

## RAPPORT

# Actualisatie van referentiewaarden voor kosteneffectiviteit

In het kader van het Schone Lucht Akkoord

Klant: Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving.  
Kenniscentrum InfoMil

Referentie: BH2041IBRP001F01

Status: Definitief/01

Datum: 5 oktober 2020

HASKONINGDHV NEDERLAND B.V.

Jonkerbosplein 52  
6534 AB NIJMEGEN  
Industry & Buildings  
Trade register number: 56515154

+31 88 348 70 00 **T**  
+31 24 323 93 46 **F**  
info@rhdhv.com **E**  
royalhaskoningdhv.com **W**

Titel document: Actualisatie van referentiewaarden voor kosteneffectiviteit

Ondertitel: Actualisatie referentiewaarden KE  
Referentie: BH2041IBRP001F01  
Status: 01/Definitief  
Datum: 5 oktober 2020  
Projectnaam: Actualisatie referentiewaarden KE  
Projectnummer: BH2041  
Auteur(s): Michiel Verduijn en Sandro Janssen

Opgesteld door: Michiel Verduijn en Sandro Janssen

Gecontroleerd door: Klaas Koop

Datum: 5 oktober 2020

Goedgekeurd door: Sandro Janssen

Datum: 5 oktober 2020

Classificatie

Projectgerelateerd

*Behoudens andersluidende afspraken met de Opdrachtgever, mag niets uit dit document worden veelevoudigd of openbaar gemaakt of worden gebruikt voor een ander doel dan waarvoor het document is vervaardigd. HaskoningDHV Nederland B.V. aanvaardt geen enkele verantwoordelijkheid of aansprakelijkheid voor dit document, anders dan jegens de Opdrachtgever. Let op: dit document bevat persoonsgegevens van medewerkers van HaskoningDHV Nederland B.V. en dient voor publicatie of anderszins openbaar maken te worden geanonimiseerd.*

## Inhoud

<b>1</b>	<b>Inleiding</b>	<b>1</b>
1.1	Aanleiding	1
1.2	Kosteneffectiviteit en referentiewaarden	1
1.3	Scope onderzoek	2
1.4	Leeswijzer	2
<b>2</b>	<b>Pijler 1: Indexatie referentiewaarden</b>	<b>3</b>
2.1	Huidige referentiewaarden	3
2.2	Actualisatie referentiewaarden	5
2.3	Effecten prijsontwikkeling	6
2.3.1	Stikstofprobleem in Nederland	11
2.4	Effecten rentevoet	11
2.5	Beschouwing	12
2.5.1	Rekenvoorbeeld	13
<b>3</b>	<b>Pijler 2: Milieuprijzen</b>	<b>15</b>
3.1	Juridische mogelijkheid milieuprijzen	15
3.2	Totstandkoming milieuprijzen	16
3.3	Achtergrond milieuprijzen	19
3.3.1	Gezondheidseffecten	20
3.3.2	Toelichting op de waardering van NMVOS	22
3.3.3	Vergelijk milieuprijzen in andere landen	24
3.4	Overwegingen bij gebruik van milieuprijzen	24
<b>4</b>	<b>Effecten van wijzigen referentiewaarden</b>	<b>27</b>
4.1	Mate van gebruik	27
4.2	Emissies bij kosteneffectiviteit	28
4.3	Proces bij opstellen kosteneffectiviteitsberekening	28
<b>5</b>	<b>Samenvatting, conclusie en overwegingen</b>	<b>30</b>
5.1	Indexatie referentiewaarden	30
5.2	Effecten van indexatie referentiewaarden op emissies	31
5.3	Milieuprijzen	31
5.4	Overige overwegingen	33

## 1 Inleiding

### 1.1 Aanleiding

In het Regeerakkoord (2017-2021) is vastgelegd dat er een Nationaal actieplan luchtkwaliteit wordt opgesteld. Dit plan heeft de titel Schone Lucht Akkoord (SLA) gekregen en is een samenwerking tussen het Rijk, decentrale overheden, bedrijfsleven en maatschappelijke partijen. Het doel is een permanente verbetering van de luchtkwaliteit na te streven met als uiteindelijke doel de gezondheid van inwoners te verbeteren.

Binnen het SLA wordt ook aandacht aan industriële emissies besteed, waaronder het moderniseren van algemene regels voor de industrie. In dit kader wordt in deze rapportage nagegaan of de referentiewaarden, die worden gebruikt bij het beoordelen van de kosteneffectiviteit, nog actueel zijn.

### 1.2 Kosteneffectiviteit en referentiewaarden

Met kosteneffectiviteit wordt vastgesteld of een emissiereducerende maatregel economisch wel of niet haalbaar is voor een specifieke situatie. De referentiewaarden zijn de waarden waaraan de kosteneffectiviteitsberekening wordt getoetst. De huidige kosteneffectiviteitmethodiek becijfert de kosten van het bedrijf en de vermeden emissies die de emissiebeperkende maatregel oplevert en wordt uitgedrukt in €/kg vermeden emissie. De huidige referentiewaarden zijn afgeleid op basis van een onderzoek uit 2010, uitgevoerd door DHV, en hebben betrekking op de componenten NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, VOS<sup>1</sup> en stof<sup>2</sup>.

Indien de berekende kosteneffectiviteit van een emissiebeperkende maatregel lager is dan de laagste waarde van het afwegingsgebied, is de maatregel kosteneffectief. Indien de berekende waarde hoger is dan de hoogste waarde, is de maatregel niet kosteneffectief. Indien de berekende waarde binnen het afwegingsgebied ligt, bepaalt het bevoegd gezag of die maatregel in een individueel geval kosteneffectief is.

Tabel 1.1 Afwegingsgebied Kosteneffectiviteit

Stof	Afwegingsgebied (€/kg)
NO <sub>x</sub>	5 - 20
SO <sub>2</sub>	5 - 10
VOS	8 - 15
Stof	8 - 15

De huidige kosteneffectiviteitmethodiek is een bedrijfseconomische afweging; de kosten worden vergeleken met referentiewaarden (bestaande uit een range). Milieu- of gezondheidsschade worden niet expliciet meegenomen in de huidige afweging maar kennen wel, in algemene zin, een toenemende belangstelling vanuit de maatschappij.

<sup>1</sup> Niet zijnde ZZS omdat voor ZZS de 'wenselijkheid' van reductie vele malen hoger is (hetgeen waarschijnlijk zou resulteren in aanzienlijk hoger referentiewaarden. Voor kosteneffectiviteit bij ZZS wordt momenteel een studie uitgevoerd)

<sup>2</sup> Niet zijnde PAK's, zware metalen, en andere stofdeeltjes waar afzonderlijk BBT of emissiegrenswaarden voor gelden

### 1.3 Scope onderzoek

Deze studie bevat twee pijlers:

- **Pijler 1: Indexatie referentiewaarden.** Een kwantitatieve actualisatie van het onderzoek van 2010. Daarbij worden de in 2010 bepaalde referentiewaarden van huidige luchtmissiebeperkende technieken geïndexeerd naar het prijsniveau van 2020. Hiertoe wordt gekeken naar prijsontwikkeling, en informatie en vanuit leveranciers.
- **Pijler 2: Milieuprijzen** Een weergave van de onderzoeksmethoden waarop milieuprijzen zijn vastgesteld, met het oog op een eventuele rol in het instrument kosteneffectiviteit. In dat kader zijn tevens de wettelijke kaders<sup>3</sup> beoordeeld of er een grondslag is om milieu- of gezondheidsschade te implementeren. Overwegingen voor milieuprijzen worden ook beschouwd.

Naast de beoordeling van de kosteneffectiviteit is een integrale afweging van (lokale) milieuvoordelen en -nadelen eveneens benodigd bij de beslissing of een techniek wel of niet haalbaar is. Deze integrale afweging staat los van de beoordeling aan de hand van de referentieranges en is daarom geen onderdeel van de studie.

Voor een goede beleidsmatige afweging is ook indicatief onderzocht hoe vaak de kosteneffectiviteit methodiek in vergunningverlening wordt toegepast. Ook wordt het effect van een eventuele aanscherping van de rentevoet in combinatie met een aanpassing van de referentieranges beschouwd. Dit laatste op verzoek van het bedrijfsleven. Het ministerie overweegt namelijk om de nu voorgeschreven rentevoet van 10% in de systematiek te actualiseren op basis van huidige rentevoeten in de praktijk, hetgeen een invloed heeft op de kosteneffectiviteitsberekeningen.

De stikstofproblematiek in Nederland zorgt voor een bijzondere situatie voor de stof NO<sub>x</sub>. De doorwerking daarvan op de referentiewaarden is niet goed mogelijk en is daarom ook niet meegenomen in deze studie (een verdere toelichting wordt in paragraaf 2.3.1 van dit rapport gegeven). Wel is het hebben van actuele referentieranges ook in het belang van stikstofbeleid. In de kamerbrief van 24 april 2020 wordt wat betreft het stikstofbeleid voor de industrie, verwezen naar het SLA.

### 1.4 Leeswijzer

Na dit inleidende hoofdstuk volgt Hoofdstuk 2 over pijler 1. Hierin wordt de bestaande methode van het vaststellen van referentiewaarden uitgelegd en worden de referentiewaarden volgens deze methode geïndexeerd. In dit hoofdstuk worden tevens de (gecombineerde) effecten van een aangescherpte rentevoet inzichtelijk gemaakt.

Hoofdstuk 3 begint met een korte analyse van hoe kosteneffectiviteit wordt toegepast en hoe dit verankerd is in de wetgeving. Vanuit daar wordt de wettelijke mogelijkheid van de rol van milieuprijzen geschetst. Vervolgens wordt uitgebreid ingegaan op totstandkoming en de toepassing van milieuprijzen. Overwegingen over het wel of niet toepassen van milieuprijzen worden ook gegeven.

Hoofdstuk 4 bevat het indicatieve onderzoek naar de mate van het gebruik van het instrument kosteneffectiviteit. Tevens wordt in dit hoofdstuk ingegaan op het gebruik in de praktijk en de effecten van een aanpassing van de referentiewaarden. In hoofdstuk 5 volgt de samenvatting, conclusies en overwegingen van dit onderzoek.

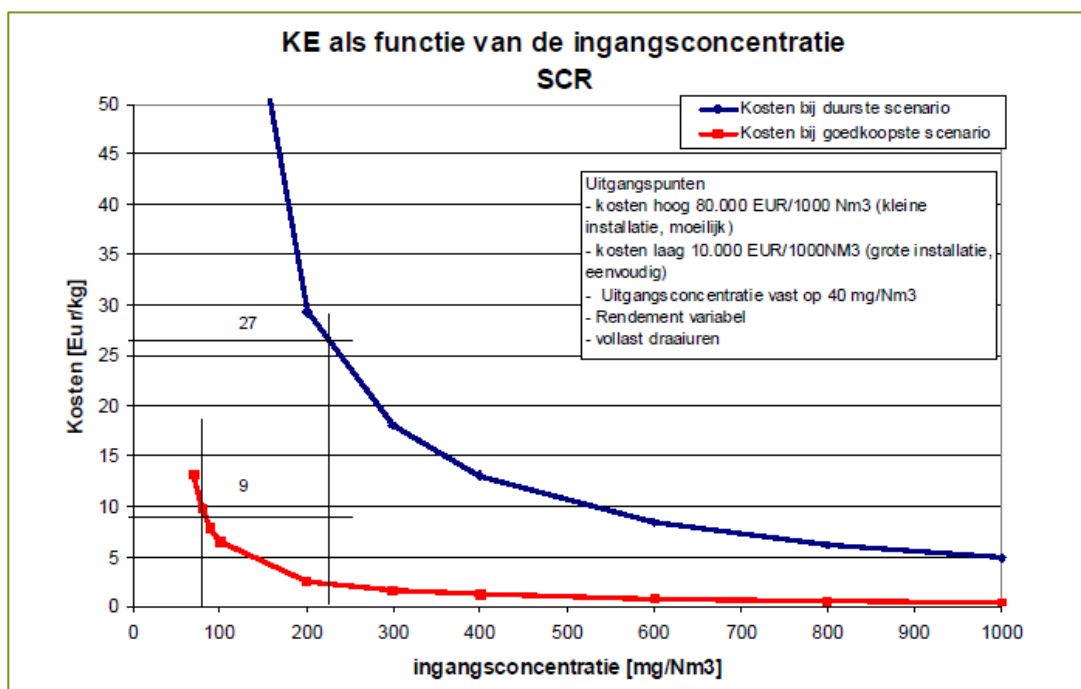
<sup>3</sup> Voor een toelichting op het actuele wettelijk kader wordt verwezen naar de volgende websites:  
Toepassingsbereik: <https://aandeslagmetdeomgevingswet.nl/thema/lucht/kosteneffectiviteit-luchtemissies-milieubelastende/>  
Berekening kosteneffectiviteit: <https://aandeslagmetdeomgevingswet.nl/thema/lucht/berekening-kosteneffectiviteit/>

## 2 Pijler 1: Indexatie referentiewaarden

### 2.1 Huidige referentiewaarden

De huidige referentiewaarden zijn afgeleid van kostencurves die per stof voor een aantal technieken zijn afgeleid. In een kostencurve is de kosteneffectiviteit weergegeven als functie van de concentratie van de verontreiniging in de ongereinigde afgassen (de ingangconcentratie). Bij een hoge ingangconcentratie werkt een emissiebeperkende maatregel meestal efficiënt omdat er veel verontreiniging wordt afgevangen, waardoor de kosteneffectiviteit gunstig (lage waarde) is. Bij een lage ingangconcentratie is het vaak kostbaar om een emissie af te vangen en is de kosteneffectiviteit dus ongunstig (hoge waarde). In één curve kunnen ook de effecten van verschillende maatregelen met een verschillende kostprijs of verschillende efficiëntie worden weergegeven.

Volgens deze benadering zijn in 2010<sup>4</sup> een aantal kostencurves opgesteld. Deze kostencurves zijn bepaald op basis van kostengegevens van leveranciers. Deze zijn grotendeels verzameld tijdens het onderzoek naar emissiebeperkende technieken in 2009<sup>5</sup>. Daarnaast is er een aantal uitgangspunten gehanteerd voor bijvoorbeeld de OPEX. Onderstaand een figuur uit het rapport van 2010 als voorbeeld.



