-QALY voor verschillende WLO-scenario's en uitgaande van de nieuwe aannames van de WHO, lijkt het zo te zijn dat de DALY min of meer een gelijke waarde heeft aan de QALY. De precieze omrekenfactor die we hebben bepaald op basis van de meest recente WHO-studies is 1,087 voor een gemiddelde ziekteduur van 1,5 jaar.

De relatie tussen de DALY en de VOLY is ook niet eenduidig. Er is enig bewijs dat een VOLY een onderschatting is van een DALY, maar in de afwezigheid van deze DALY zou gewaardeerd kunnen worden met de VOLY, waarbij een punt van discussie is of deze nog goed past binnen de economische theorie wat betreft het gebruik binnen een CBA. De VOLY geeft een waardering van mortaliteit, en deze kan een onderschatting of overschatting geven wat sterk afhangt van het type stof. Overigens is in het NEEDS-project op een paar plekken daar wel voor gecorrigeerd, zoals voor de schade van radionuclides.

Bijlage C Impact pathway-modellering

C.1 Inleiding

De schade berekend aan de milieuthema's verzuring, fotochemische smogvorming en fijnstofvorming zijn direct bepaald via een aanpassing van de NEEDS-modellering uit 2008 (NEEDS, 2008a). In deze bijlage leggen we uit welke aannames achter het oorspronkelijke NEEDS-project zitten en op welke manier wij aanpassingen hebben gemaakt.

C.2 NEEDS-project (2008)

Tussen 1991 en 2008 werd in diverse grote Europese onderzoeksprojecten getracht om de externe kosten van energieproductie en andere activiteiten te schatten. Deze onderzoeksprojecten heetten: ExternE, CASES, MethodEx en NEEDS.⁹⁴ Het uit Europese onderzoeksgelden gefinancierde project betrof ruim 50 onderzoeksteams uit meer dan 20 landen. Het project NEEDS (New Energy Externalities Developments for Sustainability) is het meest recente onderzoek dat in dit kader is uitgevoerd.

Voor het vaststellen van milieuprijzen gebruiken we in dit project een Excel-toepassing die door de universiteit van Stuttgart is ontwikkeld in het kader van NEEDS/CASES. Deze Excel-toepassing werkt met invoer van het ecologisch-economisch model van EcoSense.

C.2.1 Basismethodologie: Impact pathway-benadering

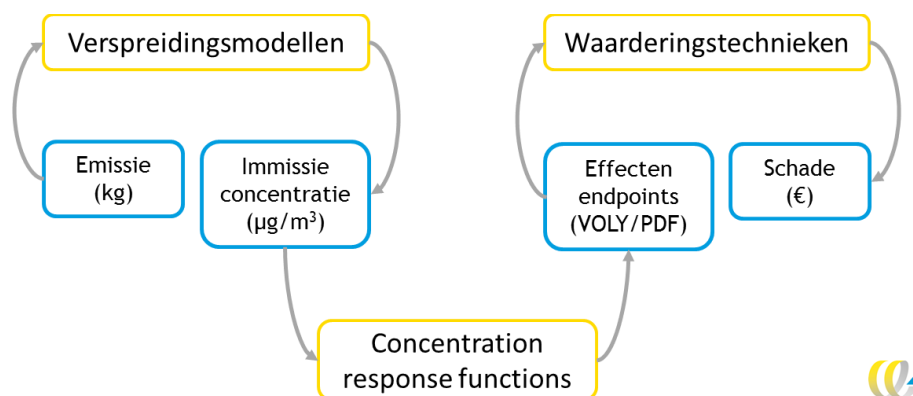
De groep van zogenaamde klassieke luchtverontreinigende stoffen bevat zwaveldioxide (SO₂), stikstofoxiden (NO_x), fijnstof (PM), ammoniak (NH₃) en niet-methaan vluchtige organische stoffen (NMVOS). Deze stoffen zijn uitvoerig gemodelleerd in het NEEDS-project. Daarnaast werden nog aparte schattingen toegevoegd voor emissies van toxische stoffen en radionuclides.

Het NEEDS-project maakte gebruik van de zogeheten impact pathway-benadering. Hierin wordt een verband gelegd tussen emissie en de uiteindelijke schade die deze emissies veroorzaken uitgedrukt in monetaire grootheden. Deze verbanden worden middels een aantal modellen uitgewerkt (zie ook Figuur 14).

⁹⁴ ExternE (External costs of Energy) is a series of research projects initiated by the European Commission aimed at estimating the socio-environmental damages associated with energy conversion.



Figuur 14 Impact pathway-benadering



De verschillende stappen worden hierna beschreven.

Stap 1: Bronemissies

Deze stap geeft, binnen een geografische schaal, de bronnen van emissies. Binnen het Ecosense-model dat is gebruikt in de laatste fasen van het NEEDS-project worden de emissies overgenomen uit de databases van het EMEP (European Monitoring and Evaluatie Programme) met een ruimtelijke resolutie van ongeveer 50 x 50 km². Emissies zijn volgens twee scenario's geformuleerd door de meteorologische dienst Noorwegen: een emissiescenario met emissies 2010 die vaststaand beleid omvatten en emissies 2020 met voorgenomen beleid. De emissiescenario's zijn niet openbaar gemaakt maar door ons wel verkregen ten behoeve van dit project.

Stap 2: Verspreiding (Dispersie-Receptor-locaties)

Deze stap vertaalt de emissies in concentraties op specifiek geografisch gediversifieerde receptorpunten (soms immissies genoemd). Voor klassieke luchtvervuiling zijn dispersie en chemische transformatie in Europa gemodelleerd met behulp van het EMEP/MS-CWest Euleriaanse-model waarin meteorologische gegevens zijn opgenomen⁹⁵. Bron-receptormatrices zijn afgeleid waarmee aan elke emissie-eenheid en elke EMEP-rastercel in heel Europa een concentratie- of een depositieverandering kon worden toegekend. Er zijn simulaties uitgevoerd voor een reductie van 15% voor elke door de lucht verspreide vervuilende stof.

In deze methodiek werden lokaal, in heel Europa en de hemisferische modellering gebruikt om milieukwaliteit status en raming verschillen tussen specifieke gevallen van verontreiniging en de referentiesituatie te simuleren. Opgemerkt dient te worden dat de chemische reacties en interacties zeer complex zijn. Een reductie in NO_x-emissies zorgt er bijvoorbeeld voor dat er een hogere achtergrondconcentratie NH₃ is om te reageren met achtergrond SO₂ dan wanneer er geen NO_x-reductie is. De reactie van deze extra vrije NH₃ met SO₂ verhoogt de concentratie van sulfaten op bepaalde locaties (NEEDS, 2008). Omdat er in Nederland vooral relatief veel NH₃ aanwezig is door de intensieve landbouw, worden de concentraties van NO_x en SO₂ niet gelijkelijk lager als de reductie van emissies. In het uiteindelijke raamwerk betekent dit dat de schade per kg emissie van NO_x en SO₂ hoger worden als de NH₃-emissies niet flink worden verminderd.

⁹⁵ In het model zijn de meteorologische omstandigheden gemiddeld over vier representatieve meteorologische jaren: 1998-2000 en 2003.

Stap 3: Concentratieresponsfuncties en -effecten

In deze stap wordt de relatie bepaald tussen de concentratie van de vervuiling en de fysieke effecten op endpointniveau. Met behulp van een zogenaamde concentratieresponsfuncties (CRF) en het aantal blootgestelde personen in de bevolking, zijn de fysieke effecten voor elke rastercel berekend op basis van waarden uit de literatuur. Wordt er uit de epidemiologische wetenschap verbanden gelegd tussen de inname van een bepaalde stof (of de aanwezigheid van de stof in de lucht) en de invloed daarvan op gezondheid of biodiversiteit.

Concentratieresponsfuncties zijn toegepast op mortaliteit (zowel chronisch als acuut), een heel reeks aan morbiditeitsgevallen (ziekte), ecosystemen, landbouwgewassen en gebouwen. De belangrijkste zijn in deze de CRFs voor gezondheid. Deze worden in Paragraaf C.2.2 gegeven, de andere CRFs worden in Paragraaf C.2.3 en volgende behandeld.

De bevolkingsdichtheid in het NEEDS-project is overgenomen uit SEDAC, 2006 en gebaseerd op de bevolking in het jaar 2005. Er is een onderverdeling in diverse categorieën van bevolkingsgroepen gemaakt.

Stap 4: Monetaire waardering

Monetaire waardering is de laatste stap in het raamwerk. Effecten voor productiviteitsveranderingen in de landbouw blijken rechtstreeks uit marktprijzen. Effecten voor materialen worden duidelijk door te kijken naar de herstellkosten. Effecten voor gezondheid en ecosystemen kunnen echter niet rechtstreeks worden waargenomen via de markt. Daar moeten deze worden geschat met behulp van enquêtes. In het NEEDS-project werd VOLY gewaardeerd via CVM (Verklaarde VoorkeurenMethode), door mensen te vragen naar hun betalingsbereidheid voor drie of zes maanden langer leven door verbeterde luchtkwaliteit. De monetaire waarden van ziekten als voorgesteld door de groep economische deskundigen is afgeleid op basis van informele meta-analyse en de meest recente robuuste schattingen (ExternE, 2005). Tenslotte zijn de effecten voor ecosystemen geschat met de resultaten van een meta-analyse van studies betreffende de waardering van veranderingen in biodiversiteit door Kuik et al. (2008).

Bij de monetaire waardering is gebruik gemaakt van een discontovoet van 3% voor effecten tot 2030. Het is niet duidelijk of er bij effecten na 2030 is gerekend met een lagere discontovoet van 2% bij luchtverontreiniging. Maar indien dit het geval is, is het totale effect op de emissies gering. Als ten gevolge van een emissie nu, de helft van de effecten voor 2030 zou plaatsvinden en de helft van de effecten na 2030 zou plaatsvinden, zou de in NEEDS (2008a) gehanteerde lagere discontovoet na 2030 slechts voor 1,5% hogere prijzen leiden in vergelijking met de situatie van een discontovoet van 3% over de gehele tijdshorizon. Er is daarom besloten om hier niet separaat voor te corrigeren.

C.2.2 Concentratieresponsfuncties menselijke gezondheid fijnstofvorming en smogvorming

Gezondheidseffecten zijn endpoints die kunnen worden gemodelleerd met behulp van de IPA. Twee cruciale elementen in deze benadering zijn definitie van concentratieresponsfuncties (CRF) en monetaire waardering van de gezondheidseffecten.

In het NEEDS-project is een set van CRFs voor PM en ozon en de bijbehorende monetaire waarden voorgesteld. Deze CRF waren de belangrijkste en meest betrouwbare concentratieresponsfuncties die gebruikt worden in de ExternE-



reeks projecten voor de waardering van de gezondheidseffecten van de uitstoot van klassieke vervuilende stoffen.

Opgemerkt dient te worden dat, in overeenstemming met de mening van experts, effecten op de menselijke gezondheid alleen gedefinieerd zijn voor fijnstof (primaire en secundair) en ozon. Consequenties van de uitstoot van SO_2 , NO_x en NH_3 worden meegenomen na chemische transformatie met reagentia die leiden tot een toename van de concentratie van fijnstof (SIA, secundaire anorganische aerosolen). In de wetenschappelijke gemeenschap is er veel discussie over de vraag of SIA eenzelfde toxiciteit heeft als primaire deeltjes: daarover bestaat geen consensus. In het NEEDS-project werd daarom aangenomen dat de schade door SIA dezelfde als primaire deeltjes bevatten, een aanname die later ook door de WHO (2013) is gevolgd en nog steeds als standaardpraktijk geldt. Soms wordt specifiek voor black carbon ($\text{PM}_{2.5}$ emissies ten gevolge van fossiele brandstoffen) een extra vervuilingsfactor toegevoegd (zie ook hieronder).

De algemene benadering van het schatten van de gevolgen van PM (of ozon) op morbiditeit maakt gebruik van het relatieve risico gevonden in epidemiologische studies, uitgedrukt als een percentage verandering in eindpunt per $(10) \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$ (of $\text{PM}_{2.5}$) en verbindt deze met (NEEDS, 2007b) i) het achtergrondniveau van de gezondheid in de doelpopulatie, uitgedrukt als nieuwe gevallen per jaar per eenheid bevolking, (ii) populatiegrootte en leeftijd, en (iii) de relevante toename in concentratie van vervuilende stoffen, uitgedrukt in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De resultaten worden vervolgens uitgedrukt als extra gevallen, gebeurtenissen of dagen per jaar toegeschreven aan de diverse ziektebelastingen die in de literatuur zijn onderscheiden. Binnen het NEEDS-project (Ecosense-model) is daarbij een uniforme verdeling in leeftijdsgroepen (Age Group Functions, AGF) en risicogroepen (Risk Group Functions, RGF) aangenomen voor heel Europa, gebaseerd op NEEDS (2007b).

In het Handboek Milieuprijzen is deze aanpak opnieuw onderzocht en waar mogelijk aangepast aan de hand van:

- veranderende bevolkingssamenstelling, specifiek voor Nederland;
- update van enkele CRF-functies aan de hand van nieuwe bevindingen in de literatuur;
- nieuwe waardering van verlies aan arbeidsdagen;
- nieuwe waardering in de VOLY.

Tabel 47 tabel geeft aan in de groen gearceerde cellen welke aanpassingen er zijn gedaan ten opzichte van de originele NEEDS-modellering. De gekozen waarderingen staan hierin vermeld. Men kan deze tabel vergelijken met Tabel 11 in de Annexes van het Handboek Schaduwprijzen (CE Delft, 2010) om te bekijken welke aanpassingen er precies kwantitatief zijn vormgegeven.

Tabel 48 Overzicht van concentratieresponse functies en gebruikte waarderingen voor fijnstof en ozon (alleen acute effecten, niet chronisch) voor de onderwaarde.

Core Endpoints	pollutant	risk group (RG)	RGF value	Age Group (AG)	AGF value	Bevolkingsrol	CRF [1/ug/m ³]	phys. Impact per person per ug	unit	monet. Val. Per case or per YOLL [Euro 2015, onderwaarde]	Schadekost/ capita/ug per m ³ [1/ug/m ³]
Primary and SIA < 2.5 i.e. Particle < 2.5 um											
Life expectancy reduction - YOLL chronic	PM2.5	all	1	Total	1	1.07	6.51E-04	6.97E-04	YOLL	50000	3.48E+01
netto Restricted activity days (netRADs)	PM2.5	all	1	MX	1	1.07	9.59E-09	1.03E-02	days	150	1.54E+00
Work loss days (WLD)	PM2.5	all	1	Beroepsbevolking	0.491	1.07	2.07E-02	1.09E-02	days	175	1.90E+00
Minor restricted activity days (MRAD)	PM2.5	all	1	Adults_18_to_64_years	0.619	1.07	5.77E-02	3.82E-02	days	44	1.70E+00
Primary and SIA < 10 i.e. Particle < 10 um											
Increased mortality risk (Infants)	PM10	infants	0.0019	Total	0.010	1.07	4.00E-09	8.40E-08	cases	3500000	2.94E+01
New cases of chronic bronchitis	PM10	all	1	Adults_27andAbove	0.685	1.07	2.65E-05	1.94E-05	cases	233600	4.54E+00
respiratory hospital admissions	PM10	all	1	Total	1.000	1.07	7.09E-06	7.52E-06	cases	2800	2.11E-02
cardiac hospital admissions	PM10	all	1	Total	1.000	1.07	4.34E-06	4.64E-06	cases	2800	1.30E-02
Children meeting PEACE criteria - EU											
medication use/bronchodilator use	PM10	average	0.2	Children_5_to_14	0.115	1.07	1.80E-02	4.42E-04	cases	1.38	6.09E-04
medication use/bronchodilator use	PM10	asthmatics	0.045	Adults_20andAbove	0.773	1.07	9.12E-02	3.40E-03	cases	1.38	4.68E-03
lower respiratory symptoms (adult)	PM10	symptomatic	0.3	Adults	0.797	1.07	1.30E-01	3.33E-02	days	44	1.48E+00
lower respiratory symptoms (child)	PM10	all	1	Children_5_to_14	0.115	1.07	1.96E-01	2.41E-02	days	44	1.07E+00
Ozone [ug/m ³] - from SOMO35											
Increased mortality risk	SOMO35	baseline_mor	0.0099	Total (YOLL = 0.75a/case)	1.000	1.07	3.00E-04	3.18E-05	YOLL	50000	1.59E-01
respiratory hospital admissions	SOMO35	all	1	Elderly_65andAbove	0.178	1.07	1.25E-05	2.38E-06	cases	2800	6.66E-03
MRAD	SOMO35	all	1	Adults_18_to_64_years	0.619	1.07	1.54E-02	1.02E-02	days	44	4.53E-01
medication use/bronchodilator use	SOMO35	asthmatics	0.045	Adults_20andAbove	0.773	1.07	7.30E-02	2.72E-03	cases	1.38	3.75E-03
LRS excluding cough	SOMO35	all	1	Children_5_to_14	0.115	1.07	1.60E-02	1.96E-03	days	44	8.72E-02
Cough days	SOMO35	all	1	Children_5_to_14	0.115	1.07	9.30E-02	1.14E-02	days	44	5.07E-01

Afkortingen (Engels): Risk Group, RG: group within the general population with a handicap; RGF value: share of RG within the general population; Age group, AG: groups distinguished by different age cohorts; AG value: share of different age cohorts; CRF: concentration-response function; YOLL: Years of Life Lost; RAD: Restricted Activity Days; SIA: Secondary Inorganic Aerosols; SOMO35: sum of ozone means over 35 ppb; WLD: Work Loss Days; MRAD: Minor Restricted Activity Days; LRS: lower respiratory symptoms.

Bron: Aangepast vanuit NEEDS (2008a), gebaseerd op NEEDS (2007b).

In ons onderzoek zijn deze aanpassingen doorgevoerd op de NEEDS-modeluitkomsten {onbekende hoogte van uitstoot}.

C.2.3 Effecten op landbouwgewassen

In het NEEDS-project zijn de effecten van luchtvervuiling op gewassen verdeeld in effect SO₂, verzuring van landbouwgrond door NH₃, SO₂ en NO_x effect van ozon en effecten van stikstofdepositie (NEEDS, 2008a).

De CRF-functies zijn dezelfde als het in Handboek Schaduwprizen (CE Delft, 2010, zie Paragraaf C.3.3 in de Annexes).

C.2.4 Effecten op biodiversiteit

In NEEDS (2008a) is de milieu-impact van luchtverontreiniging op de biodiversiteit geschat voor de uitstoot van SO₂, NO_x en NH₃. Dit effect is geassocieerd met verzuring en eutrofiëring van de bodem. Een benadering door meting potentieel verdwenen fractie (PDF), d.w.z. biodiversiteit verliezen door verzuring en eutrofiëring, werd gebruikt (NEEDS, 2008a).

Verzuring wordt voornamelijk veroorzaakt door emissies van zwaveloxide (SO_x), stikstof-(NO_x) en ammoniak (NH₃) en de daarmee gepaard gaande afzetting van verzurende stoffen zoals H₂SO₄ en verschillende sulfaten. Eutrofiëring als gevolg van luchtvervuiling is hoofdzakelijk te wijten aan NO_x en NH₃.

Voor elk type landgebruik is een delta-PDF berekend ten gevolge van de emissie van verzurende en vermestende stoffen. De effecten zijn vervolgens doorgerekend op een 50 x 50 km² grid aan de hand van het EcoSense-model waarbij ook rekening is gehouden met het verschil in bodemgevoeligheid. De relatie tussen emissies en de delta-PDF is berekend aan de hand van (Ott, et al., 2005) De gehanteerde CRF is dezelfde als in het Handboek Schaduwpreizen 2010 (CE Delft, 2010).

C.3 Vergelijking resultaten met andere studies/landen

Een belangrijke vraag is in hoeverre de hier gevonden milieuprijzen vergelijkbaar zijn met andere studies. Omdat de hier verkregen milieuprijzen zoveel mogelijk op het niveau van Nederland bepaald zijn, is dit niet eenvoudig te bepalen. Daarom maken we hier een vergelijking van onze milieuprijzen met de prijzen die op EU-niveau zouden kunnen worden verkregen en met andere landen.

C.3.1 Waarderingen op het gebied van luchtverontreiniging

NEEDS is de laatste jaren niet meer aangepast. Het concurrerende model CAFE-CBA is wel doorontwikkeld in het IIASA-TSAP-project (IIASA, 2014). Een vraag is in hoeverre de door ons doorgevoerde aanpassingen overeenkomen met de resultaten uit het IIASA-TSAP-project. Op basis van de karakterisatiefactoren uit (Holland, 2014) en de scenario's voor gezondheidsschade uit EC4MACS (2013)⁹⁶ kan de gezondheidsschade voor het 2030-scenario met de huidige wetgeving berekend worden volgens CAFE-CBA. Dit is op het niveau van de EU27.

Dit kan niet zonder meer worden vergeleken met de resultaten uit onze studie omdat deze van toepassing zijn voor Nederland. We hebben derhalve voor klassieke luchtvervuiling, de aanpassingen aan de CRF-functies en bevolkingsomvang en voor een paar stoffen (grofmazig) herberekend als resultaten voor de EU. Dit geeft de vertaalslag van onze milieuprijzen op EU-niveau die kunnen worden vergeleken met die uit IIASA-TSAP. Dit staat vermeld in Tabel 49. De vergelijking laat zien dat er voor bepaalde stoffen wel verschillen zijn in de waardering van gezondheidsschade, maar dat deze binnen de 33-300% onzekerheidsmarge zit die wordt aanbevolen voor gebruik van deze waarderingen.

