



Planbureau voor de Leefomgeving

Milieubelastingen en Groene Groei Deel II

Evaluatie van belastingen op energie in Nederland vanuit milieuperspectief

Herman Vollebergh (eindredactie), Eric Drissen, Hans Eerens en Gerben Geilenkirchen

ACHTERGRONDSTUDIE

Milieubelastingen en Groene Groei Deel II. Evaluatie van belastingen op energie in Nederland vanuit milieuperspectief

© PBL (Planbureau voor de Leefomgeving)

Den Haag, 2014

PBL-publicatienummer: 904

Auteurs

Herman Vollebergh (eindredactie), Eric Drissen, Hans Eerens en Gerben Geilenkirchen

Contact

Herman Vollebergh (herman.vollebergh@pbl.nl)

Supervisie

Frank Dietz

Met bijdragen van

Dit rapport is mede tot stand gekomen dankzij bijdragen van Frank Berning, Corjan Brink (PBL), Durk Nijdam (PBL) en Jan de Vries tijdens verschillende fasen in dit onderzoek.

Met dank aan

Verder danken wij voor hun constructieve commentaar op een eerdere versie Rob Aalbers (CPB), Martijn Blom (CE), Pieter Boot (PBL), Nils-Axel Braathen (OESO), Sander de Bruijn (CE), Frank Dietz (PBL), Arjen Lejour (CPB), Arno Schrooten (CE), Hendrik Vrijburg (EUR) en Hans Vos, evenals vertegenwoordigers van de ministeries van Financiën (FIN), Economische Zaken (EZ) en Infrastructuur en Milieu (IenM), in het bijzonder Arjan van Breda Vriesman, Mariska de Bruijne, Leo van den Ende, Victor Joosen, en Klaas-Jan Koops. Tot slot een speciaal woord van dank voor Marian Abels voor haar niet aflatende steun bij het creëren van (de zoveelste versie van) de figuren, waardoor belangrijk materiaal op gepaste wijze is weergegeven in de tweedimensionale ruimte.

Redactie figuren

Beeldredactie PBL

U kunt de publicatie downloaden via de website www.pbl.nl. Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Vollebergh, H. et al. (2014), *Milieubelastingen en Groene Groei Deel II. Evaluatie van belastingen op energie in Nederland vanuit milieuperspectief*, Den Haag: PBL.

Het PBL is het nationale instituut voor strategische beleidsanalyses op het gebied van milieu, natuur en ruimte. Het PBL draagt bij aan de kwaliteit van de politiek-bestuurlijke afweging door het verrichten van verkenningen, analyses en evaluaties waarbij een integrale benadering vooropstaat. Het PBL is vóór alles beleidsgericht. Het verricht zijn onderzoek gevraagd en ongevraagd, onafhankelijk en altijd wetenschappelijk gefundeerd.

Inhoud

Samenvatting

1. Opties voor milieubelastinghervorming

2. Pigouviaanse heffingen, schaduwprijsmethodiek en bestaande belastingen

- 2.1. Pigouviaanse zienswijze
- 2.2. Pigouviaanse optimale tarieven
- 2.3. Pigou, bestaande regulering en (milieu)belastingen
- 2.4. Naar een praktische uitvoerbare analyse

3. De Nederlandse milieubelastingmix in internationaal verband

- 3.1. Belastingopbrengsten in internationaal verband
- 3.2. Ontwikkelingen in de milieubelastingen in Nederland
- 3.3. Belastingen op aardgas, elektriciteit en kolen
- 3.4. Belastingen op minerale oliën
- 3.5. Europees perspectief op milieubelastingen
- 3.6. Conclusies

4. Energieverbruik en emissies in relatie tot de energiebelastingstructuur

- 4.1. Energieverbruik in Nederland
- 4.2. Ontwikkeling luchtmissies naar bron
- 4.3. Emissies als gevolg van energieverbruik
- 4.4. Conclusie

5. Waardering milieuschade van verbranding energieproducten

- 5.1. Impacts van broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen
- 5.2. Waardering van de milieuschade
- 5.3. Schaduwpreizen voor milieuschade
- 5.4. Uitkomsten
- 5.5. Conclusie

6. Evaluatie huidige opbrengst en structuur vanuit milieuperspectief

- 6.1. Standaardisatie van de verschillende energieproducten
- 6.2. Effectieve druk, verdeling over producten en sectoren, en internationale vergelijking
- 6.3. De energiebelastingstructuur getypeerd
- 6.4. Energieproducten en hun kosten van milieuschade
- 6.5. Belastingstructuur en kosten van milieuschade
- 6.6. Conclusie

7. Bouwstenen voor hervorming

7.1. Evaluatie energiebelastingstructuur en ruimte voor verbetering

7.2. Beleidsopties op lange termijn

7.3 Conclusie

8. Conclusies

Annex I Ontwikkeling opbrengsten overige belastingen op milieugrondslag

Annex II Waardering broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen door CE

Annex III Waardering van een levensjaar

Annex IV Overzicht fasen en belang ketenemissies

Annex V Vergelijking van kosten van milieuschade en tarieven per energieproduct

Annex VI Gestandaardiseerde belastingtarieven energieproducten

Literatuur

Samenvatting

Milieubelastingen kunnen een belangrijke rol vervullen bij het adequaat beprijzen van milieuvervuiling of bij een onevenwichtige inzet van bepaalde grondstoffen. ‘Milieubeprijzing’ of ‘fiscale vergroening’ wordt breed gezien als een belangrijke randvoorwaarde voor groene groei (OESO 2011b, 2013; Heine et al. 2012; PBL 2013a). Daarbij staat het internaliseren van kosten van milieuschade in de prijzen van grondstoffen of producten centraal. Instrumenten daarvoor zijn het afschaffen van milieuschadelijke subsidies of het heffen van milieubelastingen op milieuschade die nog niet of onvoldoende in de prijzen tot uitdrukking komt.

Nederland kent een lange traditie van fiscale vergroening en is inmiddels één van de koplopers in vergroening van de belastingen, met een aandeel van 10 procent groene belastingen in de totale belastingopbrengst. Maar er zit wel een spanning tussen hogere belastingopbrengsten uit milieubelastingen en de regulerende werking ervan, die tot uitdrukking komt in een vermindering van de milieuvervuiling. Daarnaast roepen enkele aspecten van fiscale vergroening veel discussie op, zoals de hoge belastingtarieven voor een aantal energieproducten ten opzichte van het buitenland, of de sturende rol van de overheid. Zo zou de hoge dieselaccijns leiden tot over de grens tanken, zou de aanschaf van nieuwe auto’s alleen nog maar gedreven worden door de soms enorme belastingbesparingen die daarbij mogelijk zijn, en zouden de fiscale constructies om coöperaties te belonen voor het zelf opwekken van duurzame energie heel duur zijn als gekeken wordt naar de kosten per vermeden eenheid CO₂. Dit zijn allemaal recente voorbeelden waarin de spanning tussen opbrengst en resultaat hoog is opgelopen. Dat Nederland hoge opbrengsten kent door milieubelastingen, betekent dan ook niet dat de huidige vormgeving van de energiebelastingen de best denkbare is om vermindering van de milieudruk te bereiken bij de bestaande opbrengsten.

Zo bezien, is het een interessante vraag hoe de *huidige* milieubelastingstructuur in Nederland kan worden beoordeeld vanuit milieuoogpunt. Deze vraag staat dan ook centraal in dit tweede deel van een eerder aangekondigd drieluik over milieubelastingen (PBL 2012a). In het eerste deel is een denkkader gepresenteerd dat de relevante afwegingen schetst die een rol spelen als het belastinginstrument een onderdeel is van het beleid dat gericht is op duurzame economische groei. Daarbij bleek dat plaats is voor milieubelastingen in een goed functionerend belastingsysteem, zowel uit het gezichtspunt van allocatieve doeltreffendheid en doelmatigheid (internaliseren van externe effecten) als van verdelende rechtvaardigheid (de vervuiler betaalt). Bovendien is in het eerste deel geconcludeerd dat *een goede vormgeving* essentieel is voor een effectieve en ook efficiënte inzet van milieubelastingen. Bij die vormgeving van de milieubelastingstructuur gaat het om de huidige belastinggrondslagen, vrijstellingen, de maatstaf van heffing en de tarieven. De keuzes die daarbij gemaakt worden, bepalen de mate waarin een milieubelasting reguleert, in dit geval in hoeverre deze de emissies naar het milieu vermindert (PBL 2012a: 15-18).

De hoofdvraag van dit tweede deel is of de huidige milieubelastingen in Nederland ook zo zijn vormgegeven dat zij op de beste wijze milieuvervuiling tegengaan. De focus is daarbij – evenals in het vorige deel van deze studie (zie PBL 2012a) – gericht op de belangrijkste milieubelastingen in Nederland. Vooral belastingen op energieverbruik, zoals het verbruik van aardgas, elektriciteit en motorbrandstoffen, brengen nu veel op. Energieverbruik is juist de milieugrondslag waarmee belangrijke milieuvraagstukken als klimaatverandering en luchtverontreiniging samenhangen. Daarom

passen deze belastingen goed bij het streven naar een samenleving die op termijn veel minder afhankelijk wil zijn van fossiele brandstoffen. Want juist het verbranden van deze brandstoffen draagt bij aan deze milieuproblemen.

Om de hoofdvraag van dit deel te kunnen beantwoorden, is ten eerste een goed inzicht in de huidige belastingstructuur en haar relatie tot de kosten van milieuschade onontbeerlijk. Die *structuur* van een belasting bestaat uit de grondslagkeuze, de keuze van vrijstellingen, de maatstaf van de belasting en de tariefhoogte. De regulerende werking van een milieubelasting is sterk afhankelijk van de structuur of vormgeving. Bij de belastingen op energie is sprake van het *indirect* of *impliciet* heffen op milieuvervuiling. Dat geldt voor een belasting op aardgas of kolen, maar zeker ook voor een belasting op elektriciteit. Zoals in het eerste deel van deze studie is aangegeven, is voor een goede regulerende werking van zo'n indirecte belasting op milieu een zorgvuldige vormgeving van nóg meer belang dan voor een directe belasting op milieu. Steeds moet worden nagegaan of deze indirecte relatie wel de goede signalen afgeeft voor het beprijzen van het milieu. De regulerende werking van een milieubelasting kan ook gefrustreerd worden door vrijstellingen of tariefdifferentiatie, zoals lagere tarieven voor bepaalde groepen verbruikers. Hieruit blijkt dat een oordeel over hoe groen de belastingen zijn niet alleen gebaseerd kan zijn op de hoogte van de opbrengsten uit milieubelastingen of de hoogte van het aandeel van opbrengsten uit milieubelastingen in de totale belastingopbrengst, maar dat hiervoor ook gekeken moet worden naar de structuur van de milieubelastingen.

Om vanuit milieuperspectief een oordeel te kunnen geven over de structuur van de milieubelastingen en aan te kunnen geven hoe deze structuur verder verbeterd zou kunnen worden, is niet alleen inzicht in de belastingstructuur noodzakelijk, maar ook in de kosten van de milieuschade en de relatie tussen deze kosten en de huidige milieubelastingen. Deze informatie is nu nog onvolledig en deze studie heeft dan ook als doel om deze informatie te verschaffen. Daarbij beperken we ons in deze studie tot de energiebelastingen, waarvan de grondslag dus een energieproduct is. In de eerste plaats is dan informatie nodig over de relatie tussen een specifieke milieubelasting, de grondslag van die belasting (een specifiek energieproduct, op een specifieke manier gebruikt) en de milieudruk die door het specifieke gebruik van dat energieproduct wordt veroorzaakt. Hiervoor is ook een goed begrip van de kenmerken van de Nederlandse energiehuishouding onontbeerlijk, zoals haar energie-intensieve productiestructuur en het open karakter daarvan in relatie tot de daaraan gekoppelde milieuvervuiling. Dat geldt ook voor de ontwikkelingen op de lange termijn van de Nederlandse energiehuishouding en de implicaties daarvan voor de vormgeving van milieubelastingen in Nederland.

Ten tweede is inzicht in de schade aan het milieu door het energieverbruik en de waardering van deze schade relevant. Dit vraagt om een analyse van de relatie tussen de huidige grondslagen van de milieubelastingen en de door die grondslag veroorzaakte directe en indirecte milieuschade. En voor dat laatste is weer een goed inzicht nodig in de belangrijkste schade die wordt veroorzaakt, zoals de schade aan gezondheid, natuur, landbouwgewassen en bouwwerken. En ten slotte is inzicht nodig in de waardering van deze schade ofwel de omvang van het welvaartsverlies dat deze milieuschade veroorzaakt. Hiervoor worden meestal schaduw prijzen gebruikt.

Ten derde speelt bij het verbeteren van de structuur van milieubelastingen in Nederland ook de context een rol waarbinnen deze verbeteringen worden beoogd. Daarbij wordt vooral gedacht aan interfererend beleid van de Europese Unie (EU). Zo is er al EU-beleid met betrekking tot milieubelastingen, in de vorm van Europese afspraken over minimumtarieven, voor de meeste belastingen op energieproducten.

Daarnaast is interferentie mogelijk met andere milieubeleidsinstrumenten, zoals het huidige Europese handelssysteem voor de reductie van de emissies van broeikasgassen (ETS), de subsidies om schone (hernieuwbare) elektriciteit te stimuleren en het gebruik van milieustandaarden om luchtverontreinigende emissies tegen te gaan.

Deze studie is als volgt opgebouwd. In hoofdstuk 2 verfijnen we allereerst de methodiek uit het eerste deel van deze driedelige studie en maken we deze geschikt voor de hier beoogde analyse van de kosten van milieuschade in relatie tot de in Nederland bestaande structuur van milieubelastingen. Een analyse van de bestaande structuur en opbrengst van de Nederlandse milieubelastingen dient rekening te houden met een viertal aspecten. In de eerste plaats en al eerder aangegeven, is sprake van belastingen op heel verschillende (fossiele) energieproducten die emissies slechts indirect reguleren. Ten tweede grijpen deze belastingen op verschillende plaatsen aan in de energieketen. Bij een kolenbelasting is dit betrekkelijk vroeg in de keten, maar bij benzine juist laat, want dicht bij de eindverbruiker. Ten derde zijn aan het verbruik van veel energieproducten niet één maar meerdere milieuproblemen verbonden, hetgeen regulering met één belasting (per energieproduct) gecompliceerder maakt. Daarbij zullen we ons echter beperken tot de twee belangrijkste milieuproblemen die met het verbruik van energieproducten gepaard gaan: klimaatverandering en luchtverontreiniging. Deze twee milieuproblemen hebben echter heel verschillende karakteristieken. Klimaatverandering is een mondiaal milieuprobleem, waarvan de effecten pas op lange termijn zichtbaar zijn en waarvoor het niet belangrijk is op welke plaats de broeikasgassen (die de belangrijkste oorzaak zijn van klimaatverandering) worden uitgestoten, terwijl luchtverontreiniging een lokaal probleem is, waarvan de effecten op dit moment voelbaar zijn en waarvoor de plaats waar luchtverontreinigende stoffen worden uitgestoten wél van belang is. Tot slot dient bij een analyse van de bestaande milieubelastingstructuur rekening gehouden te worden met de interferenties met ander milieubeleid, zoals het Europese stelsel van emissiehandelsrechten voor de regulering van emissies van broeikasgassen (ETS) en de emissienormen voor verbrandingsinstallaties vanwege de luchtkwaliteit. Vervolgens schetsen we in hoofdstuk 3 de algemene ontwikkelingen van de milieubelastingen in Nederland en vergelijken we het Nederlandse systeem van belastingen op energie met het systeem in omliggende landen. We staan uitgebreid stil bij de huidige belastinggrondslagen en -vrijstellingen, de maatstaf en de tariefstructuur van de verschillende heffingen. Daarmee geeft dit hoofdstuk inzicht in de feitelijke vormgeving van de belangrijkste milieubelastingen op het terrein van energie in Nederland. In hoofdstuk 4 gaan we dieper in op de huidige energiestructuur van de Nederlandse economie en de daaraan gekoppelde emissies en leveren we daarmee de eerste bouwstenen voor een evaluatie van de huidige grondslag- en tariefstructuur. Fossiele brandstoffen spelen onmiskenbaar een grote rol in Nederland. Dit hangt mede samen met de ligging aan het water. Nederland is daardoor een uitgelezen vestigingsplaats voor de op (fossiele) energie gebaseerde energie-intensieve industrie en is ook een typisch doorvoerland van (energie)producten. Mede daarom heeft Nederland naar verhouding ook een energie-intensieve industrie en een relatief hoog energieverbruik per hoofd van de bevolking. Bovendien valt op dat in Nederland een grote rol is weggelegd voor het niet-energetische verbruik van energieproducten, zoals het gebruik ervan als grondstof voor bijvoorbeeld plastics en kunstmest. Van de energieproducten heeft aardgas het grootste aandeel in de energievoorziening, hetgeen vanwege de aardgasvoorraden niet verrassend is.

Verder blijkt in dit hoofdstuk dat in de loop der jaren vooral de emissies van de verschillende luchtverontreinigende stoffen zijn afgenomen. Niettemin resteren er nog forse emissies van luchtverontreinigende stoffen door energieverbruik. Deze zijn hier toegerekend aan het gemiddelde verbruik van de verschillende energieproducten en gerelateerd aan de verbranding van deze producten. Doordat in deze studie gebruik wordt gemaakt van *gemiddelde* emissiefactoren, wordt impliciet de gemiddelde emissie gelijkgesteld aan de marginale emissie. Dat betekent overigens niet dat ook gerekend wordt met de gemiddelde kosten van de milieuschade, want bij de waardering van de milieuschade wordt wél gekeken naar de kosten van de marginale schade. Om een zo compleet mogelijk beeld te krijgen, worden naast de emissies die direct vrijkomen bij het gebruik van het energieproduct¹, ook de emissies eerder in de keten bepaald. Daarbij kan bijvoorbeeld gedacht worden aan de emissies van de schepen die kolen naar de elektriciteitscentrales transporteren.

In hoofdstuk 5 geven we aan hoe de aan het energieverbruik verbonden emissies kunnen worden vertaald naar kosten van milieuschade voor Nederland. Zoals eerder aangegeven, beperken we ons in deze studie tot de twee belangrijkste milieuproblemen die zijn verbonden aan het huidige energieverbruik: klimaatverandering en luchtverontreiniging. Het bepalen van de schade die emissies van broeikasgassen veroorzaken aan de stabiliteit van het klimaat en van de schade die emissies van luchtverontreinigende stoffen veroorzaken aan gezondheid, natuur, landbouwgewassen en bouwwerken, is weliswaar nog steeds met veel onzekerheid omgeven. Maar in de afgelopen jaren is het inzicht in deze effecten dermate toegenomen dat een redelijke schatting van deze schade inmiddels wel mogelijk is. Een belangrijke conclusie die uit deze analyse kan worden getrokken, is dat energieverbruik niet alleen schade veroorzaakt via klimaatverandering, maar dat voor een aantal energieproducten de schade door luchtverontreiniging minstens even groot is. Dat geldt vooral voor het gebruik van minerale oliën als motorbrandstof, zoals diesel. Daarvan verschillen de emissies van luchtverontreinigende stoffen ook nog eens sterk per type voertuig, waarbij schepen voor de binnenvaart en mobiele werktuigen per liter een veel grotere uitstoot hebben dan personenauto's op diesel. De reden voor deze relatief grote schadelijkheid is dat een ton luchtverontreinigende emissies bij een energiecentrale veel geringer is dan van dezelfde ton bij verbranding in bebouwd gebied.

Door de relatief grote schade door luchtverontreiniging kunnen vraagtekens gezet worden bij de invalshoek om alleen te kijken naar de klimaatimpact (CO₂-grondslag) van de energieproducten bij de fiscale behandeling van deze producten of bij de beoordeling van de huidige belastingen op deze producten vanuit milieuperspectief. Daarnaast blijkt dat voor een goede beoordeling van de energieproducten ook rekening moet worden gehouden met de schade die wordt veroorzaakt door de emissies die eerder in de keten zijn vrijgekomen. Zo is de bijstook van biomassa voor elektriciteitsopwekking in kolencentrales klimaatneutraal, maar de schade door de emissie van luchtverontreinigende stoffen is toch nog aanzienlijk, en zelfs hoger dan bijvoorbeeld de schade die gascentrales door luchtverontreiniging veroorzaken. Wordt bovendien rekening gehouden met de schade die eerder in de keten plaatsvindt, dan blijkt dat de totale milieuschadecosten van bijstook van biomassa (via klimaatverandering én luchtverontreiniging, direct én indirect) zelfs groter zijn dan die van

¹ Bij elektriciteit komen bij het verbruik geen emissies vrij. Voor elektriciteit hebben de directe emissies dan ook betrekking op de emissies die uitgestoten worden bij de opwekking van elektriciteit.

elektriciteitscentrales op aardgas. Duurzaam opgewekte elektriciteit en aardgas zijn veel schoner en verdienen daarom een grotere rol in het energiesysteem.

Daarna standaardiseren we in hoofdstuk 6 de belastingen op energie en de milieuschade die wordt veroorzaakt door het verbruik van energie, door ze uit te drukken in dezelfde eenheid. Hierdoor kunnen de verschillende energieproducten ook ten opzichte van elkaar worden beoordeeld. Daaruit blijkt nogmaals dat een evaluatie op basis van alleen de klimaatimpact (CO₂-grondslag) van energieverbruik te beperkt is. Deze invalshoek gaat voorbij aan de grote verschillen in de bijdrage van fossiele brandstoffen aan de luchtkwaliteit. Dat geldt overigens ook voor biomassa.

Koppelen we deze inzichten aan de bestaande, gestandaardiseerde tarieven van de verschillende belastingen op energie, dan blijkt de structuur tamelijk onevenwichtig. De nadruk ligt op het belasten van consumptief kleinverbruik, in het bijzonder het verbruik door de huishoudens. Dit geldt vooral voor de hoge belastingen op aardgas, elektriciteit en motorbrandstoffen, terwijl het verbruik in de industrie vaak lage tarieven kent of zelfs helemaal is vrijgesteld. Deze keuze is overwegend ingegeven door zorg over belastingconcurrentie en de rol van het ETS ter regulering van de emissies van broeikasgassen van grote emittenten in de Europese Unie. Het nadeel van het belasten van consumptie is dat hierdoor vooral indirect belasting wordt geheven over de milieugrondslagen, omdat alle energieproducten slechts indirect, en bij elektriciteit zelfs heel indirect verbonden zijn met de bij hun verbranding vrijkomende emissies. Daarnaast is in de keten soms wel en soms niet sprake van consistente regulering.

In hoofdstuk 7 verkennen we hoe de huidige structuur van energiebelastingen vanuit milieuperspectief kan worden verbeterd. Daarbij plaatsen we de gevonden resultaten in een bredere context, bespreken we specifieke knelpunten en geven we aan waar mogelijk ruimte bestaat voor een verbetering van de structuur van energiebelastingen. Bij die verbeteringen zit een aantal aanpassingen waarvan Nederland vanuit een milieuperspectief op voorhand geen spijt zal krijgen (*no regret*). Een voorbeeld van zo'n verbetering is het afschaffen van de vrijstellingen voor energieproducten die verbruikt worden door de lucht- en scheepvaart. Een ander voorbeeld is het niet weer opnieuw vrijstellen van de inzet van de meest vuile fossiele brandstof kolen bij de elektriciteitsopwekking, zoals nu in het Energieakkoord is overeengekomen. Ook lijkt een ruimere rol voor biomassa niet voor de hand te liggen en is de ongelijke behandeling van benzine en diesel een punt van zorg. Diesel is in verschillende toepassingen veel vervuilender, maar ook veel lager belast, terwijl elektrisch rijden, qua luchtverontreiniging, bijna helemaal schoon is, maar toch hoog wordt belast via de belasting op elektriciteit. Tot slot is het vanuit milieuperspectief opvallend dat geen belasting wordt gegeven op de verwerking van (brandbaar) afval, omdat nu nergens in de keten over deze 'grondstof' belasting wordt betaald.

In hoofdstuk 7 verkennen we tot slot nog een aantal opties voor belastinghervorming op energieproducten voor de wat langere termijn. De houdbaarheid van het huidige stelsel van energiebelastingen zou weleens onder druk kunnen komen te staan. De alsmaar hogere tarieven in combinatie met ander beleid gericht op minder gebruik van fossiele brandstoffen, leiden door hun regulerende werking tot minder verbruik en tasten daardoor de grondslag van de energiebelastingen aan. Bij nieuw geplande woonwijken wordt nu al nagedacht of aansluiting op het gasnet nog wel lonend is, en auto's worden in snel tempo zuiniger en schoner. Daarom is het van belang nu alvast te anticiperen en na te denken over een alternatieve vormgeving van de energiebelastingen. Voorkomen moet worden dat nu hervormingen worden ingevoerd die voortbouwen op het huidige energiesysteem.

Beter kan worden ingespeeld op technologische veranderingen waarvan nu al duidelijk is dat deze op termijn op ons afkomen.

Vervolgonderzoek is zeker ook nodig. Een eerste begin is al gemaakt in de gelijktijdig met dit tweede deel van het drieluik over *Milieubelastingen en groene groei* te verschijnen publicatie *Fiscale vergroening: uitdagingen voor de belastingen op energie* (PBL 2014c). Hierin wordt ingegaan op de relatie tussen de bevindingen uit deze studie en de mogelijke consequenties daarvan voor verdere vergroening van het belastingstelsel op de korte en lange termijn. Maar in die publicatie wordt ook explicieter aandacht besteed aan het feit dat milieubelastingen onvermijdelijk ook opbrengsten genereren en daarom ook interessant zijn voor het genereren van opbrengsten voor de schatkist.

1. Opties voor milieubelastinghervorming

Alom wordt tegenwoordig benadrukt dat milieubelastingen een belangrijke rol kunnen vervullen bij het adequaat beprijzen van milieuvervuiling of bij een onevenwichtige inzet van bepaalde grondstoffen. 'Milieubeprijzing' of 'fiscale vergroening' wordt breed gezien als een van de belangrijkste randvoorwaarden voor groene groei (OESO 2011b, 2013; Heine et al. 2012; PBL 2013a). Daarbij staat het internaliseren van kosten van milieuschade in de prijzen van grondstoffen of producten centraal. Instrumenten daarvoor zijn het afschaffen van milieuschadelijke subsidies of het heffen van milieubelastingen op nog niet of onvoldoende in deze prijzen tot uitdrukking komende milieuschade. Nederland heeft al een lange ervaring met de inzet van het belastinginstrument voor milieudoelen. Zo kent het al heel lang accijnzen op minerale oliën en voertuigbelastingen, milieubestemmingsheffingen en belastingen op energieverbruik. De opbrengst hiervan is sinds de jaren zeventig van de vorige eeuw de facto enorm toegenomen. Nieuwe grondslagen zijn in de loop der tijd toegevoegd, tarieven flink verhoogd en soms zelfs gedifferentieerd om het milieueffect te vergroten, zoals onlangs met de belastingdifferentiatie voor zuinige auto's. Hierdoor staat Nederland in de kopgroep van landen die milieu serieus nemen bij de vormgeving van het fiscale stelsel. Het is een interessante vraag hoe de *huidige* milieubelastingstructuur in Nederland, dat wil zeggen de gekozen grondslagen, tarieven en vrijstellingen, kan worden beoordeeld vanuit milieuoogpunt. Deze vraag staat daarom centraal in dit deel van een eerder aangekondigd drieluik (PBL 2012a).

In de eerdere studie van het PBL over dit onderwerp is een denkkader gepresenteerd dat de relevante afwegingen schetst die spelen bij de inzet van het belastinginstrument als onderdeel van beleid gericht op duurzame economische groei (PBL 2012a). In die studie is betoogd dat er zeker plaats is voor milieubelastingen, zowel uit een gezichtspunt van allocatieve doeltreffendheid en doelmatigheid (beprijzen van externe effecten) als van verdelende rechtvaardigheid (de vervuiler betaalt). Bovendien is in die studie geconcludeerd dat *een goede vormgeving* essentieel is voor een effectieve en ook efficiënte inzet van het milieubelastinginstrument. Daarbij spelen echter ook heel andere factoren een rol, zoals de wens om voldoende belastingopbrengst te genereren. Met andere woorden, bij de milieubeprijzing dient ook rekening te worden gehouden met de wijze waarop de overheid haar belastinginkomsten meer in het algemeen genereert en moeten milieu- en opbrengstdoelen tegen elkaar worden afgewogen.

De wens om opbrengst te genereren kan haaks staan op het reguleringsmotief. Er zit namelijk een spanning tussen hogere belastingopbrengsten uit milieugebruik en de bijdrage daarvan aan minder milieuvervuiling. Deze spanning geldt zeker voor Nederland. De huidige belastingen op energieproducten, de Energiebelasting en de accijnzen op minerale oliën, genereren bijvoorbeeld aanzienlijke opbrengsten voor de schatkist, maar spelen tegelijkertijd ook een rol bij het verbeteren van het milieu. Als fiscale vergroening alleen maar is gericht op het verhogen of stabiel houden van opbrengsten, zal de nadruk liggen op milieubelastinggrondslagen die 'niet weglopen'. Dan is het juist niet de bedoeling dat de grondslag vermindert, terwijl dit bij milieubelastingen gericht op groen resultaat vaak wel het geval is.

Met deze spanning in gedachten is de hoofdvraag van deze studie of de belangrijkste huidige milieubelastingen in Nederland qua opbrengst ook zo zijn vormgegeven dat zij op de beste wijze de milieudruk verminderen. Bij de belastingen op energie is bijvoorbeeld sprake van het slechts *indirect* of

impliciet heffen op emissies. Dat geldt voor een belasting op aardgas of kolen, maar zeker voor een belasting op elektriciteit waar alleen bij opwekking via fossiele brandstoffen of biomassa emissies vrijkomen. Ook kan sprake zijn van vrijstellingen of tariefdifferentiatie, zoals lagere tarieven voor bepaalde groepen verbruikers, die de milieuwering frustreren. In zulke gevallen is het van groot belang na te gaan in hoeverre deze indirecte relatie wel de juiste signalen afgeeft met betrekking tot nastrevenswaardig geachte milieudoelen. Hierdoor kan ook niet op voorhand worden gezegd dat de fiscale vergroeningsagenda in Nederland al klaar is, zelfs als de opbrengsten en tarieven relatief omvangrijk dan wel hoog zijn.

Op de achtergrond speelt hier ook de vraag of het huidige stelsel van energiebelastingen op termijn houdbaar is. De alsmaar hogere tarieven stimuleren steeds meer het verminderen van het nu nog belaste verbruik. Daarom is het van belang nu al vast te anticiperen en na te denken over alternatieven om te voorkomen dat de betrouwbaarheid van de overheid (weer) onder druk komt te staan. Aanpassingen kunnen dan worden geprioriteerd als deze op termijn bijdragen aan een robuuste belastingstructuur op energieproducten vanuit zowel opbrengst- als reguleringsdoel.

Waar en hoe zijn nu nog goede hervormingsopties te vinden en met welke aspecten moet je rekening houden? Om deze vragen te kunnen beantwoorden zijn twee zienswijzen relevant (Hennipman 1962; Vollebergh 1999). Volgens de filosofie van de milieubeprijzing is de (in geld uitgedrukte) milieuschade leidend. Grondslagen en tarieven van milieubelastingen zijn dan gelijk aan de (marginale) milieuschade. Vanuit dit perspectief is het ook denkbaar dat er te veel wordt gereguleerd, bijvoorbeeld als de milieuregulering verder gaat dan de milieuschade rechtvaardigt. In dat geval maak je overbodige kosten en wordt de welvaart negatief beïnvloed. Maar alvorens zo'n oordeel te kunnen vellen, is het wel noodzakelijk om de precieze waarde van de milieuschade in geld uit te drukken en daarover bestaat de nodige onzekerheid. Bovendien kan deze schade ook nog veranderen in de tijd. De tweede zienswijze legt de nadruk daarom op door het beleid geopenbaarde voorkeuren voor (langetermijn)milieudoelen, zoals de huidige ambitie om de CO₂-uitstoot met 80 procent te reduceren in 2050 ten opzichte van 1990. De keuze van de grondslag en de hoogte van het tarief van een milieubelasting worden in zo'n geval bepaald door het milieudoel dat daarmee (op termijn) wordt beoogd. Dit is evenmin een eenvoudige opgave omdat dit inzicht vereist in de gedragsreacties van huishoudens en bedrijven.

Welk uitgangspunt uiteindelijk ook wordt gevolgd, een goed inzicht in de huidige belastingstructuur en haar relatie tot de kosten van milieuschade is onontbeerlijk voor het bepalen van geschikte hervormingsopties. Momenteel ontbreekt hierover echter relevante informatie. Dat geldt in de eerste plaats voor de inzet van belastingen in relatie tot de specifieke context waarbinnen het verbruik van energie en de daaraan gerelateerde emissies plaatsvindt. Vereist is een goed begrip van de kenmerken van de Nederlandse energiehuishouding, zoals haar energie-intensieve productiestructuur en het open karakter daarvan in relatie tot de daaraan gekoppelde milieuvervuiling, alsmede van de langetermijnontwikkelingen en de implicaties daarvan voor de vormgeving van milieubelastingen in Nederland.

Ten tweede is inzicht in de relevante schade aan het milieu en de waardering van de schade van belang. Dit vergt een analyse van de relatie tussen de huidige grondslagen van de milieubelastingen en de daarbij veroorzaakte directe en indirecte emissies en milieuschade. En hiervoor is weer een goed inzicht vereist in relevante effecten van emissies, bijvoorbeeld op gezondheid, natuur en de fysieke omgeving, alsmede in de waardering van deze schade aan de hand van schaduwprizen.

Ten derde speelt bij de uiteindelijke inschatting van een hervormingsagenda voor Nederland ook de context waarbinnen die hervorming wordt beoogd een rol. Zo is er al bestaand Europees milieubelastingbeleid, vaak in de vorm van Europese afspraken over minimumtarieven zoals momenteel voor de meeste belastingen op de energieproducten het geval is. Daarnaast is sprake van interactie met ander beleid, zoals het huidige Europese handelssysteem om broeikasgassen te reduceren (ETS), de subsidies om schone (hernieuwbare) elektriciteit te stimuleren en het gebruik van milieustandaarden om luchtverontreinigende emissies tegen te gaan.

Deze studie verschaft deze relevante informatie voor het bepalen van de hervormingsagenda. De focus is daarbij – evenals in het vorige deel – gericht op de belangrijkste milieubelastingen in Nederland. Vooral belastingen op energieproducten, zoals aardgas, elektriciteit en motorbrandstoffen, brengen nu veel op. En dit zijn ook producten waarmee belangrijke milieuvraagstukken als klimaatverandering en luchtverontreiniging samenhangen.² Omdat juist het verbranden van deze brandstoffen bijdraagt aan de genoemde milieuproblemen, passen de belastingen op de energieproducten bij het streven naar een samenleving die op termijn de milieuschade wil verminderen.

Het beleid ten aanzien van klimaatverandering en luchtverontreiniging is bovendien ambitieus. Zo wordt beoogd om op de langere termijn, zeg rond 2100, de gemiddelde temperatuur in de wereld niet meer dan 2 graden te laten stijgen door middel van klimaatbeleid. De EU heeft deze ambitie vertaald naar een ambitieus beleidspakket dat mikt op 20 procent reductie van de emissie van broeikasgassen in 2020 ten opzichte van 1990, 40 procent in 2030 en maar liefst 80 tot 95 procent in 2050. Onderdeel van dit pakket is om voor grotere industriële bronnen en elektriciteitscentrales de emissies in 2020 met 21 procent te hebben verminderd via het EU-ETS. En verder moet het aandeel hernieuwbare energie binnen de EU in 2020 20 procent bedragen, waarbij Nederland is aangeslagen voor een aandeel van 14 procent. In de verkeerssector wordt ingezet op zuinigere personenauto's en bestelbussen, waarbij de gemiddelde CO₂-emissie per kilometer naar beneden moet van ongeveer 160 gram CO₂ per kilometer rond 2005 naar 95 gram CO₂ (een daling met 40 procent) vanaf 2021 en moet 10 procent van de door het verkeer gebruikte brandstof uit biobrandstoffen bestaan.

Op het terrein van de luchtverontreiniging is sinds de jaren tachtig van de vorige eeuw al veel vooruitgang geboekt. In eerste instantie waren het vooral de verzurende en vermestende stoffen (SO₂, NO_x en NH₃) waarvoor (inter)nationale wetgeving en doelstellingen werden geformuleerd, maar de laatste 20 jaar is hier ook de fijnstofproblematiek bij gekomen. Vooral direct geëmitteerde (roet)deeltjes en in (mindere mate) ozon veroorzaakt door stikstofoxiden (NO_x) en vluchtige koolwaterstoffen (NMVOS), hebben negatieve effecten op de gezondheid van mensen. Reden om voort te gaan op het ingeslagen pad en verdere reductie na te streven. Zo zijn voor vrijwel alle bronnen die bij de verbranding luchtverontreiniging veroorzaken emissie-eisen afgesproken. Dat geldt voor verkeer en vervoer (EURO-5 en EURO-6), voor machines (typekeuringen) en voor (industriële) installaties. Verder zijn er normen voor de luchtkwaliteit in de buitenlucht en emissieplafonds per stof per land. Momenteel ligt er in de EU een voorstel om de afgesproken plafonds van 2010 te vervangen door nieuwe, lagere, plafonds in 2020.

² Behalve deze effecten zijn er ook andere milieuproblemen gemoeid met dit verbruik, zoals geluidhinder, straling, humane toxiciteit door zware metalen en dioxine, horizonvervuiling en vervuiling bij het transport. Maar zoals verderop in deze studie zal blijken, zijn deze andere effecten van een veel kleinere orde.

In deze studie beschrijven we niet alleen de ontwikkeling en de feitelijk gekozen vormgeving van de belangrijkste milieubelastingen in Nederland in detail, maar geven we ook een inschatting van de kosten van milieuschade van zowel klimaatverandering als luchtvervuiling. De focus ligt daarom geheel op de grondslag en de tariefhoogte van de nu in Nederland belaste energieproducten aardgas, elektriciteit en motorbrandstoffen. Daarbij besteden we ook systematisch aandacht aan de zogenaamde indirecte emissies naar de lucht in de keten, dat wil zeggen de emissies die vrijkomen vóórdát bepaalde fossiele brandstoffen worden verbrand.

Door het systematisch en uitvoerig meenemen van luchtvervuiling alsook de indirecte emissies in de keten, biedt dit rapport ook een nieuw interessant perspectief ten opzichte van recente studies van OESO (2013) en IMF (zie De Mooij et al. 2012). Het IMF heeft onlangs zo'n vergelijking gemaakt voor een aantal landen, zoals Zweden, Duitsland en Vietnam (Heine et al. 2012). Deze analyse bouwt onder andere voort op analyses van Parry en Small (2005) naar de optimale hoogte van de benzineaccijns in de Verenigde Staten en het Verenigd Koninkrijk. Het IMF geeft echter aan dat zijn eigen vergelijking zeer ruw is en slechts als eerste benadering moet worden gezien (Heine et al. 2012: 21).

In deze studie voor Nederland verfijnen we die aanpak verder en gaan we veel dieper in op de onderliggende problematiek en het daaraan gekoppelde datamateriaal. Zo besteden we meer aandacht aan de waardebeoordeling van de schadekosten, de vertaling van emissies naar de feitelijk belaste energieproducten, de rol van indirecte kosten van milieuschade, en de inbedding in het bredere belastingstelsel. Veel aandacht wordt hier besteed aan het zo goed mogelijk inschatten van de emissies en door emissies veroorzaakte schade van het verbruik van de in Nederland belaste energieproducten. Daarbij wordt wel zoveel mogelijk expliciet rekening gehouden met de (chemische) interactie tussen luchtverontreinigende emissies en broeikasgassen. Voor zover deze processen elkaar versterken dan wel opheffen, wordt dit verdisconteerd in de milieuschadeberekeningen (zie hoofdstuk 5 voor de uitwerking hiervan). Ook wordt expliciet gecorrigeerd voor verschillen in het schade-effect van de verschillende emissiebronnen. Zo is de schadelijkheid van een ton luchtverontreinigende emissies bij een energiecentrale veel geringer dan van dezelfde ton bij verbranding in bebouwd gebied. Dat is de reden om juist bij motorbrandstoffen te werken met een opslagfactor, omdat veel kilometers in deze omgeving worden gereden.

Deze studie is als volgt opgebouwd. In hoofdstuk 2 verfijnen we allereerst de methodiek uit het eerste deel en maken deze geschikt voor de hier beoogde analyse van de kosten van milieuschade in relatie tot de gekozen vormgeving van de Nederlandse milieubelastingen. Vervolgens schetsen we in hoofdstuk 3 de algemene ontwikkelingen op het milieubelastingsterrein in Nederland en vergelijken we de Nederlandse belastingstructuur met die in de omliggende landen. Daarnaast geeft dit hoofdstuk inzicht in de feitelijke vormgeving (grondslagen, tarieven) van de belangrijkste milieubelastingen op het terrein van energie in Nederland. In hoofdstuk 4 gaan we dieper in op de huidige energiestructuur van de Nederlandse economie en de daaraan gekoppelde emissies, en zetten we een eerste stap ten behoeve van de evaluatie van de huidige grondslag- en tariefstructuur. In hoofdstuk 5 geven we aan hoe de aan het energieverbruik verbonden kosten van milieuschade voor Nederland kunnen worden bepaald en wat de resultaten zijn van deze evaluatie voor de belastingen op aardgas, elektriciteit en motorbrandstoffen. Daarna analyseren we in hoofdstuk 6 de structuur van deze belastingen op energie na standaardisatie van de verschillende energieproducten en vergelijken deze met de door de

energieproducten veroorzaakte milieuschade. Tot slot verkennen we in hoofdstuk 7 de ruimte voor fiscale vergroening met beide milieuvraagstukken in gedachten. Daarbij plaatsen we de gevonden resultaten in een bredere context, bespreken we specifieke knelpunten en geven we aan waar mogelijk ruimte bestaat voor verbetering van deze structuur.

Omdat ervoor gekozen is om milieubelastingen alleen vanuit een milieuperspectief te evalueren, is het in deel I geschetste, ruimere kader voor afweging bewust ingeperkt (PBL 2012a).

Doelmatigheidsaspecten die vanuit de rol van het opbrengstmotief hun sporen nalaten in de milieubelastingstructuur komen, met andere woorden, slechts zijdelings ter sprake en worden ook niet expliciet geëvalueerd. Dit vraagstuk rechtvaardigt een afzonderlijke studie. Dat geldt ook voor langetermijnontwikkelingen, zoals technologische ontwikkelingen in de energiesector, en de invloed van de energiebelastingen daarop. In een afzonderlijk publicatie *Fiscale vergroening: uitdagingen voor de belastingen op energie* (PBL 2014c) wordt ingegaan op de relatie tussen de bevindingen uit deze studie en de mogelijke consequenties daarvan voor fiscale vergroening op de korte en lange termijn vanuit het hier centraal gestelde milieuperspectief.

Verder blijft de bredere context van de inzet van het milieubelastinginstrumentarium eveneens buiten beschouwing. Dat geldt ook voor de andere milieueffecten en externe effecten die met transport samenhangen (zie verder CE 2010a; Ricardo-AEA 2014). Dit laatste geldt overigens ook voor het brede scala aan externe effecten dat bijvoorbeeld met de energiesector en de elektriciteitssector samenhangt (zie CE 2010c). Verder blijft de focus in deze studie wat betreft de transportsector beperkt tot de belastingen op minerale oliën, in het bijzonder de accijnzen op benzine, diesel en lpg. De andere vervoersbelastingen, zoals de belastingen op de aanschaf en het bezit van vervoersmiddelen, blijven zodoende buiten beschouwing (zie ook PBL 2014a,b).

Tot slot bespreken we in dit rapport evenmin de mogelijke gevolgen van specifieke opties om de huidige structuur van milieubelastingen te verbeteren. Deze worden bewaard voor een vervolgstudie. Ook wordt slechts beperkt aandacht besteed aan specifieke subsidies of tegemoetkomingen in de belastingmix, zoals de Subsidieregeling voor Duurzame Energie (SDE+), milieugerelateerde aftrekregelingen voor leaserijders (OECD 2012a) of de Energie- en Milieu Investeringsaftrek (EIA en MIA) voor investeringen in milieuvriendelijke of energiebesparende technieken (Ruijs & Vollebergh 2013).

2. Pigouviaanse heffingen, schaduwprijsmethodiek en bestaande belastingen

In dit hoofdstuk zetten we de methodiek uiteen waarmee wordt nagegaan in hoeverre de keuze van grondslagen, hoogte van bestaande tarieven en vrijstellingen in Nederland bijdragen aan een effectieve en efficiënte belastingstructuur vanuit milieuperspectief. In deel I van deze studie (PBL 2012a) is uiteengezet dat zo'n structuur vraagt om een adequate 'milieubeprijzing', dat wil zeggen om grondslagen en tarieven die rekening houden met de welvaartsaspecten van de milieuschade. Een belangrijk inzicht daarbij wordt verkregen door de monetarisering van de (marginale) kosten van milieuschade van de belaste goederen als gevolg van de door deze goederen veroorzaakte emissies. Zoals in de inleiding aangegeven, analyseren we in deze studie de bestaande milieubelastingstructuur in Nederland in dit licht. In dit hoofdstuk maken we duidelijk hoe deze evaluatie hier is uitgewerkt, welke problemen zich daarbij voordoen en hoe deze past in het in deel I geschetste kader.

In de eerste paragraaf lichten we de hier gevolgde Pigouviaanse benadering toe. Vervolgens bespreken we de complicaties bij het algemene (Pigouviaanse) principe van optimale regulerende tarieven. In paragraaf 2.3 bespreken we hoe de in deze studie gevolgde analyse van de bestaande milieubelastingstructuur zich verhoudt tot deze analyse. In de laatste paragraaf geven we aan wat nodig is voor deze praktische analyse en hoe dit zich verhoudt tot de volgende hoofdstukken.

2.1 Pigouviaanse zienswijze

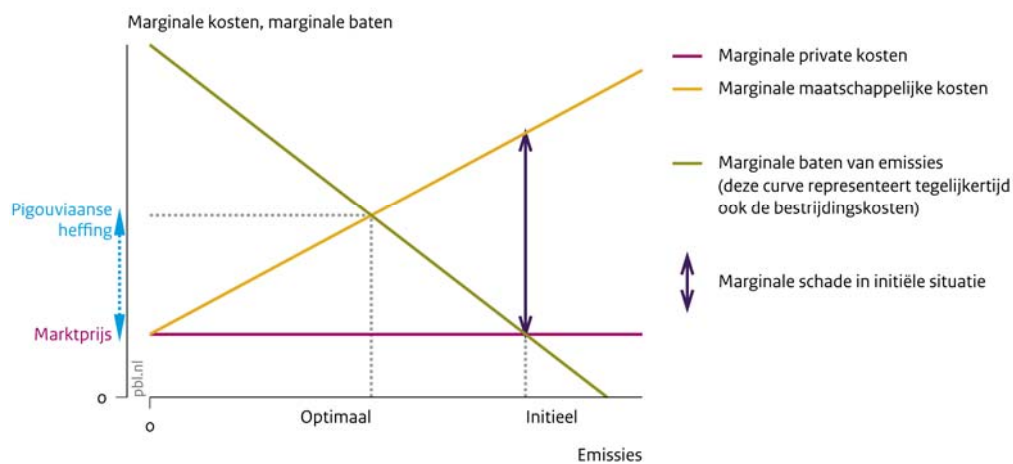
Deze studie schetst dus uiteindelijk een beeld van de relatie tussen de *bestaande* grondslagen en tarieven van de huidige als milieubelastingen aangemerkte belastingen. Dit beeld betreft met name belastingen op *energie*producten en de daaraan gerelateerde hoogte van de *huidige* kosten van milieuschade van de (rest)emissies. Deze informatie wordt gebruikt voor een beoordeling van de vraag in hoeverre deze milieubelastingen ook bijdragen aan een adequate beprijzing vanuit de Pigouviaanse optiek. Deze optiek geeft een denkkader dat in een eerdere studie uiteen is gezet en dat hier kort wordt herhaald (PBL 2012a; Studiecommissie Belastingstelsel 2010).

Kernpunt van de Pigouviaanse optiek is dat milieubelastingen bijdragen aan de correctie van marktfalen. Waar iedere andere belasting, met uitzondering van de lump-sum belasting, leidt tot een 'verstoring' van de werking van markten, heeft een milieubelasting juist tot doel om de marktwerking te *verbeteren*. Volgens de theorie zou in de grondslag en in het tarief van een milieubelasting de marginale schade aan het milieu (in casu de slachtoffers van de vervuiling) moeten worden verdisconteerd. Drie kenmerken zijn essentieel:

- de *belastinggrondslag* van de Pigouviaanse heffing is in beginsel de externaliteit en behelst dus een specifieke heffing oftewel een heffing naar volumegrondslag;
- het *tarief* is gelijk aan de marginale maatschappelijke schade van dit extern effect *in het maatschappelijk optimum*, dat wil zeggen de marginale schade die resteert *nadat* deze adequaat is afgewogen tegen de kosten van emissiebestrijding (Baumol & Oates 1988: 169; Bovenberg & Goulder 2003).
- voor *vrijstellingen* van de heffing is in principe geen plaats.

Figuur 2.1 brengt in beeld waar het om gaat (zie ook PBL 2012a: 13-15). Als de consumptie of productie van bepaalde energieproducten leidt tot emissies met schadekosten oftewel kosten van milieuschade, dan dient deze schade in de marktprijzen te worden verdisconteerd via bijvoorbeeld een belasting per eenheid emissie. Zo'n Pigouvianse milieubelasting drijft een wig tussen de producentenprijs (opbrengst voor producent) en de consumentenprijs (te betalen prijs inclusief emissiebelasting op de markt). De hoogte van deze wig reflecteert dan de marginale maatschappelijke kosten van de veroorzaakte milieuvervuiling en doordat deze wig de consumentenprijs verhoogt, wordt er ook minder van de milieuvervuilende producten verkocht. Dat is ook precies de bedoeling.

Figuur 2.1
Marginale kosten van milieuschade zonder regulering in initiële situatie



Bron: PBL, 2013

In figuur 2.1 is uitgegaan van een markt met volledige mededinging en vrije toetreding. In zo'n markt is de marktprijs niet afhankelijk van het aantal verkochte producten en bovendien gelijk aan de marginale private kosten (de horizontale rode lijn in de figuur). Verder is verondersteld dat de emissie per eenheid product niet afhankelijk is van de omvang van de productie. Het maakt dan geen verschil of op de horizontale as product of emissie wordt gezet. In figuur 2.1 is voor emissie gekozen. Als er meer producten worden verkocht, nemen de emissies toe. Hogere emissies gaan gepaard met extra schade, waardoor de marginale kosten van milieuschade toenemen. De marginale maatschappelijke kosten zijn gelijk aan de private marginale kosten (de marktprijs) plus de marginale kosten van milieuschade (de stijgende gele lijn in de figuur). In de economische theorie wordt standaard verondersteld dat de baten voor de consument van het gebruik van één extra eenheid van een product afneemt als er meer van dat product geconsumeerd wordt. Er is dus sprake van afnemende marginale baten van de consumptie van de producten (de dalende groene lijn in de figuur). In het optimum is de totale marginale maatschappelijke schade die het product veroorzaakt gelijk aan de totale marginale baten. Dat is in het punt waar de groene en de gele lijnen elkaar snijden.

Hoewel het Pigouvianse principe dus helder en eenduidig lijkt, is zijn praktische toepassing minder vanzelfsprekend. De *optimale* hoogte van de Pigouvianse heffing vergt in feite inzicht in het optimum

zélf. Dit blijkt ook uit de figuur. Niet de marginale schade in de initiële situatie is relevant voor de optimale hoogte, maar de marginale schade *in het optimum*. Daarbij geldt bovendien dat het optimum zelf is afgeleid onder de veronderstelling dat er geen andere ‘verstoringen’, zoals andere externe effecten of belastingen, zouden zijn (‘first best’-instrument). Al in het vorige deel is dit uitgebreid aan bod gekomen (zie PBL 2012a: 16-19; 30-38). In de volgende paragraaf worden een aantal van deze complicaties verder uitgewerkt.

2.2 Pigouviaanse optimale tarieven

Een directe vergelijking van (marginale) kosten van milieuschade met bestaande (al of niet impliciete) milieubelastingen kan dus misleidend zijn omdat deze waardebeoordeling geen rekening houdt met diverse factoren die ook van invloed zijn op het vaststellen van het welvaartstheoretisch optimale Pigouviaanse tarief. Meer specifiek spelen tenminste de volgende aspecten een rol:

1. kenmerken van de *schadefunctie(s)* rekening houdend met gelijktijdige productie van emissies (‘joint production’) en mogelijke interactie van de impacts;
2. kenmerken van de *bestrijdingskostenfunctie(s)* waarbij het de vraag is of deze complementair dan wel substitueerbaar zijn in het geval van verschillende met elkaar samenhangende milieuproblemen;
3. kenmerken van de *bestaande situatie* of context waarbinnen de Pigouviaanse heffing moet worden geïmplementeerd, zoals transactiekosten, andere externe effecten of bestaande belastingen;

Allereerst zijn de kenmerken van de door emissies veroorzaakte schade van belang. Zolang de relatie tussen de emissies en de fysieke schade ‘direct en additief’ is, is aan de noodzakelijke voorwaarde voor een optimaal tarief van identieke baten voldaan (Baumol & Oates 1988: 169). Dit is bijvoorbeeld het geval als de (marginale) schade verband houdt met gecumuleerde effecten (‘voorraad vervuiling’) waardoor de locatie van de bron niet van belang is. Elke emissie is dan in beginsel even vervuilend en de marginale schade van elke emissie is dan tot een bepaald niveau constant. Bij emissies van koolstofdioxide (CO₂) is hiervan sprake omdat het in beginsel niet uitmaakt bij welke bron een bepaalde emissie vrijkomt en de gevolgen voor het klimaat afhangen van het mondiale samenspel op de lange termijn van processen in de atmosfeer (PBL 2012a: 33-35). Klimaatverandering treedt namelijk pas op als gevolg van de verandering in de totale voorraad broeikasgassen, waaronder CO₂.³ In zo’n geval is de (marginale) schade van elke emissie op korte termijn constant (en verloopt de marginale schade curve dus horizontaal) waardoor ook de eerder genoemde te hoge waardering van de kosten van milieuschade verdwijnt. Aan deze voorwaarde is echter lang niet altijd voldaan. De schade hangt af van specifieke kenmerken van het milieuprobleem. Zo is het ook bij klimaatverandering denkbaar dat zich drempel-effecten voordoen, dat wil zeggen een plotselinge toename van de schade na het bereiken van een bepaalde hoeveelheid gecumuleerde emissie. In de schadeberekening dient hiermee dan rekening te worden gehouden. Behalve de vorm van de schadefunctie speelt ook nog de mogelijke interactie tussen gelijktijdig vrijkomende verschillende stoffen waarbij meer dan één milieuprobleem in het geding is. Dit geldt bij uitstek bij de verbranding van bepaalde energieproducten, in het bijzonder bij fossiele brandstoffen.

³ Daarbij is het overigens de vraag over welk bereik precies aan deze conditie is voldaan. Vooral de assumptie dat de schade constant is *in de tijd* lijkt discutabel (zie verder paragraaf 5.2).

Zolang er geen interactie is tussen de marginale schade van beide problemen kunnen deze simpelweg worden opgeteld. Maar vaak interacteren stoffen die vrijkomen in lucht, water of bodem. Zo is het bekend dat de uitstoot van de luchtverontreinigende stof zwaveldioxide (SO₂) tegelijkertijd de negatieve klimaateffecten van CO₂ deels weer teniet doet vanwege de koelende werking. Daardoor veroorzaakt SO₂ niet alleen een lagere luchtkwaliteit, maar werkt juist remmend op klimaatverandering. Dergelijke indirecte effecten kunnen elkaar dus afzwakken, maar ook versterken en daar moet dan bij de schadeberekening wel expliciet rekening mee worden gehouden.⁴ Wanneer sprake is van elkaar versterkende effecten, zal voor dat gedeelte een correctie naar boven moeten worden gemaakt. Voor elkaar deels opheffende interacties geldt een correctie naar beneden. De juiste hoogte van de optimale (totale) heffing vraagt dan om nog veel meer inzicht in het verloop van fysieke processen en met name ook in het verloop bij heel verschillende schadeniveaus van milieuproblemen.

De tweede complicatie heeft betrekking op bepaalde *kenmerken van de bestrijdingsmogelijkheden* van emissies (PBL 2012a: 16). Bij bestrijding van emissies is vaak het verband tussen (energie-)input en emissie van belang. Zo geldt in het geval van CO₂-emissies – van belang in het kader van de klimaatproblematiek – dat deze bij verbrandingsprocessen direct in relatie staan tot elke eenheid koolstof (C) in de verbruikte fossiele brandstof. Momenteel vindt bestrijding van deze emissie in beginsel alleen plaats door de brandstof zelf te vervangen.⁵ Het vrijkomen van stikstofoxiden (NO_x), een andere luchtverontreinigende stof, hangt juist af van het verbrandingsproces zelf. Zo is de hoeveelheid NO_x-emissies bij verbranding in automotoren in hoge mate afhankelijk van de verbrandingstemperatuur in de motor, die indirect weer afhankelijk is van de lucht-brandstofverhouding in de motor (OECD 2010). Soms kan gebruik worden gemaakt van afzonderlijke bestrijdingstechnologie, maar lang niet altijd. Interactie bij bestrijdingsopties hangt vooral samen met technische kenmerken van productieprocessen. Als het bijvoorbeeld moeilijk is om een bepaalde emissie separaat te bestrijden, blijven efficiencyverbeteringen, inputsubstitutie en outputreductie over (zie PBL 2012a: 16 en 24). In dat geval worden veelal, afhankelijk van het samenspel van de emissie producerende technieken, meerdere emissies tegelijkertijd beïnvloed. Als een op benzine aangedreven auto wordt vervangen door een hybride of elektrische auto, reduceert dit niet alleen CO₂-emissie, maar ook verschillende luchtverontreinigende emissies bij het rijden met de auto. Het is dus van groot belang dat de emissiebestrijdingskosten dergelijke interacties adequaat reflecteren.⁶ Ook dergelijke interacties hebben consequenties voor de optimale tariefstelling van de afzonderlijke heffingen. Als door een heffing een bepaalde bestrijdingstechnologie rendabel wordt die tegelijkertijd een andere emissie reduceert (doet toenemen), dan zal de optimale heffing lager (hoger) liggen.

De derde complicatie heeft betrekking op kenmerken van de *bestaande situatie* of context waarbinnen de Pigouviaanse heffing zou moeten worden geïmplementeerd. Als bijvoorbeeld de heffing lastig of kostbaar is om te implementeren, bijvoorbeeld vanwege hoge administratiekosten, zal een *opslag* benodigd zijn bij de berekening van de kosten van milieuschade (Smulders en Vollebergh 2001). Figuur 2.2 illustreert dat de optimale indirecte heffing dan *hoger* moet zijn dan in het geval van een directe

⁴ In de volgende paragraaf komen deze interacties nog uitgebreid ter sprake.

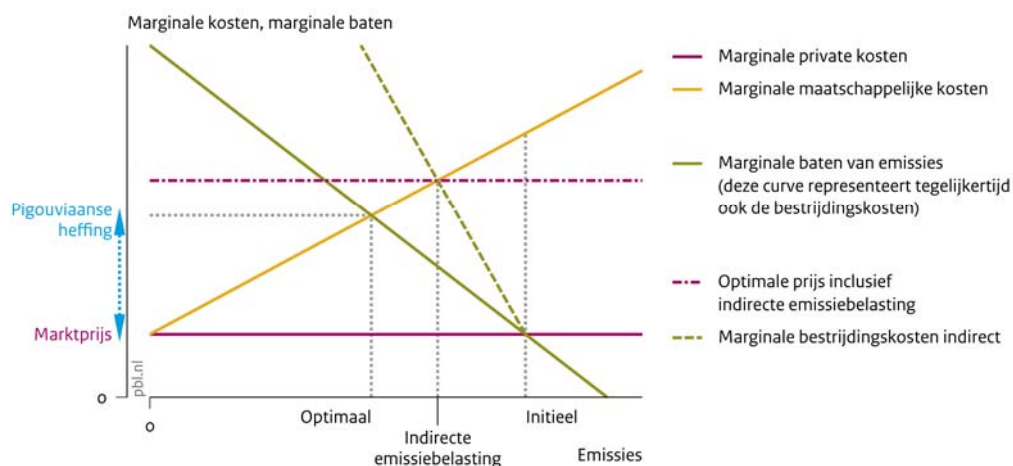
⁵ Het blijkt bijvoorbeeld uiterst lastig om afvang en opslag van CO₂ te realiseren.

⁶ Zo houdt het model van ECN om bestrijdingskosten in te schatten tot op zekere hoogte rekening met deze complexiteit.

(‘first best’) emissieheffing. In het geval van een indirect belast goed (energie) zal de marginale bestrijdingskostencurve immers gewoonlijk steiler verlopen dan die van een direct belast goed (emissies). Tevens wordt dan minder emissiereductie bewerkstelligd hetgeen een reflectie is van de onvermijdelijk hogere kosten die door de indirecte beprijzing worden veroorzaakt.

Soms is het echter ook mogelijk om via een slimme combinatie van indirecte instrumenten de Pigouviaanse heffing te benaderen (Fullerton 2001; Vollebergh 2007). Dit kan bijvoorbeeld door een heffing op de aanschaf van een product te combineren met een subsidie op een gewenste inspanning waarmee de schade kan worden vermeden. Een belasting op energieproducten in combinatie met een gerichte subsidie op energiebesparing is een voorbeeld van zo’n optimaal indirect instrument. Dit is voor de context van dit rapport van groot belang omdat energiebelastingen vaak *indirecte* emissiebelastingen zijn en geheven worden op een *energieproduct*, gewoonlijk in relatie tot de energie-inhoud daarvan, maar soms ook in relatie tot in het product aanwezige relevante productkarakteristieken (zie PBL 2012a: 32-35).

Figuur 2.2
Marginale kosten van milieuschade bij indirecte milieubelasting



Bron: PBL, 2013

Dit compliceert de beoogde vergelijking tussen feitelijke en optimale tarieven eveneens. Vooral bij het meer indirect belasten van emissies, zoals bij heffingen op energiedragers, is de relatie tussen energieproduct, emissies en bestrijdingsmogelijkheden dus essentieel. Daarbij is bovendien nog de plaats van de heffing in het energiesysteem van belang. Daar waar bijvoorbeeld een CO₂-heffing prima vooraan in de keten kan worden opgelegd zonder de optimale tariefstelling te verstoren (zie PBL 2012a; Heine et al. 2012), geldt dit geenszins voor de effecten op luchtverontreiniging, waarbij juist locatie een belangrijke rol speelt.⁷ Bij indirecte belastingen doet het er dus toe in welke mate de reductie van het specifieke energieproduct bijdraagt aan het daadwerkelijk reduceren van relevante emissies op een bepaalde tijd en plaats en in hoeverre dat leidt tot minder naar tijd en plaats specifieke schade.

⁷ Idealiter zou in dit geval een Pigouviaanse heffing dan ook nog locatiespecifiek moeten worden opgelegd.

Vergelijkbare problemen doen zich voor in verband met andere kenmerken van de bestaande situatie, zoals externe effecten als congestie en verkeersongevallen bij het verbruik van motorbrandstoffen (Parry & Small 2005), of de interactie van de milieubelastingopbrengsten met (bestaande) imperfecties in het belastingsysteem (Bovenberg & De Mooij 1994). Ook dergelijke ‘verstoringen’ vragen om aanpassingen van de berekening van het optimale Pigouviaanse tarief. Zo laten Parry en Small (2005) zien dat een ‘afslag’ van 50 procent op het bestaande (‘naïeve’) belastingtarief van motorbrandstoffen zou moeten gelden. De reden hiervoor is dat de accijns ook wordt gebruikt om externe effecten als gevolg van ongelukken en congestie te internaliseren. Een belasting op brandstoffen is echter een imperfect instrument om externe effecten als gevolg van ongelukken en congestie te internaliseren. De accijns kan namelijk ook via een verbetering van het gemiddeld verbruik (‘zuiniger auto’) worden ontlopen, terwijl dat geen effect heeft op de andere externe effecten zoals congestie en verkeersongevallen. Dat er in dit geval dus een afslag moet worden gemaakt op het naïeve Pigouviaanse tarief komt door het gebruik van een imperfect instrument.