Figuur 2.1: Voorbeeld van een kostencurve (voor een SCR techniek) uit rapportage 2010

Zoals in figuur 2.1 te zien is stijgen de kosten van een techniek steeds sneller bij een afnemende ingaande concentratie. Dit komt omdat de absolute reductie (in gram/uur) van een bepaalde techniek lager wordt bij een lagere ingaande concentratie. Uitgegaan is daarbij van een vast verwijderingsrendement. Omdat de kosten van een techniek hetzelfde blijven (er is uitgegaan van een vast afgasdebiet) stijgt de kosteneffectiviteitswaarde (in euro/kg) dus (de kg worden lager en de kosten gelijk). Dit resulteert in een steeds sterkere stijging van de KE bij lager wordende ingaande concentraties. Logisch lijkt het dat bij hoge ingaande concentraties (veel reductie, lage KE) een techniek haalbaar en zinvol lijkt. Bij lage ingaande concentraties (weinig reductie, hoge KE) is een techniek minder zinvol, maar

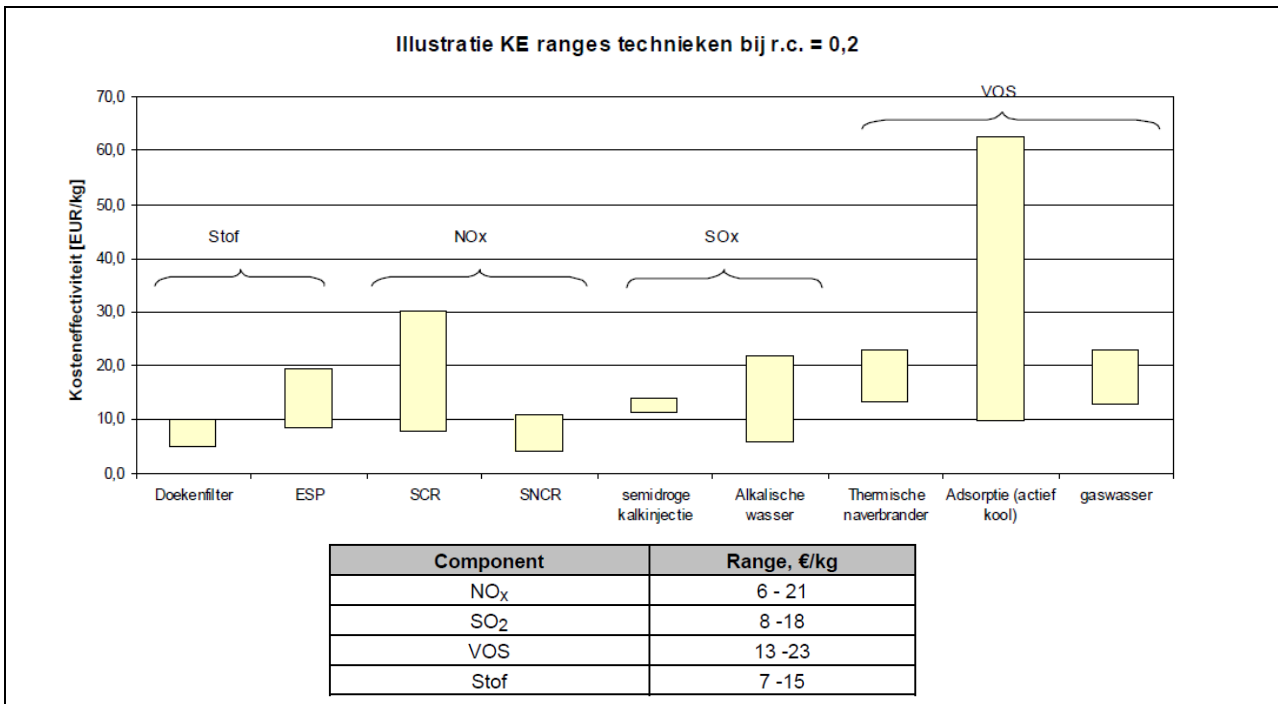
<sup>4</sup> [https://www.infomil.nl/publish/pages/108034/eindrapportage\\_ke\\_in\\_de\\_ner\\_20-4-10\\_doc.pdf](https://www.infomil.nl/publish/pages/108034/eindrapportage_ke_in_de_ner_20-4-10_doc.pdf).

<sup>5</sup> [https://www.infomil.nl/publish/pages/116596/factsheets\\_luchtemissiebeperkende\\_technieken\\_-\\_herziening\\_2008.pdf](https://www.infomil.nl/publish/pages/116596/factsheets_luchtemissiebeperkende_technieken_-_herziening_2008.pdf)

nog steeds even duur. Daartussenin ligt een grijs gebied met ergens een omslagpunt. Bij de vaststelling van dat omslagpunt is in 2010 gekozen voor een bepaalde hellingshoek op de curve.

Bij de vaststelling van de hellingshoek zijn toen (o.a.) de geldende indicatieve referentiewaarden uit de NeR (zie tabel 2.1) in 2010 als referentie genomen. Bij die bepaalde hellingshoek kan dan de bijbehorende kosteneffectiviteit worden berekend. Gezien de vele onzekerheden in deze bepaling is in 2010 gekozen om twee kosteneffectiviteitswaarden te berekenen; een bij het goedkoopste scenario en een bij het duurste scenario (van een bepaalde techniek). Deze KE waarden bepalen de onderkant en de bovenkant van de range.

In 2010 zijn op deze manier kostencurves gemaakt voor de vier verschillende componenten en diverse daartoe behorende reductietechnieken. Per component en techniek zijn zo onder- en bovenwaarden berekend, weergegeven in de navolgende figuur. Tevens zijn op basis van de verkregen onder- en bovenwaarden illustratieve ranges bepaald (zijnde de gemiddelde onder- en bovenwaarden van de technieken bij de betreffende component, actief kool uitsluitend), eveneens navolgend weergegeven.



Figuur 2.2: KE ranges conform rapportage 2010 (actief kool is niet meegenomen bij de bepaling van de ranges)

Op basis van de rapportage uit 2010 heeft het Ministerie van I&M vervolgens de referentiewaarden afgeleid die in het huidige AB in artikel/tabel 2.7 zijn opgenomen. In tabel 3.1 zijn de in 2010 afgeleide ranges weergegeven, alsmede de door het ministerie bepaalde referentiewaarden. Er valt dus af te leiden dat er een vertaalslag heeft plaatsgevonden van de illustratieve waarden uit het rapport en de definitieve waarden in het AB. Ter referentie zijn ook de indicatieve referentiewaarden die golden in de NeR (voordat de kostencurves in 2010 waren opgesteld) opgenomen in de tabel.

De indicatieve referentiewaarden uit de NeR zijn verkregen uit een steekproef van binnen Nederland gerealiseerde emissiereducerende maatregelen voor de betreffende componenten. Deze steekproef gaf een duidelijk inzicht in welke niveaus van kosteneffectiviteit tot op dat moment gangbaar waren. Beleidsmatig was vooral de vraag aan de orde waar de grenzen van het gangbare en daarmee het redelijke liggen of zouden kunnen worden overschreden. Vanuit die optiek zijn in beginsel alleen de hoogste waarden van de waargenomen range van kosteneffectiviteit relevant geacht. Daarbij zijn de uitschieters (naar boven) van uitzonderlijke gevallen weggelaten. Van de overige gevallen is dus van de hoogste kosteneffectiviteit waarde de zogeheten 'indicatieve referentiewaarden' afgeleid.

Tabel 2.1 Historie referentiewaarden

Stof	Indicatieve referentiewaarden uit de NeR vóór 2010	Illustratieve ranges rapport 2010	Huidig afwegingsgebied in het AB vanaf 2010
NO <sub>x</sub>	4,6	6 – 21	5 - 20
SO <sub>2</sub>	2,3	8 – 18	5 - 10
VOS	4,6	13 – 23	8 - 15
Stof	2,3	7 – 15	8 - 15

## 2.2 Actualisatie referentiewaarden

De actualisatie van de referentiewaarden van 2010 is als volgt uitgevoerd, waarbij eenzelfde aanpak is gehanteerd als in 2010 (waartoe dan ook verwezen wordt naar het onderzoek uit 2010<sup>3</sup>):

- De kostencurves die zijn gebruikt voor het bepalen van de ranges zijn in beginsel gebaseerd op de kosten uit het Handreiking emissiebeperkende technieken uit 2009.
- Voor Stof, NO<sub>x</sub> en SO<sub>x</sub> zijn de indicatieve referentiewaarden in 2010 afgeleid van de volgende voorbeeldtechnieken. Stof: (Doekenfilter en ESP), NO<sub>x</sub> (SCR en SNCR), SO<sub>x</sub> (semidroge kalkinjectie en Alkalische water), VOS (Thermische naverbrander, adsorptie (actief kool) en gaswater).
- Voor elk van deze technieken is beoordeeld welke prijsaanpassingen nodig zijn.
- Voor een actualisatie van de kapitaalkosten (de aanschaf) is gebruik gemaakt van;
  - Algemene analyse prijsontwikkeling apparaten in de industriële sector 2009 – 2020. Dit geeft de gemiddelde prijsontwikkeling (exclusief accijns) weer van Nederlandse industrieproducten. Het CBS publiceert deze reeks sinds 2012. De ontwikkeling tussen 2009-2020 wordt geëxtrapoleerd op basis van het gerealiseerde jaargemiddelde tussen 2012-2019. Tevens is het en het DACE prijzenboekje geraadpleegd. Verdere toelichting volgt verder in deze paragraaf.
  - Gegevens van leveranciers. De geïndexeerde kosten gevonden in de bovenstaande stap zijn getoetst met leveranciers die eerder hebben meegewerkt aan de Handreiking emissiebeperkende technieken (2009). Verdere toelichting volgt in paragraaf 2.3.
- De bouwkundige kosten zijn in 2010 afgeleid van de kapitaalkosten, en zijn in 2010 verdisconteerd in de gehanteerde 'retrofit' factor. Dit is een factor die ervanuit gaat dat de retrofit (implementatie van een techniek in een bestaande inrichting), en dus bouwkosten in een bepaalde verhouding staan van de kapitaalkosten. Omdat de kapitaalkosten in deze actualisatie zijn aangepast, heeft dit direct ook een effect op de bouwkundige kosten. Omwille van een actualisatie van de kosten, maar niet de systematiek, is in deze studie uitgegaan van dezelfde retrofit factoren als in 2010.



- De gehanteerde hellingshoek in 2010 is voor deze actualisatie identiek gehouden. Dit is een keuze geweest. Nadrukkelijk dient hierbij te worden opgemerkt dat deze hellingshoek ook anders gekozen kan worden omdat hetgeen (wettelijk) verankerde waarde is.
- Met de vernieuwde kostenkennallen wordt duidelijk of er een significante aanpassing in de kostencurves plaatsvindt en daarmee de indicatieve kostenranges. Om de effecten te berekenen is dezelfde rekenmethodiek als in 2010 gehanteerd.

Naast de kosten voor een techniek zijn conform de kosteneffectiviteitsmethode ook kosten verbonden aan bijvoorbeeld bediening (werktijd van werknemers) onderhoudskosten, gebruik van energie, grondstoffen en eventueel (filter)materiaal, katalysatoren etc. en eventuele kosten voor afvalstromen. De kosten hiervan zullen in de loop der jaren mogelijk ook veranderd zijn. Voor deze studie worden deze kosten echter niet geïndexeerd. Enerzijds doordat (ook) hiervoor geldt dat een grote variëteit bestaat tussen verschillende gebruikers van een(zelfde) techniek. Anderzijds dragen deze kosten slechts voor een klein deel bij aan de totale (jaarlijkse) kosten van een techniek, en dus aan de berekende kosteneffectiviteit. Voor dit onderzoek worden deze kosten daarom identiek gehouden aan 2010.

De prijsontwikkeling is weergegeven in paragraaf 2.3. Naast de bovenstaande ontwikkeling van prijzen is ook gekeken naar een actualisatie van de rentevoet in de KE methode, zie paragraaf 2.4. Uiteindelijk is ook het gecombineerde effect weergegeven in paragraaf 2.5.

## 2.3 Effecten prijsontwikkeling

De vertaling naar nieuwe ranges is net zoals in 2010 een complexere aangelegenheid waarin meerdere elementen een rol spelen. Onderstaand volgt een meer gedetailleerde toelichting op de effecten van de prijsontwikkeling over de periode 2009 (bron van data onderzoek uit 2010) en 2020 (huidige situatie). Hiertoe is gekeken naar de prijsontwikkeling en die is vervolgens getoetst aan opgaves van leveranciers.

### Stap1: prijsontwikkeling

Voor de actualisatie van de prijzen van de emissiebeperkende technieken zijn de kostenkennallen uit de Handreiking Emissiebeperkende technieken gecorrigeerd. Daartoe is gekeken naar de producentenprijsindex voor de sector industrie voor de periode 2009 – 2020. Meer specifiek is daarbij de subcategorie machine-industrie gehanteerd voor de Nederlandse afzetmarkt. De categorie machine-industrie wordt als ‘omvattend’ geacht omdat daar aspecten aan verbonden zijn die ook voor emissiebeperkende technieken gelden (en bepalend zijn). Te denken valt aan staal-/ijzerprijzen, engineering, elektrotechniek, meet- en regeltechniek etc. De jaarlijkse gemiddelde afzetprijsontwikkeling voor deze subsector tussen 2012 en 2019 is +1,4% per jaar. Middels extrapolatie van de gemiddelde jaarlijkse groei kan de ontwikkeling over de periode 2009-2020 worden berekend. Dit is +17%.

Deze ontwikkeling is gelegd naast de prijsontwikkeling (Index Figures) conform categorie H5003 van de DACE<sup>6</sup> Prijzenboekjes<sup>7</sup>. Onderstaand de betreffende uitsneden uit DACE.

<sup>6</sup> DACE = Dutch Association of Cost Engineers.

<sup>7</sup> In het Prijzenboekje staan richtprijzen van verschillende soorten procesapparatuur, zoals bijvoorbeeld opslagvaten, kolommen, compressoren, pompen, stoomketels, filters, leidingsystemen, flowmeters, sensoren en bouwkundige installaties. Zie: <https://www.dace.nl/prijzenboekje>

**H5003. Index figures from the Netherlands from 2008**

Base year 2010 = 100.

Item	Series	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
41	Machines	96	98	100	101	104	104	104	107

**H5003. Index figures from the Netherlands from 2015**

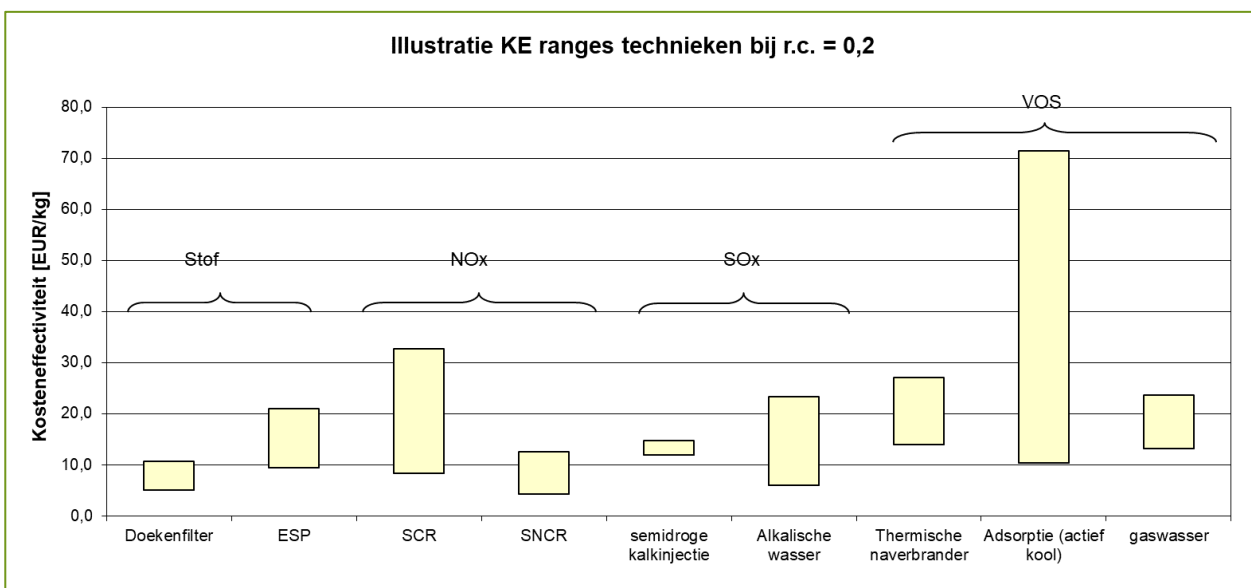
Base year 2015 = 100.