Tabel 49 Gezondheidsschade per kg stof, omgerekend met een mediane VOLY van € 58.000 als in Holland et al., 2014

Stof	€/kg 2015 centraal scenario (o.b.v NEEDS)	€/kg 2030 scenario op basis van Holland
SO ₂	10,12	19,03
NO _x	10,10	7,81
PM _{2,5}	33,72	27,32
VOC	1,08	1,44
NH ₃	8,20	20,67

⁹⁶ EC4MACS, 2013. Baseline projections of greenhouse gases and air pollutants in the European Union in 2030. EC4MACS final assessment. January 2013.



Tabel 49 laat de volgende conclusies toe:

- op basis van de karakterisatiefactoren uit Holland et al., 2015 ligt de waardering voor SO₂, VOC en NH₃ met onze aanpak lager vergeleken dan met Holland et al.;
- de waardering op basis van onze uitgangspunten is voor NO_x en PM_{2,5} hoger.

In zijn totaliteit liggen de verschillen tussen de beide aanpakken in de lijn van de onzekerheidsmarges die moeten worden gehanteerd bij dit soort berekeningen, voor PM_{2,5} komen beide waarderingen zelfs bijna overeen.

C.3.2 Waarderingen op het gebied van klimaat

In het Handboek Milieuprijzen hebben we twee prijspaden overgenomen uit Aalbers et al. (2016) en Kuik et al. (2008) overeenkomend met een extrapolatie van het huidige beleid en een beleidsaanscherping tot de 2° C-doelstelling.

In het buitenland worden uiteenlopende CO₂-prijzen gehanteerd. Ook de gehanteerde discontovoet verschilt tussen landen. In 2030 wordt in Frankrijk een CO₂-prijs geadviseerd van € 100 per ton, met een jaarlijks groei van 4,5%, wat neerkomt op € 242 per ton in 2050. De discontovoet inclusief risico is wel iets hoger dan in Nederland, waardoor de netto contante waarde van CO₂-emissies in Nederland, in het WLO-scenario Hoog, overeenkomt met die van Nederland. Ook in de UK lijkt de centrale waarde op de waarde uit de WLO-scenario Hoog. In Duitsland liggen de prijzen hoger en wordt in MKBAs een CO₂-prijs geadviseerd van € 70-215 per ton in 2030 en lopen de prijzen in 2050 op tot € 130-390 per ton (zie tabel), terwijl de discontovoet lager is.

Tabel 50 Overzicht van voorgeschreven CO₂-prijzen in Engeland, Frankrijk en Duitsland

Land	CO ₂ -prijs		Discontovoet	Studie
	2030	2050		
Engeland	2030: £ 39.23 - 78.45 - 117.68 (low - central - high, 2015-prijzen)		3,50%	DECC (2015)
Frankrijk	100 €/t in 2030. Na 2030: groei van 4,5% per jaar		Discontovoet: 2,5% tot 2070, daarna 1,5% Risicopremie: 2% tot 2070, daarna 3% Tijdens een transitie periode: 4,5% (single rate)	Quinet (2013)
Duitsland	2030: 70-145-215 €/ton (2010-prijzen)	2050: 130-260-390 (bron UBA, 2012b)	Social discount rate: 1,5% (standard) For climate change impacts: 1% per jaar	OECD (2015)

Over het algemeen komen de gehanteerde prijzen in de ons omringende landen dus min of meer overeen met de door ons gepresenteerde prijzen in Centraal en Hoog, maar is onze waarde in Laag veel lager dan in de ons omringende landen. De keuze voor de waarde in Laag volgt rechtstreeks uit de keuze van het Kabinet om bij MKBAs uit te gaan van prijspaden zoals geschetst

in de WLO-scenario's en deze keuze is door ons doorgezet in het Handboek Milieuprijzen.

C.4 Schattingen van humane toxiciteit

De waarden in NEEDS voor het inhaleren van de zware metalen As, Cd, Cr, Ni en Pb zijn berekend in het ESPREME-project (2007) voor ieder land. Het ESPREME-project (2007) was een onderzoek naar zware metalen, bestaande uit een kosteneffectiviteitsanalyse en een kosten-batenanalyse naar het reduceren van zware metalen in de EU-landen. Als onderdeel hiervan is een schade analyse uitgevoerd waarbij de 'impact pathway-benadering' is gevolgd. Hierin is onder andere de bereidheid tot betalen van blootstelling aan zware metalen geschat op basis van beschikbare CVM-studies.⁹⁷

De concentratieresponsfuncties voor deze stoffen zijn genomen uit de literatuur en gewaardeerd met een VOLY-waarde van € 40.000 en een IQ-punt waarde van € 8.600.

Deze aanpak was ook gevolgd in het Handboek Schaduwrijzen 2010. Op basis van een review van de recentere literatuur is er besloten dat:

- enerzijds de CRF-functies uit NEEDS (2008a) een onderschatting lijken op te leveren ten opzichte van recentere toxiciteitsinformatie, zoals blijkt uit de karakterisatiemodellen ReCiPe en ILCD;
- de waardering voor het verlies aan IQ-punten recentier hoger lijkt te zijn.

Op basis hiervan hebben we eerst bekeken wat de schadelijkheid is van emissies van enkele zware metalen volgens de karakterisatiemodellen in vergelijking met het vorige Handboek Schaduwrijzen. We hebben hierbij gekeken naar ILCD en ReCiPe. De International Reference Life Cycle Data System (ILCD)-methode geeft voor humane toxiciteit de karakterisatiefactoren voor metalen. Deze methode geeft echter geen monetaire waardering op endpointniveau, wel karakterisatiefactoren in de eenheid CTUh/kg. Dit kan vervolgens worden gewaardeerd middels een DALY-factor per CTUh en een monetaire waardering per DALY.

De ReCiPe-methode is een karakterisatiemodel en relateert het midpoint-effect met het endpointeffect door middel van karakterisatiefactoren en emissieresponsfuncties. De indicator voor humane toxiciteit is in kg 1,4-DB-eq. Het effect op gezondheid van de populatie wordt weergegeven in DALYs. Deze kan vervolgens gewaardeerd worden middels een monetaire waarde per DALY

Tabel 51 geeft een overzicht van de uitkomsten waarbij voor de karakterisatie van ILCD is gewerkt met een waardering van 13/DALY per CTUh voor kanker-gevallen en 1.3/DALY/CTUh voor niet-kanker-gevallen (zie ook Bijlage A). Tabel 51 geeft de resultaten van een vergelijking van het Handboek Schaduwrijzen met de waardering van toxische metalen via ReCiPe en ILCD, waarbij is gewerkt met een waardering van € 55.000 voor een VOLY en een DALY om vergelijkbaarheid met het vorige Handboek Schaduwrijzen te waarborgen. Ook is daarbij gekeken wat de milieuprijzen zouden zijn volgens de nieuwere studie van Nedellec en Rabl (2016) waarbij de waardering voor

⁹⁷ De waarden voor de inname van As, Cd en Pb zijn uitgerekend in het WATSON-model (Fantke, 2008). De waarde voor Hg is afkomstig uit Spadaro en Rabl (2007). De waarde voor formaldehyde en dioxines waren afkomstig van eerdere projecten in het ExternE-traject, zoals NewExt en MethodEx.



toxische effecten (exclusief IQ) is aangepast aan de waarderingsgrondslagen in dit handboek. In deze studie wordt een meer uitgebreide verspreiding besproken inclusief verspreiding van toxische stoffen via voedsel dan in de meeste andere studies. Logischerwijs zijn de schadekosten in deze studie ook hoger.

Tabel 51 Waardering van zware metalen in het Handboek Schaduwprijzen, ILCD, ReCiPe en Nedellec en Rabl in €/kg stof naar lucht

	ILCD- midpoint	ReCiPe- endpoint	Handboek Schaduwprijzen 2010 Schadekosten	Nedellec en Rabl, 2016
Cd	€ 3.408	€ 1.384	€ 127	€ 61.376
As	€ 1.439	€ 1.972	€ 811	€ 2.229
Ni	€ 37	€ 17	€ 5,37	N.v.t.
Pb	€ 694	€ 607	€ 408	€ 8.267

Hieruit blijkt dat de waarderingen in het Handboek Schaduwprijzen voor Nederland een stuk lager liggen dan de gemiddelde waarden in Europa volgens ILCD en ReCiPe. Daarnaast lagen in het Handboek Schaduwprijzen ook de schadekosten aanzienlijk lager dan de preventiekosten. Nedellec en Rabl produceren weer veel hogere waarden, met name voor cadmium en lood. De reden van deze verschillen hebben waarschijnlijk te maken met de meer complete uptake van de toxische stoffen in het voedsel die door Nedellec en Rabl in detail is beschreven. Hierdoor worden de toxische effecten ook veel groter dan als alleen naar de inademing van de stoffen via de lucht wordt gekeken. Maar de precieze oorzaken van de verschillen zijn moeilijk te achterhalen.

In het Handboek Milieuprijzen hebben we besloten om de waardering te baseren op de ReCiPe endpointkarakterisatie waarbij we evenwel voor de waardering een aanpassing hebben gemaakt en een gemiddelde waardering voor bovenstaande stoffen uit de tabel hebben genomen. Hierbij hebben we de waardering voor Dioxine en kwik uit NEEDS toegevoegd. Op basis van deze zes stoffen hebben we de emissies, conform de methodiek uitgelegd in Bijlage G, gewogen aan de hand van de schadelijkheid van de daadwerkelijke emissies in Nederland in 2015 om zo tot een gewogen waardering voor de midpointkarakterisatiefactor te komen.

We willen hierbij benadrukken dat de waardering voor humane toxiciteit zeer onzeker is en in toekomstige versies van dit Handboek aan een nader onderzoek zou moeten worden onderworpen om tot een preciezere bepaling te komen.

C.4.1 Recente literatuur naar invloed zware metalen op IQ

Het NEEDS-project maakt gebruik van Spadaro en Rabl, 2007 voor de waardering van Hg (kwik), waarin een schatting is gemaakt voor de waarde per IQ-punt welke gemiddeld \$ 18.000 is in Amerika.

In de literatuur zijn verschillende kanalen te vinden waarlangs IQ-verlies kan worden gewaardeerd. De meest gebruikte methode is waardering op basis van het inkomensverlies dat samenhangt met het IQ-verlies. Een aanvullende methode is waardering door de extra kosten voor speciaal onderwijs die samenhangen met het IQ-verlies.

De basis voor Nederland voor de eerste methode kan worden gevonden in Bellanger et al. (2015). De waarde van een IQ-punt is gelijk aan het (gedisconteerde) misgelopen inkomen over de gehele levensloop (*lifetime income*). De waarde voor Frankrijk per IQ-punt in 2008 is € 17.363, voor de overige Europese landen is dit aangepast op koopkrachtverschillen en productiviteitsverschillen. Door een eenvoudige berekening valt op te maken dat de waardering voor inkomensverlies ten gevolge van IQ-verlies voor Nederland uitkomt op ongeveer € 17.500 in prijzen 2015.⁹⁸ Dit hanteren we in deze studie om de effecten op het IQ te kwantificeren in de centrale waarde. Voor de onderwaarde gebruiken we de prijs die in het Handboek Schaduw-prijzen is gebruikt uit 2010 (€ 8.600 per IQ-punt), gecorrigeerd voor inflatie. Als bovengrens gaan we uit van de Spadaro en Rabl-schatting van US\$ 18.000, gecorrigeerd naar het prijsniveau van 2015. Dit levert een schatting op van afgerond € 18.000.

C.4.2 Toxiciteit en perspectieven in ReCiPe

In ReCiPe (Goedkoop et al., 2013) wordt er in het Individualistische wereldbeeld anders omgegaan met toxiciteit dan in het Hierarchische wereldbeeld. Er zijn twee soorten van verschillen:

- verschil in verspreiding van effecten;
- verschil in bewijslast van toxiciteit.

Hierarchisch neemt een bredere verspreiding mee, inclusief schade door opname van emissies van metalen in de voedselketen wat Individualistisch niet doet. Over het algemeen is het grootste deel van de schade die samenhangt met vervuiling van zware metalen naar bodem gerelateerd aan de potentiële verspreiding van de emissies naar het grondwater en in de voedselketen. Die angst komt ook tot uitdrukking in de maatschappelijke weerzin in het wonen op voormalige niet-gesaneerde vuilnisbelten. Daarom kiezen we voor de verspreiding om uit te gaan van het hierarchische wereldbeeld.

Daarnaast is er een belangrijk verschil in bewijslast. Wetenschappelijke studies naar toxicologie van materialen worden ingedeeld in vier IARC-categorieën volgens de WHO:

⁹⁸ De waarde van (vermeden) IQ-verlies is gebaseerd op het inkomensverlies dat veroorzaakt wordt door dat IQ-verlies, over het gehele leven (*lifetime income*). Bij het bepalen van het inkomensverlies is rekening gehouden met een kans dat iemand zijn pensioengerechtigde leeftijd niet haalt en met een groei in arbeidsproductiviteit. Bij het bepalen van de relatie tussen IQ en het inkomen wordt rekening gehouden met directe effecten (lager uurloon) en indirecte effecten (lager opleidingsniveau en lagere arbeidsparticipatie). De waarde van Bellanger (2013) is gebaseerd op Amerikaanse inkomensdata van Grosse (2002), geüpdatete door Nevin et al. (2008). Bellanger heeft de Amerikaanse data omgerekend naar Nederlandse waarden door rekening te houden met verschillen in koopkracht en productiviteit. Voor Nederland zijn Vlaamse data gebruikt. Voor de berekening van het inkomensverlies zijn jaarlijkse toekomstige inkomsten gediscoteerd met een discontovoet van 3%. Het contante bedrag geeft de verwachte inkomsten op tweejarige leeftijd. Het *lifetime income* van een kind dat bijvoorbeeld over 10 jaar geboren wordt, zal hoger zijn dan van een kind dat nu geboren wordt. De waarde van het vermeden IQ-verlies wordt daarom jaarlijks verhoogd met de groei van de arbeidsproductiviteit. Deze volgt uit de WLO-scenario's.



Tabel 52 Classificatie naar toxiciteit voor stoffen volgens WHO

Groep	Classificatie WHO
Groep 1	Carcinogenic to humans
Groep 2A	Probably carcinogenic to humans
Groep 2B	Possibly carcinogenic to humans
Groep 3	Not classifiable as to its carcinogenicity to humans
Groep 4	Probably not carcinogenic to humans

In totaal heeft de WHO bijna 1000 stoffen (of stofgroepen) zo gecategoriseerd. ReCiPe Individualistisch Category 1 en 2 in beschouwing, maar bij Hiërarchisch wordt daarbij 3 toegevoegd plus studies naar deze stoffen en andere stoffen die niet door de WHO zijn geaccordeerd. Als we dit vergelijken met de andere thema's, waarbij we strikt de WHO volgen (zowel bij Hoog als Laag, bij verzuring, smogvorming, fijnstofvorming en aantasting ozonlaag), is het Individualistische wereldbeeld hier het meest in overeenstemming met de algemene uitgangspunten van ons handboek en met die van de andere thema's.

Bijlage D Waardering van grondstoffen-schaarste

D.1 Inleiding

Deze bijlage gaat in op de vraag of grondstoffenschaarste en voorzieningszekerheid externe effecten zijn of niet, en zo ja, hoe ze gekwantificeerd kunnen worden. Deze bijlage onderzoekt uitsluitend in hoeverre consumptie van niet-hernieuwbare abiotische grondstoffen tot welvaartskosten kan leiden die niet in de prijs verdisconteerd zijn. Eventuele welvaartskosten gerelateerd aan uitputbare biotische grondstoffen worden niet behandeld in deze bijlage.

D.2 Grondstoffenmarkten en efficiëntie

In de conventionele economie wordt de uitputting van hulpbronnen niet beschouwd als een ‘werkelijke’, of ‘technische’ externaliteit, maar in plaats daarvan als financiële externaliteit. Financiële externaliteiten zijn externe effecten die ontstaan door de werking van markten. Als bijvoorbeeld alle mensen in Amsterdam veel kaas kopen, stijgt de prijs van kaas omdat het aanbod op korte termijn inflexibel is. Dit is nadelig voor de mensen in Rotterdam die ook kaas willen kopen. Omdat de consumenten in Amsterdam geen rekening houden bij hun kaasconsumptie met eventuele prijsstijgingen in Rotterdam kan dit als een extern effect worden beschouwd. Maar omdat het onderdeel is van een efficiënte marktwerking, wordt het niet als een extern effect beschouwd omdat het, op de keper beschouwd, alleen om een inkomenstransfer gaat van de consumenten naar de producenten van kaas.

Tot op zekere hoogte gaat dit ook op voor de grondstoffenmarkten. Het naakte feit dat grondstoffen schaars zijn is an-sich geen reden voor het veronderstellen van externe effecten (zie ook hieronder). Maar dit geldt alleen onder de veronderstelling van efficiënte marktwerking. In *Resource Economics* is vaak geschreven over het feit dat grondstoffenmarkten mogelijk geen efficiënte markten zijn. Er is enig empirisch bewijs voorhanden dat landen met een grote mate van afhankelijkheid van grondstoffen over het algemeen langzamer groeien en zwakkere politieke instituties kennen (Broer Scholten, 199x; Lane and Tornell, 1996; Gylfason, 2001, van der Ploeg, 2011). Door de zwakkere sociale institutionele setting ontstaat er onzekerheid hetgeen kan leiden tot speculatie en rent-seeking behaviour. Eigenaren van mijnen zullen een hoge discontovoet hanteren waardoor ze meer grondstoffen zullen exploiteren dan maatschappelijk optimaal, zoals bepaald door de Hotelling regel.⁹⁹

⁹⁹ Vrijwel alle economische modellen die rondom schaarste van natuurlijke grondstoffen zijn opgezet maken gebruik van de Hotelling-rule, opgesteld door de econoom Hotelling in 1931. Hotelling bekeek het probleem vanuit het perspectief van de oliemaatschappij die moet beslissen hoeveel olie hij uit de grond gaat pompen. Als de oliemaatschappij verwacht dat de olie volgend jaar flink gaat stijgen, is het verstandiger om de olie nu niet tegen de lage prijs te verkopen, maar te wachten tot het moment van de prijsstijging om dan de olie met extra winst te kunnen verkopen. Hotelling toont aan dat onder bepaalde condities (absentie van kosten van opslag, competitieve markten, goede informatie over de omvang van de reserves en absentie in technologische ontwikkeling) de prijzen van olie gelijk zullen stijgen aan de marktrente.



Daarmee is het pad waarmee grondstoffen door private partijen worden verbruikt dus steiler dan sociaal optimaal en worden er nu meer grondstoffen geëxploiteerd. Toekomstige generaties dragen dan de kosten doordat zij minder beschikking hebben over grondstoffen dan sociaal wenselijk (Paar, 2015). Hierdoor is de huidige prijs van grondstoffen de facto te laag en zou er een externe kost-opslag kunnen worden gerekend op de prijs van grondstoffen.

Een ander nadeel van niet-efficiënt werkende grondstoffenmarkten kan zijn dat er forse prijsschommelingen kunnen optreden. Burgeroorlogen, onder-investeringen en gebrekkig onderhoud kunnen leiden tot een sterk variërend aanbod waarbij de prijzen in korte periodes snel kunnen stijgen om vervolgens weer fors te dalen. Dit kan nadelige effecten geven op het investeringsklimaat in Nederland: door de prijsvolatiliteit worden investeringen duurder en kan er een negatief inkomenseffect op de langere termijn ontstaan. Dit kan ook als een niet-betaald effect van de consumptie van grondstoffen worden gerekend.

D.3 Macro-economische schade als basis voor waardering

Dit kan op een aantal manieren worden bepaald, namelijk door:

1. Te kijken naar de macro-economische schade die ontstaat bij prijsschommelingen.
2. Te kijken naar de benodigde uitgaven om prijsschommelingen te voorkomen.

Hieronder behandelen we beide methoden.

D.3.1 Schadekostenmethode

Deze methode is gebaseerd op het idee dat een gebrek aan voorzieningszekerheid leidt tot prijsfluctuaties en onverwachte prijsstijgingen van grondstoffen. Die prijsstijgingen hebben dan een negatieve invloed op de welvaart omdat ze het BBP reduceren. Dit effect is het best onderzocht bij de prijsfluctuaties van de olieprijs.

Een aantal literatuurbronnen is weergegeven in Tabel 54. Deze literatuur heeft geprobeerd om te kwantificeren in hoeverre er een groeivertraging optreedt die in regressieanalyses verklaard kan worden door schommelingen in de olieprijs. Rasche & Tatom (1981) schatten bijvoorbeeld de olieprijselasticiteit van het GDP op basis van een geaggregeerde Cobb-Douglas productiefunctie. Hierin worden energie-gebruikende kapitaalgoederen verouderd als de energieprijs stijgt, waardoor de capaciteit van de economie vermindert. Dat leidt tot een vermindering van de potentiële output. De auteurs schatten het effect van fluctuaties in de olieprijs op het GDP met behulp van gegevens per land over de jaren 1949 t/m 1978.

Mork (1994) schat het effect van olieprijsfluctuaties met een model dat asymmetrische effecten toelaat. Hiermee wordt bedoeld dat een prijsstijging een ander effect kan hebben dan een prijsdaling. Mork's onderzoek vindt statistisch significante negatieve effecten voor olieprijsstijgingen en niet-significante effecten voor olieprijsdalingen.