De drie besproken complicaties illustreren de moeilijkheden bij het vaststellen van het optimale Pigouviaanse tarief voor één of meerdere milieuvraagstukken. Idealiter zou steeds met deze complicaties rekening moeten worden gehouden door middel van op- en afslagen om de optimale Pigouviaanse heffing te bepalen. Momenteel ontbreekt echter een dergelijke veelomvattende analyse. In een recente, met onze studie vergelijkbare praktische studie van Heine et al. (2012) wordt de analyse sterk vereenvoudigd door een (groot) aantal aannames, waaronder de veronderstelling van additieve schade voor zowel klimaatverandering als luchtkwaliteit bij de verbranding van bepaalde energieproducten. Ook wordt in die studie afgezien van een analyse van indirecte belastingen, zoals belastingen op elektriciteit of autobezit, omdat deze slechts zeer indirect zouden bijdragen aan emissiereductie van CO₂ (zie Heine et al. 2012: 9). Evenmin wordt rekening gehouden met de rol van andere instrumenten dan belastingen,⁸ terwijl de Pigouviaanse zienswijze alle ruimte laat om ook via andere instrumenten, zoals milieuvergunningen, standaarden of verhandelbare rechten, milieuschade te repareren (Fullerton 2001). In dat geval is wel degelijk ook sprake van ‘milieubeprijzing’, zij het mogelijk niet altijd op de meest kostenefficiënte wijze.

Inmiddels is wel duidelijk dat het vaststellen van *optimale* tarieven voor Pigouviaanse heffingen op dit moment een brug te ver is. Nog steeds zijn de informatievereisten om optimale Pigouviaanse heffingen te bepalen bijzonder hoog. In deze studie is daarom gekozen voor een pragmatische aanpak en wordt afgezien van het bepalen van optimale tarieven. Op dit moment is immers geen modelanalyse voorhanden die rekening houdt met alle reeds ter sprake gekomen complexiteiten.⁹ Wel kunnen de theoretische inzichten gebruikt worden als richtsnoer bij het inventariseren van de bestaande relevante milieubelastingen, de emissies en hun impact en schade. Bovendien zijn deze inzichten behulpzaam bij het uiteindelijk bepalen van geschikte hervormingsopties (zie hoofdstuk 6).

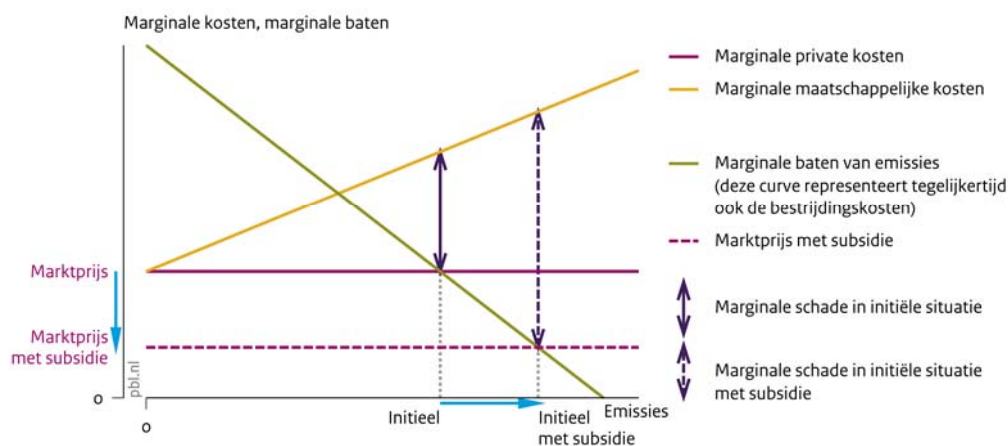
⁸ Zo kan bij regulering door bijvoorbeeld luchtkwaliteitsnormering wel rekening worden gehouden met tijd en plaats. Een dergelijke regulering sluiten Parry en Small (2005) in een voetnoot uit, maar het is niet op voorhand duidelijk waarom vanuit maatschappelijk welvaartspectief een belasting altijd beter zou zijn dan goede normstelling.

⁹ Een dergelijk model vereist niet alleen inzicht in beide milieuvraagstukken, hun interacties en bestaande regulering door andere instrumenten, maar ook in andere dan alleen externe effecten op het milieu, zoals die voor ongevallen, alsmede inzicht in de andere elementen van het belastinggebouw zoals alle verkeers- en vervoersheffingen, de btw en de inkomsten- en vennootschapsbelasting.

2.3 Pigou, bestaande regulering en (milieu)belastingen

De nadruk komt in deze studie zodoende te liggen op een inventarisatie van de *bestaande* (al of niet impliciete) milieubelastingstructuur in relatie tot de *bestaande* (marginale) kosten van milieuschade. Dit is op zichzelf al een grote uitdaging omdat zelfs dergelijke informatie momenteel niet systematisch voorhanden is. Alvorens dieper in te gaan op de vraag wat bij zo'n inventarisatie precies de moeilijkheden zijn, is een goed begrip van de informatie die hiermee wordt verkregen in de context van de milieubeprijzing van groot belang. Zo bestaat de mogelijkheid dat in de 'status quo' sprake is van (impliciete) subsidiëring van vervuilende activiteiten en is vaak ook sprake van milieuregulering of verhandelbare rechten (zie ook PBL 2012a: 27-28).

Figuur 2.3
Marginale kosten van milieuschade bij milieuschadelijke subsidie

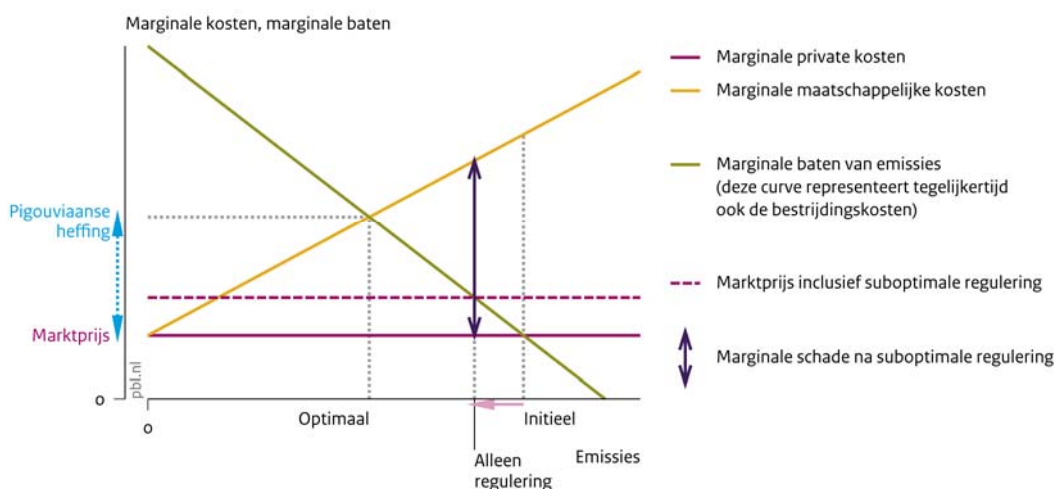


Bron: PBL, 2013

Stel bijvoorbeeld dat in het kader van de milieubeprijzing expliciete of impliciete subsidies relevant zijn. Deze vergroten de omvang van de emissies in de uitgangssituatie. Dergelijke zogenaamde *milieuschadelijke subsidies* kunnen heel verschillende vormen aannemen, variërend van expliciete ondersteuning van milieuschadelijke activiteiten die deze emissies (indirect) veroorzaken uit de overheidsbegroting tot tegemoetkomingen zoals verlaagde tarieven, vrijstellingen of zelfs garantiestelling. Figuur 2.3 brengt de aard van dit probleem in beeld.

In de figuur is sprake van een subsidie die de marktprijs verlaagt en daarmee de emissie verhoogt. Dit komt omdat verondersteld is dat met elke eenheid productie ook evenveel emissies gepaard gaan. Een kostenverlagende subsidie betekent dat het goedkoper wordt om deze activiteit te produceren waardoor er normaliter meer van zal worden geproduceerd. Hierdoor nemen de marginale kosten van milieuschade dus ook toe en komt de evenwichtsprijs en -hoeveelheid juist verder weg te liggen van het Pigouviaanse optimum. Dit is de reden dat het afschaffen van deze subsidies vaak als eerste beleidsmaatregel wordt bepleit in het kader van adequate milieubeprijzing (OECD 2012a). Hierdoor wordt ook nog eens bespaard op de overheidsuitgaven waardoor een extra inkomstenbron wordt verkregen.

Figuur 2.4
Marginale kosten van milieuschade met regulering



Bron: PBL, 2013

Verder is het natuurlijk denkbaar dat in de uitgangssituatie al sprake is van *bestaande regulering* door milieuvergunningen of handelbare rechten. Figuur 2.4 brengt in beeld wat hiervan de gevolgen zijn. Regulering via milieuvergunningen (‘standaarden’) maar ook via handelbare rechten brengt emissies terug ten opzichte van de initiële situatie doordat vervuilers bepaalde maatregelen moeten nemen om aan de standaarden te voldoen.¹⁰ Daardoor komen de vervuilers op een hoger punt op de marginale bestrijdingskostencurve uit. Omdat door de genomen maatregelen de kosten toenemen, zal de prijs exclusief belasting maar inclusief regulering of de prijs van het handelbare recht, hoger liggen dan die zonder regulering. Dit betekent dus dat de regulering leidt tot kostenverhogingen en dat deze in het geval van handelbare rechten zijn weerspiegeld in de marktprijs van het handelbare recht. De figuur maakt zodoende tevens duidelijk dat Pigouviaanse beprijzing niet noodzakelijk alleen tot stand hoeft te worden gebracht door (impliciete) milieubelastingen. Overigens is dit voorbeeld zo gekozen dat de prijs inclusief regulering nog steeds lager is dan wat op grond van de Pigouviaanse analyse de optimale milieubeprijzing zou moeten zijn.

Wanneer de marginale kosten van milieuschade worden bepaald in een situatie waarin al sprake is van regulering, dan hebben deze marginale kosten betrekking op de *restemissies*.¹¹ In dit voorbeeld met regulering of handelbare rechten, gaat het om een hoeveelheid emissies tot aan het punt op de X-as ‘Alleen regulering’ (zie figuur 2.4). Deze waardebepaling is correct zolang deze ook de waarde reflecteert van de feitelijke marginale schade in dat punt.¹² Overigens laat de figuur tevens zien dat daarmee nog steeds niet is vastgesteld wat de hoogte van de optimale Pigouviaanse heffing zou moeten zijn. Het blijft

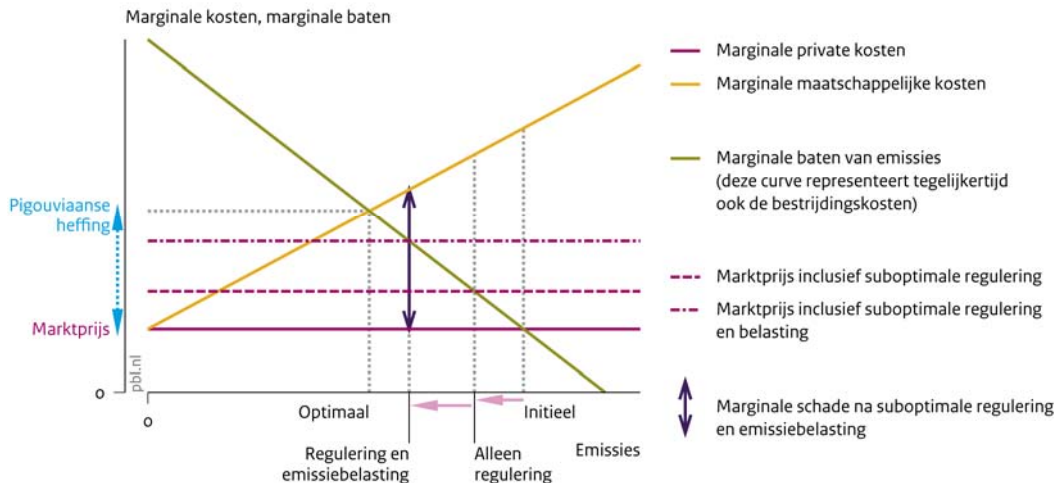
¹⁰ Zie, voor een uitgebreidere toelichting over milieubeprijzing via handelbare rechten, PBL (2013b) en Algemene Rekenkamer (2013).

¹¹ In principe kan in de status quo ook sprake zijn van regulering mét milieuschadelijke subsidies. Dit verandert de analyse echter niet wezenlijk.

¹² Op deze waardebepaling zelf wordt in hoofdstuk 4 dieper ingegaan.

daarvoor onder meer noodzakelijk om inzicht te hebben in het verloop van zowel de schade- als de bestrijdingskostencurve zoals in de vorige paragraaf uiteen is gezet.

Figuur 2.5
Marginale kosten van milieuschade met gereguleerde en deels belaste emissie



Bron: PBL, 2013

Tot slot is de derde relevante situatie dat al een *bestaande (impliciete) accijns of belasting* op deze emissie wordt geheven, al of niet bovenop regulering. Zo'n (additionele) belasting leidt dan tot extra emissiereductie en een marktprijs inclusief belasting die nog hoger is. Figuur 2.5 brengt deze complicatie in beeld waarbij is verondersteld dat er ook al sprake is van (niet overlappende) regulering. Door de belasting nemen de kosten van bedrijven verder toe. De (additionele) belasting leidt dan tot extra emissiereductie en een marktprijs inclusief belasting die nog hoger is. Deze figuur laat daarmee tegelijkertijd zien dat Pigouviaanse beprijzing ook tot stand kan worden gebracht door een *combinatie* van instrumenten. Ook dit voorbeeld is zo gekozen dat de prijs inclusief regulering en belasting nog steeds lager is dan de optimale milieubeprijzing vanuit de geschetste Pigouviaanse prijsstelling.¹³ Ook laat dit voorbeeld fraai zien dat bestaande belastingen die *niet* gericht zijn op het milieubeprijzen van emissies maar op het genereren van overheidsinkomsten, weer implicaties hebben voor de (impliciete) regulering van emissies, en daarmee ook voor het optimale tarief.

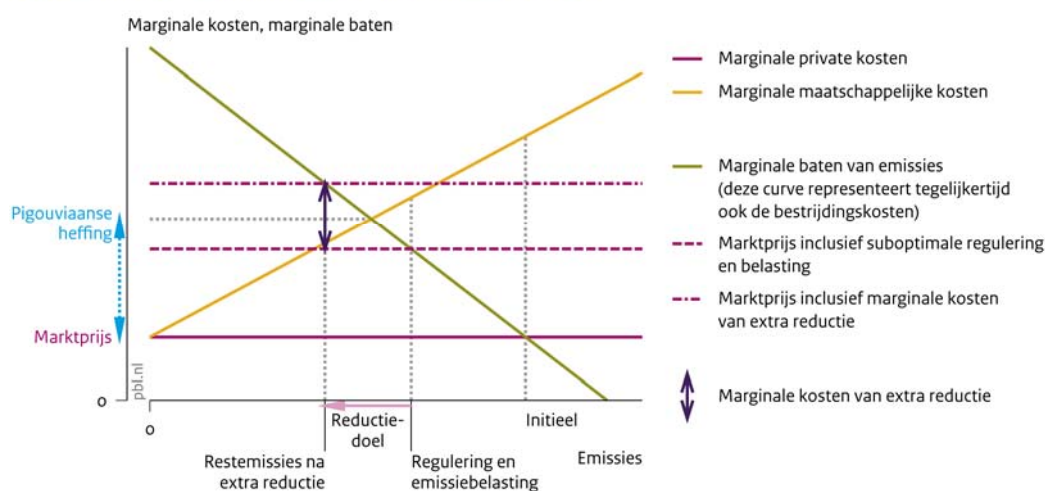
Deze voorbeelden laten duidelijk zien dat het vergelijken van bestaande milieubelastingen met de kosten van milieuschade van de restemissies weliswaar geen inzicht geeft in de optimale Pigouviaanse heffing, maar wel nuttige informatie kan geven in de mate waarin er in de status quo nog sprake is van vervuiling, wat hiervan de waarde is en of, en zo ja, hoe deze vervuiling mogelijk beter op een andere manier zou kunnen worden betaald. Bij de beoordeling van specifieke reeds toegepaste milieubelastingen of voorgenomen veranderingen daarin kan bovendien gebruik worden gemaakt van de hiervoor besproken inzichten. Het is immers niet ondenkbaar dat daarmee bij de vormgeving van de

¹³ De accijns kan natuurlijk ook hoger zijn dan de Pigouviaanse heffing waardoor het emissieniveau lager komt te liggen dan het optimale niveau.

huidige belastingen onvoldoende rekening is gehouden. Zo is een belasting op elektriciteit vanuit milieuoogpunt misschien niet meteen evident omdat de consumptie daarvan niet direct verantwoordelijk is voor emissies. Maar het belasten van elektriciteit reduceert wel het verbruik daarvan en daarmee de bij de opwekking van elektriciteit eventueel vrijkomende emissies. Daarom kan ook een belasting op elektriciteit dus wel degelijk als een impliciete heffing op luchtmissies worden gezien (OECD 2013).¹⁴

Een alternatieve, maar eveneens goed verdedigbare invalshoek neemt niet de marginale schade veroorzaakt door emissies, maar de doelstelling van de overheid ten aanzien van de (lange termijn) emissiereductie als uitgangspunt voor het bepalen van de optimale Pigouvianse heffing (Vollebergh, 1999). Deze zienswijze legt de nadruk op geopenbaarde voorkeuren door de overheid in de vorm van nastrevenswaardig geachte doelen. Fysieke effecten op het milieu zijn vaak onzeker en inschattingen van kosten van milieuschade met de nodige onzekerheden omgeven. Daarom is er wat voor te zeggen om uit te gaan van dit soort (lange termijn) overheidsdoelen. Een voorbeeld hiervan is de huidige ambitie om CO₂ met 80 procent te reduceren in 2050 ten opzichte van 1990. De grondslag en hoogte van de milieubelasting moet dan zo worden gekozen dat daarmee het doel (op termijn) wordt bereikt. Figuur 2.6 brengt deze zienswijze in beeld. De emissiereductiedoelstelling, al of niet in absolute eenheden of in de vorm van een percentage, beoogt emissies reduceren. Dit kan het geval zijn als nog geen sprake is van regulering in de uitgangssituatie (zie bijvoorbeeld figuur 2.1) maar ook, zoals in dit geval, als al wel sprake is van emissieregulering én zelfs een (impliciete) belasting op emissies. Deze doelstelling heeft een (marginale) waarde die gelijk is aan de kosten die nodig zijn om deze doelstelling te bereiken. Wanneer de belasting zo wordt gekozen dat deze gelijk is aan deze waarde, draagt deze zorg voor regulering tot aan de gewenste emissiereductie.

Figuur 2.6
Marginale kosten van milieuschade bij emissiereductiedoel



Bron: PBL, 2013

¹⁴ OECD (2013) rekent op grond hiervan voor alle lidstaten een impliciete CO₂-heffing uit voor de elektriciteitssector. Hierop wordt in hoofdstuk 6 nog teruggekomen.

2.4 Naar een praktisch uitvoerbare analyse

Momenteel ontbreekt in Nederland inzicht in de milieubelastingstructuur in relatie tot de (marginale) kosten van milieuschade. Dat is niet verwonderlijk want voor een goed inzicht spelen ten minste vier aspecten een rol:

- het gaat om belastingen op heel verschillende (fossiele) energieproducten en het indirecte karakter van deze belastingen vanuit het oogpunt van emissieregulering;
- de complexiteit van de rol van fossiele brandstoffen en andere energiedragers, zoals elektriciteit, in het energiesysteem en de verschillende aangrijpingspunten in de energieketen;
- de rol van de twee relevante, deels met elkaar samenhangende milieuproblemen, klimaatverandering en luchtverontreiniging;
- de reeds toegepaste al of niet impliciete regulering.

In deze studie is daarom veel werk gemaakt van het zo goed mogelijk bij elkaar brengen van de relevante, thans beschikbare informatie.

In de volgende hoofdstukken wordt zo systematisch mogelijk de bestaande situatie verkend. Allereerst wordt de bestaande milieubelastingstructuur zelf in relatief detail geschetst. Voor een zinvolle beoordeling is het noodzakelijk om in voldoende detail inzicht te krijgen in die structuur, dat wil zeggen in de gekozen grondslagen, vrijstellingen en heffingshoogtes. Deze analyse staat centraal in hoofdstuk 3.

Vervolgens is een goed inzicht nodig in de inzet van belastingen in relatie tot de specifieke context waarbinnen het verbruik van energie en de daaraan gerelateerde emissies plaatsvindt. Het gaat dan om specifieke kenmerken van de Nederlandse energiehuishouding. Deze kent immers een energie-intensieve productiestructuur met daarbij een grote rol voor de internationale handel. Daarbinnen hebben verschillende energieproducten, zoals kolen, olie en gas, een rol, veelal ook voor verschillende toepassingen. Soms worden deze direct gebruikt voor warmte en/of kracht, maar soms ook indirect voor opwekking van elektriciteit. De mate van milieuschade is mede afhankelijk van de wijze van toepassing. Door deze analyse wordt inzicht verkregen in de relatie tussen de huidige grondslagen van de milieubelastingen en de veroorzaakte directe en indirecte emissies door de energieproducten die als belastinggrondslag dienen. Deze analyse staat centraal in hoofdstuk 4.

Ten derde is het van groot belang welke impacts precies samenhangen met welke activiteit en wat daarvan de relevante waardering is. Dit vereist een goed inzicht in relevante effecten van emissies op gezondheid, natuur en fysieke omgeving, en het belang van verschillen tussen milieuproblemen, zoals het bestaan van eventuele complementariteit van de schade van emissies en in de bestrijding daarvan (reduceren van energieverbruik impliceert gelijktijdig verlagen van diverse emissies die aan beide problemen bijdragen). Maar ook is de waardering van de schade aan de hand van schaduw prijzen aan de orde. Juist op deze punten is de nodige vooruitgang geboekt, zowel ten aanzien van een goed begrip van de fysieke processen die de emissies veroorzaken, maar ook ten aanzien van de daarbij behorende schadeniveaus en de waardering daarvan. Aan deze aspecten wordt met name in hoofdstuk 5 aandacht besteed.

Tot slot is het bestaande beleid waarmee emissies al worden gereguleerd van belang. Om een hervormingsagenda voor Nederland te bepalen, is met name de beleidscontext waarbinnen die hervorming wordt beoogd van belang. Zo is er al bestaand Europese milieubelastingbeleid, vaak in de

vorm van internationale afspraken over minimumtarieven zoals bij diesel en benzine. Daarnaast is sprake van interactie met ander beleid, zoals het huidige Europees handelssysteem ter beteugeling van de –emissie van broeikasgassen (ETS), subsidies om schone (hernieuwbare) elektriciteit te stimuleren en het gebruik van milieustandaarden om luchtverontreinigende emissies te reduceren. Uiteindelijk komt dit aspect met name terug bij de evaluatie van de feitelijke uitkomsten van de kosten van milieuschadeberekeningen in relatie tot de belastinggrondslagen in hoofdstuk 6.

In deze studie wordt zodoende gekozen voor een werkwijze die verder gaat dan een simpele vergelijking van de *bestaande* (marginale) kosten van milieuschade van klimaatverandering en luchtverontreiniging met de tarieven van de huidige milieubelastingen. Uiteindelijk wordt de huidige keuze van grondslagen, vrijstellingen en hoogte van tarieven geanalyseerd in samenhang met de directe en indirecte milieuschade veroorzaakt door het verbranden en consumeren van specifieke energieproducten (kolen, aardgas, minerale oliën en elektriciteit).

3. De Nederlandse milieubelastingmix in internationaal verband

In dit hoofdstuk komt de rol van milieubelastingen in de belastingmix van Nederland aan de orde en plaatsen we deze in een internationaal kader. We besteden vooral aandacht aan langetermijntrends tot nu toe. Hieruit blijkt dat het grootste deel van de belastingopbrengsten met een milieugerelateerde grondslag direct gekoppeld is aan energieverbruik, waardoor de meeste milieubelastingen aangemerkt kunnen worden als een impliciete emissiebelasting (Fullerton et al. 2010; PBL 2012a).

Na een schets van de algemene (milieu)belastingdruk ten opzichte van het buitenland in paragraaf 3.1, volgt in afzonderlijke paragrafen een beschrijving van de ontwikkeling in de *milieubelastingstructuur* rond het verbruik van energie ten behoeve van verwarming, elektriciteit en transport. Het gaat in Nederland met name om de Energiebelasting (EB) en de Accijns van Minerale Oliën. Behalve een schets van de ontwikkelingen in de opbrengst, komen ook de gekozen vormgeving, dat wil zeggen de grondslag, het tarief en de vrijstellingskeuze, aan de orde. Uiteindelijk ontstaat hierdoor een goed beeld van welke energieproducten wel of niet worden belast, en indien dit wel het geval is, tegen welk tarief. Daarbij is ook aandacht voor de internationale context van deze specifieke belastingen.

3.1 Belastingopbrengsten in internationaal verband

Milieubelastingen zijn milieugerelateerde heffingen ten behoeve van de algemene middelen waar geen specifieke tegenprestatie tegenover staat. Tegenwoordig worden ook de accijnzen op minerale oliën en de heffingen op het wegverkeer, zoals belastingen op de aanschaf en het gebruik van gemotoriseerd verkeer, tot deze belastingen gerekend. Naast deze belastingen worden ook milieubestemmingsheffingen geheven waarbij wel duidelijk sprake is van een tegenprestatie. Het gaat hierbij met name om de waterzuiveringsheffing in het kader van de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater (WVO), het rioolrecht en de afvalstoffenheffing. Deze heffingen vallen in principe onder de jurisdictie van de Waterschappen en de lokale overheden. In dit rapport wordt alleen ingegaan op milieubelastingen en daarbinnen weer met name op de aan energieverbruik gerelateerde categorieën (zie ook tekstkader 3.1).

3.1 Definitie milieubelastingen

Wat wordt precies als milieubelasting aangemerkt? Traditioneel wordt in Nederland een onderscheid gemaakt naar milieubelastingen en milieu(bestemmings)heffingen. Milieubelastingen zijn ‘belastingen’, dat wil zeggen heffingen opgelegd door de overheid om inkomsten ten behoeve van de *algemene middelen* te genereren zonder dat daar een specifieke tegenprestatie tegenover staat. Bij *milieubelastingen* gaat het specifiek om belastingen met een min of meer directe relatie met milieueffecten. Het eerste criterium is dus gebaseerd op het onderscheid tussen heffing en belasting. Dat onderscheid betreft het al of niet leveren van een specifieke tegenprestatie door de rijksoverheid. Bij milieu(bestemmings)heffingen is vaak duidelijk sprake van een tegenprestatie. Zo wordt de opbrengst van de heffing in het kader van de Wet verontreiniging Oppervlaktewater (WVO) ook uitgegeven aan het tegengaan van de vervuiling van het oppervlaktewater.

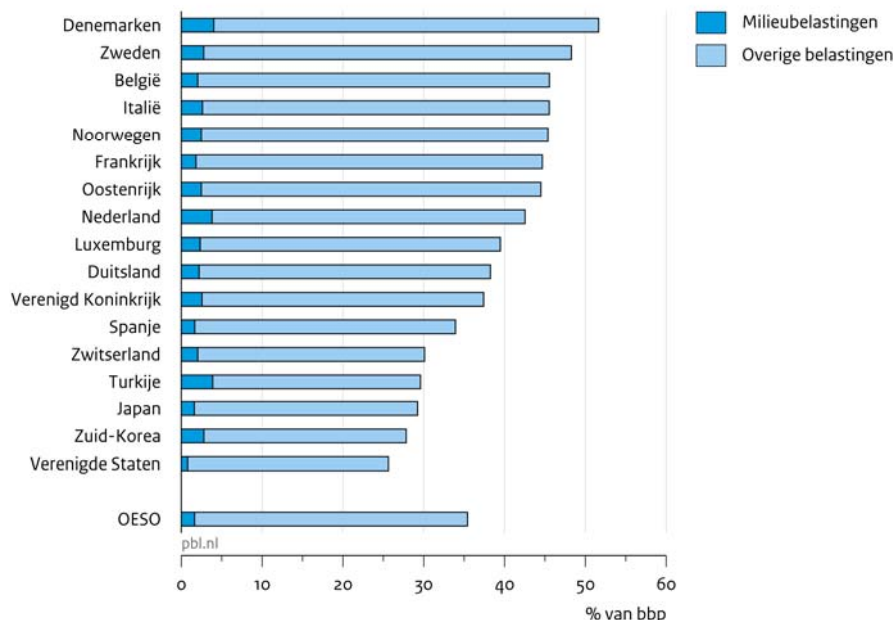
Het tweede criterium om een belasting aan te merken als milieubelasting heeft betrekking op de vraag wanneer een belasting milieugerelateerd is. Voorheen was de opvatting dat dit tot uiting moest komen

in een specifieke 'milieugrondslag', dat wil zeggen een direct met het milieu gerelateerde grondslag zoals emissies (Opschoor & Vos 1989). Dat standpunt is inmiddels verlaten en de definitie is veel ruimer. Eurostat (2013), bijvoorbeeld, definieert milieubelastingen als: '... taxes whose tax base is a physical unit (or proxy of it) of something that has a proven, specific negative impact on the environment. Environmental tax revenues stem from four types of taxes: energy taxes (which contribute around three-quarters of the total), transport taxes (about one fifth of the total) and pollution and resource taxes.'

Daarmee worden tot deze belastingen ook alle accijnzen op energieproducten gerekend, zoals de accijnzen op benzine en diesel, maar ook heffingen op het wegverkeer gerelateerd aan de aanschaf, zoals de Belasting op Personenautos'en Motorvoertuigen, en het bezit van motorvoertuigen, zoals de Motorrijtuigenbelasting. Bij een internationale vergelijking vervalt vaak het onderscheid tussen milieuheffingen en milieubelastingen zoals we die in Nederland kennen. Zo zien Eurostat en OESO de WVO-heffing als een belasting omdat de waterschappen als overheid worden bestempeld.

Zoals in het vorige hoofdstuk is aangegeven is het voor een evaluatie van de inzet van het milieubelastinginstrument van belang om een goed inzicht te hebben in de opbrengsten vanwege haar bijdrage aan de overheidsinkomsten (zie ook PBL 2012a). Daarbij speelt vooral ook de gemiddelde belastingdruk in een land een belangrijke rol. Nederland behoorde traditioneel tot de landen met een relatief hoge belastingdruk, maar uit figuur 3.1 wordt duidelijk dat dit niet langer het geval is.

Figuur 3.1
Belastingdruk in OESO-landen, 2010

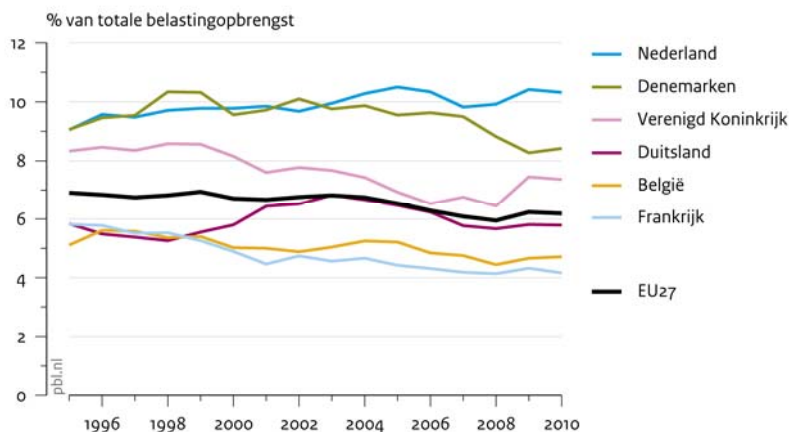


Bron: OECD, 2013

Deze figuur geeft de algemene belastingdruk weer als percentage van het bruto binnenlands product (bbp) in 2010. Met een aandeel van 42,5 procent bevindt Nederland zich nog boven het OESO-gemiddelde maar heeft inmiddels de kopgroep van Europese landen verlaten. Figuur 3.1 maakt ook duidelijk dat milieubelastingen weliswaar gangbaar zijn in alle landen, maar dat het relatieve belang daarvan sterk verschilt. Nederland behoort samen met Denemarken en Zuid-Korea tot de landen waarbij de relatieve milieubelastingdruk als percentage van het bbp eruitspringt.

Wat betreft de ontwikkelingen in de tijd illustreert figuur 3.2 hoe het aandeel van de milieubelastingen in de totale belastingen zich heeft ontwikkeld in Nederland en enkele omringende landen en hoe het gemiddelde aandeel van de EU-27 zich in de tijd heeft ontwikkeld. Dit EU-gemiddelde lag lange tijd rond de 7 procent, maar sinds 2004 is sprake van een duidelijk dalende tendens. Alleen in de twee laatste jaren waarvoor betrouwbare vergelijkbare gegevens zijn – 2009 en 2010 – is het opbrengstaandeel van milieubelastingen weer iets gestegen. Dit hangt mogelijk samen met de economische crisis – vier van de vijf hier gepresenteerde lidstaten tonen hetzelfde patroon – omdat de onderliggende grondslag energieverbruik mogelijk minder gevoelig is voor de economische crisis dan de grondslagen voor de andere belastingen (vooral inkomen en winst).

Figuur 3.2
Aandeel milieubelastingen in EU



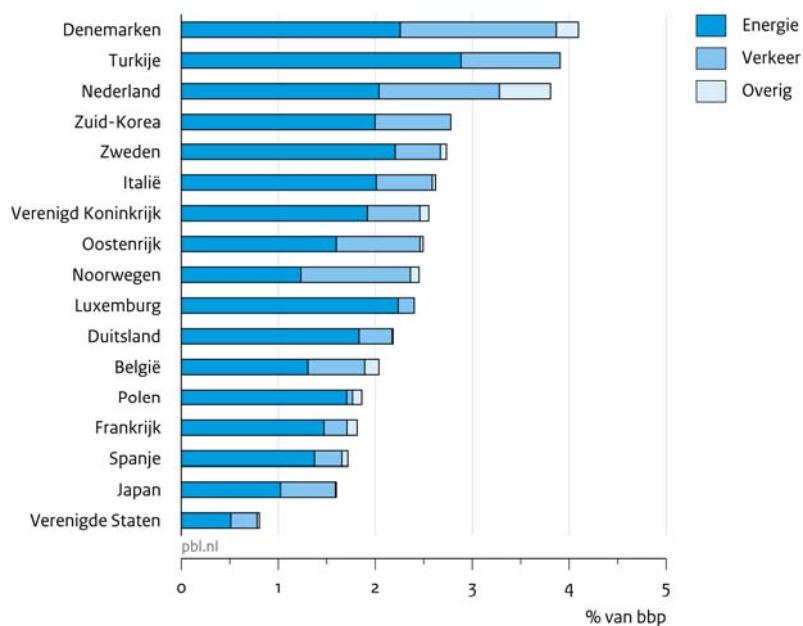
Bron: Eurostat, 2013

Over de hele periode gezien convergeert het milieubelastingaandeel van het Verenigd Koninkrijk en Duitsland naar het EU-gemiddelde, terwijl België en Frankrijk in de hele periode een aandeel laten zien dat circa 2 procentpunt lager dan het EU-gemiddelde ligt. In die twee landen is het aandeel van milieubelastingen het laagste van alle EU- en EVA¹⁵-landen. Het milieubelastingaandeel van Denemarken en Nederland ligt steeds boven het EU-gemiddelde van 6,2 procent. Denemarken zet niettemin een dalende tendens in, die ongeveer gelijktijdig plaatsvindt met een aantal andere EU-landen. In Nederland begint deze daling later en bovendien volgt er vanaf 2008 weer herstel. Het aandeel schommelt al sinds 1996 rond de 10 procent van de totale overheidsinkomsten uit belasting- en premieheffing. Tussen 2003

¹⁵ EVA is de Europese Vrijhandelsassociatie, die momenteel bestaat uit IJsland, Liechtenstein, Noorwegen en Zwitserland.

en 2007 was Nederland koploper in de EU, maar deze positie heeft het daarna moeten afstaan aan Bulgarije. Ook niet-Europese OESO-landen zoals Turkije en Zuid-Korea kennen een hoger aandeel van milieubelastingen in de totale belasting- en premieheffing, hetgeen voor een belangrijk deel wordt veroorzaakt doordat de andere belastingen en sociale premies in Turkije en Zuid-Korea veel lager zijn dan in Nederland.

Figuur 3.3
Opbouw milieubelastingen in OESO-landen, 2010



Bron: OECD, 2013

De opmerkelijke positie van Nederland, Denemarken en Turkije wordt nog eens bevestigd in figuur 3.3. Daaruit blijkt dat de opbrengst, nu als aandeel van het bbp, rond de 4 procent ligt, terwijl dat aandeel voor andere OESO-landen substantieel lager ligt, waarbij Zuid-Korea met een aandeel van 2,8 procent nog het dichtste in de buurt komt. Uit deze figuur kunnen ook de verschillen tussen landen worden afgeleid ten aanzien van de samenstelling van de opbrengsten uit milieubelastingen.¹⁶ Nederland is qua opbrengst uit energiebelastingen (de belastingen op energieproducten) geen koploper en zit op het gemiddelde van de omringende landen. Wel zijn er relatief hoge opbrengsten vanwege belastingen op aanschaf en bezit van gemotoriseerde transportmiddelen en de overige milieubelastingen, die niet gerelateerd zijn aan energieverbruik of verkeer. In beide categorieën behoren Denemarken en Nederland zowel qua hoogte als samenstelling tot de top, hoewel transport ook in Noorwegen relatief zwaar wordt belast.

¹⁶ Als milieubelastingen worden aangemerkt alle belastingen op energie (inclusief de accijnzen op minerale oliën), voertuigbelastingen en overige belastingen op milieugrondslag zoals afval of water.

3.2 Ontwikkelingen in de milieubelastingen in Nederland¹⁷

De langetermijnontwikkeling in heffingsgrondslagen in Nederland laat zien dat milieubelastingen geleidelijk een steeds groter belang hebben gekregen in de totale belastingopbrengsten. Uit figuur 3.4 blijkt dat zich vanaf 1985 in het algemeen geen hele grote verschuivingen in de samenstelling van de totale belasting- en premieopbrengsten hebben voorgedaan. Sinds de opkomst van de verzorgingsstaat zijn de sociale zekerheidspremies (geheven over het arbeidsinkomen) de dominante factor in de belasting- en premieopbrengsten. Op gepaste afstand volgt de opbrengst uit belastingen op consumptie (tezamen met milieu) gevolgd door loon- en inkomstenbelasting (of inkomsten uit arbeid). Met name de grondslagen voor sociale zekerheid en winstinkomen zijn gevoelig voor de conjunctuur. Opmerkelijk is dat het aandeel van de consumptiebelastingen, inclusief de milieubelastingen, in de loop van de tijd is gegroeid. Na een minimaal aandeel van 24,3 procent in 1975 is dit aandeel opgelopen tot 31 procent in 2007.¹⁸ Hiervoor is met name de verdubbeling van de opbrengsten uit milieubelastingen verantwoordelijk. Deze toename is vooral in de jaren negentig gerealiseerd.

De (nominale) ontwikkeling in de omvang en de samenstelling van de opbrengsten van de belangrijkste Nederlandse milieubelastingen sinds 1987 is in figuur 3.5 weergegeven. Als 'Milieubelastingen' zijn hier meegenomen de verschillende 'belastingen op milieugrondslag', waartoe ook de energiebelasting wordt gerekend, de accijns van minerale oliën en de beide belastingen op voertuigen, de belasting van personenauto's en motorrijwielen (bpm) en de motorrijtuigenbelasting (mrb).¹⁹ Uitgedrukt in euro's (in lopende prijzen) is de gezamenlijke opbrengst van deze belastingen in de periode 1987-2010 verviervoudigd, van ongeveer vijf miljard euro per jaar eind jaren tachtig tot circa twintig miljard euro in de afgelopen jaren. Ook als wordt gecorrigeerd voor geldontwaarding en de opbrengsten in reële termen worden uitgedrukt, is nog steeds sprake van een forse toename: in de afgelopen jaren waren de reële opbrengsten ongeveer 3,5 keer zo hoog dan eind jaren tachtig. Pas de laatste jaren lijkt sprake van een (beperkte) kentering in dit beeld.

De forse (reële) opbrengstenstijging is het resultaat van twee factoren: de reële inkomensgroei die heeft geleid tot een relatief sterke groei van deze specifieke belastinggrondslag van milieugerelateerde belastingen, zoals een grotere consumptie en gebruik van (duurdere) auto's en de stijgende reële tarieven van bestaande en/of nieuw geïntroduceerde milieubelastingen. Met name de tweede factor is het gevolg van expliciet beleid gericht op een groter aandeel van milieubelastingen in de belastingmix, vaak ook wel 'vergroening van het belastingstelsel' genoemd. Zoals al eerder bleek heeft deze vergroening zich met name voorgedaan in de jaren negentig.

Vooral in de categorie 'overige belastingen' en 'energiebelasting' is sprake van een opvallende ontwikkeling. Waar de opbrengst na de introductie in 1988 van de zogenaamde Brandstoffenbelasting (BSB) eerst nog bescheiden steeg, blijkt uit de figuur dat dit met name veranderde met de komst van de in 1996 geïntroduceerde Regulerende Energiebelasting (REB).²⁰ Zowel in absolute als relatieve zin is deze

¹⁷ Bij het schrijven van de rest van dit en het volgende hoofdstuk is gebruik gemaakt van een rapport van 2Eco Advies (2012).

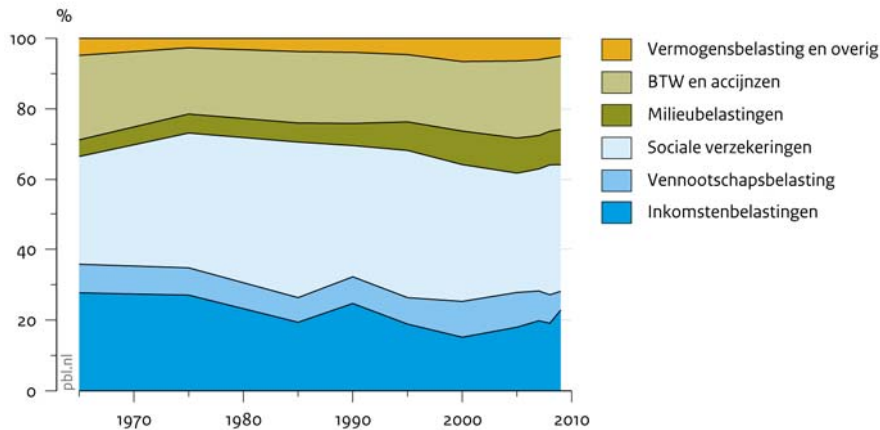
¹⁸ Weliswaar was dit aandeel van de consumptiebelastingen in 1965 ook wel wat hoger, maar dat hing met name samen met de destijds nog relatief beperkte lasten in verband met de financiering van de verzorgingsstaat.

¹⁹ Inbegrepen is ook nog de mineralenheffing. De jaarlijkse opbrengst hiervan is slechts enkele miljoenen en speelt derhalve – kwantitatief gezien – geen rol van betekenis. Merk op dat de accijnzen op minerale oliën in de internationale vergelijking tot de belasting op energie worden gerekend (zie figuur 2.3).

²⁰ Deze is later opgegaan in de Belasting op Milieugrondslag en gaat sindsdien vooral onder de naam Energiebelasting door het leven (zie hieronder). Tegelijkertijd bestaat de BSB als onderdeel van de wet Belastingen op milieugrondslag ook nog steeds als

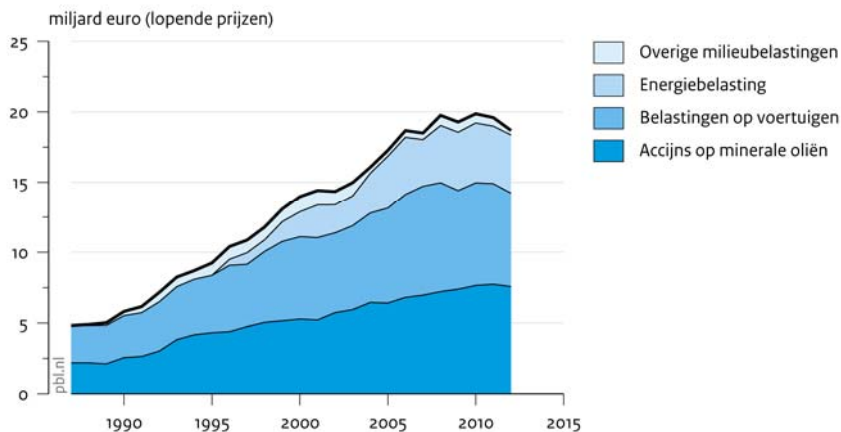
omvang gestaag toegenomen. De totale opbrengst is sinds 2007 afgevlakt en recentelijk loopt deze zelfs wat terug. Zoals al bleek in de vorige paragraaf past dit overigens ook in het beeld van de omringende landen waarbij sinds 2000 nauwelijks sprake is van een toename en in sommige landen zelfs van een geleidelijke daling in het relatieve aandeel van de groene belastingen.²¹

Figuur 3.4
Opbouw van belastingopbrengst



Bron: OECD, 2013

Figuur 3.5
Opbrengst van milieubelastingen



Bron: CBS; Miljoenennota, 2013

'heffing op kolen'. Deze is in het kader van het Lenteakkoord in 2012 weer nieuw leven ingeblazen toen een einde werd gemaakt aan de vrijstelling van kolenverbruik voor elektriciteitsproductie die sinds 2004 bestond.

²¹ Eenzelfde stabilisatie heeft zich overigens bij de milieuheffingen al in 1995 ingezet en deze schommelt nu reeds lang rond de 3 procent (zie Vollebergh 2007).

De wet ‘Belastingen op milieugrondslag’ is de kapstok voor een aantal productgebonden belastingen, zoals de verpakkingen- en afvalstoffenbelasting. Belangrijk oogmerk is een regulerend effect op het gebruik van de betreffende milieubelastende producten en activiteiten en het bredere streven naar een verschuiving van de belastingdruk van de factor arbeid naar milieuschadelijke activiteiten. De opbrengsten van de belastingen op milieugrondslag gaan – met enige uitzonderingen – naar de algemene middelen. Behalve de belastingen op energie (waaronder kolen) vielen onder deze wet belastingen op leiding- en grondwater, afvalstoffen, vliegverkeer en verpakkingen. In de loop van de jaren is hier sprake van een sterke wisseling in grondslagen en varieert de opbrengst sterk. Vanwege deze geringe opbrengsten alsmede het feit dat er geen directe relatie is met energieverbruik worden ze hier tot de categorie ‘overige milieubelastingen’ gerekend en blijven ze in het vervolg buiten beschouwing. Evenmin zullen hier de voertuigbelastingen behandeld worden, omdat deze slechts een indirecte relatie met energieverbruik en emissies hebben (zie Annex I voor een beschrijving van de milieubelastingen die niet direct op energie rusten).²²

Wel zal hier dieper ingegaan worden op de belastingstructuur van de twee direct aan energieverbruik gerelateerde belastingen: de Energiebelastingen (EB) en de Accijns van Minerale Oliën. In deel I en ook in het vorige hoofdstuk is al uiteengezet dat deze belastingen relevant zijn vanuit milieuperspectief omdat zij indirect of impliciet emissies naar lucht belasten (PBL 2012a). Aldaar is ook geconcludeerd dat een goede vormgeving essentieel is voor een effectieve en efficiënte inzet van het milieubelastinginstrument. Daarom worden in de volgende paragrafen in meer detail de belangrijkste ontwikkelingen in grondslag, tarief en vrijstellingen rond beide belastingen op energie geschetst.

3.3 Belastingen op aardgas, elektriciteit en kolen

3.3.1 Algemene ontwikkelingen

In Nederland werd in 1995 de Energiebelasting (EB) geïntroduceerd als ‘regulerende energiebelasting’ (REB). Vanaf 2004 heeft de belasting haar huidige naam. De EB wordt soms ook wel aangeduid als ‘ecotax’. Nederland was destijds met de introductie van de REB een pionier, na het mislukken van de onderhandelingen in de Europese Unie (EU) om een CO₂-belasting te introduceren. De focus lag daarbij op het belasten van het verbruik van aardgas en elektriciteit. Sinds haar introductie is de opbrengst toegenomen van circa 400 miljoen euro in 1996 tot 4,2 miljard euro in 2010. Daarmee draagt deze belasting voor ruim 20 procent bij aan de totale opbrengst van milieubelastingen (zie figuur 3.5). Hiervoor is al aangegeven dat er ook vóór de invoering van de REB via de BSB belasting werd geheven over energieproducten. Deze BSB kende lage tarieven, maar wel een bredere grondslag: daar waar de REB zich beperkte tot *aardgasverbruik en elektriciteit* vielen onder de BSB ook *minerale oliën en kolen* (Vollebergh 2007).

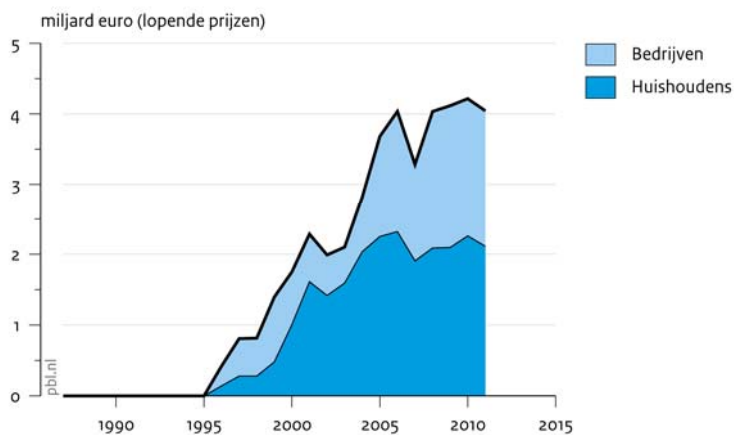
De toename van de opbrengst van de EB is het resultaat van tariefverhogingen enerzijds en verbreding van verbruikscategorieën anderzijds. In zijn oorspronkelijke opzet was de EB een heffing op het kleinverbruik van elektriciteit en aardgas (inclusief aardgas-substituten zoals huisbrandolie) en werden grootverbruikers ontzien dankzij een sterk degressief schijventarief. Tevens was er een ‘nultarief’ voor

²² Zie ook paragraaf 5.3 in PBL 2012a. In die notitie is evenmin de relatie tussen het indirect belasten van emissies via de auto-aanschaf en bezitsbelastingen aan de orde gekomen. In een later te verschijnen notitie zal het PBL nader ingaan op de lessen die getrokken kunnen worden uit de CO₂-variabilisatie die bij deze belastingen is ingevoerd sinds 2007.

duurzame energiebronnen en een vrije voet voor 'onvermijdelijk' verbruik van elektriciteit en aardgas (vastgesteld op 800 kilowattuur (kWh) respectievelijk 800 kubieke meter (m³) per aansluiting). Het regulerende oogmerk van de EB – ten gunste van energiebesparing en duurzame energiebronnen – stond voorop. De belastingopbrengst werd 'teruggesluisd' door verlaging van directe belastingen (loon- en inkomstenbelasting en vennootschapsbelasting) en energiesubsidies zoals de Energie-investeringsaftrek (Ruijs & Vollebergh 2013).

Met name de beperking tot het kleinverbruik kwam voort uit vrees voor weglekeffecten als de concurrentiepositie van grootverbruikers zou worden aangetast. De facto werd de REB-opbrengst in de eerste jaren gegenereerd door de huishoudens en een deel van de dienstensector (zie ook figuur 3.6). Vrij snel na de introductie bleek dat de *vrijstelling van duurzame energiebronnen* een omgekeerd weglekeffect uitlokte, namelijk een toename van de import van elektriciteit uit windenergie en vooral waterkracht. Het gevolg hiervan was dat het belastingvoordeel (opgevat als impliciete subsidie) voor duurzame energie naar het buitenland wegvloede, terwijl daar géén extra duurzame energie voor werd opgewekt (Roosdorp 2012). De geëxporteerde elektriciteit in de producerende landen werd namelijk voor een groot deel vervangen door fossiel opgewekte elektriciteit. Deze vrijstelling is daarom in de jaren 2002-04 gefaseerd vervallen, ook al verloor de REB zo zijn reguleringseffect ten gunste van duurzame energiebronnen.²³

Figuur 3.6
Opbrengst energiebelasting naar categorie belastingplichtige



Bron: CBS, 2013

Sinds 1996 zijn milieubelastingen op energiegebruik dan wel CO₂-emissie ook in diverse andere EU-lidstaten geïntroduceerd. Bovendien relativeerde economisch onderzoek de vrees voor schade aan de concurrentiepositie van bedrijven (CPB 2001). Dit gaf ruimte voor stapsgewijze verhoging van tarieven en een verbreding van de grondslag naar bedrijven met middelgroot aardgas- en elektriciteitsverbruik. De grootverbruikers van energie bleven hierbij echter (vrijwel) buiten schot. Het belangrijkste argument

²³ Alleen voor gas uit duurzame bronnen ('groen gas') is een tariefvoordeel gehandhaafd. Het weglekrisico door toenemende import speelt hier geen rol.

daarvoor is dat voor deze bedrijven een alternatief reguleringsinstrument is geïntroduceerd in de vorm van het Europese CO₂-emissiehandelsstelsel (ETS). Het van kracht worden van de EU-richtlijn voor de EB per 2004 impliceerde wel dat ook deze bedrijven met minimumtarieven voor diverse brandstoffen en elektriciteit te maken kregen.²⁴ De optelsom van al deze veranderingen verklaart samen met het nog altijd stijgende energieverbruik de opbrengststijging van de EB, alsmede de vrij forse wijzigingen in (initiële) lastenverdeling tussen bedrijfsleven en huishoudens in de loop der jaren (zie figuur 3.6).²⁵

3.3.2 Belastingen op aardgas

Tabel 3.1 Verloop van de totale tarieven van de belastingen op aardgas^{a)}

Aardgas (eurocent/m ³)	1996	2001	2006	2012	2014	EU min	A ratio 2013
0 - 800 m ³	1,25	13,06	15,07	16,67	18,94	1,06	0,23 ^{b)}
800 - 5.000 m ³	2,71	13,06	15,07	16,67	18,94	1,06	0,33 ^{b)}
5.000 – 170.000 m ³	2,71	6,65	12,38	14,43	18,94	1,06	0,44
170.000 – 1 mln m ³	0,98	2,07	3,40	4,00	4,46	1,06	0,17
1 mln – 10 mln m ³	0,98	1,03	1,16	1,27	1,63	1,06	0,07
> 10 mln m ³ niet-zakelijk	0,64	0,68	1,08	1,19	1,17	1,06	0,05
> 10 mln m ³ zakelijk	0,64	0,68	0,77	0,83	1,17	0,53	0,05

Noten:

- a) De tarieven en A-ratio's betreffen de hoogte op 1 januari van het jaar en zijn een optelsom van de relevante belastingen (zoals (R)EB, BSB) en toeslagen (MAP) in elk jaar.
- b) De lage waarde van de A ratio is mede het gevolg van de berekeningswijze van de prijs voor aardgas in de laagste schijven; daarin tellen met name de vaste aansluitingskosten relatief zwaar door (netwerklevering)

Bron: Ministerie van Financiën en eigen berekeningen op basis van prijzen CBS Statline.

Wat betreft *aardgas* is de EB verantwoordelijk voor de relatief hoge druk op het verbruik door kleinverbruikers, met name huishoudens en kleine ondernemingen. Het degressieve schijventarief van de EB is karakteristiek en uniek voor de fiscale behandeling van energie (OESO 2013). Kleinverbruik tot 5.000 m³ aardgas werd tot 2012 het zwaarst belast, terwijl verbruikers boven 170.000 m³ eerst nog geheel werden vrijgesteld. In de loop van de jaren is de grondslag langzaam verbreed door het 'midden-' en grootverbruik in de EB heffing te betrekken, zij het nog steeds tegen een aflopend tarief (zie tabel 3.1). Het echte grootverbruik – boven 1 miljoen kubieke meter aardgas – wordt nog steeds zoveel mogelijk ontzien.²⁶ De tarieven in deze schijf zijn afgestemd op de minimumtarieven conform de

²⁴ De Energy Tax Directive of kortweg ETD, Richtlijn 2003-96/EG (Europese Commissie 2003).

²⁵ De jaaropbrengsten zijn uiteraard mede afhankelijk van toevallige factoren, zoals een extra koude of juist warme winterperiode. Zo is de dip in 2007 (€ 0,8 miljard minder opbrengst dan geraamd) volgens het ministerie van Financiën te wijten aan de warme wintermaanden begin 2007 (zie Tweede Kamer 2008).

²⁶ Er is sprake van een degressief schijvenstelsel waarbij grootverbruikers wel de (hogere) tarieven betalen die gelden voor de eerste verbruiksdelen.

Europese richtlijn, inclusief het onderscheid tussen zakelijk en niet-zakelijk gebruik. In de loop van de jaren zijn ook de tarieven steeds verhoogd. Deze combinatie van een bredere grondslag met hogere tarieven verklaart dan ook de verder oplopende opbrengsten van de belastingen. Wel bestaan voor specifieke categorieën belastingplichtigen afwijkende (lagere) tarieven, zoals voor de glastuinbouw.

Verder is nog van belang de zogenaamde heffingskorting, in de vorm van een vast bedrag per aansluiting. Vanwege het oorspronkelijk regulerende doel van de REB was gekozen voor een heffing die met name gericht was op het omlaag brengen van het marginale oftewel het veronderstelde vermijdbare verbruik. Deze zienswijze maakte het tevens mogelijk om het niet-marginale verbruik vrij te stellen van heffing. De grens is oorspronkelijk gesteld bij 800 kubieke meter. Hierdoor kon de facto een aanzienlijke lastenverlichting worden verstrekt. Deze heffingsvrije voet kende bovendien een zekere herverdelende werking omdat hiervan met name degenen die minder verbruiken relatief meer profijt hebben. Omdat na verloop van tijd een steeds groter gedeelte van de verbruikers onder deze norm ging vallen is er bij de belastingherziening in 2001 voor gekozen om deze tegemoetkoming voortaan te verstrekken als een zogenaamde belastingkorting. Deze korting wordt verrekend in combinatie met de belasting op elektriciteit en de daar eveneens afgeschafte heffingsvrije voet (zie paragraaf 3.3.3). Deze korting treft evenmin het marginale verbruik en is nog steeds met name substantieel voor degenen met een energieverbruik dat binnen de eerste en tweede schijf valt.

Zoals aangegeven was de REB niet de eerste belasting op aardgas. Zo moest sinds 1988 ook een bestemmingsheffing op brandstoffen betaald worden. De geschiedenis van deze belasting gaat terug tot 1972 en komt voort uit belastingen op wegverkeer. De naam van deze verbruikersbelasting voor brandstoffen veranderde in 1992 in de Verbruikersbelasting voor Brandstoffen en in 1995 in de Brandstoffenbelasting (BSB), welke in 2000 voor aardgas werd afgeschaft. Daarnaast mochten distributiebedrijven sinds 1991 een opslag op het gas- en elektriciteitstarief heffen om daarmee milieumaatregelen te subsidiëren. Deze zogenaamde MAP-opslag (van Milieu Actie Plan) verschilde per distributiebedrijf en werd in 2001 weer afgeschaft. Tabel 3.1 geeft de totale tariefhoogte van deze belastingen voor de verschillende verbruikerscategorieën sinds de invoering van de EB weer.²⁷

De tariefhoogtes geven geen inzicht in het relatieve belang van een bepaalde belasting- of accijnsbedrag in de (relatieve) prijs van een energieproduct. De marktprijs p van een energieproduct bestaat in beginsel uit drie onderdelen:

- producentenprijs (p) oftewel de prijs exclusief product specifieke heffingen;
- specifieke belastingen of accijnzen geheven als een bedrag in euro per eenheid (t_s);
- Belasting op de Toegevoegde Waarde (btw) geheven volgens een *ad valorem* tarief (t_a) als percentage van de producentenprijs (al of niet inclusief de specifieke accijns).

Figuur 3.7 geeft de ontwikkeling van prijzen en belastingen op aardgas in Nederland tussen 1978 en 2010 uitgedrukt in lopende prijzen. Het linkerdeel van de figuur toont deze ontwikkeling voor huishoudens (tot 5.000 m³). Deze kleinverbruikers betalen niet alleen meer voor hun energie vanwege

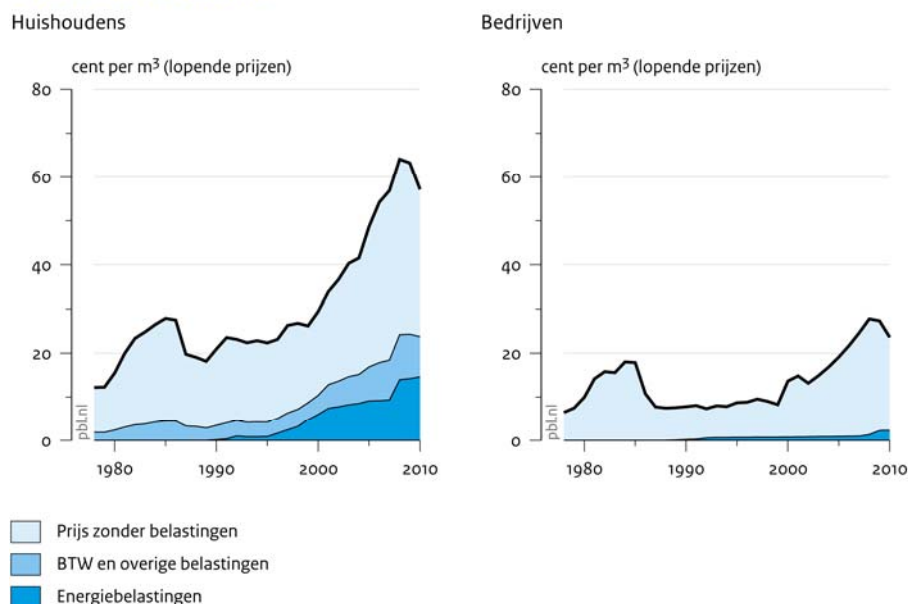
²⁷ Voor de MAP-toeslag is steeds het gemiddelde van de verschillende distributiebedrijven genomen, zoals berekend door het CBS.

de hogere accijnstarieven, maar evenzeer vanwege de btw-aftocht over hun verbruik. Bovendien worden aan kleinverbruikers hogere kosten toegerekend door de gasleverancier welke tot uitdrukking komen in een hogere producentenprijs (de netto prijs exclusief belastingen) dan voor bedrijven (rechterdeel van de figuur). In deze producentenprijs zitten onder meer de veel hogere distributiekosten verdisconteerd nodig voor aanleg en onderhoud van het fijnmazig gasdistributiesysteem. Duidelijk wordt ook de aanzienlijke variatie in de producentenprijs in de tijd. Vooral in het eerste decennium van deze eeuw zijn zowel de producentenprijs als de accijns en daarmee ook de btw flink toegenomen.

Figuur 3.7 laat een heel ander beeld zien voor de opbouw van de prijs van aardgas dat door bedrijven wordt afgenomen.²⁸ Uit de figuur blijken opmerkelijke verschillen niet alleen voor de hoogte van het belastingtarief, maar evenzeer voor de producentenprijs, die voor bedrijven duidelijk lager ligt dan voor huishoudens. Bedrijven betalen gemiddeld minder dan de helft per kubieke meter gas, niet alleen vanwege de lagere producentenprijs, maar vooral vanwege de accijnsheffing. Deze ligt substantieel lager voor bedrijven, omdat btw nu eenmaal alleen geheven wordt bij de eindverbruiker.