Item	Series	2015	2016	2017
41	Machines	100	101	101

De prijsontwikkeling tussen 2009 en 2017 is voor deze categorie volgens DACE circa 10%. Middels extrapolatie van de gemiddelde jaarlijkse groei kan de prijsontwikkeling over de periode 2009-2020 worden berekend. Dit is circa +14%.

Voor deze studie wordt van het gemiddelde van de twee bronnen uitgegaan; een prijsontwikkeling van +15,5% over de periode 2009-2020.

Voor de verdere berekening op de kosteneffectiviteit en de ranges is dezelfde rekenwijze als bij de rapportage in 2010 gehanteerd. De aangepaste ranges zijn te vinden in onderstaande grafiek en tabel.



Tabel 2.2 Aangepaste referentiewaarden - op basis van prijsontwikkeling

Stof	Indicatieve referentiewaarden 2010 (€/kg)	Indicatieve referentiewaarden 2020 (€/kg)
NO <sub>x</sub>	6 – 21	6 – 23
SO <sub>2</sub>	8 – 18	9 – 19
VOS	13 – 23	14 – 25
Stof	7 – 15	7 – 16

### Stap 2. Toetsing van de kosten met leveranciers.

Ter controle van de nieuwe kostenkanten zijn leveranciers benaderd met de vraag of deze kostenkanten nog passen bij hun verwachtingen. Hierbij zijn dezelfde leveranciers benaderd die ook ondersteuning hebben geboden bij de totstandkoming van het rapport 'Handreiking luchtmissiebeperkende technieken' (DHV, 15 april 2009).

Voor de in dit onderzoek relevante technieken zijn er twee inhoudelijke reacties ontvangen:

- **Prijsontwikkeling voor een doekenfilter (stofreductie):**

Ter vergelijking uit het onderzoek naar emissiebeperkende technieken in 2009<sup>4</sup> (factsheet):  
Investeringskosten 1.000 – 4.500 euro/1.000 Nm<sup>3</sup>/uur

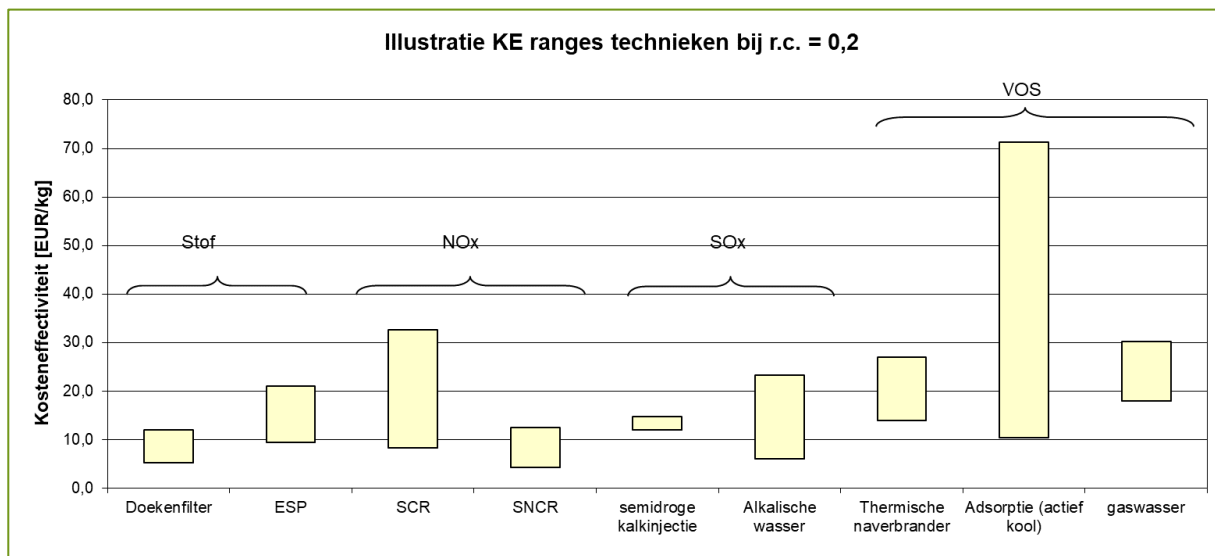
Prijsopgave 2020:  
Investeringskosten 1.400 – 8.000 euro/1.000 Nm<sup>3</sup>/uur

- **Prijsontwikkeling voor een gaswasser algemeen (VOS reductie):**

Ter vergelijking uit het onderzoek naar emissiebeperkende technieken in 2009<sup>4</sup> (factsheet):  
Investeringskosten 2.500 – 25.000 euro/1.000 Nm<sup>3</sup>/uur

Prijsopgave 2020:  
Investeringskosten 30.000 – 60.000 euro/1.000 Nm<sup>3</sup>/uur

Deze aangepast prijsopgaves zijn verwerkt in de berekeningen, leidend tot aangepaste ranges zoals weergegeven in onderstaande grafiek en tabel.



Tabel 2.3 Aangepaste referentiewaarden - op basis van algemene prijsontwikkeling en info leveranciers

Stof	Indicatieve referentiewaarden 2010 (€/kg)	Indicatieve referentiewaarden 2020 (€/kg)
NO <sub>x</sub>	6 – 21	6 – 23
SO <sub>2</sub>	8 – 18	9 – 19
VOS	13 – 23	16 – 29
Stof	7 – 15	7 – 17

Gezien de beperkte respons en de daarmee samenhangende leemten in kennis wordt ook op basis van expert judgement een inschatting gemaakt van prijsontwikkeling van technieken. Daartoe wordt op basis van de in 2010 gehanteerde technieken een afweging gemaakt over de prijsontwikkeling.

### Stof: (Doekenfilter en ESP)

Het gebruik van filtrerende afscheiders was in 2009 reeds 'stand der techniek/BBT' en werd al breed ingezet in de industrie. De emissiegrenswaarden conform de toenmalige NeR bedroeg 5 mg/Nm<sup>3</sup> bij toepassing van een dergelijke techniek. Deze waarde geldt nu ook nog conform het AB. BBT emissieniveaus zijn veelal ook vergelijkbaar. Gezien deze ontwikkeling (geen aanscherping beleid) is de verwachting dat dergelijke technieken niet vaker of minder vaak benodigd zijn ten opzichte van 2009. Schaalvergroting bij producenten (of concurrentie) wordt daardoor ook niet anders geacht dan in 2009. Er wordt daarom geen andere prijsontwikkeling voor deze techniek verwacht dan de eerder afgeleide +15,5% over de periode 2009-2020. Uit de bijdrage van de leveranciers blijkt dat er wel een (significante) stijging is in prijsniveau; volgens opgave het gevolg van algemene prijsontwikkeling. Deze stijging is ook doorberekend.

Voor ESP filters geldt hetzelfde; de verwachting is dat deze niet vaker of minder vaak worden ingezet ten opzichte van 2009. De techniek was in 2009 ook al breed ingepast. Er wordt daarom geen andere prijsontwikkeling voor deze techniek verwacht dan de eerder afgeleide +15,5% over de periode 2009-2020.

### **NO<sub>x</sub> (SCR en SNCR),**

Voor SNCR geldt dat deze voornamelijk wordt toegepast in huisvuil verbrandingsovens en andere waterpijpketels en fornuizen met grote vuurhaarden. Ook dit is een bekende techniek die ook in 2009 reeds gebruikt werd. SNCR is gevoeliger voor temperatuurschommelingen in de afgassen dan SCR. Gezien de (algemene) aanscherping in NO<sub>x</sub> emissiegrenswaarden voor stookinstallaties is de verwachting dat juist SCR vaker wordt toegepast en SNCR minder. Dat zou kunnen betekenen dat de vraag naar SNCR technieken afneemt, en dat er geen sprake is van schaalvergroting bij de productie van deze techniek. Er wordt daarom geen andere prijsontwikkeling voor deze techniek verwacht dan de eerder afgeleide +15,5% over de periode 2009-2020.

Voor SCR geldt naar verwachting wel een schaalvergroting in de productie/aanbod. Deze technieken worden meer en meer ingezet. De reden is de verlaging van emissiegrenswaarden stookinstallaties, en ook vooral voor kleinere motoren voor mobiele werktuigen en ook wegverkeer. De verwachting is daarmee dat dit een 'gunstig' effect heeft op de prijsontwikkeling. Er is waarschijnlijk een toename van aanbod, ook gezien leverancierskeuze. De verwachting is dus dat de prijs voor SCR systemen relatief zal zijn afgenomen ten opzichte van 2009. Gezien er vanuit SCR leveranciers geen respons is gekomen kan niet worden aangegeven of dit daadwerkelijk zo is, en zo ja wat de ontwikkeling dan is. Daarom wordt uitgegaan van de eerder afgeleide prijsontwikkeling van +15,5% over de periode 2009-2020.

### **SO<sub>x</sub> (semidroge kalkinjectie en Alkalische wasser),**

SO<sub>2</sub> is in Nederland over het algemeen geen aandachtspunt meer. Emissies zijn de afgelopen decennia sterk gedaald waardoor er slechts nog enkele 'hotspots' in Nederland zijn met een verhoogde SO<sub>2</sub> concentratie, die ook daar nog ruimschoots voldoet aan de Europese SO<sub>2</sub> grenswaarden voor luchtkwaliteit. Het gebruik van SO<sub>x</sub> reinigingstechnieken zal daarom naar verwachting niet zijn toegenomen. De prijsontwikkeling zal hierdoor niet beïnvloed zijn. Er wordt daarom geen andere prijsontwikkeling voor deze techniek verwacht dan de eerder afgeleide +15,5% over de periode 2009-2020.

### **VOS (Thermische naverbrander, Adsorptie (actief kool) en gaswasser))**

VOS is in toenemende mate onderwerp van emissiereductie. Veelal is dit een gevolg van de aanwezigheid van ZZS (doorgaans zijnde VOS) in de afgassen, waarvoor de afgelopen jaren nadrukkelijke aandacht voor is gekomen. Met name voor naverbranding en actief kool geldt dat de toepassing in de loop der jaren is toegenomen, omdat deze het meest effectief zijn voor de verwijdering van ZZS. De verhoging in toepassing heeft naar verwachting een positief effect op de prijsontwikkeling (daling van de kosten). Gezien ervan uit voor deze technieken geen respons is gekomen vanuit leveranciers kan niet worden aangegeven of dit daadwerkelijk zo is, en zo ja wat de ontwikkeling dan is. Daarom wordt uitgegaan van de eerder afgeleide prijsontwikkeling van +15,5% over de periode 2009-2020.

### **Overige technieken**

Naast een respons op prijsontwikkeling van de in 2010 gehanteerde technieken is ook respons ontvangen over andere technieken. Voor een directe doorrekening van de kosten kan dit niet gebruikt worden, maar wel om de gehanteerde bepaling van prijsontwikkeling (+15,5%) te toetsen. De opgaves beknopt weergegeven (met de prijsontwikkeling); cycloon (-25%), absoluutfilter (+11%), mistfilter (-4%), membraanfilter (+17%). Uit deze opgaves blijkt een grote variëteit, die in principe stroken met de gehanteerde ontwikkeling van +15,5%. Daarbij wordt opgemerkt dat deze genoemde technieken relatief eenvoudig zijn in werkingsprincipe en complexiteit van de installatie (voor de cycloon). Een relatief grotere prijsdaling is daardoor wellicht te verklaren (het onderdeel engineering is beperkt). Al met al lijkt de gehanteerde 15,5% toename in prijsontwikkeling plausibel en zal voor deze studie dus ook worden gehanteerd (uitzondering doekenfilter).

### 2.3.1 Stikstofprobleem in Nederland

Los van bovenstaande actualisaties door ontwikkelingen op financieel gebied, heerst er bij de component NO<sub>x</sub> een afwijkende situatie. Door het stikstof (N) probleem in Nederland en het sneuvelen van de programmatische aanpak stikstofdepositie (PAS) heerst er een impasse op het gebied van (natuur)vergunningen waar stikstofdepositie een aspect is. Gezien dit bij zeer veel industriële vergunning(aanvragen) het geval is, is stikstof een serieus probleem voor de industrie. Zonder al te diep hierop in te gaan is vergunningverlening voornamelijk nog mogelijk als er geen depositie plaatsvindt ten gevolge van het project (0,00 mol/ha/jaar) of in het geval dat er geen toename in depositie is ten gevolge van het project. Bedrijven kunnen in het laatste geval intern salderen, maar dat is lang niet altijd mogelijk en resulteert ook lang niet altijd in een neutrale situatie (geen toename).

Gezien de impasse waarin bedrijven zich dan bevinden (nieuwe ontwikkelingen zijn niet mogelijk omdat geen natuurvergunning verleend wordt), zien bedrijven zich genoodzaakt tot extreme maatregelen. DeNO<sub>x</sub> systemen of andere NO<sub>x</sub> reducerende technieken (of NH<sub>3</sub> reductie technieken) worden ingezet voor gevallen waar dat voorheen voor geen enkel doeleinde noodzakelijk was. SCR technieken worden daardoor veel toegepast.

Het is niet realistisch om deze effecten van de stikstofproblematiek direct te implementeren in de geïndexeerde kosteneffectiviteits ranges. Aan de andere kant is deze problematiek waarschijnlijk vooralsnog niet opgelost en zal Nederland nog lange tijd met dit (historisch gegroeide) probleem te kampen hebben. Reductie van stikstof (N) zal daarom van alle bronnen (veeteelt, landbouw, vervoer, industrie etc.) verlangd worden. Wel is het vanuit stikstofbeleid en andere milieubelangen wenselijk om referentieranges in de regelgeving te hebben staan, die passend zijn bij de actuele rentevoeten en prijsniveaus.

## 2.4 Effecten rentevoet

Eind vorig jaar is er een onderzoek (Royal HaskoningDHV, 2019)<sup>8</sup> gepubliceerd waarin de tegenwoordige lage rente is beschouwd in het licht van de kosteneffectiviteitsmethode. Daarin is geconcludeerd dat er een substantiële neerwaartse aanpassing van de rentevoet mogelijk is, en daarmee een lagere annuïteitsfactor in de rekenmethodiek van de kostenberekening. Het advies was een reële rentevoet van 2,84%, daar waar conform de huidige kosteneffectiviteitsmethode een rentevoet wordt voorgeschreven van 10% (vastgesteld in 1995). Dit heeft effect op de annuïteitsfactor; bij een afschrijvingsperiode van 10 jaar wordt deze 0,116 (dit was 0,163).

Door de lagere rente zullen de jaarlijkse kosten voor een bedrijf lager uitkomen. Dat betekent dat een hogere investering gedaan kan worden (verlangd mag worden), zonder dat de jaarlijkse kosten toenemen. Hierdoor kan milieuwinst worden geboekt. Om de verlaagde rentevoet ook daadwerkelijk te implementeren dient deze doorgevoerd te worden in bijlage XXX van de omgevingsregeling.