Awerbuch & Sauter (2006) kwantificeren het effect van stijgingen in de olieprijs op de economische groei door uit te gaan van een vast percentage verlies aan economisch groei per procent stijging van de olieprijs (GDP elasticity). De auteurs baseren hun schatting van de olieprijselasticiteit van het BNP op de literatuur. Ze komen erop uit dat iedere 10% stijging van de



olieprijs leidt tot een afname van het bruto nationaal product van 0,5% (de olieprijselasticiteit van het BNP is dus 0,05).

Een probleem met deze literatuur is dat het endogeniteitsprobleem hiermee niet onderkend is (een terugvallende conjunctuur leidt ook tot een lagere olieprijs). In nieuwer econometrisch werk wordt ook betwijfeld of de relatie wel opgeld doet.

Op basis van het empirisch werk hebben wij desalniettemin gekeken naar de voorraad energie die nodig is om zulke prijsstijgingen met het bijbehorende welvaartsverlies te voorkomen door inzet van de reserve.

De benodigde energiereserve kan berekend worden door te bepalen voor welke grootte van de voorraad de kosten van het aanhouden van de voorraad (net) opwegen tegen het verwachte welvaartsverlies dat daarmee kan worden voorkomen. Het verwachte welvaartsverlies kan bepaald worden op basis van het historisch prijsverloop van de energiebron en het verband tussen de prijsstijging van de energie en het welvaartsverlies. De kosten van de voorraad worden bepaald door de hoogte van de voorraad, de prijs voor het aanleggen van de voorraad (benodigde investering) en de rente moet worden betaald voor het aantrekken van kapitaal om de voorraad aan te leggen (gelijk aan de discontovoet).

We spitsen ons verhaal verder toe op olie, omdat voor deze energiebron het meeste onderzoek bestaat naar het effect van prijsstijgingen op de welvaart. Bij het bepalen van de olievoorraad die nodig is om prijsstijgingen te voorkomen, gaan we ervan uit dat de reservevoorraad slechts in uitzonderlijke omstandigheden wordt ingezet (concreet: eens in de honderd jaar) en dat het patroon van prijsdalingen en -stijgingen van de afgelopen jaren zich in de toekomst voortzet.

Hieronder rekenen we uit wat de grootte zou zijn van de strategische olievoorraad en wat de bijbehorende milieuprijs is¹⁰⁰. We baseren de berekening op de volgende gegevens:

Tabel 53 Gegevens voor de berekening van de schaduwprijs van olie, gebaseerd op macro-economische schade door prijsfluctuaties

Gegevens	Waarde
Discontovoet	3%
BNP	676,5 € miljard ¹⁰¹
Olieprijs serie (close prijs)	Brentolie, 2011-2016; gemiddelde prijs = 87 €/vat
Binnenlands verbruik ruwe olie in NL	377.963.740 vaten/jaar ¹⁰²
Frequentie inzetten strategische voorraad	1 * per 100 jaar

¹⁰⁰ We bepalen het voorkomen GDP-verlies zonder rekening te houden met de prijsstijging die optreedt nadat de voorraad op is. Het kan ook gaan om het uitstellen van het GDP-verlies.

¹⁰¹ Bron: <http://statline.cbs.nl/StatWeb/publication/?VW=T&DM=SLNL&PA=82594NED&LA=NL>

¹⁰² Bron: Berekeningen CE Delft op basis van CBS.

De uitkomst van de berekening hangt af van de gebruikte schatting uit de literatuur van het negatieve effect van een olieprijsstijging op het BNP (de olieprijselasticiteit van het BNP). Zie Tabel 54. De meest voorkomende uitkomst van de berekening is een olievoorraad waarmee kan worden voorzien in 1 maand binnenlands olieverbruik. De schaduw is dan 8,83 €/m³ ¹⁰³.

Tabel 54 Schaduwrijzen van voorzieningszekerheid van olie, gebaseerd op voorkomen macro-economische schade door prijsfluctuaties

Bron	Land	Elasticiteit	Maanden olievoorraad ¹⁰⁴	Schaduwprijs (€/vat)	Schaduwprijs (€/m ³)
Rasche & Tatom (1981)	Duitsland	-0,019	1	1,40	8,83
Rasche en Tatom (1981)	Frankrijk	-0,041	1	1,40	8,83
Rasche en Tatom (1981)	UK	-0,035	1	1,40	8,83
Mork (1994)	Frankrijk	-0,098	4	5,62	35,32
Awerbuch & Sauter (2006)	Verenigde Staten	-0,050	1	1,40	8,83

De schattingen zijn sterk gevoelig voor de vraag of de kosten van het aanhouden van een extra maand olievoorraad opwegen tegen de economische schade. In het geval van Rasche en Tatom (1981) en Awerbuch en Sauter (2006) is de economische schade kleiner dan de kosten van het aanhouden van 1 maand olievoorraad. Bij Mork (1994) moet er een 4-maanden strategische reserve worden aangehouden om voor de negatieve gevolgen van prijschommelingen te corrigeren.

D.3.2 De preventiekostenmethode

De preventiekosten methode is gebaseerd op de gedachte dat de schaduwprijs van voorzieningszekerheid kan worden bepaald op basis van de kosten die de overheid bereid is te maken om te voorkomen dat de voorzieningszekerheid in gevaar komt. De schaduwprijs is dan gelijk aan de duurste maatregel die nog moet worden genomen om het beleidsdoel te halen, nadat alle goedkopere maatregelen reeds zijn genomen. De schaduwprijs laat zien wat de samenleving bereid is te betalen om vermindering van de voorzieningszekerheid te voorkomen. De aanname achter deze benadering is dat de democratisch gekozen overheid de voorkeuren van het hele land vertegenwoordigd. En dat die overheid die voorkeuren realiseert op basis van beleid met minimale kosten.

Een complexiteit bij deze benadering is dat veel beleid meerdere doelen dient. Bijvoorbeeld beleid dat is gericht op verduurzaming van de energievoorziening, heeft naast voorzieningszekerheid ook CO₂-reductie als doel. In dat geval moeten de kosten van de beleidsmaatregel worden toegerekend aan de verschillende beleidsdoelen. Dit is in principe mogelijk op basis van de gekozen preventiekosten, waarbij de marginale preventiekosten van duurzame

¹⁰³ Deze schaduwprijs komt overeen met de verbruiksbelasting op ruwe olie die wordt geheven in verband met het aanhouden van de strategische olievoorraad door het COVA. Deze strategische voorraad voorziet in 30 dagen binnenlands verbruik van olie.

¹⁰⁴ Dit is de maand waarbij de kosten van het aanhouden van de olievoorraad voor het eerst hoger zijn dan de verwachting van het vermeden verlies aan BNP door het voorkomen van olieprijsstijgingen.



energiedoelen worden uiteengehaald in een CO₂- en luchtvervuilingsdeel, en een deel voorzieningszekerheid. Paar (2015) heeft dergelijke berekeningen uitgevoerd waaruit blijkt dat een groot deel van de kosten van hernieuwbare energie aan duurzame energiedoelen zouden toevallen. Een probleem hierbij is dat de overheid ook om innovatieredenen subsidies kan verstrekken aan duurzame energie.

Een voorbeeld van een beleidsmaatregel die enkel als doel heeft om voorzieningszekerheid te waarborgen, is het handhaven van de strategische olievoorraad. De Nederlandse strategische olievoorraden moeten een minimale grootte hebben van 90 dagen netto-import. Het Centraal Orgaan Voorraad-vorming Aardolieproducten slaat 80% hiervan op. Het wordt gefinancierd uit de voorraadheffing op olie. Deze voorraadheffing bedraagt € 8/m³ olie en wordt geïnd als een verbruiksbelasting¹⁰⁵.

Aangezien dit de enige beleidsmaatregel is die is gericht op de voorzieningszekerheid van olie, stellen we vast dat de schaduwprijs van de voorzieningszekerheid van olieconsumptie gelijk is aan 8 €/m³.

D.4 Kwantificering van de schaduwkosten van niet-optimaal grondstofgebruik met de Hotelling-regel

Deze methode steunt op het idee dat de voorzieningszekerheid voor toekomstige generaties in gevaar kan komen doordat private partijen een andere tijdsvoorkeur hebben voor nu of toekomstig verbruik van grondstoffen dan de maatschappij als geheel. Deze uitwerking is deels gebaseerd op Paar (2015). In economische termen wordt de tijdsvoorkeur tot uitdrukking gebracht in de rentevoet: de private rentevoet is hoger dan de maatschappelijke rentevoet. Dit heeft tot gevolg dat de grondstoffenvoorraad sneller wordt uitgeput door private partijen dan maatschappelijk optimaal zou zijn. Een schaduwprijs kan worden bepaald op basis van het welvaartsverlies dat ontstaat als gevolg van het verschil tussen de prijs die hoort bij de tijdsvoorkeuren van de private partijen, en die van de maatschappij als geheel.

De Hotelling-regel, afkomstig van de Amerikaanse econoom en wiskundige Harold Hotelling, is gebaseerd op een aantal aannames, te weten:

1. Er zijn volledige, complete, markten, met name voor grondstoffen.
2. De grondstoffen zijn niet hernieuwbaar, ze worden dus verbruikt en de totale hoeveelheid grondstoffen ligt vast.
3. Er zijn identieke mijnbedrijven die de grondstof winnen.
4. Extractiekosten zijn onafhankelijk van de (overblijvende) voorraden van de grondstof (in een versimpelde analyse zijn ze 0. Dit heeft geen consequenties voor de analyse).
5. Er is geen technologische vernieuwing waardoor de extractiekosten veranderen.
6. De mijnbedrijven maximaliseren de netto contante waarde over een oneindige tijdshorizon.

Hieronder leggen we uit hoe je op basis van deze aannames een schaduwprijs kunt bepalen voor vermindering van de voorzieningszekerheid bij winning van grondstoffen.

In iedere periode kiezen de mijnbouwbedrijven hoeveel grondstof ze winnen, met als oogmerk de maximalisatie van de netto contante waarde van de

¹⁰⁵ www.belastingdienst.nl/wps/wcm/connect/bldcontentnl/belastingdienst/douane_voor_bedrijven/accijns_en_verbruiksbelasting/inleiding_accijns_verbruiksbelastingen/bijzonderheden_per_accijnsproduct/



verkoop van die grondstoffen over de tijd. Het opportunity costs-principe stelt dat de (winning) en verkoop van grondstoffen nu en het investeren van de opbrengsten op de kapitaalmarkt evenveel moet opleveren als de verkoop van de grondstof op een later tijdstip.

Het opportunity costs-principe kan worden uitgedrukt in de vergelijking:

$$P_{t+1} = (1 + r)P_t$$

In deze vergelijking is P de prijs van de grondstof en r de rentevoet op de kapitaalmarkt. Deze vergelijking kan worden omgeschreven als:

$$dP = rP$$

Waar dP staat voor de toename van de prijs in de tijd. Deze vergelijking staat bekend als de Hotelling-regel.

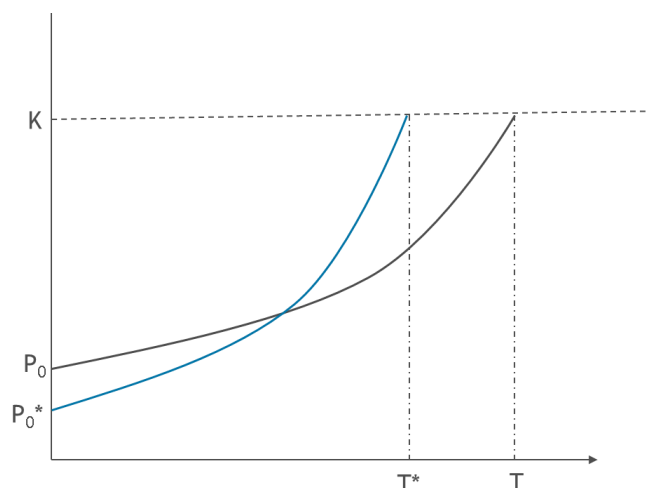
De vergelijking kan worden anders worden opgeschreven zodat we een uitdrukking krijgen voor het verloop van de prijs over de tijd:

$$P = (1 + r)^t P_0$$

We zien dat de prijs over de tijd (t) groeit met de rentevoet, vanaf een prijs bij de start van de winning (P_0).

In Figuur 15 staan twee prijscurves weergegeven die zijn gebaseerd op de bovenstaande formule. De prijscurve met de zwarte lijn, is de prijscurve die ontstaat als private partijen de sociale rentevoet hanteren. In dat geval wordt er een beperkte hoeveelheid grondstof elk jaar op de markt gebracht. De prijscurve met de blauwe lijn is de prijscurve die ontstaat als de private rentevoet zou worden gehanteerd. In dat geval is het voor de private partijen optimaal om meer grondstof te onttrekken en is de grondstof eerder uitgeput.

Figuur 15 Het effect van een verhoging van de rentevoet op de optimale ontwikkeling van de prijs van een grondstof over de tijd



In dit voorbeeld loopt de prijs op tot K . K kan worden geïnterpreteerd als de zogenaamde ‘choke prijs’, de prijs waarbij de vraag naar de grondstof wegvalt omdat de consumenten switchen naar een alternatief. In de figuur is de situatie geschetst dat de choke-prijs werkt als een ‘tipping point’, waarna alle vraag wegvalt. De vraag is 0 bij prijs K , en neemt toe naarmate de prijs daalt.

Onder de private rentevoet is de prijs gelijk aan K op een eerder moment in de tijd. De consequentie hiervan is dat de grondstofvoorraad op een eerder moment volledig moet zijn gewonnen. Dus moet het private prijspad op een lagere initiële prijs beginnen dan het sociale prijspad ($P'_0 < P_0$). We zien dan dat het private pad ertoe leidt dat de grondstoffen sneller uit de grond worden gehaald dan sociaal optimaal (kwadrant III). Dit komt doordat de private initiële prijs lager ligt dan de sociale initiële prijs, en doordat de private prijs op een eerder tijdstip K bereikt dan de sociale prijs.

De externe kosten van grondstofextractie kunnen nu worden gedefinieerd als de kosten die voor de maatschappij ontstaan doordat de private rentevoet van grondstofextractie hoger is dan de sociale rentevoet en kan worden bepaald op basis van het verschil tussen de prijs op basis van het private prijspad en dat op basis van het publieke prijspad. De schaduwprijs is dus $P'_0 - P_0$.

Als voorbeeld bepalen we hieronder op basis van de Hotelling-regel de Nederlandse schaduwprijs van aluminium. We gaan daarbij uit van de volgende parameters (bron: Paar, 2015).

Tabel 55 Parameters voor de berekening van de Nederlandse schaduwprijs van aluminium

Parameter	Waarde
Sociale rentevoet	3%
Huidige private prijs (€/ton) ¹⁰⁶	1.538,2
Huidige vraag (ton/capita) ¹⁰⁷	0,0342
Prijselasticiteit van de vraag	-0,706

Verder nemen we aan dat de choking-prijs K gelijk is aan de prijs waarbij de vraag nog maar 1% van de huidige vraag bedraagt.

De schaduwprijs hangt af van de aanname over hoogte van de private rentevoet. We geven de uitkomsten voor enkele private rentevoeten in Tabel 56.

¹⁰⁶ Gemiddelde prijs over de jaren 2000-2014.

¹⁰⁷ Gemiddelde prijs over de jaren 2000-2013.

Tabel 56 Schaduwpreizen voor aluminium op basis van het Hotelling-model, afhankelijk van de private rentevoet

Aanname	Modeluitkomsten	
	Schaduwprijs (€/ton) ¹⁰⁸	Ratio van schaduwprijs/private prijs
3%	0	0%
4%	747	49%
5%	1.561	102%
6%	2.430	158%
7%	3.343	217%
8%	4.295	279%
9%	5.278	343%
10%	6.290	409%
11%	7.326	476%
12%	8.382	545%
13%	9.456	615%
14%	10.546	686%
15%	11.649	757%
16%	12.764	830%

We zien hierbij dat de schaduwprijs enorm oploopt naarmate het verschil tussen de private rentevoet en sociale rentevoet verder uiteenloopt. Er is echter niet een empirisch gegeven van waaruit we kunnen baseren hoeveel hoger de private rentevoet is dan sociaal optimaal. Daarom kunnen we niet met zekerheid zeggen of dit 1 procentpunt is of 5. De externe kosten per kg aluminium zijn in het eerste geval € 0,75, maar in het tweede geval € 4,30. Dit laatste cijfer is ongeveer 3x de prijs van aluminium.

¹⁰⁸ Dit is het verschil tussen de prijs die sociaal optimaal is en de prijs die privaat optimaal is.



Bijlage E Waardering biodiversiteit

E.1 Inleiding

Deze bijlage geeft extra informatie en berekeningsstappen die wij hebben gemaakt bij de bepaling van de waardering voor biodiversiteit. Deze waardering speelt een rol bij de thema's vermessing, verzuring, fotochemische smogvorming, ecotoxiciteit en ozonlaagaantasting.

Het werk bestond in principe om een waardering van PDF/m² uit Kuik et al. (2008) en Ott et al. (2006) te vertalen naar een waardering voor species.yr zodat er een waardering ontstaat voor de ReCiPe endpoint indicator ecosystemen die in de eenheid species.year gesteld is.

E.2 Waardering voor PDF/m² uit Ott et al. (2006) en Kuik et al. (2008)

In het Handboek Milieuprijzen is aan de hand van resultaten uit de studies van Ott et al. (2006) en Kuik et al. (2008) te komen tot een specifieke Nederlandse waardering voor biodiversiteit.

Ott et al. (2006) onderzoeken herstelkosten voor diverse vormen van landtransformatie (bijvoorbeeld industrieterrein afbreken en daar natuur voor aanleggen). De goedkoopste herstelkosten zijn gebaseerd op de transformatie van gangbare landbouw naar biologische landbouw met speciaal weidebeheer. Dit doet de soortenrijkdom toenemen. Op basis van diverse data komen Ott et al. (2006) tot een waardering van € 0,49/PDF/m² als goedkoopste (netto contant gemaakte) herstelkosten in Duitsland (in prijzen 2004). Kuik et al. (2008) stellen terecht dat deze goedkoopste herstelkosten zijn te interpreteren als de marginale waardering voor een marginaal verlies aan soortenrijkdom. Ott et al. (2006) stellen voor om herstelkosten voor andere landen te berekenen op basis van de Duitse gegevens waarbij gecorrigeerd wordt in het verschil tussen Purchasing Power Parities tussen landen. Voor Nederland komt deze benadering dan neer op minimale herstelkosten van € 0,48/PDF/m². Voor de EU27 komen de gemiddelde herstelkosten uit op € 0,45/PDF/m².

In Kuik et al. (2008) is er nader onderzoek gedaan naar de betalingsbereidheid voor biodiversiteit. De studie identificeerde 24 studies met in totaal 42 observaties over de waarde van landgebruiksveranderingen en biodiversiteit. De gemiddelde betalings-bereidheid uit Kuik et al. (2008) in Europa bedroeg € 0,47/PDF/m² (in prijspeil 2004) in plaats van € 0,45/PDF/m² op basis van het onderzoek van Ott et al. (2006). De mediane waarde bedroeg € 0,06/PDF/m². Uit de meta-analyse bleek dat de PDF ongevoelig te zijn voor inkomensniveaus (of BNP per hoofd). Wel is er een positieve relatie gevonden tussen bevolkingsdichtheid en de waarde van de biodiversiteit. Ook is gevonden dat kleinere gebieden an-sich een hogere waardering voor biodiversiteit met zich meebrengen dan grotere gebieden. Ook is gevonden dat bij toenemende biodiversiteit, de waarde per eenheid biodiversiteit afneemt (Kuik et al., 2008).



Op basis van de meta-analyse in de internationale literatuur over de externe kosten van verandering van landgebruik, is een functie voor de betalings-bereidheid geschat, met het volgende resultaat:¹⁰⁹

$$\ln(\text{VEDP}) = 8.740 + 0.441 \ln(\text{PD}) + 1.070 \text{ FOR} - 0.023 \text{ RIV} + 0.485 \text{ COA} - 2.010 \text{ dEDP} - 0.312 \ln(\text{AREA})$$

Waarin:

VEDP = Waarde van mogelijke ecologische schade - Ecological Damage Potential - (EDP is hetzelfde als PDF maar dan gemeten per hectare).

PD = Bevolkingsdichtheid - Population density.

FOR = Dummyvariabele voor borecosystemen.

RIV = Dummyvariabele voor rivierecosystemen.

COA = Dummyvariabele voor kustecosystemen.

dEDP = Verandering in EDP.

AREA = Omvang van ecosysteem in hectare.

Op basis hiervan is voor Nederland een specifieke inschatting gemaakt van de impact van het verlies aan biodiversiteit ten gevolge van milieuvervuiling.

Hierbij zijn de volgende gegevens gebruikt:

Bevolkingsdichtheid: 409 personen/km² (CBS)

Gemiddelde oppervlakte Natura2000-gebieden in 2015: 6.898 m² (Ministerie EZ).

Voor de dEDP-inschatting is gebruik gemaakt van Kuik et al. (2008) die de effecten van luchtvervuiling op de verandering in de EDP inschatten.

We hebben dit gedaan voor het gemiddelde van 1 kg NO_x, SO₂ en NH₃ tezamen.