Met behulp van ratio's kan het relatieve belang van een belasting eenvoudig worden uitgerekend. Zo geeft de zogenaamde accijnsratio of A-ratio het aandeel van de specifieke accijns t_s in de marktprijs p exclusief btw t_o , oftewel $A = t_s / (p - t_o)$. Deze ratio relateert, met andere woorden, het belang van de accijnshoogte direct aan de relevante product specifieke brandstofprijs. Deze ratio varieert niet alleen vanwege tariefaanpassingen maar evenzeer vanwege variaties in de producentenprijs. Uit tabel 3.1 blijkt dat de A-ratio in 2013 voor huishoudens 0,33 bedraagt. Dit impliceert dat 33 procent van de

Figuur 3.7
Opbouw van aardgasprijs



Bron: IEA, 2013

²⁸ Het is niet goed te achterhalen hoe de IEA deze gemiddelde tarieven exact heeft berekend. Voor huishoudens gaat het verbruik tot aan 5.000 m³ maar voor 'bedrijven' lijkt uitgegaan te zijn van relatief grote, aardgasintensieve bedrijven.

uiteindelijke prijs vóór btw verklaard wordt door de hoogte van de accijns. Dit percentage ligt voor niet-zakelijke grootverbruikers rond 5 procent (voor zakelijke grootverbruikers ontbreken gegevens), maar het verschil is uiteindelijk minder dan de tariefverschillen. Tevens blijkt uit deze tabel wel dat alle tarieven, ook voor grootverbruikers, ruim boven het EU minimum ligt.

De belangrijkste bestaande *vrijstelling* is de levering van aardgas aan de elektriciteitssector. Verder zijn ook installaties voor Warmte-Krachtkoppeling (WKK) vrijgesteld van heffing. Daarmee wordt een prikkel gegeven om efficiënter om te gaan met dezelfde hoeveelheid gas, hoewel de warmtetoepassing zelf zodoende ook onbelast blijft. Ook de geproduceerde elektriciteit die de opwekker zelf consumeert blijft onbelast, mits de WKK-installatie een elektrisch rendement heeft van minimaal 30 procent en een elektrisch vermogen van minimaal 60 kilowatt (kW). Alleen de geproduceerde elektriciteit *aan anderen* is belast, maar dan via de belasting op elektriciteit (zie hierna). Tot slot is ook het niet-energetisch verbruik geheel vrijgesteld. Daarentegen is de inzet van aardgas in mineralogische processen, zoals in de keramische industrie, en duaal gebruik, het gelijktijdig inzetten voor warmte en als grondstof, juist niet vrijgesteld.

Hoe de Nederlandse tarieven op aardgas zich verhouden tot die van enkele omringende EU-lidstaten blijkt uit figuur 3.8. De figuur brengt de tarieven in beeld voor een viertal omringende landen.²⁹ Met betrekking tot bedrijven hanteren sommige lidstaten een onderscheid tussen aardgasgebruik voor verwarmingsdoelen en niet-verwarmings-doeleinden (België, Denemarken en Duitsland), of tot aan 1 januari 2013 tussen zakelijk en niet-zakelijk gebruik (Nederland). Uit de vergelijking blijkt dat de landen met de hoogste milieubelastingopbrengst ook de hoogste tarieven hanteren, met name Nederland en Denemarken. Opvallend is verder dat alleen Nederland een niet-lineaire tariefstructuur hanteert. Andere landen maken soms nog wel onderscheid naar toepassing, maar houden geen rekening met de omvang van het verbruik.

Uit de figuur blijkt ook dat de tariefstelling in deze landen met uitzondering van het Verenigd Koninkrijk voldoet aan het minimumtarief dat volgens de EU-richtlijn geheven zou moeten te worden. Voorstellen voor deze richtlijn dateren al van 1992, maar pas in 2003 is een sterk uitgekledede versie van kracht geworden in de vorm van de Energy Tax Directive (Richtlijn 2003-96/EG). Deze richtlijn kent diverse minimumtarieven, toegestane uitzonderingen en dergelijke. Het minimumtarief voor aardgasverbruik is thans 0,30 euro per Gigajoule (GJ) maar kent wel voor bedrijfsmatig aardgasgebruik voor verwarming een lager minimumtarief van 0,15 euro per Gigajoule. In de laagste schijf zit Nederland precies op het minimumtarief van de EU, terwijl andere landen daar iets boven zitten.³⁰

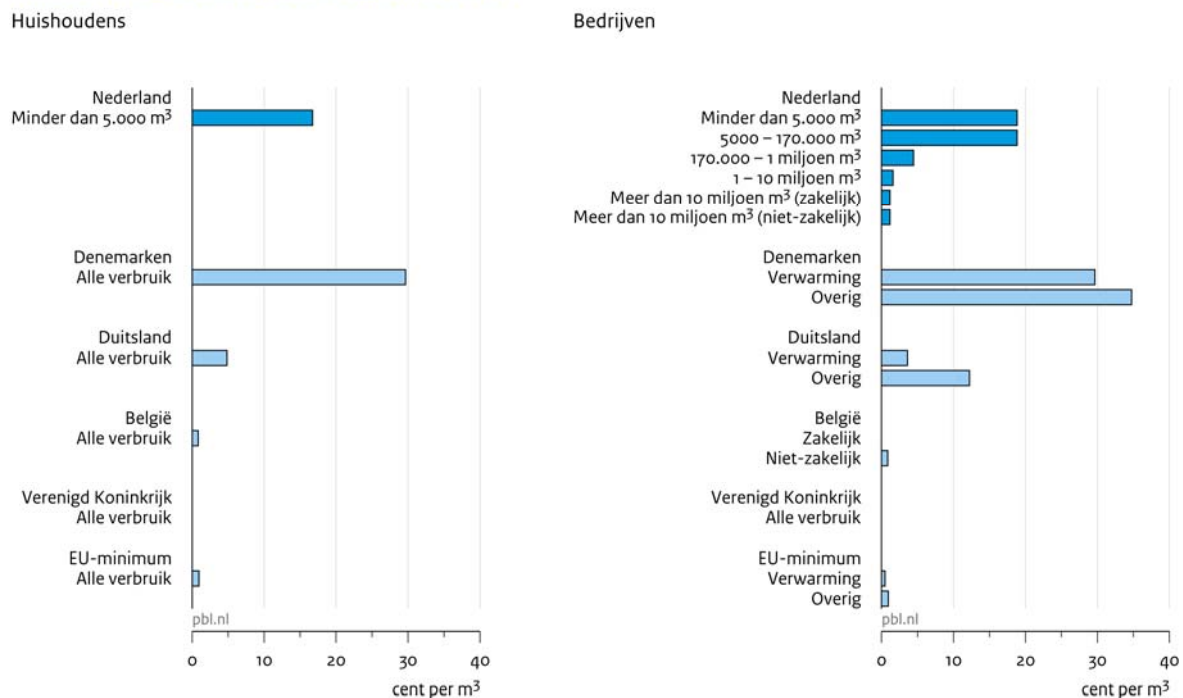
Bij de tarieven uit deze figuur moet wel worden aangetekend dat veel landen vrijstellingen of kortingen toekennen aan bepaalde sectoren en/of bedrijven die afspraken hebben gemaakt dan wel participeren in convenanten gericht op energiebesparing. Dat geldt soms ook voor Nederland. De belangrijkste relevante regelingen zijn:

²⁹ Lidstaten gebruiken verschillende namen voor deze belasting, of hanteren een combinatie van enkele heffingen: energiebelasting, energieaccijns, Climate Change Levy, CO₂-heffing en dergelijk. Voor België is ook de vaste federale heffing, geheven op energieproducten, meegerekend.

³⁰ In België en het Verenigd Koninkrijk zijn de tarieven verlaagd, in het Verenigd Koninkrijk zelfs tot 0.

- de meeste EU lidstaten *behalve Nederland* kennen vrijstellingen voor aardgas voor mineralogische processen en duaal gebruik;³¹
- de inzet van aardgas in de centrale elektriciteitsproductie is in *alle* landen vrijgesteld van heffing en dat geldt ook voor het niet-energetisch verbruik van fossiele brandstoffen.

Figuur 3.8
Tarieven energiebelasting op aardgas in EU, 2013



Bron: EU Excise duty tables, 2013

Daarnaast kennen individuele landen hun eigen specifieke tegemoetkomingen:

- *België*: vrijstelling respectievelijk 90 procent korting op energiebelasting voor energie-intensieve/overige bedrijven met een afspraak of convenantdeelname; de federale heffing (0,14 euro per Gigajoule) blijft gehandhaafd;
- *Denemarken*: vrijstelling van de energiebelasting en korting op de CO₂-heffing voor landbouw, bosbouw, visserij; korting op de CO₂-heffing voor energie-intensieve bedrijven met afspraak of convenantdeelname;
- *Duitsland*: kortingen tot 90 procent worden toegekend aan bedrijven die afspraken nakomen in het kader van het klimaatbeschermingsconvenant;
- *Verenigd Koninkrijk*: 80 procent korting op 'Climate Change Levy' voor energie-intensieve bedrijven, de veehouderij en de voedingsindustrie met afspraak of convenantdeelname;

³¹ Het gebruik van energieproducten voor chemische reductie of elektrolytische en metallurgische procedés wordt als duaal gebruik beschouwd. Overigens is er wel een vrijstelling voor elektriciteitsverbruik bij deze processen in Nederland.

- *Nederland*: verlaagd tarief in schijven 1 en 2 (0,02991 en 0,02220 euro per kubieke meter) voor de sector glastuinbouw.

3.3.3 Belastingen op elektriciteit

De fiscale behandeling van *elektriciteit* volgt in grote lijnen het patroon van dat van aardgas. In tabel 3.2 is de totale waarde van alle belastingen voor eindverbruikers op elektriciteitsverbruik weergegeven voor de verschillende verbruikerscategorieën. Deze belasting werd in 1996 ingevoerd als onderdeel van de REB. Qua vormgeving kent deze belasting eveneens een degressief schijventarief waardoor een relatief hoge druk ontstaat op het verbruik door kleinverbruikers, met name huishoudens en kleine ondernemingen, en een veel lagere druk voor grootverbruikers vanwege het aflopend tarief. In dit geval was het verbruik boven 50.000 kilowattuur tot 2001 zelfs geheel vrijgesteld en is de grondslag pas in de loop van de jaren langzaam verbreed naar het ‘midden-’ en grootverbruik.

De tabel laat ook zien dat het echte grootverbruik – boven tien miljoen kilowattuur – eveneens wordt ontzien. De tarieven in deze schijf zijn afgestemd op de minimumtarieven conform de Europese richtlijn, inclusief het onderscheid tussen zakelijk en niet-zakelijk gebruik. Verder is in combinatie met het afschaffen van de heffingsvrije voet voor aardgas ook die van elektriciteit afgeschaft en vervangen door een heffingskorting in de vorm van een vast bedrag per elektriciteitsaansluiting gelijk aan de waarde van 800 kubieke meter en 800 kilowattuur vrijstelling in 2001. De teruggave is gekoppeld aan elektriciteit. Vervolgens is deze waarde in 2007 aangepast in verband met de eerder genoemde uitruil van transporttarieven en de tarieven van de EB.

Tabel 3.2 Verloop van de totale tarieven van belastingen op elektriciteit ^{a)}

Elektriciteit (eurocent/kWh)	1996	2001	2006	2012	2014	EU min	A ratio 2013
0 - 800 kWh	0,14	5,83	7,05	11,40	11,85	0,10	0,27 ^{c)}
800 - 10.000 kWh	1,48	5,83	7,05	11,40	11,85	0,10	0,46
10.000 – 50.000 kWh	1,48	1,94	3,43	4,15	4,31	0,10	0,30
50.000 – 10 mln kWh	0	0,59	0,94	1,11	1,15	0,05	0,12
> 10 mln kWh niet-zakelijk	0	0	0,10	0,10	0,10	0,10 ^{b)}	0,014
> 10 mln kWh zakelijk	0	0	0,05	0,05	0,05	0,05 ^{b)}	0,007
Belastingvermindering							
(euro per jaar per aansluiting)	0	142	197	318	318		

Noten:

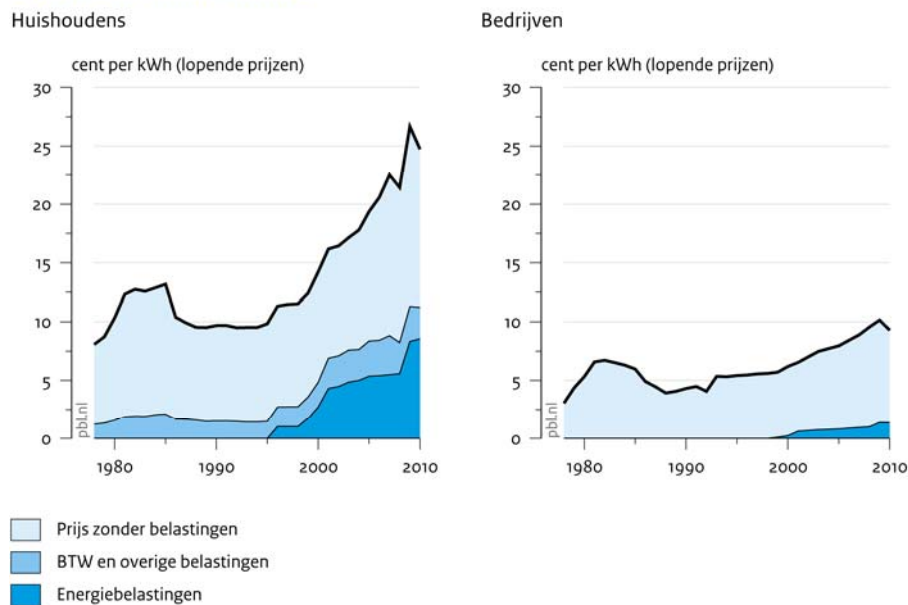
- De tarieven en A-ratio's betreffen de hoogte op 1 januari van het jaar en zijn een optelsom van de relevante belastingen (zoals REB, BSB) en toeslagen (MAP) in elk jaar;
- Bij het EU minimum wordt onderscheid gemaakt in zakelijk en niet-zakelijk gebruik;
- De A ratio wordt in de onderste schijf sterk beïnvloed door de toerekening van de aansluitkosten.

Bron: Ministerie van Financiën en eigen berekeningen op basis van prijzen CBS Statline.

Figuur 3.9 laat de ontwikkelingen van prijzen en belastingen op elektriciteit in Nederland tussen 1978 en 2010 zien. Het beeld is vergelijkbaar met dat voor aardgas. Hoewel de verschillen in producentenprijs

tussen huishoudens en bedrijven duidelijk minder aan schommelingen onderhevig zijn dan bij aardgas, is hier ook sprake van een toename naar het eind van de periode.³² Wel valt op dat de prijs inclusief belasting sterker dan bij aardgas wordt bepaald door het belastingregime. Kennelijk zijn de accijnstarieven als percentage van de marktprijs relatief hoger bij elektriciteit. Inderdaad is de A ratio voor kleinverbruik veel hoger met een waarde van 0,47. Bij grootverbruikers is de A-ratio met een waarde van 0,01 daarentegen veel lager dan bij aardgas, ondanks de veel lagere producentenprijs. In totaal betalen grootverbruikers gemiddeld een derde van prijs die huishoudens per kilowattuur betalen, met name vanwege de veel lagere belastingen (btw én energiebelasting). Met andere woorden, de verschillen tussen klein- en grootverbruikers zijn bij elektriciteit beduidend groter dan bij aardgas.

Figuur 3.9
Opbouw van elektriciteitsprijs



Bron: IEA, 2013

Voor elektriciteit geldt een *vrijstelling* voor het eigen gebruik van elektriciteit die is opgewekt met behulp van een WKK-installatie met een elektrisch rendement van meer dan 30 procent en een elektrisch vermogen van minimaal 60 kilowatt. Daarentegen is elektriciteitsproductie en levering *via het elektriciteitsnet* op basis van niet-fossiele brandstoffen, zoals zon, wind en biomassa, vanaf 2003 niet langer van heffing vrijgesteld (artikelen 36i en 36o).³³ Sinds de invoering van het tarief voor

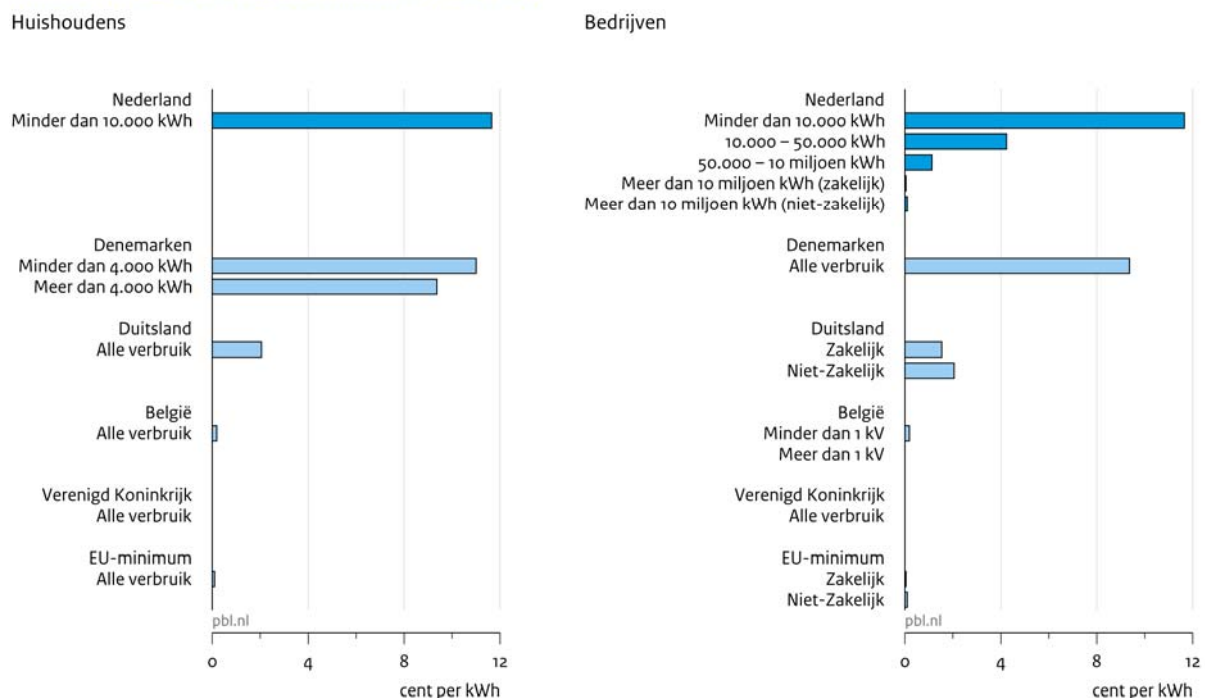
³² Ook in dit geval weerspiegelt de producentenprijs de kosten van levering en netkosten en wordt in de vergelijking geen rekening gehouden met veranderingen in het vastrecht.

³³ Op elektriciteit zat in het verleden, evenals overigens op aardgas, een MAP-toeslag. Over het elektriciteitsverbruik zelf was toen géén BSB of REB verschuldigd (tussen 1991 en 2000). Teneinde de Nederlandse elektriciteitsproductiesector niet in een relatieve achterstandspositie te brengen, zijn de heffingen die in het kader van de Brandstoffenbelasting (BSB) werden geheven aan het begin van het vorige decennium afgeschaft en verschoven naar het (eind)verbruik van elektriciteit (zie Vollebergh 2002).

grootverbruik van elektriciteit (boven 10 miljoen kilowattuur) is sprake van een tegemoetkoming wanneer bedrijven meewerken aan convenanten. Het betreft hier de 'Meerjarenafspraak energie-efficiëntie (MJA3)' van 2008 en de 'Meerjarenafspraak Energie-efficiëntie ETS-ondernemingen (MEE)' van 2009. Oorspronkelijk was de tegemoetkoming in de vorm van een vrijstelling, maar sinds 2013 is dat gewijzigd in een teruggaafregeling voor individuele bedrijven die gemiddeld boven het minimumtarief uitkomen. Verder is er nog een teruggaafregeling van 50 procent voor kerken en non-profit organisaties. Momenteel is er ook een *vrijstelling voor opwekking van elektriciteit verkregen uit hernieuwbare energiebronnen*. Deze vrijstelling betreft met name zelfopwekking via zonnepanelen door kleinverbruikers. Ook mogen 'zelf opwekkers' het gedeelte dat ze niet zelf gebruiken maar aan het elektriciteitsnet terugleveren tot een maximum van 5.000 kilowattuur per jaar in mindering brengen op de elektriciteit die van het net wordt afgenomen. Hierdoor betalen ze alleen energiebelasting (en btw) over het positieve saldo van de van het net afgenomen elektriciteit minus de terug geleverde elektriciteit.

Tot slot geldt per 1 januari 2014 een *verlaagd tarief* voor lokaal opgewekte elektriciteit. Leden van coöperaties en Verenigingen van Eigenaren komen in aanmerking voor een *belastingkorting* van 7,5 eurocent per kilowattuur op hun gezamenlijk opgewekte hernieuwbare energie. Deze regeling geldt voor kleinverbruikers die samen over een productie-installatie beschikken en die in de nabijheid van deze productie-installatie wonen. De korting van 7,5 eurocent per kilowattuur exclusief btw (inclusief btw is dat 9,1 eurocent) wordt toegepast op de energierekening van de leden.

Figuur 3.10
Tarieven energiebelasting op elektriciteit in EU, 2013



Bron: EU Excise duty tables, 2013

Hoe de Nederlandse belastingtarieven op elektriciteit zich verhouden tot die van de omringende EU-lidstaten en het EU-minimum blijkt uit figuur 3.10. Ook hiervoor is het beeld vergelijkbaar met dat voor de tarieven op aardgas: de hoge tarieven van Denemarken en Nederland springen er duidelijk uit. Opvallend is dat de accijnstarieven voor huishoudens vrijwel identiek zijn, maar ook veel hoger dan in Duitsland of België. Interessant is dat het degressieve tarief in Nederland zorgt voor het ontzien van grootverbruikers, terwijl dat in Denemarken en Duitsland veel minder het geval is. Met betrekking tot bedrijven hanteert België een onderscheid tussen elektriciteitslevering via het laagspanningsnet (kleiner dan 1 kilovolt) of het hoogspanningsnet (groter dan 1 kilovolt) en past het voor levering via het hoogspanningsnet veel lagere tarieven toe. Deze zijn vergelijkbaar met de Nederlands tarieven voor grootverbruikers in de hoogste schijf. De tarieven in de hoogste schijf van Nederland voldoen exact aan het minimumtarief van 0,05 eurocent per kilowattuur voor zakelijke bedrijven volgens de EU-richtlijn.

Ook voor de tarieven van elektriciteit geldt dat de landen vergelijkbare *vrijstellingen of kortingen* toekennen aan bepaalde sectoren en/of aan bedrijven die afspraken hebben gemaakt dan wel participeren in convenanten, gericht op energiebesparing. Alleen Duitsland kent een wat afwijkend regime. Bedrijven betalen ook het huishoudenstarief over de eerste 25 Megawattuur (MWh) en daarboven het bedrijventarief terwijl vrijwel alle energie-intensieve bedrijven zijn vrijgesteld. Ook worden kortingen tot 90 procent toegekend aan bedrijven die deelnemen aan klimaatbeschermingsafspraken/convenanten en deze ook daadwerkelijk halen.³⁴

3.3.4 Belasting op kolen

Een belangrijke fossiele brandstof, met name bij de elektriciteitsproductie, is kolen. Zoals hiervoor aangegeven had Nederland sinds de invoering van de Brandstoffenbelasting (BSB) in 1988 een traditie om zoveel mogelijk energieproducten te belasten. Kenmerkend voor deze BSB was de brede grondslag waarbij met name het verbruik (*input*) van energiedragers werd belast in combinatie met heel lage tarieven (Vollebergh 2002). De opbrengst in de jaren negentig bedroeg slechts circa 0,6 miljard euro per jaar. Sinds 1995 is de BSB ondergebracht bij de wet 'Belastingen op een Milieugrondslag' waarna deze in 2004 grotendeels is geïntegreerd in de Energiebelasting (EB) en dan met name de heffingen op halfzware olie, gasolie en lpg. Deze heffingen zijn echter met ingang van 2010 weer losgekoppeld van de EB en ondergebracht bij de accijns van minerale oliën (zie ook paragraaf 3.4).

Sindsdien resteert alleen de heffing op kolen. Vanwege het geleidelijk vrij worden van de Europese energiemarkt In 2002 is echter gekozen voor een uitruil met verhoogde tarieven op het elektriciteitsverbruik (Vollebergh 2007). Sindsdien was kolenverbruik voor elektriciteitsproductie vrijgesteld. Begin 2013 is de vrijstelling voor het gebruik van kolen voor elektriciteitsopwekking weer afgeschaft (zie ook paragraaf 3.3.1). Het tarief is 14 euro per ton kolen sinds 1 januari 2013 en de belastingopbrengst bedraagt naar schatting 115 miljoen euro. Overigens kent de belasting op kolen ook een EU minimum van 1,35 euro per ton, maar de inzet als brandstof voor elektriciteit is vrijgesteld.³⁵ De

³⁴ Duitsland kent daarnaast een indirecte heffing in de vorm van een opslag op de elektriciteitsprijs ('EEG-Umlage'), waarmee de extra kosten van duurzame stroomopwekking worden gefinancierd. De opslag bedroeg in 2011 3,53 eurocent per kWh, en stijgt in 2012 naar 3,59 eurocent per kWh. Voor energie-intensieve bedrijven geldt een aanzienlijk lager tarief. De totale opbrengst van deze semipublieke heffing is aanzienlijk: 13 miljard euro in 2011 en ruim 14 miljard euro in 2012.

³⁵ Hiervan kan alleen omwille van milieuredenen worden afgeweken.

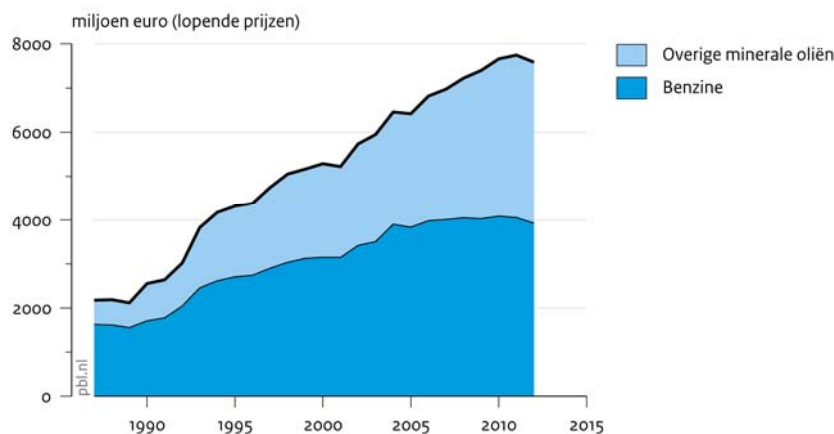
reden hiervoor is de samenloop met de CO₂-emissiehandel (regulering van CO₂ via het EU-ETS). In het Energieakkoord is onlangs afgesproken om de vrijstelling wederom in te voeren.

Opvallend is dat ook het verbruik van kolen voor ijzer- en staalproductie is vrijgesteld. Kolen worden namelijk niet alleen verbrand, maar ook verwerkt bij de productie van ruw staal ('dual gebruik'). Beide toepassingen blijven daardoor vrij van belasting. Verder geldt er wel een tarief voor het vrijkomende hoogovensgas, maar alleen bij levering aan andere producenten. Eigen verbruik van deze gassen is dus vrijgesteld. Tot slot is ook 'ander gebruik als grondstof' vrijgesteld. Het gaat hier om relatief beperkte toepassingen voor bijvoorbeeld koolstoffilters of medicijnen.

3.4 Belastingen op minerale oliën

Minerale oliën, met benzine en diesel als belangrijkste producten, worden in Nederland al sinds 1962 belast met accijns. Minerale oliën is een tamelijk diverse categorie, variërend van benzine, diesel, halfzware olie (kerosine en petroleum) en zware stookolie, tot lpg en vergelijkbare gasvormige brandstoffen.³⁶ De nadruk bij de accijnsheffing op minerale oliën ligt echter met name bij de olieproducten benzine en diesel welke worden gebruikt voor transport. De accijnsheffing op motorbrandstoffen is van oudsher een belangrijke opbrengstenbron voor de publieke middelen. In 1987 was deze accijns al goed voor zo'n 45 procent van de totale opbrengst van alle milieubelastingen. Mede door de opkomst van de reeds besproken Energiebelasting is dat percentage echter gedaald tot 40 procent in 2012.

Figuur 3.11
Opbrengst van accijns van minerale oliën



Bron: CBS, 2013

Figuur 3.11 splitst de totale accijnsopbrengsten op naar accijns geheven over benzine (autobrandstof) enerzijds en van overige minerale oliën anderzijds. Deze tweede categorie is divers naar zowel energiedrager die als grondslag dient als naar type verbruik. Als grondslag dient diesel (gasolie),

³⁶ De Belastingdienst schaaft LPG onder de minerale oliën. In dit rapport zal dat ook worden gedaan.

halfzware olie, zware stookolie, lpg en methaan. Daarbij worden verschillende typen verbruik belast, zoals voor autoverkeer, andere vervoermiddelen, stationaire motoren en verwarming. Voorheen was sprake van een duidelijke scheiding van het belasten van minerale oliën die als motorbrandstoffen dan wel verwarmingsbrandstoffen werden gebruikt, waarbij de eerste via accijnsheffing werd belast en de tweede via de Brandstoffenbelasting (BSB) en de Energiebelasting (EB). Hieraan is echter door de overheveling van de onder de BSB vallende verwarmingsbrandstoffen naar de accijns in twee stappen in 2004 en 2010 een einde gekomen.³⁷ Zowel de BSB-overheveling als de toename van het vrachtvervoer over de weg en het aantal dieselauto's in het Nederlandse personenautopark hebben bijgedragen aan het gegroeide aandeel van de accijns op overige minerale oliën in de totale accijnsopbrengst.

Tabel 3.3 Verloop totale tarieven accijns en andere heffingen op minerale oliën^{a)}

Minerale olie (euro/1000 Liter)	1996	2001	2006	2012	2013	EU min	A ratio 2013
Motorbrandstoffen voor het wegverkeer							
- benzine (euro 95)	518	605	671	730	747	359	0,52
- diesel (zwavelvrij)	310	354	366	431	440	330	0,37
- lpg (per 1000 kg)	51	120	96	168	180	125	0,14
Brandstof stationaire motoren en niet-wegverkeer							
- diesel/gasolie (rode diesel)	62	188	213	260	440	21	0,37
- halfzware olie	72	187	208	260	440	21	b)
- lpg (per 1000 kg)	30	167	192	168	180	41	0,14
Brandstof voor warmteproductie							
- huisbrandolie	72	188	210	260	440	21	0,37
- halfzware olie (petroleum)	72	187	208	260	440	0	b)
- zware stookolie (per 1000 kg)	30	31	33	34	35	15	b)
- lpg (per 1000 kg)	30	167	192	168	180	0	0,14

Noten:

a) De tarieven en A-ratio's zijn exclusief de voorraadheffing en betreffen de hoogte op 1 januari van het jaar

b) Geen gegevens beschikbaar over kale prijzen

Bronnen: Ministerie van Financiën en eigen berekeningen op basis van prijzen CBS Statline

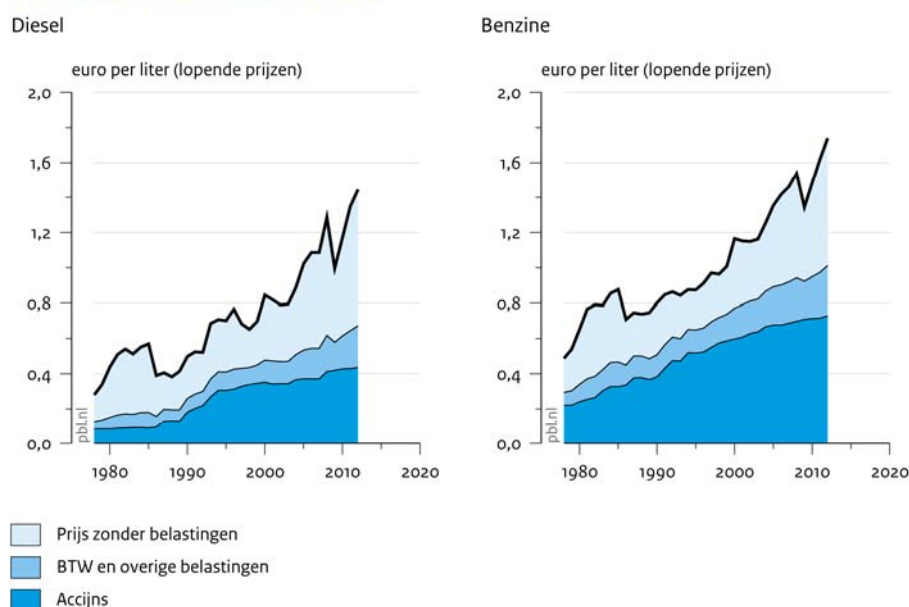
Traditioneel wordt de inzet van minerale oliën als motorbrandstof zwaarder belast dan de toepassingen voor stationaire motoren en niet-wegverkeer alsmede voor warmteproductie. Uitzondering hierop was gedurende een aantal jaren het gebruik van lpg. Dit blijkt ook uit tabel 3.3. Deze tabel geeft een overzicht van de ontwikkeling van het totaal van de tarieven op de belangrijkste producten door de jaren heen. Deze belastingdruk wordt momenteel met name door de accijns van minerale oliën verklaard. De BSB is vergeleken met de accijns altijd slechts van marginaal belang geweest bij

³⁷ Pas sinds de aanpassing in 2004 wordt de wet op accijns van minerale oliën gebruikt om het verbruik hiervan als verwarmingsbrandstof te belasten. De jure werden deze minerale oliën al sinds 1988 via de BSB belast. Door deze overgang naar dit regime werd formeel voldaan aan de vereisten als gevolg van de Europese Richtlijn voor de Energy Tax Directive uit 2003 (zie ook paragraaf 3.5).

motorbrandstoffen, maar juist wel relevant voor de als verwarmingsbrandstof ingezette minerale oliën als halfzware olie en zware stookolie bij elektriciteitsopwekking (Vollebergh 2002, 2004). De REB was initieel juist verantwoordelijk voor de relatief hoge accijnsdruk op huisbrandolie.

Voor toepassing van minerale oliën als motorbrandstof bij stationaire bronnen en niet-wegverkeer (de zogenoemde rode diesel) alsmede voor warmtetoepassing is lange tijd een *verlaagd regime* gehanteerd. Deze verlaagde accijnstarieven zijn vervallen met ingang van 1 januari 2013. Sindsdien geldt voor elk gebruik het accijnstarief van de reguliere blanke diesel. Rode diesel mag alleen nog worden gebruikt voor van accijns vrijgestelde doeleinden, met name als motorbrandstof voor de *scheepvaart*, niet zijnde de plezierscheepvaart. Uit de tabel blijkt verder dat de Nederlandse tarieven voor alle producten beduidend hoger liggen dan de in EU-verband sinds het van kracht worden van Richtlijn 2003/96/EG enigszins geharmoniseerde minimumtarieven. Voor het gebruik van zware stookolie voor verwarming geldt echter nog steeds een verlaagd tarief.

Figuur 3.12
Opbouw van motorbrandstofprijzen



Bron: IEA, 2013

Figuur 3.12 toont weer het beeld van de ontwikkelingen van de nominale prijzen en belastingen, in dit geval voor benzine en diesel in Nederland tussen 1978 en 2012. Vergeleken met aardgas en elektriciteit is sprake van een wat ander patroon. Allereerst laten de olieprijschommelingen duidelijk hun sporen na in de producentenprijzen (de prijzen zónder belastingen) met een duidelijke toename aan het einde van de periode, wanneer de olieprijs ook een duidelijke toename laat zien. Ten tweede valt op dat de prijs inclusief belastingen veel sterker dan bij gas en zelfs elektriciteit wordt bepaald door het belastingregime. De accijns van benzine en diesel bepaalt traditioneel een groot deel van de marktprijs inclusief belastingen, hoewel het verschil tussen benzine enerzijds en gas en elektriciteit anderzijds inmiddels veel minder groot is. Niettemin is de A-ratio voor benzine 0,52 tegen 0,37 voor diesel, maar

dat is zonder rekening te houden met de btw die ook nog eens over de accijns zelf wordt geheven (zie tabel 3.3).³⁸ Ten derde is sprake van een duidelijk verschil in fiscale behandeling van benzine en diesel. Diesel wordt veel lager belast omdat deze met name wordt gebruikt in de transportsector, die onderhevig is aan internationale concurrentie.³⁹ Voor personenauto's wordt de lagere dieselaccijns gecompenseerd door een brandstoftoeslag in de bpm en mrb voor dieselauto's.

Tabel 3.4 Tarieven accijnzen minerale oliën in Nederland en enkele omliggende landen in 2013^{a)}

Minerale olie (euro/1000 Liter)	België	Dene- marken	Duitsland	Verenigd Koninkrijk	Nederland	EU min
Motorbrandstoffen voor het wegverkeer ^{b)}						
- benzine (euro 95)	614	593	655	674	747	359
- diesel	428	444	470	674	440	330
- kerosine/halfzware olie	580	444	655	674	440	330
- lpg (per 1000 kg)	0	498	180	368	180	125
Brandstof stationaire motoren en niet-wegverkeer						
- diesel/gasolie ('rode diesel')	21	444	470	130	440	21
- kerosine/halfzware olie	21	444	655	120	440	21
- lpg (per 1000 kg)	41	498	180	0	180	41
Brandstof voor warmteproductie						
- diesel/gasolie	17	347	46	130	440	21
- kerosine/halfzware olie	18	347	655	0	440	0
- zware stookolie (per 1000 kg)	15	399	25	124	35	15
- lpg (per 1000 kg)	17	438	45	0	180	0

Noten:

- a) Niet in de tabel opgenomen zijn extra kortingen en vrijstellingen voor bepaalde sectoren, met name landbouw, bosbouw en visserij (in Denemarken, Duitsland en België), voor openbaar vervoer (in Denemarken, Verenigd Koninkrijk), voor bedrijven met afspraken over energiebesparing (in België) en voor 'groene' brandstoffen (in diverse landen).
- b) In een aantal landen gelden overigens verhoogde tarieven voor zwavelhoudende benzine en diesel.

Bron: EU Excise duty tables per 1/1/2013.

Hoe de Nederlandse belastingtarieven voor minerale oliën zich verhouden tot die van de omliggende EU-lidstaten blijkt uit tabel 3.4. Wat betreft benzine hanteert Nederland duidelijk de hoogste tarieven. Deze zijn bijna twee keer zo hoog als het EU minimum. Voor diesel is het beeld heel anders. Daarvoor wijken de tarieven nauwelijks van af van die in andere landen met uitzondering van het Verenigd Koninkrijk, waar geen verschil bestaat tussen de tarieven van de verschillende motorbrandstoffen. Ook bij andere toepassingen van minerale oliën dan motorbrandstof, zoals als brandstoffen voor stationaire motoren en niet-wegverkeer en als warmteproductie, zijn er interessante verschillen tussen de landen.

³⁸ Wanneer rekening wordt gehouden met accijns en btw loopt de ratio op tot 0,61 voor benzine en 0,48 voor diesel.

³⁹ Overigens kan deze sector de btw over diesel ook nog doorberekenen aan de afnemers van transportdiensten waardoor de marktprijs inclusief belasting nog lager ligt.

België past bijvoorbeeld vrijwel consequent de Europese minimumtarieven toe. Duitsland daarentegen doet dat slechts voor enkele bronnen en/of toepassingen als warmteproductie met gasolie, zware stookolie of lpg. het Verenigd Koninkrijk past het minimumtarief alleen toe voor kerosine voor warmte en lpg en Nederland alleen voor zware stookolie. Denemarken en Duitsland volgen wat de zware stookolie betreft, juist weer een tegengestelde beleidslijn met tarieven die weinig onderdoen voor die van het wegverkeer. Duitsland is hierin niet geheel consequent, want dit land hanteert wel een laag tarief voor zware stookolie en voor dieselgebruik voor warmteproductie.

Ook voor minerale oliën gelden belangrijke *vrijstellingen*. Sectoren als de scheepvaart (goederenvervoer) en de luchtvaart zijn nog steeds vrijgesteld van accijns vanwege internationale afspraken (Keen et al. 2013). Dat geldt ook voor de tegemoetkoming in de btw waarvoor voor deze sectoren een 0-tarief geldt. Tot slot zijn er tegemoetkomingen in de transportsector. Vervoerders kunnen bijvoorbeeld accijns terugvragen in België, Italië, Spanje en Slovenië.

Voor biobrandstoffen geldt slechts een zeer beperkte tegemoetkoming. Deze worden nu vrijwel volledig ingezet in het wegverkeer via bijmenging bij de fossiele brandstoffen. Het gaat (gemiddeld) nog om lage bijmengpercentages (3 á 4 procent). Dit leidt tot een iets lagere energie-inhoud van het mengsel. Omdat de accijns (per liter) hiervoor niet wordt gecorrigeerd, wordt het mengsel dus in feite *zwaarder* belast. Bij hoger (dan verplichte) bijmenging (meer dan 10 procent) wordt de accijns wel gecorrigeerd voor de lagere energie-inhoud per liter van de biobrandstof. Daardoor blijft de heffing per Gigajoule (GJ) gelijk.

3.5 Europees perspectief op milieubelastingen

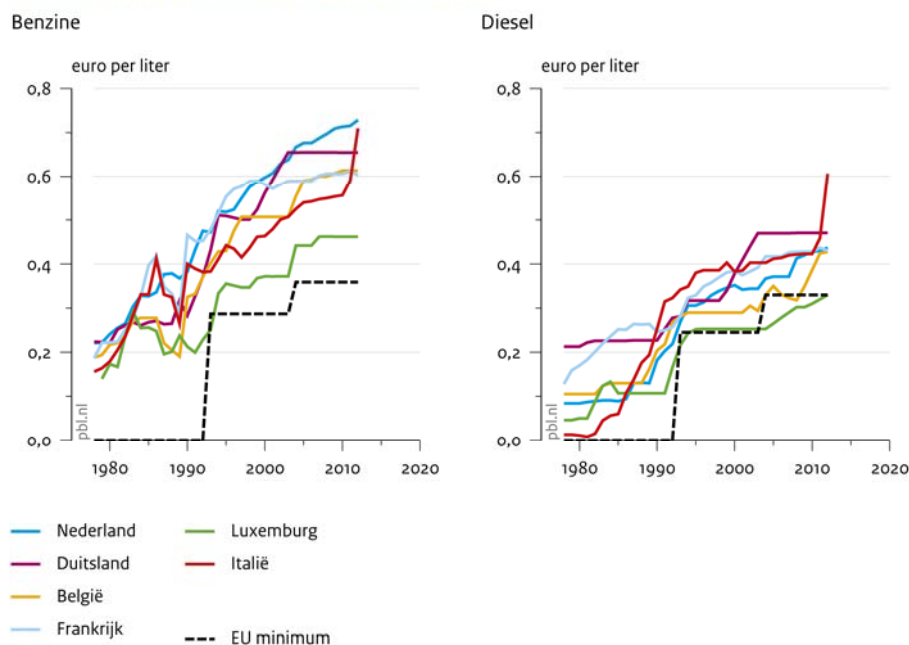
In het voorgaande kwam al terloops de rol van de Europese Unie aan de orde. Naast de accijnzen op minerale oliën en de belastingen op energieverbruik, vormen ook de met energieverbruik verband houdende emissies in vrijwel alle EU-lidstaten een belangrijk onderdeel van milieugerelateerde belastingen. Op zowat elke toepassing van energieproducten als motorbrandstof, verwarmingsbrandstof of elektriciteit is inmiddels sprake van Europese coördinatie, in de vorm van minimumtarieven, toegestane uitzonderingen en dergelijke. Er zijn verschillende redenen voor deze EU-bemoeienis:

- het risico van marktverstoringen, variërend van 'over de grens tanken' tot belastingconcurrentie in de commerciële (vracht)vervoersector;
- het Europese klimaat- en energiebeleid, waarin aan het belastinginstrument een belangrijke rol wordt toegekend;
- de behoefte aan een nieuwe, op duurzame leest geschoeide economische dynamiek, waaraan de vergroening van het belastingstelsel volgens analyses van de Europese Commissie een belangrijke bijdrage zou leveren.

Twee regelingen zijn hierbij specifiek van belang. De oudste regeling, vastgelegd in de Richtlijnen 92-81-EEG en 92-82-EEG, heeft betrekking op minimumtarieven voor minerale oliën gebruikt als motorbrandstoffen en is sinds 1993 van kracht. Na een felle discussie over harmonisatie dan wel coördinatie van de accijnzen in de EU tussen 1987 en 1992 is uiteindelijk in 1993 gekozen voor invoering van minimumtarieven voor accijnzen op benzine en diesel met een overgangsregeling voor sommige landen. Daarna zijn deze tarieven nog aangepast in de Energy Taxation Directive (zie onder) in 2003 maar sindsdien is hierin geen verandering meer aangebracht.

De discussie tussen 1987 en 1992 over harmonisatie van de Europese accijnstarieven voor benzine en diesel en de feitelijke invoering van minimumtarieven in 1993 hebben duidelijk hun sporen nagelaten. Daar waar sommige landen, zoals België en Nederland, mede vanwege internationale fiscale concurrentie slechts mondjesmaat hun tarieven hebben verhoogd, heeft het Europese regime een land als Luxemburg gedwongen de voorheen zeer lage accijnstarieven te verhogen. Dit maakte het voor de omliggende landen eveneens mogelijk de tarieven te verhogen. Dit speelt vooral bij de dieselaccijns omdat grensoverschrijdend verkeer bij uitstek gangbaar is in de transportsector, die hoofdzakelijk diesel gebruikt (Evers et al. 2004). Het is dan ook weinig verrassend dat veel EU-lidstaten hun tarief voor diesel als motorbrandstof tamelijk dicht bij het EU-minimum tarief kiezen, met het Verenigd Koninkrijk, Zweden en (zeer recent) Italië als duidelijke uitzonderingen (zie figuur 3.13).⁴⁰

Figuur 3.13
Tarieven van accijnzen op motorbrandstof in EU



Bron: IEA, 2013

De tweede relevante regeling is de eerder al genoemde Energy Taxation Directive (Richtlijn 2003/96/EG) welke in 2003 van kracht is geworden. Deze Richtlijn is een uitvloeisel van een lange discussie over de invoering van een EU-brede CO₂-belasting. Pas na tien jaar discussie en verschillende aanpassingen van het voorstel van de Europese Commissie voor een Europese hybride energiebelasting (zie COM(92)226) en COM(95)172) is deze sterk verwaterde richtlijn tot stand gekomen. Niettemin zijn toen wel voor een groot aantal energieproducten eveneens minimumtarieven afgesproken. Voor Nederland zijn onder invloed van deze richtlijn de bestaande heffingen op energiedragers geïntegreerd tot de

⁴⁰ Overigens wordt hierbij dieselaccijns voor transporteurs teruggesluisd in een aantal landen, waaronder Italië. Op die manier wordt dieselaccijns gedifferentieerd naar toepassing.

Energiebelasting. Sindsdien zijn de minimumtarieven niet meer aangepast door de EU en ook hier geldt dat recente pogingen tot aanpassing niet erg succesvol zijn geweest.

In 2011 heeft de Commissie een nieuw, veel breder voorstel voor herziening van de Energy Taxation Directive ingediend (COM (2011) 168/3). De kern ervan volgt het oude voorstel uit 1992 voor een EU-brede CO₂-heffing. Voorgesteld wordt de minimumtarieven voor energiebelastingen te splitsten in een CO₂-gerelateerd deel en een energiegerelateerd deel waarmee de Commissie de regulerende werking van energiebelastingen – ten gunste van CO₂-arme energiebronnen enerzijds en ten gunste van energie-efficiëntie anderzijds – op een meer consistente, technologie-neutrale wijze vormgeeft.

De bedoeling is de nieuwe CO₂-heffing op te leggen aan alle CO₂-emittenten, behalve bedrijven die deelnemen aan het Europese emissiehandelsstelsel (ETS), en het (minimum)tarief ervan af te stemmen op de CO₂-prijs die tot stand komt in dit ETS.⁴¹ Zo ontstaat een belastingvoordeel voor CO₂-neutrale en CO₂-arme energiebronnen, en wordt tevens een level playing field gecreëerd tussen bedrijven binnen en buiten het ETS. Voor het energiegerelateerde deel ('general energy consumption taxation') stelt de Commissie twee minimumtarieven voor, beide op basis van energie-inhoud: een tarief voor motorbrandstoffen in het wegverkeer, geënt op het huidige minimumtarief voor benzine, en een tarief voor alle overige energiedragers en toepassingen, geënt op het huidige minimumtarief voor elektriciteit (zakelijk gebruik). De voorgestelde systematiek impliceert voor een aantal energiedragers een hogere minimum belastingdruk en voor andere een lagere. De Commissie becijfert dat er, na een overgangperiode, in de EU als geheel 20 miljard euro extra belastingopbrengst zal worden gegenereerd (respectievelijk 40 miljard euro als de lidstaten de nieuwe CO₂-heffing introduceren bovenop hun huidige energiebelastingen).⁴² De Commissie suggereert deze additionele opbrengst te compenseren door verlaging van belastingen op arbeid (zoals werkgeverslasten) of in te zetten voor beperking van begrotingstekorten dan wel ongewenste inkomensgevolgen.

Het minimumtarief voor diesel, lpg en andere motorbrandstoffen wordt in het voorstel stapsgewijs opgehoogd tot het niveau van benzine. Omdat diesel een hogere energie- en koolstofinhoud kent dan benzine, komt het minimumtarief voor diesel op termijn zelfs hoger te liggen dan het tarief voor benzine. Het staat lidstaten vrij om hogere accijnzen te heffen op brandstoffen (zoals nu al veelvuldig gebeurt), maar voorwaarde is dan wel dat dezelfde tariefstructuur wordt gehanteerd: de CO₂-component en de energiecomponent moet voor alle motorbrandstoffen gelijk zijn. Dit betekent dat de accijns op diesel hoger zou komen te liggen dan de accijns op benzine. Lidstaten zouden de accijns op diesel dus moeten verhogen en/of de accijns op benzine moeten verlagen. De accijns op lpg moet ook fors omhoog. Het voorstel voorziet in een ruime overgangperiode: het nieuwe regime zou in 2023 volledig van kracht moeten worden. Ook dit voorstel is tot op heden niet geïmplementeerd. De onderhandelingen over het voorstel lopen nog.

⁴¹ Dit afstemmingsmechanisme moet nog verder worden uitgewerkt. Als start wordt 20 euro per ton CO₂ voorgesteld, maar dat is ver boven de huidige prijs van ETS rechten die ligt rond de 5 euro.

⁴² Lidstaten met huidige belastingtarieven bóven de nieuwe minimumniveaus kunnen natuurlijk ook kiezen voor een budgetneutraal scenario. De effecten van zo'n invulling in Nederland zijn verkend door het Centrum voor Energiebesparing en Ecofys (CE 2011).

3.6 Conclusies

Milieubelastingen hebben in Nederland een aandeel van ongeveer 11 procent in de totale belastingopbrengsten. Dat is fors in vergelijking met andere landen. Grote schommelingen doen zich hier niet in voor. Wel was de langetermijntrend in Nederland lang opwaarts, terwijl dit voor de meeste omringende landen niet het geval was. Dominant zijn traditioneel belastingen op verkeer en vervoer, maar Nederland onderscheidde zich lang van andere OESO-landen door het invoeren en uitbouwen van een brede belasting op energie, met name op het (binnenlands) verbruik van elektriciteit en aardgas. De belastingopbrengsten op verkeer en vervoer zijn in de loop der jaren in absolute zin lang toegenomen, maar als percentage van het bbp juist gedaald. Deze ontwikkeling werd wel meer dan gecompenseerd door de groei in de opbrengsten van de Energiebelasting. Aangezien over de afname van al deze producten ook nog btw is verschuldigd, is de totale opbrengst van milieubelastingen zonder meer groot.⁴³

Verder maakt het voorgaande duidelijk dat in beginsel veel relevante op fossiele brandstoffen gebaseerde energieproducten in Nederland direct dan wel indirect worden belast. Nederland heeft er al lang geleden voor gekozen om belasting te heffen op alle energieverbruik afkomstig van fossiele brandstoffen en dan met name op het eindgebruik (Vollebergh 2004). Daarbij is geleidelijk de belastinggrondslag op energieproducten verbreed na de invoering van de BSB en later de REB. Hierdoor werd met name aardgasgebruik voor verwarming belast alsmede het elektriciteitsverbruik. Het gebruik van minerale oliën wordt al heel lang belast via met name de brandstofaccijnzen, terwijl ook hier de BSB de toepassing van het verbruik als verwarmingsbrandstof binnen het heffingsbereik bracht. Het niet-fossiele brandstofverbruik, zoals onder andere bij elektriciteitsopwekking via zonne- of windenergie, bleef weliswaar in eerste instantie buiten beide heffingen, maar deze vrijstelling is vanwege wegleffecten naar het buitenland geleidelijk beëindigd.⁴⁴ Opvallend is verder dat niet alle belastingplichtigen op gelijke wijze aan de heffingen onderhevig zijn.

De huidige structuur van milieubelastingen is overigens niet alleen het gevolg van bewuste politiek. Zo was de BSB oorspronkelijk ingevoerd ter compensatie van de afschaffing van opbrengst genererende (kleine) milieuheffingen (Vermeend & Van der Vaart 1997). De als regulerend bedoelde REB heeft de facto slechts elektriciteitsverbruik toegevoegd aan de energiebelastinggrondslag en dan nog in eerste instantie alleen voor kleinverbruikers. Haar bijdrage was vooral gelegen in de verhoging van de tarieven voor elektriciteit en energieverbruik (aardgas en minerale oliën) voor verwarmingsdoeleinden bij met name huishoudens en later ook bij grotere bedrijven. Niettemin is de reikwijdte van beide energiebelastingen nog steeds tamelijk uniek in de wereld. Nederland kent een verhoudingsgewijze brede grondslag en slechts weinig landen belasten bijvoorbeeld kolenverbruik expliciet terwijl in veel landen elektriciteit onbelast is (OECD 2013).

Qua tariefstelling behoort Nederland tot de internationale top, zeker bij het eindverbruik van gas, elektriciteit en minerale oliën door huishoudens. Daarbij lopen met name de producten die blootstaan

⁴³ Btw-verhogingen (die ook geheven worden over accijns en de energiebelasting) werken met name door in de netto prijs van consumentenproducten en versterken diens gevolg relatieve prijsaanpassingen aan accijns onderworpen producten ten opzichte van producten die hiervan zijn vrijgesteld.

⁴⁴ Overigens is nog wel lange tijd sprake geweest van een heffing op uranium. Deze is echter in het kader van de overgang van een input- op een outputheffing bij elektriciteitsproductie afgeschaft. Verder was de keuze voor een brede grondslag bij de BSB simpelweg ingegeven door het feit dat hierdoor het tarief laag kon blijven (zie ook Vermeend & Van der Vaart 1997).

aan internationale concurrentie, zoals diesilverbruik en, in mindere mate, benzine, wel aardig in de pas met de omliggende landen. Daarnaast is de unieke degressieve structuur in de energiebelasting verantwoordelijk voor een relatief lage tariefstelling voor grootverbruikers van gas en elektriciteit. Vanuit milieuoogpunt is overigens een belangrijk argument voor deze lagere tarieven dat voor (een deel van) deze bedrijven een alternatief reguleringsinstrument is geïntroduceerd in de vorm van het Europese CO₂-emissiehandelsstelsel (ETS). Alvorens deze grondslag- en tariefkeuze vanuit milieuoogpunt te beoordelen wordt in het volgende hoofdstuk eerst meer expliciet de relatie met emissies geanalyseerd.

4. Energieverbruik en emissies in relatie tot de energiebelastingstructuur

Eerder is aangegeven dat voor een evaluatie van de mogelijkheden voor milieubelastinghervorming het van belang is om een goed inzicht te krijgen in de relatie tussen de bestaande energiebelastingstructuur en de emissies die daarbij in het geding zijn. Om uiteindelijk te kunnen beoordelen in hoeverre de keuze van huidige grondslagentarieven en vrijstellingen bijdragen aan een effectief en efficiënt belastingstelsel in Nederland, is een grondig inzicht in de (ontwikkeling van) grondslagen en de daarmee samenhangende emissies noodzakelijk. Pas dan is het mogelijk om na te gaan welke bijdrage de huidige vormgeving van de milieubelastingen precies levert en of hierin verbeteringen denkbaar zijn. Zoals steeds in deze studie, ligt hierbij de focus op de relatie tussen de klimaat- én luchtverontreinigende (LUVO) emissies die gepaard gaan met de belaste energieproducten.

Als eerste stap geven we in dit hoofdstuk daarom kort de kenmerken weer van de Nederlandse energiehuishouding en vervolgens de daaraan gekoppelde langetermijnontwikkelingen in de emissies naar de lucht. Tot slot schetsen we in paragraaf 4.3 hoe uiteindelijk de *huidige* emissies kunnen worden gekoppeld aan de belaste energieproducten, te weten aardgas, elektriciteit, kolen en minerale oliën, en de verschillende gebruikers die daarbij in het geding zijn. Uit deze analyse volgen dan de emissiefactoren die in deze studie worden gebruikt om uiteindelijk de milieubaardering te kunnen koppelen aan de gekozen milieubelastingstructuur in Nederland.

4.1 Energieverbruik in Nederland

4.1.1 Algemene kenmerken energieverbruik

Energieverbruik, en het verbruik van fossiele brandstoffen in het bijzonder, kent vele verschijningsvormen. Energie is immers geen homogeen goed. De belangrijkste verbruikscategorieën in het kader van het energie- en milieubeleid zijn (PBL 2012a: 30-32):

- brandstof voor het genereren van warmte of kracht in industriële processen (zware stookolie, gas, kolen, elektriciteit) of huishoudens (verwarming), die ook wel als verwarmingsbrandstoffen worden aangeduid;
- elektriciteit (en de brandstofinzet ten behoeve van de productie hiervan);
- motorbrandstoffen (benzine, diesel, lpg en zelfs aardgas en elektriciteit) ten behoeve van verkeer en vervoer;
- grondstof ten behoeve van bijvoorbeeld productie staal of chemische producten, ook wel niet-energetisch gebruik of 'feedstock' genoemd.

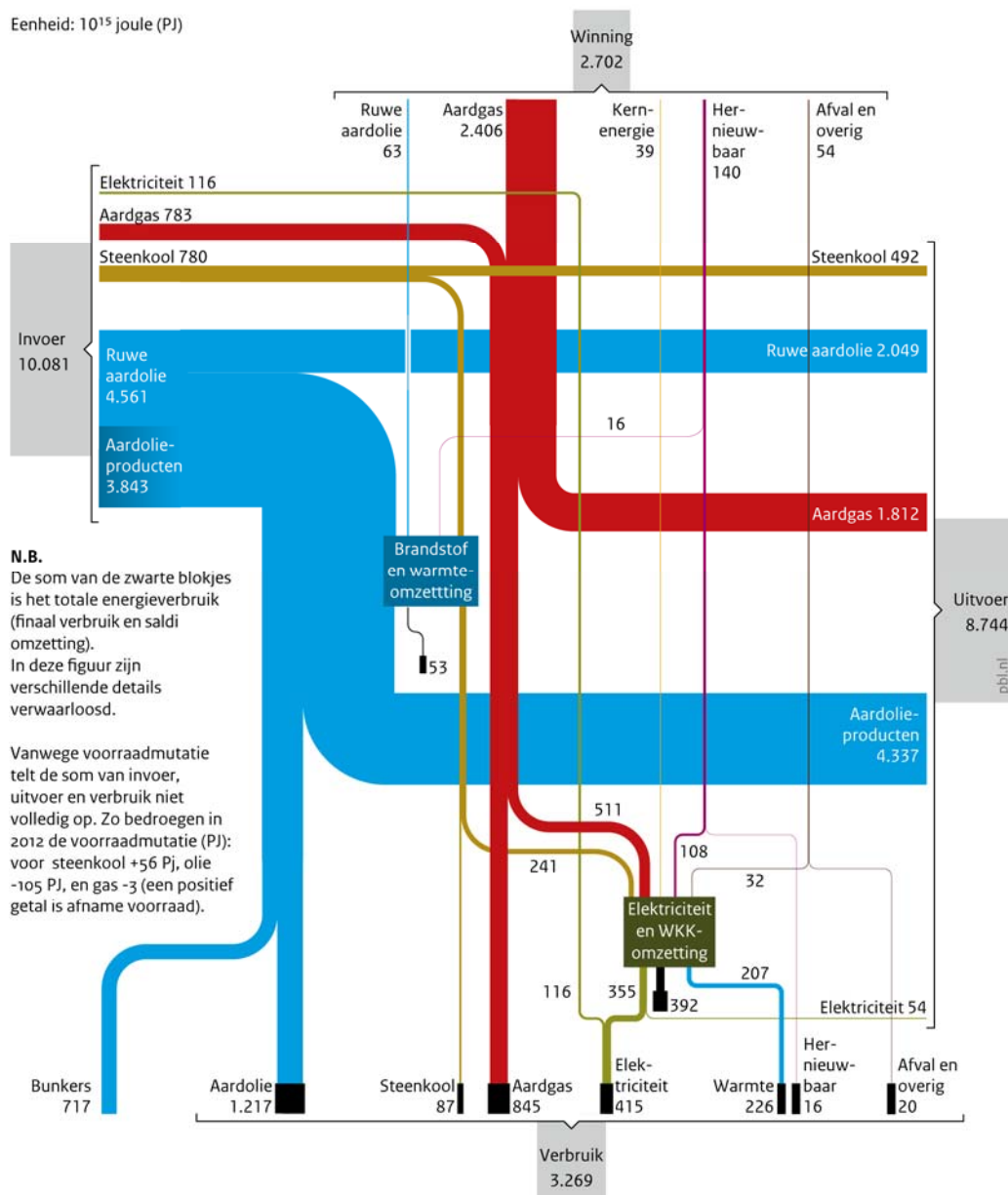
Overigens komt uiteindelijk de als grondstof gebruikte energie ook weer vrij als afval uit de productie- en consumptieketen. Daar kan deze dan worden gebruikt, zoals in verbrandingsovens. Dit wordt ook wel 'nuttige toepassing' genoemd.

Voordat energie in de vorm van specifieke fossiele brandstoffen wordt verbruikt door industrie of huishoudens, heeft deze vaak al een hele productieketen doorlopen (vergelijk PBL 2012a: 31). In het geval van fossiele brandstoffen start deze keten bij de winning van ruwe brandstof (ruwe olie, kolen en

gas) en loopt deze vervolgens via een eventuele tussenbewerking, zoals raffinage, naar de distributie van eindproducten voor bedrijven en huishoudens. De energieproductiesector, waaronder raffinaderijen en gas- en elektriciteitsproducenten, zet primaire fossiele brandstof om in secundaire (fossiele) brandstoffen en elektriciteit. Deze sector bevindt zich derhalve 'stroomopwaarts' in het systeem. Daarbij wordt ook gebruik gemaakt van de opwekking van kracht of warmte via installaties met WKK.

Figuur 4.1
Binnenlands energieverbruik in Nederland, 2012

Eenheid: 10¹⁵ joule (PJ)



Bron: CBS

In de productieketen worden vervolgens de afgeleide producten, inclusief elektriciteit en warmte, geconsumeerd door de zogenaamde 'stroomafwaarts' gelegen sectoren als glastuinbouw, papierproductie, transport en de bouw. Daarnaast wordt geleverd aan huishoudens. Ook deze stroomafwaarts gelegen sectoren en huishoudens maken daarbij soms gebruik van WKK.

Zoals bekend is de Nederlandse economie relatief energie-intensief. Het stroomschema energie in figuur 4.1 geeft een grafische voorstelling van de winning, invoer, uitvoer, bunkers en verbruik van de energiedragers ruwe aardolie, aardgas, steenkool, hernieuwbare energie, kernenergie, warmte en afval en andere energiedragers in Nederland in 2012. Uit het stroomschema blijkt dat het verbruik tamelijk beperkt is ten opzichte van zeer grote doorvoer (66 procent) van met name olie (ruwe olie en olieproducten). Raffinaderijen produceren vooral voor de export en voor bunkers (brandstof die de internationale scheep- en luchtvaart in Nederland koopt). Slechts een relatief klein deel (13 procent) van de olieproducten (benzine, diesel, nafta, stookolie) is uiteindelijk bestemd voor de Nederlandse transportsector en industrie. Verder wint (78 procent) en importeert (22 procent) Nederland veel aardgas waarvan ongeveer de helft (weer) bestemd is voor de export. Tot slot wordt de energiedrager kolen vooral omgezet in elektriciteit. Van alle ingevoerde en gewonnen energie wordt uiteindelijk ongeveer 27 procent in Nederland gebruikt terwijl de rest wordt uitgevoerd.