<sup>8</sup> <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2019/12/13/adviesrapport-rentevoet-kosteneffectiviteit-wet-milieubeheer>

## 2.5 Beschouwing

De aangepaste indicatieve referentiewaarden ten gevolge van algemene prijsontwikkeling (+15,5%), aangevuld met een gedetailleerde prijsopgave van (een beperkt aantal) leveranciers, geeft een lichte toename van de referentiewaarden ten opzichte van 2010 (zie tabel 2.3). De ranges zijn grofweg 10% toegenomen.

Gebaseerd op een beschouwing van technieken en hun ontwikkeling wordt geconcludeerd dat voor de meeste technieken geen verdere correctie behoeft. Voor SCR installaties, naverbranders en actief kool wordt verwacht dat de toegenomen inzet leidt tot een afname in kosten (schaalvergroting) t.o.v. 2009. In dat geval zal daarvoor gelden dat bij gelijkblijvende referentieranges, dergelijke maatregelen eerder kosteneffectief zijn. Dit kan dan als een verzekering voor het bedrijfsleven worden gezien, maar dat is het feitelijk niet. Doordat technieken goedkoper zijn geworden 'mag' de implementatie daarvan eerder verlangd worden omdat dezelfde jaarlijkse kosten als voorheen verlangd mogen worden (al kan dat voor de betreffende bedrijven wel als een verzekering worden ervaren). Het 'voordeel' is dan voor het milieu. Een correctie (verlaging) in de referentieranges kan ook overwogen worden. Puur rekenkundig gezien (zonder beleidsmotivaties) zou de referentierange daarop aangepast kunnen worden. Gezien er voor deze installaties geen respons van leveranciers is ontvangen, is de mate van een eventuele prijsontwikkeling niet bekend, en kan de range daar ook niet op worden aangepast. In het kader van het SLA is het wenselijk dat dit 'voordeel' ten gunste voor het milieu wordt.

Bij het doorvoeren van de prijsontwikkeling zouden de ranges dus verhoogd worden. Dit lijkt dan in eerste instantie een verzekering voor het bedrijfsleven. Echter een (positieve) prijsontwikkeling zal ook binnen (gezonde) bedrijven het geval zijn, waardoor er nu (2020) meer vermogen (in absolute euro's) beschikbaar zullen zijn ten opzichte van 2009 (de financiële gezondheid van een bedrijf is bovendien geen criterium in de afweging). Aanpassing van de referentiewaarden ten gevolge van prijsontwikkeling is dus geen verzekering en ook geen verlichting voor het bedrijfsleven, maar slechts een actualisatie naar de huidige economische status.

Een andere actualisatie is de verlaging van de rentevoet. Deze dient doorgevoerd te worden in bijlage XXX van de omgevingsregeling (niet in de referentiewaarden). Doordat de financiering van technieken goedkoper is geworden 'mag' de implementatie daarvan eerder verlangd worden omdat dezelfde jaarlijkse kosten als voorheen verlangd mogen worden (al kan dat voor de betreffende bedrijven wel als een verzekering ervaart worden). Het 'voordeel' is dan voor het milieu. In het kader van het SLA is het ook wenselijk dat dit 'voordeel' voor het milieu is.

Gezien de doelstelling van het SLA een verbetering van luchtkwaliteit is, zouden de positieve effecten van prijsontwikkeling in het voordeel van het milieu moeten zijn. In dat kader wordt geadviseerd om de referentiewaarden te indexeren zoals weergegeven in tabel 2.3, met daarbij een verlaging van de rentevoet naar 2,84% in de rekenmethode in bijlage XXX.

### 2.5.1 Rekenvoorbeeld

In de figuur op de volgende pagina wordt een indicatief rekenvoorbeeld weergegeven, waarin het effect van de wijzigingen inzichtelijk wordt gemaakt.

Indicatief rekenvoorbeeld Casus 1:

Uitgangspunt daarbij is een situatie op basis van de huidige indicatieve referentiewaarden en systematiek waarbij de techniek kosteneffectief blijkt. Voor dit voorbeeld is gekozen voor een kosteneffectieve techniek aan de onderkant van de indicatieve referentiewaarde uit 2010, zijnde 6 €/kg als uitgangspunt van de berekeningen. Met de overige gekozen uitgangspunten blijkt dat de investeringskosten dan circa 1.400.000 euro bedragen. De investeringskosten volgens het onderzoek naar emissiebeperkende technieken in 2009<sup>4</sup> (factsheets<sup>9</sup>) bedragen 10.000 – 83.000 euro/1.000 Nm<sup>3</sup>/uur, waarbij de retrofitfactor 2 kan bedragen. In dit rekenvoorbeeld zijn de kosten 11.732 euro/1.000 Nm<sup>3</sup>/uur en is ook met een retrofitfactor van 2 gerekend, en zijn daarmee in lijn met de factsheets. De variabele kosten zijn ook conform de factsheets. Rekening houdend met 10% rente en een afschrijving in 10 jaar bedragen de jaarlijkse kosten daarmee circa 424.000 euro.

Indicatief rekenvoorbeeld Casus 2:

In deze casus is eerst de verlaagde rentevoet doorgerekend. Uitgangspunt daarbij is dat de kosteneffectiviteit onveranderd 6 €/kg blijft. Met verder identieke uitgangspunten blijkt dat de investeringskosten dan circa 1.961.000 euro mogen bedragen. Ondanks dat de investeringskosten zijn gestegen, blijven de jaarlijkse kosten (424.000 euro) identiek. De kosten voor een bedrijf nemen dus niet toe, waardoor er geen verzwarende en ook geen verlichting voor het bedrijfsleven optreedt. Actualisatie van de rentevoet is slechts een actualisatie naar de huidige economische status. Wel zorgt de verlaagde rentevoet dat relatief duurere technieken kunnen worden geïmplementeerd. In theorie betekent dit winst voor het milieu, hetgeen ook wenselijk is in het kader van het SLA.

Indicatief rekenvoorbeeld Casus 3:

De casus is een verdere uitwerking van Casus 2. Echter, zoals weergegeven in paragraaf 2.3, dienen de indicatieve referentiewaarden geactualiseerd te worden met de prijsontwikkeling van +15,5%. Uit tabel 2.3 blijkt het effect op de indicatieve referentiewaarden door deze prijsontwikkeling. Voor NO<sub>x</sub> resulteert dit in een stijging van 7% op de onderkant van de range (van 5,9 naar 6,3 euro/kg) en een stijging van 10% op de bovenkant van de range (van 20,6 naar 22,6 €/kg). Het uitgangspunt in Casus 1 en 2 is 6 €/kg (onderkant van de huidige indicatieve referentiewaarde) en daarom wordt de stijging conform onderkant van de indicatieve referentiewaarde gecorrigeerd, dus met 7%. De KE van Casus 3 is daarmee 6,4 euro/kg.

Daaruit blijkt dat de investeringskosten circa 2.098.000 euro mogen bedragen. De jaarlijkse kosten stijgen daardoor ook lichtelijk (naar circa 454.000 euro). Zoals eerder beredeneerd in paragraaf 2.5 is dit echter geen verzwarende en ook geen verlichting voor het bedrijfsleven, maar slechts een actualisatie naar de huidige economische status.

<sup>9</sup> <https://www.infomil.nl/onderwerpen/lucht-water/lucht/digitale-ner/luchtemissie/overzicht-factsheets/factsheets/selectieve-0/>



<i>KE-berekening NOx-verwijdering met een SCR bij een gasmotor</i>				
• Installatie	gasmotor			
• Component	NOx			
• Emissiereductietechniek	SCR			
<b>Specificatie gasmotor</b>				
• Bedrijfstijd (uren/jaar)	5000			
• MWth	10			
<b>Actueel afgas</b>				
• O <sub>2</sub> -concentratie in droog rookgas in vol%	15%			
• Rookgastemperatuur (°C)	230			
• Nat rookgasdebiet (m <sup>3</sup> /uur)	59664			
<b>Rookgas bij referentiecondities</b>				
• Referentie O <sub>2</sub> -concentratie	15%			
• Droog debiet (Nm <sup>3</sup> /uur)	30366			
• NO <sub>x</sub> -emissieconcentratie (mg/Nm <sup>3</sup> )	500			
• NO <sub>x</sub> -emissie-eis (mg/Nm <sup>3</sup> )	35			
• Emissiereductie (kg NO <sub>x</sub> /uur)	14,1			
• Benodigde emissiereductie (kg NO <sub>x</sub> /jaar)	70601			
• Rest emissie (kg NO <sub>x</sub> /jaar)	5314			
<b>Casus</b>	1: uitgangssituatie (2010) 2: uitgangssituatie met lage rentevoet 3: situatie 2020 met lage rentevoet en kostenindexering	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>
Rentepercentage		10%	2,84%	2,84%
Kostenindexering		100%	100%	107%
<b>Investeringskosten SCR</b>				
• Investeringskosten	€ 700.000	€ 980.500	€ 1.049.000	
• Kosten per 1000 m <sup>3</sup> /h (factsheets €10000-83000)	€ 11.732	€ 16.434	€ 17.582	
• Toegepaste toeslag voor retrofit	2,0 x			
• Totale investeringskosten (factsheets €1193000- €9904000)	€ 1.400.000	€ 1.961.000	€ 2.098.000	
<b>Jaarlijkse kosten</b>				
• Variabele kosten SCR				
Exploitatiekosten (factsheets €19500/jaar)	€ 19.500	€ 19.500	€ 20.865	
Overige kosten (factsheets €500- €5000/(t vermeden NO <sub>x</sub> -emissie)	€ 2.500	€ 2.500	€ 2.675	
Totaal variabele kosten (€/jaar)	€ 196.002	€ 196.002	€ 209.723	
• Investering - technisch deel SCR				
Aandeel	100%	100%	100%	
Afschrijving in jaren	10	10	10	
Annuiteit	0,163	0,116	0,116	
Kosten per jaar (€/jaar)	€ 227.844	€ 228.016	€ 243.946	
• Totale jaarlijkse kosten	€ 424.000	€ 424.000	€ 453.500	
<b>Kosteneffectiviteit (€/kg NO<sub>x</sub>)</b>	<b>€ 6,0</b>	<b>€ 6,0</b>	<b>€ 6,4</b>	

### 3 Pijler 2: Milieuprijzen

In hoofdstuk 2 zijn de referentiewaarden geïndexeerd. De definitie en bepalingmethode is daarbij gelijk gebleven aan die van 2010. In dit hoofdstuk wordt de definitie en bepalingmethode nader beschouwd en wordt bekeken naar beweegredenen en wenselijkheid van een eventuele actualisatie daarvan. Omdat dit samenhangt met de juridische achtergrond, begint dit hoofdstuk met het juridische toepassingsgebied van kosteneffectiviteit om te bepalen of milieuprijzen juridisch gezien mogelijk zijn.

#### 3.1 Juridische mogelijkheid milieuprijzen

Een eventuele aanpassing van de referentiewaarden zal niet eerder dan bij invoering van de omgevingswet (geplande datum is 1 januari 2022) worden geïmplementeerd. Daarom wordt in dit onderzoek, naast de huidige regelgeving, voornamelijk vooruitgekeken naar de regelgeving die onder de omgevingswet geldt. Om te kunnen beoordelen of er mogelijke verschillen zijn (en eventuele belemmeringen) worden wel beiden in beschouwing genomen.

Het instrument kosteneffectiviteit kent twee toepassingen in de huidige Nederlandse wetgeving, namelijk voor activiteiten die onder de richtlijn industriële emissies (2010/75/EU) vallen (verder RIE) en voor activiteiten die onder afdeling 2.3 van het Activiteitenbesluit milieubeheer (verder AB) vallen. Feitelijk is de kosteneffectiviteit methode in de huidige regelgeving alleen expliciet aan afdeling 2.3 van het AB gekoppeld.

In de genoemde gevallen kan kosteneffectiviteit gebruikt worden als onderbouwing voor een verzoek tot afwijken van ofwel BBT (-maatregelen en/of -emissieniveaus uit de conclusies) (in het kader van de RIE) ofwel van emissiegrenswaarden (in het kader van afdeling 2.3 van het AB/luchtmodule uit het Besluit activiteiten leefomgeving (verder BAL)). De terminologie uit de RIE daartoe is de afwijken op basis van “buitensporig hoge kosten in verhouding tot de milieuvoordelen”. In de omgevingswet zal bij deze terminologie worden aangesloten.

Bepalingen over kosteneffectiviteit uit de RIE zijn momenteel verankerd in het Besluit omgevingsrecht (verder BOR), en wordt in de toekomst in de omgevingsregeling opgenomen. Afdeling 2.3 van het AB zal worden vervangen door de omgevingswet, te weten paragraaf 5.4.4 (luchtmodule) in het BAL.

Bij een dergelijk tot afwijken geldt dat de kosten in verhouding tot de milieuvoordelen moeten worden beschouwd. Een berekening van de kosteneffectiviteit is daarbij een hulpmiddel. Een integrale afweging van milieuvoordelen dient daarnaast nog te worden uitgevoerd. Het is nadrukkelijk niet de bedoeling om alleen op basis van een toets van de kosteneffectiviteit te beslissen over het wel of niet nemen (of opleggen) van een emissiebeperkende maatregel.

Voor de kosteneffectiviteit kan worden aangesloten bij de methodiek van de omgevingsregeling (bijlage XXX (30)), welke gelijk is aan bijlage 2 van het AB. Voor de integrale afweging van milieuvoordelen zijn diverse methoden beschikbaar (buiten in de scope van dit onderzoek, en daarom niet verder behandeld).

Het implementeren van schadeprijzen (milieu- en gezondheidsschade) in de systematiek van kosteneffectiviteit zou een wijziging van de systematiek betekenen. De berekening van de kosten zal gelijk blijven, maar het referentiekader waar deze kosten mee vergeleken worden zal veranderen. De huidige systematiek (zie hoofdstuk 2) hanteert feitelijk in de basis de kosten van daadwerkelijk geïnstalleerde emissiereducerende maatregelen als referentie. Bij het implementeren van schadeprijzen zouden deze de referentie worden (een tussenvariant is uiteraard ook mogelijk).

In de omgevingswet wordt aangesloten bij de terminologie van de RIE, namelijk met de mogelijkheid tot afwijken op basis van “buitensporig hoge kosten in verhouding tot de milieuvoordelen”. Deze termen worden echter niet wettelijk gedefinieerd (enkel in de handleiding BBT), waarmee de vrijheid bestaat voor de invulling daarvan. In dat kader is een aanpassing van de systematiek vanuit juridisch oogpunt mogelijk. De wettelijke achtergrond van afwijken van BBT of emissiegrenswaarden is daarom geen belemmering voor een dergelijke wijziging van systematiek.

### 3.2 Totstandkoming milieuprijzen

De methodologie van de tweede pijler is gebaseerd op de milieuprijzen die in 2017 zijn gepubliceerd door onderzoeks- en adviesbureau CE Delft. De studie van CE Delft is een relatief recente studie specifiek naar Nederlandse milieuprijzen. CE Delft heeft milieuprijzen berekend voor zowel NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, VOS als stof waardoor een gebruik voor de kosteneffectiviteit in principe mogelijk is.