We hebben geen onderverdeling gemaakt naar type ecosysteem in Nederland: verondersteld is dat de drie onderscheiden ecosystemen in de vergelijking elk 1/3 aandeel in Nederland hebben. Op basis hiervan is afgeleid dat de waardering in Nederland van $\ln(\text{VEDP})$ 9,14 bedraagt, hetgeen overeenkomt met € 0,93/PDF/m² (in prijzen 2004, waarbij EDP/ha gelijk is aan 10.000*PDF/m²). Deze waardering is gebruikt voor de bovenwaarde van de waardering voor biodiversiteit.

E.3 Impliciete waardering voor soorten

De indicator PDF/m²/yr wordt gebruikt in Ott et al. (2006) en Kuik et al. (2008) en bevat een waardering voor de soortenrijkdom per m² per jaar.

De waarde van PDF gebruiken we om tot een waardering per soort per jaar te komen. We doen dit op mondiale schaal omdat een specifieke aanpassing naar Nederlandse biodiversiteit buiten de scope van dit handboek valt. Daarnaast worden er juist ook intrinsieke waarderingen toegekend aan biodiversiteit op mondiale schaal. Ook al zullen de meeste inwoners van Nederland nooit giraffes of walvissen in het wild tegenkomen, toch wordt er waarde toegekend aan het voorkomen van het uitsterven van deze diersoorten.

Tabel 57 geeft de berekeningen aan die zijn gedaan om tot een waardering van de schade aan ecosystemen van 1 kg 1,4-dichloorbenzeen te komen. Deze stof wordt gebruikt in het thema ecotoxiciteit. Hierbij gaan we eerst uit van de waardering van PDF/m²/yr, zoals gebruikt in dit handboek. Vervolgens vermenigvuldigen we deze waarde met de m² oppervlakte aan land op deze waarde. Dit geeft dus een waarde weer voor de totale biodiversiteit op deze

¹⁰⁹ Alle variabelen zijn in prijzen 2004.



planeet. In dit geval is dit € 11,8 biljoen.¹¹⁰ Deze waarde kan vervolgens worden gedeeld door het aantal soorten op land. Zo verkrijgen we een waardering per soort, oftewel species.yr. Deze waardering kan dan vervolgens worden vermenigvuldigd met de karakterisatiefactor.

Tabel 57 Uitleg berekening waardering karakterisatiefactor ecotoxiciteit

Stap	Indicator	Waarde	Bron
1	€/PDF/m ² /yr	0,63	Mediane waarde uit Kuik et al. (2008) aangepast aan prijspeil 2015
2	m ² aardoppervlakte	1,48E+14	ReCiPe (2013)
3	€/PDF/yr	9,40E+13	=1x2 en geeft dus de totale euro's weer voor soortenrijkdom op land op deze aarde
4	Aantal soorten op land	1.600.000	ReCiPe (2013)
5	€/PDF/soort	58.731.078	=3/4 en geeft dus de impliciete waardering voor 1 soort weer
6	1,4-dichloorbenzeen	0,000000151	ReCiPe (2013) en geeft de karakterisatiefactor voor 1 kg dichloorbenzeen op species.yr weer.
7	€/kg/schade	8,868392752	=5*6.

Voor zoetwater en zoutwater corrigeren we de waardering voor PDF met het verschil in soortendichtheid tussen land en water. Vervolgens bepalen we het aantal soorten op land, zoetwater en zeewater op basis van ReCiPe en berekenen we de waardering per soort.

€/PDF/soort/jaar = €/PDF/yr/aantal soorten

Dit leidt tot een volgende waardering van soort per jaar:

Tabel 58 Waardering PDF/Soort (€) voor gebruik in het midpoint ecotoxiciteit

Categorie	Onderwaarde	Centrale waarde	Bovenwaarde
Land (m ²)	€ 14.622.638	€ 58.874.648	€ 114.544.001
Zoet water (m ³)	€ 10.656.056	€ 42.904.126	€ 83.472.435
Zout water (m ³)	€ 10.666.385	€ 42.945.714	€ 83.553.347

Door de waardering per soort met een karakterisatiefactor per stof te vermenigvuldigen (in species.yr/kg) worden de schadekosten per kilogram emissie van een bepaalde stof bepaald.

¹¹⁰ Hierbij merken we op dat deze waarde ruim ligt onder de waarde die in Costanzo et al. (1997) is berekend van totale waarde aan ecosystemen van 33 triljoen US\$. De waarde hier gepresenteerd is 0,04% van de waarde gerapporteerd in Costanzo et al.



Bijlage F Waardering geluid

F.1 Inleiding

In deze bijlage geven we een gedetailleerde analyse van de waardering van geluid in aanvulling op de analyse van overlast die in Paragraaf 5.6.2 is gegeven. De belangrijkste resultaten van deze analyse zijn samengevat in Paragraaf 6.11 van het hoofdrapport.

Omgevingsgeluid is een belangrijk milieuprobleem, dat leidt tot verschillende schadelijke effecten op het welzijn van mensen, de menselijke gezondheid en de natuur. Verkeersgeluid is de belangrijkste bron voor omgevingsgeluid. Het gevolg hiervan is dat studies naar de waardering van de van kosten van geluid ook vooral gericht zijn op de verkeerssector (EY, 2016; Navrud, 2002). Onderzoek naar de waardering van geluid afkomstig uit andere bronnen (bijv. industrie, burenen) is zeer beperkt. Vandaar dat we ons in deze studie enkel zullen richten op de waardering van verkeersgeluid (waarbij we onderscheid maken naar wegverkeer, treinverkeer en de luchtvaart).

In deze bijlage bespreken we allereerst kort de verschillende schadelijke effecten van omgevingsgeluid (Paragraaf F.2). Vervolgens gaan we in meer detail in op de economische waardering van de gezondheidseffecten (Paragraaf F.3).

F.2 Effecten van omgevingsgeluid

Vijf verschillende schadelijke effecten van omgevingsgeluid kunnen worden onderscheiden (DEFRA, 2014):

- **Overlast;** geluid kan leiden tot overlast voor mensen, bijvoorbeeld doordat ze erdoor gehinderd worden bij het uitvoeren van bepaalde activiteiten. Deze overlast kan leiden tot een breed scala aan negatieve gevoelens, zoals geïrriteerdheid, teleurstelling, ontevredenheid, hulpeloosheid, depressies, etc. (WHO, 2011). Daarnaast kan de geluidshinder leiden tot stressgerelateerde psychologische en fysieke klachten, zoals vermoeidheid, stress en buikpijn. Door sommige studies worden al deze effecten gezien als gezondheidseffecten (bijv. DEFRA, 2014; IGCB, 2010)¹¹¹, terwijl andere studies expliciet onderscheid maken tussen overlast- en gezondheidseffecten (bijv. Bristow et al., 2015; Nelson, 2008).
- **Gezondheidseffecten;** er is groeiend bewijs dat geluid verschillende schadelijke effecten op de menselijke gezondheid kan hebben. WHO (2011) onderscheidt daarbij de volgende effecten:
 - *Hart- en vaatziekten;* omgevingsgeluid kan bijdragen aan verschillende hartziekten (o.a. acute hartinfarcten) en verhoogde bloeddruk (hypertensie). De geluid-gerelateerde hoge bloeddruk kan ook leiden tot een beroerte of dementie (Harding et al., 2011). Deze gezondheidseffecten zijn voornamelijk vastgesteld voor verkeersgeluid.
 - *Slaapverstoring;* er is veel wetenschappelijk bewijs dat omgevingsgeluid negatieve effecten kan hebben op de slaap(kwaliteit) van mensen. Daarbij gaat het zowel om directe effecten (stressreacties,

¹¹¹ Dit is in lijn met de brede definitie van gezondheid zoals die door de WHO wordt gehanteerd: 'a state of complete physical, mental and social well-being and not merely the absence of disease or infirmity (WHO, 2011).

slaaptijd, aantal keren dat men 's nachts wakker wordt), effecten die zich de volgende dag(en) voor doen (bijv. vermoeidheid, verslechtering van cognitieve prestaties) en lange termijn effecten (chronisch slaapgebrek).

- *Afnemende cognitieve prestaties*; vooral voor het geluid van vliegtuigen bestaan er aanwijzingen dat ze invloed kunnen hebben op de leerprestaties en het geheugen van kinderen. Blootstelling aan dit geluid tijdens cruciale leermomenten op school beïnvloedt mogelijk de cognitieve ontwikkeling van kinderen en kan daarmee levenslange effecten hebben.
- *Tinnitus*; blootstelling aan zeer hoge geluidsniveaus kan leiden tot tinnitus of fantoomgeluid, d.w.z. een aandoening waarbij men in één of beide oren een sis-, fluit-, brom- of pieptoon hoort, zonder dat er een externe geluidsbron is. In de literatuur is er bescheiden bewijs voor dit gezondheidseffect.
- *Gehoorbeperving*; er is weinig wetenschappelijk bewijs voor het effect van omgevingsgeluid op chronische gehoorbeperving.
- **Productiviteitsverlies**; geluid kan leiden tot verminderde prestaties van werknemers, bijv. door concentratieproblemen, vermoeidheid door geluid-gerelateerde slaapproblemen, geluidgerelateerde leerproblemen van kinderen die leiden tot een lager opleidingsniveau, afwezigheid op het werk door geluidgerelateerde gezondheidsklachten (TRL, 2011). Deze effecten zijn in de literatuur zeer beperkt onderzocht. Bovendien bestaat er het risico op dubbeltellingen met sommige van bovenstaande gezondheidseffecten (bijv. slaapverstoring). Vandaar dat we deze effecten niet afzonderlijk meenemen.
- **Verstoring rustige gebieden**; Anastasopoulos et al. (2011) wijzen erop dat omgevingsgeluid ertoe kan leiden dat mensen de voordelen van rustige gebieden (bijv. stadsparken, bossen) minder kunnen ervaren, wat economische kosten met zich meebrengt. Het onderzoek naar deze kosten van omgevingsgeluid is echter nog zeer beperkt. Dit effect laten we in deze studie dan ook buiten beschouwing.
- **Effecten op ecosystemen**; er is een (groeiend) aantal studies die wijzen op de schadelijke effecten van geluid op dieren, bijvoorbeeld doordat ze broedperiodes verstoren (Dutilleux, 2012). Dit onderzoek staat echter nog in de kinderschoenen en betrouwbare waarderingskennalen ontbreken dan ook nog. Deze effecten nemen we daarom niet mee in deze studie.

Op basis van bovenstaand overzicht concluderen we dat er alleen voor overlast en gezondheidseffecten voldoende wetenschappelijk bewijs is om kostenkennalen af te leiden. De economische waardering van deze twee effecten bespreken we dan ook in meer detail in de volgende twee paragrafen.

F.3 Waardering van overlast

De waardering van overlast is te vinden in Paragraaf 5.6.2.

F.4 Waardering van gezondheidseffecten

In deze paragraaf bespreken we de waardering van de gezondheidseffecten van geluid. Daarbij gaan we allereerst kort in op de additionaliteit van deze effecten t.o.v. de kosten van geluidsoverlast. Vervolgens bespreken we de verschillende waarderingsmethoden, om vervolgens in te gaan op de beschikbare milieuprijzen in de literatuur. Tot slot presenteren we de conclusies.

Additionaliteit milieuprijzen gezondheidseffecten

Bij de bepaling van de waardering van de gezondheidseffecten van geluid dient bekeken te worden in hoeverre deze nog niet worden meegenomen bij de waardering van geluidsoverlast. Indien mensen goed op de hoogte zijn van de verschillende gezondheidseffecten van geluid, dan mag immers aangenomen worden dat deze kosten weerspiegeld worden in de WTP-waarden die het SP-onderzoek oplevert. In dit kader gaat HEATCO (2006) ervan uit dat de kosten van slaapverstoring al onderdeel zijn van de overlastkosten en bij de waardering van gezondheidskosten dus niet meer afzonderlijk hoeven te worden meegenomen. Deze aanpak lijkt ons plausibel en wordt daarom ook in deze studie gevolgd¹¹².

Waarderingsmethoden

Bij de gezondheidseffecten van geluid kan onderscheid gemaakt worden tussen de effecten voor de persoon zelf (pijn, ongemak, etc.) en de effecten voor de rest van de maatschappij (bijv. medische kosten). Het eerste type kosten kan worden gewaardeerd m.b.v. VOLYs of DALYs, terwijl voor de waardering van het tweede type effecten gebruik gemaakt kan worden van de Cost of Illness (COI)-methode. Bij laatstgenoemde methode wordt de waardering gebaseerd op marktprijzen. Zo kan bijvoorbeeld ingeschat worden hoeveel dagen iemand door een ziekte als gevolg van geluid gemiddeld in het ziekenhuis ligt, wat vervolgens wordt vermenigvuldigd met de kosten van een dag ziekenhuis-opname om de economische kosten te bepalen.

Resultaten

In het Schaduwrijzen Handboek 2010 zijn de gezondheidskosten van geluid gewaardeerd op basis van HEATCO (2006). In deze studie worden de volgende gezondheidseffecten meegenomen: acute myocardiale hartinfarcten, angina pectoris en verhoogde bloeddruk. Voor de bepaling van de omvang van deze effecten is gebruik gemaakt van 'exposure-responsfuncties' uit 2010 (Kluizenaar et al. (2001) en een YOLL van € 40.300 (prijsniveau 2002). De resultaten zijn weergegeven in Tabel 59. Daaruit wordt duidelijk dat HEATCO (2006) een drempelwaarde hanteert van 70 dB(A), waarboven per persoon een vast bedrag van € 80 per jaar geldt + een bedrag van € 11 per dB. De waardering voor een geluidsniveau van 71 dB(A) is dus € 91 per persoon per jaar.

Tabel 59 Waardering gezondheidseffecten in HEATCO (2006) (€₂₀₁₅ per person per jaar)

	Wegverkeer	Spoorverkeer	Vliegverkeer
Constante waardering bij geluidsniveaus boven 70 dB (L _{den})	80	80	80
Waardering per dB boven de 70 dB (L _{den})	11	11	11

In 2011 heeft de WHO een uitgebreide overzichtsstudie gepubliceerd van de state-of-the-art epidemiologische kennis over de gezondheidseffecten van geluid. Op basis daarvan heeft Defra (2014) een waarderingsstudie uitgevoerd van de gezondheidseffecten van verkeersgeluid in de UK. Daarbij hebben ze de volgende gezondheidseffecten meegenomen: acute myocardiale hartinfarcten,

¹¹² Istanto et al. (2014) vermelden in hun WTP-onderzoek omtrent de waardering van geluidsoverlast en luchtverontreiniging dat in Nederland 24% van de respondenten weet dat geluidsoverlast tot gezondheidsschade kan leiden. Het aandeel van de kosten van slaapverstoring in de totale gezondheidskosten is gemiddeld genomen groter dan deze 24% (Defra, 2014), waarmee de aanname om de kosten van slaapverstoring niet mee te nemen leidt tot een conservatieve inschatting van de gezondheidskosten van geluid.

beroertes (door hoge bloeddruk) en dementie (door hoge bloeddruk). Bij de waardering is gebruik gemaakt van een waarde voor een DALY van € 60.000. De kosten voor de rest van de maatschappij (bijv. kosten van ziekenhuis-opname, absentie op het werk) zijn buiten beschouwing gelaten.

Wij hebben deze resultaten vertaald naar de Nederlandse situatie (zonder aanpassing van de gehanteerde waarde voor een DALY). Zie Tabel 60 voor een samenvatting van de resultaten.

Tabel 60 Waardering gezondheidseffecten in Defra (2014) (€₂₀₁₅, per dB (L_{den}) per person per jaar)

Geluidsniveau	Wegverkeer	Spoorverkeer	Vliegverkeer
50-54 dB(A)	4	4	8
55-59 dB(A)	5	5	9
60-64 dB(A)	9	9	14
65-69 dB(A)	14	14	18
70-74 dB(A)	20	20	24
75-79 dB(A)	25	25	30
>= 80 dB(A)	28	28	32

Noot: Defra hanteert de geluidsmaat L_{A10, 18hr}. Voor de omrekening naar L_{den} zijn we uitgegaan van de volgende regel: L_{den} = L_{A10, 18hr} + 1 dB.

Om een vergelijking van HEATCO (2006) en Defra (2014) mogelijk te maken hebben we de waarde voor verschillende geluidsklassen bepaald (zie Tabel 61). Hieruit blijkt dat de waarderingen van Defra (2014) significant hoger uitvallen, o.a. door de hogere VOLY en recentere inzichten over de gezondheidseffecten. Ook biedt Defra (2014) waarderingen voor gezondheidseffecten bij lagere geluidsniveaus, wat in lijn is met de bevindingen van WHO (2011). Tot slot, in tegenstelling tot HEATCO (2006) gaat Defra (2014) ook uit van toenemende gezondheidseffecten bij hogere geluidsniveaus (wederom in lijn met WHO, 2011).

Tabel 61 Vergelijking waardering gezondheidseffecten HEATCO (2006) en Defra (2014) (€ per persoon per geluidsklasse)

	50-54 dB	55-59 dB	60-64 dB	65-69 dB	70-74 dB	75-79 dB	>= 80 dB
Defra (2014)	12	36	75	136	222	338	416
HEATCO (2006)	0	0	0	0	108	156	190

Conclusies

Idealiter zouden de methodiek zoals die door WHO (2011) wordt voorgesteld voor de bepaling van de ziektelast door geluid specifiek toepassen op de Nederlandse situatie, waarbij in aanvulling ook de kosten voor de rest van de maatschappij m.b.v. COI-methodiek in kaart worden gebracht. Dit vereist echter een gedetailleerd onderzoek (o.a. naar de huidige gemiddelde kans op de verschillende ziekten), dat buiten de scope van de huidige studie valt. Vandaar dat we ervoor kiezen om gebruik te maken van de resultaten van Defra (2014) voor de UK, die we via value transfer naar de Nederlandse situatie hebben vertaald. Daarbij hebben we de waarden ook aangepast voor verschillen in de waardering van DALYs in Defra (2014) en deze studie. De resulterende waarden zijn weergegeven in Tabel 62. De bandbreedte in

deze waarderingen wordt volledig bepaald door de gehanteerde bandbreedte in de waardering van DALYs.

Tabel 62 Aanbevolen waardering gezondheidseffecten (€ per persoon per geluidsklasse)

Geluidsniveau	Wegverkeer	Spoorverkeer	Vliegverkeer
50-54 dB(A)	4 (3-6)	4 (3-7)	8 (6-12)
55-59 dB(A)	5 (4-8)	5 (4-8)	9 (7-14)
60-64 dB(A)	9 (7-14)	9 (7-14)	13 (10-21)
65-69 dB(A)	14 (11-22)	14 (11-22)	18 (14-28)
70-74 dB(A)	19 (15-30)	20 (15-30)	23 (18-37)
75-79 dB(A)	25 (20-39)	25 (20-39)	29 (23-46)
>= 80 dB(A)	27 (22-43)	28 (22-43)	32 (25-50)

Ten opzichte van de waarderingen die worden gehanteerd in het Schaduwrijzen Handboek 2010 (gebaseerd op HEATCO, 2006) heeft het gebruik van de Defra-waarden de volgende voordelen:

- de nieuwe set milieuprijzen zijn gebaseerd op de meest recente epidemiologische kennis (WHO, 2011);
- de nieuwe set milieuprijzen geeft ook waarden voor de lagere geluidsniveaus, in lijn met de aanbevelingen van WHO (2011);
- de nieuwe set milieuprijzen geeft waarden die toenemen als het geluidsniveau stijgt (wederom in lijn met WHO, 2011).

Bijlage G Toewijzing schadeschattingen aan midpoints

G.1 Inleiding

In het Handboek Milieuprijzen worden karakterisatiefactoren gebruikt om waarderingen af te leiden voor alle stoffen waarvoor we geen directe schadeschattingen tot onze beschikking hebben. Karakterisatiefactoren geven het relatieve belang aan van een stof voor de bijdrage aan het midpoint milieueffect. Als we schadekosten zouden hebben voor alle 1.000 of 2.000 milieugevaarlijke stoffen, zouden we niet hoeven te werken met karakterisatiefactoren omdat de individuele schadekosten dan zelf de karakterisatie zouden geven. We zouden dan aan de hand van schadekosten kunnen bepalen hoe belangrijk, bijvoorbeeld, de emissie van SO₂ is ten opzichte van de emissie van toluene. Maar als we alleen schadekosten voor SO₂ hebben, moeten we werken met karakterisatiefactoren om een impliciete schadekost voor toluene af te leiden.

Daarom vertalen we de schadekosten voor een stof (zoals SO₂) naar een milieuprijs op midpointniveau. Bij de vertaling van waardering op stofniveau naar milieuprijs op midpointniveau lopen we in de praktijk tegen twee problemen aan:

- a Multiple effecten: een stof geeft effecten op meerdere midpoints zodat de schadekosten van de stof over meerdere midpoints moet worden verdeeld.
- b Impliciete karakterisatie: de schadeschattingen van meerdere stoffen binnen één thema dragen al een impliciete karakterisatie met zich mee die afwijkt van de midpointkarakterisatie die in ReCiPe wordt gegeven. Hoe berekenen we dan een milieuprijs op midpointniveau?

In dit handboek hebben we deze problemen op dezelfde manier behandeld als in het oude Schaduwrijzen handboek. Daarbij wordt, per stof, getracht om de effecten op te splitsen over de diverse milieuthema's.