Tabel 4.1 Beknopte weergave van de Nederlandse Energiehuishouding in 2012 in Petajoule

Energiegebruik	Petajoule	Percentage
Totaal energiegebruik	3269	100
Verlies productie (voornamelijk elektriciteit)	445	14
Gebruik als grondstof	672	21
Eindverbruiker	2152	66
Energie voor eindverbruiker	2152	100
Warmte	1257	58
Elektriciteit	415	19
Verkeer en vervoer (excl. schepen continentaal plat)	480	22
Brandstofinzet	3269	100
Aardgas	1373	42
Aardolie	1258	38
Steenkool	344	11
Kernenergie/hernieuwbaar/afval	256	8
Importsaldo (Electriciteit)	39	1

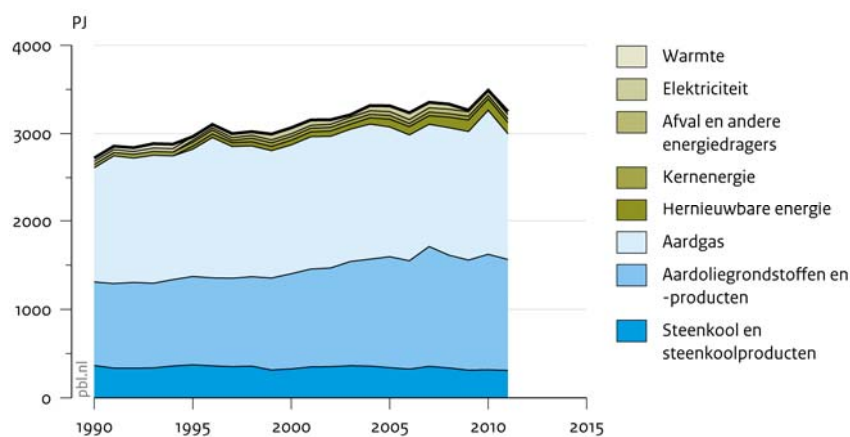
Bron: CBS 2013

Tabel 4.1 geeft de Nederlandse Energiehuishouding in tabelvorm weer, rekening houdend met grondstofverbruik en omzettingsverliezen. Van het totale verbruik van energiedragers in Nederland

werd in 2011 circa een vijfde gebruikt als grondstof (20 procent) en gaat ongeveer een zevende verloren bij de productie van energie (14 procent). Van de overblijvende 2.152 Petajoule (PJ) wordt meer dan de helft (58 procent) gebruikt voor warmteproductie. Elektriciteit (19 procent), en verkeer en vervoer (22 procent) gebruiken elk minder dan een kwart van de beschikbare energie. De tabel laat ook nog zien dat aardgas de voornaamste energieleverancier is (42 procent), gevolgd door aardolie (38 procent) en steenkool (11 procent). Het overige (8 procent) is afkomstig van kernenergie, hernieuwbare energiebronnen en het gebruik van afval. Het invoersaldo van elektriciteit (ongeveer 1 procent) completeert het schema. De eigen winning van energie is 2.707 Petajoule, terwijl 1.185 Petajoule netto wordt geïmporteerd, waarvan 774 Petajoule weer gebruikt wordt als bunkerbrandstof voor de lucht- en scheepvaart.

In vergelijking met de omringende West-Europese landen is het totale finale energieverbruik per persoon (165 GJ per persoon in 2011) relatief hoog (Eurostat 2013). Binnen de EU is het energieverbruik per persoon alleen hoger in België en in de Scandinavische landen. Voor Nederland geldt dat een vrij groot gedeelte van het finale energiegebruik (21 procent) voor niet-energetische toepassingen (zoals voor de productie van plastics) wordt gebruikt. Tevens nam het energieverbruik per persoon in het afgelopen decennium minder snel af (met 0,5 procent per jaar) dan in de meeste andere West-Europese landen (-1,1 procent per jaar). Als de verandering in het energieverbruik wordt afgezet tegen de omvang van de economie (4,6 MJ per euro tegen de buurlanden 4,3 MJ per euro), kent Nederland een, voor de EU relatief gemiddelde, daling van het verbruik per euro (-3,2 procent per jaar).

Figuur 4.2
Energieverbruik per energiedrager



Bron: CBS, 2012.

Uit figuur 4.2 blijkt dat gedurende lange tijd het energieverbruik in Nederland is toegenomen, maar dat hier recent onder invloed van de economische crisis in ieder geval tijdelijk een ommekeer valt waar te nemen. Qua samenstelling valt op dat het kolenaandeel is teruggelopen in de tijd en dat met name het aandeel op aardolie gebaseerde producten in veel minder mate bijdraagt aan het totale verbruik. Het elektriciteitsverbruik in deze figuur heeft geen betrekking op het totale finale verbruik, maar omvat alleen het invoersaldo. Hierna bespreken we kort de inzet van deze energiedragers in relatie tot de

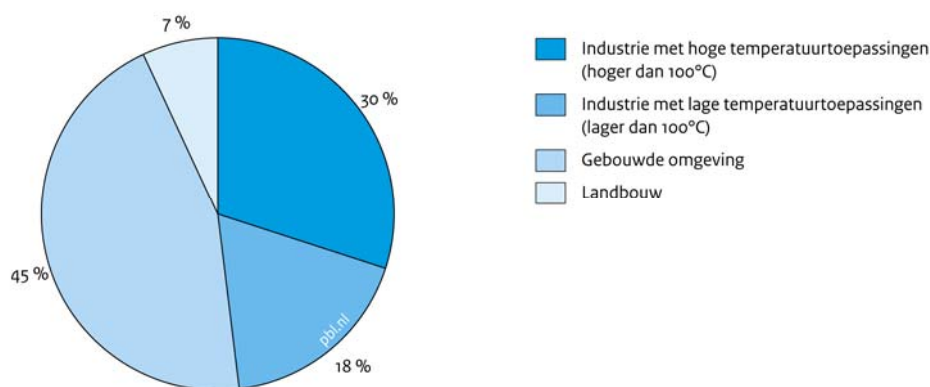
belangrijkste eerder al genoemde energieverbruikstoepassingen. Hierdoor ontstaat een beter inzicht in de aangrijpingspunten van de (mogelijke) grondslag van de milieubelastingen op energieproducten.

4.1.2 Belangrijkste verbruikstoepassingen

Warmte

Van het primaire energieverbruik in Nederland werd 1.189 Petajoule (37 procent) gebruikt voor de warmtevoorziening in 2011 (zie figuur 4.3). Hiervan gaat 30 procent naar de industrie voor hogetemperatuurtoepassingen (boven de 100 graden Celsius), 18 procent naar de industrie voor lagetemperatuurtoepassingen (onder de 100 graden Celsius), 45 procent naar de gebouwde omgeving en 7 procent naar de landbouw (vooral glastuinbouw).⁴⁵ Een traditionele manier om warmte op te wekken, is het verbranden van aardgas in een CV-ketel in woningen of in grotere collectieve ketels voor blok-, wijk- of stadverwarming.

Figuur 4.3
Warmtegebruik, 2011



Bron: CBS, 2013

De meeste warmte ontstaat door aardgas te verbranden. Huishoudens verbruiken het grootste deel van het aardgas, zo'n 35 procent. In kantoren, winkels en openbare gebouwen wordt nog eens 24 procent verbruikt. Bijna eenzelfde hoeveelheid gaat naar de industrie. Het verbruik in de land- en tuinbouw en het aardgasverbruik voor niet-energetische doeleinden hebben beide een aandeel van ongeveer 9 procent. Tot slot wordt er nog aardgas verbruikt voor transport, maar het aandeel daarvan is met zo'n 0,04 procent in 2011 verwaarloosbaar.

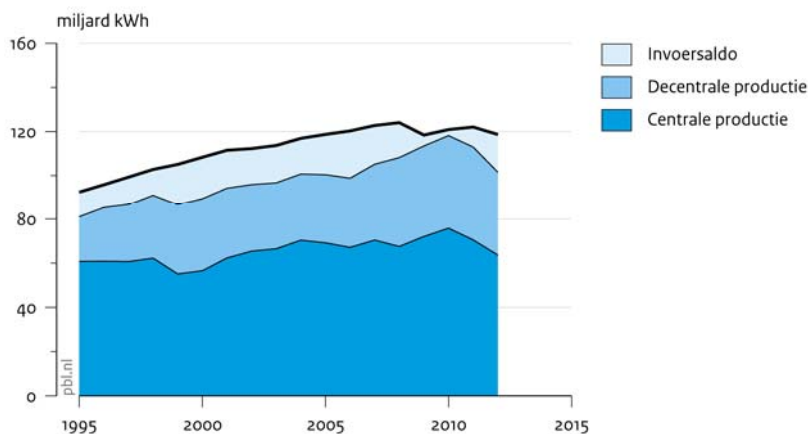
⁴⁵ Overigens wordt ook koude opgewekt in verband met koeling. Een gebruikelijke manier om koude op te wekken is via elektrisch aangedreven airco's in individuele woningen of grotere utiliteitsgebouwen als kantoren, ziekenhuizen, winkels, scholen enzovoort.

Daarnaast wordt er voor een klein deel van de ruimteverwarming gebruik gemaakt van houtkachels, warmtepompen en aardwarmte (geothermie).⁴⁶ Op dit moment is de bijdrage van deze CO₂-arme alternatieven aan de totale warmtevraag minder dan 2 procent. Verder wordt voor het opwekken van warmte gebruik gemaakt van de energie van de zon die gebouwen verwarmt of die met behulp van zonnecollectoren wordt opgevangen. Gebruik van deze hernieuwbare stromingsbronnen voor warmteproductie is praktisch CO₂-vrij. Dat geldt ook voor de niet in de statistieken tot uitdrukking komende passieve zonne-energie. Bij energieopwekking met fossiele brandstoffen komt veel 'restwarmte' vrij die vaak niet wordt benut. Benutting van die restwarmte verlaagt het energiegebruik en de CO₂-emissie.

Elektriciteit

Naast warmte wordt er ook op grote schaal elektriciteit geconsumeerd en dus geproduceerd. Elektriciteit wordt in Nederland voor het grootste deel opgewekt in elektriciteitscentrales met behulp van aardgas en steenkool, maar een deel ervan ook met kernenergie en biomassa. Centrale productie van elektriciteit betreft de productie van elektriciteit door thermische of nucleaire centrales die regulier leveren aan het landelijke hoogspanningsnet.⁴⁷ Alle overige elektriciteitsproductie betreft decentrale productie, dat wil zeggen de productie door thermische installaties die leveren aan een bedrijfsnetwerk of aan het openbare midden- of laagspanningsnet (lager dan 110 kilovolt), plus alle productie van elektriciteit uit windenergie, waterkracht en zonne-energie. In 2010 kwam bijna twee derde deel van de elektriciteitsproductie uit elektriciteitscentrales (zie figuur 4.4).

Figuur 4.4
Aanbod van elektriciteit



Bron: CBS, 2013.

⁴⁶ Warmtepompen zijn meestal reversibel, waardoor ze ook kunnen worden ingezet voor koeling. Ze maken meestal gebruik van aardwarmte. Bij deze manier van koeling is het energiegebruik en de CO₂-emissie veel lager dan koeling via airco's.

⁴⁷ Het landelijke hoogspanningsnet wordt beheerd door TenneT en bestaat uit de netten met een spanning van 110 kilovolt en hoger.

Uit de figuur blijkt dat eveneens een aanzienlijk deel wordt geproduceerd via gelijktijdige opwekking bij warmteproductie oftewel via co-generatie (WKK). Dat zijn met name WKK-installaties op aardgas in de industrie en de glastuinbouw en de gezondheidszorg, maar ook installaties voor het benutten van hernieuwbare energie, zoals wind en biomassa, vallen hieronder.

Elektriciteit wordt ook geïmporteerd uit en geëxporteerd naar Duitsland, België, Noorwegen en het Verenigd Koninkrijk. De import van elektriciteit is al jaren groter dan de export (zie figuur 4.4). Hoewel het verschil sinds 2005 wel kleiner werd, lijkt aan deze trend inmiddels een einde gekomen. Het importsaldo is in de periode 2009-2011 met circa 70 procent afgenomen ten opzichte van het jaar 2000, maar is het afgelopen jaar weer fors gegroeid, met name door extra import vanuit Duitsland.

Tabel 4.2 geeft een overzicht van de belangrijkste kenmerken van de 72 elektriciteitscentrales die in 2011 de centrale elektriciteitsproductie in Nederland verzorgen. De elektriciteit wordt voor het grootste deel opgewekt met behulp van aardgas en steenkool, maar deels ook met behulp van kernenergie en biomassa. De tabel maakt ook duidelijk welke rendementen verliezen daarbij worden geleden. De waarde van de hoeveelheid energie die de centrales in gaat bedraagt 529 Petajoule (PJ), terwijl slechts voor 240 Petajoule aan elektriciteit wordt opgewekt. Dat is een rendement van niet meer dan 45 procent. Door co-generatie valt dat rendement gemiddeld wel 8 procent hoger uit. Dit hogere rendement ontstaat met name door co-generatie bij de inzet van aardgas en in mindere mate biomassa en kolen.

Tabel 4.2 Inzet energiedragers voor centrale elektriciteitsproductie in 2011 (in Petajoule)¹⁾

Energiedrager	Input	Output (alleen elektriciteit)	Rendement elektriciteit	Output (warmte en elektriciteit)	Rendement totaal
Aardgas	278	139	50%	173	62%
Steenkool	182	75	41%	78	43%
Kernenergie	40	15	37%	15	37%
Biomassa	28	11	40%	12	44%
Totaal	529	240	45%	278	53%

Noot:

1) Gegevens betreffen vooral grote centrales voor elektriciteitsproductie. Daarvan hebben de meeste kolencentrales geen WKK, maar de centrales op aardgas produceren wel warmte.

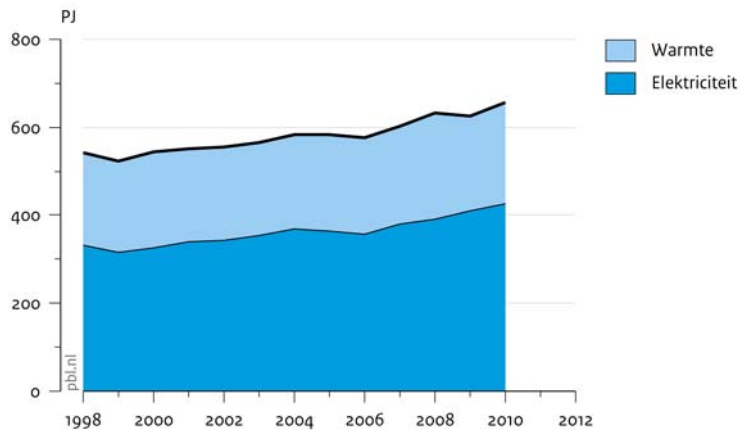
Bron: persoonlijke mededeling K. Peek (RIVM) 2013.

De warmteproductie via co-generatie vindt niet alleen plaats bij de centrales, maar ook bij de decentrale opwekking. De totale productie van de gelijktijdig geproduceerde elektriciteit en warmte vertoont een continu stijgende trend in Nederland zoals blijkt uit figuur 4.5. Het volume hiervan is sinds 1998 met 21 procent gestegen, maar daalt langzaam als aandeel van de bruto elektriciteitsproductie. Was dit aandeel in 2000 nog circa 68 procent, in 2010 is het gedaald tot 55 procent.

Het opgestelde *elektrisch warmtekrachtvermogen* bleef na een forse groei in de jaren tachtig en negentig van de vorige eeuw tot 2003 constant. Tussen 2004 en 2008 nam dit WKK-vermogen weer toe met gemiddeld 6 procent per jaar. Het ging in die periode vooral om een toename in het decentrale vermogen, met name via de inzet van meer gasmotoren in de glastuinbouw. Het aandeel van de land- en tuinbouw in het opgesteld WKK vermogen steeg van 11 procent van het totaal in 2000 naar 25

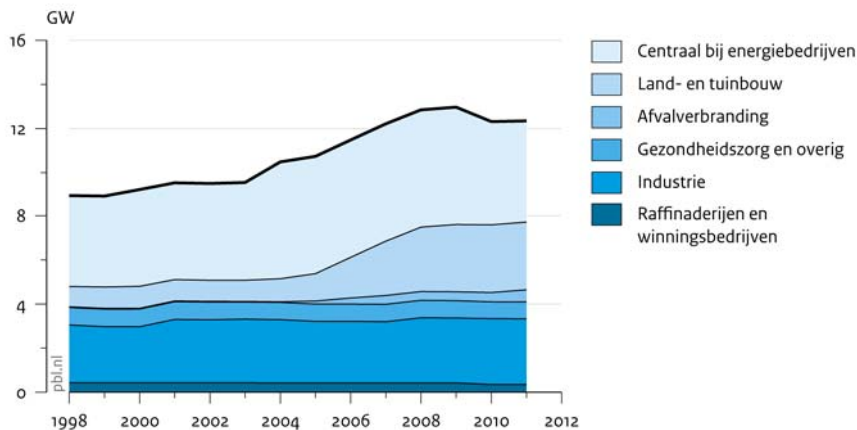
procent in 2011. Het centraal opgesteld vermogen bij elektriciteitscentrales daalde juist van 48 procent in 2000 naar 25 procent.⁴⁸ Inmiddels bedraagt het totaal opgestelde vermogen 12,3 Gigawatt in 2011 (zie figuur 4.6).

Figuur 4.5
Bruto elektriciteitsproductie uit energiedragers



Bron: CBS, 2012

Figuur 4.6
Warmtekrachtvermogen



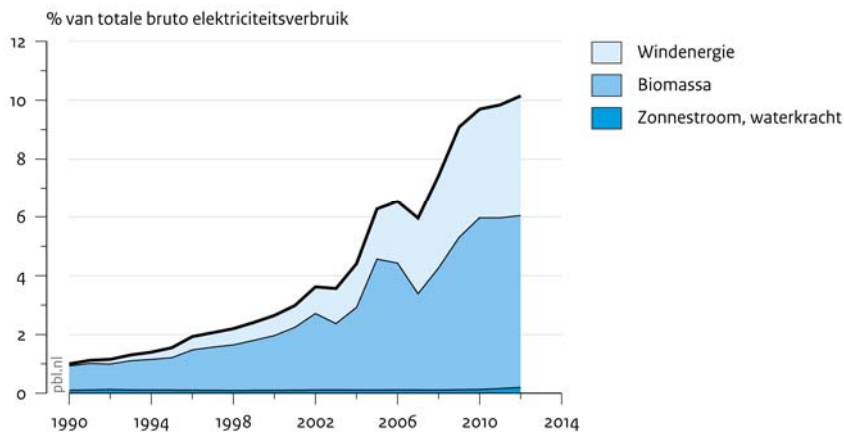
Bron: CBS, 2013

De productie van *hernieuwbare elektriciteit* is al jaren bezig met een opmars en is sterk gestegen in het laatste decennium (zie figuur 4.7). In 2012 bedroeg de totale productie 12,2 miljard kilowattuur oftewel 10 procent van het totale elektriciteitsverbruik in Nederland. Met name elektriciteitsproductie uit wind is toegenomen alsmede biomassa, afgezien van een forse terugval rond 2006. Sinds het jaar 2000 is het

⁴⁸ De relatief grootste groei is afkomstig van de afvalverbrandingsinstallaties waar het aandeel is gegroeid van 0,4 procent in 2000 naar 4 procent in 2011.

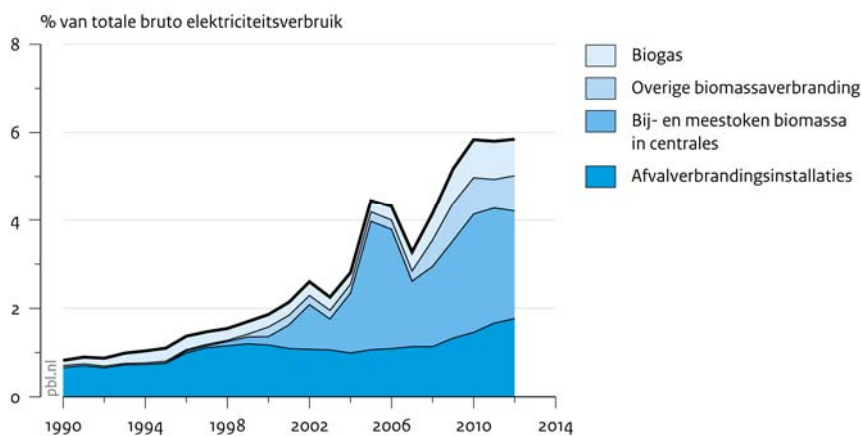
aandeel windenergie in de hernieuwbare elektriciteitsproductie toegenomen van 26 procent naar 40 procent in 2012. De laatste jaren begint windenergie op zee ook een significante bijdrage te leveren. Het aandeel hiervan steeg van circa 10 procent van de elektriciteit uit wind in 2007 tot 16 procent in 2012.

Figuur 4.7
Productie hernieuwbare elektriciteit



Bron: CBS, 2013

Figuur 4.8
Productie hernieuwbare elektriciteit uit biomassa



Bron: CBS, 2013

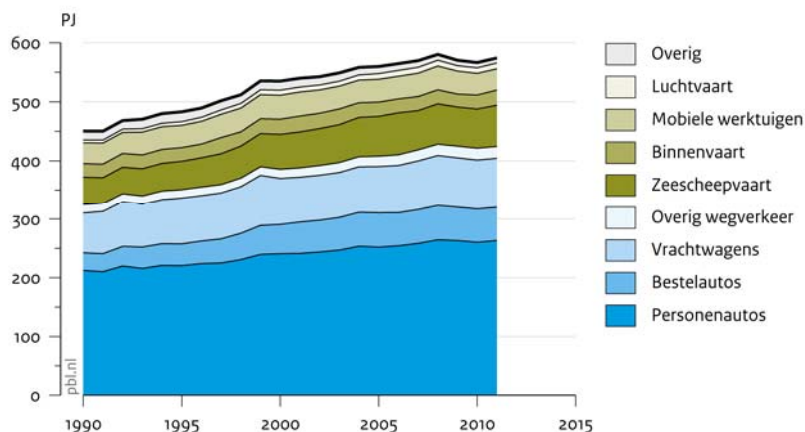
Elektriciteitsproductie uit biomassa is een verzamelnaam voor diverse soorten elektriciteitsopwekking (zie figuur 4.8). Tot 1998 betrof dit voornamelijk de productie in afvalverbrandingsinstallaties, maar in 2012 was het aandeel hiervan afgenomen tot 30 procent. Sinds 1998 werd namelijk het bijstoken van biomassa in centrales populair waardoor dit aandeel in korte tijd toenam van 10 procent in 2000 naar 65 procent in 2005. Inmiddels is het weer afgenomen tot 45 procent in 2011. Verder is het aandeel van biogas grosso modo constant gebleven op ongeveer 15 procent. Daarbij vond wel een grote verschuiving

plaats in de herkomst van het biogas. In 2000 was 95 procent van het biogas afkomstig van stortplaatsen en rioolzuiveringsinstallaties, maar in 2012 was dat nog maar 25 procent. De reden hiervoor is dat het aantal stortplaatsen verder is afgenomen terwijl de productie van biogas op landbouwbedrijven flink is toegenomen.

Energieverbruik voor transport

Het verkeer en vervoer in Nederland verbruikt voornamelijk aardolieproducten, al dan niet met bijgemengde biobrandstoffen. In 2011 werd in totaal 574 Petajoule aan aardolieproducten en biobrandstoffen verbruikt (inclusief 74 Petajoule van zeeschepen en visserij op het Nederlands deel van het continentaal plat), waarvan 13 Petajoule (ongeveer 2¼ procent van het totaal) afkomstig is uit biobrandstoffen en de resterende 561 Petajoule uit aardolieproducten. Het energieverbruik binnen de doelgroep verkeer en vervoer, inclusief visserij en mobiele werktuigen, is tussen 1990 en 2008 met ongeveer een kwart toegenomen (zie figuur 4.9).⁴⁹ Door de economische crisis daalde het energieverbruik met 2,4 procent (14 Petajoule) tussen 2008 en 2010, maar 2011 liet weer een opleving zien (+1,4 procent, hetgeen overeenkomt met 8 Petajoule).

Figuur 4.9
Verbruik aardolieproducten en biobrandstoffen door verkeer en vervoer



Bron: CBS, 2013

Het merendeel van het energieverbruik vindt plaats in het wegverkeer: in 2011 zo'n 74 procent (424 Petajoule) van het totaal. Binnen het wegverkeer hebben personenauto's het grootste aandeel (263 Petajoule), gevolgd door vrachtauto's (84 Petajoule) en bestelauto's (57 Petajoule). Motorfietsen, bromfietsen, autobussen en speciale voertuigen (vuilniswagens en dergelijke) waren gezamenlijk goed voor 20 Petajoule. Buiten het wegverkeer is de zeescheepvaart de belangrijkste bron van energieverbruik. In 2011 was de zeescheepvaart op Nederlands grondgebied, inclusief het Nederlandse

⁴⁹ Overigens worden de bijdragen van zeevaart en visserij op het Nederlands continentaal plat (13 Petajoule) pas per 2007 tot het binnenlands verbruik gerekend.

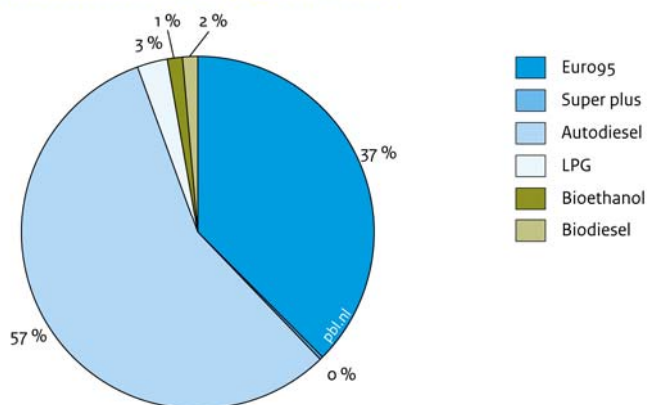
deel van de Noordzee (Nederlands Continentaal Plat), goed voor circa 70 Petajoule energieverbruik (12 procent van het totaal van verkeer en vervoer). Het energieverbruik in de binnenvaart en visserij in Nederland bedroeg 26 respectievelijk 4 Petajoule. Mobiele werktuigen, die ook tot de doelgroep verkeer worden gerekend, hadden een aandeel van 6 procent (36 Petajoule) in het energieverbruik, terwijl de luchtvaart in Nederland goed was voor 2 procent (10 Petajoule).⁵⁰

Naast aardolieproducten en biobrandstoffen wordt ook elektriciteit en aardgas ingezet voor verkeer en vervoer. Elektriciteit wordt met name verbruikt in het railvervoer (trein, tram, metro). Het elektriciteitsverbruik in het wegvervoer is nog minimaal maar neemt snel toe. In totaal werd in 2011 6,2 Petajoule aan elektriciteit verbruikt voor vervoer, waarvan 0,05 Petajoule voor wegvervoer. Het verbruik van aardgas, inclusief biogas, in verkeer en vervoer is minimaal: in 2011 bedroeg dit 0,6 Petajoule.

De afzet van motorbrandstoffen voor wegverkeer bedroeg in 2011 circa 480 Petajoule.⁵¹ Figuur 4.10 laat de procentuele verdeling over de verschillende categorieën zien. Het grootste deel (57 procent oftewel 271 Petajoule) bestond uit (fossiele) diesel. De afzet van benzine bedroeg 181 Petajoule. Daarnaast werd nog 13 Petajoule aan lpg afgezet en werd 13 Petajoule aan biobrandstoffen bijgemengd in de fossiele benzine en diesel. Niet alle brandstof die in Nederland wordt verbruikt voor verkeer en vervoer is in Nederland ingekocht. Daar staat tegenover dat de in Nederland afgezette motorbrandstoffen deels in het buitenland worden verstoofd (zie voor meer details ook PBL 2012c).

Naast de afzet van motorbrandstoffen aan het wegverkeer, wordt er in Nederland ook relatief veel brandstof afgezet aan de internationale lucht- en scheepvaart. Deze afzet van bunkerbrandstoffen bedroeg 780 Petajoule in 2011. In 2012 was dit gedaald tot zo'n 720 Petajoule. Het merendeel daarvan was bestemd voor de internationale scheepvaart (circa 80 procent) en de rest voor de luchtvaart.

Figuur 4.10
Afzet motorbrandstoffen voor wegverkeer, 2011



Bron: CBS, 2013

⁵⁰ Dit betreft enkel het energieverbruik tijdens het landen en opstijgen op Nederlandse luchthavens.

⁵¹ Net als bij elektriciteit geldt niet het verbruik maar de afzet in Nederland als accijnsgrondslag. Dit verklaart ook het verschil in grootte van de cijfers die ten grondslag liggen aan figuur 4.9 en 4.10.

Energiedragers als grondstof

Het verbruik als grondstof betreft het verbruik van energiedragers voor het maken van producten die geen energiedrager zijn maar waarin wel de energie wordt opgeslagen en wordt daarom ook wel het niet-energetisch finaal verbruik genoemd. Voor Nederland gaat het om 672 Petajoule oftewel 21 procent van het totale energieverbruik in 2012 (zie tabel 4.1). Driekwart hiervan bestaat uit verbruik van olie, 15 procent gas en 10 procent steenkool. Dit verbruik betreft onder meer de productie in de organische basischemie zoals voor plastics (267 Petajoule), kunstmest (77 Petajoule), staal (50 Petajoule) en overige metalen en metaalproducten (37 Petajoule) (Rabou et al. 2006). Zo'n 55 procent van het energieverbruik in de Nederlandse chemische industrie komt terecht in eindproducten. In de overige industrie, waar het vooral de staalindustrie betreft, gaat ongeveer 70 procent naar energieverbruik en 30 procent naar eindproducten. Circa een derde van alle olieconsumptie in Nederland wordt door de chemische industrie verbruikt.

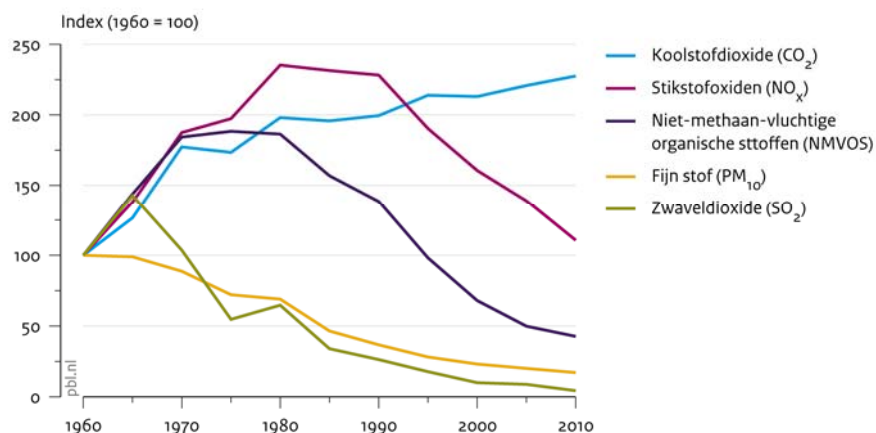
4.2 Ontwikkeling luchtmissies naar bron

Voor een analyse van de optimale grondslagproblematiek is niet zozeer het type energie dat wordt verbruikt van belang, maar de met het verbruik gemoeide uitstoot van luchtverontreinigende stoffen (LUVO) en broeikasgassen (BKG). Zowel vanuit de optiek van klimaatbeleid en luchtkwaliteitsbeleid zijn de schadelijke emissies direct gekoppeld aan de daadwerkelijke verbranding van fossiele brandstoffen (PBL 2012a). De verbranding van kolen, olie en gas draagt niet alleen bij aan de emissie van koolstofdioxide (CO_2), dat als een van de belangrijkste broeikasgassen verantwoordelijk wordt gehouden voor klimaatverandering, maar ook aan LUVO-emissies, zoals zwaveldioxide (SO_2) en nitraatoxide (NO_x), fijn stof (kleine deeltjes zoals PM_{10} en $\text{PM}_{2,5}$) en niet-methaan-vluchtige organische stoffen (NMVOS).

Van directe emissies naar de lucht is geen sprake bij de inzet van schone energiedragers zoals wind, zon en ook nucleair. Bij biomassa ligt dit complexer. Enerzijds wordt hier gebruik gemaakt van afval dat dus al de gehele kringloop is doorlopen en dus in vaste stof vastgelegde CO_2 herbergt (Ayres & Ayres 1998). Anderzijds gaat het om landbouwproducten die al dan niet met het uitdrukkelijke doel van elektriciteitsproductie of toepassing in transport worden geteeld. Bovendien is de netto koolstofbalans van biomassa sterk afhankelijk van de vraag in hoeverre hiervoor bestaand dan wel nieuw areaal in gebruik wordt genomen (PBL 2012b). Omdat in biomassa vastgelegde CO_2 in principe de gehele kringloop heeft doorlopen, draagt het per saldo ook niet bij aan klimaatverandering. Daardoor kunnen deze emissies voor biomassa op nul gesteld worden. Voor luchtverontreinigende emissies ligt dat anders. Gebruik van biomassa draagt wel degelijk bij aan luchtverontreiniging en de LUVO-emissies van biomassa moeten daarom wel meegeteld worden.

De laatste 50 jaar blijken de emissies van CO_2 , NO_x , SO_2 , PM en NMVOS in Nederland een heel verschillende ontwikkeling te hebben doorgemaakt (zie figuur 4.11). Waar de emissies van CO_2 in de afgelopen 50 jaar gestaag toenamen, zijn die van SO_2 maar ook fijn stof juist gestaag gedaald vanaf 1965. De emissies van NO_x en NMVOS namen tot ongeveer 1980 toe om daarna gestaag af te nemen.

Figuur 4.11
Emissie naar lucht



Bron: CBS, 1993; Emissieregistratie, 2013

De CO₂-uitstoot is in alle sectoren toegenomen, maar vooral bij verkeer en in de energiesector is de toename fors te noemen (zie figuur 4.12). Vooral in de jaren zestig nam de CO₂-emissie door verkeer fors toe. Vanaf 1970 zwakt de toename van de CO₂-emissies af in alle sectoren. In de industrie nemen de CO₂-emissies sinds 1970 nauwelijks nog toe. De toename van de emissies van CO₂ is het gevolg van het steeds verder toenemend verbruik van energie zonder dat specifieke betaalbare bestrijdingsopties beschikbaar zijn gekomen om deze emissies te reduceren.

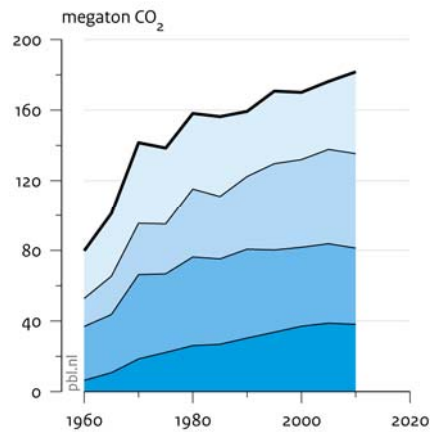
Heel anders is het beeld voor de NO_x- en SO₂-uitstoot. De daling van de emissies van SO₂ en vanaf 1980 ook van NO_x, laat zien dat het verbruik van energie qua luchtverontreinigende stoffen wel op een steeds schonere wijze heeft plaatsgevonden. Dat komt deels door een andere brandstofmix, maar vooral door technische maatregelen om de NO_x- en SO₂-uitstoot te reduceren. Zo wordt sinds de jaren zestig en zeventig steeds meer aardgas gebruikt waardoor kolen voor verwarming steeds minder noodzakelijk waren. Hierdoor daalde de SO₂-emissies door huishoudens en de dienstensector fors. Ook in de elektriciteitssector werd steeds meer aardgas in plaats van kolen gebruikt en zijn daar de SO₂-emissies door technische maatregelen nog verder verlaagd. In de industrie is de SO₂-emissie door een combinatie van andere brandstofinzet en technische maatregelen fors afgenomen. De NO_x-emissie nam aanvankelijk in de jaren zestig en zeventig nog in alle sectoren toe, maar met name de emissie door verkeer nam fors toe. In de industrie werd vanaf 1970 een dalende trend ingezet. Daarna volgden de elektriciteitssector vanaf 1980 en het verkeer vanaf ongeveer 1990.

Voor deze ontwikkelingen is naast de al genoemde veranderde brandstofinzet ook in belangrijke mate internationaal afgestemde regulering verantwoordelijk. Daarbij werden expliciete emissienormen voor SO₂- en NO_x-emissies bij elektriciteitscentrales afgesproken en gehandhaafd. Hetzelfde geldt voor het eerst nog nationaal, maar later Europees afgestemde bronbeleid voor nieuwe wegvoertuigen (Euronormen). Ook voor de motoren gebruikt in binnenvaart, mobiele werktuigen en railvoertuigen zijn de emissies van andere luchtverontreinigende stoffen als NO_x, PM₁₀ en NMVOS flink gedaald in de loop der jaren. Sinds enkele jaren gelden vanuit de EU ook normen voor de CO₂-uitstoot van nieuwe personenauto's en bestelauto's. De CO₂-uitstoot per voertuigkilometer is hierdoor ook afgenomen in de

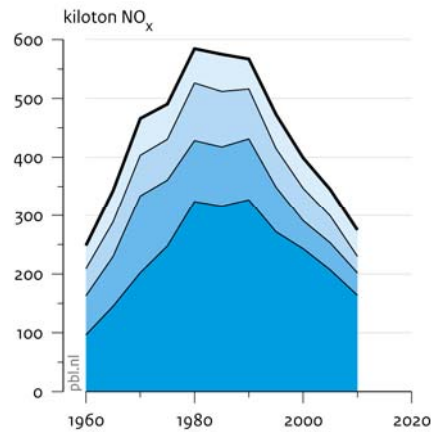
afgelopen jaren. Voor de overige voertuigen bestaat nog geen wetgeving rond CO₂-uitstoot. Overigens mag in het wegverkeer sinds een aantal jaar alleen nog zwavelvrije brandstof worden gebruikt. Sinds begin 2011 moet ook de diesel voor de binnenvaart, het spoorvervoer en voor mobiele werktuigen (landbouwtractors, graafmachines, en dergelijke) zwavelvrij zijn. Als gevolg hiervan is de SO₂-uitstoot voor alle typen voer- en vaartuigen (met uitzondering van de zeescheepvaart) inmiddels erg laag.

Figuur 4.12
Emissie naar lucht per sector

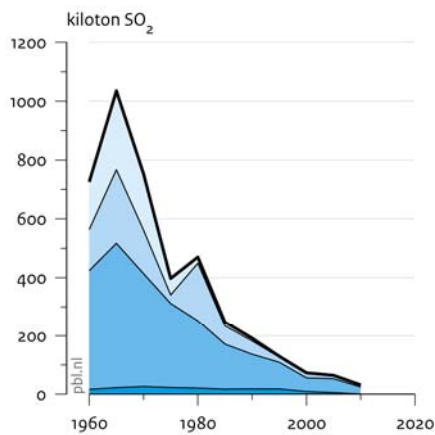
Koolstofdioxide



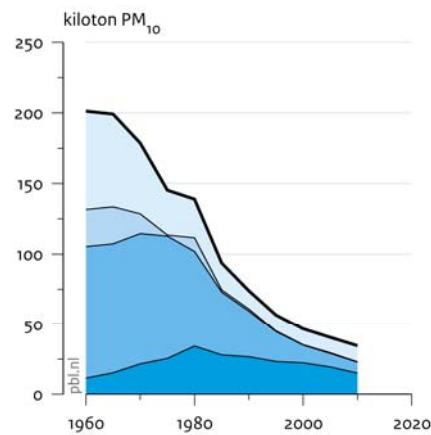
Stikstofoxiden



Zwavedioxide



Fijn stof



- Overig
- Energiesector
- Industrie (inclusief raffinaderijen)
- Verkeer en vervoer

Bron: CBS, 1993; Emissieregistratie, 2013

4.3 Emissies als gevolg van het energieverbruik

In deze paragraaf wordt vastgesteld hoe de voor de milieubelastinggrondslag relevante energieverbruikstoepassing in relatie staat tot de bij de verbranding daarvan veroorzaakte emissies. Steeds wordt daarom per energieproduct nagegaan hoe de relatie van de verbranding is met de *huidige* uitstoot aan Broeikasgassen en Luchtverontreinigende stoffen. Het gaat dus om het vaststellen van de bij een specifieke verbruikstoepassing van een energieproduct vrijkomende emissies oftewel de relevante *emissiefactor*. Er kan een aanzienlijk verschil optreden in het vrijkomen van emissies bij verbranding. Dat geldt vanzelfsprekend voor verschillende brandstoffen, maar het geldt ook voor dezelfde brandstof in verschillende verbruikstoepassingen of bij verschillende verbruikers. Dit is met name het geval indien gebruik kan worden gemaakt van technische mogelijkheden om bepaalde emissies specifiek te bestrijden, zoals bij 'scrubbers' (zie ook PBL 2012a: 16). Van belang is dus dat deze factoren alleen van toepassing zijn op een bepaald moment in de tijd omdat rekening wordt gehouden met de bestreden emissies (zie hoofdstuk 2). Gezien de gekozen milieubelastingstructuur in Nederland wordt de analyse beperkt tot de drie belangrijkste belaste energieproducten, aardgas, elektriciteit en minerale oliën.

4.3.1 Emissies bij verbranding van aardgas

De vaststelling van de emissies die vrijkomen bij de verbranding van aardgas is relatief eenvoudig. Dit komt omdat de meeste verbrandingsprocessen niet veel van elkaar verschillen. In tabel 4.3 zijn de emissiefactoren weergegeven voor het gemiddelde *aardgasverbruik* door huishoudens, de dienstensector (HDO: Handel, diensten en overheid) en de landbouw.⁵² Bij verbranding van aardgas komen behalve CO₂ ook andere broeikasgassen vrij zoals methaan (CH₄). De emissie van CO₂ van aardgasverbruik is nauwelijks afhankelijk van de wijze van gebruik, hoewel deze iets lager is als door het verbruik meer koolmonoxide (CO) wordt uitgestoten. Daarom is verondersteld dat de emissiefactor voor CO₂ voor elk type verbruik hetzelfde is. Verder is de emissiefactor voor het broeikasgas methaan (CH₄) bij het verbranden van een kubieke meter gas door huishoudens hoger dan bij de dienstensector, de industrie en de landbouw. Hoewel er bij aardgasverbruik ook nog lachgas vrijkomt, wordt het overgrote deel van de broeikasgassen in de vorm van CO₂ uitgestoten: bij alle drie de emittenten is het aandeel van CO₂ in de totale broeikasgassen meer dan 98,5 procent (in CO₂-equivalenten).⁵³ Uit de nog veel gedetailleerdere gegevens voor 18 industriële sectoren blijkt de emissiefactor voor alle industriële sectoren ver onder de waarde voor landbouw te liggen, behalve voor de sector bouwmaterialen. Het aandeel van CO₂ in de totale broeikasgassen ligt echter ook voor alle industriële sectoren boven de 99 procent.

Voor de *luchtverontreinigende (LUVO) stoffen* zijn de emissies wel afhankelijk van de wijze waarop het gas wordt verbruikt. Dit hangt bijvoorbeeld af van de mate van gasslip, dat wil zeggen de hoeveelheid gas dat (gemiddeld) vrijkomt tussen het moment dat het gas wordt opengedraaid en vlam vat. Voor de LUVO-stoffen zijn emissiefactoren voor verschillende sectoren afgeleid van de emissies zoals

⁵² In de Emissieregistratie is voor huishoudens nog een verdere opsplitsing beschikbaar naar aardgasverbruik voor ruimteverwarming, warm water en koken, maar die wordt hier niet gepresenteerd. Voor HDO en landbouw is geen verdere opsplitsing beschikbaar.

⁵³ Voor N₂O geldt een omrekeningsfactor van 320 om van lachgas (N₂O) in gram per m³ naar CO₂-equivalenten in gram per m³ te gaan en voor methaan (CH₄) wordt een factor 21 gebruikt.

gerapporteerd in de Emissieregistratie.⁵⁴ Door aardgasverbruik wordt géén ammoniak uitgestoten en deze stof is dan ook niet opgenomen in de tabellen. Wat betreft de luchtverontreinigende stoffen blijken er dus wel grotere verschillen te bestaan tussen de sectoren. Zo is de emissiefactor voor NO_x en NMVOS bij huishoudens lager, maar voor SO₂ juist hoger.

Tabel 4.3 Emissiefactoren aardgasverbruik 2011 (gram per m³)

	Broeikasgassen			Luchtverontreinigende stoffen			
	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	NO _x	SO ₂	PM ₁₀ ^{a)}	NMVOS
Huishoudens	1796	0,003	1,233	0,915	0,007	0,010	0,080
Dienstensector	1796	0,003	0,865	1,570	0,000	0,005	0,191
Industrie	1796	0,004	0,322	1,303	0,000	0,005	0,123
Landbouw	1796	0,003	0,572	1,525	0,007	0,005	0,382

Noot:

a) Emissiefactoren zijn voor vrijkomen PM₁₀ en PM_{2,5} bij aardgas hetzelfde.

Bron: Eigen berekeningen op basis van Emissieregistratie (2013)

Tussen de 18 industriële sectoren (niet in de tabel) zijn er voor de meeste stoffen geen grote verschillen, met uitzondering van een aantal uitschieters bij NO_x. Zo ligt de emissiefactor voor NO_x in de chemische producten industrie ongeveer 75 procent hoger dan bij andere industriële sectoren met name door de productie van salpeterzuur en kunstmest. Dat is ook de enige sector waarin de emissiefactor voor NO_x hoger ligt dan de hierboven gerapporteerde factor voor de dienstensector en landbouw. Ook de voedings- en genotmiddelenindustrie en de papier- en pulpindustrie kennen hogere emissiefactoren voor NO_x, maar zijn veel minder extreem dan voor de chemische producten industrie. Gemiddeld genomen, ligt de NO_x-emissie van een kubieke meter gas in de industrie lager dan de emissie in de landbouw en dienstensector.

4.3.2 Emissies bij productie van elektriciteit

Het gebruik van elektriciteit leidt op zichzelf niet tot vervuiling, maar indirect komen er wel emissies vrij bij de opwekking van elektriciteit in energiecentrales die draaien op fossiele brandstoffen of die biomassa bij stoken. Bij de verschillende opwekkingsmethoden van elektriciteit met behulp van fossiele brandstoffen of biomassa is wel sprake van verschillen in de omvang van de emissies van broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen. Bij deze laatste zijn bijvoorbeeld Europese normen voor de uitstoot van groot belang. Volgens de meest recente Europese richtlijn industriële emissies (EU 2010), die vanaf januari 2013 in Nederland van kracht is, zijn zowel bij elektriciteitscentrales als bij industriële installaties de emissies van SO₂, NO_x en fijn stof aan strenge emissie-eisen gebonden, waarbij nieuw te bouwen installaties vanaf 2013 aan circa 30 (SO₂, NO_x) tot 50 procent (fijn stof) strengere emissie-eisen moeten voldoen dan de bestaande installaties.

⁵⁴ Deze factoren bleken overigens voor fijn stof, lachgas en SO₂ overeen te komen met de emissiefactoren uit de achtergrondinformatie van de ER, terwijl er voor methaan een groot verschil is. Zie Emissieregistratie (2013).

Emissiefactoren voor elektriciteit in een land zijn typisch parkfactoren, dat wil zeggen zij weerspiegelen *gemiddelden* van alle centrales in het land. Dus als veel centrales in Nederland op kolen draaien, zal het parkgemiddelde meer lijken op het emissieprofiel van kolencentrales. Dit betekent dat emissiefactoren voor elektriciteit gewoonlijk geen onderscheid maken naar verschillende opwekkingsmethoden. In onze analyse wordt wel onderscheid gemaakt naar *brandstoftype*. Met andere woorden, emissies worden toegerekend naar de opwekking van elektriciteit met aardgas, kolen dan wel biomassa. Als elektriciteit wordt opgewekt met wind of zonne-energie zijn deze emissies er niet.

Tabel 4.4 geeft de emissies van CO₂, NO_x en SO₂ voor de verschillende opwekkingsmethoden van elektriciteit in Nederland voor gemiddelden van de verschillende centrales die op een bepaalde brandstof draaien.⁵⁵ Alle emissiefactoren zijn weergegeven per eenheid opgewekte elektriciteit en houden rekening met verschillen in efficiency tussen opwekkingsmethodiek.⁵⁶ Voor biomassa zijn de emissies voor het bijstoken van biomassa in kolencentrales genomen. De emissies van ammoniak (NH₃), fijn stof (PM₁₀ en PM_{2,5}) en NMVOS zijn afgeleid van de emissies voor elektriciteitscentrales uit de Emissieregistratie en de ingezette brandstof volgens de Energiebalans uit Statline (CBS 2012b).⁵⁷ De Emissieregistratie geeft géén opsplitsing naar brandstofsoort. Fijn stof is alleen afkomstig van kolencentrales met of zonder bijstook van biomassa. Daarbij wordt verondersteld dat bijstook van biomassa níét leidt tot een lagere uitstoot van fijn stof. De emissiefactoren van biomassa en kolen voor deze stoffen zijn daarom aan elkaar gelijk. Voor ammoniak is de verhouding tussen de emissiefactoren voor biomassa en kolen overgenomen van Hammingh et al (2010: 35). Uit die studie bleek verder dat de emissiefactoren voor NMVOS voor biomassa, aardgas en kolen ongeveer aan elkaar gelijk zijn.

Tabel 4.4 Emissiefactoren verschillende opwekkingmethoden voor elektriciteit in 2011 (kilogram per Megawattuur)^{a)}

	Broeikasgassen	Luchtverontreinigende stoffen				
	CO ₂	NO _x	SO ₂	NH ₃	PM ₁₀	NMVOS
Aardgas	375,37	0,2403	0,0109	0,0000	0,0000	0,0042
Kolen	865,25	0,3859	0,3600	0,0003	0,0063	0,0042
Biomassa	0,00	0,3859	0,1490	0,0033	0,0063	0,0042
Wind	0,00	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000

Noot:

- a) Bij de berekening is rekening gehouden met bestaande parkverdelingsfactoren voor opwekking in grote centrales met slechts beperkte WKK en stadsverwarming (zie ook tabel 4.2).

Bron: Eigen berekeningen op basis van ECN, Emissieregistratie (2013) en Statline (CBS 2012b).

⁵⁵ Deze gegevens zijn afkomstig van ECN.

⁵⁶ Hierbij is uitgegaan van de integrale methode voor CO₂-emissies zoals geadviseerd door Agentschap NL et al. (2012 en 2014).

⁵⁷ Kolen en biomassa emitteren naast de luchtverontreinigende stoffen NO_x en SO₂ ook PM₁₀ en PM_{2,5}. Rond 1998 behoorde ongeveer 85 procent van het fijn stof (PM₁₀) tot het zogenaamde ultra fijn stof (PM_{2,5}) (Kok 2006). Door het inzetten van emissiebeperkende technieken (elektrofilters met wassers en doekfilters) is deze verhouding aan het veranderen. PM_{2,5} wordt in het algemeen meer efficiënt verwijderd als de grotere deeltjes en bij toepassing van de boven genoemde technieken ligt de verhouding na behandeling op circa 60 procent.

Uit de tabel blijkt dat de emissiefactor voor het *broeikasgas* CO₂ veel hoger ligt voor kolengestookte centrales dan voor gasgestookte centrales. Omdat bij biomassa oorspronkelijk koolstof is vastgelegd, wordt bij de verbranding daarvan geen emissie toegerekend. Wat betreft de *LUVO-stoffen* blijken grote verschillen te bestaan tussen de brandstoftypen. Zo zijn de emissiefactoren voor de meeste van deze stoffen veel lager bij aardgasgestookte dan bij kolengestookte centrales en bij centrales waar biomassa wordt bijgestookt. Bijstook heeft géén invloed op de hoogte van de NO_x en fijnstofemissies, maar verlaagt wél de SO₂-emissies, terwijl het weer hogere NH₃-emissies kent. In de meest recente Europese richtlijn (EU 2010, in werking sinds januari 2013) met betrekking tot emissie-eisen aan stookinstallaties gelden nu dezelfde emissie-eisen voor installaties gebouwd voor 2013. Wel zijn deze eisen nog gedifferentieerd naar grootte van de installatie waarbij grotere installaties (meer dan 300 Megawatt thermisch vermogen (MW_{th})) moeten voldoen aan ongeveer twee keer zo strenge emissie-eisen dan kleinere installaties (met een thermisch vermogen van 50 tot 100 Megawatt (MW_{th})).

4.3.3 Emissies bij verbranding van motorbrandstoffen (minerale oliën)

Ook bij het verbruik van minerale oliën komen emissies vrij. In de navolgende analyse beperken we ons tot de grootste verbruikscategorieën, te weten de motorbrandstoffen in diverse toepassingen (zie ook paragraaf 4.1). De verbranding van *motorbrandstoffen* leidt tot de emissie van diverse broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen. De emissie kan echter sterk variëren van voertuig tot voertuig. Hierbij zijn de Europese normen voor de uitstoot van NO_x, PM₁₀, NMVOS en recentelijk ook CO₂ door personenauto's en bestelauto's van groot belang. Deze normen gelden per afgelegde voertuigkilometer. Voor luchtverontreiniging gelden de normen per individueel voertuig. Voor CO₂ gaat het vooral om de gemiddelde uitstoot per voertuig voor alle voertuigen van een fabrikant in Europa. Door toepassing van nabehandelingstechnologie als roetfilters en katalysatoren is de relatie tussen de uitstoot van deze stoffen en het brandstofverbruik van de voertuigen beperkt. Alleen de uitstoot van CO₂ en SO₂ is (zo goed als) rechtstreeks gecorreleerd aan het brandstofverbruik (afhankelijk van de koolstofinhoud respectievelijk de zwavelinhoud van de brandstof).

Tabel 4.5 geeft voor een aantal stoffen de park- en vlootgemiddelde emissiefactoren *per liter brandstof* voor het jaar 2010. De emissiefactoren zijn afkomstig uit de Nederlandse Emissieregistratie en berekend op basis van onderliggende emissiefactoren voor allerlei typen voer- en vaartuigen, die weer zijn gebaseerd op emissiemetingen (Klein et al. 2013). De tabel geeft *gemiddelden* voor het Nederlandse park respectievelijk de Nederlandse vloot. Met name voor NO_x, PM_{2,5} en NMVOS geldt dat de emissie per liter brandstof sterk kan variëren van voertuig tot voertuig, afhankelijk van de brandstof, voertuigtechnologie en het gebruik van het voertuig. De PM_{2,5}-uitstoot van een moderne dieselpersonenauto met roetfilter ligt bijvoorbeeld meer dan een factor 100 lager dan die van een oude dieselauto zonder enige vorm van uitlaatgasnabehandeling.

Uit deze tabel blijkt de emissiefactor voor het broeikasgas CO₂ voor benzine iets lager te liggen dan voor diesel. Dit is het gevolg van de lagere energie-inhoud van een liter benzine. Lpg kent hier wederom de laagste emissie per liter. De CO₂-emissiefactor is voor alle dieselvoertuigen gelijk. Dit is het gevolg van de min of meer constante koolstofinhoud van de brandstof en de veronderstelling dat alle koolstof in de brandstof volledig wordt omgezet in CO₂.

Tabel 4.5 Emissiefactoren motorbrandstoffen 2011 (gram per liter)

	Broeikasgassen		Luchtverontreinigende stoffen				
	CO ₂ ^{a)}	NO _x	SO ₂	PM _{2,5} ^{b)}	PM _{2,5-10} ^{c)}	NMVOS	NH ₃
Benzine:							
Personenauto	2371	1,74	0,03	0,05	0,20	2,52	0,38
Diesel							
Personenauto	2657	8,00	0,02	0,54	0,23	0,24	0,03
Bestelauto	2657	8,57	0,02	1,08	0,17	0,46	0,02
Vrachtauto/trekker	2657	20,4	0,02	0,24	0,22	0,56	0,01
Mobiele landbouwwerktuigen	2654	24,0	0,02 ^{d)}	1,17		2,13	0,01
Goederenvervoer binnenvaart	2658	36,3	0,02 ^{d)}	1,09	0	1,9	0,01
Goederenvervoer dieseltrein	2657	57,0	0,02 ^{d)}	0,92	0	1,1	0,01
Lpg							
Personenauto	1599	3,75	0,00	0,05	0,14	2,65	0,87

Noten:

- a) Deze emissiefactoren gelden voor de verbranding van fossiele benzine, diesel en lpg. Er is geen rekening gehouden met bijmenging van biobrandstoffen.
- b) Het betreft hier PM_{2,5}-emissie uit de uitlaat, ofwel de emissie die voortkomt bij de verbranding van de brandstof.
- c) Dit zijn alle deeltjes fijn stof die groter zijn dan 2,5 micrometer, maar kleiner dan 10 micrometer die vrijkomen. De emissie van deze deeltjes is het gevolg van slijtage van wegdek en banden, van het remmen van wegvoertuigen en van bovenleidingen en koolsleepstukken in het railvervoer.

Bron: Klein et al. (2013) en Emissieregistratie (2013)

Wat betreft de LUVO-stoffen geeft de tabel een divers beeld. Vrachtauto's stoten per kilometer veel meer NO_x uit dan de gemiddelde personenauto of bestelauto. Het brandstofverbruik per kilometer ligt echter ook een stuk hoger, dus het verschil in de uitstoot per liter brandstof is kleiner. Desalniettemin is de NO_x-uitstoot voor vrachtauto's per liter diesel gemiddeld nog een factor drie hoger dan die voor personenauto's en bestelauto's. Zoals hiervoor al is aangegeven, kan de variatie in de emissie per voertuigkilometer binnen ieder van deze drie voertuigcategorieën nog veel groter zijn dan de variatie tussen de (parkgemiddelde) emissiefactoren per voertuigtype, afhankelijk van de technologie en de rijomstandigheden. Mobiele landbouwwerktuigen, binnenvaartschepen en railvoertuigen stoten per liter brandstof nog weer meer NO_x uit. De emissiewetgeving voor deze voertuigen is minder streng dan voor wegvoertuigen. De 'verjonging' van het park gaat minder snel dan bij het wegverkeer waardoor nieuwe technologie langzamer in het park wordt opgenomen. De PM₁₀-uitstoot van benzine- en lpg-auto's is laag in vergelijking met dieselveertuigen. De uitstoot van NMVOS is daarentegen juist hoog. De emissiefactoren in de tabel gelden voor fossiele brandstoffen. *Biobrandstoffen* hebben in het algemeen een lagere energie-inhoud per liter. De CO₂-uitstoot per liter brandstof ligt daardoor ook

lager. Door de (verplichte) bijmenging van biobrandstof in Nederland daalt de energie-inhoud van het mengsel en daarmee de CO₂-uitstoot per liter brandstof. De impact van biobrandstoffen op de uitstoot van luchtverontreinigende stoffen is niet eenduidig. Bijmenging van lage hoeveelheden bio-ethanol in benzine (minder dan tien procent), zoals momenteel gebeurt, heeft geen significante impact op de luchtemissies. Bij gebruik van bio-ethanol (E85) nemen de emissies toe omdat de voertuigen zijn geoptimaliseerd voor benzine (Verbeek & Kampman 2011). Bij lage hoeveelheden bijmenging van biodiesel in fossiele diesel veranderen de luchtverontreinigende emissies ook niet sterk. Gebruik van zuivere biodiesel (B100) leidt tot meer NO_x en minder PM_{2,5} emissies (Verbeek & Kampman 2011). Zowel bio-ethanol als biodiesel worden momenteel hoofdzakelijk verkocht via bijmenging in de fossiele brandstoffen.

4.4 Emissies naar de lucht stroomopwaarts in de keten

Naast emissies die direct vrijkomen bij de verbranding van fossiele brandstoffen, veroorzaakt het gebruik daarvan ook emissies in het hele traject vanaf de winning van de energiedragers tot aan de daadwerkelijke verbranding.⁵⁸ Het gaat dan om indirecte emissies die samenhangen met de winning, transport, constructie en bouw van energieproductie-installaties, distributie en afvalfase. Dit worden ook wel 'de emissies in de keten' genoemd. Schattingen van deze indirecte effecten zijn zeer complex. Zo'n inschatting vraagt allereerst om een goede afbakening van de in ogenschouw te nemen indirecte effecten. Deze effecten betreffen niet alleen luchtemissies, maar evenzeer geluidhinder, straling, humane toxiciteit door zware metalen en dioxine, horizonvervuiling en ook kans op ongelukken of aardbevingen bij de winning van kolen en aardgas. Daarbij is het ook nog de vraag hoever terug of juist vooruit kan worden gegaan in de keten en of daar betrouwbare data over zijn. Tot slot verschillen productieprocessen wereldwijd en zijn ketens daarom haast per definitie locatie-specifiek.

Vanwege deze complexiteit is hier gekozen voor een inperking van de analyse tot het vrijkomen van broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen. Uit Annex IV blijkt dat de voor de hier bestudeerde fossiele brandstoffen en biomassa het grootste deel van de emissies direct vrijkomen bij de verbranding. Indirecte emissies komen vooral vrij bij de winning (met name kolen en aardgas) en het transport (met name kolen en biomassa). Voor biomassa geeft de winning en productie de voornaamste bijdrage. Bij minerale oliën komen vooral emissies vrij bij de conversie van ruwe olie naar benzine en diesel tijdens de raffinage.⁵⁹ Tot slot geldt dat bij de niet-fossiele brandstoffen wind- en zonne-energie helemaal geen sprake is van emissies. Daar komen alleen emissies vrij bij de fabricage van windturbines en zonnecellen. Idealiter zou het goed zijn om ook rekening te houden met emissies die verbonden zijn aan het bouwen en onderhouden van elektriciteitscentrales, windparken of raffinagecomplexen, maar vanwege de complexiteit wordt daarvan afgezien.

Ook bij de indirecte emissies is de analyse hier ingeperkt tot emissies naar de lucht (zowel broeikasgassen als luchtverontreinigende stoffen). Voor de bijdrage in de keten hebben we de indirecte emissies meegenomen die binnen een jaar plaatsvinden. Daarmee wordt dus wel winning, transport en

⁵⁸ Deze verbranding staat overigens in dit rapport bij elektriciteit gelijk aan: tot het verbruik 'in de centrale'. De emissies die vrijkomen bij de opwekking van elektriciteit vallen in dit rapport onder de directe emissies.

⁵⁹ In situaties dat het raffinageproces in hetzelfde land plaatsvindt als het gebruik, zullen deze emissies reeds verwerkt zijn in de nationale emissieschattingen, bij import van olieproducten is dit echter niet het geval.

conversie meegenomen, maar niet de bouw van een kolencentrale of een windturbine en evenmin de aanleg van infrastructuur (gasleidingen, warmte- en elektriciteitsnet). In deze studie wordt uiteindelijk een inschatting gegeven van indirecte effecten voor beide emissiegroepen op basis van de meest recent beschikbare database van Ecoinvent (2013). Veel analyses van ketenemissies zijn uiteindelijk te herleiden tot deze database (zie bijvoorbeeld CE 2010a, b). Nadere bestudering van deze database leert dat deze schattingen met zeer grote onzekerheden zijn omgeven, mede doordat gegevens nogal eens verouderd zijn. Om schijnzekerheid te vermijden presenteren we in onze analyse daarom geen exacte emissiefactoren per brandstofsoort of opwekkingsmethode. Uiteindelijk geven we slechts een inschatting *als percentage van de directe kosten* (zie verder paragraaf 5.4.4).