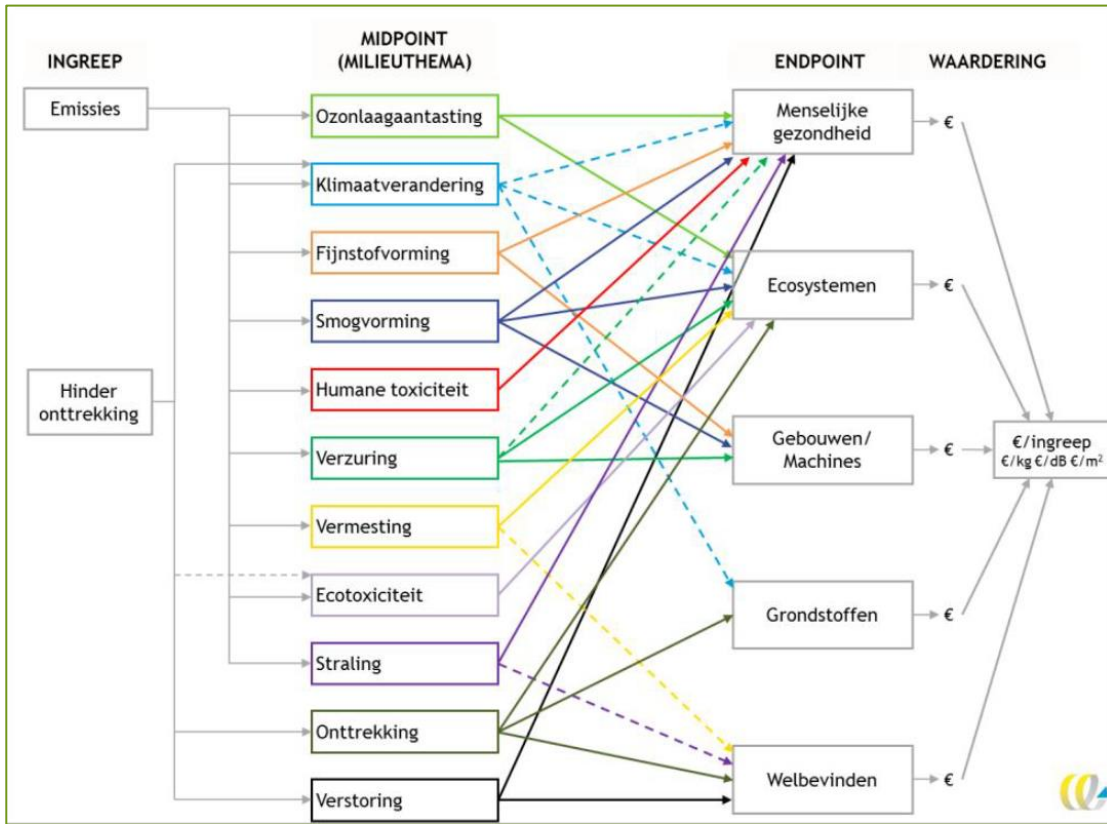
Milieuprijzen zijn kengetallen die de maatschappelijke waarde van milieuvervuiling berekenen en uitdrukken in euro's per kilogram vervuilende stof. Milieuprijzen geven daarmee de welvaartsverliezen weer die optreden als er één extra kilogram van de stof in het milieu terecht komt. In veel gevallen zijn de milieuprijzen daarmee gelijk aan de schade die ontstaat als de stof in het milieu terecht komt. Toegepast op luchtmissie gaat het dus om de welvaartsverliezen (schade) die optreden als er één extra kilogram luchtmissie plaatsvindt.

Omdat er in de samenleving gebruik wordt gemaakt van economische analysetools, zoals investerings-, rendements- of kosten-batenanalyses, ontstaat de behoefte om de welvaartswinst van een schoon milieu (of schade bij vervuiling daarvan) ook in een prijs uit te drukken, waarmee rekening kan worden gehouden bij economische afwegingen. Milieuprijzen geven hier een invulling aan.

Hiervoor is een bepaling nodig van de impact van emissies op een bepaald milieuthema (midpoints). Via de midpoints worden vijf gedefinieerde eindeffecten (endpoints) gedefinieerd: menselijke gezondheid, ecosystemen, gebouwen, grondstoffen en welbevinden, zie figuur 3.1. Voor emissies naar de lucht zijn de effecten op grondstoffen en welbevinden niet als directe relatie gedefinieerd, waardoor er drie (directe) effecten resteren. Zie daartoe ook figuur 3.4 in dit rapport. Uiteindelijk is een financiële waardering nodig van de eindeffecten. CE Delft baseert deze waarderingen onder andere op internationale literatuur (zie ook tabel 3.4).

CE Delft hanteert bij de waardering een onderwaarde, een centrale waarde en een bovenwaarde van milieuprijzen. 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 vooral gebruikt in maatschappelijke kosten-batenanalyses.

Tabel 3.1 beschrijft de milieuprijzen uit de CE Delft studie voor NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, VOS en stof (PM<sub>10</sub>).



Figuur 3.1 Relaties tussen ingreep, midpoints, endpoints en waardering in het Handboek Milieuprijzen

Tabel 3.1 Huidige referentiewaarden en milieuprijzen CE Delft 2017

Stof	Huidige referentiewaarden (€/kg)	Milieuprijs (€/kg)		
		Onder	Centraal	Boven
NO <sub>x</sub>	5 - 20	24,1	34,7	53,7
SO <sub>2</sub>	5 - 10	17,7	24,9	38,7
VOS <sup>1)</sup>	8 - 15	1,6	2,1	3,2
Stof (PM <sub>10</sub> ) <sup>2)</sup>	8 - 15	31,8	44,6	69,1

- 1) Door CE Delft gedefinieerd als zijnde niet-methaan vluchtige organische stoffen (NMVOS). De definitie van VOS conform BAL is een organische verbinding, alsook de fractie creosoot, die bij 293,15 K een dampspanning van 0,01 kPa of meer heeft of onder specifieke gebruiksomstandigheden een vergelijkbare vluchtigheid heeft. Dit is dus inclusief methaan. De definitie conform het BAL is dus 'ruimer' in die zin dat een VOS (concentratie of vracht) in een bepaald afgas groter kan zijn dan NMVOS. De aanwezigheid van methaan is uiteraard sterk afhankelijk van de betreffende afgasstroom. Methaan is in principe niet direct schadelijk voor de gezondheid maar is wel een broeikasgas, waarmee het wel een milieueffect heeft. De in theorie af te vangen VOS hoeveelheid kan dus ook groter zijn dan NMVOS, waarmee de KE van VOS (bij gelijke uitgangspunten en aanpak) lager is dan de KE van NMVOS (e.e.a. afhankelijk van de betreffende techniek methaan af kan vangen). Desondanks zijn de milieuprijzen voor NMVOS aanzienlijk lager dan de KE voor VOS. Dit wordt verder in paragraaf 3.3.2 toegelicht.
- 2) In de CE Delft studie worden milieuprijzen gegeven voor PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub>, waarbij de milieuprijzen voor PM<sub>2,5</sub> hoger liggen dan voor PM<sub>10</sub> (hetgeen logisch is omdat PM<sub>2,5</sub> schadelijker is dan PM<sub>10</sub>). De categorie 'stof' uit het BAL/AB bevat feitelijk alle fracties, echter de categorie PM<sub>10</sub> sluit naar ons inzicht beter aan bij de categorie 'stof' uit het BAL. Stof vanuit de industrie bestaat doorgaans uit relatief grotere deeltjes (groter dan PM<sub>2,5</sub>). PM<sub>2,5</sub> zal doorgaans meer door verkeer (roet) worden geëmitteerd. Vandaar dat voor deze studie aangesloten is bij PM<sub>10</sub> van de milieuprijzen. 'stof' is 'ruimer' dan PM<sub>10</sub> in die zin dat stof (concentratie of vracht) in een bepaald afgas groter kan zijn dan PM<sub>10</sub>. Ook dit is sterk afhankelijk van het betreffende afgas. De fractie groter dan PM<sub>10</sub> kan wel beschouwd worden als minder schadelijk voor de gezondheid en milieu. Deze relatief grote deeltjes dringen niet zo diep in de longen waardoor de schadelijkheid ook minder is. Los daarvan kan de af te vangen stof hoeveelheid groter zijn dan PM<sub>10</sub>, waarmee de KE van Stof (bij gelijke uitgangspunten en aanpak) lager is dan de KE van PM<sub>10</sub> (e.e.a. afhankelijk van de betreffende techniek methaan af kan vangen). Omdat PM<sub>10</sub> echter dus schadelijker is dan Stof is het logisch dat de milieuprijs daarvan hoger ligt dan voor stof.

Het is belangrijk om de randvoorwaarden te kennen van milieuprijzen. Milieuprijzen geven gemiddelde waarden in Nederland voor emissies vanuit een gemiddelde uitstootbron op een gemiddelde uitstootlocatie in het jaar 2015. Milieuprijzen zijn daarom ruwe schattingen die geen opgeld doen voor specifieke gevallen. De maatschappelijke schade hangt bijvoorbeeld sterk af van de bron van vervuiling: transportemissies kennen een hogere schade aan de menselijke gezondheid dan de gemiddelde emissies, doordat de emissie op lage hoogte plaatsvindt. Een ander voorbeeld van lokale afweging is de ligging van de specifieke bron(nen) ten opzichte van de ontvangers (woningen, scholen, etc.).

De eenheid voor de kosten (voor een bedrijf) is euro per vermeden kg en de eenheid van milieuprijzen is vermeden welvaartsverliezen, of baten (van de maatschappij) per vermeden kg. Bij het gebruiken van de milieuprijzen ter beoordeling of een techniek wel of niet kosteneffectief is, is onverminderd een berekening van de kosteneffectiviteit nodig.

Daar waar de huidige kosteneffectiviteit systematiek toetst aan referentiewaarden (zijnde afgeleide kosten op basis van de kostencurves die op hun beurt gebaseerd zijn op werkelijk geïnstalleerde technieken) zou bij gebruik van milieuprijzen getoetst worden aan welvaartsverliezen die optreden als de maatregel niet getroffen zou worden. In het kader van de integrale afweging zal echter ook dan de individuele situatie beschouwd moeten worden, evenzo de beoordeling van de lokale situatie.

Omdat de gepubliceerde studie van CE Delft geen details bevat over de kwantitatieve totstandkoming van individuele stoffen, is een additioneel verzoek gedaan aan CE Delft om voor vier componenten waar dit onderzoek over gaat, verder in detail te beschrijven. De navolgende paragraaf is gebaseerd op de uitwerking van CE Delft op het additionele verzoek. Naar mening van Royal HaskoningDHV is de totstandkoming van milieuprijzen daarmee transparant. Voor de totstandkoming zijn diverse stappen benodigd waar ook 'keuzes' in gemaakt moesten worden. Over deze 'keuzes' zal altijd een bepaalde mate van discussie mogelijk blijven. Benadrukt dient daarbij te worden dat dit in meer of mindere mate geldt voor iedere studie, dus ook bij de afleiding van de indicatieve referentiewaarden.

Voor een algemene beschrijving van de methodologie van de totstandkoming van milieuprijzen wordt verwezen naar de openbare publicatie van CE Delft (CE Delft, 2017).

### 3.3 Achtergrond milieuprijzen

Milieuprijzen voor de vier stoffen NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, VOS en PM<sub>10</sub> zijn berekend met de zogeheten Impact Pathway-benadering (zie figuur 3.1). De Impact Pathway-benadering beschrijft de keten die een emissie van een stof aflegt door de lucht leidend tot een verandering in een concentratie (midpoints). Deze verandering in concentratie leidt tot schade aan menselijke gezondheid, ecosystemen of gebouwen en deze schade wordt gewaardeerd.

Voor elk van deze vier stoffen zijn drie eindeffecten met hun schadeposten berekend: menselijke gezondheid, ecosysteemdiensten en schade aan materialen en gebouwen. Tabel 3.2 geeft een overzicht van de effecten die zijn meegenomen in het Nederlandse handboek van Milieuprijzen.

Tabel 3.2 Effecten in de milieuprijzen per component

	PM <sub>10</sub> / PM <sub>2.5</sub>	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	NMVOS <sup>1)</sup>
<b>Menselijke gezondheid</b>				
Sterfte door alle oorzaken (chronisch)	X	X	Y	X
Acute sterfte (beroerte)	X	Y	Y	X
Kindersterfte	X	Y	Y	
Verlies van werkdagen	X	Y	Y	
Medicijngebruik/kuchdagen	X	Y	Y	X
Beperkte activiteitendagen (klein en netto)	X	Y	Y	X
Chronische bronchitis (COPD)	X	Y	Y	
Ademhalings- en cardiovasculaire ziekenhuisopnames	X	X	Y	X
Astma in kinderen		X		
<b>Ecosysteemdiensten</b>				
Gewasverliezen		X		X
Verlies van biodiversiteit		X	X	
<b>Gebouwen en materialen</b>				
Vervuiling/verwerking	Z		X	
Verf				Z

1) Bij NMVOS is alleen het effect op ozonvorming meegenomen. Voor individuele koolwaterstoffen is er wel een waardering voor humane toxiciteit meegenomen maar deze is niet verwerkt in de algehele waardering voor NMVOS

NB X= Directe impact; Y= indirecte impact door vorming secundaire aerosolen; Z= directe impact alleen bij de hoge schatting (niet bij de centrale waarde).

Bedacht moet worden dat dit niet een uitputtend arsenaal aan schades van deze vier stoffen vormt, vanwege een paar redenen:

- Voor menselijke gezondheid zijn in principe vooral de effecten meegenomen die door de WHO (2008; 2013) worden aanbevolen om mee te nemen in kosten-baten analyses over de gezondheidseffecten van luchtvervuiling. Er worden in de wetenschappelijke literatuur echter meer effecten gerelateerd aan luchtvervuiling, zoals diabetes (Bowe et al., 2018), die echter niet zijn gekwantificeerd in het handboek Milieuprijzen.
- Daarnaast zijn sommige NMVOS, zoals benzeen (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) kankerverwekkend, terwijl bij de algemene waardering voor NMVOS alleen gekeken wordt naar de O<sub>3</sub>-effecten.

- De set van ecosystemediensten is beperkt. Producten van ecosystemediensten zoals visvangst en bosbouw zijn niet meegenomen. Daarnaast kan de vraag worden gesteld of de waardering van biodiversiteit (die via een meta-analyse tot stand is gekomen) ook voldoende de intrinsieke waardering voor biodiversiteit (los van recreatieve waarden) meeneemt. Tot slot kan de vraag worden gesteld of alle impacts wel goed worden gemeten: luchtvervuiling kan ook gevolgen hebben voor de gezondheid van dieren — deze effecten zijn niet meegenomen.

Onderstaande tabel geeft inzicht in de opbouw van een bepaalde milieuprijs. Daaruit blijkt dat menselijke gezondheid veruit de grootste schadepost betreft.