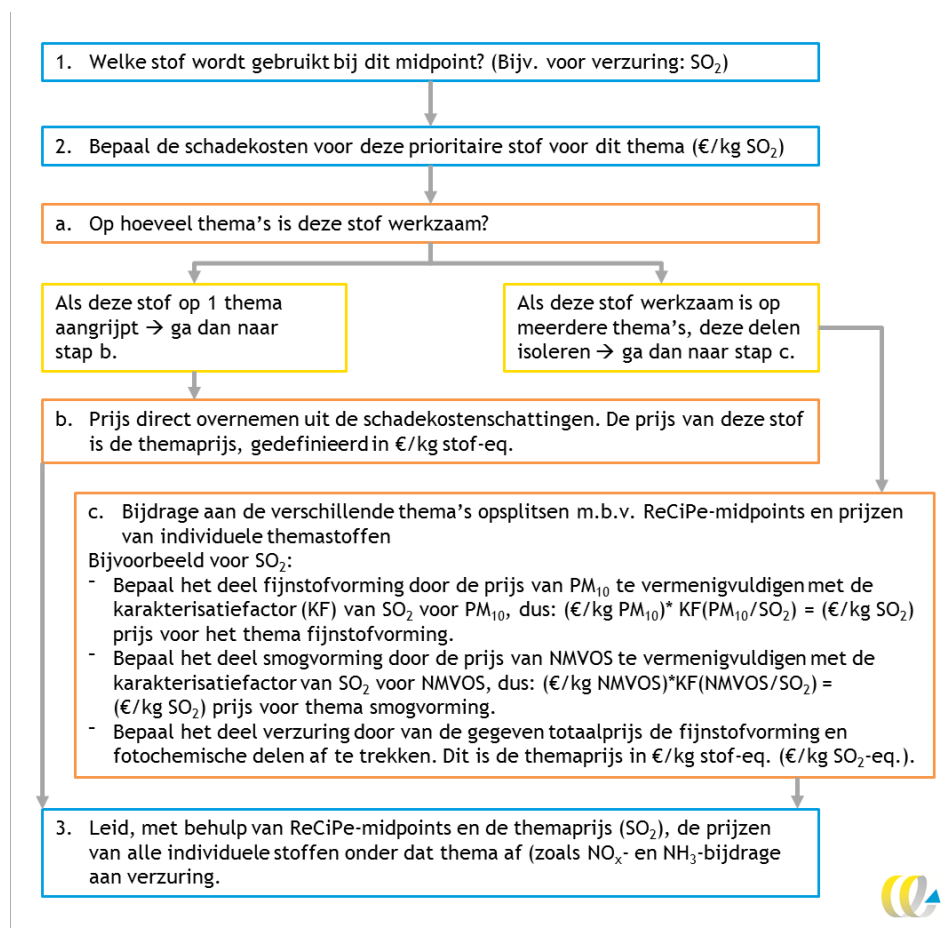
G.2 Multipelen effecten en toedeling over midpoints

Probleem A (multiple milieueffecten) is in de praktijk oplosbaar, doordat er stoffen zijn die maar op één milieueffect een bijdrage hebben (zoals PM₁₀ op fijnstofvorming of NMVOS op smog). Door de waardering voor dit milieueffect te koppelen aan de karakterisatiefactor van een stof die multiple en heeft, kunnen die multiple milieueffecten worden onderverdeeld.

Figuur 16 geeft op hoofdlijnen aan hoe we daarbij gewerkt hebben.



Figuur 16 Schema voor het toedelen van schadekosten over de diverse milieuthema's (voorbeeld: SO₂)



In het Handboek Schaduw prijzen (2010) staat deze procedure in meer detail beschreven.

G.3 Schadekosten leiden tot impliciete karakterisatie en berekening midpoint milieuprijs.

Alle prijzen moeten omgezet worden van euro per kg stof naar euro per kg stof eq. (de prioritaire stof voor het betreffende thema). Dit is, bijvoorbeeld, NMVOS voor smogvorming. De bepaling van de midpoint milieuprijs kan dan worden bepaald door eerst de totale omvang van de schade volgens ReCiPe te bepalen aan de hand van de emissies in Nederland vermenigvuldigd met de karakterisatiefactor voor de stoffen waarvan we directe schadekosten hebben. Vervolgens worden de schadekosten gewogen met het aandeel van de schade volgens ReCiPe ten opzichte van de totale schade. Op deze manier ontstaat een unieke schadeschatting voor elk midpoint.

Onderstaand voorbeeld geeft inzicht hoe we gewerkt hebben.

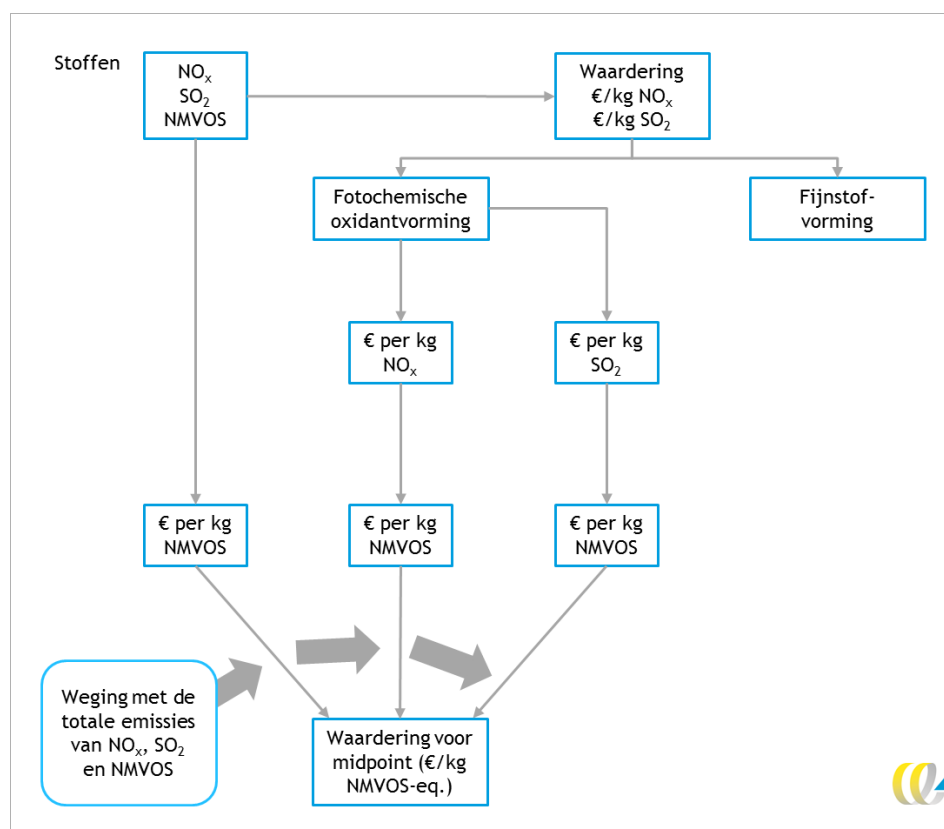
NO_x- en SO₂-emissies hebben een effect op twee milieuthema's: fotochemische smogvorming en vorming van fijnstof (PM). Uit onze aanpassingen van de NEEDS-resultaten worden schadekosten voor NO_x en SO₂ gehaald, uitgesplitst naar menselijke gezondheid, ecosysteemdiensten en materialen. Probleem is evenwel dat voor menselijke gezondheid deze schadekosten moeten worden verdeeld over twee thema's: fijnstofvorming en smogvorming. Dit is gedaan

met behulp van ReCiPe-endpointkarakterisatiefactoren, zoals uitgelegd in Paragraaf G.2. Maar nu hebben we drie schaduw prijzen voor het thema fotochemische smogvorming:

- waarde afgeleid van de impact die SO_2 heeft op het thema;
- waarde afgeleid van het effect dat NO_x heeft op het thema;
- waarde voor de stof NMVOS, direct uit NEEDS gehaald.

Om tot één milieuprijs op midpointniveau te komen, moeten we eerst met behulp van de ReCiPe midpointkarakterisatiefactoren de schadekosten per kg NO_x en SO_2 omzetten in schadekosten per kg NMVOS.¹¹³ Deze verschillen voor elke stof. Vervolgens wegen we de drie schadekosten op basis van totale emissies van NO_x , SO_2 en NMVOS in Nederland (jaar 2008) waarbij de emissies maal de ReCiPe karakterisatiefactor de weegfactor is. Op deze manier verkrijgen we een milieuprijs voor fotochemische smogvorming (€/kg NMVOS-eq.).

Figuur 17 Schematische uitleg voorbeeld opsplitsing NO_x en SO_2 naar milieuthema's



Deze benadering is ook toegepast op andere stoffen en thema's.

¹¹³ Voor NO_x hebben we hierbij ook gecorrigeerd voor chronische mortaliteit ten gevolge van smogvorming. Dit effect zit niet in de ReCiPe karakterisatiefactoren.

Bijlage H Behandeling van onzekerheid

H.1 Inleiding

De waarderingen per eenheid vervuilende stof, zoals vermeld in dit handboek, zijn geschat met verschillende aannames en modellen. Elke analysestap kent daarbij een zekere mate van onzekerheid¹¹⁴. Deze onzekerheden accumuleren en nemen effectief toe met elke analysestap. Onzekerheid op het gebied van concentratieresponsfuncties (CRF) wordt vervolgens versterkt met de monetarisering van de effecten op de endpoints. In de volgende paragrafen geven wij eerst een algemene beschrijving van een aantal belangrijke oorzaken van onzekerheid van de schadeschattingen en vervolgens een meer formele beschrijving over de manier waarop deze onzekerheid grof kan worden omschreven voor de impact pathway-analyse (IPA).

H.2 Onzekerheid bij waardering van gezondheidsschade

Gezondheidsschade is de grootste schadepost bij de meeste milieuvervuilende stoffen. Daarom richten we ons hier vooral op onzekerheden met betrekking tot waardering van mortaliteits- en de morbiditeitseffecten.

In de projecten van NEEDS en zijn voorgangers zijn de effecten van klassieke vervuilende stoffen op de menselijke gezondheid beoordeeld door samenvoeging van de effecten van specifieke stoffen op verschillende endpoints zoals mortaliteit (in sommige gevallen apart beoordeeld voor volwassenen en kinderen) en morbiditeit. In het NEEDS-project, zijn speciale enquêtes uitgevoerd om rechtstreeks de betalingsbereidheid te bepalen voor een langer en gezonder leven door het verbeteren van de luchtkwaliteit. De waarden verkregen uit de CVM-studies en de resulterende waarden per ton vervuilende stoffen zijn schattingen, omdat er onzekerheid verbonden is aan:

1. De verspreidingsmodellen. De verspreidingsmodellen zijn gekalibreerd op een gemiddeld weertype in de jaren 1996-2002. De relatie tussen emissies en concentraties is echter zeer onzeker.
2. De concentratieresponsfuncties. Hoewel deze zijn gebaseerd op de best mogelijke inzichten uit de WHO, kunnen de werkelijke waarden hoger of lager zijn.
3. De waarderingen. Onzekerheid rondom waarderingen is (deels) geadresseerd door te werken met een range met een onder- en bovenwaarde. Toch kan niet worden gegarandeerd dat de onderwaarde ook daadwerkelijk de laagst mogelijke waarde is die feitelijk kan optreden.

Daarbij is in de waarderingsbenadering van NEEDS is geen rekening gehouden met waarden zoals gevoelens van verlies en verdriet van familie en vrienden met betrekking tot een persoon die voortijdig overlijdt als gevolg van een ziekte veroorzaakt door (lucht)vervuiling. Voor waarden zoals 'levensvreugde' of 'geluk' kunnen we niet meer zeggen dan dat deze waarschijnlijk gedeeltelijk zijn opgenomen maar dat niet is vast te stellen in welke mate. In de CVM-enquêtes die zijn uitgevoerd in NEEDS is benadrukt dat respondenten

¹¹⁴ Het is goed om verschil te maken tussen risico en onzekerheid. Risico betreft een situatie waarin we ten minste enig idee hebben van de mogelijkheid dat een bepaald effect optreedt. Vaak kennen we echter de waarschijnlijkheid in het geheel niet. Dat is echte onzekerheid. We zijn bijvoorbeeld (nog) niet in staat waarschijnlijkheden toe te kennen aan bepaalde effecten van de klimaatverandering.

werd gevraagd alleen de stijging van hun eigen levensverwachting te waarderen, in combinatie met een verbeterde kwaliteit van leven door de betere luchtkwaliteit. Uit de antwoorden op sommige extra vragen aan het eind van de vragenlijst bleek in het NEEDS-project duidelijk dat sommige respondenten ook andere motieven hadden zoals erfgoedwaarde (de wens om een schoner milieu achter te laten voor toekomstige generaties).

Vanwege de complexiteit van het berekenen van schadekosten via de modelbenadering als in NEEDS (schatting in verschillende stappen waarbij elke stap zijn eigen onzekerheden heeft), is het niet eenvoudig de totale onzekerheid vast te stellen voor de uiteindelijke schadeschattingen. De methodologie die gebruikt is in het NEEDS-project is gebaseerd op het beoordelen van geometrische standaarddeviaties (σ_g) van de schadekostenschattingen, uitgaande van een lognormale verdeling. Voor klassieke vervuilende stoffen heeft NEEDS (2008b) voorgesteld dat de geometrische standaarddeviatie van deze schadekosten ongeveer 3. Volgens de kenmerken van een lognormale verdeling betekent dit dat voor klassieke vervuilende stoffen de werkelijke waarde met een waarschijnlijkheid van 68% ligt in het interval tussen de middenwaarde gedeeld door drie en de middenwaarde vermenigvuldigd met drie. Voor toxiciteit rapporteert Rabl et al. (2014) een nog grotere onzekerheid met een standaarddeviatie van een factor 4. In ons onderzoek lijkt ons het gebruik van een factor 5-6 voor toxiciteit ook goed mogelijk.

In het Handboek Milieuprijzen is de onzekerheid ten aanzien van milieuprijzen slechts tendele expliciet gemaakt door het hanteren van een onder- en bovengrens. De onder- en bovengrenzen voor alle thema's zijn gebaseerd op de variatie in waarderingen. Voor toxiciteit van zware metalen is er nog een additionele variatie aangebracht in de dosis-effectrelaties. Daarmee zijn niet alle categorieën van onzekerheid afdoende behandeld in dit handboek. De onder- en bovengrenzen die in dit handboek worden gehanteerd kennen dus een kleinere variatie dan op grond van de standaarddeviaties verondersteld kan worden.

Een groot onzekerheidsbereik biedt echter niet altijd een zinvolle manier voor opname in bijvoorbeeld MKBAs, omdat de bereiken tussen onder- en bovenwaarden erg groot worden, en ook groter dan gebruikelijk is in aanpalende domeinen zoals in de gezondheidszorg (zie SEO, 2016a). Hoewel we denken dat het goed is zo open mogelijk te communiceren over onzekerheid, zou het opnemen van een grotere range in de boven- en ondergrens van de schattingen de MKBA van milieumaatregelen op een voorspelbare manier beïnvloeden: bij de bovengrens zouden de milieu-effecten de andere kosten en baten domineren en bij de ondergrens zouden de milieu-effecten kunnen worden verwaarloosd. Daarbij zijn in een MKBA ook alle andere posten aan onzekerheden onderhevig. Als we alle posten met onzekerheidsmarges zouden weergeven, zou er geen MKBA meer kunnen worden uitgevoerd.

Daarom bevelen we het gebruik van de onder- en bovenwaarden aan in MKBAs. Indien de resultaten uit de MKBA zeer gevoelig zijn voor de precieze waarden van de milieuprijzen kan het zinvol zijn om aanvullende gevoeligheidsanalyses uit te voeren waarbij de 1/3 tot 3 factor wordt genomen op de centrale waarden.

Voor specifieke situaties op het gebied van toxiciteit, zoals bij bodemvervuiling met lood of schadelijkheid van plastic coatings op blikken verpakkingen, raden we het gebruik van milieuprijzen af. Milieuprijzen voor toxische stoffen zijn zeer onzeker en zouden niet mogen worden gebruikt als toxiciteit het primaire doel van de analyse is. In dergelijke gevallen is het beter om een specifieke studie te doen naar de verspreiding van de toxische stoffen over het milieu, de opname in mens, plant en dier en de effecten van die opname op de menselijke gezondheid of de ecosysteemdiensten. Het werken met milieuprijzen in deze situaties is te grofmazig gegeven de onzekerheden die er bestaan.

H.3 Onzekerheid bij overige endpoints

Er is nog minder literatuur beschikbaar die de onzekerheid bij de overige endpoints probeert in te schatten, maar naar alle waarschijnlijkheid is deze nog groter. Dit is enerzijds tot uitdrukking gekomen door voor biodiversiteitsverlies een grotere marge te hanteren waarbij de onderwaarde een factor 7 kleiner is dan de bovenwaarde. Aan de andere kant zou ook de bovenwaarde veel hoger kunnen liggen omdat een deel van de waardering en effectbepaling gebaseerd is op Europese literatuur en natuur in Nederland veel schaarser is. Daarom zou het goed zijn om in een aanvullende gevoeligheidsanalyse te onderzoeken wat het effect op de analyse zou zijn als er een veel hogere waarde voor natuur wordt aangenomen.

Bijlage I Overzicht van milieuprijzen

I.1 Inleiding

Onderstaande tabellen geven inzicht in de berekende milieuprijzen naar lucht, water en bodem. We gaan hierbij uit van de zogeheten lijst van “zeer zorgwekkende stoffen” die de Nederlandse overheid hanteert bij het Activiteitenbesluit die bedrijven verplicht om de emissies naar lucht en water van deze stoffen te voorkomen of zoveel mogelijk te beperken. We hebben daarbij voor ongeveer 20% van de stoffen milieuprijzen kunnen berekenen. Daarnaast hebben we deze lijst aangevuld met enkele veel voorkomende emissies.

I.2 Emissies naar lucht

Tabel 63 geeft de emissies naar lucht van belangrijke stoffen, gerangschikt naar alfabet (Nederlandse stofnaam).

Tabel 63 Milieuprijzen (schadekosten) voor emissies naar lucht in €₍₂₀₁₅₎/kg stof, gemiddelden voor Nederland

Naam	CAS-nr	Onder- waarde €/kg	Centrale waarde €/kg	Boven- waarde €/kg
1,2,3,6,7,8-hexachloordibenzo-p-dioxine	057653-85-7	3,01E+00	1,21E+01	2,36E+01
1,2,3,7,8,9-hexachloordibenzodioxine	019408-74-3	nb	nb	nb
1,2,3,7,8-pentachloordibenzodioxine	040321-76-4	4,61E+02	1,85E+03	3,61E+03
1,2,3-trichloorbenzeen	000087-61-6	3,03E-03	1,22E-02	2,38E-02
1,2,3-trichloorpropaan	000096-18-4	2,96E+01	4,05E+01	6,26E+01
1,2,4-trichloorbenzeen	000120-82-1	1,02E+00	1,40E+00	2,16E+00
1,2-dibroom-3-chloorpropaan	000096-12-8	1,69E+02	2,31E+02	3,57E+02
1,2-dibroomethaan	000106-93-4	2,30E+01	3,15E+01	4,86E+01
1,2-dichloorethaan	000107-06-2	5,12E+00	7,00E+00	1,08E+01
1,2-dichloorpropaan	000078-87-5	4,16E+01	5,70E+01	8,80E+01
1,2-epoxy-3-fenoxypropaan	000122-60-1	3,16E-01	4,33E-01	6,68E-01
1,3,5,7,9,11-hexabroomcyclododecaan	025637-99-4	2,13E-02	8,60E-02	1,67E-01
1,3,5-trichloorbenzeen	000108-70-3	1,05E-03	4,21E-03	8,19E-03
1,3-butadien	000106-99-0	3,10E+00	4,09E+00	6,18E+00
1,3-dichloor-2-propanol	000096-23-1	1,32E-02	5,33E-02	1,04E-01
1,3-propaansulton	001120-71-4	8,19E+00	1,12E+01	1,73E+01
1,3-propiolacton	000057-57-8	1,83E+01	2,51E+01	3,87E+01
1,4,5,8-tetraaminoantrachinon	002475-45-8	4,66E-02	6,38E-02	9,86E-02
1,5,9-cyclododecatrien	004904-61-4	1,64E-08	6,59E-08	1,28E-07
1-broompropaan	000106-94-5	2,27E-06	9,13E-06	1,78E-05
1-chloor-2,3-epoxypropaan	000106-89-8	2,00E+01	2,74E+01	4,23E+01
1-methyl-3-nitro-1-nitrosoguanidine	000070-25-7	5,15E+01	7,04E+01	1,09E+02
2,2'-(nitrosoimino)bisethanol	001116-54-7	3,98E+00	5,44E+00	8,40E+00
2,2',4,5,5'-pentachloorbifenyl	037680-73-2	1,38E-02	5,54E-02	1,08E-01
2,3,7,8-tetrachloordibenzodioxine	001746-01-6	4,90E+07	6,71E+07	1,04E+08
2,3,7,8-tetrachloordibenzofuraan	051207-31-9	5,26E+02	2,12E+03	4,12E+03
2,3-dibroompropaan-1-ol	000096-13-9	1,40E-05	5,64E-05	1,10E-04
2,3-dinitrotolueen	000602-01-7	1,54E-02	6,18E-02	1,20E-01