Bij *aardgas* is uitgegaan van productie op land (75 procent) en zee (25 procent). vervolgens zijn deze via een gasleiding naar de afnemers getransporteerd. De geschatte lekverliezen stammen uit 1997. Bij het energieverbruik zijn cijfers voor het jaar 2000 geëxtrapoleerd naar het jaar 2013. De ketenemissies van de verschillende *opwekkingsmethodes in de elektriciteitscentrales* verschillen aanzienlijk. Voor *kolen* geldt dat de winning een belangrijke factor is. Import in Nederland vindt vanuit verschillende locaties plaats met verschillende emissies. Emissie voor de winning van steenkool uit Rusland en de rest van de wereld (gebaseerd op Chinese data) zijn gemiddeld en samengevoegd met transportdata voor Europees steenkool (zie ook Frischknecht et al. 2004). Bij *biomassa* is uitgegaan van het verstoken van houtpellets, waarbij is aangenomen dat vijftig procent uit Europa komt en vijftig procent uit de rest van de wereld. Het betreft een redelijk recente analyse uit 2011 die vervolgens is geëxtrapoleerd naar 2013. Tot slot zijn de indirecte emissies bij *motorbrandstoffen* vooral terug te voeren op stoffen die voor een belangrijk deel vrijkomen tijdens de raffinage. Hiervoor zijn de gegevens relatief oud. De gegevens betreffen de keten tot aan het tanken van de wagen, dus inclusief verdampingsverliezen.

4.5 Conclusie

Dit hoofdstuk heeft laten zien dat fossiele brandstoffen een grote rol spelen in Nederlandse economie. Dit hangt mede samen met de ligging aan het water. Nederland heeft daarom een uitgelezen vestigingsplaats voor op (fossiele) energie gebaseerde energie-intensieve industrie en is ook een typisch doorvoerland van (energie-)producten. Mede daarom heeft Nederland naar verhouding ook een energie-intensieve industrie en een relatief hoog energieverbruik per hoofd van de bevolking. Daarmee samenhangend valt ook op dat in Nederland een grote rol is weggelegd voor het niet-energetische verbruik van energieproducten, zoals voor warmteproductie of voor energiedragers als grondstof. Verder is het vanwege de aardgasvoorraden niet verrassend dat aardgas ook de belangrijkste bron in de energievoorziening is.

In dit hoofdstuk is verder beschreven hoe het energieverbruik in Nederland is gekoppeld aan de emissies naar de lucht, in het bijzonder emissies die bijdragen aan klimaatverandering en luchtverontreiniging. In de loop der jaren zijn met name de verschillende luchtverontreinigende emissies afgenomen. Niettemin zijn er nog forse restemissies over. Voor de belangrijkste in Nederland gebruikte energieproducten, aardgas, elektriciteit, benzine, diesel en lpg, zijn de restemissie per eenheid vastgesteld, waarbij bij een aantal energieproducten verschillende categorieën zijn onderscheiden. Bij elektriciteit is bijvoorbeeld onderscheid gemaakt in de belangrijkste energiebronnen die voor opwekking van elektriciteit worden gebruikt (wind, biomassa, aardgas en kolen) en bij diesel is onderscheid gemaakt in verschillende typen voertuigen die diesel gebruiken (personenauto's, vrachtauto's, bestelauto's, mobiele werktuigen,

binnenvaart en dieseltreinen). De restemissies zijn hier toegerekend aan het *gemiddelde* verbruik waardoor impliciet de gemiddelde emissie gelijk wordt gesteld aan de marginale emissie. Om een zo compleet mogelijk beeld te verkrijgen zijn ook nog (gemiddelde) emissies in de productieketen bepaald voor de belangrijkste energieproducten.

5. Waardering milieuschade van verbranding energieproducten

Een volgende stap in de evaluatie van de bestaande milieubelastingstructuur in Nederland betreft de vaststelling van de door de broeikasgassen (BKG) en luchtverontreinigende stoffen (LUV) veroorzaakte schade en de (monetaire) waardering daarvan. Behalve deze effecten zijn er weliswaar ook andere milieuproblemen gemoeid met het energieverbruik, zoals geluidhinder, straling, humane toxiciteit door zware metalen en dioxine, horizonvervuiling en vervuiling bij het transport, maar deze effecten zijn in termen van de uiteindelijke schadekosten van een veel kleinere orde (CE 2010a, b).

De schadebepaling is van oudsher met veel onzekerheid omgeven. Niettemin is in de loop der jaren veel vooruitgang op dit punt geboekt, zeker in het geval van de schade die luchtmissies door de verbranding van fossiele brandstoffen veroorzaken via klimaatverandering en slechte luchtkwaliteit. Op basis van de inschatting van schade kunnen uiteindelijk kengetallen worden geproduceerd die de beoogde vergelijking van kosten van milieuschade met de feitelijke tarieven mogelijk maken. Zoals steeds zal ook in dit hoofdstuk het accent liggen op de in Nederland qua opbrengst belangrijkste milieubelastingen. Daarom wordt ook de analyse van de milieuschade beperkt tot de in dit kader relevante impact en de waardering daarvan.

In dit hoofdstuk bespreken we eerst de relevante impacts van zowel broeikasgassen als luchtverontreinigende stoffen. Daarna wordt uiteengezet welke waarderingmethoden beschikbaar zijn om te komen tot bruikbare schaduwrijzen waarmee de impacts kunnen worden gemonetariseerd. In de derde paragraaf bespreken we de schaduwrijzen zoals deze in de literatuur worden gehanteerd en stellen daarvan een relevante bandbreedte op welke in ieder geval een groot deel van de huidige onzekerheid in dergelijke waarderingstudies weerspiegeld. Tot slot passen we de gevonden schaduwrijzen toe op de (marginale) kosten van milieuschade van de verschillende energieproducten die in Nederland worden belast.

5.1 Impacts van broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen

Zoals aangegeven ligt de nadruk in deze studie bij het bepalen van de milieuschade van emissies naar de lucht als gevolg van het (fossiele) energieverbruik, met name van broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen. Hierna worden kort de belangrijkste effecten besproken.⁶⁰ Bij broeikasgassen speelt met name de accumulatie van stoffen in onze atmosfeer (met name de eerste tien kilometer, de troposfeer). Door de lange levensduur in de atmosfeer van de meeste van deze stoffen (voor CO₂ bedraagt dit bijvoorbeeld meer dan honderd jaar), maakt het niet uit waar de stof oorspronkelijk geëmitteerd wordt. De schade in de vorm van effecten door een toename van de temperatuur (met een behoorlijke tijdsvertraging) wordt wereldwijd gevoeld. De effecten door de verandering van ons klimaat zijn veelvuldig besproken (PBL 2012b). Een toename van de temperatuur kan leiden tot:

⁶⁰ Met andere woorden we gaan vooralsnog voorbij aan andere typen gerelateerde milieuvuiling, zoals ozonaantasting, toxische effecten van zware metalen, dioxine en formaldehyde, straling, geluidhinder en landgebruik (maar zie ook hoofdstuk 7).

- 1) meer hittestress en infectieziektes bij mensen (gezondheidsschade);
- 2) verdwijnen van soorten (ecosysteemschade);
- 3) verandering van neerslagpatronen, met op plaatsen een tekort aan water (landbouwschade);
- 4) toename aan water (overstromingen resulterend in economische schade aan bijvoorbeeld gebouwen).

Bij klimaatverandering gaat het echter niet alleen om schade. In sommige streken kunnen bijvoorbeeld landbouwopbrengsten juist toenemen en gezondheidseffecten die gekoppeld zijn aan kou (griep, verkoudheid) juist afnemen. De verhouding tussen baten en schade is ook niet constant bij toenemende emissies van broeikasgassen. De meeste studies geven aan dat de toename van de schade niet lineair is en waarschijnlijk versnelt bij toenemende stijging van de temperatuur. De positieve effecten zouden juist na een aanvankelijke toename weer gaan afnemen.

De meeste klimaatmodellen geven aan dat de broeikasgassen die de afgelopen honderd jaar zijn geëmitteerd waarschijnlijk zullen leiden tot een toename van de temperatuur waarbij de wereldwijde schade ruimschoots de mogelijke baten overtreft. Door de niet-lineariteit leidt een toename van de BKG thans tot een steeds sterkere reactie en een meer dan evenredige stijgende schade. Ook is sprake van een grote mate van onzekerheid met betrekking tot deze niet-lineariteit. Onduidelijk is bijvoorbeeld hoe groot de schade is bij temperatuurstijgingen die boven de twee graden Celsius uitgaan.

Daar waar bij klimaatverandering de schade in beginsel door elke emissie op een bepaald tijdstip en een bepaalde plaats even vervuilend is, hangt – zoals al geconstateerd – de *impact van luchtverontreinigende stoffen* wel af van plaats en tijd. Niettemin verloopt ook de invloed van NO_x, SO₂, NH₃, NMVOS en fijn stof (met name PM_{2,5}), via een lange keten van emissie, via chemische atmosferische reacties, depositie, naar effecten of impacts. Anders dan bij klimaatemissies reageren geëmitteerde stoffen ook nog direct in de atmosfeer. Zo worden de als gas geëmitteerde stoffen SO₂, NO₂ en NH₃ in de atmosfeer omgezet in respectievelijk sulfaat, nitraat en ammonium deeltjes. Deze deeltjes vormen op hun beurt weer een belangrijk deel van het fijn stof in de atmosfeer dat vervolgens verdwijnt door droge en natte (via regen) depositie.

Conform deze ketenaanpak, die bijvoorbeeld wordt gevolgd door de in de EU gangbare 'Impact Path Approach' (Bickel & Fiedrich 2005; Desaiques et al. 2007; CE 2010a, b), hebben de klassieke luchtverontreinigende stoffen, NO_x, SO₂, NH₃, NMVOS en fijn stof (PM_{2,5} en rest PM₁₀) via zogenaamde 'middenwaarden' als fijnstofvorming, ozonvorming (fotochemische oxidantvorming), verzuring en vermesting naar bodem invloed op zogenaamde eindpunten of effecten. De belangrijkste effecten zijn:

- aantasting gezondheid (vroegtijdig overlijden en ziekte);
- vermindering landbouwopbrengsten;
- aantasting gebouwen en kapitaalgoederen;
- invloed op ecosystemen (inclusief biodiversiteit);
- Overige effecten zoals de invloed op cultureel erfgoed en op horizonvervuiling.

De invloed op de *menselijke gezondheid* verloopt volgens de huidige inzichten met name via de vorming van fijn stof en ozon. Bij vorming van fijn stof wordt gekeken naar primair fijn stof en voor NO_x, SO₂ en NH₃ wordt aan de hand van chemische transformaties bepaald hoe ze bijdragen aan de vorming van

secundaire fijn stof. Voor de vorming van primair en secundair fijn stof en ozon worden de relevante effecten op sterfte en ziekte bepaald.

Ook de opbrengsten van *landbouwgewassen* worden direct beïnvloed door SO₂ en verder door verzuring van de landbouwgrond door NO_x, SO₂ en NH₃, door ozonvorming en door stikstofdepositie. SO₂ en ozonvorming hebben direct invloed op de gewasopbrengsten. Door verzuring is er extra kalk nodig om het verzurende effect van de bodem tegen te gaan, terwijl stikstofdepositie er juist voor zorgt dat er minder meststoffen nodig zijn.

De invloed op *ecosystemen* loopt via verzuring en vermisting van de bodem. Deze worden ook veroorzaakt door NO_x, SO₂ en NH₃. De indicator voor ecosystemen is de potentieel verloren fractie aan biodiversiteit. Voor alle typen landgebruik is bekend hoeveel soorten er voorkomen. Met behulp van de concentratie-respons functie kan dan berekend worden hoeveel soorten er verloren gaan door een hogere depositie van verzurende en vermestende stoffen. Dit wordt gedaan voor stikstof (N) en zwavel (S) depositie voor gebieden van vijftig bij vijftig vierkante meter.

Ten slotte veroorzaken luchtverontreinigende stoffen ook schade aan gebouwen en kapitaalgoederen en aan cultureel erfgoed, waarvoor met name NO_x en SO₂ verantwoordelijk zijn. Vanwege hun culturele waarde wordt de schade aan cultureel erfgoed hoger gewaardeerd dan de schade aan andere bouwwerken.

De mate waarin de effecten optreden hangt af van de hoogte en de plaats van de uitstoot. Dit geldt met name voor de gezondheidseffecten, waar het schadepatroon in gebieden met geconcentreerde bebouwing heel anders is dan in het landelijk gebied. Indien de ontvanger (mens) zich dicht bij de bron van de uitstoot (verkeer) bevindt, zal de concentratie en daarmee ook de geïnhaleerde dosis van elke kilogram geëmitteerde stof hoger zijn. In steden worden enerzijds relatief grote hoeveelheden schadelijke stoffen per vierkante kilometer geëmitteerd en komen anderzijds relatief hoge bevolkingsdichtheden voor, waardoor er in steden beduidend grotere gezondheidseffecten optreden dan op het platteland. Een toenemende verstedelijking geeft daardoor een toenemend schadelijk effect van elke kilogram geëmitteerde luchtverontreinigende stof.

Behalve de mate van urbanisatie is voor de gezondheidsschade die luchtverontreinigende stoffen veroorzaken, ook de omvang en samenstelling van de bevolking relevant. Oudere mensen zijn vaak gevoeliger voor luchtverontreiniging dan jongeren. Bij een vergrijzende bevolking kan daarom een zelfde hoeveelheid geëmitteerde stof een groter (gezondheids)effect hebben. Longziektes, hart- en vaatziektes en kanker komen immers vaker voor bij ouderen en zij zijn daarom gevoeliger voor verhoogde PM_{2,5} niveaus. De implicatie van ruimtelijke verschillen in bevolkingsdichtheid en leeftijdsopbouw van de bevolking is dat de (gezondheids-)schade ruimtelijk niet-uniform is verdeeld, waardoor de schade die wordt veroorzaakt door een kilogram luchtverontreinigende stof ook ruimtelijk niet-uniform is verdeeld. Dit betekent dat ook de waardering van de schade veroorzaakt door een kilogram luchtverontreinigende stof niet uniform is, maar afhankelijk van plaats en tijd waar de stof wordt geëmitteerd.

Tot slot is nog sprake van *interacties* tussen de schade veroorzaakt door broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen. Door klimaatverandering veranderen onder meer neerslagpatronen, windrichting en -snelheid en temperatuur maar treedt er ook verzuring van oceanen op. Hierdoor verandert weer de (chemische) samenstelling van de troposfeer en de oceanen. Hogere temperaturen geven hogere omzettingssnelheden waardoor fijn stof en ozon weer sneller worden gevormd. Ozon is tevens een krachtig broeikasgas en additionele vorming daarvan leidt weer tot extra

temperatuurstijging. Daar staat tegenover dat extra sulfaatvorming (als onderdeel van fijn stof) juist voor afkoeling zorgt. Toename van regen in Noord-Europa zorgt voor een toename van natte depositie, en lagere fijnstofconcentraties. Afname van regen hoeveelheden in Zuid-Europa kan daar juist tot een toename van de fijn stof concentraties leiden. Verzuring van de oceanen door de toename van CO₂ leidt tot een toename van ammonium en een afname van ammoniak, en daarmee voor meer stress voor organismen die voor hun energie-inname afhankelijk zijn van ammoniak.

5.2 Waardering van de milieuschade

De vervolgstap om te komen tot een waardering van de schade in geld is het bepalen van een schadefactor die impacts vertaalt naar een monetaire eenheid. Hierbij wordt veelal gebruik gemaakt van een inschatting van de (marginale) schade van emissies door middel van schaduw prijzen. Met andere woorden, de in de vorige paragraaf geschetste impacts worden door schaduw prijzen omgezet in monetaire waarden. De monetarisering van niet of beperkt op een markt verhandelbare effecten, zoals de effecten op klimaatverandering of luchtkwaliteit, vraagt om een studie van de *indirecte* kosten en baten die een indicatie geven van de monetaire waarde van deze effecten. Een klassiek voorbeeld is het bepalen van de monetaire schade van geluidsoverlast of van een minder fraai uitzicht. Hiervoor worden verschillen in huizenprijzen gebruikt tussen woningen met geluidsoverlast of met een storend uitzicht en zónder geluidsoverlast of met een mooi uitzicht. Het prijsverschil op de huizenmarkt kan objectief worden gemeten en geeft dan informatie over wat mensen gemiddeld tenminste extra over hebben om in een woning met een mooi uitzicht of zonder geluidsoverlast te wonen en daarmee over de schade veroorzaakt door geluidsoverlast of horizonvervuiling.⁶¹ Met behulp van dit soort schaduw prijzen kan de (totale) waarde van milieuschade worden bepaald als ook het aantal gehinderden bekend is.

De waardebepaling van de milieuschade zelf wordt gevoed door genoemde schaduw prijsberekeningen. Schaduw prijzen van emissies naar de lucht worden in beginsel bepaald door de (marginale) schadekosten die door de uitstoot van deze emissies worden veroorzaakt. Er bestaan vele methoden ter bepaling van de marginale schadekosten (Perman et al. 2012). Over de bruikbaarheid van de methoden voor praktische toepassingen is echter veel discussie, zeker bij toepassing voor het bepalen van de schade door klimaatverandering, (zie ook paragraaf 5.3). Niettemin is het in de beleidspraktijk inmiddels gemeengoed geworden om dergelijke schaduw prijzen toe te passen, ook in het geval van klimaatverandering. Dat geldt ook voor Nederland waar in de maatschappelijke kosten-baten analyses milieu-impacts eveneens in geld worden gewaardeerd (CE 2010a, b; CPB & PBL 2013).

De in de literatuur meest voorkomende methode om milieuschade te bepalen, is gebaseerd op de *schadekostenmethodiek*. Daarbij wordt gekeken naar de schade die wordt veroorzaakt door de (rest)emissies. Daarvoor dienen in ieder geval de volgende stappen te worden doorlopen:

- i) vaststellen van het *effect* ('impact') van emissies op mens en natuur (zie paragraaf 5.1);
- ii) bepalen van een *schadefactor* ('prijs') die emissies in monetaire eenheden transformeert.

⁶¹ In de praktijk gaat het slechts om de *gemiddelde marginale* waarde van een goed in *specifieke* omstandigheden. Het is daarbij de vraag in hoeverre dit ook een maat is voor het consumentensurplus, oftewel de *totale* waarde.

In feite dient van elke stof afzonderlijk alle schade veroorzaakt door de emissie van die stof in beeld te worden gebracht. Die schade wordt vervolgens vertaald naar kosten, waarbij ook nog rekening moet worden gehouden met interacties tussen emissies van verschillende stoffen. Monetarisering van de schade vindt plaats aan de hand van onderzoek naar de waardering van de effecten door individuen, zoals de waarde die zij hechten aan gezondheidsschade. In de schadekostenmethode is de waardering van de schade dus uiteindelijk afhankelijk van de wijze waarop *individuen* die schade waarderen.

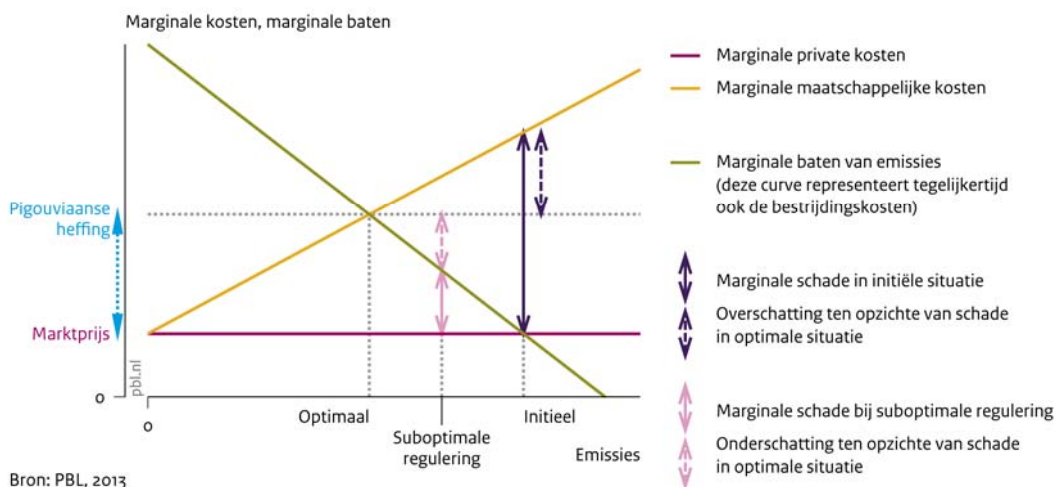
Een heel andere methode gaat uit van door de overheid geopenbaarde voorkeuren in de vorm van (beleden) beleidsdoelstellingen (zie ook paragraaf 2.3). Deze doelen zijn bijvoorbeeld door de overheid in wetgeving of beleid verankerde streefwaarden. Vervolgens stelt deze zogenaamde *preventiekostenmethodiek* vast welke kosten dan gemaakt moeten worden om die *gegeven* milieudoelen te halen. Daarbij kan gebruik worden gemaakt van een ('bottom-up') kostencurve die een inschatting geeft van de (marginale) bestrijdingskosten bij verschillende niveaus van emissiereductie. De schaduwprijs voor emissies van een bepaalde stof is dan gelijk aan de kosten van de duurste techniek die nodig is om de emissies van deze stof zo ver terug te dringen dat het doel wordt gerealiseerd. In de preventiekostenmethode is de waardering van de schade afhankelijk van de (impliciete) waardering door de overheid, die tot uitdrukking komt in de striktheid van de doelstellingen. Voor zover deze doelstelling gekozen is *door de overheid* en aangenomen wordt dat deze de individuele voorkeuren van de burgers weerspiegelt, geven de schadekosten- en preventiekostenmethodiek hetzelfde optimum.

Figuur 5.1 laat het verschil zien tussen beide methoden. Startpunt in dit geval is de situatie waarin nog geen emissies worden bestreden, oftewel de situatie 'Initieel' in de figuur. Zoals aangegeven neemt de preventiekostenmethodiek dan de bestrijdingskostencurve als uitgangspunt. Stel dat een beleidsdoelstelling emissies beoogt te reduceren tot aan een bepaald punt (zeg 'preventie doel'), dan volgt de schaduwprijs uit de benodigde (marginale) kosten om deze hoeveelheid emissies te bestrijden. In de figuur is deze waarde weergegeven met de roze pijl. Duidelijk is dat de geschatte omvang van deze kosten direct afhankelijk is van de gekozen emissiereductiedoelstelling. Hoe meer emissies men beoogt te reduceren, hoe hoger de kosten en dus hoe hoger de schaduwprijs. Zolang de doelstelling minder ver gaat dan vanuit maatschappelijke welvaartsoogpunt te prefereren valt ('optimaal'), wordt dus een te lage waardering gegeven aan de (marginale) schade (gelijk aan de gestippelde roze pijl). Er kan natuurlijk ook sprake zijn van een te hoge waardering, wanneer het milieudoel dat de overheid stelt scherper wordt gesteld en zich dus meer naar links op de X-as bevindt.

Bij de schadekostenmethodiek wordt de waarde van de verschillende impacts of schade die emissies aanrichten vastgesteld en gewaardeerd. Daarmee wordt de schadekostencurve zelf geschat. Uitgaande van een initiële positie zonder enige regulering en een oplopende marginale schade, zoals in figuur 5.1, geeft deze methode een te hoge inschatting van de (marginale) optimale schade (gelijk aan gestippelde zwarte pijl). Deze te hoge inschatting wordt kleiner naarmate in de initiële situatie al emissies worden gereguleerd en deze positie dus naar links opschuift. Maar in dit geval kan ook sprake zijn van een te lage inschatting van de marginale schade, namelijk wanneer in de bestaande situatie al sterk wordt gereguleerd dan wel al hoge (impliciete) emissiebelastingen worden geheven. In dat geval is de marginale schade lager dan in feite maatschappelijk wenselijk is.

Figuur 5.1

Overschatting en onderschatting van marginale kosten van milieuschade



Bron: PBL, 2013

Deze discussie laat zien dat veel, maar ook verschillende kennis vereist is voor het bepalen van de hoogte van de Pigouviaanse heffing. Voor de schadekostenmethodiek dient de waardering van schade te worden bepaald aan de hand van impacts en de door individuen daaraan toegekende waarde. Een inschatting van schadekosten is echter ook met veel onzekerheden omgeven. Vaak ontbreekt inzicht in specifiek causale relatie met betrekking tot mogelijke (langetermijn)impacts en zijn waarderingmethododes om deze impacts te vertalen naar schade in monetaire eenheden nog steeds volop in discussie. Als de emissie per eenheid product bovendien niet afhankelijk is van de omvang van de productie, hetgeen vaak het geval is (zie ook PBL 2012a: 16ff), is voor de bepaling van de optimale heffing ook nog steeds inzicht nodig in de bestrijdingskosten.

Bij de preventiekostenmethodiek is weliswaar geen inzicht nodig in de waardering van de schade door individuen, maar is met name veel inzicht vereist in de beschikbare technische mogelijkheden om de emissies te reduceren en in de inschatting van de investerings- en onderhoudskosten van de implementatie daarvan. Sommigen menen dat een inschatting van bestrijdingskosten eenvoudiger zou zijn, maar het hiervoor vereiste inzicht in de kosten van het terugdringen van emissie is eveneens verre van eenvoudig in te schatten, zeker op de wat langere termijn. Ook is niet altijd even duidelijk welk doel de overheid precies nastreeft

5.3 Schaduwrijzen voor milieuschade

In deze paragraaf gaan we apart in op de op dit moment belangrijkste inzichten over de hoogte van de schaduwrijzen van de in deze studie geanalyseerde emissies en hun impacts. Daarbij wordt uitgegaan van schaduwrijzen zoals deze momenteel in de (internationale) beleidsdiscussie een rol spelen. Achtereenvolgens wordt afzonderlijk ingegaan op de waardebeoordeling van broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen.

5.3.1 De waardering van de schade door klimaatverandering

Voor het bepalen van de monetaire waardering van de schade veroorzaakt door *klimaatverandering* als gevolg van de uitstoot van broeikasgassen (BKG) wordt momenteel vooral gebruikgemaakt van lange termijn modellen (Tol 2009). Omdat klimaatverandering vooral een kwestie is van lange adem, proberen deze modellen de lange termijn schadekosten van klimaatverandering in te schatten en via verdiscontering te vertalen naar schaduw prijzen van vandaag. Om deze zogenaamde maatschappelijke kosten van klimaatverandering (MKK; bekender onder de naam 'social cost of carbon') vast te stellen wordt momenteel gebruikgemaakt van slechts enkele klimaatmodellen met een schadekostenterugkoppeling. Het gaat met name om DICE met de multiregionale variant RICE (zie Nordhaus & Yang 1996; Nordhaus 2008), FUND (zie Tol 1999 en 2002) en PAGE (Hope 2006). Dit laatste model is ook gebruikt voor het bekende Stern-rapport (Stern 2006).⁶²

Tol heeft in een veel geciteerd artikel 300 schattingen van de maatschappelijke kosten van broeikasgassen met behulp van de drie hierboven genoemde modellen bijeengebracht en geanalyseerd. Op basis daarvan heeft hij een gemiddelde prijs per ton CO₂ bepaald omgerekend naar euro's van 2008 (Tol 2009). Zijn bevindingen zijn samengevat in de eerste rijen van tabel 5.1 waarbij overigens de schaduw prijzen zijn herberekend naar euro's van 2012. Omdat er een aantal uitschieters zijn in zijn sample met zeer hoge waarden is er sprake van een scheve verdeling naar rechts. De mediaan van de verdeling ligt dan ook beduidend lager dan het gemiddelde. Om rekening te houden met deze scheve verdeling geeft Tol ook een gemiddelde en mediaan voor een gewogen kansverdeling, waarbij hogere schades een grotere kans meekrijgen. Deze 'gewogen' waarden zijn derhalve beduidend hoger en eveneens weergegeven in tabel 5.1.

Interessant zijn ook de recente bevindingen van een Interdepartementale Commissie in de VS. Deze studie reflecteert nog eens kritisch op haar eigen bevindingen uit 2010 als die van Tol (2009) en komt ook met beduidend hogere schaduw prijzen (dit zijn overigens verdisconteerde waarden in US dollar van 2020).⁶³ De belangrijkste reden voor deze aanpassing zijn nieuwe inzichten die in de tussentijd in de verschillende klimaatmodellen zijn ingevoerd. Het gaat hier om een groot aantal aanpassingen zoals een expliciete weergave van zeespiegelstijging in het DICE en PAGE model. In de nieuwe versie van PAGE zijn ook de assumpties met betrekking tot adaptatie en regionale impacts aangepast en verder hebben er aanpassingen aan de schadefunctie plaatsgevonden om er voor te zorgen dat de uiteindelijke schade niet hoger kan zijn dan het BBP, en worden mogelijke abrupte veranderingen in de klimaatschade anders behandeld. In DICE is de koolstofcyclus aangepast. Ook in de nieuwste versie van FUND zijn een aantal aanpassingen doorgevoerd waaronder bijgewerkte schadefuncties in de landbouw voor zeespiegelstijging, een verlaging van het extra gebruik van airconditioning vanwege de opwarming, een wijziging in de aanpassingsrespons van de temperatuur bij de opbouw van de concentratie broeikasgassen en het meenemen van de indirecte effecten van methaan emissies.. Kennelijk hebben al deze aanpassingen geleid tot een inschatting van, per saldo, meer schade in het zichtjaar 2020 hetgeen na discontering tot de hogere weergegeven schaduw prijzen leidt.⁶⁴

⁶² Zie Van den Bergh en Botzen (2012) voor een kritische analyse van deze modellen.

⁶³ De vier 2020-schattingen gerapporteerd in 2010 waren 7 dollar, 26 dollar, 42 dollar en 81 dollar (in 2007 dollars). Nu zijn deze waarden respectievelijk 12 dollar, 43 dollar, 65 dollar en 129 dollar (ook in 2007 dollars).

⁶⁴ Bij klimaatverandering is overigens sprake van oplopende schade in de tijd. Zie voor een uitgebreide analyse Van den Bijgaart et al. (2014).

Tabel 5.1 Schaduwrijzen maatschappelijke schade CO₂ uit beleidsrelevante studies (in euro 2012)¹⁾

Studie	Methode		Euro per ton CO ₂
Tol (2009)	Schadetekosten	Mediaan ongewogen steekproef	9
		Gemiddelde ongewogen steekproef	31
		Mediaan gewogen kansverdeling	26
		Gemiddelde gewogen kansverdeling	45
Stern (2006)	Schadetekosten		120
US Government (2013)	Schadetekosten	Gemiddelde bij discontovoet 3%	26
		Gemiddelde bij discontovoet 2,5%	42
		Gemiddelde bij discontovoet 5%	9
		95-percentiel bij discontovoet 3%	72 ²⁾
CE (2010)	Preventiekosten	Milieudoel CO ₂ -emissie voor 2020	27
CE (2014)		Milieudoel CO ₂ -emissie voor 2050	84

Noten:

1) Alle schaduwrijzen omgerekend naar euro's van 2012 per ton CO₂-equivalent

2) Deze waarde weerspiegelt de hoger dan verwachte economische impact van klimaatverandering verderop in de staart van de verdeling van de MKK. Voor dit doel is het 95st percentiel van de MKK schattingen genomen en verdisconteerd tegen een discontovoet van 3 procent.

Een van de onderliggende studies waarop Tol zich baseert, is het bekende Stern-rapport van 2006 en daarvan zijn de berekende schadetekosten hier afzonderlijk weergegeven. De waarde voor de schaduwrijzen van CO₂ ligt in dat rapport veel hoger dan zowel de ongewogen als gewogen waarden van Tol (2009). Dat Stern tot veel hogere waarden kwam heeft onder meer te maken met het feit dat hier ook is gecorrigeerd voor mondiale inkomensverschillen. Zo kent Stern aan de schade in armere landen een hoger gewicht toe. Bovendien rekent hij met een lage discontovoet omdat de schade zich pas op veel langere termijn voordoet terwijl de gevolgen hiervan desastreus zouden kunnen zijn.

Inderdaad is de hoogte van de discontovoet van groot belang bij dergelijke berekeningen met een zeer lange tijdshorizon. Daarom heeft Tol (2009) ook hiernaar gekeken en de verschillende studies naar de schaduwrijzen van broeikasgassen verdeeld naar de discontovoet die wordt gebruikt. Daarna heeft hij een gemiddelde en mediane prijs bepaald bij verschillende discontovoeten. Bij een hogere discontovoet worden toekomstige effecten minder zwaar meegewogen en daardoor wordt de schaduwrijzen van CO₂ lager. Bij een discontovoet van drie procent is zowel de gemiddelde als de mediane schaduwrijzen ongeveer een derde van de schaduwrijzen bij een discontovoet van nul procent (zie tabel 5.2). De tabel maakt duidelijk dat de schaduwrijzen een factor drie tot vier hoger komt te liggen bij de laagste discontovoet. Ook de waarden voor de maatschappelijke kosten van klimaatverandering van de Interdepartementale Commissie in de VS bevestigen dit belang.

Tabel 5.2 Gemiddelde en mediane schaduw prijzen per ton CO₂ bij verschillende discontovoeten (in euro 2012)

	0%	1%	3%
Gemiddelde	44	36	15
Mediaan	35	27	11

Noot: Schaduwprijzen bepaald met gewogen kansverdeling en omgerekend naar euro's van 2012 (per ton CO₂-equivalent)

Bron: Tol (2009)

Het voert (veel) te ver om hier dieper in te gaan op de discussie over de precieze hoogte van de schaduw prijs voor broeikasgassen (Van den Bergh & Botzen 2012; Van den Bijgaart et al. 2014). Zo zijn ook de effecten van klimaatverandering die worden meegenomen vaak niet uitputtend. Vooral de effecten op biodiversiteit en ecosystemen spelen maar een beperkte rol, mede omdat de kennis hierover ontbreekt. Verder zijn er nauwelijks analyses gemaakt van kosten bij fors hogere temperatuurstijgingen omdat het moeilijk voorstelbaar is welke schade er dan optreedt. Bovendien is het denkbaar dat de schades uiteindelijk een extreem karakter hebben en bijvoorbeeld drempel effecten kennen (bijvoorbeeld omslag naar woestijnvorming of oceaanzuring). In hoeverre deze effecten dan nog weer omkeerbaar zijn is bovendien ook nog onzeker. Kortom, zowel de aard van de schade, de kans daarop alsmede het moment van optreden is onzeker.

Indien zich dergelijke complicaties voordoen bij de schadefunctie zijn er goede argumenten voor een aparte onzekerheidsbenadering (Aalbers 1999; Weitzman 2009). Zo komt de recente Interdepartementale Commissie in de VS alleen al tot een substantieel hogere waarde van de MKK indien zij rekening houdt met de hoger dan verwachte economische impact van klimaatverandering in de staart van de verdeling van de MKK (zie tabel 5.1). Maar ook de implicaties hiervan op de hoogte van de discontovoet zijn momenteel volop in discussie.⁶⁵ Een vraag is bijvoorbeeld in hoeverre de omvang van het systematisch risico in de economie mede afhankelijk is van klimaatverandering (Aalbers 2013). Als dat zo is heeft dat ook implicaties voor de discontovoet en daarmee voor de hoogte van de schaduw prijs. Deze overweging heeft er in Nederland toe geleid om bij kosten-baten analyses in dit kader vooralsnog een halvering van de risicopremie van drie procent toe te staan bij evaluatie als dergelijke externe effecten in het geding zijn, waardoor ook de discontovoet waarmee toekomstige effecten worden verdisconteerd met anderhalf procent afneemt (Tweede Kamer 2009).⁶⁶ Al deze overwegingen geven dus een ondersteuning aan waarden voor de MKK die aan de bovenkant van het door Tol geschetste spectrum liggen. Daarbij moet bovendien worden aangetekend dat deze schaduw prijs de komende jaren nog hoger zal worden omdat de marginale kosten van broeikasgassen naar verwachting blijven stijgen.⁶⁷

⁶⁵ In de economische literatuur staat deze aanpassing wel bekend als het Krutilla-Fisher argument (Perman et al. 2012).

⁶⁶ Door deze afslag wordt beter rekening gehouden met de mogelijkheid dat investeringen in mitigatie bijvoorbeeld leiden tot een lager systematisch risico in de economie (CPB & PBL, 2009; zie verder ook Aalbers 2013).

⁶⁷ Dit werd destijds ook geconcludeerd in de NEEDS-benadering: 'It is well known that an extra ton of greenhouse gas emission today has a different impact on societies than an extra ton of the same greenhouse gas emission at a later point in time. The main reason for this is the increase in greenhouse gas concentrations in the atmosphere due to the baseline socio-economic and the non-linear response of damages to greenhouse gas concentration changes in the atmosphere' (Anthoff 2007).

Sommigen zien in deze complexiteit en onzekerheid reden om te kiezen voor andere benaderingen. Zo concluderen Van den Bergh en Botzen (2012) dat de schattingen van de schadekosten te sterk uiteenlopen en dat het niet mogelijk is om via correcties van deze schattingen tot een (interval voor de) schadeprijs voor de uitstoot van een ton broeikasgassen te komen. Zij adviseren daarom om een veilige concentratie van broeikasgasemissies vast te stellen en via een kosteneffectiviteitsanalyse te bepalen wat het kost om onder deze veilige concentratie te blijven.

Een andere mogelijkheid is om gebruik te maken van de in het vorige hoofdstuk besproken *preventiekostenmethodiek*. Deze methodiek wordt bijvoorbeeld gebruikt door CE, nadat ze hebben geconcludeerd dat een schadekostenbenadering voor broeikasgassen voorsnog een brug te ver is (CE 2010a en b). In de plaats daarvan nemen zij als doelstelling het EU beleid gericht op de reductie van broeikasgassen met 20 procent in 2020 ten opzichte van het niveau van 1990. Op grond hiervan werd een schaduwprijs van 25 euro per ton gebruikt (in prijzen van 2008). Deze waarde is afkomstig van NEEDS en was gebaseerd op een inschatting van de waarde van de marginale schoonmaakkosten om het EU-doel van 20 procent reductie in 2020 ten opzichte van 1990 te halen.⁶⁸ Een aanscherping van de EU doelstelling tot 30 procent reductie in 2030 zou volgens CE een schaduwprijs geven van zo'n 50 euro. Met deze reductie van 20 procent in 2020 ten opzichte van 1990 en het verder oplopen van de marginale schoonmaakkosten met 3 procent per jaar, wordt de twee graden doelstelling in 2050 echter niet gehaald. Om deze doelstelling te halen zouden volgens de Roadmap van de EU de broeikasgassen in 2030 met 20 procent, in 2040 met 60 procent en in 2050 met 80 tot 95 procent moeten worden gereduceerd. In de studies van Kuik et al. (2008) en Kuik, Brander en Tol (2009) zijn deze doelen vertaald naar marginale schoonmaakkosten in 2025 en 2050.⁶⁹ Voor de twee gradendoelstelling geldt dan voor de marginale kosten in 2025 een middenwaarde van 129 euro en een bandbreedte van 69 tot 241 euro. Voor 2050 geldt een middenwaarde van 225 euro en een bandbreedte van 128 tot 396 euro. Uitgaande van de waarde van 129 euro in 2025 kan met een discontovoet van 3 procent worden bepaald dat de schaduwprijs uitkomt op een waarde van 84 euro (van 2012). Overigens is het interessant om te zien dat deze prijzen dan nog steeds binnen de bandbreedte vallen van de op grond van de schadekosten afgeleide waarden voor de MKK.

5.3.2 De waardering van de schade door luchtverontreinigende stoffen

Voor de *luchtverontreinigende stoffen (LUVO)* is eveneens een breed spectrum aan schattingen van de schaduw prijzen beschikbaar. Aan de verschillende fysieke impacts op gezondheid (vroegtijdig overlijden en ziekte), de landbouwopbrengsten, gebouwen en kapitaalgoederen, ecosystemen (inclusief biodiversiteit) en overige invloeden zoals de invloed op cultureel erfgoed, moeten immers schaduw prijzen worden toegekend. Niet alleen speelt hierbij een rol welke fysieke impacts worden meegenomen en hoe deze worden bepaald, maar ook nog welke waarde wordt toegekend aan de effecten. Zo zijn er aanzienlijke verschillen in de waardering van dezelfde gezondheidsschade.

⁶⁸ MNP en ECN hadden eerder al laten zien dat die marginale schoonmaakkosten voor Nederland tussen de twintig (bij lage economische groei) en vijftig euro (bij hoge economische groei) zouden.

⁶⁹ Hiertoe is een verband geschat tussen deze doelstellingen (in ppm teruggerekend naar graden temperatuurstijging) en de schoonmaakkosten op basis van het FUND-model.

Conform de *schadekostenmethode* wordt, zoals eerder beschreven in paragraaf 5.1, de hele weg doorlopen van emissiebron via dispersie van de stof naar concentratie, en van concentratie via dosis-responsrelaties naar het effect. Deze Impact Path Approach is één van de meest gebruikte methoden in Europa en ook in Nederland om de relatie tussen LUVO stoffen en de uiteindelijke waardering van de daardoor veroorzaakte schade te bepalen. Deze aanpak is ook gevolgd in het NEEDS-project, waarvan in deze studie gebruik is gemaakt om de waardering van de milieuschade van luchtverontreinigende stoffen te bepalen (zie Annex II voor een uitvoeriger beschrijving).⁷⁰ Is eenmaal bekend wat de waarde van de schade van een effect is, dan wordt via terugrekenen bepaald hoeveel de bijdrage van een bepaalde stof uitgestoten door een specifieke bron aan dat effect is. Deze relatie is vaak niet lineair en afhankelijk van het vóórkomen van andere stoffen in de atmosfeer.

Om het effect van één stof te bepalen, wordt vervolgens berekend wat de impact is als de emissie van die stof met een bepaald percentage beperkt wordt. Daarbij wordt ook rekening gehouden met ruimtelijke spreiding. Om de effecten te regionaliseren, wordt een source receptor matrix (SRM) van GAINS/EMEP gebruikt, waarmee het effect van de emissie uit een bepaalde bron uit een bepaald land op verschillende gebieden bepaald kan worden. GAINS/EMEP onderscheidt hierbij gebieden (grids) van vijftig bij vijftig kilometer. Op deze wijze kan het effect van Nederlandse emissies op zowel Nederlands grondgebied als op het buitenland bepaald worden. En vice versa kan het effect van buitenlandse emissies op Nederland bepaald worden. Door in de receptor matrix gebiedsspecifieke impact data op te nemen (bijvoorbeeld bevolking of gevoelige natuurgebieden en landbouwgewassen), kan de fysieke impact van een verandering in de emissie van een luchtverontreinigende stof bepaald worden.

Tabel 5.3 Schaduwrijzen voor LUVO-stoffen in Nederland conform NEEDS (in euro 2012 per ton)

	Schadekosten	Preventiekosten
NH ₃	29.900	12.600
NO _x	11.400	9.300
PM _{2,5}	69.600	53.700
PM ₁₀	44.100	53.700
SO ₂	16.500	5.400
NMVOS	2.730	5.400

Noot: Alle oorspronkelijk 2008 waarden zijn omgerekend naar euro's van 2012

Bron: CE (2010a, b)

Voor Nederland heeft CE conform deze in de NEEDS-studie uitgewerkte aanpak specifieke schaduwrijzen berekend voor de luchtverontreinigende stoffen, die zijn weergegeven in tabel 5.3.⁷¹

⁷⁰ NEEDS (New Energy Externalities Development for Sustainability) was een langjarig Europees onderzoeksproject dat de methodologie om externe effecten te waarderen uit een eerder project, het zogenaamde ExternE-project, verder uitwerkte en dat tot doel had om alle kosten en baten van energiebeleid en toekomstige energiesystemen te evalueren. Zie www.needs-project.org voor een overzicht van de rapporten van dit project.

⁷¹ Milieuschade die zich in de toekomst voordoet, wordt teruggerekend naar kosten in het jaar van emissie. Zo kan voor alle zes de stoffen (waarbij PM_{2,5} en rest PM₁₀ apart zijn genomen) de (verdisconteerde) milieuschade worden bepaald. De resultaten

Deze schaduwrijzen per stof zijn een optelsom van de monetaire waarden die aan de diverse effecten kunnen worden toegekend. Zoals eerder besproken (zie paragraaf 5.1) gaat het hierbij om zaken als gezondheidsschade, verminderde landbouwopbrengsten, nadelige effecten op gebouwen, kapitaalgoederen, ecosystemen (inclusief biodiversiteit) en overige invloeden. Gezondheidsschade bevat behalve kosten als medicijngebruik, ziekenhuisopname en verloren werkdagen, voor een belangrijk deel kosten veroorzaakt door vroegtijdig overlijden (mortaliteit) of chronische aandoeningen (morbiditeit). De waardering hiervan vindt in het NEEDS-project plaats tegen de waarde van een verloren levensjaar welke op basis van een beleden voorkeursoronderzoek zijn gemonetariseerd (Desaigues et al. 2007, 2011; CE 2010a; OESO 2012b). Voor de effecten op landbouwgewassen worden gewasverliezen vermenigvuldigd met de prijs van een kilogram van dat gewas. De invloed op ecosystemen wordt bepaald door het verlies aan potentiële fractie biodiversiteit per oppervlakte eenheid (Potentially Disappeared Fraction oftewel PDF) te vermenigvuldigen met de waarde van 0,47 euro per vierkante meter (Kuik et al. 2008). De kosten aan cultureel erfgoed zijn verwaarloosbaar.

Voor alle stoffen geldt dat het grootste deel van de schade bestaat uit gezondheidsschade. Voor fijn stof gaat het om bijna 100 procent van schade, terwijl het aandeel van gezondheidsschade voor de andere stoffen tussen de 85 en 95 procent van het totaal ligt. De waardering van overige effecten is derhalve veel minder belangrijk dan de waardering van de gezondheidsschade. Overigens bestaat de milieuschade veroorzaakt door broeikasgassen ook voor een deel uit gezondheidsschade. Van de totale schade veroorzaakt door broeikasgassen is een kleine 20 procent gezondheidsschade.

CE heeft de schaduwrijzen van LUVO-stoffen ook bepaald op basis van de *preventiekostenmethode*. Daartoe is uitgegaan van de voorgenomen NEC-doelen voor 2020. De door CE gebruikte NEC-doelen waren ten tijde van hun studie nog niet vastgesteld, maar er liep wel een discussie op basis waarvan zij voorlopige beleidsdoelen voor 2020 hebben bepaald. Ook voor ultra fijn stof (PM_{2,5}) is een voorlopig doel bepaald. Aangezien de doelen in 2020 liggen, zijn er ook aannames gemaakt over de emissies in 2020 waarbij gebruik is gemaakt van het GE-scenario uit de WLO (CPB et al. 2006). Daarbij zijn wel actualisaties meegenomen voor aanvullend beleid tot en met 2008 zoals verwerkt in de Referentieramingen van ECN en PBL en is voor mogelijke schoonmaaktechnieken gebruik gemaakt van het Optiedocument van MNP en ECN uit 2006 (Daniëls & Farla 2006). De gevonden waarden voor preventiekosten zijn ook weergegeven in tabel 5.3.

Opvallend is dat de schaduwrijzen op basis van preventiekosten, met uitzondering van NMVOS, beduidend lager liggen dan de prijzen die op basis van schadeprijzen zijn bepaald. Dit is dus vergelijkbaar met de beschreven situatie in figuur 5.1. Dit suggereert dat de beleidsdoelen in het kader van het Europese luchtbeleid mogelijk minder strikt zijn gekozen dan op grond van de gemonetariseerde marginale schade gerechtvaardigd zou zijn. Ook andere indicatoren wijzen in deze richting. Zo is het opvallend dat de binnen het NEEDS-project gehanteerde schaduwrijzen voor gezondheidsschade duidelijk lager is dan in andere studies (OESO 2012b), terwijl, zoals eerder aangegeven, gezondheidsschade voor alle LUVO stoffen met afstand de grootste kostenpost is (zie Annex II).

gelden voor heel Europa, maar binnen NEEDS is een spreadsheet aanwezig waarbij de milieuschade ook voor een specifiek land bepaald kunnen worden. CE heeft dat voor Nederland gedaan (CE 2010a, b).

CE volgt bij de schadekostenmethode de binnen de EU gangbare middenwaarde van een levensjaar in West-Europa van 41.000 euro (uitgedrukt in euro's van 2009).⁷² Zoals aangegeven is deze waarde binnen het NEEDS-project bepaald op basis van een studie naar beleden voorkeuren van respondenten met betrekking tot de waarde die zij zeggen te hechten aan de gezondheidsschade (Desaigues et al. 2007, 2011). In de enquête zijn zij eerst geïnformeerd over luchtverontreiniging en beleidsopties om deze te verminderen, waardoor de levensverwachting toeneemt. Vervolgens is de respondenten gevraagd hoeveel ze bereid waren om extra te betalen voor beleidsopties waardoor ze over twintig jaar een bepaald aantal maanden langer zouden leven. De op basis hiervan gevonden waarden voor een levensjaar in West-Europese landen hebben een ondergrens van 26.000 euro en een bovengrens van 92.000 euro (Zie Annex III voor een uitgebreidere beschrijving).

Deze waarden liggen beduidend lager dan in andere studies waaronder de eerdere ExternE-studie (zie ook Holland et al. 2005). Met name in Amerikaanse studies (US EPA 1999; Muller & Mendelsohn 2007) worden veel hogere waarden gerapporteerd. Dat is opvallend want deze waarden zijn niet afgeleid uit beleden voorkeuren, zoals in het NEEDS-project, maar uit gebleken voorkeuren. Daarbij wordt de schaduwprijs bepaald aan de hand van bijvoorbeeld loonverschillen tussen beroepen met een hoger overlijdensrisico en vergelijkbare beroepen die dat risico niet hebben, of ze zijn afgeleid uit verschillen in premies die voor levensverzekeringen worden betaald. Op deze wijze wordt het overlijdensrisico bepaald, dat wil zeggen de gebleken betalingsbereidheid *nu* om de kans op een anoniem vroegtijdig sterftegeval te voorkomen ('Value of a Statistical Life' oftewel 'VSL'). Deze benadering op basis van de waarde van een willekeurig leven, wijkt wat af van een waardebeoordeling op basis van de waarde van een levensjaar en waarbij rekening wordt gehouden met de levensverwachting ('Value of a Life Year' oftewel 'VOLY') maar kunnen via een formule wel tot elkaar worden herleid (OECD 2012b).⁷³

Het voert hier te ver om op de specifieke verschillen tussen de studies in te gaan (zie hiervoor OESO 2012b en Annex II). Volstaan wordt met het overzicht in tabel 5.4 waarin de gevonden waarden vergelijkbaar zijn gemaakt. Hieruit blijkt duidelijk dat de schaduwprijzen op basis van NEEDS aan de lage kant zijn. Dit is ook wat de OESO concludeert. Op grond hiervan lijkt het ons in ieder geval alleszins redelijk om uit te gaan van de schaduwprijzen op basis van de schadekostenmethoden en niet van de lagere prijzen uit de preventiekostenmethode en bovendien rekening te houden met een aanzienlijke bandbreedte in de monetaire waardering.⁷⁴

Conform de hiervoor geschetste benadering wordt voor elke stof berekend wat de *gemiddelde* schadekosten van luchtverontreiniging zijn voor een land. Deze kosten kunnen echter sterk verschillen van plaats tot plaats en van bron tot bron, afhankelijk van de emissiehoogte, bevolkingsdichtheid en zelfs bevolkingsaanpak (zie ook paragraaf 5.1). De bevolkingsdichtheid in de nabijheid van de emissiebron is namelijk zeer relevant voor de externe kosten van luchtvervuiling, met name voor de

⁷² Volgens CE (2010a) is dit in prijzen van 2000. In de NEEDS-studie zelf is niets terug te vinden over het jaar waarvoor de prijzen gelden.

⁷³ De VSL en VOLY zijn direct aan elkaar gerelateerd (OECD 2012b: 23). Stel dat een VOLY constant is gedurende de rest van iemands leven en T het aantal resterende levensjaren is van een persoon dan zijn beide tot elkaar te herleiden via de relatie: $VSL = \sum_t^T VOLY * (1 + \delta)^{-t}$. Hierbij is δ de relevante discontovoet. Om de VSL te bepalen moet de waarde van de afzonderlijke jaren over een gemiddeld mensenleven via verdiscontering teruggerekend worden naar een contante waarde.

⁷⁴ Daarmee wijkt deze studie af van een eerder verschenen PBL-rapport over luchtverontreiniging, waarin juist is uitgegaan van een waarde van 20.000 euro voor een levensjaar. De in dat rapport berekende baten van luchtbeleid kunnen derhalve als een ondergrens worden beschouwd (PBL 2012c).

gevolgen van de uitstoot van fijn stof. Hierdoor is het goed te verdedigen om met name voor de impact van verkeer met een opslagfactor te rekenen. Deze emissies vinden bij uitstek plaats op plaatsen dichtbij blootgestelde personen. Dit in tegenstelling tot elektriciteitscentrales die veelal in dunbevolkte gebieden liggen en daardoor juist veel lagere dan gemiddelde LUVVO-schadekosten zullen veroorzaken.

Tabel 5.4 Gehanteerde waarden voor VOLY in recente beleidsstudies (in euro 2012)¹⁾

Studie		VOLY per levensjaar
Desaigues et al. (2007) – West EU	Mediaan:	22.300
Levensduur 3 maanden	Gemiddelde:	43.500
	Bovengrens: Discontovoet 3%	97.700
	Discontovoet 0%	265.500
Desaigues et al. (2007) – West EU	Mediaan:	18.100
Levensduur 6 maanden	Gemiddelde:	28.700
	Bovengrens: Discontovoet 3%	97.700
	Discontovoet 0%	265.500
Holland et al (2005)	Mediaan:	64.800
	Gemiddelde:	156.100
Holland et al (2011)		50.900-98.000 ^{2),3)}
PBL (2012c)		21.200
OESO (2012b)		62.700-184.200 ^{2),3)}
US EPA (1999) en Muller en Mendelsohn (2012)		243.000 ^{2),3)}

Noten:

- 1) Alle oorspronkelijk schaduw prijzen zijn omgerekend naar euro's van 2012
- 2) Holland et al. (2011) rapporteert een VSL van 1,3-2,5 miljoen, (omgerekend naar euro 2012), de OESO voor beleidstoepassingen in Europa een aanbevolen range van 1,6-4,7 miljoen euro met 3,2 miljoen euro als middenwaarde welke hier is omgerekend naar de gerapporteerde VOLY, en, tot slot, de waarde van US EPA is 6,2 miljoen euro;
- 3) Eigen omrekening gebaseerd op resterende levensverwachting in Nederland bij een discontovoet van 3 procent.

CE heeft eerder in de IMPACT-studie gekeken naar schadekosten voor verkeer, waarbij onderscheid werd gemaakt tussen wegen in dichtbevolkte grote steden (metropolen), stedelijk gebied en buitengebied. Hierdoor kan rekening worden gehouden met het aantal mensen dat wordt blootgesteld aan de uitgestoten stoffen. De schade per eenheid uitgestoten stof zal groter zijn binnen de bebouwde kom dan daarbuiten, aangezien binnen de bebouwde kom meer mensen worden blootgesteld aan de schadelijke stof. Deze verschillen in de waardering van de PM-emissies van transport, zoals weergegeven in tabel 5.5, zijn ook in de huidige studie toegepast.

Tabel 5.5 Schaduwrijzen voor fijn stof verkeer conform CE Delft (in euro 2012 per ton)

	PM_{2,5} (verbranding)	PM_{2,5}-PM₁₀ (slijtage)
Grootstedelijk	545.596	218.238
Stedelijk	176.140	70.379
Landelijk	106.666	42.615

Noot: Alle oorspronkelijk 2008 waarden zijn omgerekend naar euro's van 2012

Bron: CE Delft (2008, 2010b)

5.3.3 Samenvatting van de in deze studie gehanteerde schaduwrijzen

Tabel 5.6 vat de in deze studie gehanteerde schaduwrijzen voor broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen samen. Vanwege de grote onzekerheidsmarges bij de schaduwrijzen hanteren we een bandbreedte voor de gevoeligheidsanalyse. De hiervoor gehanteerde waarden weerspiegelen de volledige bandbreedte van de hiervoor besproken beleidsstudies. De door ons gehanteerde bandbreedte voor de CO₂-schaduwrijzen sporen vrijwel precies met de recente bandbreedte die door de Interdepartementale Commissie in de VS is voorgesteld. Voor de bandbreedte van de LUVO stoffen is uitgegaan van een minimum gemiddelde waarde van 28.000 euro (van 2012) zoals gerapporteerd door NEEDS (Desaigues et al. 2011) bij een langere levensverwachting van 6 maanden. Ook de bovengrens is afkomstig van NEEDS en gelijk aan de aldaar berekende hoge waarde van 99.000 euro (van 2012). Uitgaande van deze waarden levert dat de in de tabel gerapporteerde waarden op.

5.4 Uitkomsten

In deze paragraaf leiden we kosten van milieuschade af die direct en indirect samenhangen met de belangrijkste energiebelastingen in Nederland, dat wil zeggen de belastingen op aardgasverbruik, elektriciteit en motorbrandstoffen. Steeds presenteren we de berekende kosten van milieuschade bij de referentiewaarden in tabelvorm en vervolgens wordt door middel van gevoeligheidsanalyses inzicht gegeven in het belang van de gekozen methodiek en de variatie in de hoogte van de schaduwrijzen. Tot slot worden ook de indirecte emissies stroomopwaarts in het energiesysteem meegenomen in de berekening.

5.4.1 Verbruik aardgas

Vermenigvuldiging van de schaduwrijzen (zie tabel 5.6) met de emissiefactoren voor aardgasverbruik (zie tabel 4.3) geeft de marginale kosten van milieuschade van de huidige restemissies. Op basis van deze methode zijn de kosten van milieuschade voor aardgasverbruik door huishoudens, de dienstensector en de landbouw bepaald en in tabel 5.7 weergegeven. Daarbij is uitgegaan van de referentiewaarde van alle schaduwrijzen.

Tabel 5.6 Schaduwrijzen BKG en LUVO-stoffen in deze studie (in euro 2012 per ton)^{1), 2)}

	Referentiewaarde	Gevoeligheidsanalyse		
		Laag	Hoog	Stern
<i>Gevoeligheidsanalyse voor klimaatverandering</i>				
Broeikasgassen	27	9	85	120 ²⁾
<i>Gevoeligheidsanalyse: waarde van een levensjaar</i>				
VOLY	43.000	28.000	99.000	
<i>Gevoeligheidsanalyse voor luchtverontreiniging</i>				
Broeikasgassen	27	25	34	
NH ₃ (ammoniak)	29.900	21.200	62.200	
NO _x	11.400	7.900	24.400	
PM _{2,5} stationair	69.600	45.200	160.100	
PM _{2,5} grootstedelijk	507.760	330.000	1.168.000	
PM _{2,5} stedelijk	163.925	106.600	377.000	
PM _{2,5} Landelijk	99.269	64.500	228.300	
PM ₁₀	44.100	28.700	101.400	
SO ₂	16.500	11.100	36.700	
NMVOS	2.730			

Noten:

- 1) Alle schaduwrijzen zijn omgerekend naar euro's van 2012 per ton;
- 2) De onzekerheid is niet per stof bepaald, maar afhankelijk van de CO₂-prijs bij klimaatverandering en de waarde van een levensjaar bij alle stoffen. Bij die laatste onzekerheid is rekening gehouden met het aandeel van de kosten die veroorzaakt worden door gezondheid (ook die niet direct afhankelijk zijn van levensjaren, zoals medicijngebruik en dergelijke). Voor PM_{2,5} en PM₁₀ is dat 100 procent, voor broeikasgassen is dat 19,5 procent (zowel voor CO₂, CH₄ en N₂O) en voor andere stoffen ligt dat aandeel tussen de 80 en 95 procent. Daarom zijn dus ook schadekosten van broeikasgassen afhankelijk van de waardering van een levensjaar.
- 3) Voor CO₂ wordt ook nog gerekend met een waarde van 120 euro per ton op basis van Stern (2006).

Tabel 5.7 Kosten van milieuschade aardgas bij referentiewaarden schaduwrijzen (euro/1000 m³)

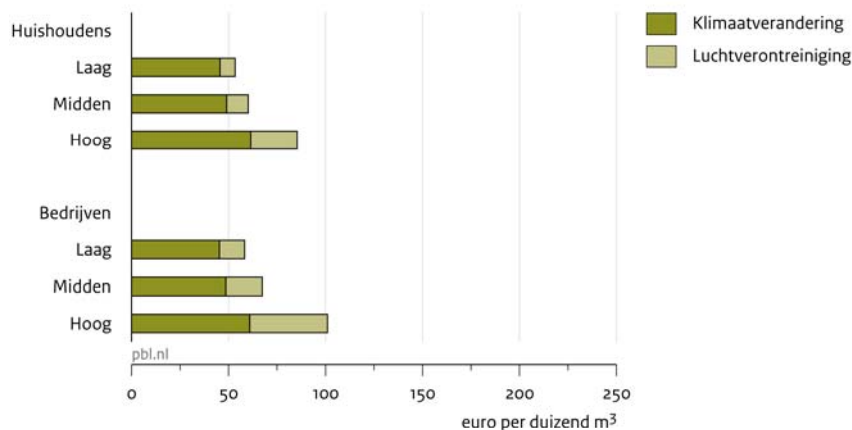
	Broeikasgassen	Luchtverontreinigende stoffen				Totaal
		NO _x	SO ₂	PM ₁₀	NMVOS	
Huishoudens	49,0	10,4	0,1	0,4	0,2	60,2
Dienstensector	48,8	17,9	0,0	0,2	0,5	67,4
Industrie	48,5	14,8	0,0	0,2	0,3	63,9
Landbouw	48,6	17,4	0,1	0,2	1,0	67,3

Noot: Totale marginale kosten van milieuschade op basis van emissiefactoren uit tabel 4.3 en referentiewaarden schaduwrijzen in euro's van 2012 uit tabel 5.6.

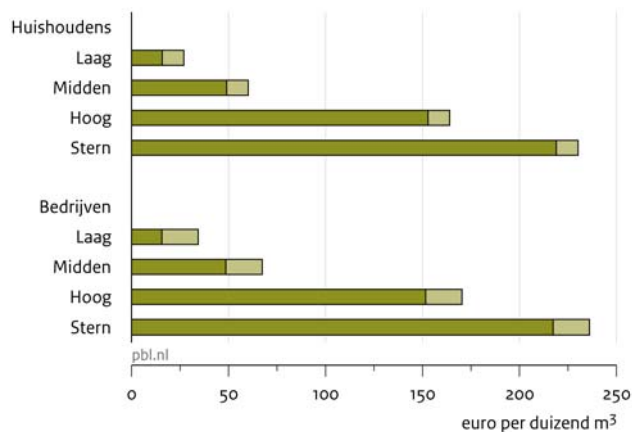
Bij huishoudens bestaat, afhankelijk van de gekozen methodiek, de kosten van milieuschade voor 80 tot 85 procent uit kosten veroorzaakt door BKG en dan bijna uitsluitend door CO₂. Voor de dienstensector, de industrie en de landbouw ligt het aandeel van broeikasgassen in de totale kosten van milieuschade rond de 75 procent omdat de kosten van luchtverontreiniging hier een stuk hoger zijn. De kosten door luchtverontreiniging worden bijna geheel door NO_x veroorzaakt. Voor bijna alle industriële sectoren liggen de kosten van milieuschade gemiddeld rond de 59 euro per duizend kubieke meter. In de voedings- en genotmiddelenindustrie is dit ongeveer het gemiddelde, maar in de papier- en pulpindustrie en de chemische productenindustrie ligt deze er duidelijk boven, respectievelijk bijna 62 euro en ruim 67 euro. Deze verschillen reflecteren met name de variatie in emissiefactoren van NO_x tussen de verschillende bronnen (zie ook tabel 4.3). Er zijn ook wel aanzienlijke verschillen tussen NMVOS, maar de kosten van de milieuschade hiervan werkt nauwelijks door vanwege de betrekkelijk lage schaduwprijs.