Tabel 3.3 procentuele onderverdeling naar endpoints

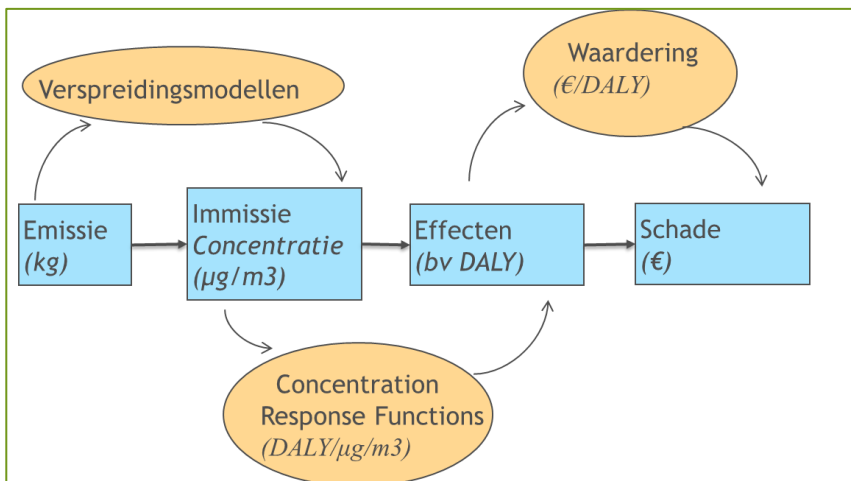
	Centrale milieuprijs	Gezondheid	Ecosystemen	Gebouwen/ materialen
PM <sub>10</sub>	€ 44,6	100%	0%	0%
NO <sub>x</sub>	€ 34,7	96%	4%	0%
SO <sub>2</sub>	€ 24,9	95%	1%	4%
NMVOs <sup>1)</sup>	€ 2,1	92%	8%	0%

1) Bij NMVOs is alleen het effect op ozonvorming meegenomen.

### 3.3.1 Gezondheidseffecten

De gezondheidseffecten uit het handboek Milieuprijzen vormen de belangrijkste kostenpost en worden daarom verder toegelicht.

Gezondheidseffecten zijn via een Impact Pathway-benadering gekwantificeerd. In een Impact Pathway-benadering wordt de gehele oorzakelijke keten van een emissie tot een gezondheidseffect beschreven. Het volgende figuur geeft de diverse stappen in de Impact Pathway-benadering weer.



Figuur 3.2 Impact Pathway benadering

Startpunt is een emissie die ergens optreedt. Dit kan een emissie vanuit een specifieke bron zijn, maar men kan ook een gemiddelde emissie nemen op een bepaald grondgebied (een zogeheten gridcell). Vervolgens wordt aan de hand van verspreidingsmodellen bepaald welke effecten dat heeft op de immissie van de stof. Verspreidingsmodellen voorspellen aan de hand van weersinvloeden en atmosferische chemie op welke plek de emissie tot een verhoogde concentratie van vervuilende stoffen

leidt. Deze verhoogde concentratie leidt tot gezondheidseffecten. De relatie tussen concentratie en effecten wordt gelegd aan de hand van concentratie-response functies die vanuit de epidemiologische literatuur bekend zijn. Een voorbeeld is het verlies aan levensjaren (uitgedrukt in DALY) door het leven in een gebied met minder gezonde lucht. Tot slot kunnen die effecten worden gewaardeerd.

De concentratie-response functies (CRF), onder andere aangepast voor de Nederlandse bevolkingsopbouw, zijn in onderstaande figuur weergegeven. De daartoe gehanteerde risk-group fracties (RFG) en age-group (AG) fracties zijn ook weergegeven.

Opgemerkt dient te worden dat voor SO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub> geen direct CRF zijn afgeleid omdat, 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<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub> 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. Voor de effecten van NMVOS zijn ook geen directe CRF afgeleid, zie hiertoe paragraaf 3.3.2.

Core Endpoints	pollutant	risk group (RG)	RGF value	Age Group (AG)	AGF value	CRF [1/ug/m3]
Primary and SIA < 2.5 i.e. Particle < 2,5 um						
Life expectancy reduction - YOLLchronic	PM2.5	all	1	Total	1	6,51E-04
netto Restricted activity days (netRADs)	PM2.5	all	1	MIX	1	9,59E-03
Work loss days (WLD)	PM2.5	all	1	Beroepsbevolking	0,491	2,07E-02
Minor restricted activity days (MRAD)	PM2.5	all	1	Adults_18_to_64_years	0,619	5,77E-02
Primary and SIA < 10 i.e. Particle < 10 um						
Increased mortality risk (infants)	PM10	infants	0,0019	Total	0,010	4,00E-03
New cases of chronic bronchitis	PM10	all	1	Adults_27andAboves	0,685	2,65E-05
respiratory hospital admissions	PM10	all	1	Total	1,000	7,03E-06
cardiac hospital admissions	PM10	all	1	Total	1,000	4,34E-06
medication use/bronchodilator use	PM10	Children meeting PEACE criteria	0,2	Children_5_to_14	0,115	1,80E-02
medication use/bronchodilator use	PM10	asthmatics	0,045	Adults_20andAboves	0,773	9,12E-02
lower respiratory symptoms (adult)	PM10	symptomatic_adults	0,3	Adults	0,797	1,30E-01
lower respiratory symptoms (child)	PM10	all	1	Children_5_to_14	0,115	1,96E-01
Ozone [ug/m3] - from SOMO35						
Increased mortality risk	SOMO35	baseline_mortality	0,0099	Total (YOLL = 0,75a/case)	1,000	3,00E-04
respiratory hospital admissions	SOMO35	all	1	Elderly_65andAbove	0,178	1,25E-05
MRAD	SOMO35	all	1	Adults_18_to_64_years	0,619	1,54E-02
medication use/bronchodilator use	SOMO35	asthmatics	0,045	Adults_20andAboves	0,773	7,30E-02
LRS excluding cough	SOMO35	all	1	Children_5_to_14	0,115	1,60E-02
Cough days	SOMO35	all	1	Children_5_to_14	0,115	9,30E-02
NO2 [ug/m3] - from SOMO35						
Increased mortality risk	NO2	all	0,4	Total*	1	4,41E-04
Prevalence of bronchitis in asthmatic children	NO2	all	0,045	Children_5_to_19	0,174	5,25E-03
Hospital admissions due to respiratory diseases	NO2	all	1	Total	1	1,11E-05

Figuur 3.3 Overzicht van gebruikte concentratie-responsefuncties

Tenslotte zijn waarderingen van een bepaald effect (endpoint) gehanteerd, zoals weergegeven in tabel 3.4. Aan de hand van literatuuronderzoek is de waardering geactualiseerd en zijn alle prijzen in prijsniveaus van 2015 uitgedrukt.



Tabel 3.4 Waardering in € (2015 prices) van gezondheidseffecten in het handbook Milieuprijzen voor de centrale waarde

Gezondheidseffect	Milieu probleem <sup>1, 2)</sup>	Unit	Waardering (Euro) in 2015
Verhoogde sterfterisico's (YOLL) *	PM <sub>2,5</sub> , SOMO35, NO <sub>2</sub>	YOLL <sup>3)</sup>	70.000
Netto beperkte activiteitendagen	PM <sub>2,5</sub>	Dag	150
Werkverliesdagen (WLD)	PM <sub>2,5</sub>	Dag	175
Kleine dagen met beperkte activiteit	PM <sub>2,5</sub> , SOMO35	Dag	50
Verhoogd sterfterisico (zuigelingen)	PM <sub>10</sub>	Geval	4.900.000
Nieuwe gevallen van chronische bronchitis	PM <sub>10</sub>	Geval	327.000
Ziekenhuisopnames (CVD, luchtwegen)	PM <sub>10</sub> , SOMO35, NO <sub>2</sub>	Geval	3.860
Medicatiegebruik	PM <sub>10</sub> , NO <sub>2</sub>	Geval	2

1) SOMO35 is een maatstaf voor ozonconcentraties (O<sub>3</sub>) boven 35ppb

2) Voor een uitleg waarom NMVOS en SO<sub>2</sub> niet zijn opgenomen in deze tabel, zie de uitleg boven figuur 3.1

3) YOLL = Years of life lost (verloren levensjaren)

### 3.3.2 Toelichting op de waardering van NMVOS

Zoals blijkt is waardering voor NMVOS significant lager dan voor de andere stoffen. NMVOS is ook de enige component waar de milieuprijs lager ligt dan de KE waarde. Vandaar dat een toelichting in deze paragraaf gegeven wordt.

Van belang daartoe is tabel 4 uit het CE Delft rapport, onderstaand (aangepast) weergegeven.

**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.
Fijnstof	PM <sub>10</sub>	€ 31,8	€ 44,6	€ 69,1	x			nb				x		x
Stikstofoxiden	NO <sub>x</sub>	€ 24,1	€ 34,7	€ 53,7	x	x	x	nb			x	x	x	x
Zwavel dioxide	SO <sub>2</sub>	€ 17,7	€ 24,9	€ 38,7	x	x	x	nb				x	x	x
Vluchtige organische stoffen	NMVOS	€ 1,61	€ 2,1	€ 3,15		x						x	x	X

Figuur 3.4 Relevante midpoints en endpoints voor de relevante componenten in dit onderzoek

Uit deze uitsnede valt op te maken dat van NMVOS enkel het midpoint-effect smogvorming is meegenomen. Andere midpoint-effecten van invloed op menselijke gezondheidseffecten zijn niet meegenomen bij NMVOS. Mede daardoor kunnen de volgende oorzaken gegeven worden voor het feit dat NMVOS een aanzienlijk lagere waardering heeft dan PM<sub>10</sub> of NO<sub>x</sub>:

- In het handboek Milieuprijzen is voor NMVOS het effect op ozonvorming (O<sub>3</sub>) meegenomen die vervolgens schade kan toebrengen op leefniveau en kan leiden tot acute mortaliteit (hartfalen). Andere

schadelijke effecten die niet tot acute mortaliteit leiden (zoals carcinogene effecten) van NMVOS zijn dus niet inbegrepen in de Milieuprijzen. Er is echter een grote verscheidenheid aan individuele componenten in NMVOS waarbij sommige NMVOS ook carcinogene effecten hebben (in het handboek Milieuprijzen geschaard onder het thema humane toxiciteit). Voor individuele (VOS) stoffen is deze toxiciteit wel gewaardeerd in de Milieuprijzen, maar er is geen overkoepelende generieke waarde voor humane toxiciteit ten gevolge van NMVOS afgeleid (hetgeen ook niet goed mogelijk is). Dit is dus een significant verschil met VOS in de KE referentieranges. In laatstgenoemde zijn namelijk wel andere gezondheidseffecten (dan via ozon) meegenomen, immers VOS reductietechnieken worden vaak geplaatst om directe toxische effecten te voorkomen of om bijvoorbeeld geur (ook vaak bestaande uit VOS) te reduceren.

- Er is in het handboek Milieuprijzen uitgegaan van het feit dat de secundaire organische aerosolen die door NMVOS kunnen ontstaan, niet worden gekwantificeerd op hun mogelijke effecten op de gezondheid. Dit is omdat NMVOS een grote verscheidenheid kent aan stoffen die op hun beurt een grote verscheidenheid kennen in de mate waarin zij tot secundaire organische aerosolen kunnen leiden. Daarnaast is er een discussie of organische aerosolen dezelfde schadelijkheid kennen als secundaire inorganische aerosolen. In de meeste analyses wordt daarom voorbijgegaan aan eventuele fijnstofvorming van NMVOS — een gebruik dat consistent is met karakterisatie vanuit levenscyclusanalyses. Als dat effect eventueel wel wordt meegenomen, zouden de schadekosten ongeveer 50% hoger kunnen liggen blijkt uit een vergelijking in het handboek Milieuprijzen (Annex C.5) waar de waardering van NMVOS wordt vergeleken met een studie die wel secundaire organische aerosolen meeneemt en waardeert. Bedacht moet hierbij worden dat in het Nederlandse handboek er wel een chronische component in O<sub>3</sub>-concentraties is meegerekend (als indicatie voor de wetenschappelijke literatuur die aanduidt dat, naast acute mortaliteit, ook chronische mortaliteit optreedt ten gevolge van O<sub>3</sub> — ook al wordt dat niet door de WHO aanbevolen). Als men zowel geen chronische mortaliteit als secundaire aerosolvorming meeneemt, wordt de waardering voor NMVOS nog lager.
- Het bestaan van drempelwaardes. De schadelijkheid van O<sub>3</sub> treedt pas op bij concentraties groter dan 35ppb (parts per billion) als zijnde een maximum 8-uurs-gemiddelde. Dit wil zeggen dat de schadelijkheid van NMVOS-emissies, conform de richtlijnen van de WHO (2013), alleen meetellen op dagen dat de concentratie van O<sub>3</sub> zich gedurende 8 uur boven de 35ppb (overeenkomend met een concentratieniveau van 70 µg/m<sup>3</sup>) uitkomt. In de meeste dagen haalt de vervuiling in Nederland dat niveau niet.
- De concentratie-response functie voor O<sub>3</sub> is ongeveer de helft lager dan voor PM<sub>2.5</sub>. Met andere woorden: een toename in concentratie van PM<sub>2.5</sub> in de atmosfeer met 1 µg/m<sup>3</sup> heeft een ruim tweemaal hogere mortaliteit tot gevolg dan een toename in concentratie van met 1 µg/m<sup>3</sup>.

De milieuprijs voor NMVOS is dus niet te vergelijken met de referentiewaarden voor VOS. Indien toch milieuprijzen voor VOS zouden worden berokken in de referentiewaarden kan voor VOS gekozen worden om de (gesommeerde) milieuprijzen van de individuele VOS in de afgasstroom te hanteren. Dit zou dan ook recht doen aan de grote diversiteit van schadelijkheid van individuele VOS.

### 3.3.3 Vergelijk milieuprijzen in andere landen

De door CE Delft afgeleide milieuprijzen zijn komen goed overeen met waarderingen van schadekosten in andere landen — met name met waarderingen die ook zijn gebaseerd op de hernieuwde WHO-richtlijnen uit 2013 (WHO, 2013). Sinds die tijd zijn er naast het Nederlandse handboek, ook handboeken voor Duitsland en Denemarken verschenen, zie onderstaande tabel.

Tabel 3.5 Vergelijking van milieuprijzen in Nederland met die in Duitsland en Denemarken in €/kg

Stof	Nederland (CE Delft, 2017)*	Duitsland (UBA, 2019)	Denemarken (Andersen et al., 2019)
PM <sub>10</sub>	44,6 (31,8 – 69,1)	41,2	Niet afgeleid
NO <sub>x</sub>	34,7 (24.1-53.7)	17,9	34,1
SO <sub>2</sub>	24,9 (17,7 – 38,7)	15,1	40,9
NMVOS <sup>1)</sup>	2,1 (1,6 – 3,2)	0,21	Niet afgeleid

1) Bij NMVOS is alleen het effect op ozonvorming meegenomen.

Over het algemeen zijn de waarderingen vergelijkbaar als men rekening houdt met een typische onzekerheidsmarge van +/- 25 tot 50% voor dergelijke afleidingen. Daarbij moet worden opgemerkt dat deze schattingen zo niet 1-op-1 met elkaar kunnen worden vergeleken. Nederland kent een hogere bevolkingsdichtheid dan Duitsland en een hoger achtergrondniveau van vervuiling (gemiddeld gezien), waardoor de schadekosten in Nederland over het algemeen hoger zijn dan in Duitsland. In Denemarken zijn de schadekosten vooral hoger door een hogere waardering voor mortaliteit. Als men voor deze invloeden zou corrigeren zouden de verschillen kleiner zijn en binnen de onzekerheidsmarge van dergelijke bepalingen vallen.