Naam	CAS-nr	Onder- waarde €/kg	Centrale waarde €/kg	Boven- waarde €/kg
2,3-epoxypropyl-trimethylammonium chloride	003033-77-0	2,71E-07	1,09E-06	2,12E-06
2,4,5-trimethylaniline	000137-17-7	nb	nb	nb
2,4,5-trimethylanilinehydrochloride	021436-97-5	nb	nb	nb
2,4,6-tri-tert-butylfenol	000732-26-3	1,77E-02	7,12E-02	1,39E-01
2,4-diaminoanisoolsulfaat	039156-41-7	nb	nb	nb
2,4-dinitrotolueen	000121-14-2	2,30E+01	3,15E+01	4,86E+01
2,5-dinitrotolueen	000619-15-8	2,06E-03	8,30E-03	1,62E-02
2,6-dinitrotolueen	000606-20-2	2,36E+02	3,23E+02	5,00E+02
2-butenal	004170-30-3	1,73E-05	6,95E-05	1,35E-04
2-ethoxyethanol	000110-80-5	1,14E+00	1,49E+00	2,24E+00
2-ethoxyethylacetaat	000111-15-9	1,36E-05	5,47E-05	1,06E-04
2-methoxyethanol	000109-86-4	1,20E+00	1,59E+00	2,41E+00
2-methoxyethylacetaat	000110-49-6	2,06E-06	8,30E-06	1,62E-05
2-methylnaftaleen	000091-57-6	9,67E-01	1,32E+00	2,04E+00
2-naftylamine	000091-59-8	2,91E-01	3,98E-01	6,15E-01
2-nitroanisool	000091-23-6	2,05E+00	2,81E+00	4,34E+00
2-nitropropaan	000079-46-9	1,28E+00	1,76E+00	2,71E+00
2-nitrotolueen	000088-72-2	8,26E-05	3,33E-04	6,47E-04
3,3',4,4'-tetrachloorbifenyl	032598-13-3	3,71E-03	1,50E-02	2,91E-02
3,3'-dichloorbenzidine	000091-94-1	9,47E+00	1,30E+01	2,00E+01
3,3'-dimethylbenzidine	000119-93-7	8,48E-05	3,41E-04	6,64E-04
3,4-dinitrotolueen	000610-39-9	2,09E-03	8,42E-03	1,64E-02
3,5-dinitrotolueen	000618-85-9	1,07E-04	4,32E-04	8,41E-04
4,4'-bis(dimethylamino)benzofenon	000090-94-8	nb	nb	nb
4,4'-methyleenbis(2-chlooraniline)	000101-14-4	2,33E+00	3,19E+00	4,93E+00
4,4'-methyleendi-o-toluidine	000838-88-0	7,62E-01	1,04E+00	1,61E+00
4,4'-oxydianiline	000101-80-4	4,32E-01	5,91E-01	9,13E-01
4,4'-thiodianiline	000139-65-1	1,63E+00	2,23E+00	3,44E+00
4-aminoazobenzeen	000060-09-3	4,71E-04	1,90E-03	3,69E-03
4-aminobifenyl	000092-67-1	5,65E+00	7,73E+00	1,19E+01
4-chlooraniline	000106-47-8	9,41E-01	1,29E+00	2,00E+00
4-chloor-o-toluidinehydrochloride	003165-93-3	7,65E-01	1,05E+00	1,62E+00
4-methyl-m-fenyleendiamine	000095-80-7	2,47E+00	3,38E+00	5,23E+00
4-nonylfenol, vertakt	084852-15-3	5,82E-03	2,34E-02	4,56E-02
4-tert-butylbenzoëzuur	000098-73-7	2,03E-04	8,18E-04	1,59E-03
5-allyl-1,3-benzodioxool	000094-59-7	1,75E-02	2,40E-02	3,70E-02
5-nitroacenafteen	000602-87-9	3,96E+00	5,42E+00	8,37E+00
6-methoxy-m-toluidine	000120-71-8	3,60E-02	4,93E-02	7,61E-02
acenafteen	000083-32-9	1,41E-01	1,93E-01	2,97E-01
acridine	000260-94-6	4,34E-03	1,75E-02	3,40E-02
acrylamide	000079-06-1	6,09E+01	8,33E+01	1,29E+02
acrylonitril	000107-13-1	1,00E+01	1,37E+01	2,11E+01
aldrin	000309-00-2	5,85E+01	8,01E+01	1,24E+02
alfa-endosulfan	000959-98-8	2,23E+00	8,96E+00	1,74E+01
alfa-hexachloorcyclohexaan	000319-84-6	1,39E+01	1,90E+01	2,95E+01
Ammoniak	007664-41-7	1,97E+01	3,05E+01	4,88E+01
antraceen	000120-12-7	5,64E-02	7,76E-02	1,20E-01
Arseen	007440-38-2	7,03E+02	1,03E+03	1,23E+03
aziridine	000151-56-4	9,94E+01	1,36E+02	2,10E+02
azobenzeen	000103-33-3	8,10E-03	3,26E-02	6,34E-02



Naam	CAS-nr	Onder- waarde €/kg	Centrale waarde €/kg	Boven- waarde €/kg
azocyclotin	041083-11-8	2,41E+01	3,37E+01	5,25E+01
benomyl	017804-35-2	1,09E-01	1,55E-01	2,43E-01
benz[a]acridine	000225-11-6	1,23E-02	4,96E-02	9,64E-02
benz[c]acridine	000225-51-4	1,48E-01	5,95E-01	1,16E+00
benzeen	000071-43-2	8,04E-01	1,06E+00	1,60E+00
benzidine	000092-87-5	1,50E+01	2,05E+01	3,17E+01
benzidine dihydrochloride	000531-85-1	nb	nb	nb
benzo[a]antraceen	000056-55-3	6,64E-06	2,67E-05	5,20E-05
benzo[a]pyreen	000050-32-8	8,36E+00	1,14E+01	1,77E+01
benzotrithloride	000098-07-7	9,94E+01	1,36E+02	2,10E+02
benzylbutylftalaat	000085-68-7	1,87E-01	2,57E-01	3,98E-01
benzylchloride	000100-44-7	6,36E-01	8,70E-01	1,34E+00
beryllium	007440-41-7	5,54E+04	6,59E+04	8,64E+04
beta-endosulfan	033213-65-9	3,08E+00	1,24E+01	2,41E+01
beta-hexachloorcyclohexaan	000319-85-7	8,28E+00	1,13E+01	1,75E+01
binapacryl	000485-31-4	4,11E-03	1,66E-02	3,22E-02
bis(2-ethylhexyl)ftalaat	000117-81-7	9,74E+00	1,33E+01	2,06E+01
bis(chloormethyl)ether	000542-88-1	7,17E+03	9,81E+03	1,52E+04
bis(pentabroomfenyl)ether	001163-19-5	1,28E+02	1,76E+02	2,71E+02
bisfenol A	000080-05-7	3,34E-01	4,65E-01	7,24E-01
brodifacoum	056073-10-0	2,33E-03	9,40E-03	1,83E-02
butaan	000106-97-8	9,59E-01	1,25E+00	1,87E+00
C.I. Basic Violet 3 (> 0,1% Michler's keton)	000548-62-9	7,49E-02	3,01E-01	5,86E-01
cadmium	007440-43-9	7,98E+02	1,16E+03	1,83E+03
carbendazim	010605-21-7	4,46E-01	7,30E-01	1,20E+00
chloordaan som	000057-74-9	1,40E+03	1,91E+03	2,95E+03
chloordecon	000143-50-0	1,76E+02	2,44E+02	3,78E+02
chloordimethylether	000107-30-2	3,77E+00	5,16E+00	7,97E+00
chloorfenvinfos	000470-90-6	1,44E+02	1,98E+02	3,06E+02
chloropreen	000126-99-8	1,09E+00	1,49E+00	2,31E+00
Chroom	007440-47-3	1,52E-01	5,31E-01	1,02E+00
cumatetralyl	005836-29-3	1,40E-04	5,62E-04	1,09E-03
cyclododecaan	000294-62-2	5,70E-08	2,30E-07	4,47E-07
cycloheximide	000066-81-9	1,56E-03	6,30E-03	1,23E-02
cyhexatin	013121-70-5	1,48E+01	2,07E+01	3,23E+01
DDT, 2,4'-isomeer	000789-02-6	1,39E-01	5,58E-01	1,09E+00
DDT, 4,4'-isomeer	000050-29-3	6,28E+01	8,62E+01	1,33E+02
delta-hexachloorcyclohexaan	000319-86-8	1,67E-02	6,73E-02	1,31E-01
dibenzo[a,h]antraceen	000053-70-3	4,35E+02	5,95E+02	9,20E+02
dibutylftalaat	000084-74-2	1,59E-01	2,25E-01	3,51E-01
dibutyltindichloride	000683-18-1	3,42E-03	1,38E-02	2,68E-02
dibutyltinoxide	000818-08-6	1,35E-08	5,43E-08	1,06E-07
dicofol	000115-32-2	7,11E+01	9,73E+01	1,50E+02
dieldrin	000060-57-1	7,01E+02	9,60E+02	1,49E+03
difenacum	056073-07-5	2,22E-04	8,95E-04	1,74E-03
dihexylftalaat	000084-75-3	7,02E-04	2,83E-03	5,50E-03
diisobutylftalaat	000084-69-5	8,19E-05	3,30E-04	6,41E-04
dimethylcarbamoylchloride	000079-44-7	3,40E+01	4,65E+01	7,18E+01
dimethylsulfaat	000077-78-1	6,17E-07	2,48E-06	4,83E-06
dinitrotolueen	025321-14-6	nb	nb	nb
dinocap	039300-45-3	5,04E+00	6,97E+00	1,08E+01



Naam	CAS-nr	Onder- waarde €/kg	Centrale waarde €/kg	Boven- waarde €/kg
dinoseb	000088-85-7	7,17E+01	9,93E+01	1,54E+02
dinoterb	001420-07-1	6,97E-01	2,81E+00	5,46E+00
diuron	000330-54-1	3,06E+00	4,55E+00	7,25E+00
E-2-butenal	000123-73-9	nb	nb	nb
endosulfan	000115-29-7	1,03E+01	1,41E+01	2,18E+01
endrin	000072-20-8	1,28E+01	1,87E+01	2,95E+01
epoxyethyl benzeen	000096-09-3	3,54E-01	4,84E-01	7,48E-01
ethyl-1-(2,4-dichloorfenyl)-5-(trichloormethyl)-1H-1,2,4-triazool-3-carboxylaat	103112-35-2	9,78E-02	3,94E-01	7,66E-01
ethyleenthioureum	000096-45-7	7,58E-01	1,04E+00	1,60E+00
ethyl-p-nitrofenylthiobenzenefosfenaat	002104-64-5	3,93E+02	5,38E+02	8,30E+02
fenantreen	000085-01-8	2,07E-04	8,33E-04	1,62E-03
fenantridine	000229-87-8	2,40E-03	9,66E-03	1,88E-02
fenbutatin	013356-08-6	6,48E+01	8,87E+01	1,37E+02
fenolftaleïne	000077-09-8	5,87E-02	8,03E-02	1,24E-01
fentinhydroxide	000076-87-9	3,29E+02	4,51E+02	6,98E+02
fenylhydrazine	000100-63-0	3,45E-05	1,39E-04	2,70E-04
fenylhydrazinechloride	000059-88-1	nb	nb	nb
fenylkwikacetaat	000062-38-4	1,11E+03	1,52E+03	2,35E+03
Fijnstof (PM10)	999999-83-0	3,18E+01	4,46E+01	6,91E+01
Fijnstof (PM2,5)	999999-83-3	5,68E+01	7,95E+01	1,22E+02
fluazifop-butyl	069806-50-4	2,70E-03	1,09E-02	2,12E-02
flucythrinaat	070124-77-5	1,36E+01	2,91E+01	5,14E+01
fluoranteen	000206-44-0	2,99E-01	4,18E-01	6,50E-01
fluoreen	000086-73-7	3,90E-01	5,38E-01	8,34E-01
flusilazool	085509-19-9	1,26E+01	1,73E+01	2,67E+01
formaldehyde	000050-00-0	1,93E+01	2,63E+01	4,05E+01
furaan	000110-00-9	4,77E+01	6,53E+01	1,01E+02
gamma-hexachloorcyclohexaan	000058-89-9	7,19E+01	9,88E+01	1,53E+02
glufosinaat-ammonium	077182-82-2	5,70E+00	7,81E+00	1,21E+01
glycidol	000556-52-5	5,32E+00	7,28E+00	1,12E+01
heptachloor	000076-44-8	1,47E+01	2,02E+01	3,12E+01
heptachloorepoxide	001024-57-3	1,66E+02	2,28E+02	3,52E+02
heptachloornorborneen	028680-45-7	1,51E-04	6,06E-04	1,18E-03
hexachloorbenzeen	000118-74-1	1,42E+02	1,95E+02	3,02E+02
hexachloorbutadieen	000087-68-3	1,49E-02	6,02E-02	1,17E-01
hexachloorcyclohexaan	000608-73-1	1,44E+01	1,98E+01	3,07E+01
hexachloorcyclopentadieen	000077-47-4	2,33E+02	3,19E+02	4,93E+02
hexamethylfosforamide	000680-31-9	2,14E+02	2,93E+02	4,53E+02
hydrazine	000302-01-2	4,02E+01	5,51E+01	8,51E+01
hydrazobenzeen	000122-66-7	3,93E-05	1,58E-04	3,08E-04
isobutaan	000075-28-5	8,37E-01	1,09E+00	1,63E+00
isobutylnitriet	000542-56-3	nb	nb	nb
isodrin	000465-73-6	2,24E-02	9,01E-02	1,75E-01
isopreen	000078-79-5	3,00E+00	3,91E+00	5,87E+00
isoquinoline	000119-65-3	4,62E-04	1,86E-03	3,62E-03
koolmonoxide	000630-08-0	7,36E-02	9,58E-02	1,52E-01
Koolstofdioxide	000124-38-9	1,42E-02	5,66E-02	5,66E-02
Koper	007440-50-8	1,15E+00	4,20E+00	8,25E+00
kwik	007439-97-6	2,48E+04	3,45E+04	5,36E+04



Naam	CAS-nr	Onder- waarde €/kg	Centrale waarde €/kg	Boven- waarde €/kg
Lachgas	010024-97-2	3,75E+00	1,50E+01	1,50E+01
linuron	000330-55-2	2,37E+00	3,29E+00	5,11E+00
lood	007439-92-1	3,97E+03	5,91E+03	6,60E+03
Methaan	000074-82-8	4,48E-01	1,75E+00	1,76E+00
methoxychlor	000072-43-5	5,29E-01	7,25E-01	1,12E+00
methyalkwik	022967-92-6	2,58E+03	3,53E+03	5,46E+03
mirex	002385-85-5	1,08E+04	1,47E+04	2,27E+04
musk xyleen	000081-15-2	nb	nb	nb
N,N-dimethylformamide	000068-12-2	1,48E+00	2,03E+00	3,13E+00
N,N-dimethylhydrazine	000057-14-7	3,23E-01	4,77E-01	7,59E-01
naftaleen	000091-20-3	1,13E+00	1,54E+00	2,38E+00
nikkel	007440-02-0	7,50E+01	1,33E+02	2,25E+02
nitrobenzeen	000098-95-3	1,96E+01	2,68E+01	4,14E+01
nitrofeen	001836-75-5	3,79E-01	5,35E-01	8,36E-01
nitrosodipropylamine	000621-64-7	5,29E+02	7,24E+02	1,12E+03
NMVOs	999999-82-8	1,61E+00	2,10E+00	3,15E+00
N-nitrosodimethylamine	000062-75-9	2,43E+02	3,32E+02	5,13E+02
nonylfenol	025154-52-3	1,48E-07	5,95E-07	1,16E-06
o-aminoazotoluene	000097-56-3	5,04E+00	6,90E+00	1,07E+01
o-anisidine	000090-04-0	1,02E-05	4,12E-05	8,02E-05
o-toluidine	000095-53-4	1,51E-11	6,09E-11	1,18E-10
oxiraan	000075-21-8	1,58E+00	2,16E+00	3,34E+00
p-(1,1-dimethylpropyl)fenol	000080-46-6	2,87E-04	1,15E-03	2,25E-03
para-tert-octylfenol	000140-66-9	2,66E-03	1,07E-02	2,08E-02
pentabroomdifenylether	032534-81-9	1,31E+02	1,79E+02	2,76E+02
pentachlooranisol	001825-21-4	2,84E-02	1,14E-01	2,22E-01
pentachloorbenzeen	000608-93-5	2,58E+01	3,55E+01	5,49E+01
pentachloorethaan	000076-01-7	1,21E-05	4,89E-05	9,51E-05
pentachloorfenol	000087-86-5	6,87E+00	9,40E+00	1,45E+01
p-nonylfenol	000104-40-5	3,00E-04	1,21E-03	2,35E-03
polychloorbifenylen	001336-36-3	2,79E-03	1,12E-02	2,19E-02
propyleenoxide	000075-56-9	6,64E+00	9,08E+00	1,40E+01
pyreen	000129-00-0	5,28E-01	7,23E-01	1,12E+00
quinoline	000091-22-5	5,53E-04	2,23E-03	4,33E-03
Stikstof oxiden	011104-93-1	2,41E+01	3,47E+01	5,37E+01
sulfallaat	000095-06-7	2,41E-01	3,30E-01	5,10E-01
tetrabroombisfenol A	000079-94-7	2,37E-02	9,54E-02	1,86E-01
tetrabutyltin	001461-25-2	2,23E-08	8,99E-08	1,75E-07
tetra-ethyllood	000078-00-2	2,46E+04	3,36E+04	5,19E+04
tetrahydro-2-furylmetanol	000097-99-4	7,27E-08	2,93E-07	5,69E-07
tetramethyllood	000075-74-1	1,16E-06	4,67E-06	9,09E-06
tetrasul	002227-13-6	1,02E-04	4,12E-04	8,02E-04
thioacetamide	000062-55-5	1,28E+00	1,75E+00	2,70E+00
toxafeen	008001-35-2	5,09E+00	7,46E+00	1,18E+01
tributyltin	000688-73-3	2,01E-06	8,10E-06	1,58E-05
tributyltinoxide	000056-35-9	6,80E+01	1,07E+02	1,73E+02
trichloorbenzenen	012002-48-1	2,34E-04	9,42E-04	1,83E-03
trichlooretheen	000079-01-6	9,13E-01	1,19E+00	1,79E+00
trifenylnitacetaat	000900-95-8	3,45E+02	4,73E+02	7,31E+02
trifenylnitchloride	000639-58-7	3,47E+02	4,77E+02	7,38E+02
triflumizool	068694-11-1	3,20E-02	1,29E-01	2,51E-01



Naam	CAS-nr	Onder- waarde €/kg	Centrale waarde €/kg	Boven- waarde €/kg
trifluralin	001582-09-8	5,54E-01	7,59E-01	1,17E+00
tris(2-chloorethyl)fosfaat	000115-96-8	2,20E-05	8,87E-05	1,73E-04
trixyl fosfaat	025155-23-1	2,59E-04	1,04E-03	2,03E-03
urethaan	000051-79-6	1,69E-01	2,31E-01	3,57E-01
vinchlozolin	050471-44-8	5,26E+00	7,21E+00	1,11E+01
vinylbromide	000593-60-2	2,91E+00	3,98E+00	6,15E+00
vinylchloride	000075-01-4	2,41E+00	3,30E+00	5,09E+00
warfarine	000081-81-2	5,49E+01	7,52E+01	1,16E+02
Zinc	007440-66-6	2,25E+00	1,18E+01	3,16E+01
zouten van 4,4'-bi-o-toluidine	000612-82-8	nb	nb	nb
Zwavedioxide	007446-09-5	1,77E+01	2,49E+01	3,87E+01
Zwavelhexafluoride	002551-62-4	3,33E+02	1,33E+03	1,33E+03

Noot: nb = niet beschikbaar.

I.3 Emissies naar water

Tabel 64 geeft de emissies naar water van zeer zorgwekkende stoffen, alfabetisch gerangschikt naar stofnaam (Nederlands).