Figuur 5.2
Kosten van milieuschade van klimaatverandering en luchtverontreiniging van verbranding van aardgas, 2013

Verschillende waarden voor een levensjaar



Verschillende CO₂-prijzen



Bron: PBL, 2013

Zoals in de vorige paragraaf uiteengezet zijn de berekende milieuschadeposten met tal van onzekerheden omgeven. Er is dan ook alle reden om expliciet de bandbreedte aan te geven waarbinnen de schadeposten variëren (zie ook tabel 5.6). In figuur 5.2 wordt deze bandbreedte zichtbaar gemaakt voor beide schadeposten. Gezien het grote belang van BKG in de totale kosten van milieuschade, is het niet verrassend dat de gevoeligheid van de marginale kosten van milieuschade voor aardgasverbruik vooral betrekking heeft op de CO₂-prijzen. De totale schade is tot wel een factor drie hoger bij de hoge waarden dan wanneer hier de referentiewaarde wordt aangehouden en bij de prijs die Stern hanteert wel een factor vier.

5.4.2 Elektriciteitsopwekking

Net als bij aardgas geeft vermenigvuldiging van de schaduwrijzen (zie tabel 5.6) met de emissiefactoren voor afzonderlijke (gemiddelde) opwekkingsmethoden (zie tabel 4.4) de marginale kosten van de milieuschade van de huidige restemissies. Tabel 5.8 geeft de inschatting van deze kosten weer. Ook in dit geval blijken de kosten van de milieuschade veroorzaakt door klimaatverandering dominant, met name bij de opwekking van kolen. Conform de verwachting zijn de schadeposten van kolen het hoogst, gevolgd door gasgestookte centrales en de bijstook van biomassa. Dat is met name het geval omdat aan de bijstook van biomassa geen directe broeikasgasemissies worden toegekend. Bij windenergie is er geen milieuschade en zijn, net als bij andere hernieuwbare bronnen, de directe marginale kosten van de milieuschade nul.

Tabel 5.8 Kosten van milieuschade elektriciteitsopwekking (euro per Megawattuur)

	Broeikasgassen		Luchtverontreinigende stoffen				Totaal
	CO ₂	NO _x	SO ₂	NH ₃	PM ₁₀	NMVOS	
Aardgas	10,1	2,7	0,2	0,0	0,0	0,0	13,0
Kolen	23,2	4,4	6,0	0,0	0,3	0,0	33,9
Biomassa	0,0	4,4	2,5	0,1	0,3	0,0	7,3
Wind	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Noot: Totale marginale kosten van milieuschade op basis van emissiefactoren uit tabel 4.4 (gemiddelde waarden grote elektriciteitscentrales) en referentiewaarden schaduwrijzen in euro's van 2012 uit tabel 5.6.

Opvallend is verder dat de bijstook van biomassa ook lagere kosten van luchtverontreiniging produceert dan opwekking van elektriciteit met kolen. Dit komt doordat de geringere hoeveelheid SO₂ emissie, maar grotere NH₃ emissie uiteindelijk in het voordeel van de eerste doorwerkt in de schadeposten. Overigens zijn de emissies van ammoniak (NH₃), fijn stof PM₁₀ en NMVOS door elektriciteitscentrales dermate gering dat ze nauwelijks nog bijdragen aan de kosten van de milieuschade van de centrales. Tot slot is het meest opvallend dat de schade van LUVO stoffen bij biomassa wel beduidend hoger ligt als bij gasgestookte centrales.

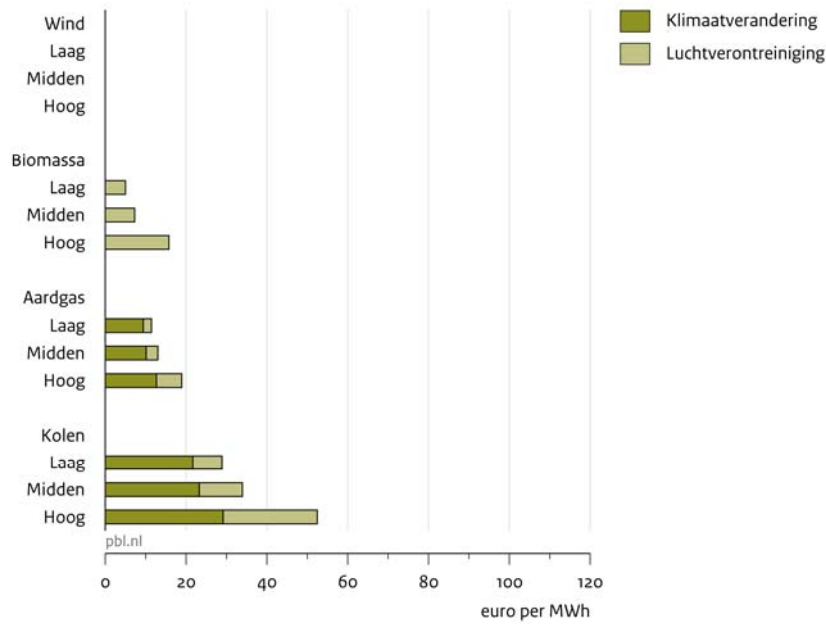
Wel moet bedacht worden dat tabel 5.8 gemiddelde waarden geeft voor de verschillende typen opwekkingsmethodes. Oude centrales voldoen in de regel aan minder stringente eisen. Ook in dit geval zijn bandbreedtes zichtbaar gemaakt voor beide schadeposten bij de verschillende

opwekkingsmethodes. Uit figuur 5.3 blijkt dat de onzekerheid met betrekking tot de schaduwprijs van broeikasgassen een grotere impact heeft dan de onzekerheid over luchtverontreiniging.

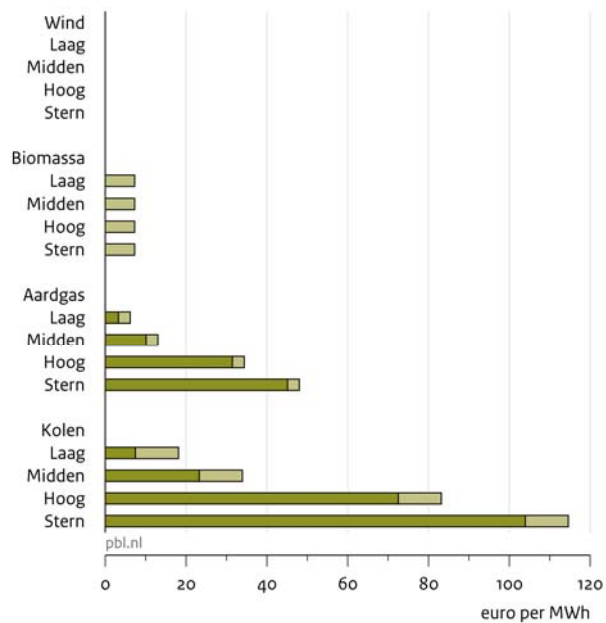
Figuur 5.3

Kosten van milieuschade van klimaatverandering en luchtverontreiniging van elektriciteitsopwekking, 2013

Verschillende waarden voor een levensjaar



Verschillende CO₂-prijzen



Bron: PBL, 2013

Interessant is ook dat er enige variatie in de kosten van milieuschade van broeikasgassen in de bandbreedte te zien is als gevarieerd wordt met de waarde van een levensjaar. De reden hiervoor is dat een van de schadeposten voor klimaatverandering ook wordt bepaald door gezondheidswaardering. Mede hierdoor blijkt de variatie in de waardering van de LUVO stoffen toch ook een aanzienlijk verschil in schadekosten laat zien bij de verschillende opwekkingsmethodes. Deze schade speelt zeker ook bij biomassa een grote rol waardoor bij relatief hoge waarde voor een levensjaar de totale schade zelfs bijna hoger uitkomt dan bij aardgas gestookte centrales waar de BKG de dominante factor zijn.

5.4.3 Verbruik motorbrandstoffen

Bij het verbruik van minerale oliën als motorbrandstof geeft vermenigvuldiging van schaduwprizen (zie tabel 5.6) met emissiefactoren voor afzonderlijke (gemiddelde) verbruiks- categorieën (zie tabel 4.5) de marginale kosten van de milieuschade van de huidige restemissies (zie tabel 5.9). De kosten van milieuschade verschillen aanzienlijk tussen benzine, diesel en lpg. Voor benzine en lpg zijn de kosten van de milieuschade gemiddeld genomen aanzienlijk lager dan voor diesel. Het verschil zit vooral bij de kosten van fijn stof (PM₁₀) en in mindere mate NO_x. De kosten van de milieuschade voor broeikasgassen zijn voor benzine slechts een fractie lager dan voor diesel, terwijl de schade bij lpg duidelijk lager ligt. Opvallend is dat, in vergelijking met benzine, de lagere kosten voor CO₂ bij lpg weer teniet gedaan worden door de veel hogere kosten voor NO_x en ook ammoniak (NH₃), waardoor de totale schadekosten voor lpg zelfs iets hoger uitkomen dan voor benzine.

Tabel 5.9 Kosten van milieuschade van verbruik van motorbrandstoffen (euro /liter)¹⁾

	Broeikasgassen		Luchtverontreinigende stoffen				Totaal
	CO ₂	NO _x	SO ₂	PM ₁₀	NMVOS	NH ₃	
Benzine							
Personenauto	0,06	0,02	0,00	0,03	0,01	0,01	0,13
Diesel							
Personenauto	0,07	0,09	0,00	0,12	0,00	0,00	0,28
Bestelauto	0,07	0,10	0,00	0,21	0,00	0,00	0,38
Vrachtwagen	0,07	0,23	0,00	0,06	0,00	0,00	0,36
Mobiele landbouwwerktuigen	0,07	0,41	0,00	0,13	0,01	0,00	0,62
Goederenvervoer binnenvaart	0,07	0,27	0,00	0,13	0,01	0,00	0,48
Goederenvervoer dieseltrein	0,07	0,65	0,00	0,14	0,00	0,00	0,86
lpg							
Personenauto	0,04	0,04	0,00	0,02	0,01	0,03	0,14

Noot:

- 1) Totale marginale kosten van milieuschade op basis van emissiefactoren uit tabel 4.5 (gemiddelde waarden Nederlandse autopark respectievelijk vloot in 2010) en referentiewaarden schaduwprizen in euro's van 2012 uit tabel 5.6.

Opvallend is verder dat er aanzienlijke verschillen in kosten van milieuschade bestaan voor de verbranding van diesel in personenauto's, bestelauto's en vrachtwagens. Zoals al bleek bij de beschrijving van de emissiefactoren is de variatie naar voertuigtype zeer aanzienlijk. De schadekosten zijn een stuk groter voor bestelauto's en vrachtwagens, maar *nóg* groter voor het niet-wegverkeer, dat bestaat uit de binnenvaart, de mobiele landbouwwerktuigen (zoals tractoren) en het transport per dieseltrein. Gemiddeld zijn de kosten van het verstoken van een liter diesel in het niet-wegverkeer een factor vier hoger dan van het verstoken van een liter benzine in een personenauto.

Wel moet bedacht worden dat in de tabel gemiddelde waarden gegeven zijn voor het hele Nederlandse park respectievelijk de Nederlandse vloot in 2010. Door steeds stringentere Europese emissiewetgeving voor nieuwe voer- en vaartuigen bestaat binnen het park (respectievelijk de vloot) ook aanzienlijke variatie in met name de emissie van NO_x, fijn stof en NMVOS per kilometer en daarmee in de kosten van milieuschade per kilometer en liter brandstof. Waar de kosten van fijn stof voor een gemiddelde dieselauto een factor vier hoger liggen dan voor een gemiddelde benzineauto, geldt dat een moderne dieselauto met gesloten roetfilter een vergelijkbare fijn stof emissie heeft als een benzineauto en daardoor ook vergelijkbare fijn stof kosten heeft per liter. De variatie in kosten van milieuschade binnen ieder van de gepresenteerde voertuigcategorieën is vaak nog groter dan de variatie tussen de categorieën.

Opvallend is verder dat de kosten van milieuschade van klimaatverandering in dit geval juist duidelijk *lager* zijn dan de kosten van luchtverontreiniging. Met name bij diesel zijn de kosten van milieuschade beduidend hoger voor LUVVO. Dit weerspiegelt het feit dat de uitstoot bij het verbruik van motorbrandstoffen veel dichter bij bewoond gebied plaatsvindt, terwijl elektriciteitscentrales bijvoorbeeld vaak gelegen zijn in dunbevolkt gebied. Het belang van de schadekosten van luchtverontreiniging wordt nog eens bevestigd door de gevoeligheidsanalyse weergegeven in figuur 5.4. Wederom valt op dat de effecten het grootst zijn bij de transportmodaliteiten met de grootste uitstoot aan luchtverontreinigende emissies.

5.4.4 Milieuschade als gevolg van emissies stroomopwaarts in de keten

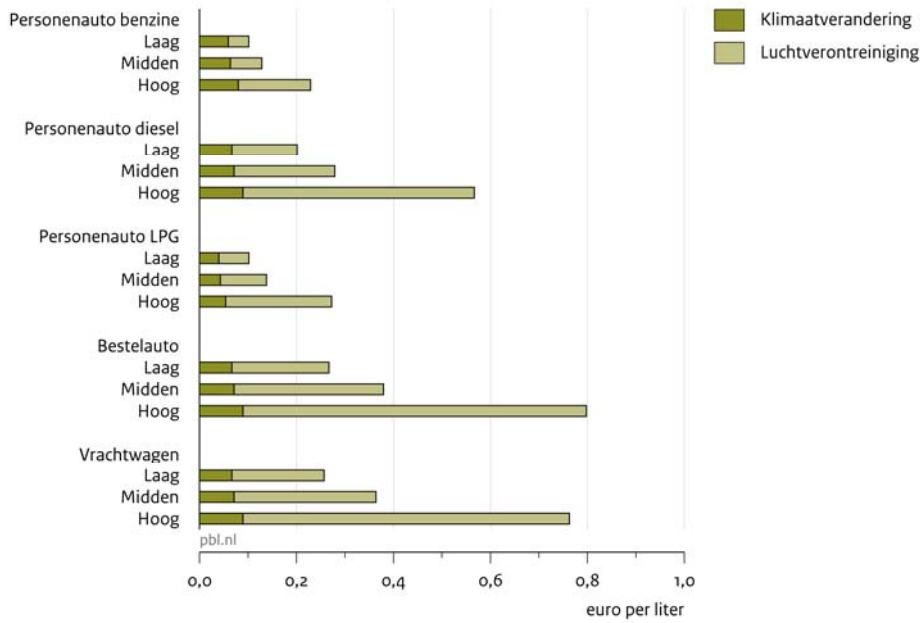
Zoals in het vorige hoofdstuk aangegeven, veroorzaakt het gebruik van energie niet alleen milieuschade bij het gebruik, maar ook in het hele traject vanaf de winning van de energiedragers tot aan het verbruik. Bij elektriciteit staat verbruik dan gelijk aan 'tot aan de centrale' of 'tot aan de opwekking van elektriciteit'. Er zijn goede argumenten om de kosten van deze milieuschade in de keten mee te nemen bij de vaststelling van de hoogte van de Pigouviaanse heffing op energie (PBL 2012a).

In tabel 5.10 zijn de kosten in de keten voor broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen weergegeven. Daarbij beperken we ons vanwege de grote onzekerheden in de schattingen van de ketenemissies tot een grove benadering, gebaseerd op een percentage van de directe kosten (zie paragraaf 4.4). Voor de uiteindelijke waardering is het van belang op te merken dat het vrijkomen van fijn stof tijdens de productie tot lagere gezondheidseffecten (lage bevolkingsdichtheid) leidt in vergelijking met het vrijkomen tijdens de verbranding in druk bevolkte gebieden. De waardering weerspiegelt dit aspect. Onze schattingen zijn weliswaar slechts indicatief, maar geven wel een goed inzicht in de *relatieve verschillen* tussen de brandstoffen.

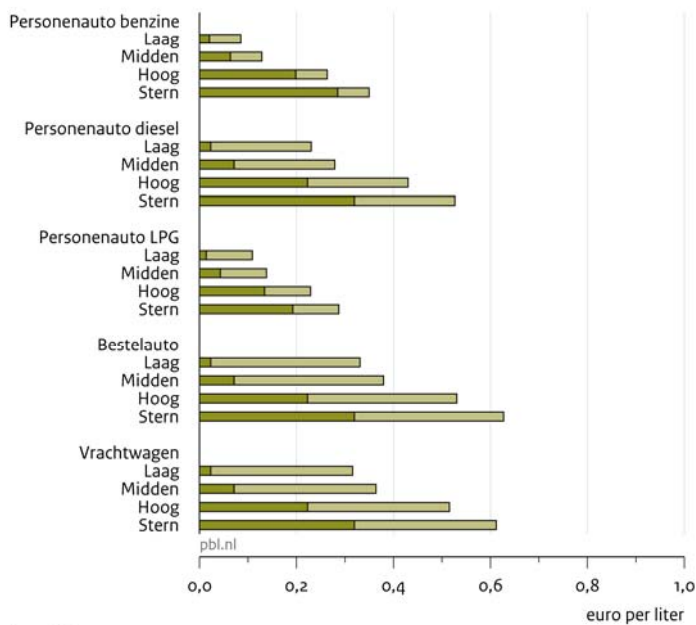
Figuur 5.4

Kosten van milieuschade van klimaatverandering en luchtverontreiniging van motorbrandstoffen, 2013

Verschillende waarden voor een levensjaar



Verschillende CO₂-prijzen



Bron: PBL, 2013

Tabel 5.10 maakt duidelijk dat het soms om aanzienlijke effecten gaat. Bij verbranding van aardgas ten behoeve van verwarming en koken in huishoudens komen wel 20 procent extra emissies vrij. Bij

elektriciteitsproductie leidt de opwekking via biomassa tot een ruime verdubbeling van de kosten van milieuschade, met name door extra gezondheidsschade. Bij opwekking met kolen is dat minder, maar nog altijd 17 procent. Aardgasverbruik in de elektriciteitssector is kennelijk ook relatief schoon in dit opzicht en veroorzaakt mede vanwege de relatief forse efficiëntie in de energieomzetting de geringste ketenemissies. Motorbrandstoffen veroorzaken naast de directe emissie wel veel indirecte emissies in voornamelijk tijdens het raffinage- en distributieproces. Dat geldt met name voor benzine waar maar liefst sprake is van 66 procent bijkomende kosten van milieuschade. Voor diesel is dit percentage aanzienlijk minder, ongeveer 23 procent, maar dat komt omdat deze brandstof al relatief vuil is.

Tabel 5.10 Kosten van milieuschade emissies in keten als percentage van de directe milieuschade ^{a)}

	Verwarming en koken		Elektriciteit			Motorbrandstoffen	
	Aardgas	Aardgas	Kolen	Biomassa	Wind ^{b)}	Benzine	Diesel
Klimaatverandering	5,1	2,2	4,6	15,6	0	14,1	4,1
CO ₂	3,9	1,7	1,9	14,3	0	12,8	3,5
CH ₄	1,1	0,5	2,7	0,9	0	1,2	0,6
N ₂ O	0,0	0,0	0,0	0,4	0	0,0	0,0
Luchtverontreiniging	15,7	6,7	12,7	94,3	0	52,5	18,6
NO _x	5,7	2,4	3,4	37,3	0	12,8	4,9
NH ₃	0,0	0,1	0,1	1,5	0	0,2	0,1
SO ₂	4,9	2,1	7,1	29,9	0	30,6	10,4
NMVOS	0,8	0,3	0,2	4,0	0	5,6	2,0
PM ₁₀	4,3	1,8	2,1	21,7	0	3,4	1,1
	€/1000m ³	€/MWh	€/MWh	€/MWh	€/MWh	€/liter	€/liter
Totaal in keten	12,5	1,2	5,9	8,0	0	0,09	0,06
Totaal direct	60	13	34	7,3	0	0,13	0,28
In keten als % direct	20,8	8,9	17,3	110	0	66,6	22,7

Noten:

- a) Vanwege de onzekerheden in de achterliggende berekeningen zijn de resultaten per stof (in het bovenste gedeelte van de tabel) gepresenteerd als *percentages* van de *totale* directe milieuschade, dus bij CO₂ is het als percentage van directe schade door broeikasgassen én luchtverontreinigende stoffen (en niet als percentage van CO₂).
- b) Wind kent alleen kosten voor de bouw van de windmolens. De milieuschade van de bouw van windmolens bedragen naar schatting 5,7 euro per Megawattuur en zijn dus in dezelfde ordegrrootte als de indirecte milieuschade van kolen. Het grootste deel van de kosten is afkomstig van de uitstoot van SO₂ (2,4 euro per Megawattuur) en fijn stof (1,8 euro per Megawattuur).

Bron: Eigen berekeningen op basis van Ecoinvent (2013)

5.5 Conclusie

Het bepalen van de effecten van de emissies van broeikassen en luchtverontreinigende stoffen op gezondheid, natuur en langetermijnstabiliteit van het klimaat is met veel onzekerheid omgeven, waardoor de bandbreedte voor de veroorzaakte milieuschade aanzienlijk zijn. Het inzicht hierin is in de loop der jaren wel sterk toegenomen. Op basis van de inschatting van deze schade worden kengetallen gegenereerd die een analyse van de kosten van milieuschade mogelijk maken. Daarbij wordt ook rekening gehouden met specifieke interacties tussen de verschillende stoffen en de gevolgen daarvan voor de verschillende milieuvraagstukken. Hieruit blijkt tevens dat de veronderstelling dat de marginale milieuschadecosten voor elke plaats en elk tijdstip hetzelfde is, niet opgaat. Voor klimaatverandering wordt bijvoorbeeld verwacht dat de marginale milieuschade in de tijd zal toenemen, onder meer omdat het tijdstip dat de milieuschade optreedt steeds dichterbij komt, waardoor de tijdsperiode waarover de schade verdisconteerd moet worden, kleiner wordt. De marginale milieuschade veroorzaakt door luchtverontreiniging is sterk locatiegebonden en hangt sterk af van het aantal personen dat zich dicht bij de emissiebron bevindt. Des al niettemin geldt voor alle energieproducten dat de milieuschade veroorzaakt door luchtverontreiniging voornamelijk uit gezondheidsschade bestaat.

De geschatte kosten van milieuschade verschillen per energieproduct. Voor aardgas bestaat de milieuschade bij vooral uit klimaatschade. Zowel de schade door luchtverontreiniging en ook de schade veroorzaakt door de indirecte emissies die in de keten vrijkomen, zijn relatief beperkt. Daarbij maakt het weinig uit of deze verbranding plaatsvindt bij huishoudens of bedrijven. Bij bedrijven is wel iets meer luchtverontreiniging in het geding. Vanzelfsprekend domineert daarom de klimaatschade ook de gevoeligheidsanalyse.

Bij de milieuschade gerelateerd aan de opwekking van elektriciteit zijn de verschillen groot tussen de verschillende energiebronnen die voor elektriciteitsopwekking worden gebruikt. Opwekking via windenergie geeft geen directe en ook geen indirecte milieuschade. Elektriciteitsopwekking met behulp van kolen is daarentegen duidelijk het meest vervuilend, zowel wat betreft de schade aan het klimaat als schade veroorzaakt via luchtverontreiniging. De bijstook van biomassa in kolencentrales pakt goed uit voor de klimaatschade omdat de uitgestoten CO₂ kortcyclisch is. De luchtverontreiniging die door biomassa wordt veroorzaakt is echter vergelijkbaar met die van kolen. Bovendien is er hoge indirecte milieuschade 'in de keten' bij biomassa. Elektriciteitsopwekking met behulp van aardgas is veel schoner in dit opzicht. Alles bij elkaar genomen verschillen de opwekkingsmethoden voor aardgas en biomassa niet zoveel wat milieuschade betreft, terwijl kolen beduidend verontreinigender is.

Bij het verbruik van ruwe olie en oliehoudende producten is sprake van een heel ander beeld. Eenmaal omgezet in de motorbrandstoffen benzine en diesel valt op dat de minerale oliën vooral milieuschade veroorzaken via luchtverontreiniging. Dit komt omdat de verbranding van motorbrandstoffen relatief vaak plaatsvindt in (dicht) bevolkte gebieden, waardoor relatief veel mensen last hebben van de luchtverontreiniging. De schade door vrachtauto's is een stuk hoger dan voor personenauto's zelfs als rekening wordt gehouden met verschillen in locatieprofiel (personen auto's rijden relatief vaker in dichtbevolkte gebieden in vergelijking met vrachtauto's). De minder strikte emissie-eisen aan de motoren voor vrachtauto's laten duidelijk hun sporen na. Dat geldt overigens in nog grotere mate voor de mobiele werktuigen, dieseltreinen en de binnenvaart. Verder vallen bij motorbrandstoffen de hoge indirecte milieukosten 'in de keten' op. Daarbij gaat het met name om de kosten die verband houden met het raffinageproces en het transport.

6. Evaluatie huidige belastingstructuur en -opbrengst vanuit milieuperspectief

In dit hoofdstuk relateren we de inzichten over de huidige grondslagkeuze, tariefhoogte en vrijstellingen van de belastingen op energieproducten in Nederland, zoals beschreven in hoofdstuk 3, aan de berekende kosten van milieuschade van broeikasgassen en luchtverontreinigende emissies uit hoofdstuk 5. De keuze van de belastingstructuur bepaalt uiteindelijk de hoogte van de milieubelastingopbrengst én de effecten in de vorm van emissies die uiteindelijk vrijkomen bij het gebruik van energie, oftewel het milieuresultaat. Door de huidige structuur voor belastingen op energie te relateren aan de milieuschade die wordt veroorzaakt door energieverbruik, ontstaat een volledig beeld waarmee de belangrijkste milieubelastingen in Nederland vanuit een milieuperspectief kunnen worden beoordeeld. Daarbij is het tevens van belang om rekening te houden met het bestaande beleid, zoals het Europese stelsel van verhandelbare emissierechten voor broeikasgassen en het beleid om via normering de emissies van luchtverontreinigende stoffen te reduceren.

Dit hoofdstuk is als volgt opgebouwd. Allereerst leggen we uit hoe de (milieu)belastingdruk tussen verschillende energieproducten vergelijkbaar kan worden gemaakt (zie ook PBL 2012a). Hierdoor kunnen de nominale tarieven onderling beter worden vergeleken, bijvoorbeeld in termen van energie- of CO₂-inhoud. Door deze tarieven te relateren aan de belastinggrondslag wordt in paragraaf 6.2 de effectieve druk van de energiebelastingen per sector weergegeven en wordt tevens deze effectieve druk vergeleken met de effectieve druk voor andere landen. Vervolgens wordt in paragraaf 6.3 de energiebelastingstructuur, dat wil zeggen grondslagkeuze, hoogte van huidige tarieven en vrijstellingen, in meer detail besproken en gerelateerd aan het bestaande milieubeleid met betrekking tot klimaat en luchtverontreiniging. In paragraaf 6.4 vergelijken we vervolgens de verschillende energieproducten onderling in relatie tot de huidige directe en indirecte milieuschade. Tot slot relateren we in paragraaf 6.5 de belastingstructuur aan de berekende kosten van milieuschade.

6.1 Standaardisatie van de verschillende energieproducten

In hoofdstuk 3 is duidelijk geworden dat de huidige milieubelastingen betrekking hebben op heel verschillende energieproducten. De nadruk ligt daarbij op belastingen die al of niet expliciet fossiele brandstoffen en de daarbij vrijkomende emissies naar de lucht duurder maken. Tussen de verschillende fossiele brandstoffen bestaan echter grote verschillen. Deze verschillen bepalen uiteindelijk in hoeverre deze vanuit milieuoogpunt indirecte belastingen daadwerkelijk een bijdrage leveren aan het internaliseren van marktverstoringen als gevolg van milieuschade veroorzaakt door klimaatverandering en luchtverontreiniging.

Tot nu toe zijn de belastingen (en ook de milieuschade) steeds uitgedrukt in hun eigen eenheid, dat wil zeggen voor aardgas per kubieke meter, voor elektriciteit per kilowattuur en voor minerale oliën per liter. Daarmee wordt voorbij gegaan aan kwaliteitsverschillen tussen deze producten, zoals de energiewaarde. Een eerste stap om de energieproducten vergelijkbaarheid te maken is daarom de eigen eenheden om te rekenen naar een gemeenschappelijke eenheid, bijvoorbeeld naar de energie-inhoud, uitgedrukt in Gigajoule (GJ) (zie ook PBL 2012a: 33). De energie-inhoud zegt daarbij iets over de relatieve

bijdrage van de brandstoffen aan het genereren van nuttige 'output', zoals het leveren van verwarming of kracht.

Tussen de verschillende fossiele brandstoffen bestaan echter ook grote verschillen in koolstof- of zwavelintensiteit. Dergelijke verschillen bepalen op hun beurt de bijdrage van een energieproduct aan emissies bij verbranding en dus aan de milieuschade. Het Pigouviaanse principe van het 'uniform belasten van emissies aan de marge' (zie hoofdstuk 2) wordt bovendien nog gecompliceerd vanwege de samenhang in de energieketen. Als bijvoorbeeld ruwe fossiele brandstoffen al worden belast vanwege CO₂-emissies, zijn er goede argumenten nodig om daarnaast ook verderop in de keten nog een milieubelasting vanwege CO₂ op te leggen. Maar ook de interactie van milieubelastingen met andere milieubeleidsinstrumenten, zoals regulering van LUVO emissies of het emissiehandelssysteem voor CO₂, vraagt om een goede afstemming teneinde dubbele regulering dan wel juist het ontbreken van milieubeprijzing te voorkomen.

Tabel 6.1 laat de relatie zien tussen de verschillende fossiele energieproducten aan de hand van enkele relevante productkarakteristieken. De eerste kolom geeft de standaardeenheid weer waarin het energieproduct is uitgedrukt, dus kubieke meter voor gas, kilowattuur voor elektriciteit, kilogram voor kolen en liters voor vloeibare oliën. De volgende twee kolommen geven de omrekeningsfactoren om bedragen in de eenheid waarin de brandstof is uitgedrukt om te rekenen naar energie-inhoud (Gigajoule of Megajoule) of CO₂-emissies.⁷⁵ De vierde kolom combineert de twee voorgaande en geeft de vervuilingintensiteit van CO₂-emissie per Megajoule voor de afzonderlijke brandstoffen.

De vierde kolom (gram CO₂ per Megajoule) bevestigt dat er grote verschillen bestaan tussen de fossiele brandstoffen onderling voor wat betreft de CO₂-inhoud. Dat verklaart ook grotendeels de uitkomsten van de in het vorige hoofdstuk gegeven analyse van de afzonderlijke energieproducten. Kolen zijn veel vuiler per eenheid energie (gemeten in gram CO₂ per Megajoule) dan olie en gas. Olie is weer een stuk vuiler dan gas. Vandaar dat de keuze van de maatstaf van heffing vanuit milieuoogpunt van groot belang is: een vast bedrag per volume-eenheid (zoals kubieke meter, kilogram of kilowattuur), een vast bedrag per energie-inhoud (zoals Megajoule of Gigajoule) dan wel per koolstofinhoud (welke na verbranding vrijkomt als CO₂). De emissiefactor voor elektriciteit is gerelateerd aan de huidige samenstelling van het centrale park in Nederland en zit daarom tussen aardgas en kolen in.⁷⁶ Wanneer een energiebelasting alleen wordt vormgegeven op basis van CO₂-inhoud dan zullen de tarieven tussen de brandstoffen deze verschillen precies weerspiegelen.

Vergelijkbare kwaliteitsverschillen bestaan er ook in relatie tot de emissies van stoffen die bijdragen aan luchtkwaliteit. Zo verschillen de energieproducten in zwavelinhoud, wat weer zijn weerslag heeft in de uitstoot van SO₂. Niettemin is het vrijkomen van de meeste luchtverontreinigende emissies sterk afhankelijk van de omstandigheden van het verbrandingsproces. Een eenvoudige vertaling van emissie naar koolstofinhoud van de brandstof is voor de milieuschade van luchtverontreiniging niet beschikbaar. Inzicht in deze verschillen kan alleen worden verkregen aan de hand van de eerder in deze studie gegeven verbrandingsspecifieke emissiefactoren voor Luchtverontreinigende stoffen.

⁷⁵ Het gaat dus om emissiefactoren voor CO₂ van de verschillende brandstoffen. Deze emissiefactoren voor CO₂ beschrijven de kwaliteitsverschillen tussen brandstoffen voor wat betreft hun relatieve bijdrage aan CO₂-emissies bij directe verbranding.

⁷⁶ De cijfers van het park hebben betrekking op 2011. Vanwege de relatief veel geringere inzet van aardgas in 2013 is waarschijnlijk sprake van een onderschatting van de koolstofintensiteit op dit moment. Zie ook Agentschap NL et al. (2014).

Tabel 6.1 Standaardisatie van energieproducten naar goederenkenmerken^{a)}

Energieproduct	Eenheid	MJ/ eenheid	kg CO ₂ /eenheid	g CO ₂ / MJ
Aardgas	Nm ³	32 ^{b)}	1,77	56
Elektriciteit	kWh	8,0 ^{c)}	0,57	71
Kolen	kg	27	2,5	95
Minerale Oliën: motorbrandstoffen				
Ongelode benzine	liter ^{d)}	33	2,4	72
Diesel/gasolie (zwavelvrij)	liter ^{d)}	36	2,7	74
lpg	kg	45	3,0	67
Minerale Oliën: andere toepassingen				
Diesel/gasolie	Liter	36	2,7	74
Zware stookolie	kg	41	3,2	77

Noten:

- a) CO₂-emissies voor directe verbrandingsemissie; emissiefactoren voor aardgas, kolen en elektriciteit ontleend aan RIVM (2012) en voor minerale oliën aan Klein (2013) en Agentschap NL (2013).
- b) Deze conversiefactor is voor Gronings gas zonder rekening te houden met wegleffecten.
- c) Deze factor geeft de hoeveelheid benodigde energie in de primaire brandstof om een eenheid elektriciteit te produceren rekening houdend met het elektrisch rendement in de centrale productie-eenheden in Nederland (zie ook tabel 4.2).
- d) EN228 (benzine) en EN590 (diesel).

Bronnen: CBS (2013), RIVM (2012); Klein (2013); Agentschap NL (2013).

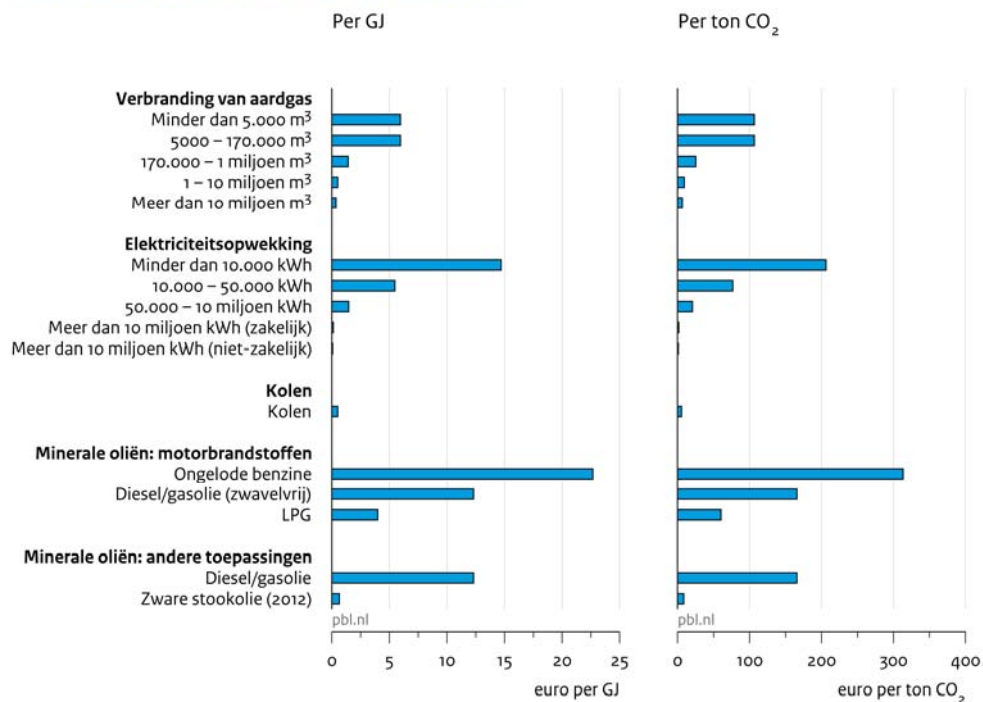
6.2 Effectieve druk, verdeling over producten en sectoren, en internationale vergelijking

Op basis van de in de vorige paragraaf gegeven standaardisatiefactoren kan een goed inzicht worden verkregen in de verdeling van de eerder in hoofdstuk 3 besproken belastingdruk over de verschillende energieproducten en sectoren. Door de standaardisatie naar energie-inhoud blijkt direct hoe de energetische waarde dan wel de impliciete koolstof in de brandstof wordt belast. Deze wijze van presenteren wordt onder meer gevolgd in recente rapporten van de OESO (2013) en maakt ook een internationale vergelijking van de belastingen in verschillende landen mogelijk. Op deze wijze kan wel geen rekening worden gehouden met eventuele verschillen in luchtverontreinigende emissies.

Wanneer de in hoofdstuk 3 weergegeven tarieven op de verschillende energieproducten in Nederland van 2013 worden uitgedrukt naar energie- dan wel koolstofinhoud, ontstaat het beeld zoals weergegeven in figuur 6.1. Uit deze figuur blijkt duidelijk dat de accijnsdruk op motorbrandstoffen (veel) zwaarder is dan op energieproducten die voor andere toepassingen worden ingezet, zoals aardgas en kolen. Inmiddels zijn wel de onderlinge verschillen tussen huisbrandolie en motorbrandstoffen verdwenen. Dat geldt ook voor rode diesel, maar nog niet voor zware stookolie. Elektriciteit wordt ook zwaar belast, zeker wanneer deze door huishoudens wordt verbruikt. De tarieven voor elektriciteit zijn hier weergegeven in relatie tot de energiewaarde van de inputs waarmee de elektriciteit wordt gegenereerd. Voor zover een belasting op elektriciteit kan worden gezien als een impliciete milieubelasting is het immers van belang ook rekening te houden met het energieverlies dat gepaard gaat met de opwekking. Omdat de energiewaarde en het rendementsverlies verschilt tussen kolen, aardgas en biomassa, is voor het bepalen tarieven per Gigajoule of ton CO₂ uitgegaan van een gemiddelde energiewaarde voor de huidige samenstelling van het Nederlandse park voor centrale

elektriciteitsopwekking. De fiscale behandeling van kolen lijkt op het oog nogal mild. Maar daarbij moet wel worden aangetekend dat de druk aanzienlijk groter is dan het lijkt. Dit komt door de lage prijs van kolen zonder belasting. Kolenverbruik door grootverbruikers wordt daardoor relatief, als percentage van de kale prijs, zwaarder getroffen door de energiebelasting dan aardgas of elektriciteitsverbruik. De eerder gegeven A-ratio van 13 procent voor kolen tegen 5 procent voor aardgas en 1 procent voor elektriciteit, maakte dat ook al duidelijk (zie hoofdstuk 3).

Figuur 6.1
Gestandaardiseerde belastingtariefstructuur, 2013



Bron: PBL, 2013

Interessant is ook het rechterdeel van de figuur die de *impliciete* belasting *per eenheid CO₂* weergeeft, dat wil zeggen voor de naar de koolstofinhoud van de verschillende brandstoffen gestandaardiseerde accijns. Het hiervoor geschetste beeld blijkt in dit geval nauwelijks af te wijken. Wanneer zuiver gelet wordt op de drie fossiele brandstoffen, olie, kolen en gas, dan worden nog steeds met name de oliehoudende producten met uitzondering van zware stookolie het zwaarst belast, direct gevolgd door aardgas, terwijl kolen het minst wordt belast. Dit maakt direct duidelijk dat vanuit het oogpunt van klimaatschade de meest vervuilende fossiele brandstof, kolen, het laagst wordt belast. De verschillen tussen de brandstoffen zijn op basis van CO₂-inhoud wel duidelijk minder groot. Dit komt omdat de CO₂-inhoud van aardgas relatief laag is terwijl de de inputs van de elektriciteitsproductie in Nederland naast aardgas ook voor een deel uit kolen bestaat, waarvan de CO₂-inhoud hoger is (zie paragraaf 4.2). Voor minerale oliën die niet als motorbrandstof worden gebruikt, zit het tarief per ton CO₂ tussen de tarieven van aardgas en elektriciteit in.

Verder is het ook interessant om na te gaan *wie* hoe zwaar wordt belast. De brandstoffen hebben niet alleen verschillende functies (motorbrandstof, verwarmingsbrandstof, inzet voor productie van elektriciteit), maar worden ook door verschillende marktpartijen gebruikt. Daarbij staan consumenten en elektriciteitsbedrijven niet bloot aan (mondiale) internationale concurrentie. Grootverbruikers van energie, zoals de aluminium- of staalindustrie, hebben wel te maken met veel internationale concurrentie. Bovendien vallen deze grootverbruikers, evenals overigens de elektriciteitsbedrijven, onder het Europese systeem voor verhandelbare rechten voor broeikasgassen. Verschillen in tariefhoogte zijn dan ook deels te verklaren vanuit dit perspectief. Daarbij kent de huidige drukverdeling ook een zekere logica vanuit de theorie van de optimale belastingheffing waarbij rekening wordt gehouden met een opbrengstmotief van de overheid. Volgens deze theorie is het optimaal om een grondslag die minder gevoelig is voor een prijsverhoging, zoals het energieverbruik door huishoudens, meer te belasten dan een grondslag die daar wél gevoelig voor is, zoals het energieverbruik door bedrijven die met internationale concurrentie te maken hebben (Vollebergh 2001, 004).

Hoewel een land in beginsel op veel producten accijns of belasting *kan* heffen, heeft zo'n stelsel van accijnzen pas betekenis wanneer deze producten ook daadwerkelijk worden verbruikt in een land. Ook vrijstellingen of nultarieven kunnen het beeld aardig vertekenen. Nederland kent al jarenlang een belasting op kolen, maar één van de belangrijkste toepassingen, het kolenverbruik door de elektriciteitssector, was een tijdlang vrijgesteld van heffing. In zo'n geval zijn statutaire of nominale tarieven weinig informatief. Meer informatie biedt hier de *effectieve druk*, dat wil zeggen de daadwerkelijke afdracht van belastinginkomsten over de gehele in beginsel in aanmerking komende grondslag van de heffing (OECD 2013). Deze verdeling geeft een beter inzicht in het absolute belang van de energiebelastingopbrengst omdat hierbij rekening wordt gehouden met vrijstellingen en verlaagde tarieven over de hele belastinggrondslag.

Tabel 6.2 geeft allereerst de belastingopbrengst van de energieheffingen op aardgas en elektriciteit voor een aantal sectoren in 2012.⁷⁷ Zoals verwacht nemen de huishoudens het leeuwendeel van de betaling van de energieheffing voor hun rekening (zie ook figuur 3.6), maar bedrijven dragen ook aanzienlijk bij. Verder is sprake van flinke verschillen tussen aardgas en elektriciteit. Vooral bij elektriciteit betalen ook de dienstensector en de overige sectoren een aanzienlijk bedrag, met name in het middendeel. De industrie en landbouw worden veel minder aangeslagen.

Wanneer deze opbrengsten worden gerelateerd aan de *totale* omvang van het verbruik van het desbetreffende energieproduct in die sector,⁷⁸ wordt een maatstaf verkregen van het gemiddelde of effectieve tarief *per sector*. Opvallend is dat de degressieve tariefstructuur – hoe groter het verbruik, hoe lager het nominale tarief – ook duidelijk terugkomt in de effectieve tarieven. Het tarief voor zowel aardgas als elektriciteit is verreweg het hoogst voor de huishoudens. Het effectieve tarief bij aardgas buiten de sector huishoudens is redelijk constant, zij het dat de landbouwsector beduidend minder betaald per eenheid.

⁷⁷ Voor minerale oliën is een dergelijke uitsplitsing niet mogelijk omdat het verbruik van benzine en diesel per sector niet bekend is.

⁷⁸ Daarbij is uitgegaan van verbruiksgegevens van 2009 omdat recentere gegevens nog niet volledig voorhanden waren.

Tabel 6.2 Opbrengst Energiebelasting (miljoen euro) en effectieve tarieven (euro per Gigajoule)^{1),2)}

	Huishoudens	Diensten en overig	Industrie	Landbouw
Aardgas				
0-5 000 m3	1645,3	130,0	33,5	9,2
>5 000-170 000 m3	0,0	212,1	50,9	50,4
>170 000-1 mln m3	0,0	21,2	21,3	45,1
>1 mln - 10 mln m3	0,0	6,1	19,3	6,5
> 10 mln m3	0,0	0,5	43,4	0,0
<i>Totaal</i>	<i>1645,3</i>	<i>370,0</i>	<i>168,4</i>	<i>111,2</i>
Verbruik (in PJ)	312,4	105,1	247,9	132,4
<i>Effectief tarief per GJ (in €)²⁾</i>	<i>5,3</i>	<i>3,5</i>	<i>0,7</i>	<i>0,8</i>
Elektriciteit				
0-10 000 kWh	2753,8	774,6	72,9	98,0
>10 000 - 50 000 kWh	0,0	462,8	66,2	70,6
>50 000 - 10 mln kWh	0,0	271,6	120,3	22,1
> 10 mln kWh	0,0	8,2	25,0	0,0
<i>Totaal</i>	<i>2753,8</i>	<i>1517,2</i>	<i>284,3</i>	<i>190,7</i>
Verbruik (in PJ)	193	304	405	17
<i>Effectief tarief per GJ (in €)²⁾</i>	<i>14,3</i>	<i>3,8</i>	<i>0,9</i>	<i>11,2</i>
Minerale olien: motorbrandstoffen				
Effectief tarief per GJ (in €) ²⁾				
<i>Benzine</i>	<i>22,7</i>	<i>22,7</i>	<i>22,7</i>	<i>22,7</i>
<i>Diesel</i>	<i>12,3</i>	<i>12,3</i>	<i>12,3</i>	<i>12,3³⁾</i>
<i>Lpg</i>	<i>4,0</i>	<i>4,0</i>	<i>4,0</i>	<i>4,0</i>

Noten:

- 1) Sectorindeling conform gebruikelijke CBS indeling; Industrie is exclusief bouw
- 2) Effectief tarief per Gigajoule is bepaald als opbrengst/verbruik; bij elektriciteit is uitgegaan van het verbruik aan inputs.
- 3) Door afschaffing van verlaagde tarief ('rode diesel') voor landbouwwerktuigen identiek aan andere sectoren.

Bron: Eigen berekeningen op basis van verbruiksgegevens van 2009 (CBS 2013) met tarieven van 2012 (Belastingdienst).

De verschillen bij elektriciteit zijn veel groter. Daar betaalt de industrie wel een factor twintig minder dan de huishoudens terwijl dit voor de dienstensector slechts een factor drie minder is. De grootverbruikers van elektriciteit blijven hierbij vrijwel buiten schot. Alleen het van kracht worden van

de EU-energiebelasting richtlijn per 2004 impliceerde dat ook deze bedrijven met minimumtarieven voor diverse brandstoffen en elektriciteit te maken kregen.

Bij minerale oliën die gebruikt worden als motorbrandstof is geen sprake van sectorspecifieke vrijstellingen, met uitzondering van de binnenvaart, en zijn de effectieve tarieven overall identiek en feitelijk gelijk aan de nominale tarieven (zie ook figuur 6.1). Met name de afschaffing van de tegemoetkoming voor 'rode diesel' is hier debet aan. Voorheen was het effectieve tarief voor diesel voor de landbouw lager dan voor andere sectoren, maar dat is sinds 2013 veranderd.

Het is vervolgens een interessante vraag of Nederland internationaal nog steeds tot de koplopers behoort als het gaat om dergelijke *effectieve tarieven*. In de genoemde studie van de OESO (2013) is voor veel landen de totale effectieve energiebelastingdruk per Gigajoule energieverbruik of uitgestoten ton CO₂ bepaald (zie figuur 6.2). Ondanks het sterk aflopende tarief voor grootverbruikers van gas en elektriciteit behoort Nederland ook in deze vergelijking nog steeds tot de koplopers. Gemiddeld over het hele brandstoffenverbruik bedraagt het effectieve tarief bijna zes euro per Gigajoule. Interessant is ook de positie van Luxemburg dat lagere accijnzen kent op motorbrandstoffen dan de haar omringende landen. In Luxemburg is daardoor het aandeel van benzine en diesel in het totale energieverbruik erg hoog: 63 procent van het energieverbruik is benzine en diesel.⁷⁹ Ondanks de relatief lage tarieven ten opzichte van de omringende landen zijn deze ten opzichte van de andere energieproducten nog steeds relatief hoog. Voor Luxemburg valt een relatief groot gedeelte van het totale energieverbruik onder de categorie die het zwaarst wordt belast, waardoor het effectieve tarief over alle energieproducten relatief hoog is in vergelijking met andere landen.

Verder valt in figuur 6.2 op dat Nederland wel een wat lagere effectieve druk kent gemeten per eenheid CO₂. Wanneer een land relatief veel fossiele brandstoffen verbruikt, zal het effectieve tarief lager zijn. Landen met bijvoorbeeld veel kernenergie of hernieuwbare bronnen zullen sneller een hoog tarief per ton CO₂ laten zien. Landen als Zwitserland of Noorwegen met veel waterkracht eindigen daarom bovenaan in deze vergelijking. Het aandeel moet wel heel hoog zijn, zoals blijkt uit de veel lagere posities van landen met veel kernenergie zoals België, Frankrijk en Zweden. Nederland kent ondanks haar relatief energie-intensieve, op fossiele brandstof gebaseerde economie naar verhouding nog steeds een hoog tarief per eenheid CO₂.

Volgens de OESO is de gemiddelde waarde van de heffingen op energie in Nederland gelijk aan 88 euro per ton CO₂. Dat is hoger dan de CO₂-prijs die bij berekeningen van de kosten van de gevolgen van klimaatverandering worden gebruikt (zie paragraaf 5.3). Ook het gewogen OESO-gemiddelde zit nog boven de veelgebruikte prijs van 25 euro per ton. Als alleen gekeken wordt naar brandstoffen voor verwarming en voor industriële processen, dan zijn de heffingen in Nederland ongeveer de hoogste van alle OESO-landen (zie onderstaande figuur). De heffingen per Gigajoule energieverbruik en per uitgestoten ton CO₂ zijn in alle OESO-landen voor deze brandstoffen veel lager dan voor het gemiddelde over alle energieverbruik. De reden hiervoor is dat motorbrandstoffen en ook het elektriciteitsverbruik veel zwaarder worden belast dan brandstoffen voor verwarming en industriële processen.

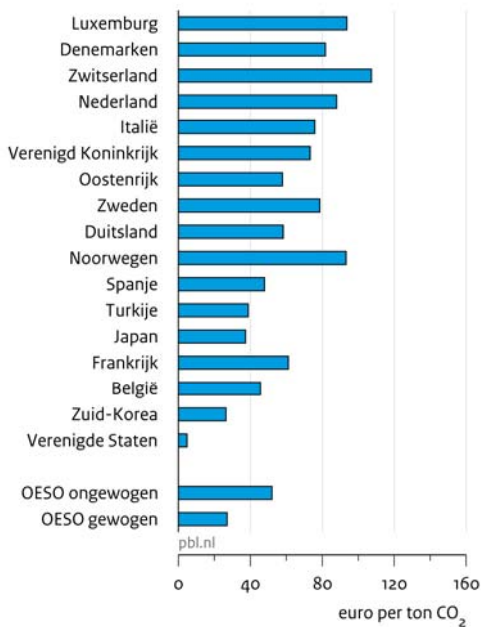
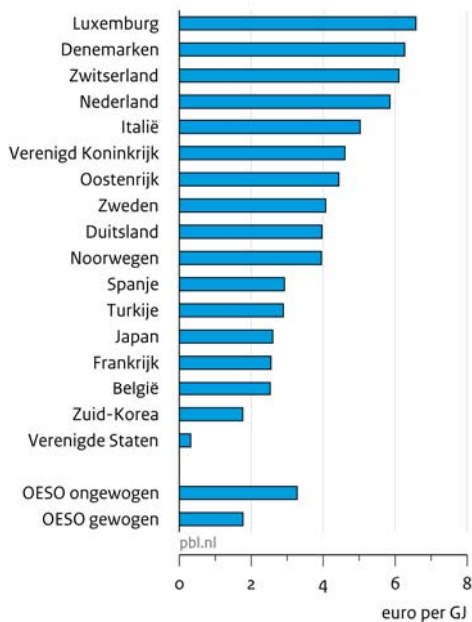
⁷⁹ Slechts één vijfde van het benzine en dieselverbruik is bestemd voor de binnenlands markt en 80 procent is dus van 'over de grens tankers' (zie OESO 2013: 155).

Figuur 6.2

Effectieve belastingtarieven op totaal energieverbruik in OESO-landen, 2012

Belasting per GJ

Belasting per ton CO₂



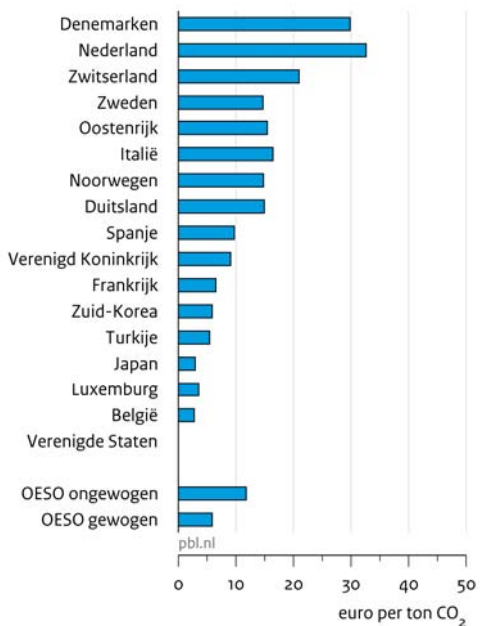
Bron: OECD, 2013

Figuur 6.3

Effectieve belastingtarieven op brandstof voor verwarming en industriële processen in OESO-landen, 2012

Belasting per GJ

Belasting per ton CO₂



Bron: OECD, 2013

6.3 De energiebelastingstructuur getypeerd

Voor een meer compleet beeld van de energiebelastingstructuur in Nederland zijn de details van de huidige grondslagen, vrijstellingen, tarieven en ander relevant beleid van belang. Tabel 6.3 geeft een samenvatting van de belangrijkste elementen van de huidige energiebelastingstructuur alsmede andere relevante instrumenten ten aanzien van de milieuvraagstukken waarop hier de focus ligt, te weten klimaatverandering en verontreiniging luchtkwaliteit.⁸⁰

Dit levert het volgende beeld van de huidige regulering van emissies naar de lucht als gevolg het gebruik van brandstoffen. Allereerst wordt de *verbranding* van *aardgas* over de volle breedte belast, zij het dat er forse tariefverschillen bestaan tussen klein- en grootverbruik. Wel blijft het niet-energetisch verbruik vrijgesteld en dat valt evenmin onder het ETS. Bij aardgas gaat het om een kleine 30 procent van het totale verbruik in de gehele industrie. Binnen de chemie loopt dit percentage flink op, tot wel zo'n 76 procent in de kunstmestindustrie. Dit verbruik blijft onbelast omdat er geen directe emissies bij vrijkomen. Dat blijft ook verderop in de keten zo wanneer deze 'vastlegging' leidt tot emissies aldaar, zoals bij het uitstrooien van kunstmest over het land.

Daarnaast bleek al eerder dat er een regeling is die het verbruik van aardgas in installaties voor WKK vrijstelt als deze al onder het ETS vallen (zie paragraaf 3.3.2). Eigen energieproductie in de vorm van enerzijds warmte of anderzijds elektriciteit door WKK zorgt namelijk voor een efficiëntere omgang met dezelfde hoeveelheid gas. Wel blijft daardoor uiteindelijk de warmtetoepassing zelf onbelast. De elektriciteitsproductie wordt wel belast, maar alleen indien sprake is van levering aan derden. Verder valt het verbruik van aardgas voor verbranding bij elektriciteitsproductie onder het Europese ETS, tenminste als sprake is van grote installaties. Een groot deel van de gasverbranding vindt plaats buiten het ETS, bij huishoudens en industrie. Hiervoor geldt dus geen vrijstelling zodat de CO₂-emissies in principe via de Energiebelasting zijn beprijsd. De vrijstelling voor WKK geldt overigens ook voor deze belastingplichtigen. Regulering van luchtverontreinigende emissies verloopt via emissie-eisen aan installaties. Hierbij gelden wel strengere eisen voor grote dan voor kleine installaties.

Kolen worden vooral toegepast in de productie van ijzer- en staal en voor elektriciteitsopwekking. De kolen worden in principe alleen belast bij verbrandingsprocessen. Eerder bleek dat duaal gebruik en ander gebruik dan als brandstof is vrijgesteld (zie paragraaf 3.3.4). Duaal en ander gebruik valt evenmin onder het ETS. Toepassing bij elektriciteitsproductie is momenteel wel belast – en daarmee impliciet ook de CO₂-emissie. De broeikasgassen uit kolencentrales worden daarnaast ook direct gereguleerd voor zover het grootschalige installaties betreft. De bij de verbranding vrijkomende emissies vallen namelijk onder het Europese ETS. Voor de luchtverontreinigende emissies gelden strikte eisen aan de installaties. Alle verbruik van *elektriciteit* wordt in Nederland belast. Elektriciteitsverbruik als zodanig veroorzaakt geen emissies zoals hiervoor al is betoogd. Op het verbruik zelf is dan ook geen milieuregulering van toepassing. Alleen de opwekking is vervuilend, tenminste als daarvoor fossiele brandstoffen of biomassa wordt gebruikt. Momenteel worden wel enkele vrijstellingen gegeven ter stimulering van opwekking uit niet-fossiele bronnen (zon en wind) door kleinverbruikers en wordt ook het eigen verbruik van elektriciteit opgewekt door WKK-producenten vrijgesteld (zie paragraaf 3.3.3).

⁸⁰ Zie PBL (2014b) voor een uitgebreide en omvattende presentatie van alle kenmerken van de Nederlandse energiebelastingstructuur.

Tabel 6.3 Overzicht energiebelastingstructuur en ander direct relevant milieubeleid¹⁾

Energieproduct	Tarief ²⁾	Vrijstelling	ETS (CO ₂)	Lucht (SO ₂ ; NO _x ; PM) ³⁾
Aardgas				
Kleinverbruik	Gem ⁴⁾	Nee	Nee	Eisen apparaten
Grootverbruik	Laag	Elektriciteitsopwekking WKK Warmte	Ja (emissie)	Eisen elektriciteit-centrale (streng) Eisen installaties;
Kolen				
Grootverbruik	Laag	Duaal gebruik Ander gebruik dan als grondstof	Ja (emissie)	Eisen elektriciteit-centrale (streng)
Elektriciteit				
Kleinverbruik	Hoog ⁴⁾	Saldering achter meter ⁵⁾ Zelfopwekking ⁵⁾ Verlaagd tarief postcode ⁵⁾	n.v.t.	n.v.t.
Grootverbruik	Laag ⁶⁾	Eigen verbruik bij WKK	n.v.t.	n.v.t.
Ruwe olie				
Raffinage	Geen	Geheel	Ja	Eisen installatie
Benzine	Hoog	Geen	Nee	Eisen motoren (streng)
Diesel Personen	Hoog	Geen	Nee	Eisen motoren (streng)
Diesel Vracht	Hoog	Geen	Nee	Eisen motoren (streng)
Diesel Binnenvaart	Geen	Ja	Nee	Eisen motoren (matig)
Kerosine	Geen	Ja	Nee	Eisen motoren (streng)
Zware stookolie	Hoog	Geen	Nee	Eisen motoren (zwak)

Noten:

- 1) De focus ligt in deze tabel op *verbruik* van het energieproduct; zo valt elektriciteit zelf niet onder het ETS, maar opwekking met aardgas en kolen wel.
- 2) Globale aanduiding van het tarief in Gigajoule (zie paragraaf 3.4 voor meer details).
- 3) Bij luchtnormering is uitgegaan van de eisen aan huidige installaties en motoren (bijvoorbeeld Euro VI normen voor vrachtverkeer).
- 4) Inkomenscompensatie verloopt via een teruggaafregeling (318 euro per aansluiting elektriciteit)
- 5) Geldt alleen voor opwekking via hernieuwbare bronnen (zon en wind).
- 6) Wel geldt een teruggaafregeling voor installaties die meer dan 10 miljoen kilowattuur verbruiken, voor zover de gemiddelde belasting hoger is dan het EU minimum.

Tot slot hebben we gezien dat olie alleen wordt belast via de consumptie van de ‘afgeleide’ brandstoffen, dat wil zeggen de brandstoffen die ontstaan *na* het raffinageproces. Deze brandstoffen vinden vooral hun weg in de vorm van motorbrandstoffen in het verkeer (benzine en diesel), de scheepvaart (diesel) en de luchtvaart (kerosine). Ruwe olie is dus niet onderhevig aan milieubelasting en evenmin worden emissies die bij het raffinageproces vrijkomen belast. Wel vallen de CO₂ emissies bij raffinage onder het ETS. Ook voor olieproducten is sprake van een vrijstelling op het niet-energetisch

verbruik. Bij olieproducten betreft dat ongeveer 40 procent van de toepassing, vooral in de chemie (nafta) maar ook daarbuiten (smeermiddelen en bitumen). Evenmin worden emissies belast die verderop in de keten vrijkomen, bijvoorbeeld bij het verbranden van afval (plastics).

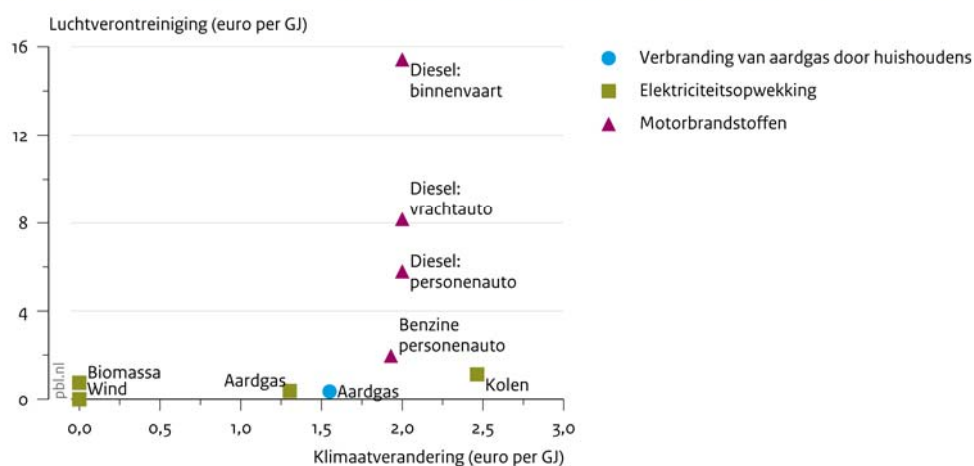
Het zijn dus met name de eindverbruikers van de *afgeleide minerale olie producten* in de diverse sectoren en huishoudens die belasting of accijns betalen. De CO₂-emissies die bij deze verbranding vrijkomen vallen niet onder het ETS. Wel gelden voor deze brandstoffen relatief hoge tarieven (zie ook paragraaf 3.4). Daarnaast gelden voor de motoren die worden gebruikt voor de verbranding emissie-eisen voor de luchtverontreinigende stoffen, die heel verschillend kunnen zijn voor de verschillende vervoersmodaliteiten, waarbij de eisen aan de binnenvaart en de zeevaart minder strikt zijn dan voor andere modaliteiten. Opvallend is ook het flinke verschil in behandeling van het verbruik van benzine en diesel. Benzine wordt voornamelijk gebruikt door huishoudens en is relatief schoon. Diesel wordt niet alleen gebruikt voor personenauto's, maar kent ook diverse toepassingen in de transportsector. De accijns op diesel is niet alleen lager dan die op benzine (per liter, Gigajoule én ton CO₂), maar voor diesel gelden ook een aantal vrijstellingen, bijvoorbeeld voor de scheepvaart (goederenvervoer). Ook kerosine en vliegtuigbenzine ten behoeve van de luchtvaart zijn vrijgesteld (ook van btw).