## 3.4 Overwegingen bij gebruik van milieuprijzen

De toepassing van milieuprijzen bij de vaststelling van nieuwe referentiewaarden zou een 'sprong' in het afwegingskader betekenen. Natuurlijk zou ook een tussenvariant gekozen kunnen worden. De milieuprijzen zouden bijvoorbeeld een 'richting' kunnen beteken bij de (in dat geval) verhoging van de referentiewaarden. Van belang is daarbij dat de motivatie bij de totstandkoming van de referentiewaarden transparant is.

Onderstaand worden enkele overwegingen uiteen gezet.

### Toekomstvisie

De huidige referentiewaarden zijn een beleidsmatige vertaling van de in 2010 bepaalde indicatieve referentiewaarden, waarvan de kosten zijn gebaseerd op een studie uit 2009. Een en ander heeft tevens een verband met de indicatieve referentiewaarden uit de NeR, die ook gebaseerd waren op daadwerkelijk geïnstalleerde technieken (wel of niet gebaseerd op BBT documenten).

De huidige vaststelling of een nieuwe techniek kosteneffectief is, levert daarmee een vergelijking op van de kosteneffectiviteit van een nieuwe techniek ten opzichte van bestaande technieken. De huidige referentiewaarden (ook de geïndexeerde 2020) zijn dus gebaseerd op bestaand beleid (en niet gebaseerd op toekomstig beleid).

Milieuprijzen zijn eveneens niet gebaseerd op toekomstig beleid, maar geven wel een maatschappelijke waarde aan (ten tijde van de referentiedatum van het betreffende rapport, in het geval van handboek milieuprijzen is dit 2015). Die maatschappelijke waarde bevat impliciet wel een toekomst'visie' omdat

gezondheidseffecten zijn meegenomen (die deels in de toekomst spelen) en specifiek ook naar wat mensen bereid zouden zijn om te betalen voor milieukwaliteit alsof er een markt voor zou bestaan, hetgeen in ieder geval voor het heden maar ook voor de toekomst geldt.

### **SLA**

Om in het kader van het SLA tot emissiereductie te komen via de referentiewaarden, is een indexatie van de referentiewaarden onvoldoende (zie ook paragraaf 4.3). Daartoe zouden de referentiewaarden los van de indexatie verder verhoogd dienen te worden.

Het verwerken van schadekosten (milieuprijzen) in de referentieranges kan helpen bij het behalen van emissiereductie. Hierbij moet wel de nuancering worden gemaakt dat de KE methodiek weinig wordt toegepast (zie ook paragraaf 4.1). Desalniettemin kan een hogere bovenwaarde van het afwegingsgebied er wel voor zorgen dat het bevoegd gezag een duurdere investering kan verlangen. Dat kan bijvoorbeeld nodig zijn in gebieden met een relatief slechte luchtkwaliteit. Gezien milieuprijzen hoger liggen dan de indicatieve referentiewaarden zijn deze bruikbaar als indicatie voor een verhoging van de referentierange.

### **Toevoeging maatschappelijk perspectief**

De huidige vaststelling van kosteneffectiviteit houdt dus niet expliciet rekening met de waarde van emissiereductie vanuit maatschappelijk perspectief. Een belangrijk voordeel van de toepassing van milieuprijzen bij de vaststelling van nieuwe referentiewaarden is dat het maatschappelijk perspectief wel wordt meegenomen.

### **Consistente toepassing milieuprijzen**

Uit overleggen met het bedrijfsleven blijkt dat zorgen bestaan bestaan over de consistentie van milieuprijzen. De 'vrees' is dat bij een update van milieuprijzen de waarden significant kunnen afwijken van eerdere milieuprijzen. Hierbij geldt bovendien dat milieuprijzen over de tijd kunnen wijzigen en dat verschillende instanties in principe verschillende milieuprijzen kunnen publiceren, waardoor er discussie kan ontstaan over eventuele verschillen tussen publicaties en de gebruikte onderzoeksmethoden.

Bij de totstandkoming van milieuprijzen zijn immers veel aannamen en keuzes betrokken. CE Delft geeft aan dat de onzekerheidsmarge uit hun onderzoek grofweg 25 tot 50% bedraagt. Mede daarom is ook bewust een boven- en een onderwaarde gehanteerd om deze onzekerheid ook uit te drukken.

Bovenstaande is een terecht constatering waar zeker rekening mee gehouden moet worden. Daarbij is het ook goed om op te merken dat bij de berekening van de indicatieve referentiewaarden ook grote onzekerheden betrokken zijn (in dezelfde orde grootte van onzekerheid als bij de milieuprijzen). Ook dat is de reden dat ook daar een range is opgegeven.

Uiteindelijk is de vaststelling van referentiewaarden een beleidsafweging. Geadviseerd wordt dan ook om niet te werken met actuele (fluctuerende) milieuprijzen, maar om deze via een zoveel mogelijk uniforme systematiek iedere paar jaar te actualiseren. Feitelijk is dat wat 'pijler 1' van dit onderzoek ook doet. Indien 'overgestapt' wordt op milieuprijzen zou een volgende actualisatie dus op een milieuprijzen onderzoek met identieke methodologie moeten gebeuren.

### **Algemeenheid milieuprijzen**

Zoals genoemd gelden milieuprijzen voor een emissie vanuit een gemiddelde uitstootbron op een gemiddelde uitstootlocatie in het jaar 2015. De fysieke parameters die het effect op een ontvanger bepalen zijn niet verdisconteerd. Omdat ditzelfde geldt voor de indicatieve referentiewaarden is dit niet bezwaarlijk. Voor beide systematieken geldt dat de lokale omstandigheden moeten worden gezien, naast de toetsing van het kostenaspect (ongeacht de referentie), evenzo als een beschouwing van de integrale milieuvoordelen (of -nadelen).

### **Milieuprijs NMVOS en andere componenten**

Het niet overeenkomen met NMVOS (milieuprijzen) en VOS (referentiewaarden) hoeft niet bezwaarlijk te zijn. Een mogelijke oplossing voor VOS is om de (gesommeerde) milieuprijzen van de individuele VOS in de afgasstroom te hanteren. Dit zou dan ook recht doen aan de grote diversiteit van schadelijkheid van individuele VOS. Dit zou eventueel een ander voordeel kunnen zijn van het gebruik van milieuprijzen; de systematiek kan worden uitgebreid naar overige componenten. Mogelijk kan de milieuprijs voor ammoniak handvaten bieden in het kader van het stikstofprobleem en mogelijk zijn milieuprijzen ook geschikt voor Zeer Zorgwekkende Stoffen.

## 4 Effecten van wijzigen referentiewaarden

Om de effecten van wijzigingen in de referentieranges op de landelijke industriële emissies van NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, VOS en stof vast te stellen, is inzicht in de toepassing van het instrument kosteneffectiviteit nodig.

### 4.1 Mate van gebruik

Het is belangrijk om te realiseren dat het gebruik van het instrument kosteneffectiviteit in de praktijk een uitzonderingssituatie betreft.

Veel (grotere) industriële bedrijven (en dus de emissies) vallen immers direct onder de RIE, waarbij afwijken van BBT-conclusies nauwelijks voorkomt. Dan is er een grote categorie van emissiebronnen die aangemerkt zijn als een stookinstallatie. Voor stookinstallaties zijn emissiegrenswaarden opgenomen in hoofdstuk 3 en 5, waarbij afwijken op basis van kosteneffectiviteit niet mogelijk is. Hetzelfde geldt voor afval(mee)verbrandingsinstallaties (paragraaf 5.1.2) en andere installaties waarvoor emissiegrenswaarden uit hoofdstuk 5 gelden. Verder geldt dat voor oplosmiddeleninstallaties emissiegrenswaarden gelden in afdeling 2.11, maar ook daar is afwijken op basis van kosteneffectiviteit niet mogelijk.

Kortom: Afwijken op basis van kosteneffectiviteit onder het AB is enkel mogelijk voor emissiebronnen waarvoor afdeling 2.3 van toepassing is. Afwijken op basis van kosteneffectiviteit onder de RIE komt nauwelijks voor.

Bovenstaande passages over het AB zijn in de regelgeving onder de omgevingswet niet meer van toepassing, maar de mogelijkheid tot afwijken bij een bepaalde emissie/activiteit zal niet wezenlijk anders worden.

Omdat er geen centrale registratie is van de toepassing van kosteneffectiviteit bij vergunningverlening is de vraag hoe vaak het dan wel voorkomt, niet direct te beantwoorden. Om toch een beeld te krijgen van hoe KE wordt toegepast bij vergunningverlening, zijn ervaringen van een aantal omgevingsdiensten in kaart gebracht (via een uitvraag per mail).

Van 19 Omgevingsdiensten is reactie ontvangen, waaruit blijkt:

- 3 omgevingsdiensten hebben geen percentage of aantallen genoemd omdat ze aangeven dit niet te kunnen of willen.
- 5 omgevingsdiensten zeggen nog nooit het instrument van KE gebruikt te hebben. Dit zijn omgevingsdiensten in landelijke gebieden met relatief weinig industrie en een gemeente.
- De omgevingsdiensten die een percentage of aantal noemen geven vaak <1% of zelfs <0,1% of 'één keer per jaar'. Twee omgevingsdiensten geven <5% op.
- De omgevingsdiensten in gebieden met zware industrie geven een relatief hoger percentage dan andere omgevingsdiensten.

Uit bovenstaande wordt geconcludeerd dat het instrument kosteneffectiviteit in ordegrrootte 1% van de verleende vergunningen gebruikt wordt.

## 4.2 Emissies bij kosteneffectiviteit

Uit bovenstaande en interviews in de eerder aangehaalde 'Voorverkenning pilot industrie' kan worden opgemaakt dat kosteneffectiviteit vaker speelt in de zware industrie. Deze zware industrie maakt maar een klein deel uit van het totaal aantal vergunningen in Nederland, maar de bijdrage in de totale emissie is relatief groot (het zijn grote emittenten). Het kan daarom in theorie zijn dat de 1% in aantal vergunningen wel een groter aandeel van de emissies in Nederland betref. Daarentegen geldt doorgaans dat in de gevallen waar een hogere emissiegrenswaarde in de vergunning wordt opgenomen op basis van kosteneffectiviteit, dit altijd een (of anders een beperkt aantal) installatie binnen een inrichting betreft die verantwoordelijk is voor een deel van de inrichting (en dus ook maar voor een deel van de emissies van die inrichting). Verder geldt dat afwijken van BBT-conclusies (doorgaans de grotere emittenten) nauwelijks voorkomt waardoor de emissies die daarmee gemoeid gaan ook beperkt zijn. Wel kan het zijn dat kosteneffectiviteit wordt toegepast om aan de ruime kant van de BBT-conclusie (vaak een range in emissie) te vergunning in plaats van de scherpe kant.

Al met al moet worden geconcludeerd dat zelfs een ordegrutte schatting van de emissies die het gevolg zijn van een hogere emissiegrenswaarde op basis van kosteneffectiviteit (of de afname van emissies doordat een techniek wél kosteneffectief wordt) niet mogelijk is. Het is echter zeer aannemelijk dat de emissie(reductie) van deze gevallen zeer beperkt zal zijn in verhouding tot de gehele emissies binnen Nederland. Waarschijnlijk zal het aandeel ten opzichte van de totale NL uitstoot verwaarloosbaar zijn. Het lokale effect in individuele gevallen kunnen uiteraard wel groot zijn. Dit geldt in principe voor alle vier de beschouwde componenten.

## 4.3 Proces bij opstellen kosteneffectiviteitsberekening

Tot slot wordt ingegaan op het proces van toepassen van kosteneffectiviteit. Een beroep op kosteneffectiviteit wordt altijd door het bedrijf dat de vergunning aanvraagt opgesteld en onderbouwd. Het bevoegd gezag toetst dit. Uit genoemde voorverkenning en de reacties van omgevingsdiensten nu blijkt dat omgevingsdiensten moeite hebben met het beoordelen van onderbouwingen van kosteneffectiviteit. Vaak worden daarom ook second opinion aangevraagd. In de casussen die Royal HaskoningDHV kent uit de eigen adviespraktijk blijkt de kosteneffectiviteit bij een aanspraak op KE doorgaans boven de bovenwaarde van het afwegingsgebied te liggen. De praktijk van de KE ranges is dan ook dat vaak enkel de bovenwaarde wordt gebruikt. Dit is een bevinding die ook door bevoegde gezagen wordt ervaren. En KE die in het afwegingsgebied wordt berekend komt zelden voor, (waardoor overwogen kan worden om de range los te laten, zie verdere uiteenzetting in hoofdstuk 5.3).

Een kosteneffectiviteitsberekening is complex en kan alleen correct worden uitgevoerd met specifieke kennis over de techniek en de kosten en baten. Daarbij speelt ook dat er vele schattingen benodigd zijn die bij de berekening moeten worden gedaan. Gezien deze specifieke kennis die daartoe benodigd is, is het voor bevoegde gezagen erg lastig om deze berekening te beoordelen (en eventueel te weerleggen).

Daaruit volgt dat een eventuele kleine verandering (stijging) in de KE ranges, mogelijk niet zal leiden tot meer gevallen waar een techniek kosteneffectief blijken te zijn. Kleine stijgingen vallen dan in de marge die bestaat in de vrijheden binnen de KE systematiek.

Om een daadwerkelijke emissiereductie te bewerkstelligen door aanpassingen van de KE referentiewaarden zullen deze significant moeten stijgen. De 'richting' die de milieuprijzen geven zijn dan wel effectief voor een daadwerkelijke emissiereductie (NMVOS uitgezonderd).

De impact van het wijzigen van de referentiereeks wordt daarom als volgt samengevat:

- In een zeer klein deel, orde grootte < 1%, van de verleende vergunningen wordt gebruik gemaakt van KE.
- Een beroep op KE lijkt meer voor te komen bij grote emittenten waardoor de impact van afwijken van BBT-conclusies/emissiegrenswaarden groter zal zijn dan verwacht op basis van het aantal vergunningen. Echter ook dan is de verwachting dat een eventuele afname in emissies verwaarloosbaar zal in verhouding tot de totale NL emissies. Een positief lokaal effect is uiteraard wel mogelijk.
- De inschattingen van bedrijven/leveranciers/adviesbureaus zijn van grote invloed op de kosten(effectiviteit). Een geringe verhoging van de referentiewaarden zal daarom in de praktijk waarschijnlijk een gering effect hebben op het wel of niet kosteneffectief zijn van een techniek, en daarom ook waarschijnlijk geen emissiereductie teweeg brengen. Daadwerkelijke emissiereductie zal enkel bewerkstelligd kunnen worden bij een significante verhoging van de KE ranges. Ook daarbij geldt dat, gezien het beperkt gebruik van kosteneffectiviteit, de emissiereductie op landelijk niveau zeer beperkt zal zijn. Lokale emissiereductie, bijvoorbeeld in gebieden met een slechtere luchtkwaliteit, kan echter wel met hogere referentiewaarden worden bereikt.