Tabel 64 Milieuprijzen (schadekosten) voor emissies naar water in €₍₂₀₁₅₎/kg stof, gemiddelden voor Nederland

Stofnaam	CAS-nr	Onder- waarde €/kg	Centrale waarde €/kg	Boven- waarde €/kg
1,2,3,6,7,8-hexachloordibenzo-p-dioxine	057653-85-7	1,83E-01	7,36E-01	1,43E+00
1,2,3,7,8,9-hexachloordibenzodioxine	019408-74-3	nb	nb	nb
1,2,3,7,8-pentachloordibenzodioxine	040321-76-4	8,09E+01	3,26E+02	6,33E+02
1,2,3-trichloorbenzeen	000087-61-6	5,53E-02	2,23E-01	4,34E-01
1,2,3-trichloorpropaan	000096-18-4	1,26E+01	1,73E+01	2,67E+01
1,2,4-trichloorbenzeen	000120-82-1	7,50E-01	1,12E+00	1,79E+00
1,2-dibroom-3-chloorpropaan	000096-12-8	5,51E+01	7,54E+01	1,16E+02
1,2-dibroomethaan	000106-93-4	1,00E+01	1,37E+01	2,12E+01
1,2-dichloorethaan	000107-06-2	2,68E+00	3,66E+00	5,66E+00
1,2-dichloorpropaan	000078-87-5	1,83E+01	2,51E+01	3,87E+01
1,2-epoxy-3-fenoxypropaan	000122-60-1	8,69E-02	1,19E-01	1,84E-01
1,3,5,7,9,11-hexabroomcyclododecaan	025637-99-4	2,92E-03	1,18E-02	2,29E-02
1,3,5-trichloorbenzeen	000108-70-3	1,19E-03	4,80E-03	9,35E-03
1,3-butadien	000106-99-0	3,13E-02	4,28E-02	6,62E-02
1,3-dichloor-2-propanol	000096-23-1	1,85E-01	7,43E-01	1,45E+00
1,3-propaansulton	001120-71-4	8,91E-01	1,22E+00	1,88E+00
1,3-propiolacton	000057-57-8	7,34E-01	1,00E+00	1,55E+00
1,4,5,8-tetraaminoantrachinon	002475-45-8	1,60E-01	2,18E-01	3,37E-01
1,5,9-cyclododecatrien	004904-61-4	5,92E-05	2,38E-04	4,64E-04
1-broompropaan	000106-94-5	4,23E-06	1,70E-05	3,31E-05
1-chloor-2,3-epoxypropaan	000106-89-8	1,77E+00	2,44E+00	3,77E+00
1-methyl-3-nitro-1-nitrosoguanidine	000070-25-7	3,94E+00	5,40E+00	8,34E+00
2,2'-(nitrosoimino)bisethanol	001116-54-7	3,01E-01	4,11E-01	6,35E-01
2,2',4,5,5'-pentachloorbifenyl	037680-73-2	5,60E-03	2,25E-02	4,39E-02
2,3,7,8-tetrachloordibenzodioxine	001746-01-6	4,85E+06	6,64E+06	1,03E+07
2,3,7,8-tetrachloordibenzofuraan	051207-31-9	3,39E+02	1,37E+03	2,66E+03
2,3-dibroompropaan-1-ol	000096-13-9	4,62E-06	1,86E-05	3,62E-05
2,3-dinitrotolueen	000602-01-7	2,36E-01	9,51E-01	1,85E+00



Stofnaam	CAS-nr	Onder- waarde €/kg	Centrale waarde €/kg	Boven- waarde €/kg
2,3-epoxypropyl-trimethylammonium chloride	003033-77-0	1,93E-07	7,77E-07	1,51E-06
2,4,5-trimethylaniline	000137-17-7	nb	nb	nb
2,4,5-trimethylanilinehydrochloride	021436-97-5	nb	nb	nb
2,4,6-tri-tert-butylfenol	000732-26-3	1,28E-02	5,15E-02	1,00E-01
2,4-diaminoanisoolsulfaat	039156-41-7	nb	nb	nb
2,4-dinitrotolueen	000121-14-2	8,96E-02	1,32E-01	2,10E-01
2,5-dinitrotolueen	000619-15-8	6,43E-04	2,59E-03	5,04E-03
2,6-dinitrotolueen	000606-20-2	4,21E-01	5,77E-01	8,92E-01
2-butenal	004170-30-3	2,76E-03	1,11E-02	2,16E-02
2-ethoxyethanol	000110-80-5	1,11E-02	1,52E-02	2,35E-02
2-ethoxyethylacetaat	000111-15-9	6,83E-04	2,75E-03	5,35E-03
2-methoxyethanol	000109-86-4	2,41E-02	3,30E-02	5,09E-02
2-methoxyethylacetaat	000110-49-6	3,58E-07	1,44E-06	2,81E-06
2-methylnaftaleen	000091-57-6	3,15E-01	5,58E-01	9,38E-01
2-naftylamine	000091-59-8	5,10E-01	6,98E-01	1,08E+00
2-nitroanisool	000091-23-6	2,88E-01	4,04E-01	6,29E-01
2-nitropropaan	000079-46-9	3,16E-01	4,33E-01	6,68E-01
2-nitrotolueen	000088-72-2	1,99E-03	8,02E-03	1,56E-02
3,3',4,4'-tetrachloorbifenyl	032598-13-3	6,21E-04	2,50E-03	4,87E-03
3,3'-dichloorbenzidine	000091-94-1	3,60E+01	4,93E+01	7,62E+01
3,3'-dimethylbenzidine	000119-93-7	8,03E-04	3,23E-03	6,29E-03
3,4-dinitrotolueen	000610-39-9	8,48E-04	3,41E-03	6,64E-03
3,5-dinitrotolueen	000618-85-9	3,23E-05	1,30E-04	2,53E-04
4,4'-bis(dimethylamino)benzofenon	000090-94-8	nb	nb	nb
4,4'-methyleenbis(2-chlooraniline)	000101-14-4	2,14E+01	2,93E+01	4,53E+01
4,4'-methyleendi-o-toluidine	000838-88-0	5,64E+00	7,71E+00	1,19E+01
4,4'-oxydianiline	000101-80-4	3,63E-01	4,97E-01	7,67E-01
4,4'-thiodianiline	000139-65-1	1,53E+00	2,10E+00	3,24E+00
4-aminoazobenzeen	000060-09-3	8,74E-04	3,52E-03	6,85E-03
4-aminobifenyl	000092-67-1	3,41E+00	4,67E+00	7,21E+00
4-chlooraniline	000106-47-8	2,14E-01	3,74E-01	6,27E-01
4-chloor-o-toluidinehydrochloride	003165-93-3	3,30E-01	4,52E-01	6,98E-01
4-methyl-m-fenyleendiamine	000095-80-7	1,26E+00	1,73E+00	2,67E+00
4-nonylfenol, vertakt	084852-15-3	1,44E+00	5,78E+00	1,13E+01
4-tert-butylbenzoëzuur	000098-73-7	8,74E-05	3,52E-04	6,85E-04
5-allyl-1,3-benzodioxool	000094-59-7	5,28E-02	7,22E-02	1,11E-01
5-nitroacenafteen	000602-87-9	5,98E+00	8,18E+00	1,26E+01
6-methoxy-m-toluidine	000120-71-8	3,69E-02	5,05E-02	7,81E-02
acenafteen	000083-32-9	3,56E-02	1,08E-01	2,03E-01
acridine	000260-94-6	2,56E-01	1,03E+00	2,01E+00
acrylamide	000079-06-1	7,61E-01	1,04E+00	1,61E+00
acrylonitril	000107-13-1	8,30E-01	1,14E+00	1,77E+00
aldrin	000309-00-2	1,65E+03	2,26E+03	3,49E+03
alfa-endosulfan	000959-98-8	5,71E+01	2,30E+02	4,47E+02
alfa-hexachloorcyclohexaan	000319-84-6	1,71E+01	2,47E+01	3,90E+01
antraceen	000120-12-7	3,67E-02	1,46E-01	2,84E-01
Arseen	007440-38-2	2,02E+02	4,33E+02	9,11E+02
aziridine	000151-56-4	2,19E+01	3,00E+01	4,63E+01
azobenzeen	000103-33-3	1,98E-01	7,98E-01	1,55E+00
azocyclotin	041083-11-8	1,89E+02	2,83E+02	4,53E+02
benomyl	017804-35-2	8,15E-02	3,00E-01	5,79E-01



Stofnaam	CAS-nr	Onder- waarde €/kg	Centrale waarde €/kg	Boven- waarde €/kg
benz[a]acridine	000225-11-6	2,66E-02	1,07E-01	2,08E-01
benz[c]acridine	000225-51-4	3,20E-01	1,29E+00	2,51E+00
benzeen	000071-43-2	5,68E-02	7,94E-02	1,24E-01
benzidine	000092-87-5	1,34E+00	1,83E+00	2,82E+00
benzidine dihydrochloride	000531-85-1	nb	nb	nb
benzo[a]antraceen	000056-55-3	3,60E-06	1,45E-05	2,82E-05
benzo[a]pyreen	000050-32-8	2,80E-01	4,66E-01	7,70E-01
benzotrichloride	000098-07-7	7,20E-03	9,85E-03	1,52E-02
benzylbutylftalaat	000085-68-7	3,59E-02	1,37E-01	2,66E-01
benzylchloride	000100-44-7	8,26E-02	1,36E-01	2,23E-01
beryllium	007440-41-7	7,44E+00	2,69E+01	5,23E+01
beta-endosulfan	033213-65-9	5,27E+01	2,12E+02	4,13E+02
beta-hexachloorcyclohexaan	000319-85-7	1,45E+01	1,98E+01	3,06E+01
binapacryl	000485-31-4	3,65E-01	1,47E+00	2,86E+00
bis(2-ethylhexyl)ftalaat	000117-81-7	1,00E+00	1,38E+00	2,13E+00
bis(chloormethyl)ether	000542-88-1	1,43E+03	1,96E+03	3,02E+03
bis(pentabroomfenyl)ether	001163-19-5	2,27E-04	3,10E-04	4,80E-04
bisfenol A	000080-05-7	3,81E-01	9,04E-01	1,63E+00
brodifacoum	056073-10-0	5,52E-03	2,22E-02	4,33E-02
C.I. Basic Violet 3 [met 0,1 procent of meer Michler's keton (EC nr. 202-027-5)]	000548-62-9	7,94E-02	3,20E-01	6,22E-01
cadmium	007440-43-9	5,25E+00	6,57E+00	8,91E+00
carbendazim	010605-21-7	8,52E-01	2,85E+00	5,43E+00
chloordaan som	000057-74-9	5,25E+02	7,19E+02	1,11E+03
chloordecon	000143-50-0	1,46E+03	2,03E+03	3,16E+03
chloordimethylether	000107-30-2	2,05E-04	2,81E-04	4,33E-04
chloorfenvinfos	000470-90-6	3,16E+02	4,40E+02	6,84E+02
chloropreen	000126-99-8	1,86E-01	2,55E-01	3,94E-01
cumatetralyl	005836-29-3	3,72E-03	1,50E-02	2,91E-02
Chroom	007440-47-3	nb	nb	nb
cyclododecaan	000294-62-2	6,02E-06	2,43E-05	4,72E-05
cycloheximide	000066-81-9	6,93E-04	2,79E-03	5,43E-03
cyhexatin	013121-70-5	1,86E+02	2,72E+02	4,31E+02
DDT, 2,4'-isomeer	000789-02-6	3,26E-02	1,31E-01	2,55E-01
DDT, 4,4'-isomeer	000050-29-3	4,73E+01	6,74E+01	1,06E+02
delta-hexachloorcyclohexaan	000319-86-8	3,79E-01	1,52E+00	2,96E+00
dibenzo[a,h]antraceen	000053-70-3	2,00E+02	2,74E+02	4,23E+02
dibutylftalaat	000084-74-2	1,38E-01	4,79E-01	9,15E-01
dibutyltindichloride	000683-18-1	1,12E+00	4,52E+00	8,78E+00
dibutyltinoxide	000818-08-6	4,42E-05	1,78E-04	3,46E-04
dicofol	000115-32-2	2,49E+02	3,42E+02	5,29E+02
dieldrin	000060-57-1	5,54E+03	7,61E+03	1,18E+04
difenacum	056073-07-5	1,96E-04	7,89E-04	1,53E-03
dihexylftalaat	000084-75-3	8,32E-04	3,35E-03	6,52E-03
diisobutylftalaat	000084-69-5	6,76E-05	2,72E-04	5,29E-04
dimethylcarbamoylchloride	000079-44-7	6,25E+00	8,54E+00	1,32E+01
dimethylsulfaat	000077-78-1	2,38E-09	9,60E-09	1,87E-08
dinitrotolueen	025321-14-6	nb	nb	nb
dinocap	039300-45-3	7,87E+01	1,14E+02	1,79E+02
dinoseb	000088-85-7	1,89E+01	3,29E+01	5,50E+01
dinoterb	001420-07-1	1,00E+01	4,03E+01	7,84E+01
diuron	000330-54-1	3,36E+00	8,15E+00	1,47E+01



Stofnaam	CAS-nr	Onder- waarde €/kg	Centrale waarde €/kg	Boven- waarde €/kg
E-2-butenal	000123-73-9	nb	nb	nb
endosulfan	000115-29-7	1,24E+01	3,13E+01	5,70E+01
endrin	000072-20-8	8,41E+02	1,33E+03	2,16E+03
(epoxyethyl)benzeen	000096-09-3	8,22E-03	1,12E-02	1,74E-02
ethyl-1-(2,4-dichloorfenyl)-5-(trichloormethyl)-1H-1,2,4-triazool-3-carboxylaat	103112-35-2	2,08E+00	8,39E+00	1,63E+01
ethyleenthioureum	000096-45-7	4,81E-01	6,60E-01	1,02E+00
ethyl-p-nitrofenylthiobenzeenfosfenaat	002104-64-5	5,14E+03	7,04E+03	1,09E+04
fenantreen	000085-01-8	4,20E-02	1,69E-01	3,29E-01
fenantridine	000229-87-8	1,52E-03	6,12E-03	1,19E-02
fenbutatin	013356-08-6	4,18E-06	1,47E-05	2,82E-05
fenolftaleïne	000077-09-8	2,03E-02	2,78E-02	4,30E-02
fentinhydroxide	000076-87-9	2,01E+02	3,10E+02	5,01E+02
fenylhydrazine	000100-63-0	5,29E-05	2,13E-04	4,15E-04
fenylhydrazinechloride	000059-88-1	nb	nb	nb
fenylkwikacetaat	000062-38-4	4,52E+01	7,06E+01	1,14E+02
fluazifop-butyl	069806-50-4	1,58E-01	6,37E-01	1,24E+00
flucythrinaat	070124-77-5	2,29E+02	5,83E+02	1,06E+03
fluoranteen	000206-44-0	1,68E+00	5,22E+00	9,84E+00
fluoreen	000086-73-7	2,60E-01	5,32E-01	9,29E-01
flusilazool	085509-19-9	1,60E+01	2,18E+01	3,37E+01
formaldehyde	000050-00-0	8,36E-01	1,15E+00	1,78E+00
fosfaat	014265-44-2	1,56E-01	6,29E-01	1,22E+00
furaan	000110-00-9	2,40E+00	3,28E+00	5,06E+00
gamma-hexachloorcyclohexaan	000058-89-9	1,66E+02	2,42E+02	3,84E+02
glufosinaat-ammonium	077182-82-2	1,91E-01	3,04E-01	4,95E-01
glycidol	000556-52-5	2,41E-01	3,30E-01	5,09E-01
heptachloor	000076-44-8	3,08E+02	4,23E+02	6,55E+02
heptachloorepoxide	001024-57-3	1,27E+03	1,77E+03	2,75E+03
heptachloornorborneen	028680-45-7	1,13E-02	4,55E-02	8,85E-02
hexachloorbenzeen	000118-74-1	4,08E+02	5,59E+02	8,65E+02
hexachloorbutadieen	000087-68-3	1,21E-01	4,88E-01	9,50E-01
hexachloorcyclohexaan	000608-73-1	2,42E+01	3,69E+01	5,94E+01
hexachloorcyclopentadieen	000077-47-4	9,53E-02	1,31E-01	2,02E-01
hexamethylfosforamide	000680-31-9	8,20E+01	1,12E+02	1,73E+02
hydrazine	000302-01-2	2,10E+00	3,31E+00	5,37E+00
hydrazobenzeen	000122-66-7	1,54E-04	6,18E-04	1,20E-03
isobutaan	000075-28-5	nb	nb	nb
isobutylnitriet	000542-56-3	nb	nb	nb
isodrin	000465-73-6	1,05E-01	4,21E-01	8,19E-01
isopreen	000078-79-5	9,41E-03	1,43E-02	2,29E-02
isoquinoline	000119-65-3	1,52E-02	6,14E-02	1,19E-01
koolmonoxide	000630-08-0	nb	nb	nb
kwik	007439-97-6	7,88E+01	1,98E+03	5,95E+03
linuron	000330-55-2	1,43E+01	2,64E+01	4,50E+01
lood	007439-92-1	9,62E-01	5,85E+00	1,60E+01
methoxychloor	000072-43-5	2,46E-01	7,90E-01	1,50E+00
Koper	007440-50-8	1,43E+00	5,95E+00	1,20E+01
methyylkwik	022967-92-6	1,28E+01	1,75E+01	2,70E+01
mirex	002385-85-5	6,20E+03	8,48E+03	1,31E+04
musk xyleen	000081-15-2	nb	nb	nb



Stofnaam	CAS-nr	Onder- waarde €/kg	Centrale waarde €/kg	Boven- waarde €/kg
N,N-dimethylformamide	000068-12-2	9,27E-02	1,27E-01	1,96E-01
N,N-dimethylhydrazine	000057-14-7	9,24E-02	2,57E-01	4,76E-01
naftaleen	000091-20-3	1,88E-01	2,89E-01	4,66E-01
nikkel	007440-02-0	1,48E+00	5,97E+00	1,20E+01
nitraat	014797-55-8	7,15E-01	7,15E-01	7,15E-01
nitrobenzeen	000098-95-3	2,84E+00	3,91E+00	6,05E+00
nitrofeen	001836-75-5	1,14E+00	2,06E+00	3,48E+00
nitrosodipropylamine	000621-64-7	1,11E+02	1,52E+02	2,35E+02
N-nitrosodimethylamine	000062-75-9	1,17E+01	1,61E+01	2,48E+01
nonylfenol	025154-52-3	2,50E-01	1,01E+00	1,96E+00
o-aminoazotoluene	000097-56-3	6,15E+01	8,42E+01	1,30E+02
o-anisidine	000090-04-0	1,07E-04	4,30E-04	8,36E-04
o-toluidine	000095-53-4	7,39E-04	2,98E-03	5,79E-03
oxiraan	000075-21-8	2,92E-01	4,00E-01	6,19E-01
p-(1,1-dimethylpropyl)fenol	000080-46-6	7,88E-04	3,17E-03	6,17E-03
para-tert-octylfenol	000140-66-9	7,24E-01	2,92E+00	5,67E+00
pentabroomdifenyylether	032534-81-9	4,12E+01	5,63E+01	8,70E+01
pentachlooranisol	001825-21-4	2,87E-02	1,15E-01	2,25E-01
pentachloorbenzeen	000608-93-5	5,27E+01	7,26E+01	1,12E+02
pentachloorethaan	000076-01-7	2,90E-03	1,17E-02	2,27E-02
pentachloorfenol	000087-86-5	3,81E-01	6,07E-01	9,89E-01
p-nonylfenol	000104-40-5	1,56E-01	6,28E-01	1,22E+00
polychloorbifenylen	001336-36-3	1,90E-03	7,65E-03	1,49E-02
propyleenoxide	000075-56-9	7,17E-01	9,81E-01	1,52E+00
pyreen	000129-00-0	1,78E-01	6,46E-01	1,24E+00
quinoline	000091-22-5	4,28E-03	1,72E-02	3,36E-02
sulfallaat	000095-06-7	6,23E-01	8,54E-01	1,32E+00
tetrabroombisfenol A	000079-94-7	1,07E-01	4,31E-01	8,38E-01
tetrabutyltin	001461-25-2	1,29E-03	5,20E-03	1,01E-02
tetra-ethyllood	000078-00-2	2,36E+04	3,23E+04	5,00E+04
tetrahydro-2-furylmetanol	000097-99-4	2,25E-08	9,07E-08	1,76E-07
tetramethyllood	000075-74-1	1,11E-01	4,48E-01	8,72E-01
tetrasul	002227-13-6	3,70E-05	1,49E-04	2,90E-04
thioacetamide	000062-55-5	8,63E-02	1,18E-01	1,82E-01
toxafeen	008001-35-2	7,44E+00	2,25E+01	4,23E+01
tributyltin	000688-73-3	2,82E+00	1,14E+01	2,21E+01
tributyltinoxide	000056-35-9	1,35E+02	4,00E+02	7,49E+02
trichloorbenzenen	012002-48-1	2,62E-04	1,05E-03	2,05E-03
trichlooretheen	000079-01-6	9,96E-03	1,74E-02	2,92E-02
trifenylnitracetaat	000900-95-8	2,00E+02	3,04E+02	4,88E+02
trifenylnitrochloride	000639-58-7	1,68E+02	2,73E+02	4,47E+02
triflurzool	068694-11-1	2,42E-01	9,74E-01	1,89E+00
trifluralin	001582-09-8	1,30E+01	1,84E+01	2,88E+01
tris(2-chloorethyl)fosfaat	000115-96-8	1,53E-03	6,17E-03	1,20E-02
trixyl fosfaat	025155-23-1	2,05E-05	8,24E-05	1,60E-04
urethaan	000051-79-6	8,63E-03	1,18E-02	1,82E-02
vinchlozolin	050471-44-8	2,48E+00	3,51E+00	5,49E+00
vinylbromide	000593-60-2	3,22E-01	4,41E-01	6,81E-01
vinylchloride	000075-01-4	7,31E-01	1,00E+00	1,54E+00
warfarine	000081-81-2	3,46E+01	4,74E+01	7,32E+01
zouten van 4,4'-bi-o-toluidine	000612-82-8	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
zinc	007440-66-6	1,68E-01	1,14E+00	2,96E+00



I.4 Emissies naar bodem

Tabel 65 geeft de emissies naar bodemlucht van zeer zorgwekkende stoffen, alfabetisch gerangschikt naar stofnaam.