6.4 Energieproducten en hun kosten van milieuschade

Zoals in het vorige hoofdstuk duidelijk is geworden, beperkt een analyse van de (effectieve) tarieven uitsluitend op basis van CO₂-emissie van de brandstof het zicht op de relevantie van de luchtverontreinigende emissies in de kosten van de milieuschade. Schade door luchtverontreiniging bleek bij sommige brandstoffen van veel groter gewicht te zijn dan de klimaatschade. Door de

Figuur 6.4

Kosten van milieuschade door klimaatverandering ten opzichte van luchtverontreiniging, 2013



Bron: PBL

Noten:

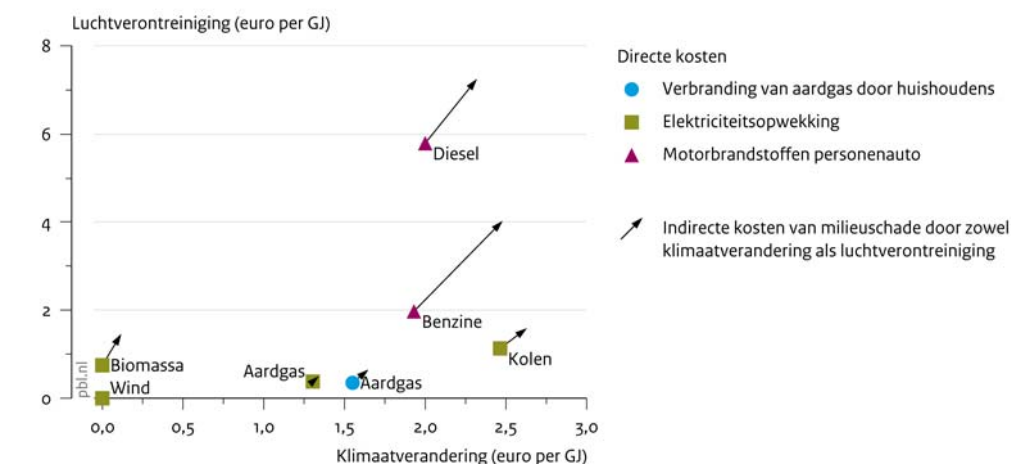
- 1) Voor elektriciteit is gerekend met de energie-inhoud van de producten die de elektriciteitscentrale ingaan.
- 2) Bij de emissies voor motorbrandstoffen is veel variatie binnen het park in de luchtverontreinigende emissies per liter verstoekte diesel (en dus ook per Gigajoule)

berekening van beide milieuschade-componenten in geld, is het mogelijk om de verschillende energieproducten op beide dimensies te vergelijken.

Uitgaande van de eerder bepaalde middenwaarden van de directe kosten van de milieuschade in één figuur worden gezet, met luchtverontreiniging en klimaatverandering assen (zie figuur 6.4). Daarbij moet worden aangetekend dat het zeer waarschijnlijk om een *ondergrens* van de veroorzaakte schade gaat. Zoals uiteengezet in hoofdstuk 5 zijn niet alle milieueffecten die samenhangen met het verbruik meegenomen, zij het wel met afstand de belangrijkste, gemeten in monetaire waarde. Bovendien is de monetaire waardering van andere externe effecten, zoals aardbevingen en ongelukken, evenmin in deze cijfers meegenomen.

Uit de figuur blijkt volgens verwachting dat de verbranding van kolen bij elektriciteitsopwekking het slechtst scoort qua klimaatschade. Het huidige verbruik van aardgas kent zowel bij verbranding in huishoudens ten behoeve van verwarming en vooral bij centrale elektriciteitsopwekking, een relatief lage uitstoot. Verbranding van benzine en diesel scoort gemiddeld op de klimaatdimensie. Opvallend is dat centrale elektriciteitsopwekking met aardgas nog een stuk schoner is vanwege de veel grotere efficiëntie ten opzichte van het direct verbranden van aardgas. Biomassa en ook wind veroorzaken geen directe klimaatschade. Wat betreft schade door luchtverontreinigende stoffen, is het beeld heel anders. Wind blijft het schoonst, maar vooral voor gebruik van benzine en diesel is de schade door luchtverontreinigende stoffen hoog. Dit komt allereerst omdat de uitstoot van bijvoorbeeld de motorbrandstoffen relatief vaak dichtbij woonwijken plaatsvindt. Maar daarnaast zijn de reguleringseisen voor sommige toepassingen van diesel erg beperkt, zoals bij de binnenvaart. Minder goed te zien in deze figuur, maar reeds eerder al gebleken (zie paragraaf 5.4.2), is de relatief slechte score van biomassa voor wat betreft de emissie van luchtverontreinigende stoffen. Alleen opwekking met kolen heeft een grotere impact. Aardgas is ook in deze dimensie van de fossiele brandstoffen het schoonst.

Figuur 6.5
Directe en indirecte kosten van milieuschade van verbranding van fossiele energieproducten, 2013



Bron: PBL

Van belang is verder dat het verbruik van brandstoffen emissies 'in de keten' veroorzaakt, dat wil zeggen emissies vanaf het moment van winning tot de feitelijke verbranding op de verbruiksbestemming. Onze eerder gegeven indicatieve schattingen van de kosten van deze indirecte milieuschade zijn in figuur 6.5 weergegeven met een pijl. Zodoende ontstaat een duidelijk beeld van de totale kosten van milieuschade in beide dimensies voor deze energieproducten. Wel is hierbij de toepassing van benzine en diesel beperkt tot de verbranding van motorbrandstoffen door personenauto's, zodat met name de verschillen tussen de verschillende vormen van opwekking van elektriciteit beter zichtbaar zijn.

De figuur illustreert nog eens de eerdere bevindingen (zie paragraaf 5.4.4). Bij de verbranding van aardgas vallen de indirecte kosten mee. Weliswaar komen er nog 20 procent extra kosten bovenop, maar de startwaarde is al laag. Bij elektriciteitsproductie leidt de opwekking via biomassa tot een ruime verdubbeling van de kosten van milieuschade, met name door extra schade door luchtverontreinigende stoffen. Bij opwekking met kolen is dat minder, maar nog altijd aanzienlijk. Aardgasverbruik in de elektriciteitssector is kennelijk ook relatief schoon in dit opzicht en de geringste ketenemissies. De indirecte effecten zijn vooral groot bij de motorbrandstoffen, met name omdat bij de raffinage nog veel emissies vrij komen. Vooral benzine, maar ook diesel komen heel slecht uit deze analyse.

6.5 Belastingstructuur en kosten van milieuschade

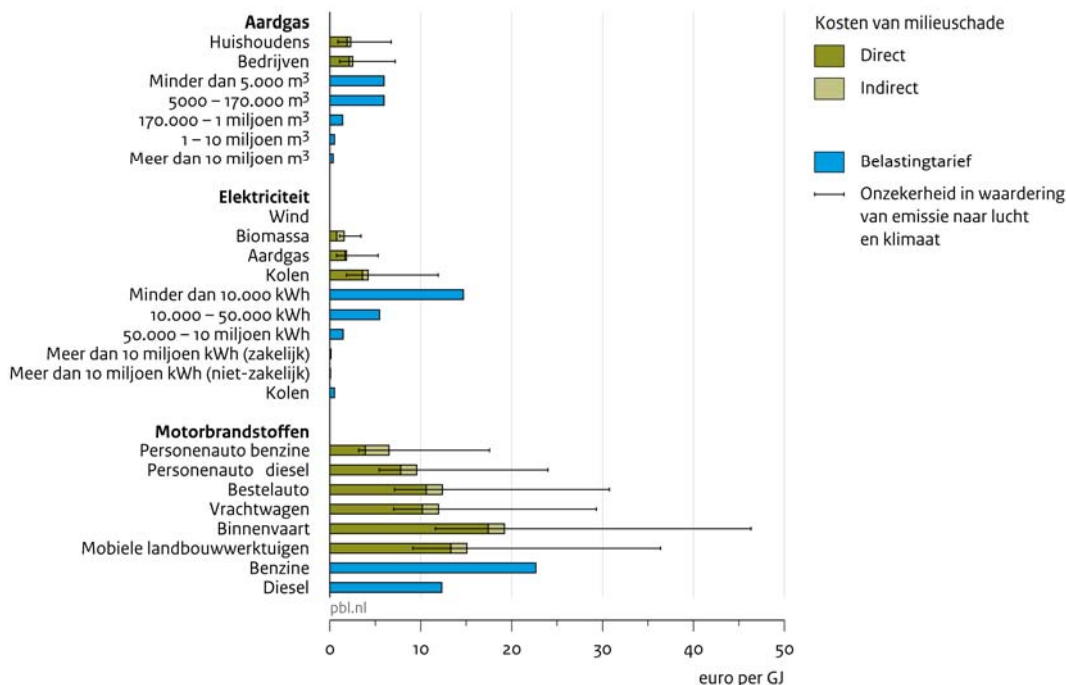
Hoe verhoudt de huidige belastingstructuur op energieproducten zich nu tot de kosten van de milieuschade en wat leert dit over de gemaakte keuzes? Figuur 6.6 schetst het beeld van de tarieven ten opzichte van de directe én de indirecte milieuschade van de nu voor de milieubelastingopbrengst belangrijkste energieproducten (zie ook Annex V). Zoals eerder aangegeven wordt met andere aspecten, zoals verkeersongelukken, congestie of de kosten van infrastructuur, geen rekening gehouden. Wel is de bandbreedte met betrekking tot de onzekerheid bij het bepalen van de waarde van de schade aangegeven.

Duidelijk blijkt hieruit dat vooral de huishoudens en kleine bedrijven de hoogste tarieven moeten betalen voor alle belastingen op energie. Voor elektriciteit zijn de tariefverschillen tussen klein- en grootverbruik groot. Verder valt op dat die hoge tarieven niet goed kunnen worden verdedigd vanuit alleen een milieuschadeperspectief uitgaande van de referentiewaarden voor de kosten van milieuschade. Met uitzondering van opwekking van elektriciteit op basis van aardgas en biomassa wordt dit beeld wel sterk genuanceerd als ook rekening wordt gehouden met de onzekerheid over de in geld uitgedrukte kosten van milieuschade. Opvallend is ook dat er een grote variatie is in kosten van milieuschade *tussen* verschillende opwekkingsmethoden voor elektriciteit terwijl alle afnemers hetzelfde tarief betalen.

Met betrekking tot de tarieven in de hoogste schijven voor grootverbruikers, geldt dat deze zowel voor aardgas als elektriciteit juist ver onder de ingeschatte kosten van de milieuschade liggen. In principe is dat niet zo'n probleem voor de klimaatschade omdat deze voor de meeste grootverbruikers al wordt gereguleerd via het Europese handelssysteem in emissierechten voor broeikasgassen, het EU ETS. Maar op dit moment zijn de prijzen van deze rechten dermate laag dat grootverbruikers van aardgas of kolen geen prijs betalen die in overeenstemming is met de *huidige* in geld uitgedrukte klimaatschade. Daarbij moet wel worden aangetekend dat dit ook geldt voor het bedrijfsleven in andere landen, zeker in landen die CO₂ helemaal niet reguleren.

Figuur 6.6

Directe en indirecte kosten van milieuschade en gestandaardiseerde belastingtarieven, 2013



Bron: PBL, 2013

Voor de schade door luchtverontreiniging gelden de overwegingen met betrekking tot klimaatregulering via het EU ETS niet. Luchtverontreiniging heeft vooral een lokaal effect en de baten van extra reductie van emissies vallen de Nederlandse bevolking in de eerste plaats zélf toe. Deze schade is zowel voor de verbranding van aardgas en de kolengestookte centrales nog aanzienlijk. Dat geldt óók voor centrales die biomassa (bij)stoken. Hier liggen die kosten eveneens ruim boven de grootverbruikerstarieven. Uit de figuur blijkt wel dat de kolenbelasting hiervoor in ieder geval ten dele compenseert.

Bij de accijnzen op minerale oliën is het beeld divers. De hoge tarieven voor benzine blijken ook niet goed te kunnen worden verdedigd vanuit alleen de kosten van milieuschade bij het verbranden van een liter benzine in een gemiddelde auto uit het Nederlandse wagenpark. Daarbij moet wel worden aangetekend dat wederom het verschil aanzienlijk geringer is wanneer rekening wordt gehouden met de bovenkant van de bandbreedte van de kosten van milieuschade. Bovendien moet steeds worden benadrukt dat er nog tal van andere redenen zijn om benzine in het wegverkeer (fors) te belasten, zoals schade door ongevallen en congestie. Wordt de waarde daarvan wel meegenomen dan zijn de tarieven eerder te laag dan te hoog (CE 2014). Voor een volledige beeld is hier bovendien een uitgebreidere analyse vereist. Er moet namelijk ook rekening worden gehouden met andere belastingen in het verkeer, zoals de mrb en de bpm (PBL 2014a).

Bij diesel verschilt het beeld vooral per verbruikscategorie. Voor dieselverbruik in personenauto's is er nog steeds een verschil tussen tarief en marginale kosten van milieuschade, maar dat is beduidend kleiner dan bij benzine. Dit komt omdat dieselauto's gemiddeld vuiler zijn dan benzineauto's en de tarieven voor diesel fors lager liggen dan voor benzine (gemeten naar energie-inhoud). Overigens geldt

hier ook dat de tarieven uiteindelijk veel lager zijn dan de totale schade vanwege andere onbeprijde effecten, dat wil zeggen inclusief de hiervoor genoemde andere, niet aan de verbranding van energiegerelateerde schadeposten. Daarbij moet wel worden aangetekend dat het om gemiddelden gaat van het hele wagenpark. Zo zijn de nieuwste personenauto's die op diesel rijden volgens de EURO 5 normen behoorlijk schoon.⁸¹

Door de forse bijdrage van diesel aan (lokale) luchtverontreiniging en de geringere milieueisen aan motoren zijn de huidige belastingtarieven voor bestelauto's en vrachtwagens vergelijkbaar met de veroorzaakte milieuschade vastgesteld op basis van de referentiewaarden. Voor binnenvaart zijn deze kosten zelfs veel hoger omdat de technische eisen aan de motoren veel minder ver zijn voortgeschreden dan bij het wegverkeer. Bovendien geldt hier ook nog een vrijstelling van de accijns omdat de sector is vrijgesteld van accijns. Wordt, tot slot, net als bij benzine uitgegaan van de maximale in geld ingeschatte milieuschade, dan zijn alle tarieven lager dan de hier geanalyseerde kosten van milieuschade. En dat geldt dus los van de andere bij het wegverkeer relevante maatschappelijke schadeposten.

6.1 Kosten van energieverbruik

Naast milieuvervuiling zijn er ook nog andere kosten van milieuschade die door energieverbruik veroorzaakt worden. Daarnaast zijn er nog externe kosten door risico's die met energieverbruik gepaard gaan, zoals risico op ongevallen in het verkeer en kosten van aardbevingen door gaswinning. Ook zijn er kosten als gevolg van de aanleg en het onderhoud van de infrastructuur bij diverse vormen van energieverbruik. Voor gas en elektriciteit worden deze kosten door de netwerkbeheerders doorberekend aan de gebruikers, maar voor motorbrandstoffen (verkeer) is dat niet het geval. Hier worden deze kosten voor het belangrijkste deel betaald uit de algemene middelen. De motorrijtuigenbelasting (mrb) die gekoppeld is aan het bezit van een motorvoertuig was oorspronkelijk bedoeld om aanleg en onderhoud van wegen te bekostigen, maar dat doel is inmiddels losgelaten.

Over verkeer is veel informatie over de verschillende maatschappelijke kostencomponenten in Nederland beschikbaar. CE heeft eerder deze kosten in beeld gebracht (CE 2008) en recentelijk vernieuwd (CE 2014).⁸² Als deze kosten ook worden meegenomen, verandert het eerder gegeven beeld aanzienlijk.

Uit figuur 6.7 blijkt dat de accijns op diesel en benzine uiteindelijk beduidend lager te zijn dan de *totale* marginale externe kosten per liter brandstof. Hiervoor zijn met name de kosten van congestie en ongevallenverantwoordelijk.⁸³ De overige externe kosten bestaan voor een belangrijk deel uit kosten als gevolg van geluidsoverlast en infrastructuur.⁸⁴

⁸¹ Met name de normen voor fijn stof door verbranding (PM_{2,5}) en voor NMVOS zijn bij euro5 fors lager.

⁸² Evenals bij luchtverontreinigende stoffen en broeikasgassen is hier gerekend met de marginale milieuschade, voor zover beschikbaar. Zie ook CE (2014) voor een toelichting op de berekening van de verschillende kostenposten. Op basis van de methodiek zoals gepresenteerd in dat rapport, heeft PBL een eigen berekening gemaakt van de hoogte van de schade van de andere externe effecten.

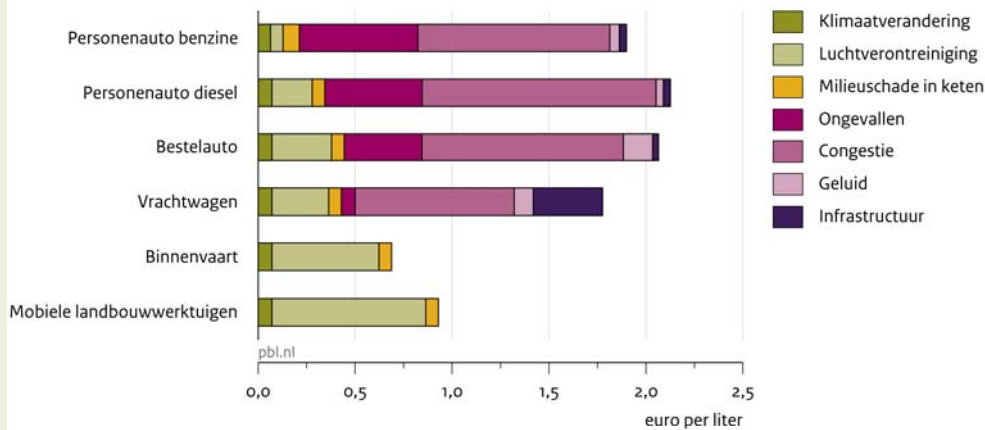
⁸³ De variatie in kosten van een ongeval per liter brandstof is primair het gevolg van verschillen in gebruik van de voertuigen. Benzineauto's rijden gemiddeld meer binnen de bebouwde kom dan dieselauto's. Juist daar zijn de risico's op ongevallen het grootst, hetgeen de hogere externe ongevalskosten van benzineauto's verklaart.

⁸⁴ De marginale milieuschade van infrastructuur zijn door CE (2014) gelijk gesteld aan de gemiddelde variabele infrastructuurkosten. Dit zijn enkel de kosten die zijn gerelateerd aan het gebruik van de infrastructuur. Kosten van aanleg behoren hier niet toe, enkel een deel van de onderhoud- en vernieuwingskosten.

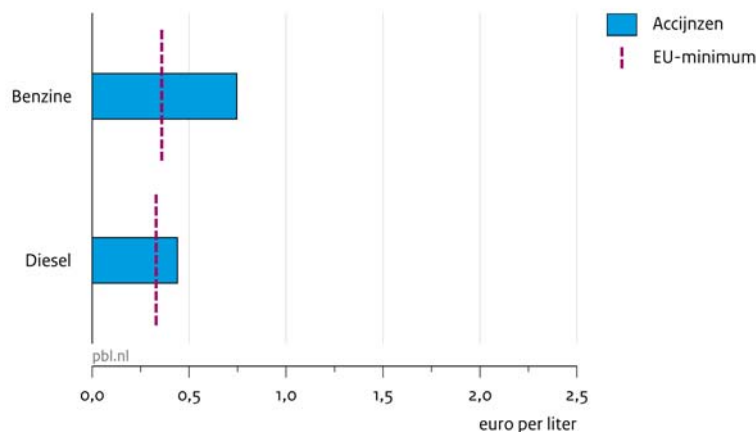
Figuur 6.7

Directe en indirecte maatschappelijke kosten en accijnzen op motorbrandstoffen, 2013

Externe kosten en kosten infrastructuur



Accijnzen



Bron: PBL, 2013; EU Excise duty tables, 2013

Bij de figuur moet worden bedacht dat naast de brandstofaccijnzen ook de belastingen op aanschaf (bpm) en bezit (onder andere mrb) tot de milieubelastingen worden gerekend. Deze belastingen hebben eveneens een fors aandeel in de jaarlijkse opbrengsten uit milieubelastingen in Nederland, zoals is aangetoond in paragraaf 2.2. Deze belastingen zijn echter niet afhankelijk van het autogebruik en daarmee van het gebruik van motorbrandstoffen en hebben dan ook geen invloed op het marginale tarief van de belastingen op motorbrandstoffen. Omdat in dit rapport de marginale tarieven worden vergeleken met de marginale waarde van de externe effecten, worden belastingen en heffingen die niet van invloed zijn op het marginale tarief, zoals de bpm en mrb, niet meegenomen in de vergelijking.

Kort samengevat kunnen we stellen dat met name de tarieven op aardgas en elektriciteit voor het midden- en kleinverbruik vergeleken met de directe kosten van milieuschade aan de hoge kant zijn, terwijl die voor het grootverbruik juist (veel te) laag zijn. Dat beeld gaat nog steeds op wanneer ook de

kosten van de indirecte milieuschade van energieverbruik worden meegenomen. Bij de motorbrandstoffen is het beeld dat de huidige tarieven aan de hoge kant zijn voor personenauto's als alleen naar de kosten van milieuschade wordt gekeken. Dat is in veel mindere mate het geval voor diesel, zeker voor het vrachtvervoer over de weg, vanwege de hogere uitstoot aan luchtverontreinigende emissies dicht bij de 'slachtoffers' hiervan. Maar in het verkeer spelen ook andere externe kosten nog een grote rol, zoals kosten van ongevallen en congestie, zodat het beeld hier onvolledig is voor een volledige maatschappelijke afweging.

6.6 Conclusie

In dit hoofdstuk is huidige energiebelastingstructuur geanalyseerd vanuit milieuperspectief. Daartoe zijn de verschillende energieproducten vergelijkbaar gemaakt door deze naar energie-inhoud te standaardiseren. Uit een analyse van de effectieve druk en de verdeling daarvan over sectoren blijkt dat de huidige degressieve structuur bij de belastingen op aardgas en elektriciteit een belangrijke oorzaak is van verschillen in behandeling tussen sectoren. Met name de huishoudens betalen de meeste belasting en kennen niet alleen de hoogste nominale tarieven, maar ook de hoogste effectieve tarieven. Na de huishoudens heeft de dienstensector de hoogste effectieve tarieven, gevolgd door de landbouw en uiteindelijk de industrie. Bij minerale oliën in het wegverkeer is geen sprake van sectorspecifieke vrijstellingen, met uitzondering van de binnenvaart, en zijn de effectieve tarieven overall identiek en feitelijk gelijk aan de nominale tarieven. Met name door de afschaffing van de tegemoetkoming voor 'rode diesel' zijn de effectieve tarieven voor minerale oliën voor alle sectoren gelijk.

Vervolgens zijn de details met betrekking tot de huidige energiebelastingstructuur zoals eerder in hoofdstuk 3 uiteengezet, gerelateerd aan de kenmerken van het energiesysteem in Nederland en de milieuregulering die thans geldt voor de milieuschade veroorzaakt door broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen. Door de standaardisering naar energie-inhoud van de tarieven en de kosten van de milieuschade, kunnen de verschillende energieproducten ook ten opzichte van elkaar worden beoordeeld. Daarbij bleek wederom dat een evaluatie op basis van alleen de klimaatimpact (CO₂-grondslag) van energieverbruik te beperkt is. Deze invalshoek gaat voorbij aan de grote verschillen in de bijdrage van de fossiele brandstoffen maar ook biomassa aan de luchtkwaliteit. Dat blijkt het duidelijkst bij biomassa en motorbrandstoffen. Het gebruik van biomassa is weliswaar goedkoop bij het behalen van de klimaatdoelstellingen, maar hiervoor wordt een flinke prijs betaald in termen van afnemende luchtkwaliteit. Ook de bijdrage van motorbrandstoffen aan de aantasting van de luchtkwaliteit is zeer aanzienlijk, zeker wanneer de indirecte emissies, die eerder in de keten plaatsvinden, worden meegenomen. Duurzaam opgewekte elektriciteit en aardgas zijn veel schoner en verdienen daarom een ruime rol in het energiesysteem.

Worden deze inzichten gekoppeld aan de bestaande, gestandaardiseerde tarieven van de verschillende belastingen op energie dan blijkt de structuur tamelijk onevenwichtig. De nadruk ligt op het belasten van het kleinverbruik, in het bijzonder de huishoudens. Dit geldt met name voor de hoge belastingen op aardgas, elektriciteit en motorbrandstoffen, terwijl het verbruik in de industrie en de elektriciteitsopwekking vaak lage tarieven kent of zelfs helemaal is vrijgesteld. Deze keuze is met name ingegeven door de zorg over belastingconcurrentie en de rol van het ETS ter regulering van de CO₂-emissies. Het nadeel van het belasten van het *verbruik* van energie is dat hierdoor vooral indirect belasting wordt geheven over de milieugrondslagen. En al deze energiebronnen zijn slechts indirect, en

bij elektriciteit zelfs heel indirect verbonden met de bij hun verbranding vrijkomende emissies. Daarbij is in de keten bovendien soms wel en soms niet sprake van consistente regulering.

7. Bouwstenen voor hervorming

Vanwege de schade door klimaatverandering en luchtverontreiniging is er alle reden om het verbranden van fossiele brandstoffen af te remmen via het slim inzetten van milieubelastingen. Maar zoals inmiddels duidelijk is geworden, kent Nederland al een flinke inspanning op dit terrein. Verdere versterking hiervan is daarom minder eenvoudig dan het lijkt. Ook de spanning tussen het genereren van opbrengsten op basis van milieubelastingen en het realiseren van milieueffecten om milieudoelen te halen, speelt daarbij een rol (PBL 2012). Mede vanwege het breed ingezette beleid om fossiel energiegebruik terug te dringen, zal op termijn de milieubelastingopbrengst onder druk komen te staan. De kunst is dus goed in te spelen op de kenmerken van de huidige situatie om bruikbare hervormingsopties te vinden voor de energiebelastingen in Nederland op de lange termijn.

In dit hoofdstuk verkennen we de ruimte voor fiscale vergroening met beide milieuvraagstukken in gedachte. Daarbij gaan we in op mogelijkheden voor het anders belasten van energieproducten op de korte en op de lange termijn. In de eerstvolgende paragraaf houden we eerst nog eens de bestaande structuur tegen het licht vanuit milieuperspectief. We gebruiken hiervoor de Pigouviaanse analyse en de berekening van de marginale schade zoals deze gerelateerd is aan de huidige energiebelastingstructuur in Nederland. Op grond hiervan worden een aantal aanknopingspunten voor milieubelastinghervorming gericht op meer groen resultaat geformuleerd. Vervolgens bezien we opties voor belastinghervorming op energieproducten op de lange termijn. Voorkomen moet worden dat nu hervormingen worden ingevoerd die voortbouwen op het huidige (energie)systeem. Beter kan worden ingespeeld op technologische veranderingen waarvan nu al duidelijk is dat deze op ons afkomen, maar het voert in deze studie te ver daar dieper op in te gaan (zie ook PBL 2014c).

7.1 Evaluatie energiebelastingstructuur en ruimte voor verbetering

De vraag waar in Nederland de opties liggen voor fiscale vergroening rond het energiedomein dient met deze kenmerken rekening te houden. Na de diepgaande analyse in de vorige hoofdstukken is het nu mogelijk om deze vraag op meer gestructureerde wijze te beantwoorden. De analyse van de energiebelastingstructuur laat zien hoe in Nederland uiteindelijk een balans is gevonden in het omgaan met eerder besproken complicaties (zie hoofdstuk 2; zie ook PBL 2012). Allereerst valt op dat de *grondslag* van de groene belastingen op energie op dit moment vooral betrekking heeft op de energieproducten aardgas, elektriciteit en de afgeleide minerale oliën diesel en benzine. Energieverbruik is tamelijk stabiel en groeit min of meer gelijk op met het nationaal inkomen. Als heffingsgrondslag voor het genereren van groene belastingen is dit verbruik derhalve goed te begrijpen: het gaat in beginsel om een stabiele factor in de bestedingen van huishoudens en bedrijven. Anders dan een belasting op het storten van afval, die vooral drukt op afvalverwijderaars, is de grondslag in de loop van de tijd niet zodanig verkleind dat er nauwelijks nog opbrengsten zijn. Zo wordt er ondanks de hoge accijnzen op benzine en diesel nog volop rond gereden hetgeen veel inkomsten genereert voor de schatkist. Buiten de grondslag blijven nu het niet-energetisch en eigen verbruik van deze producten. Ook zijn er diverse vrijstellingen om meer duurzaam gebruik, zoals WKK, te stimuleren alsmede de opwekking van duurzame elektriciteit.

Ten tweede wordt nu vooral het *verbruik* van energie door zogenoemde kleinverbruikers - huishoudens en midden- en kleinbedrijf - belast. Deze keuze is met name ingegeven door de eerder beschreven zorg over belastingconcurrentie. Door al te hoge milieubelastingen zouden internationaal opererende bedrijven naar een ander land kunnen vertrekken. Het nadeel van het belasten van verbruik is dat hierdoor vooral indirect belasting wordt geheven over de milieugrondslagen. Er is daardoor geen sprake van emissieheffingen, dat wil zeggen belastingen op de door het verbruik van fossiele brandstoffen veroorzaakte emissies. De relatie tussen bestaande milieubelastingen en de daarmee gepaard gaande milieuemissies is daardoor indirect. Dat geldt in het bijzonder voor elektriciteit.

Ten derde is *uitvoerbaarheid* van de nu gekozen vormgeving betrekkelijk eenvoudig. Voor een juridisch goed uitvoerbare belasting is 'bemetering' en de controle van verbruik essentieel. Bij energiebelastingen op aardgas en elektriciteit is dat relatief eenvoudig. De reden hiervoor is dat sprake is van een netwerklevering waarvan de verbruiksgegevens toch al worden geregistreerd door de energieleverancier. Hierop kan de belastingadministratie dan eenvoudig aansluiten. Inningskosten voor de controle van het kolenverbruik zijn ook niet groot vanwege het beperkt aantal verbruikers. En tot slot kan bij motorbrandstoffen ook aangesloten worden bij een leveringsnet en wel dat van de tankstations. Hierdoor hoeft niet iedere consument zelf belasting af te dragen.

Tot slot is er de onvermijdelijke interactie met ander beleid, met name klimaatbeleid, wat vooral een Europese aangelegenheid is. Dit is vooral het geval daar waar sprake is van het systeem van emissiehandel, ETS, maar dat geldt ook voor de normstelling ten aanzien van de luchtkwaliteit. Hierbij speelt dat het zogenaamde waterbedeffect de rol van meer stroomopwaarts geheven belastingen op energieproducten, zoals een belasting op kolen, ruwe olie en aardgas, bemoeilijkt. Maar zelfs een hogere belasting op elektriciteit heeft dit waterbedeffect.⁸⁵ Tegelijkertijd fungeert een belasting wel weer als middel om een meer stabiele CO₂-prijs te creëren en dat zou weer investeringen in technologieën aantrekkelijker maken die de lange-termijnreductiedoelen dichterbij brengen (PBL 2013b).

7.1 Waterbedeffect Europese (klimaat)regulering

De problematiek van een goede selectie van de doelstellingen van milieubeleid in relatie tot de instrumentkeuze is van belang voor beleid gericht op de belastingen op energie. De EU heeft als doel om in 2020 de uitstoot van broeikasgassen binnen de EU met 20 procent te reduceren ten opzichte van het niveau in 1990. Daarnaast wordt gestreefd naar 20 procent inzet van hernieuwbare energiebronnen en geldt een streefwaarde van 20 procent energiebesparing in 2020 ten opzichte van een basispad.

In deze beleidsstrategie overlappen doelstellingen elkaar deels en zijn deze soms tegenstrijdig. Zo gaan doelstellingen voor CO₂-reductie niet noodzakelijk samen met het stimuleren van energiebesparing of het stimuleren van schone opwekking van elektriciteit. Hierdoor ontstaan onvermijdelijk welvaartsverliezen. Het zogenaamde *waterbedeffect* waarbij effecten van het ene beleid weglekken naar het andere beleidsterrein is hiervan een voorbeeld.

⁸⁵ De verminderde elektriciteitsvraag door de belasting leidt tot minder met fossiele brandstoffen opgewekte elektriciteitsproductie. De elektriciteitscentrales vallen al onder het ETS. Hierdoor scheidt de verminderde uitstoot in Nederland mogelijkheden voor meer uitstoot elders in Europa omdat het ETS-plafond voor de hele EU geldt en niet voor afzonderlijke landen.

Het probleem is dat als in Nederland extra emissies worden gereduceerd, dit niet noodzakelijk leidt tot meer reductie op Europese schaal. Het Europese stelsel van verhandelbare rechten zorgt ervoor dat extra reductie van CO₂-emissies van in Nederland gevestigde bronnen die onder het ETS-systeem vallen, zoals producenten van elektriciteit, elders in Europa wordt uitgestoten zolang het Europese emissieplafond niet wordt verlaagd met de extra emissiereductie in Nederland. Dit risico is er ook voor energiebesparing bij grootverbruikers of zelfopwekking via duurzame energie door huishoudens.

Belastingverhoging lekt volgens deze inzichten ook weg vanwege de WKK-vrijstelling in de energiebelasting. Over gas voor WKK-installaties is namelijk geen energiebelasting verschuldigd. De extra elektriciteit verdringt dan elektriciteitsproductie die wél onder het ETS-plafond valt. Dit is ook het geval voor WKK inzet *buiten* de ETS-sector. Bij een gelijkblijvende vraag naar energie kan de Nederlandse energiesector de vrijgevallen emissierechten immers verkopen, waardoor in dit geval de CO₂-emissies binnen de EU per saldo zelfs toenemen. Omdat inzet van WKK wel leidt tot een efficiënter gebruik van energie – er wordt elektriciteit én warmte opgewekt –, dient de netto toename van CO₂-emissies te worden afgewogen tegen een hogere energie-efficiëntie. Dit brengt de Studiecommissie Belastingstelsel (2010) tot de conclusie dat nationale belastingen bij de klimaat aanpak slechts een bescheiden rol kunnen spelen. Ook bij een kolen- en gasbelasting zal dit waterbedeffect optreden omdat emissiereducties bij de elektriciteitsbedrijven weglekken naar elders.

Sommigen willen het klimaatbeleid daarom vereenvoudigen tot één duidelijke doelstelling en een op zichzelf goed werkend instrument conform de hiervoor bestaande theorie. Zoals betoogd door Van der Werf e.a. (2010, 145ff) is hier enige reserve echter op zijn plaats. Milieubeleid valt niet samen met klimaatbeleid. Er zijn nog tal van andere problemen die om aandacht vragen, zoals het probleem van luchtverontreiniging. Elektriciteitsopwekking op basis van hernieuwbare bronnen bespaart in beginsel op CO₂-uitstoot en zelfs schadelijke luchtmissies, maar verlaagt niet het totale energieverbruik. Verlaging van het algehele verbruik kan op zichzelf net zo goed een nuttige simplificatie zijn om het geheel aan milieu-impacts te reduceren. Met andere woorden, het is een open vraag in hoeverre CO₂-, energiebesparings- en luchtkwaliteitsbeleid voldoende complementair zijn (Van der Werf et al. 2010, 145ff).

Wat de discussie over het waterbedeffect vooral illustreert is de actualiteit van de vraag hoe het energie- en klimaatbeleid er op de lange termijn uit zou moeten zien en hoe dit vervolgens het beste kan worden geïnstrumenteerd. De kunst is namelijk om doelstellingen én instrumentarium zo in te richten dat de maatschappelijke kosten als gevolg van mogelijke tegenstrijdigheden worden geminimaliseerd, rekening houdend met een rechtvaardig geachte toedeling van de kosten. Een systematische analyse van dit beleidskader is dan ook essentieel voor een goede vormgeving en inzet van het instrument milieubelastingen. Een element dat in zo'n systematische analyse niet zou mogen ontbreken is de interactie tussen verschillende milieubeleidsinstrumenten.

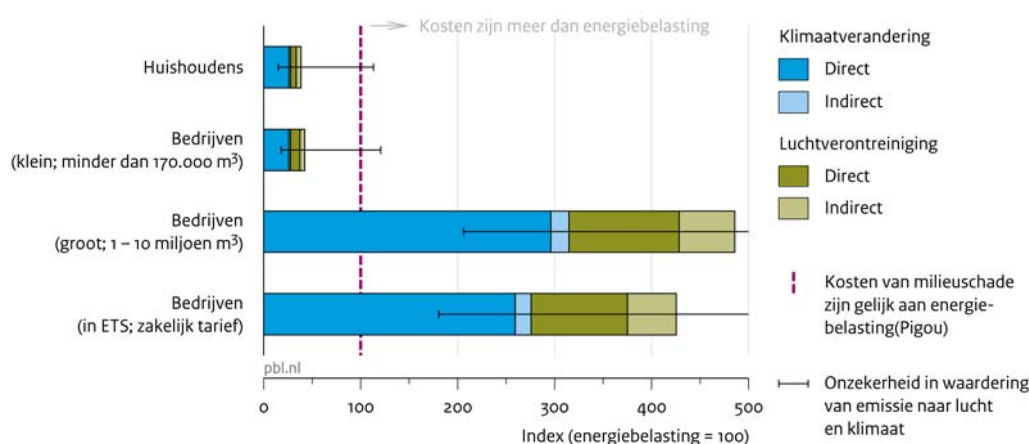
Voor een beoordeling van de huidige energiebelastingstructuur in Nederland vanuit milieuoogpunt is het zinvol om gebruik te maken van de vergelijking tussen de huidige tarieven en de directe marginale kosten van de milieuschade van klimaatverandering en luchtverontreiniging. Daarbij zijn bovendien de indirecte schadekosten nog relevant. Zo dienen vanuit het perspectief van de optimale milieubeprijzing de bestaande tarieven gelijk te zijn aan de waarde waarbij in principe alle milieuschade in de prijs is verdisconteerd (zie ook hoofdstuk 2). Dus heffingen die hoger zijn dan de milieuschade zijn al over de

groene grens, tenzij een extra opslag het efficiënt heffen van belasting verbetert (omdat die producten een relatief lage prijselasticiteit hebben) of een extra opslag nodig is voor eventuele andere externe effecten, zoals speelt bij de accijns op benzine en diesel.

De volgende drie figuren vatten de belangrijkste bevindingen van deze studie samen. De figuren geven de berekende kosten van milieuschade (van klimaatverandering en luchtverontreiniging) voor elk van de belastingen op aardgas, elektriciteit en motorbrandstoffen weer ten opzichte van de relevante tarieven van deze energieproducten die golden in 2013. Daarbij zijn zowel de tarieven als de schade eerst gestandaardiseerd (zie hoofdstuk 6). Als de ratio gelijk is aan honderd dan weerspiegelen de huidige tarieven op energieproducten dus precies de (marginale) schade. Als de ratio groter is dan honderd, dan is de schade *groter* dan het belastingtarief. In dat geval zou een *verhoging* van het tarief vanuit milieuperspectief in principe een goede zaak zijn. Omgekeerd geldt dat een ratio kleiner dan honderd een verlaging van het tarief vanuit milieuperspectief zou rechtvaardigen. Vanwege de onzekerheid bij het bepalen van de milieuschade is dit beeld vooral indicatief voor de richting waarin tariefhervormingen bijdragen aan een groener resultaat.

De grote verschillen in de tarieven van de belasting op aardgas voor het klein- en grootverbruik vertalen zich naar een onevenwichtig beeld vanuit Pigouviaans perspectief. In de laagste schijven zijn de belastingen relatief hoog ten opzichte van de schade en in de hoogste schijf geldt het omgekeerde. De schade is daar wel tot een factor vijf hoger ten opzichte van het tarief. Zelfs voor de directe schade van luchtverontreiniging alleen is het tarief niet toereikend. Wanneer overigens rekening wordt gehouden met de bovenkant van de bandbreedte van de kosten van milieuschade zijn de tarieven voor kleinverbruik ongeveer gelijk aan het Pigouviaanse tarief. Voor bedrijven die onder het ETS vallen en een zakelijk tarief voor aardgas betalen, ligt de ratio lager dan voor bedrijven die niet onder het ETS vallen omdat in heffing ook de huidige prijs van CO₂-rechten op de ETS markt is meegenomen (zie ook Annex VI). Voor aardgas komt dat neer op ongeveer 0,22 euro per Gigajoule.

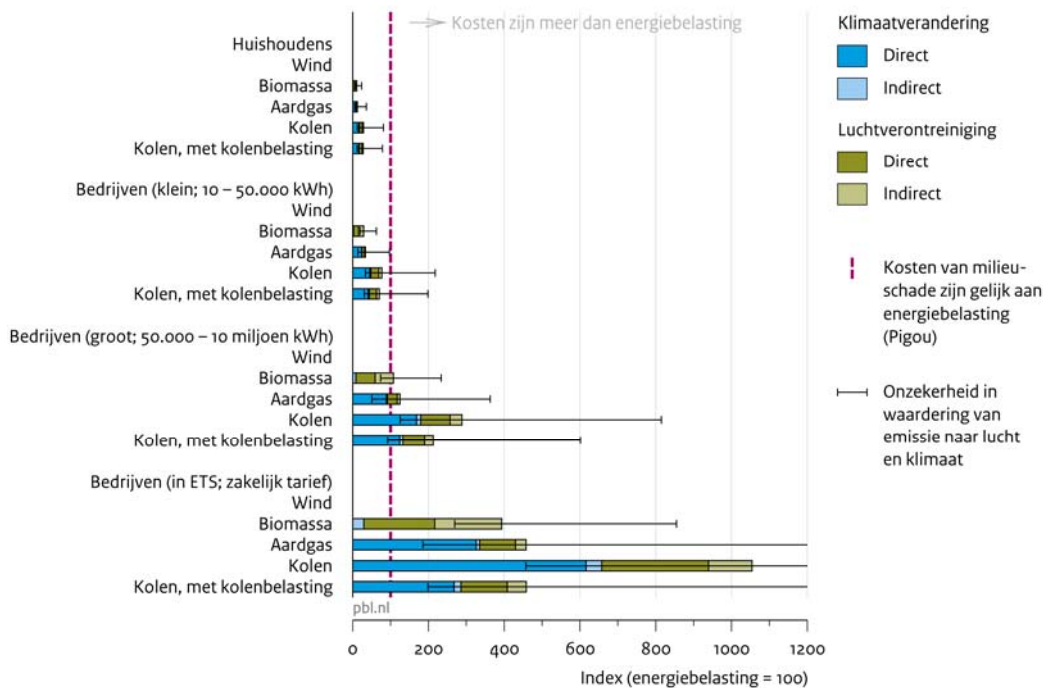
Figuur 7.1
Relatieve kosten van milieuschade van verbranding van aardgas ten opzichte van energiebelastingen, 2013



Bron: PBL

Figuur 7.2

Relatieve kosten van milieuschade van elektriciteitsopwekking ten opzichte van energiebelastingen, 2013



Bron: PBL

Bij elektriciteit is het beeld veel extremer zo blijkt uit figuur 7.2. Ook hier is de impliciete heffing op de emissies die vrijkomen bij de verschillende opwekkingsmethodes relatief hoog vergeleken met de schade. Alleen bij kolen komt de bovenkant van de bandbreedte in de buurt van het tarief. Wat deze analyse overigens ook duidelijk maakt is dat de schade aan luchtverontreiniging op geen enkele wijze is weerspiegeld in de tarieven bij het grootverbruik en maar net bij het middenverbruik en dan ook nog alleen maar als uitgegaan wordt van de middenwaarden van de kosten van milieuschade.

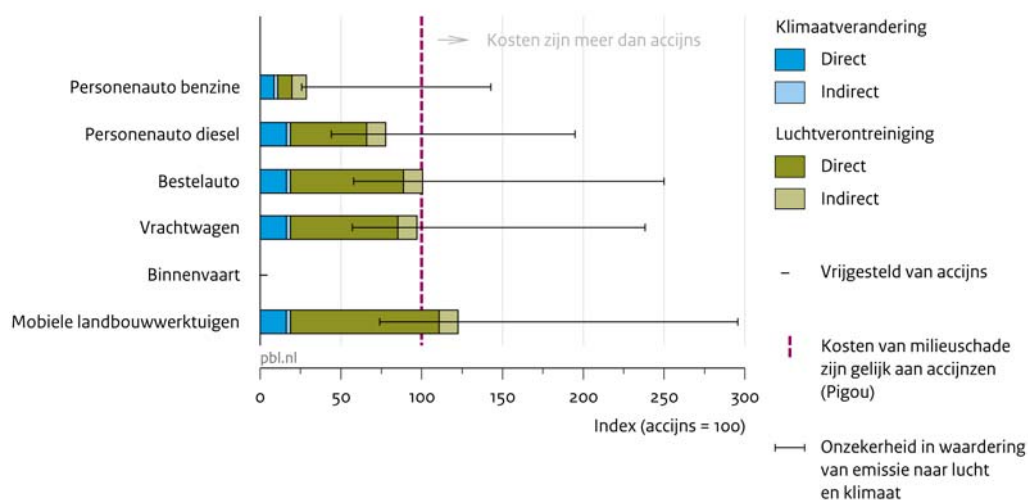
Het tarief voor het grootverbruik, waarbij rekening is gehouden met de huidige CO₂-prijs op de ETS-markt die voor elektriciteitsopwekking gelijk is aan 0,34 euro per Gigajoule,, ligt in het geval van elektriciteitsopwekking door middel van kolen tot wel een factor tien beneden de door dit verbruik direct en indirect veroorzaakte milieuschade. Bij aardgascentrales ligt deze factor rond de vier, waarbij met name de klimaatschade domineert. Biomassa wijkt daar niet veel van af, maar opvallend is dat dit bijna alleen door de directe en indirecte schade door luchtverontreiniging wordt veroorzaakt.

Ter vergelijking is ook het effect van het huidige tarief van de kolenbelasting meegenomen. Bij de kolenbelasting in combinatie met het huidige tarief voor grootverbruikers van elektriciteit neemt de ratio weliswaar af, maar onvoldoende om alle directe en indirecte milieuschade te compenseren. Interessant is overigens ook dat de ratio bij grootverbruikers van elektriciteit uit kolencentrales in dit geval in dezelfde orde van grootte ligt als die voor een aardgascentrales. Wanneer beide belastingen worden gecombineerd blijkt voor grootverbruikers dus eenzelfde deel van milieuschade veroorzaakt door de opwekking met kolen in de prijzen te worden geïnternaliseerd, als door opwekking met aardgas. Voor andere verbruikers van elektriciteit zorgt de kolenbelasting er echter niet voor dat bij

elektriciteitsopwekking via kolen en aardgas een gelijk aandeel van de kosten van de milieuschade wordt geïnternaliseerd. Bij huishoudens en bedrijven met een laag of middenverbruik (tot 50.000 kilowattuur per jaar) zijn de heffingen al zodanig dat de (middenwaarde) van de kosten van de milieuschade voor alle wijzen van elektriciteitsopwekking is geïnternaliseerd in de energiebelasting (de ratio is figuur 7.2 is kleiner dan honderd). De kolenbelasting leidt voor deze verbruikerscategorieën tot een iets lagere ratio voor opwekking met kolen, maar de ratio voor kolen blijft wel groter dan de ratio voor aardgas.

Het beeld bij de motorbrandstoffen is heel anders dan het beeld bij aardgas en elektriciteit (zie figuur 7.3). Wanneer de kosten van de milieuschade worden gezien aan de hand van de middenwaarden, dan blijken de kosten van de duidelijk lager te liggen dan het accijnstarief voor benzine. Ook voor diesel worden de kosten van de milieuschade bij de middenwaarden nog gecompenseerd door de hoogte van de accijns, behalve bij mobiele werktuigen (die tot voor kort ook nog eens een lager tarief hadden voor de rode diesel die zij gebruikten). De bovenkant van de bandbreedte voor de milieuschade ligt echter ruimschoots boven het tarief van de accijns, ook voor benzine. Een ander verschil met aardgas en elektriciteit is dat bij motorbrandstoffen luchtverontreiniging voor meer dan de helft van de kosten van de milieuschade verantwoordelijk is. Alleen bij elektriciteitsopwekking met behulp van biomassa is het aandeel van luchtverontreiniging ook hoger dan voor klimaatverandering. Bij motorbrandstoffen neemt het gebruik van diesel door de binnenvaart een uitzonderingspositie in omdat dit verbruik is vrijgesteld van belasting en dus helemaal niet betaalt voor de veroorzaakte kosten van milieuschade.

Figuur 7.3
Relatieve kosten van milieuschade van motorbrandstoffen ten opzichte van accijnzen, 2013



Bron: PBL

Deze meer gedetailleerde bevindingen zijn geheel vergelijkbaar met de eerdere analyse uit paragraaf 6.5. Op grond van deze analyses zijn een aantal aanknopingspunten voor milieubelastinghervorming gericht op een verbetering van het milieuresultaat te formuleren. Allereerst blijkt het afmeten van kosten van de milieuschade veroorzaakt door het energieverbruik aan uitsluitend de klimaatimpact (CO₂-grondslag), volstrekt voorbij te gaan aan de grote verschillen in de bijdrage aan

luchtverontreiniging tussen de onderscheiden vormen van energieverbruik. Dat blijkt het duidelijkst bij biomassa en bij motorbrandstoffen. Het gebruik van biomassa kent weliswaar nauwelijks kosten door klimaatverandering en is bovendien goedkoop bij het behalen van de klimaatdoelstellingen, maar hiervoor wordt wel een prijs betaald omdat biomassa een relatief hoge emissie van luchtverontreinigende stoffen heeft.

Verder laat dit beeld zien dat momenteel geen sprake is van (milieu)efficiëntie bij de behandeling van de door het verbranden van brandstoffen veroorzaakte milieuschade. Er valt nog de nodige winst te boeken door de tarieven van de bestaande belastingen op fossiele brandstoffen meer in lijn te brengen met de relatieve milieuschade die daarmee gepaard gaat. Met name elektriciteit en in mindere mate aardgas worden nu relatief zwaar belast voor kleinverbruik. Vanuit milieuperspectief is het belasten van elektriciteit een grote omweg vergeleken met het meer direct belasten van emissies die vrijkomen bij de opwekking van elektriciteit. Door elektriciteit te belasten bij de opwekking in plaats van bij het verbruik wordt een meer directe relatie gelegd met de emissies, kan er gedifferentieerd worden naar type brandstof die bij elektriciteitsopwekking wordt gebruikt, waardoor er rekening kan worden gehouden met de grote verschillen in de milieuschadekosten tussen de brandstoffen en kan bovendien het tarief per eenheid (impliciete) emissies ook veel lager liggen omdat er een directere relatie is tussen heffing en veroorzaakte milieuschade (zie paragraaf 2.2 voor dit laatste punt).

Door de keuze om vooral het verbruik van energieproducten te belasten, liggen vooral de tarieven van de zwaarst belaste producten, dat wil zeggen het kleinverbruik van aardgas, elektriciteit en motorbrandstoffen voor personenauto's, hoger dan de milieuschade. Dit beeld is precies omgekeerd bij het grootverbruik waar de kosten van milieuschade juist veel hoger liggen dan de tarieven. Kennelijk weegt de zorg dat een hogere belasting de concurrentiepositie van internationaal opererende bedrijven aantast hier zwaarder dan het internaliseren van de kosten van de milieuschade.

Naast de relatief grote schade aan de luchtkwaliteit rechtvaardigen de hoge indirecte emissies bij motorbrandstoffen op zichzelf hogere tarieven vergeleken met het verbruik in andere toepassingen (verwarming, elektriciteit) of andere brandstoffen. De tariefstelling op motorbrandstoffen zou veel meer gericht kunnen worden op de relatieve bijdrage aan de milieuschade van de verschillende producten, met name benzine en diesel in de verschillende toepassingen, maar ook biobrandstoffen, lpg en elektrische rijden. Bij elektrisch rijden vinden de emissies plaats bij het opwekken van de elektriciteit en niet bij het gebruik van de auto, waardoor luchtverontreinigende stoffen in dunner bevolkte gebieden worden geëmitteerd, waar ze tot minder gezondheidsschade leiden.

Deze inzichten laten zich vertalen naar een aantal beleidsopties voor de korte termijn. Daarbij is de bestaande energievoorziening uitgangspunt. Een beter milieuresultaat kan met name worden behaald door scherper naar de milieu-impacts te kijken bij grondslagkeuze, vrijstellingen, maatstafbepaling en de tariefstelling. De beleidsopties zijn in tabel 7.1 samengevat. Hierbij moet wel worden bedacht dat het om een eerste verkenning van opties gaat. Of invoering van een optie ook de gewenste resultaten geeft, kan alleen met een nadere studie naar die optie bepaald worden.

Tabel 7.1 Verkenning van kortetermijnbeleidsopties vanuit milieuperspectief

	Optie	Uitwerking	Opmerking
Grondslag	Verschuiving belasting van output naar input	Kan in eerste instantie grotendeels via aanpassing vrijstellingen en tarieven	Budgetneutraal
Vrijstellingen	- Kolenbelasting handhaven - Speciale behandeling biomassa en groen gas heroverwegen - Duurzame zelfopwekking elektriciteit vrij blijven stellen - Afvalverbranding niet langer vrijstellen - Vrijstelling scheepvaart en luchtvaart herzien	Vanwege luchtkwaliteit en als bodemprijs ETS Bijstook vanwege luchtkwaliteit belasten Enige prikkel die schone, niet-fossiele opwekking stimuleert Extra opbrengst schatkist én milieu Extra opbrengst	Interactie met ETS op korte termijn Complicatie doelstelling hernieuwbaar Beperkte budgettaire impact Complicatie doelstelling hernieuwbaar Kan alleen na verdrags-aanpassing
Maatstaf	- In lijn brengen met prikkels voor emissiereductie	Niet alleen op basis van CO ₂ -inhoud brandstoffen, maar ook rekening houden met luchtkwaliteit.	Budgetneutraal
Tarieven	- Bestaande tarieven in lijn met relatieve milieuschade - Ketenemissies meenemen in de tariefstelling (raffinage) - Tarieven diesel en benzine in overeenstemming met relatieve milieuschade	Verschuiving van elektriciteit naar aardgas Verschuiving van klein- naar grootverbruik Aan voldaan bij benzine, maar niet bij diesel in diverse toepassingen Verschuiving van benzine naar diesel	Budgetneutraal bij tariefhervorming Afstemming buurlanden Afstemming met EU-beleid en langetermijnbeleid

Mogelijkheden voor hervormingen hebben betrekking op de grondslag, vrijstellingen, de maatstaf van de heffing of de hoogte van de tarieven. De meest voor de hand liggende optie, het afschaffen van de vrijstellingen voor het gebruik van energie in de lucht- en scheepvaart, leveren per saldo belastinggeld op. Dit is ook precies wat er bij het afschaffen van de milieuschadelijke subsidie op 'rode diesel' is gebeurd. Het probleem is dat afschaffing van deze vrijstellingen pas kan na aanpassing van internationale verdragen. Veel van de andere beleidsopties kunnen wel op korte termijn worden ingevoerd, de meeste opties zelfs budgetneutraal. Wel leiden diverse opties tot een herverdeling van de lasten, waarbij de meer vervuilende activiteiten zwaarder belast worden dan nu en de minder vervuilende activiteiten juist minder zwaar. Dat is geheel in lijn met het uiteengezette principe van het internaliseren van milieuschadecosten.

Verschillende beleidsopties kunnen worden ingevoerd zonder afstemming binnen de EU. Dat neemt niet weg dat juist de EU mogelijkheden biedt om al te sterke effecten op de concurrentiepositie van internationaal opererende bedrijven tegen te gaan, bijvoorbeeld door middel van aanpassingen van de minimumtarieven voor belastingen op energieproducten. Dit is bijvoorbeeld het geval bij de minimumaccijnzen op motorbrandstoffen. Door het Europese regime is met name Luxemburg

gedwongen geweest om de voorheen zeer lage accijnstarieven te verhogen. Dit model wordt in principe ook gevolgd bij de verwarmingsbrandstoffen. Daarbij wordt echter vrijstelling bepleit voor energieproducten die al onder het ETS vallen (COM(2011)168/3). De analyse in deze studielat zien dat een dergelijk eenzijdig klimaatperspectief onvoldoende rekening houdt met de vanuit milieuoogpunt zeker zo schadelijk impact van luchtverontreiniging.⁸⁶

7.2 Beleidsopties op lange termijn

In principe passen de huidige belastingen op energie goed bij het streven naar een samenleving die op termijn veel minder afhankelijk wil zijn van fossiele brandstoffen vanwege de milieuschade die het verbruik van deze brandstoffen veroorzaken via onder andere klimaatverandering en luchtverontreiniging. De bespreking van het bestaande fiscale structuur van de milieubelastingen op energie heeft haar fijnmazige karakter goed duidelijk gemaakt, maar heeft ook een aantal complicaties zichtbaar gemaakt, zoals het geval is bij de inzet van biomassa, dat vanwege de bijdrage aan luchtverontreiniging minder schoon is dan vaak wordt gedacht. De diversiteit in energieproducten, de plaats van heffingen in de keten, de samenhang tussen de twee belangrijkste hieraan gerelateerde milieuvraagstukken en de rol van ander beleid maken dat veranderingen in de structuur van energiebelastingen niet al te lichtvaardig moeten worden aangebracht. Met de eerder geschetste ambities om klimaatverandering en luchtverontreiniging te bestrijden, kan wel systematisch worden nagedacht over hervormingsopties voor het energiebelastingbeleid op de lange termijn.

7.2.1 Grondslagverbreding

Een eerste bouwsteen is het verruimen van de huidige belastinggrondslag op fossiele energieproducten. Deze grondslag bestaat voornamelijk uit elektriciteit en het verbruik als verwarmingsbrandstof en motorbrandstof. Energieproducten die voor deze doeleinden worden gebruikt, zijn maar in beperkte mate vrijgesteld van energiebelastingen. Het gaat in feite alleen om de brandstoffen voor de luchtvaart, binnenvaart en zeescheepvaart, waaronder kerosine, vliegtuigbenzine en (zwavelrijke) stookolie.. Het dilemma bij het belasten van dit verbruik is dat belasting in Nederland alleen weinig effect sorteert als dit niet ook gelijktijdig in andere landen gebeurt. Voor de luchtvaart zou invoering tenminste op Europese schaal moeten plaatsvinden om al te grote grenseffecten te voorkomen. Bovendien is net besloten om het verbruik door luchtvaartmaatschappijen te reguleren via het EU ETS. Voor de scheepvaart, met name de binnenvaart, zou coördinatie met de omliggende landen een optie kunnen zijn. Een aandachtspunt is echter dat Nederland gehouden is aan internationale verdragen die hierover zijn afgesloten.

Daarnaast kunnen energieproducten ook voor andere doeleinden worden gebruikt, zoals de inzet van kolen bij de productie van staal, aardgas bij de productie van kunstmest en olieproducten bij de productie van plastics. De inzet van fossiele brandstoffen voor dit niet-energetische verbruik zijn vrijgesteld omdat hierbij niet direct emissies vrijkomen. Dat is pas het geval als de vervaardigde producten later in de kringloop vrijkomen, zoals bij de afvalverbranding. Maar ook in de afvalfase blijven

⁸⁶ Bovendien gaat deze gedachtegang voorbij aan de hiervoor al genoemde rol die een energiebelasting binnen de ETS-sector kan spelen als bodemprijs.

deze producten onbelast. Hiervoor is geen goede reden. Het is niet goed te begrijpen waarom zowel het niet-energetisch gebruik van fossiele brandstoffen én afvalverbranding van de met behulp van deze brandstoffen gemaakte producten wordt vrijgesteld. Er lijkt zeker een casus voor tenminste één van beide grondslagen vanuit de kringloopgedachte. De keuze om niet alle verbruik van fossiele brandstoffen te belasten maakt ook alternatieve technologieën om bijvoorbeeld staal of kunstmest te maken relatief minder rendabel. Zo blijft bijvoorbeeld generatie van waterstof uit groen gas en elektrolyse voor de productie van kunstmest mede door deze vrijstelling niet rendabel. Dit aspect verdient zeker vanuit de circulaire economie meer aandacht.

Momenteel wordt vooral het binnenlandse energieverbruik belast en niet de emissies zelf. Er valt wel wat te zeggen voor deze indirecte aanpak. Eerder is al aangegeven dat het erg kostbaar is om voor alle emissies naar de lucht afzonderlijk een belasting op te zetten. Dat zou vragen om aparte belastingen voor alle stoffen waarbij bovendien de verbrandingsprocessen specifiek in de gaten moet worden gehouden. Op zichzelf is dit mogelijk, maar het is uitvoeringstechnisch kostbaar. Wanneer directe belastingen op emissies uitvoeringstechnisch erg kostbaar zijn, kan een indirecte belasting van de emissies via het energieverbruik worden gecombineerd met specifieke vrijstellingen en subsidies op minder vervuilende alternatieven, zoals nu het geval is bij elektriciteitsopwekking met behulp van zonnen of windenergie. Dit stimuleert vanzelf substitutie naar minder vervuilende alternatieven te (Acemoglu et al. 2012; PBL 2012a).

Toch is het interessant om na te denken over aanvullingen of alternatieven voor deze aanpak. Een andere manier om de bestaande grondslag te verbreden en beter te richten op emissies kan bijvoorbeeld worden bereikt door meer stroomopwaarts in de keten te heffen, bijvoorbeeld op ruwe brandstoffen, onder gelijktijdige invoering van een teruggaveregeling voor emissiebestrijding, uitbreiding van de vrijstelling voor hergebruik van brandstoffen (zowel binnen als buiten de onderneming die deze produceert) en een gelijktijdige verlaging van de tarieven voor kleinverbruik (Vollebergh 2007). Door deze aanpak worden meer potentiële emissies van broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen belast, terwijl de teruggaveregeling zorgt voor een expliciete prikkel om (goedkope) opties voor emissiebestrijding te exploiteren. De teruggaveregeling is er eerder wel geweest, maar is uiteindelijk weer geheel afgeschaft. Door het inbouwen van dergelijke teruggavenregelingen krijgt een inputbelasting meer het karakter van een emissiebelasting omdat alleen die koolstofeenheden die niet zijn bestreden worden belast. Hierdoor heeft een bedrijf voortdurend een prikkel om te zoeken naar alternatieven voor het betalen van belasting. Om dezelfde reductie te bereiken kan het tarief dan veel lager zijn dan de huidige stroomafwaarts opgelegde tarieven. Wel vormt het huidige ETS systeem hierbij een mogelijke complicatie.

Een alternatieve mogelijkheid is om naar analogie van de aanschafbelasting bij auto's een soortgelijke belasting te heffen op de aanschaf van ketels. Daarbij zouden ook prikkels kunnen worden ingebouwd voor de aanschaf van installaties op basis van het (verwachte) rendement voor energieopwekking. Zowel opwekking voor eigen gebruik als WKK kunnen op deze wijze worden gestimuleerd met als bijkomend voordeel dat verdere innovatie naar energie efficiëntere opwekking wordt gestimuleerd.

7.2.2 Afschaffen bestaande vrijstellingen

De grondslag voor energiebelastingen kan verder verbreed worden door de vrijstellingen van energiebelastingen voor bepaald gebruik of bepaalde gebruikers af te schaffen. Het betreft hier energieverbruik dat weliswaar onder de grondslag voor een energiebelasting valt, maar waarvoor expliciet vrijstelling wordt verleend. De eerste en misschien wel belangrijkste vrijstelling is de in het Energieakkoord voorgenomen vrijstelling van de belasting op kolen voor elektriciteitsopwekking. Aangezien het gebruik van kolen voor elektriciteitsopwekking tot hogere milieuschade leidt dan andere vormen van opwekking, is een kolenbelasting voor elektriciteitsopwekking vanuit milieuperspectief goed te verdedigen, ook al valt het kolengebruik door elektriciteitscentrales onder het ETS. De complicaties die zich met betrekking tot het ETS voordoen, worden in de volgende paragraaf afzonderlijk besproken. Afschaffen van de bestaande vrijstelling op het *eigen verbruik* van energie of zelfgeproduceerde brandstoffen, zoals cokes, lijkt zich niet goed te verhouden tot een reguleringperspectief en deze vrijstelling zou kan dus beter gehandhaafd blijven. Zo voorkomt deze vrijstelling het affakkelen van coke-oven gas in Nederland. Als het gebruik van dit gas bij de productie van ijzer wel zou worden belast, is het in principe voordeliger om het gas af te fakkelen waarbij grote hoeveelheden CO₂ vrij zouden komen. Omdat deze processen wel onder het EU ETS vallen, en de CO₂-emissies dus nog wel zijn gereguleerd, is het momenteel moeilijk te zeggen hoe een afschaffing van de vrijstelling voor belasting precies uit zal vallen. Normaliter zorgt eigen energieproductie via 'hergebruik' van (eigen) afval onmiskenbaar voor een reductie van emissies.