## 5 Samenvatting, conclusie en overwegingen

Het SLA heeft als doel het verbeteren van de luchtkwaliteit en daarmee de gezondheid van inwoners te verbeteren. Een onderdeel daarvan is het moderniseren van regels omtrent industriële emissies. Dit rapport geeft het onderzoek weer naar de mogelijkheden voor het aanpassen van de referentiewaarden die worden gebruikt bij kosteneffectiviteit.

Met kosteneffectiviteit wordt vastgesteld of een emissiereducerende techniek economisch wel of niet haalbaar is voor een specifieke situatie. Daartoe wordt getoetst aan referentiewaarden, die voor het laatst in 2010 zijn bepaald. Kosteneffectiviteit (en dus ook de referentiewaarden) wordt uitgedrukt in €/kg - kosten voor het bedrijf ten opzichte van de vermeden emissies die de emissiebeperkende maatregel oplevert. Als de kosteneffectiviteit van een emissiereducerende techniek lager is dan de referentiewaarde, is deze in principe haalbaar. Als de kosteneffectiviteit hoger is, dan is de techniek in principe te duur. Een lokale afweging en een beschouwing van (integrale) milieuvoordelen is altijd nadrukkelijk nodig voor de totale afweging.

### 5.1 Indexatie referentiewaarden

Voor een indexatie van de indicatieve referentiewaarden uit 2010 is de prijsontwikkeling van dergelijke technieken bepaald. Daaruit blijkt dat de prijzen in de periode 2009-2020 gestegen zijn met circa 15,5%. Als gevolg hiervan zouden de referentiewaarden dus ook verhoogd moeten worden. De indicatieve referentiewaarden voor 2020 zijn op een identieke manier berekend zoals dat ook in 2010 is gedaan

Verder is er in deze periode een ander belangrijke aspect ontwikkeling, namelijk de rentevoet die gedaald is van 10% naar 2,84%. Dit heeft effect op de annuïteitsfactor; bij een afschrijvingsperiode van een emissiereducerende techniek van 10 jaar wordt deze 0,116 (dit was 0,163). De effectuering van de verlaagde rentevoet kan middels implementatie in de rekenmethode in bijlage XXX.

Er wordt geadviseerd om de referentiewaarden aan te passen (te indexeren) naar de prijsontwikkeling in de periode 2009-2020, leidend tot indicatieve ranges zoals weergegeven in onderstaande tabel. Daarbij is het voorstel om de verlaging van de rentevoet (naar 2,84%) door te voeren in de rekenmethode in bijlage XXX. De tabel geeft eveneens de in 2010 bepaalde indicatieve ranges en de uiteindelijke ranges zoals vastgesteld in het Activiteitenbesluit. Zoals te zien is in de tabel heeft er in 2010 een beleidsmatige vertaalslag plaatsgevonden van de in 2010 bepaalde indicatieve ranges naar de uiteindelijke referentiewaarden. Deze beleidsmatige vrijheid is er uiteraard nu ook.

Tabel 5.1 Aangepaste indicatieve referentiewaarden

Stof	Indicatieve referentiewaarden 2010 (€/kg)	Huidig referentiewaarden in het beleid (Activiteitenbesluit) (€/kg)	Indicatieve referentiewaarden 2020 (€/kg)
NO <sub>x</sub>	6 – 21	5 - 20	6 – 23 <sup>1)</sup>
SO <sub>2</sub>	8 – 18	5 - 10	9 – 19
VOS	13 – 23	8 - 15	16 – 29
Stof	7 – 15	8 - 15	7 – 17

1) De stikstofproblematiek in Nederland is niet meegenomen in deze waarden

Op basis van een rekenvoorbeeld blijkt dat de actualisatie van de rentevoet naar 2,84% leidt tot een investering die hoger mag zijn dan met de huidige rentevoet van 10%. De jaarlijkse kosten van een bedrijf stijgen daarmee niet, dus de hogere investering is daarmee gerechtvaardigd.

De actualisatie ten gevolge van de prijsontwikkeling (+15,5%) heeft als resultaat dat de investering en jaarlijkse kosten van een bedrijf wel iets stijgen.

Zowel de actualisatie van de rentevoet als de actualisatie ten gevolge van de prijsontwikkeling betekend geen verzwaring en ook geen verlichting voor het bedrijfsleven, maar slechts een actualisatie naar de huidige economische status.

## 5.2 Effecten van indexatie referentiewaarden op emissies

Op basis van ervaringen van omgevingsdiensten is in kaart gebracht hoe vaak kosteneffectiviteit toegepast wordt. Uit de (goede en dus representatieve) respons wordt geconcludeerd dat het instrument kosteneffectiviteit in ordegruote 1% in de verleende vergunningen gebruikt wordt. De emissies die hiermee gemoeid gaan zijn waarschijnlijk zeer beperkt in verhouding tot de gehele emissies binnen Nederland (een kwantitatieve schatting is niet te geven). Lokale effecten voor individuele gevallen kunnen echter wel groot zijn.

Een kosteneffectiviteitsberekening is complex en kan alleen correct worden uitgevoerd met specifieke kennis over de techniek en de kosten en baten. Daarbij speelt ook dat er vele schattingen benodigd zijn die bij de berekening moeten worden gedaan. Gezien deze specifieke kennis die daartoe benodigd is, is het voor bevoegde gezagen erg lastig om deze berekening te beoordelen (en eventueel te weerleggen).

Daaruit kan geconcludeerd worden dat een eventuele kleine verandering (stijging) in de KE referentiewaarden, waarschijnlijk niet zal leiden tot meer gevallen waar een techniek kosteneffectief blijken te zijn. Kleine stijgingen vallen namelijk in de marge die bestaat in de vrijheden binnen de KE systematiek. Het effect op een afname van emissies is daarom mogelijk nihil.

Om een daadwerkelijke emissiereductie te bewerkstelligen door aanpassingen van de KE referentiewaarden zullen deze significant moeten stijgen.

## 5.3 Milieuprijzen

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. In veel gevallen zijn de milieuprijzen daarmee gelijk aan de schade die ontstaat als de stof in het milieu terecht komt. Toegepast op luchtmissie gaat het dus om de welvaartsverliezen (schade) die optreden als er één extra kilogram luchtmissie plaatsvindt. Milieuprijzen zijn daarmee vaak gelijk aan de externe kosten. Andersom geven milieuprijzen de prijs aan die mensen bereid zouden zijn om te betalen voor milieukwaliteit alsof er een markt voor zou bestaan.

Omdat milieuprijzen dus, net als de referentiewaarden, ook in €/kg zijn uitgedrukt, zouden deze een rol kunnen spelen bij het aanpassen van de referentiewaarden. Juridisch gezien is dit mogelijk, omdat de RIE (de grondslag voor kosteneffectiviteit) vrij laat hoe de kosten moeten worden afgewogen tegen de milieuvordelen. In onderstaande tabel zijn de milieuprijzen weergegeven (ter referentie zijn de geïndexeerde referentiewaarden van 2020 ook weergegeven).

Tabel 5.2 Indicatieve referentiewaarden 2020 en milieuprijzen CE Delft 2017

Stof	Indicatieve referentiewaarden 2020 (€/kg)	Milieuprijs (€/kg)		
		Onder	Centraal	Boven
NO <sub>x</sub>	6 – 23	24,1	34,7	53,7
SO <sub>2</sub>	9 – 19	17,7	24,9	38,7
VOS	16 – 29	1,6	2,1	3,2
Stof (PM <sub>10</sub> )	7 – 17	31,8	44,6	69,1

Milieuprijzen geven gemiddelde waarderingen in Nederland voor emissies vanuit een gemiddelde uitstootbron op een gemiddelde uitstootlocatie in het jaar 2015. Daarom is ook bij milieuprijzen (net zoals bij de referentiewaarden) een integrale afweging van lokale milieuvordelen en -nadelen eveneens benodigd bij de beslissing of een techniek wel of niet haalbaar is.

In verband met transparantie over de totstandkoming van de milieuprijzen (CE Delft 2017) is voor NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, VOS en Stof een extra toelichting door CE Delft gegeven. Naar mening van Royal HaskoningDHV is de totstandkoming van milieuprijzen daarmee transparant. Voor de totstandkoming zijn diverse stappen benodigd waar ook 'keuzes' in gemaakt moesten worden. Over deze 'keuzes' zal altijd een bepaalde mate van discussie mogelijk blijven. Benadrukt dient daarbij te worden dat dit in meer of mindere mate geldt voor iedere studie, dus ook bij de afleiding van de indicatieve referentiewaarden. In dat aspect zijn milieuprijzen evengoed bruikbaar als de indicatieve referentiewaarden.

Voor NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> en Stof liggen de huidige referentiewaarden beneden de milieuprijzen. Er geldt voor deze stoffen dat emissiebeperkende maatregelen (bijvoorbeeld voor NO<sub>x</sub> > 20 €/kg) niet als kosteneffectief worden vastgesteld volgens de huidige referentiewaarden, terwijl deze (< centraal 34,7 €/kg) wel welvaartsverhogend zouden zijn. Dit kan leiden tot emissieniveaus boven het optimale vervuilingsniveau (per definitie ook een afweging tussen kosten en baten).

Ook blijkt onder andere dat Duitsland en Denemarken vergelijkbare milieuprijzen hebben berekend (en de afwijkingen zijn verklaarbaar door de afwijkende situaties in de betreffende landen).

Zoals genoemd wordt met het enkel indexeren van de referentiewaarden waarschijnlijk geen daadwerkelijke emissiereductie bewerkstelligd. Gezien de doelstellingen van het SLA, zouden milieuprijzen wel een middel kunnen zijn bij het behalen van emissiereductie. Hierbij moet wel de nuancering worden gemaakt dat de KE methodiek weinig wordt toegepast (zie ook paragraaf 4.1). Desalniettemin kan een hogere bovenwaarde van het afwegingsgebied er wel voor zorgen dat het bevoegd gezag een duurdere investering kan verlangen (en dus emissiereductie optreedt). Dat kan bijvoorbeeld nodig zijn in gebieden met een relatief slechte luchtkwaliteit.

De huidige referentiewaarden (zowel 2010 als de geïndexeerde voor 2020) zijn gebaseerd op bestaand (of ouder) beleid, omdat ze zijn afgeleid op daadwerkelijk geïnstalleerde technieken. Milieuprijzen zijn berust op een actuelere (maatschappelijke) (toekomst)visie.

Voor VOS ligt het gehele afwegingsgebied van de huidige referentiewaarden boven de milieuprijs. Dit valt te verklaren omdat in deze milieuprijs enkel het effecten op ozonvorming is meegenomen en bijvoorbeeld geen toxische effecten. Daar is voor gekozen omdat milieuprijzen ook voor individuele VOS bepaald zijn, waar dan wel andere (zoals toxische) effecten zijn meegenomen. De milieuprijs voor NMVOS is daarmee niet te vergelijken met de referentiewaarden voor VOS. Indien milieuprijzen zouden worden berokken in de referentiewaarden kan voor VOS gekozen worden om de (gesommeerde) milieuprijzen van de individuele VOS in de afgasstroom te hanteren. Dit zou dan ook recht doen aan de grote diversiteit van schadelijkheid van individuele VOS.

Dit zou eventueel een ander voordeel kunnen zijn van het gebruik van milieuprijzen; de systematiek kan worden uitgebreid naar overige componenten. Mogelijk kan de milieuprijs bijvoorbeeld voor ammoniak handvaten bieden in het kader van het stikstofprobleem en mogelijk zijn milieuprijzen ook geschikt voor Zeer Zorgwekkende Stoffen.

De toepassing van milieuprijzen bij de vaststelling van nieuwe referentiewaarden zou een 'sprong' in het afwegingskader betekenen. Natuurlijk zou ook een tussenvariant gekozen kunnen worden. De milieuprijzen zouden bijvoorbeeld een 'richting' kunnen beteken bij de (in dat geval) verhoging van de referentiewaarden. Van belang is daarbij dat de motivatie bij de totstandkoming van de referentiewaarden transparant is.

## 5.4 Overige overwegingen

### Loslaten van de range in referentiewaarden

De huidige referentiewaarden bevatten een range om de onzekerheid weer te geven. Het beleid is daar ook op afgestemd. Zoals aangeven in paragraaf 4.3 komen bij het aandragen van kosteneffectiviteitsberekeningen zelden situaties voor waarbij de kosteneffectiviteit in het afwegingsgebied terecht komt. Het hanteren van een ondergrens is daarmee ook weinig zinvol. Verder wordt de bovengrens van de referentiewaarden als een harde grens gehanteerd. Dat kan een integrale afweging van de milieuvoordelen en een lokale beoordeling in de weg staan; als een maatregel niet kosteneffectief blijkt te zijn, worden de andere beoordelingen snel overgeslagen (ondanks dat de wetgeving deze mogelijkheden wel biedt). Het kan echter zijn dat er zwaarwegende lokale omstandigheden (of andere milieuvoordelen) zijn die een techniek toch wenselijk maken. Om dit te ondervangen zouden de referentiewaarden expliciet(er) kunnen worden aangemerkt in het beleid als zijnde 'indicatief', waarmee het bevoegd gezag altijd de mogelijkheid heeft om een beoordeling van de wenselijkheid van een techniek breder te beschouwen.

### Relatie met het verlagen van emissiegrenswaarden

Momenteel loop er ook een studie naar de mogelijkheid tot aanscherping van de emissiegrenswaarden uit afdeling 2.3 AB (later luchtmodule in het BAL). Indien uit de studie naar emissiegrenswaarden een verlaging mogelijk blijkt die ook beleidsmatig wordt doorgevoerd, moeten de referentiewaarden voor die component ook omhoog. Zo niet, werken de referentiewaarden de doorvoering van scherpere emissiegrenswaarden in de weg. Dan zou worden aangetoond dat een installatie niet kosteneffectief is, en dus de verlaging van emissiegrenswaarden zinloos maken. Bij lagere ingaande concentraties (aanname dat relatief lagere ingaande concentraties dan vaker ook gereduceerd moeten worden) stijgt de positie op de kostencurve (zie figuur 2.1) naar een hogere KE. Bovendien vergt verder reduceren mogelijk een duurder (grotere/meer efficiënte) techniek, die mogelijk relatief duurder is. Bij een gelijk blijvende referentiewaarde (slecht geïndexeerd) zal dan snel(ler) blijken dat deze niet kosteneffectief is. Daarom moeten in dat geval de referentiewaarden verder stijgen.

### Hulpmiddel bevoegde gezagen

Op basis van respons voor deze studie maar ook uit een eerdere inventarisatie<sup>10</sup> blijkt ook dat het instrument kosteneffectiviteit voor vergunningverleners (of omgevingsdiensten) als lastig wordt ervaren. Een voorstel daaruit was om de beoordeling van kosteneffectiviteit centraal uit te (laten) voeren. Dat zorgt voor een opbouw van kennis op dit gebied en zorgt ook voor een identieke beoordelingswijze.

Een ander voorstel was het laten opstellen van een duidelijke handleiding voor bevoegde gezagen hoe om te gaan met de beoordeling van kosteneffectiviteit.

---

<sup>10</sup> Voorverkenning pilot industrie, Opgesteld door Royal HaskoningDHV in opdracht van het Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 24 april 2020, kenmerk: BG9653IBR001F01