Tabel 65 Milieuprijzen (schadekosten) voor emissies naar water in €₍₂₀₁₅₎/kg stof, gemiddelden voor Nederland

Naam	CAS-nr	Onder- waarde €/kg	Centrale waarde €/kg	Boven- waarde €/kg
1,2,3,6,7,8-hexachloordibenzo-p-dioxine	057653-85-7	5,45E-04	2,20E-03	4,27E-03
1,2,3,7,8,9-hexachloordibenzodioxine	019408-74-3	nb	nb	nb
1,2,3,7,8-pentachloordibenzodioxine	040321-76-4	4,74E-01	1,91E+00	3,71E+00
1,2,3-trichloorbenzeen	000087-61-6	1,63E-03	6,55E-03	1,27E-02
1,2,3-trichloorpropaan	000096-18-4	1,83E+01	2,51E+01	3,87E+01
1,2,4-trichloorbenzeen	000120-82-1	2,49E-01	3,44E-01	5,33E-01
1,2-dibroom-3-chloorpropaan	000096-12-8	2,83E+01	3,88E+01	5,99E+01
1,2-dibroomethaan	000106-93-4	6,75E+00	9,23E+00	1,43E+01
1,2-dichloorethaan	000107-06-2	2,50E+00	3,43E+00	5,29E+00
1,2-dichloorpropaan	000078-87-5	2,10E+01	2,87E+01	4,43E+01
1,2-epoxy-3-fenoxypropaan	000122-60-1	7,75E-02	1,06E-01	1,64E-01
1,3,5,7,9,11-hexabroomcyclododecaan	025637-99-4	3,58E-03	1,44E-02	2,81E-02
1,3,5-trichloorbenzeen	000108-70-3	5,34E-04	2,15E-03	4,18E-03
1,3-butadien	000106-99-0	1,60E-02	2,18E-02	3,37E-02
1,3-dichloor-2-propanol	000096-23-1	1,76E-02	7,10E-02	1,38E-01
1,3-propaansulton	001120-71-4	3,21E+00	4,39E+00	6,78E+00
1,3-propiolacton	000057-57-8	3,37E+00	4,60E+00	7,11E+00
1,4,5,8-tetraaminoantrachinon	002475-45-8	3,43E-02	4,69E-02	7,24E-02
1,5,9-cyclododecatrien	004904-61-4	4,65E-08	1,87E-07	3,64E-07
1-broompropaan	000106-94-5	1,30E-06	5,23E-06	1,02E-05
1-chloor-2,3-epoxypropaan	000106-89-8	1,63E+00	2,23E+00	3,44E+00
1-methyl-3-nitro-1-nitrosoguanidine	000070-25-7	1,64E+01	2,25E+01	3,47E+01
2,2'-(nitrosoimino)bisethanol	001116-54-7	7,00E-01	9,57E-01	1,48E+00
2,2',4,5,5'-pentachloorbifenyl	037680-73-2	2,27E-03	9,13E-03	1,78E-02
2,3,7,8-tetrachloordibenzodioxine	001746-01-6	7,51E+05	1,03E+06	1,59E+06
2,3,7,8-tetrachloordibenzofuraan	051207-31-9	1,23E+02	4,93E+02	9,60E+02
2,3-dibroompropaan-1-ol	000096-13-9	6,92E-06	2,78E-05	5,42E-05
2,3-dinitrotolueen	000602-01-7	1,74E-02	7,01E-02	1,36E-01
2,3-epoxypropyl-trimethylammonium chloride	003033-77-0	2,97E-08	1,20E-07	2,33E-07
2,4,5-trimethylaniline	000137-17-7	nb	nb	nb
2,4,5-trimethylanilinehydrochloride	021436-97-5	nb	nb	nb
2,4,6-tri-tert-butylfenol	000732-26-3	1,00E-03	4,04E-03	7,87E-03
2,4-diaminoanisoolsulfaat	039156-41-7	nb	nb	nb
2,4-dinitrotolueen	000121-14-2	8,08E+00	1,11E+01	1,71E+01
2,5-dinitrotolueen	000619-15-8	1,03E-03	4,13E-03	8,04E-03
2,6-dinitrotolueen	000606-20-2	9,16E+01	1,25E+02	1,94E+02
2-butenal	004170-30-3	1,26E-04	5,05E-04	9,83E-04
2-ethoxyethanol	000110-80-5	9,38E-03	1,28E-02	1,98E-02
2-ethoxyethylacetaat	000111-15-9	4,22E-05	1,70E-04	3,30E-04
2-methoxyethanol	000109-86-4	4,93E-02	6,75E-02	1,04E-01
2-methoxyethylacetaat	000110-49-6	9,36E-07	3,77E-06	7,33E-06
2-methylnaftaleen	000091-57-6	3,16E-02	4,35E-02	6,75E-02
2-naftylamine	000091-59-8	3,10E-01	4,24E-01	6,55E-01



Naam	CAS-nr	Onder- waarde €/kg	Centrale waarde €/kg	Boven- waarde €/kg
2-nitroanisool	000091-23-6	5,25E-01	7,19E-01	1,11E+00
2-nitropropaan	000079-46-9	2,63E-01	3,60E-01	5,56E-01
2-nitrotolueen	000088-72-2	1,16E-04	4,67E-04	9,09E-04
3,3',4,4'-tetrachloorbifenyl	032598-13-3	8,10E-05	3,26E-04	6,35E-04
3,3'-dichloorbenzidine	000091-94-1	3,40E+00	4,65E+00	7,18E+00
3,3'-dimethylbenzidine	000119-93-7	8,69E-05	3,50E-04	6,80E-04
3,4-dinitrotolueen	000610-39-9	1,12E-03	4,49E-03	8,74E-03
3,5-dinitrotolueen	000618-85-9	3,74E-05	1,51E-04	2,93E-04
4,4'-bis(dimethylamino)benzofenon	000090-94-8	nb	nb	nb
4,4'-methyleenbis(2-chlooraniline)	000101-14-4	1,11E+00	1,52E+00	2,35E+00
4,4'-methyleendi-o-toluidine	000838-88-0	7,01E-01	9,59E-01	1,48E+00
4,4'-oxydianiline	000101-80-4	3,93E-01	5,37E-01	8,30E-01
4,4'-thiodianiline	000139-65-1	6,56E-01	8,97E-01	1,39E+00
4-aminoazobenzeen	000060-09-3	3,09E-05	1,24E-04	2,42E-04
4-aminobifenyl	000092-67-1	4,37E-01	5,97E-01	9,23E-01
4-chlooraniline	000106-47-8	6,43E-02	9,51E-02	1,51E-01
4-chloor-o-toluidinehydrochloride	003165-93-3	1,16E-01	1,59E-01	2,46E-01
4-methyl-m-fenyleendiamine	000095-80-7	8,86E+00	1,21E+01	1,87E+01
4-nonylfenol, vertakt	084852-15-3	9,89E-04	3,98E-03	7,75E-03
4-tert-butylbenzoëzuur	000098-73-7	3,25E-05	1,31E-04	2,54E-04
5-allyl-1,3-benzodioxool	000094-59-7	4,62E-03	6,32E-03	9,76E-03
5-nitroacenafteen	000602-87-9	1,27E+00	1,74E+00	2,68E+00
6-methoxy-m-toluidine	000120-71-8	1,58E-02	2,16E-02	3,34E-02
acenafteen	000083-32-9	4,39E-03	6,13E-03	9,53E-03
acridine	000260-94-6	6,17E-03	2,48E-02	4,83E-02
acrylamide	000079-06-1	1,41E-01	1,93E-01	2,98E-01
acrylonitril	000107-13-1	7,08E-01	9,68E-01	1,50E+00
aldrin	000309-00-2	3,59E+01	4,91E+01	7,59E+01
alfa-endosulfan	000959-98-8	2,09E+00	8,41E+00	1,64E+01
alfa-hexachloorcyclohexaan	000319-84-6	5,67E+00	7,80E+00	1,21E+01
antraceen	000120-12-7	8,19E-03	1,16E-02	1,83E-02
Arseen	007440-38-2	2,16E+01	6,93E+01	1,68E+02
aziridine	000151-56-4	1,99E+01	2,72E+01	4,20E+01
azobenzeen	000103-33-3	5,05E-03	2,03E-02	3,96E-02
azocyclotin	041083-11-8	1,32E+00	1,85E+00	2,88E+00
benomyl	017804-35-2	7,44E-04	2,48E-03	4,73E-03
benz[a]acridine	000225-11-6	1,23E-03	4,95E-03	9,63E-03
benz[c]acridine	000225-51-4	1,48E-02	5,95E-02	1,16E-01
benzeen	000071-43-2	1,18E-01	1,62E-01	2,50E-01
benzidine	000092-87-5	5,54E-01	7,58E-01	1,17E+00
benzidine dihydrochloride	000531-85-1	nb	nb	nb
benzo[a]antraceen	000056-55-3	1,97E-06	7,95E-06	1,55E-05
benzo[a]pyreen	000050-32-8	6,84E+01	9,36E+01	1,45E+02
benzotrichloride	000098-07-7	2,32E+00	3,17E+00	4,90E+00
benzylbutylftalaat	000085-68-7	5,12E-03	7,59E-03	1,21E-02
benzylchloride	000100-44-7	4,97E-02	6,81E-02	1,05E-01
beryllium	007440-41-7	4,72E+00	9,72E+00	1,73E+01
beta-endosulfan	033213-65-9	1,88E+00	7,57E+00	1,47E+01
beta-hexachloorcyclohexaan	000319-85-7	9,33E-01	1,28E+00	1,97E+00
binapacryl	000485-31-4	1,64E-03	6,62E-03	1,29E-02
bis(2-ethylhexyl)ftalaat	000117-81-7	2,61E-01	3,58E-01	5,52E-01



Naam	CAS-nr	Onder- waarde €/kg	Centrale waarde €/kg	Boven- waarde €/kg
bis(chloormethyl)ether	000542-88-1	1,93E+03	2,63E+03	4,07E+03
bis(pentabroomfenyl)ether	001163-19-5	7,73E+01	1,06E+02	1,63E+02
bisfenol A	000080-05-7	1,27E-02	2,34E-02	3,97E-02
brodifacoum	056073-10-0	9,93E-07	4,00E-06	7,78E-06
C.I. Basic Violet 3 [met 0,1 procent of meer Michler's keton (EC nr. 202-027-5)]	000548-62-9	1,43E-02	5,78E-02	1,12E-01
cadmium	007440-43-9	2,43E+01	2,04E+03	6,25E+03
carbendazim	010605-21-7	9,52E-02	2,77E-01	5,18E-01
chloordaan som	000057-74-9	5,10E+02	6,98E+02	1,08E+03
chloordecon	000143-50-0	3,40E+01	4,67E+01	7,23E+01
chloordimethylether	000107-30-2	1,19E-01	1,63E-01	2,51E-01
chloorfenvinfos	000470-90-6	5,04E+01	6,94E+01	1,07E+02
chloropreen	000126-99-8	1,61E-01	2,21E-01	3,41E-01
cumatetralyl	005836-29-3	2,78E-05	1,12E-04	2,18E-04
Chroom	007440-47-3	5,39E-05	6,36E-04	1,76E-03
cyclododecaan	000294-62-2	4,01E-08	1,61E-07	3,14E-07
cycloheximide	000066-81-9	1,05E-04	4,23E-04	8,22E-04
cyhexatin	013121-70-5	9,75E-01	1,34E+00	2,07E+00
DDT, 2,4'-isomeer	000789-02-6	2,98E-03	1,20E-02	2,34E-02
DDT, 4,4'-isomeer	000050-29-3	1,53E+01	2,10E+01	3,25E+01
delta-hexachloorcyclohexaan	000319-86-8	5,02E-03	2,02E-02	3,93E-02
dibenzo[a,h]antraceen	000053-70-3	1,04E+01	1,42E+01	2,20E+01
dibutylftalaat	000084-74-2	1,34E-02	2,16E-02	3,54E-02
dibutyltindichloride	000683-18-1	2,69E-02	1,08E-01	2,10E-01
dibutyltinoxide	000818-08-6	1,17E-08	4,73E-08	9,20E-08
dicofol	000115-32-2	2,22E+00	3,04E+00	4,70E+00
dieldrin	000060-57-1	3,00E+02	4,11E+02	6,36E+02
difenacum	056073-07-5	3,44E-06	1,38E-05	2,69E-05
dihexylftalaat	000084-75-3	2,40E-04	9,66E-04	1,88E-03
diisobutylftalaat	000084-69-5	4,74E-05	1,91E-04	3,71E-04
dimethylcarbamoylechloride	000079-44-7	1,41E+01	1,93E+01	2,98E+01
dimethylsulfaat	000077-78-1	2,11E-07	8,48E-07	1,65E-06
dinitrotolueen	025321-14-6	nb	nb	nb
dinocap	039300-45-3	2,62E-01	3,61E-01	5,60E-01
dinoseb	000088-85-7	2,31E+01	3,24E+01	5,04E+01
dinoterb	001420-07-1	1,36E-01	5,47E-01	1,06E+00
diuron	000330-54-1	4,02E-01	8,35E-01	1,46E+00
E-2-butenal	000123-73-9	nb	nb	nb
endosulfan	000115-29-7	2,52E-01	3,64E-01	5,74E-01
endrin	000072-20-8	2,63E+01	3,88E+01	6,17E+01
(epoxyethyl)benzeen	000096-09-3	1,80E-02	2,46E-02	3,81E-02
ethyl-1-(2,4-dichloorfenyl)-5- (trichloormethyl)-1H-1,2,4-triazool-3- carboxylaat	103112-35-2	1,89E-02	7,62E-02	1,48E-01
ethyleenthioureum	000096-45-7	1,27E-01	1,75E-01	2,70E-01
ethyl-p-nitrofenylthiobenzeenfosfenaat	002104-64-5	6,25E+01	8,55E+01	1,32E+02
fenantreen	000085-01-8	1,54E-04	6,19E-04	1,20E-03
fenantridine	000229-87-8	6,77E-05	2,73E-04	5,30E-04
fenbutatin	013356-08-6	7,00E+01	9,57E+01	1,48E+02
fenolftaleïne	000077-09-8	3,01E-03	4,11E-03	6,35E-03
fentinhydroxide	000076-87-9	1,71E+00	2,47E+00	3,89E+00
fenylhydrazine	000100-63-0	7,82E-06	3,15E-05	6,13E-05



Naam	CAS-nr	Onder- waarde €/kg	Centrale waarde €/kg	Boven- waarde €/kg
fenylhydrazinechloride	000059-88-1	nb	nb	nb
fenylkwikacetaat	000062-38-4	1,39E+02	1,92E+02	2,97E+02
Fluazifop-butyl	069806-50-4	7,64E-04	3,08E-03	5,99E-03
flucythrinaat	070124-77-5	4,31E-01	6,83E-01	1,11E+00
fluoranteen	000206-44-0	2,34E-02	4,12E-02	6,93E-02
fluoreen	000086-73-7	2,56E-02	3,83E-02	6,11E-02
flusilazool	085509-19-9	9,36E-01	1,28E+00	1,98E+00
formaldehyde	000050-00-0	1,51E+00	2,06E+00	3,19E+00
furaan	000110-00-9	7,70E+00	1,05E+01	1,63E+01
gamma-hexachloorcyclohexaan	000058-89-9	1,65E+01	2,31E+01	3,61E+01
glufosinaat-ammonium	077182-82-2	7,46E-01	1,03E+00	1,59E+00
glycidol	000556-52-5	9,56E-01	1,31E+00	2,02E+00
heptachloor	000076-44-8	9,41E-01	1,29E+00	1,99E+00
heptachloorepoxide	001024-57-3	1,39E+02	1,90E+02	2,94E+02
heptachloornorborneen	028680-45-7	1,58E-04	6,36E-04	1,24E-03
hexachloorbenzeen	000118-74-1	2,48E+02	3,39E+02	5,25E+02
hexachloorbutadieen	000087-68-3	7,50E-03	3,02E-02	5,88E-02
hexachloorcyclohexaan	000608-73-1	1,84E+00	2,56E+00	3,99E+00
hexachloorcyclopentadieen	000077-47-4	3,58E+01	4,90E+01	7,58E+01
hexamethylfosforamide	000680-31-9	3,63E+02	4,97E+02	7,67E+02
hydrazine	000302-01-2	5,24E+00	7,21E+00	1,12E+01
hydrazobenzeen	000122-66-7	4,55E-06	1,83E-05	3,56E-05
isobutaan	000075-28-5	nb	nb	nb
isobutylnitriet	000542-56-3	nb	nb	nb
isodrin	000465-73-6	8,47E-03	3,41E-02	6,63E-02
isopreen	000078-79-5	6,20E-03	8,48E-03	1,31E-02
isoquinoline	000119-65-3	9,14E-04	3,68E-03	7,16E-03
koolmonoxide	000630-08-0	nb	nb	nb
kwik	007439-97-6	8,64E+02	1,55E+03	2,96E+03
linuron	000330-55-2	1,94E+00	2,92E+00	4,69E+00
lood	007439-92-1	1,07E-01	1,42E+01	4,36E+01
methoxychloor	000072-43-5	4,85E-02	6,70E-02	1,04E-01
Koper	007440-50-8	1,18E-02	2,39E-01	6,95E-01
methylkwik	022967-92-6	2,52E+02	3,45E+02	5,33E+02
mirex	002385-85-5	4,56E+03	6,23E+03	9,63E+03
musk xyleen	000081-15-2	nb	nb	nb
N,N-dimethylformamide	000068-12-2	2,66E-01	3,64E-01	5,62E-01
N,N-dimethylhydrazine	000057-14-7	5,47E-02	9,26E-02	1,54E-01
naftaleen	000091-20-3	4,34E-02	5,95E-02	9,20E-02
nikkel	007440-02-0	3,26E-02	3,42E-01	9,65E-01
nitrobenzeen	000098-95-3	1,77E+00	2,42E+00	3,74E+00
nitrofeen	001836-75-5	7,70E-02	1,10E-01	1,73E-01
nitrosodipropylamine	000621-64-7	8,50E+01	1,16E+02	1,80E+02
N-nitrosodimethylamine	000062-75-9	3,66E+01	5,01E+01	7,74E+01
nonylfenol	025154-52-3	1,64E-04	6,62E-04	1,29E-03
o-aminoazotolueen	000097-56-3	1,72E+00	2,36E+00	3,64E+00
o-anisidine	000090-04-0	2,31E-05	9,30E-05	1,81E-04
o-toluidine	000095-53-4	6,08E-08	2,45E-07	4,77E-07
oxiraan	000075-21-8	2,10E-01	2,87E-01	4,43E-01
p-(1,1-dimethylpropyl)fenol	000080-46-6	1,68E-04	6,77E-04	1,32E-03
para-tert-octylfenol	000140-66-9	2,01E-03	8,10E-03	1,58E-02



Naam	CAS-nr	Onder- waarde €/kg	Centrale waarde €/kg	Boven- waarde €/kg
pentabroomdifenylether	032534-81-9	1,96E+01	2,68E+01	4,13E+01
pentachlooranisol	001825-21-4	1,39E-02	5,59E-02	1,09E-01
pentachloorbenzeen	000608-93-5	1,77E+01	2,44E+01	3,77E+01
pentachloorethaan	000076-01-7	8,33E-06	3,36E-05	6,53E-05
pentachloorfenol	000087-86-5	6,77E-03	9,42E-03	1,46E-02
p-nonylfenol	000104-40-5	1,18E-04	4,76E-04	9,26E-04
polychloorbifenylen	001336-36-3	1,07E-03	4,30E-03	8,36E-03
propyleenoxide	000075-56-9	6,37E-01	8,72E-01	1,35E+00
pyreen	000129-00-0	2,05E-01	2,82E-01	4,37E-01
quinoline	000091-22-5	3,39E-04	1,36E-03	2,65E-03
sulfallaat	000095-06-7	8,11E-02	1,11E-01	1,72E-01
tetrabroombisfenol A	000079-94-7	3,73E-05	1,50E-04	2,93E-04
tetrabutyltin	001461-25-2	3,62E-08	1,46E-07	2,83E-07
tetra-ethyllood	000078-00-2	1,16E+03	1,59E+03	2,45E+03
tetrahydro-2-furylmethanol	000097-99-4	2,56E-08	1,03E-07	2,00E-07
tetramethyllood	000075-74-1	6,96E-05	2,80E-04	5,45E-04
tetrasul	002227-13-6	7,52E-06	3,03E-05	5,89E-05
thioacetamide	000062-55-5	1,97E-01	2,70E-01	4,17E-01
toxafeen	008001-35-2	1,25E+01	1,81E+01	2,85E+01
tributyltin	000688-73-3	1,60E-05	6,46E-05	1,26E-04
tributyltinoxide	000056-35-9	1,81E+00	3,94E+00	6,98E+00
trichloorbenzenen	012002-48-1	1,19E-04	4,77E-04	9,29E-04
trichlooretheen	000079-01-6	1,76E-02	2,41E-02	3,73E-02
trifenylnitacetaat	000900-95-8	2,72E+00	3,84E+00	6,01E+00
trifenylnitchloride	000639-58-7	5,28E+01	7,34E+01	1,14E+02
triflumizool	068694-11-1	3,61E-02	1,45E-01	2,83E-01
trifluralin	001582-09-8	1,20E+00	1,64E+00	2,54E+00
tris(2-chloorethyl)fosfaat	000115-96-8	1,02E-04	4,12E-04	8,01E-04
trixyl fosfaat	025155-23-1	4,80E-09	1,93E-08	3,76E-08
urethaan	000051-79-6	2,49E-02	3,40E-02	5,26E-02
vinchlozolin	050471-44-8	4,25E-01	5,88E-01	9,11E-01
vinylbromide	000593-60-2	2,97E-01	4,07E-01	6,29E-01
vinylchloride	000075-01-4	4,95E+00	6,77E+00	1,05E+01
warfarine	000081-81-2	9,31E+00	1,27E+01	1,97E+01
zouten van 4,4'-bi-o-toluidine	000612-82-8	nb	nb	nb

Noot: nb= niet beschikbaar met individualistisch karakterisatieperspectief.