Om dezelfde reden verhoudt zich het afschaffen van de vrijstelling voor WKK op het eerste gezicht niet goed met een milieuperspectief. Eigen energieproductie via WKK zorgt onmiskenbaar voor een reductie van de emissies door het efficiëntere verbruik van fossiele energie. Eenmaal belast wordt dit verbruik minder aantrekkelijk, hetgeen nu al vaak zonder belasting het geval is door de relatief hoge gasprijzen en de lage CO₂ prijs. Maar minder gebruik van WKK leidt tot meer energieverbruik (per eenheid productie) en dus tot meer emissies.

Een belangrijke complicatie is echter dat elektriciteitsproductie door vrijgestelde WKK installaties voor een groot deel buiten het Europese handelssysteem voor broeikasgassen (ETS) vallen. Elektriciteit opgewekt door die met WKK installaties verdringt elektriciteitsproductie door elektriciteitscentrales die wél onder het ETS-plafond vallen. De Nederlandse energiesector kan dan de vrijgevallen emissierechten verkopen, waardoor de lagere elektriciteitsproductie door centrales niet tot minder broeikasgasemissie door ETS-bedrijven op Europees niveau leidt. Maar buiten het ETS nemen de emissies toe omdat er meer WKK is ingezet dat niet onder het ETS Per saldo leidt de vrijstelling van WKK van energiebelastingen dan tot een toename van de emissie van broeikasgassen op Europees niveau. Dit effect kan alleen worden tegengegaan door regulering van CO₂-emissie in de niet ETS sectoren, maar deze moet dan wel bindend zijn. Daarnaast kan de inzet van WKK ook invloed hebben op de mate waarin het emissieplafond van het ETS in de toekomst wordt verlaagd. Bij de onderhandelingen over het vaststellen van de hoogte van een plafond in de toekomst, wordt rekening gehouden met aanwezige rendabele besparingsopties, waar WKK ook toe behoort. Hoe dan ook leidt inzet van WKK altijd tot een efficiënter gebruik van fossiele energie.

Ook de vrijstelling van *biomassa en biobrandstoffen* zou kunnen worden heroverwogen. Eerder is al aangegeven dat de bijstook van biomassa weliswaar CO₂-neutraal is, voor wat betreft de directe emissie die vrijkomen bij de elektriciteitsopwekking, maar de milieuschade die veroorzaakt wordt door de

luchtverontreinigende emissies en de emissies die eerder in de keten plaatsvinden toch nog substantieel is. Daar komt nog eens bij dat de milieueisen aan ketels voor 'groen gas' ook nog eens minder streng zijn dan voor elektriciteitscentrales. De inzet van biobrandstoffen als motorbrandstof, zoals biodiesel, is wel belast tegen het gangbare tarief voor diesel. Alleen als de bijmenging uitgaat boven de verplichte niveau van 10 procent wordt het accijnstarief (pet liter) gecorrigeerd voor de lagere energie-inhoud per liter van de biobrandstoffen. Op zichzelf geldt ook hier dat dat alleen te rechtvaardigen valt als niet naar emissies in de keten wordt gekeken of naar luchtkwaliteit.

Tot slot zijn er ook nog mogelijkheden voor grondslagverbreding buiten de geijkte belastingen op energie. Momenteel worden luchtvaart en scheepvaart ook nog uitgezonderd van btw-heffing. Dit geeft perverse prikkels want maakt deze activiteiten relatief goedkoper dan vervoer over de weg (zie ook Keen et al. 2013), maar ook ten opzichte van andere sectoren die wel een btw-plichtige brandstofinzet kennen. En dit terwijl met name in de scheepvaart – vanwege de veel minder vergaande eisen aan de verbrandingsprocessen –nog nodige winst valt te boeken vanuit milieuoogpunt.

7.2.3 Grondslagverbreding en ETS

Vanwege het bestaan van het ETS leiden diverse ingrepen in het bestaande Nederlandse milieubelastinggebouw op korte termijn niet tot extra reductie van CO₂ emissie binnen Europa (zie ook tekstkader 7.1 in paragraaf 7.1). Er treedt slechts verplaatsing op van emissie vanuit Nederland naar andere activiteiten of EU lidstaten ('waterbedeffect') omdat vermindering van de emissies in Nederland ruimte maakt voor meer emissies elders. Zoals we hiervoor zagen, geldt dit bijvoorbeeld voor WKK dat buiten het ETS valt en voor het meer stroomopwaarts belasten van energieproducten, zoals een belasting op kolen, ruwe olie en aardgas. Zelfs een hogere belasting op elektriciteit heeft dit waterbedeffect.

Het verminderde elektriciteitsverbruik door de energiebelasting leidt tot minder met fossiele brandstoffen opgewekte elektriciteitsproductie. Deze installaties vallen al onder het ETS. Hierdoor scheidt de verminderde uitstoot in Nederland mogelijkheden voor meer uitstoot elders omdat het ETS-plafond voor de hele EU geldt en niet voor afzonderlijke landen. Ditzelfde geldt voor de extra stimulans die de hogere elektriciteitsprijs heeft op de zelfopwekking van elektriciteit. Wanneer de prijs van elektriciteit oploopt door de extra belasting, dan wel de prijs van zelfopgewekte groene stroom wordt verlaagd, zoals door de huidige belastingfaciliteiten, neemt de rentabiliteit van zelfopwekking toe. Als dit bijvoorbeeld gebeurt via zonne-energie of micro-WKK is er wel een initiële besparing op CO₂, maar speelt wederom het 'waterbedeffect'.

Deze redenering is alleen geldig op de korte termijn (zie ook PBL 2013c). Als met deze extra inzet rekening zou worden gehouden bij het opnieuw vaststellen van het emissieplafond, zoals bij het onlangs door de EU voorgestelde nieuwe reductiepad, kan er wel degelijk een positief effect optreden. Dit argument wordt nu nogal eens verwaarloosd in de discussie. Wel is het zo dat Nederland hier niet zelf aan het stuur zit. Ze is hiervoor afhankelijk van Europese afspraken over het EU brede klimaat- en energiepakket. De recent voorgestelde aanscherping van het emissieplafond geven wel steun aan deze gedachte. Daarnaast is de kans sowieso groot dat de verminderd elektriciteitsverbruik positief uitpakt voor de luchtkwaliteit in Nederland. En ook deze zijn – afhankelijk van de opwekkingsmethode – niet verwaarloosbaar.

Een hieraan gerelateerde discussie heeft betrekking op een belasting op inputs, zoals kolen of aardgas bij de elektriciteitsproductie, die juist zou moeten worden gezien *in combinatie met* de ETS prijs. Volgens sommigen is zo'n inputbelasting geschikt om een meer stabiele CO₂ prijs te garanderen. Dat zou weer investeringen in technologieën aantrekkelijker maken die de reductiedoelen voor de lange termijn dichterbij brengen. Dit kan door een vaste minimumprijs binnen het ETS, maar ook in de vorm van een al of niet flexibele CO₂-belasting op onder meer op kolen en aardgas. Engeland kent al een flexibele belasting die meebeweegt met de ETS prijs en daarmee zorgt voor een constante prijs van CO₂-emissies bij elektriciteitsopwekking. Het effect van zo'n belasting zorgt dan wel voor emissiereductie in Nederland maar vanwege het waterbedeffect niet in de EU als geheel. Teveel interactie met het ETS kan bovendien de legitimiteit daarvan ondermijnen.

Daarnaast wordt gediscussieerd over het onder het ETS brengen van afgeleide olieproducten, zoals benzine en diesel. Hoewel dit technisch relatief eenvoudig uitvoerbaar is en waarschijnlijk ook zal leiden tot een relatief hogere CO₂ prijs (doordat opties hier duur zijn), doen zich toch een aantal problemen voor (zie ook PBL 2013c). Zo is de vraag in hoeverre ander beleid gericht op CO₂ reductie in het wegverkeer, zoals de huidige normstelling voor CO₂-emissie van het wagenpark, dan nog nodig is. Afschaffen van dat beleid kan dan weer strijdig zijn met specifieke doelen voor de langetermijntransitie voor het wegverkeer. Verder rechtvaardigt het onderbrengen van de CO₂-emissie van motorbrandstoffen onder het ETS in principe een *verlaging* van de huidige accijnstarieven voor motobrandstoffen vanuit klimaat oogpunt. Daarbij moet dan wel rekening worden gehouden met de toename in luchtverontreinigende emissies vanwege de toename in het verbruik. Deze voorbeelden laten zien dat een dergelijke beslissing beter niet al te lichtvaardig genomen moet worden.

7.2.4 Maatstafhervorming

Een alternatief voor grondslagverbreding is het aanpassen van de bestaande maatstaf van de belasting. Nu zijn de belastingen uitgedrukt als een bedrag per kilogram, liter of kubieke meter. Voor gebruikers telt echter de energie-inhoud en vanuit milieuoogpunt juist de koolstofinhoud en het gehalte van stoffen die bijdragen aan de luchtverontreinigende emissies (zoals het zwavelgehalte). Daarom wordt wel voorgesteld om de bestaande belastingdruk op de verschillende energieproducten beter af te stemmen op de relatieve bijdrage aan de milieuschade. Zo is de koolstofinhoud de maatstaf die representatief is voor de relatieve bijdrage van een product aan klimaatschade. Door deze maatstaf toe te passen wordt het zogenaamde *verbeteringseffect* van specifieke heffingen benut omdat de producten met de grootste bijdrage aan de milieuaantasting hierdoor ook het zwaarst worden getroffen. Wanneer energieproducten dan verschillen in deze karakteristiek, stimuleren accijnzen bovendien een verschuiving naar niet belaste karakteristieken omdat ondernemingen zo kunnen besparen op belastingbetalingen. Het voordeel van zo'n aanpassing naar koolstofinhoud is dat milieuwinst valt te boeken zonder dat daarvoor een verhoging van de bestaande belastingdruk nodig is. Alleen de relatieve druk over de verschillende brandstoffen verandert dan.

Maar welke maatstaf de voorkeur verdient is niet zo evident. Dat blijkt uit de berekening van de kosten van milieuschade. Waar de koolstofinhoud een prima maatstaf is voor het klimaatprobleem, is deze niet representatief voor de bijdrage aan luchtverontreiniging. Kolen dragen vooral bij aan klimaatschade, maar minerale oliën, en dan met name benzine en diesel, juist aan luchtverontreiniging. Hoe de precieze balans tussen de verschillende brandstoffen tot uitdrukking zou moeten worden gebracht in de

maatstafkeuze, is daarmee nog niet zo duidelijk. Voor de toekomst is bovendien van belang dat barrières tussen energieproducten als aardgas, motorbrandstoffen en elektriciteit minder lijken te worden. Het wordt steeds gemakkelijker om de ene brandstof in de andere om te zetten.

Verdere versterking van het verbeteringseffect valt te bereiken door verruiming van de mogelijkheid voor belastingplichtigen om zelf te opteren voor een door hen gewenste grondslag. Deze mogelijkheid bestond voorheen in de Brandstoffenbelasting met betrekking tot kolen. Toen konden belastingplichtigen opteren voor energie-inhoud of koolstof als maatstaf dan wel voor volume. Het voordeel is dat belastingplichtigen de mogelijkheid krijgen om verschillen in kwaliteit in de grondstof uit te buiten, in dit geval een hoger dan gemiddelde energie-inhoud per ton kolen. Dit systeem zou natuurlijk eveneens kunnen worden toegepast op aardgas, ruwe olie en secundaire olieproducten, en zelfs op elektriciteit. Hierdoor krijgen belastingplichtigen een prikkel om te zoeken naar grondstoffen met de laagste belasting per Gigajoule of kilo koolstof. Controle hiervan is niet complex aangezien deze sector transparant is en de bewijslast ligt bij degene die wil afwijken van het gemiddelde. Bij elektriciteit kan gebruik worden gemaakt van ten dele reeds bestaande (verhandelbare) garantiecertificaten. Wat al met al de beste maatstaf van heffing zou kunnen zijn, verdient dus nadere studie.

7.2.5 Tariefaanpassingen

Een laatste bouwsteen voor het hervormen van de structuur van energiebelastingen op de langere termijn, is het aanpassen van de tarieven. De motivatie hierachter verschilt. Vaak wordt hierbij een beroep gedaan op de eerder geschetste perspectieven. Daarbij kan bijvoorbeeld gedacht worden aan het verschuiven van belastingen van arbeid naar milieu. In zo'n geval gaat het vaak alleen om verhoging van de tarieven van bestaande milieubelastingen bij een gelijktijdige verlaging van de tarieven op arbeid. Een ander perspectief kijkt meer naar de (marginale) kosten van milieuschade en zien hierin aanleiding om de bestaande tarieven daar meer mee in lijn te brengen. Dat kan weer botsen met een perspectief waarbij belastingen juist gezien worden als een middel om het verschil in kosten tussen niet-fossiele en fossiele brandstoffen te overbruggen met het oog op bijvoorbeeld de langetermijndoelen voor CO₂. Een variant daarop is de recent in het Energieakkoord afgesproken 'opslag' op de energierekening ter financiering van duurzame energieproductie. Dit is weliswaar geen expliciete, maar toch zeker wel een impliciete belasting omdat niemand zich hieraan kan onttrekken.

Tariefaanpassingen kunnen op allerlei manieren worden gerealiseerd. Zo is het mogelijk de bestaande tarieven over de hele linie met een bedrag of percentage te verhogen of te verlagen, een opslag te introduceren gerelateerd aan de indirect veroorzaakte emissies, of tarieven van specifieke energieproducten te veranderen. Bij een over de volle breedte toegepaste tariefverhoging verandert er niets aan de grondslag. Dan is het bestaande stelsel uitgangspunt.

In Nederland worden de bestaande tarieven sowieso elk jaar automatisch verhoogd omdat deze jaarlijks worden geïndexeerd. Mede daarom behoren de tarieven op een aantal energieproducten inmiddels tot de hoogste van de EU. Behalve de al genoemde zorg over 'over de grens tanken' bevordert dit ook belastingplanning bij het vrachtverkeer. Door routes langs Luxemburg te laten lopen profiteren internationale transportbedrijven van de veel lagere dieselaccijns. De emissies in Nederland verminderen hierdoor echter niet (en de uitstoot concentreert zich ook niet in Luxemburg). Soms kan verplaatsing door relatief hoge tarieven gewenst zijn, zoals bij slechte luchtkwaliteit op lokaal niveau,

maar dat geldt niet voor 'over de grens tanken'. Als dat een al te grote vlucht neemt, heeft dit negatieve gevolgen voor de schatkist en wellicht ook voor het milieu vanwege het blokje om rijden om over de grens te tanken.

Deze voorbeelden laten goed zien dat het verhogen van bestaande belastingen niet automatisch leidt tot CO₂-besparing. Dat is alleen het geval als minder CO₂-intensieve producten worden gekocht die bovendien niet binnen het ETS vallen, bijvoorbeeld wanneer consumenten en kleine bedrijven minder gas verbranden of minder benzine en diesel kopen. Als hogere tarieven leiden tot 'over de grens tanken' zijn er slechts verliezers. Er is geen opbrengst en emissies nemen niet af en misschien zelfs toe vanwege extra ritten. Voor luchtkwaliteit ligt dit overigens genuanceerder omdat de baten van een reductie van luchtverontreinigende emissies hier lokaal worden ervaren.

Tarieven van specifieke producten kunnen ook meer in overeenstemming worden gebracht met de kosten van milieuschade. Dat is bijvoorbeeld het geval bij een tariefverlaging van benzine ten opzichte van diesel. Daarmee zou de huidige fiscale behandeling van de motorbrandstoffen benzine en diesel adequater worden vanuit milieuoogpunt. Deze loopt nu nog erg uit de pas. Diesel is veel vervuiler dan benzine, maar wordt nu juist minder zwaar belast. Dat geldt nog steeds als rekening wordt gehouden met het verschil in energie-efficiëntie tussen beide. Een dergelijke hervorming dient wel ingebed te zijn in het bredere palet aan milieubelastingen, met name de belastingen op aanschaf en bezit van voertuigen.

Een interessante, recente tariefsaanpassing speelt rond elektriciteit. Tot nu toe worden de middelen voor de SDE+, de subsidie voor investeringen in hernieuwbare energie, verstrekt uit de algemene belastingopbrengsten. Vanaf begin dit jaar vindt financiering plaats door een opslag op de huidige belastingen op aardgas en elektriciteit. Deze opslag financiert dus de ambitie om meer energie uit hernieuwbare bronnen op te wekken in Nederland. In 2020 moet deze opslag meer dan 2 miljard euro extra opbrengst. Dit betekent dat iedereen die elektriciteit of aardgas betreft van het net een extra bedrag kwijt is om de meerkosten van investeringen in elektriciteitsopwekking met behulp van hernieuwbare energie te financieren.

Deze gedachtegang spoort echter niet met de eerder uiteengezette filosofie van milieubeprijzing (Fullerton et al. 2012). De extra kosten, de onrendabele top, van in principe schone, niet fossiele opwekkingsmethoden van elektriciteit, zoals wind op zee, grootschalige zonne-energie en ook warmteproductie bij afvalverbrandingsinstallaties ('WKK'), worden omgeslagen over het elektriciteitsverbruik van *alle* afnemers. Hierdoor ontstaat een onevenwichtige behandeling van tussen degenen die elektriciteit zelf opwekken en degenen die nu al groene stroom afnemen van het net.

Degenen die zelf duurzame elektriciteit opwekken, krijgen forse faciliteiten en hoeven slechts beperkt bij te dragen aan de grootschalige opwekking van groene energie. Daarentegen betalen degenen die groene stroom afnemen via het reguliere net twee keer: eenmaal door de hogere prijs van groene stroom (inclusief belasting en btw) en dan nogmaals via de opslag die de onrendabele top moet compenseren. Daar komt nog bij dat degenen die zelf elektriciteit opwekken niet bijdragen aan de kosten van leveringszekerheid die in Nederland vooral via grijze stroom wordt geleverd. Deze perverse effecten zullen ongetwijfeld nog meer druk geven op maatregelen achter de voordeur waardoor op lange termijn de kosten alleen nog maar hoger zullen worden voor degene die achterblijven.

Deze regeling betekent ook dat met name de kleinverbruikers van elektriciteit nog hogere tarieven tegemoet gaan zien. Op termijn leidt dit naar verwachting zelfs tot een verdubbeling van de tarieven in

2020. En dat terwijl nu al de tarieven in de laagste schijven hoger zijn dan de kosten van de milieuschade. Vanuit het perspectief van de kosten van milieuschade is het helemaal niet gerechtvaardigd om daar ook nog eens een SDE+-heffing boven op te zetten. Eerder zou vanuit dit perspectief dus de tarieven van de grootverbruikers moeten worden verhoogd. Alle redenen dus om hier nog eens goed naar te kijken.

7.3 Conclusie

In dit hoofdstuk is de ruimte verkend voor fiscale vergroening in het licht van de in deze studie centraal staande milieuvraagstukken klimaatverandering en luchtverontreiniging. Allereerst geeft de Pigouviaanse analyse met betrekking tot de marginale schade een aantal aanknopingspunten voor milieubelastinghervormingen die leiden tot een groter positief effect op het milieu. Daarbij zitten een aantal hervormingen waarvan Nederland vanuit milieuperspectief op voorhand geen spijt zal krijgen ('no regret'). Dat geldt voor het afschaffen van vrijstellingen voor energieproducten die door de lucht- en scheepvaart verbruikt worden. Ook is het vanuit milieuperspectief geen goed idee om de vrijstelling voor de inzet van de meest vervuilende fossiele brandstof, kolen, bij de elektriciteitsopwekking weer opnieuw in te voeren, zoals nu in het Energieakkoord is overeengekomen. Tot op zekere hoogte voegt deze heffing misschien niet veel toe aan de reductie van CO₂ binnen de EU op korte termijn, maar de luchtkwaliteit heeft er wel baat bij evenals mogelijk de werking van het EU ETS op lange termijn. Dit geldt ook voor de inzet van biomassa bij elektriciteitsproductie. Biomassa draagt relatief fors bij aan een slechtere luchtkwaliteit. De ongelijke behandeling van benzine en diesel is ook een punt. Diesel is in verschillende toepassingen veel vervuilender, maar ook veel lager belast. Elektrisch rijden is wat luchtverontreiniging betreft, veel schoner dan diesel, maar wordt toch hoog belast via de belasting op elektriciteit. Verder is nog te overwegen om een aantal vanuit milieuperspectief perverse effecten te verminderen. Zo is het opmerkelijk dat er geen belasting wordt geheven op de verwerking van (brandbaar) afval. Over deze 'grondstof' is immers nog niet eerder in de keten betaald.

Vervolgens zijn een aantal opties voor belastinghervorming op energieproducten verkend voor de wat langere termijn. Voorkomen moet worden dat nu hervormingen worden ingevoerd die voortbouwen op het huidige (energie)systeem. Beter kan worden ingespeeld op technologische veranderingen waarvan nu al duidelijk is dat deze op ons afkomen, maar het voert in deze studie te ver daar dieper op in te gaan (zie ook PBL 2014c). Wel is nagegaan aan welke knoppen gedraaid kan worden om de structuur van de energiebelastingen op de langere termijn te hervormen. Het gaat dan om de grondslagkeuze, de vrijstellingen, de maatstaf van heffing en de hoogte van het tarief.

8. Conclusies

Deze studie verschaft relevante informatie voor het bepalen van een hervormingsagenda voor fiscale vergroening. De focus is hierbij – evenals in het vorige deel van deze studie (zie PBL 2012a) – gericht geweest op de belangrijkste milieubelastingen in Nederland, te weten de belastingen op de energieproducten aardgas, elektriciteit en motorbrandstoffen. Inzicht is verstrekt in de huidige belastingstructuur en haar relatie tot de kosten van milieuschade, zodat bepaald kan worden welke hervormingsopties vanuit milieuperspectief aan te bevelen zijn. Een begin van deze evaluatie is in het laatste hoofdstuk gemaakt.

Na een verdere uitwerking van de theoretische achtergrond bij het in dit deel centraal staande milieuperspectief, is de Nederlands energiebelastingstructuur en de geschiedenis daarvan in detail beschreven. Daarnaast is aandacht besteed aan de relatie tussen de inzet van deze belastingen en de specifieke context waarbinnen het verbruik van energie en de daaraan gerelateerde emissies plaatsvindt. Vereist is een goed begrip van de kenmerken van de Nederlandse energiehuishouding zoals haar energie-intensieve productiestructuur en het open karakter daarvan in relatie tot de daaraan gekoppelde milieuvervuiling, alsmede van de langetermijnontwikkelingen en de implicaties daarvan voor de vormgeving van milieubelastingen in Nederland.

Vervolgens is onderzocht hoe het milieuperspectief verder empirisch kan worden ingevuld. Daarbij is nagegaan hoe de milieuschade die met deze energiebelastingen samenhangt kan worden bepaald en in monetaire eenheden kan worden uitgedrukt. De focus lag hier bij de milieuvraagstukken klimaatverandering en luchtverontreiniging die direct met het verbruik van de belaste energieproducten samenhangen. Het bepalen van de impact van de emissies naar de lucht op gezondheid, natuur en de langetermijnstabiliteit van het klimaat is weliswaar nog steeds met veel onzekerheid omgeven, maar het toegenomen inzicht hierin in de loop der jaren, maakt een redelijke schatting inmiddels wel mogelijk.

Een belangrijke conclusie die uit de analyse in dit deel kan worden getrokken is dat niet alleen de klimaatimpact (CO₂-grondslag) van energieverbruik van belang is. Deze invalshoek die momenteel veel weerklank heeft gevonden, gaat voorbij aan de grote verschillen in de bijdrage van de fossiele brandstoffen, maar ook van biomassa aan de luchtkwaliteit. Dat blijkt het duidelijkst bij biomassa en motorbrandstoffen. Het gebruik van biomassa bij elektriciteitsopwekking is weliswaar klimaatneutraal en ook relatief goedkoop bij het behalen van de klimaatdoelstellingen, maar door gebruik van biomassa nemen wel de emissies van luchtverontreinigende stoffen toe. Ook de bijdrage van motorbrandstoffen aan luchtverontreiniging is zeer aanzienlijk, zeker wanneer ook de indirecte emissies, die eerder in de keten zijn vrijgekomen, worden meegenomen. Duurzaam opgewekte elektriciteit met behulp van bijvoorbeeld zonne- en windenergie en aardgas zijn veel schoner en verdienen daarom een ruime rol in het energiesysteem.

Worden deze inzichten gekoppeld aan de bestaande, gestandaardiseerde tarieven van de verschillende belastingen op energie dan blijkt de huidige structuur tamelijk onevenwichtig. De nadruk ligt op het belasten van motorbrandstoffen en het kleinverbruik van aardgas en elektriciteit, in het bijzonder het verbruik door huishoudens. Het verbruik van aardgas en elektriciteit in de industrie wordt tegen substantieel lagere tarieven belast of is zelfs helemaal vrijgesteld. Deze keuze is met name ingegeven door de zorg over de concurrentiepositie van internationaal opererende bedrijven, maar ook door het feit dat het energieverbruik van een belangrijk deel van deze grootverbruikers onder ETS valt, dat de

emissies van broeikasgassen door grote emittenten binnen de EU reguleert. Het nadeel van het belasten van energieverbruik in plaats van de emissies die verantwoordelijk zijn voor de milieuschade, is dat hierdoor vooral indirect belasting wordt geheven over de milieugrondslagen. En al deze energiebronnen zijn slechts indirect, en bij elektriciteit zelfs heel indirect verbonden met de bij hun verbranding vrijkomende emissies. Daarbij is in de keten bovendien soms wel en soms niet sprake van consistente regulering.

Op grond van deze (Pigouviaanse) analyse is in het laatste hoofdstuk de ruimte verkend voor fiscale vergroening. Genoemd zijn een aantal aanknopingspunten voor milieubelastinghervorming die bij kunnen dragen aan een verbetering van het milieu-effect van deze belastingen. Daarbij zaten een aantal aanpassingen waarvan Nederland vanuit milieuperspectief op voorhand geen spijt zal krijgen ('no regret'). Dat geldt bijvoorbeeld voor het afschaffen van vrijstellingen voor energieproducten die gebruikt worden door de lucht- en scheepvaart, maar ook voor het niet weer opnieuw vrijstellen van de inzet van kolen bij de elektriciteitsopwekking, zoals nu in het Energieakkoord is overeengekomen, omdat kolen de meest vervuilende brandstof is. Ook lijkt een ruimere rol voor biomassa niet voor de hand te liggen omdat biomassa weliswaar klimaatneutraal is, maar een substantiële bijdrage levert aan de emissies van luchtverontreinigende stoffen. Daarnaast is de ongelijke behandeling van benzine en diesel een punt van zorg. Diesel is in verschillende toepassingen veel vervuiler, maar ook veel lager belast, terwijl elektrisch rijden helemaal schoon is maar toch hoog wordt belast via de belasting op elektriciteit. Tot slot is het vanuit milieuperspectief opvallend dat geen belasting wordt gegeven op de verwerking van (brandbaar) afval omdat nu nergens in de keten over deze 'grondstof' is belasting wordt betaald.

Tot slot zijn nog enkele opties voor belastinghervorming op energieproducten verkend voor de wat langere termijn. De houdbaarheid van het huidige stelsel van energiebelastingen zou op termijn weleens onder druk kunnen komen. De alsmaar hogere tarieven in combinatie met ander beleid gericht op minder fossiel brandstoffen, stimuleren steeds meer het verminderen van het nu belaste verbruik. Bij nieuw geplande woonwijken wordt nu al nagedacht of aansluiting op het gasnet nog wel lonend is en auto's worden in snel tempo zuiniger en schoner. Daarom is het van belang nu al vast te anticiperen en na te denken over alternatieve vormgeving van de energiebelastingen. Voorkomen moet worden dat nu hervormingen worden ingevoerd die voortbouwen op het huidige (energie)systeem. Beter kan worden ingespeeld op technologische veranderingen waarvan nu al duidelijk is dat deze op ons afkomen.

Verder onderzoek is daarom zinvol. Een eerste begin is gemaakt in de met dit Achtergrondrapport gelijktijdig te verschijnen publicatie *Fiscale vergroening: Uitdagingen voor de belastingen op energie* (PBL 2014c). Hier wordt ingegaan op de relatie tussen de bevindingen uit de onderhavige studie en de mogelijke consequenties daarvan voor fiscale vergroening op de korte en lange termijn vanuit het ook hier centraal staande milieuperspectief. Daar wordt ook explicieter aandacht besteed aan het feit dat milieubelastingen onvermijdelijk ook opbrengst genereren en daarom ook interessant zijn voor het vullen van de schatkist. Dit is het Ramsey perspectief, dat in het eerste deel van deze studie uitgebreider is besproken (PBL 2012a). Aan deze mogelijke rol van de belastingen op energieproducten is in dit deel voorbij gegaan. Het vinden van een goed evenwicht tussen beide perspectieven is zeker nog een afzonderlijk analyse waard.

Wat in genoemde publicatie ook wordt aangesneden is de langetermijndynamiek in het energiesysteem en welke rol de energiebelastingen daarin het beste kunnen spelen. Dat is momenteel een open vraag. Er is nog nauwelijks nagedacht over de vraag welke energiebelastingstructuur past bij de huidige

ontwikkelingen naar een meer koolstofarme energiehuishouding. Aanpassingen kunnen het beste worden geprioriteerd als deze op termijn bijdragen aan een robuuste belastingstructuur op energieproducten vanuit zowel opbrengst- als reguleringsdoel. Nu werkt de huidige belasting op energie niet technologie-neutraal en worden niet altijd de beste opties vanuit milieuoogpunt gestimuleerd. Het simpelweg schoeien van deze maatstaf op alleen CO₂-inhoud, zoals wel wordt bepleit door het IMF, houdt weer onvoldoende rekening met de verschillende bijdragen die de energieproducten leveren aan de aantasting van de luchtkwaliteit. Daarom lijkt beprijzing die meer rekening houdt met de technisch steeds gemakkelijker wordende substitutie van brandstoffen een beter idee.

Het zou jammer zijn als nu hervormingen worden ingevoerd die voortbouwen op het huidige (energie)systeem. Beter kan worden ingespeeld op technologische veranderingen waarvan nu al duidelijk is dat deze op ons afkomen. Dat geldt evenzeer voor ontwikkelingen in de milieuschade zelf. Zo bleek in deze studie bijvoorbeeld dat een veronderstelling van constante marginale kosten van milieuschade niet opgaat. Zo is de verwachting dat de klimaatschade op termijn toeneemt en hogere tarieven gaat rechtvaardigen. Bij luchtverontreiniging is nog onduidelijk welke trend moet worden verwacht. Zo staat de vergrijzing en eventuele verdere urbanisatie aan de wieg van een toename van de schade (OECD 2012b), maar dragen de in het vooruitzicht gestelde stringenter milieueisen aan onder meer auto's en vrachtwagens bij aan een daling daarvan.

ANNEX I **Ontwikkeling opbrengsten overige belastingen op milieugrondslag**

I.1 Overige belastingen op verkeer en vervoer

Naast de belastingen op minerale oliën die vooral betrekking hebben op het gebruik van motorvoertuigen, zijn ook de belastingen op de aanschaf en het bezit van de voertuigen uiteindelijk relevant voor het indirect reguleren van emissies naar lucht.⁸⁷ Bij de belastingen op de aanschaf en het bezit van motorvoertuigen gaat het om de belasting van personenauto's en motorrijwielen (bpm) en de motorrijtuigenbelasting (mrb). De opbrengsten van beide belastingen zijn in de periode van 1987 tot en met 2007 gestaag toegenomen (zie figuur I.1). Vanaf 2008 zijn de opbrengsten uit deze autobelastingen echter sterk gedaald. Vooral de bpm-opbrengsten namen af van 3,6 miljard euro in 2007 tot 1,5 miljard euro in 2012.

De bpm is eenmalig verschuldigd bij de eerste registratie in Nederland van personenauto's, bestelauto's en motoren.⁸⁸ Het bpm-tarief was tot enkele jaren geleden gebaseerd op de cataloguswaarde van de auto, met een extra toeslag voor dieselauto's. Deze dieseltoeslag (en een soortgelijke toeslag in de mrb) diende ter compensatie van de lagere accijns op diesel, in vergelijking met de accijns op benzine. In de laatste jaren is de bpm-tariefgrondslag voor personenauto's veranderd, en wordt deze belasting (mede) gebruikt als prikkel om de aanschaf van zuinige auto's met lage CO₂-uitstoot te stimuleren. De cataloguswaarde speelt voor personenauto's sinds begin 2013 geen rol meer in de tariefstelling: de hoogte van de bpm is volledig afhankelijk van de CO₂-uitstoot van de auto. Zeer zuinige auto's met lage CO₂-uitstoot zijn sinds 2009 vrijgesteld van bpm. De dieseltoeslag is vooralsnog gehandhaafd, maar de hoogte is eveneens afhankelijk geworden van de CO₂-uitstoot van de auto: voor zuinige auto's (met lage CO₂-uitstoot) geldt een lagere dieseltoeslag dan voor onzuinige auto's. Zuinige auto's profiteren immers vanwege hun lage brandstofverbruik gemiddeld genomen minder van de lage dieselaccijns. De tariefgrondslag voor bestelauto's en motoren (cataloguswaarde) is ongewijzigd gebleven.

De motorrijtuigenbelasting (mrb) is de periodiek verschuldigde belasting voor eigenaren van personenauto's en andere motorrijtuigen. De tariefgrondslag is het voertuiggewicht, met eveneens een toeslag voor diesel- en lpg-auto's. Provincies kunnen de door de Rijksoverheid vastgestelde mrb-tarieven verhogen met zogenoemde 'opcenten'. Deze additionele heffing is uitgegroeid tot een belangrijke financieringsbron van de provincies. Sinds enkele jaren wordt ook de mrb benut als instrument om een zuiniger autopark te stimuleren door aan zeer zuinige auto's met lage CO₂-uitstoot een nihil tarief toe te kennen. De vrijstelling geldt voor de hele mrb, inclusief opcenten.

Figuur I.1 toont de opbrengstontwikkeling van beide voertuigbelastingen, onderscheiden naar categorie belastingplichtigen en naar bestemming – de schatkist van het rijk of van de provincies, via de opcenten.⁸⁹ De bpm-opbrengst nam gestaag toe tot een trendbreuk in 2009. In dat jaar stortte de

⁸⁷ Als bijvoorbeeld eenmaal een dieselauto is aangeschaft, zal verhoging van de benzineaccijns geen direct effect meer hebben op het gebruik van deze auto en daarmee van de hieraan gekoppelde emissies.

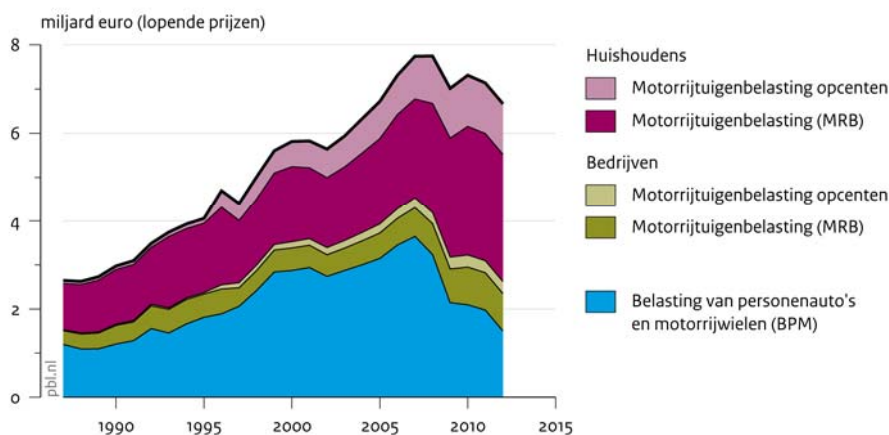
⁸⁸ De bpm voorziet wel in een aantal vrijstellingen/teruggaven voor personen- en bestelauto's mits voldaan wordt aan bepaalde voorwaarden.

⁸⁹ Nederland kent ook nog de 'belasting op zware motorrijtuigen', oftewel het Eurovignet, voor het internationaal opererende vrachtverkeer. Deze heffing vloeit voort uit een afzonderlijk verdrag tussen vijf EU-lidstaten. De continuering ervan staat ter

autoverkoop in. Hoewel deze zich het jaar daarop weer herstelde, gold dat niet voor de bpm-opbrengst welke verder is afgenomen tot circa 1,5 miljard euro in 2012. Twee factoren zijn hieraan debet. Allereerst had het kabinet Balkenende IV besloten tot invoering van de kilometerheffing. In die context was een stapsgewijze afbouw van de bpm voorzien met een gelijktijdige verhoging van de mrb-tarieven. Hierdoor is tussen 2008 en 2010 in totaal meer dan 500 miljoen euro belastingopbrengst ‘overgedragen’ van de bpm naar de mrb.⁹⁰ Nadat de kilometerheffing schipbreuk leed, is de verdere overdracht stopgezet zonder de eerste stappen terug te draaien. Daarnaast daalde de bpm-opbrengst als gevolg van wijzigingen in de tariefstructuur gericht op stimulering van zuinige auto’s. Er was sprake van een zeer sterke marktrespons van zowel kopers als verkopers, waardoor het aandeel zeer energiezuinige auto’s met bpm-vrijstelling in 2010 was gestegen tot 24 procent van de nieuw verkochte auto’s en sindsdien nam dit aandeel alleen maar verder toe. Daarom zijn in 2011 hervormingsvoorstellen geformuleerd. De voorwaarden voor belastingvrijstelling worden stapsgewijs aangescherpt, beginnend halverwege 2012. Tot slot valt op dat de mrb-opbrengst in deze periode gelijkmatig is toegenomen afgezien van een tijdelijke dip in sommige jaren zoals (1997, 2002 en 2009), en de recente extra toename door ‘overdracht’ vanuit de bpm.

De grenswaarde voor de mrb-vrijstelling voor zeer zuinige auto’s is begin 2014 naar beneden bijgesteld: alleen de zuinigste auto’s in het autopark met zeer lage CO₂-uitstoot komen tot eind 2015 nog in aanmerking voor vrijstelling. In de praktijk zijn dit alleen (semi-)elektrische auto’s (met laadstekker). De vrijstelling voor de zuinigste conventionele auto’s (zonder laadstekker) is begin 2014 komen te vervallen. Dit leidt naar schatting tot extra opbrengsten van 250 miljoen per jaar. Deze lastenverzwaring zou op basis van eerdere afspraken gecompenseerd worden via een generieke tariefverlaging, maar eind 2013 is besloten dat deze tariefverlaging niet doorgaat. Omdat het autopark nog langzaam in omvang groeit, de belastingvrijstellingen grotendeels weer zijn afgeschaft en het gemiddelde gewicht van nieuwe auto’s niet drastisch afneemt, zal de mrb-opbrengst de komende jaren naar verwachting gestaag toenemen.

Figuur I.1
Opbrengst van belastingen op voertuigen



Bron: CBS; Miljoenennota, 2013

discussie; de Nederlandse overheid is voorstander van beëindiging en wil de heffing vervolgens integreren in de mrb. De opbrengst (circa 150 miljoen euro per jaar) is inbegrepen in figuur I.1 (bij mrb-bedrijven).

⁹⁰ Het ging om 220 miljoen euro in 2008 en daarna 170 miljoen euro in 2009 en 2010.

Eind 2013 is tevens besloten dat de bpm-opbrengsten vanaf 2015 met 200 miljoen moeten worden verhoogd via een verhoging van de tarieven. Bij de uitwerking van deze plannen is besloten dat de extra opbrengsten worden gerealiseerd via een belastingverhoging voor de zuinigste auto's, die voorheen nog waren vrijgesteld van bpm. Vanaf 2015 geldt enkel nog een bpm-vrijstelling voor auto's met een nul-emissie. Voor alle andere auto's geldt een vast tarief en daarnaast de (aangescherpte) CO₂-afhankelijke bpm. De plannen voor de autogerelateerde belastingen voor de periode 2016 tot en met 2019 worden medio 2014 gepresenteerd in de Autobrief 2.0.

I.2 Overige milieubelastingen

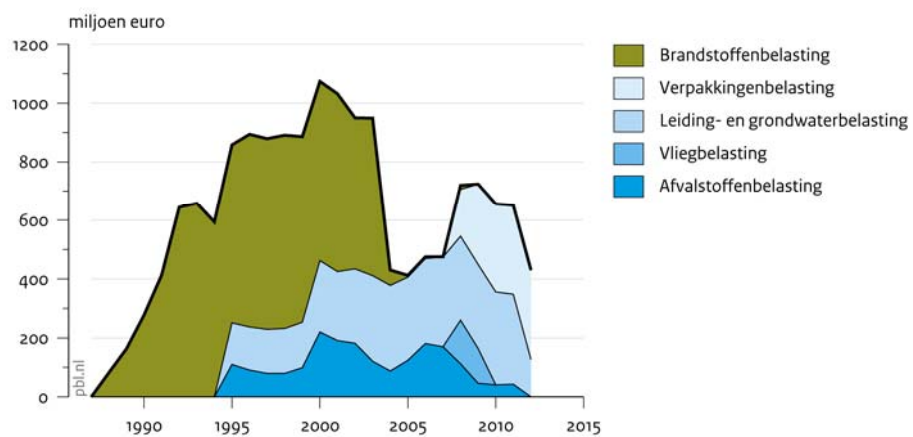
Sinds 1995 is de wet 'Belastingen op een milieugrondslag' de kapstok voor een aantal productgebonden belastingen.⁹¹ Traditioneel is een belangrijk oogmerk een regulerend effect op het gebruik van de betreffende milieubelastende producten of activiteiten, dan wel het bredere streven naar verschuiving van de belastingdruk op de factor arbeid naar milieuschadelijke activiteiten. De opbrengst ervan gaat – met enige uitzonderingen – naar de algemene middelen. Behalve de Energiebelasting en de kolenbelasting (allebei besproken in paragraaf 3.3) vallen onder deze wet: belastingen op brandstoffen (BSB; tijdelijk), grondwater, leidingwater, afvalstoffen, vliegverkeer en verpakkingen. Figuur I.2 geeft een overzicht de belangrijkste ontwikkelingen in de opbrengsten.

De meest recente ontwikkelingen duiden op een beperkte afname van zowel de nominale als de reële opbrengst. Voorzien wordt een dalende opbrengst van de overige belastingen op milieugrondslag, als gevolg van de intrekking van enkele belastingen in deze categorie (Miljoenennota 2012). Verder had het kabinet Rutte I zich voorgenomen alle andere belastingen op milieugrondslag af te schaffen. Zo zouden de belastingen op het storten van afval en op grondwater, beide ingevoerd in 1995, met ingang van 2012 worden afgeschaft, waarna vervolgens eveneens de belasting op leidingwater, ingevoerd in 2000, en de verpakkingenbelasting, in 2008 geïntroduceerd, per 2013 zouden vervallen. Achter dit voornemen van het kabinet Rutte I zaten algemene fiscale overwegingen, samengevat in het kabinetsstreven naar een 'eenvoudig, meer solide en fraudebestendig belastingstelsel'. Om die reden dienden diverse kleine belastingen te vervallen. Daarnaast speelde mee dat het beoogde regulerings-effect van sommige van deze belastingen uit bleef, of beter met andere instrumenten bereikt kon worden (vergelijk ook Studiecommissie Belastingstelsel 2010). Hoewel het kabinet Rutte I het voornemen had om alle belastingen op milieugrondslag, met uitzondering van de energiebelasting, af te schaffen, is de belasting op leidingwater blijven bestaan. Begin 2014 is deze belasting zelfs verdubbeld tot 33 eurocent per kubieke meter. Bovendien wordt vanaf 1 juli 2014 ook belasting geheven over een verbruik boven de driehonderd kubieke meter per jaar. Voor verbruik tussen de driehonderd en 50.000 kubieke meter moet een belasting van 40 eurocent per kubieke meter worden betaald. Dat tarief loopt af tot 26 eurocent per kubieke meter voor een verbruik tussen 250.000 en 1.250.000 kubieke meter per jaar. Voor verbruik dat daar boven uit komt, moet nog 5 eurocent per kubieke meter worden betaald. Daarnaast heeft het kabinet Rutte II besloten om de afvalstoffenbelasting vanaf april 2014 opnieuw in te voeren. Vanaf die datum moet voor het storten van afvalstoffen zeventien euro per duizend kilogram worden betaald.

⁹¹ Deze wet heeft zijn voorlopers, en sommige van de eronder vallende belastingen bestonden al eerder.

Figuur 1.2

Opbrengst belastingen op milieugrondslag (exclusief energiebelastingen, accijnzen en belasting op voertuigen)



Bron: CBS, 2012; Belastingplan, 2013

ANNEX II Waardering broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen door CE

In deze bijlage wordt de waardering van de effecten van broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen door CE besproken (CE 2010a, b). Hoewel CE ook andere milieueffecten heeft geanalyseerd, zoals ozonaantasting, toxische effecten van zware metalen, dioxine en formaldehyde, straling, geluidhinder en landgebruik, worden deze effecten hier niet besproken. Voor energieverbruik zijn deze effecten namelijk (heel) veel kleiner zijn dan de effecten van broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen.

II.1 Waardering Broeikasgassen

Voor het bepalen van de kosten van milieuschade veroorzaakt door broeikasgassen volgt CE dezelfde aanpak die ze eerder hadden gebruikt in de IMPACT-studie uit 2008. Het CE concludeert in zijn *Handboek Schaduwrijzen* dat een schadekostenbenadering voor broeikasgassen een brug te ver is (CE 2010a; vergelijk ook de conclusie in Van den Bergh & Botzen 2012). Daarom gaan zij tot en met 2020 uit van preventiekosten gebaseerd op de EU-doelstelling om de broeikasgasemissies met 20 procent te reduceren in 2020 ten opzichte van het niveau van 1990. De argumenten daarvoor zijn dat politici voor de kortere termijn duidelijk striktere doelen nastreven dan op basis van schadekosten verwacht zou worden. Politici zouden een lagere tijdsvoorkeur hebben dan economen die uitgaan van meer morele argumenten zoals rentmeesterschap en ontbrekende effecten in het berekenen van schadekosten (zie CE 2008: 81). Voor de periode ná 2020 wordt gebruik gemaakt van schadekosten. Daarbij baseert CE de prijzen op een literatuurstudie, met name de metastudies van Watkiss et al. (2005), Tol (2005), DLR (2006), Bickel en Friedrich (2005) en Stern (2006). Op grond van deze benadering kwamen zij tot een schaduwprijs van 25 euro per ton CO₂. In een recentere studie daarentegen gebruikt CE een schaduwprijs gebaseerd op de preventiekostenmethode en wordt de schaduwprijs gebruikt die nodig is om de twee graden doelstelling in 2050 te halen (CE 2014). Om die doelstelling te halen, is een schaduwprijs voor broeikasgassen van 78 euro per ton CO₂ nodig (Kuik et al. 2008).

II.2 Waardering Luchtverontreinigende stoffen

CE heeft de schaduwrijzen van luchtverontreinigende stoffen zowel met behulp van de preventiekostenmethode als met behulp van de schadekostenmethode berekend. Voor de preventiekostenmethode is uitgegaan van de voorgenomen NEC-doelen voor 2020. Toen het CE-rapport in 2008 met haar studie startte, waren de NEC-doelen nog niet vastgesteld, maar er liep wel een discussie over die doelen en op basis van de vigerende discussie zijn voorlopige doelen voor 2020 bepaald. Ook voor ultra fijn stof (PM_{2,5}) is een voorlopig doel bepaald. Aangezien de doelen in 2020 liggen, moeten er ook aannames over de emissies in 2020 gemaakt worden. Daarvoor is gebruik gemaakt van het GE-scenario uit de WLO (CPB et al. 2006), waarbij de actualisaties zijn meegenomen van aanvullend beleid tot en met 2008 zoals verwerkt in de Referentieramingen van ECN en PBL. Voor de mogelijke technieken die ingezet kunnen worden om het doel te realiseren is gebruik gemaakt van het Optiedocument van MNP en ECN uit 2006 (Daniëls & Farla 2006).

Voor de schadekostenmethode voor luchtverontreinigende stoffen volgt CE de Impact Path Approach zoals toegepast binnen het onderzoek van ExternE en NEEDS.⁹² Om te kunnen bepalen wat het effect is van één stof, wordt gekeken wat er gebeurt als de emissies van die stof met 15 procent afnemen. Milieuschade die zich in de toekomst voordoet, wordt teruggerekend naar kosten in het jaar van emissie. Zo kan voor alle zesde luchtverontreinigende stoffen (waarbij PM_{2,5} en rest PM₁₀ apart zijn genomen) de (verdisconteerde) de milieuschade worden bepaald. De resultaten gelden voor heel Europa, maar binnen NEEDS is een spreadsheet aanwezig waarbij de milieuschade ook voor een specifiek land bepaald kunnen worden. CE heeft dat voor Nederland gedaan.

Gezondheidsschade van alle luchtverontreinigende stoffen bevat behalve kosten als medicijngebruik, ziekenhuisopname en verloren werkdagen, voor een belangrijk deel kosten veroorzaakt door vroegtijdig overlijden (mortaliteit) of chronische aandoeningen (morbiditeit). De waardering van mortaliteit en morbiditeit vindt plaats tegen de waarde van een verloren levensjaar. CE neemt de waarde van een levensjaar over uit het NEEDS-project en gebruikt derhalve de waarde van 40.000 euro (Desaigues e.a. 2007; CE 2010a).⁹³ Vanwege het grote belang van gezondheidsschade wordt hier apart in Annex III aandacht aan besteed. De schadekosten van effecten op landbouwgewassen worden berekend door gewasverliezen te vermenigvuldigen met de prijs van een kilogram van dat gewas. De invloed op ecosystemen loopt via verzuring en vermisting van de bodem. Het verlies aan de potentiële fractie van biodiversiteit per oppervlakte eenheid (Potentially Disappeared Fraction oftewel PDF) wordt hierbij vermenigvuldigd met de waarde van 0,47 euro per PDF per vierkante meter (Kuik et al. 2008). De kosten die de luchtverontreinigende stoffen veroorzaken aan cultureel erfgoed zijn erg klein en komen verder niet aan de orde. In tabel II.1 zijn de door CE berekende schaduwrijzen voor broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen weergegeven, zowel voor de preventiekostenmethode als voor schadekostenmethode.

Voor alle luchtverontreinigende stoffen is de gezondheidsschade de grootste kostenpost. Voor fijn stof is bijna alle schade gezondheidsschade, voor de andere stoffen ligt het aandeel van gezondheidsschade rond de 85 procent van de totale schade, met uitzondering van SO₂, waarvan de gezondheidsschade bijna 95 procent van de totale schade uitmaakt. De overige kosten zijn vooral het gevolg van schade aan ecosystemen, behalve van NMVOS, waarvan de overige kosten vooral het gevolg zijn van schade aan gebouwen en gewassen. Overigens is extra uitstoot aan NH₃ en NO_x gunstig voor gewassen (stikstof), waardoor er baten voor landbouwgewassen optreden en blijkt extra uitstoot van NMVOS goed te zijn voor ecosystemen. Tabel II.2 geeft per stof het aandeel van de gezondheidskosten in de totale schadekosten.

In deze benadering worden voor elke stof de *gemiddelde* schadekosten van luchtverontreiniging voor een land berekend. Deze kosten kunnen echter verschillen van plaats tot plaats. Langs een drukke snelweg zullen de kosten per kilogram geëmitteerde stof hoger zijn dan in landelijk gebied. CE heeft daarom eerder in de IMPACT-studie gekeken naar schadekosten voor verkeer, waarbij onderscheid werd gemaakt tussen wegen in dichtbevolkte grote steden (metropolen), stedelijk gebied en bebouwd

⁹² Zoals eerder al in hoofdstuk X aangegeven, was NEEDS een langjarig Europees onderzoeksproject dat de methodologie om externaliteiten te bepalen en te waarderen uit het eerdere ExternE-project verbeterde en uitbreidde en dat tot doel had om alle kosten en baten van energiebeleid en toekomstige energiesystemen te evalueren.

⁹³ Volgens CE (2012) is dit in prijzen van 2000. In de NEEDS-studie zelf is niets terug te vinden over het jaar waarvoor de prijzen gelden.

buitengebied. Bij een lage emissie van PM_{2,5} zijn de kosten van milieuschade per kilogram in bebouwd buitengebied ongeveer anderhalf keer zo groot als door NEEDS berekend voor heel Nederland. In het stedelijk gebied ongeveer 2½ keer en in metropolen zijn de kosten ongeveer acht keer zo groot. Voor de rest van PM₁₀ zijn de verschillen nog groter (bij NEEDS zijn de kosten van milieuschade van de rest van PM₁₀ vrij laag).

Tabel II.1 Schaduwrijzen voor broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen CE

	Preventiekosten	Schadetekosten
Broeikasgassen		
CO ₂	25	
Luchtverontreinigende stoffen		
NH ₃	11.700	27.800
NO _x	8.720	10.600
PM _{2,5}	50.000	64.800
PM ₁₀	50.000	41.000
SO ₂	5.000	15.400
NMVOS	5.000	2.540

Bron CE (2010); schaduwrijzen in euro's van 2008 per ton.

Tabel II.2 Schaduwrijzen voor broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen CE

	Totaal	Gezondheid	Aandeel gezondheid (%)
Broeikasgassen			
CO ₂	25	5	19,5
Luchtverontreinigende stoffen			
NH ₃	27.800	23.100	83,1
NO _x	10.600	9.270	87,5
PM _{2,5}	64.800	64.800	100,0
PM ₁₀	41.000	41.000	100,0
SO ₂	15.400	14.500	94,2
NMVOS	2.540	2.160	85,0
CH ₄	625	122	19,5
N ₂ O	7.450	1.450	19,5

Bron: eigen berekening op basis van CE (2010).

ANNEX III Waardering van een levensjaar

III.1 Onderzoek naar waardering van levensjaar in NEEDS-studie

Een cruciaal kengetal in de berekening van de schaduwprijs van luchtverontreiniging is de waardering van de gezondheidsschade. Zoals eerder aangegeven bestaan de kosten van de schade door luchtverontreiniging voor het grootste gedeelte uit gezondheidsschade. Deze schade kan worden gemeten in veranderingen in levensverwachting, maar ook in termen van sterftegevallen. Voor veranderingen in de levensverwachting is de waardering gebaseerd op de waarde van een levensjaar (Value of a Statistical Life Year oftewel VOLY), Voor de waardering van sterftegevallen ('premature deaths') wordt gebruik gemaakt van de 'value of statistical life' (VSL), waarmee in feite 'de betalingsbereidheid om de kans op een anoniem vroegtijdig sterftegeval te voorkomen' wordt weergegeven (OECD 2012b; Brink & Van Grinsven 2011).

Eerdere studies baseerden de waarde van een levensjaar op bedragen die mensen bereid waren om te betalen om de kans op een ongeluk of, meer algemeen, op eerder dood gaan, te verkleinen. Het gaat hierbij typisch om zogenaamde Stated Preference studies, dat wil zeggen studies waarbij gevraagd wordt naar de betalingsbereidheid van mensen om het risico of sterfte te verlagen (VSL) dan wel het leven te verlengen waarbij expliciet rekening wordt gehouden met de levensverwachting (VOLY). Beide zijn direct aan elkaar gerelateerd (OECD 2012b: 23). Stel dat een VOLY constant is gedurende de rest van iemands leven en T het aantal resterende levensjaren is van een persoon dan zijn beide tot elkaar te herleiden via de relatie:

$$VSL = \sum_t^T VOLY * (1 + \delta)^{-t} \quad (III.1)$$

Waarbij δ de relevante discontovoet weerspiegelt. Om de VSL te bepalen moet de waarde van de afzonderlijke jaren over een gemiddeld mensenleven via verdiscontering teruggerekend worden naar een contante waarde.

Voor de NEEDS-studie (zie Desaiques et al. 2007 en 2011) is mensen in een persoonlijk interview gevraagd hoeveel geld ze maandelijks willen betalen om drie of zes maanden langer te leven. In het persoonlijke interview kregen de respondenten eerst vragen voorgelegd over de invloed van luchtverontreiniging op gezondheid en of ze zich zorgen maakten over die invloed. Daarna werden de respondenten geïnformeerd over de levensverwachting in verschillende landen en hoe die wordt beïnvloed door luchtverontreiniging. Ook werd ingegaan op hun eigen levensverwachting, in relatie tot hun leeftijd en diverse factoren die de levensverwachting beïnvloeden. Vervolgens wordt een beleidsoptie beschreven waarmee de luchtverontreiniging in twintig jaar zodanig afneemt dat de levensverwachting met zes maanden toeneemt en daarna een beleidsoptie waarmee de levensverwachting in twintig jaar met drie maanden toeneemt. De verandering in levensverwachting werd met een figuur duidelijk gemaakt.

Ten slotte werd aangegeven dat de verlenging van de levensverwachting gepaard gaat met extra kosten voor de burgers, omdat de maatregelen die genomen moeten worden om de luchtverontreiniging tegen te gaan gepaard gaan met extra kosten, die doorberekend worden in de prijzen van de producten. De respondenten werd gevraagd of ze bereid waren om die extra kosten te maken voor een langere levensverwachting. Respondenten die niet bereid waren extra kosten te maken, werden gevraagd naar de reden daarvoor. Als respondenten aangaven wel bereid te zijn om voor de langere levensverwachting

te betalen, werd gevraagd naar het maximale bedrag dat ze daarvoor wilden betalen. Om ze daarbij te helpen werd de respondenten eerst een aantal kaarten gegeven met bedragen daarop. De respondent trekt willekeurig een kaart en geeft aan of hij of zij bereid is het bedrag op de kaart te betalen. Als alle kaarten getrokken zijn wordt de respondent gevraagd om aan te geven wat nu het maximale bedrag is wat hij of zij bereid is om te betalen. Het onderzoek is gedaan in negen steden: Newcastle, Neuchâtel, Parijs, Karlsruhe, Barcelona, Kopenhagen, Boedapest, Warschau en Praag. In totaal werden er 1463 bevestigd. De meeste respondenten werden in Karlsruhe benaderd (300), de minste in Barcelona (100).

De respondenten uit Kopenhagen waren het minst bezorgd over luchtverontreiniging in hun stad, terwijl de respondenten in Praag en Warschau zich het meeste zorgen maakten over luchtverontreiniging. In alle steden gaf het overgrote deel van de respondenten (meer dan 85 procent) aan dat ze wisten dat hun consumptie van invloed is op de luchtverontreiniging in de stad, met uitzondering van Barcelona, waar ongeveer 60 procent daar van op de hoogte is. In Barcelona gaven ook de meeste respondenten aan dat ze niet bereid waren om extra te betalen voor minder luchtverontreiniging (50 procent), terwijl in Kopenhagen (ruim 95 procent) en Newcastle (ruim 93 procent) de meeste mensen wel bereid waren om te betalen. De belangrijkste redenen dat respondenten niet willen betalen, zijn geen vertrouwen in de oplossingsrichting of de uitvoeringsinstanties (vooral in Karlsruhe, Warschau en in mindere mate Neuchâtel), hun eigen financiële positie (vooral in Boedapest, Warschau en Barcelona) en in mindere mate ook geen interesse in langere levensverwachting (vooral in Barcelona, waar het percentage die deze reden opgeeft meer dan drie maal zo hoog ligt dan het gemiddelde), ze de extra levensduur van drie tot zes maanden te kort vinden (vooral in Barcelona) en vinden dat anderen de kosten maar moeten dragen (ook vooral in Barcelona, waar het percentage die deze reden opgeeft meer dan vier maal zo hoog ligt dan het gemiddelde). Degenen die hebben aangegeven dat ze niet willen betalen omdat ze geen vertrouwen in de oplossingsrichting of vinden dat anderen maar moeten betalen, worden als protesteerd gezien. Gemiddeld ligt het percentage protesteerd op 18 procent, maar in Barcelona) ligt dat percentage bij de vraag voor zes maanden verlenging van levensverwachting daar ver boven (40 procent), terwijl het aantal protesteerd in Kopenhagen (4 procent) en Newcastle (6 procent) ver onder het gemiddelde ligt. De protesteerd worden niet meegenomen bij het bepalen van het maximale bedrag dat men bereid is om te betalen.

Van degenen die wel bereid zijn om te betalen om de levensverwachting te verlengen door maatregelen te nemen om de luchtverontreiniging te verminderen, waren de bedragen die men bereid was te betalen het hoogste in Kopenhagen (terwijl die het minst bezorgd zijn over luchtvervuiling in hun stad) en Karlsruhe en het laagste in Boedapest. Het gemiddelde bedrag dat respondenten bereid zijn te betalen voor een extra levensduur van zes maanden is ongeveer 1,3 keer hoger dan het bedrag dat ze willen betalen voor een extra levensduur van drie maanden. In Parijs ligt die factor met ruim 1,5 het hoogste en in Kopenhagen met 1,1 het laagste. De inkomenselasticiteit van het maximale bedrag dat men bereid is te betalen is het laagste in Barcelona en Karlsruhe en het hoogste in Boedapest, gevolgd door Neuchâtel en Parijs. In de West-Europese steden is de inkomenselasticiteit lager dan in de Midden-Europese steden. Voor de hele steekproef (alle negen de steden) ligt de inkomenselasticiteit voor een verlenging van de levensverwachting met zes maanden (0,37) lager dan die voor een verlenging met drie maanden (0,42), maar dat geldt niet voor de afzonderlijke steden.

Om te bepalen wat de waarde van een levensjaar is, worden de maandelijkse bedragen die men bereid is om over twintig jaar te betalen teruggerekend naar bedragen voor een levensjaar. Daarbij wordt

rekening gehouden met het de levensverwachting van de respondenten. Dat kan door uit te gaan van een gemiddelde levensverwachting (methode 1) of door voor elke respondent afzonderlijk voor zijn of haar levensverwachting te corrigeren (methode 2). In het laatste geval ligt de waarde van een levensjaar meestal hoger (bij een enkele stad is dat niet het geval). Ten slotte worden de waarden per land gewogen met het inwoneraantal om de correcte gemiddelde en mediane waarden voor de hele EU en voor de West-Europese en Midden-Europese landen afzonderlijk te bepalen. De bedragen die gebruikt zullen worden zijn de gemiddelde waarden van methode 1 en methode 2 zoals hierboven aangegeven, maar dan wel gecorrigeerd voor het inwoneraantal van de afzonderlijke landen, voor waarden die zijn gegeven bij de vraag over drie maanden levensverlenging. De reden dat ze voor de waarde bij de vraag over drie maanden kiezen, is dat bij zes maanden levensverlenging budgetrestricties een te grote rol gaan spelen. De waarden zijn voor gebruik afgerond naar duizendtallen. De resultaten zijn in tabel III.1 weergegeven.

NEEDS adviseert om de gemiddelde waarde van een levensjaar te gebruiken, zoals gerapporteerd voor een levensduurverlenging van drie maanden. Voor een mediane waarde pleit een statistisch argument (minder gevoelig voor uitbijters), maar ook een politiek-economisch argument: volgens het mediane kiezer model zal de overheid in een democratische samenleving het beleid afstemmen op de voorkeuren van de mediane kiezer. Hoever de voorkeuren van anderen afwijken van die van de mediaan is daarbij niet relevant. Bij het gemiddelde zijn die afwijkingen wél relevant en kan gesproken worden van een weging van de stemmen. Volgens Desaigues et al. verdient de mediane waarde de voorkeur als sprake is van een dichotome (ja/nee) beslissing, zoals bijvoorbeeld in een tweepartijensysteem waarop het mediane kiezer model is gebaseerd. Wanneer het om het bepalen van waarden gaat, zijn verschillen in waarden waarvoor mensen kiezen ook van belang. Daarom heeft volgens Desaigues et al. een gemiddelde waarde de voorkeur boven de mediane waarden. Zij bevelen daarom aan om de gemiddelde waarden te gebruiken. In Desaigues et al. (2011) wordt aangegeven dat de gemiddelde waarde ook welvaartstheoretische de correcte waarde is.

Tabel III.1 Gevonden gemiddelde en mediane waarde van een levensjaar

	Verlenging levensduur met 3 maanden		Verlenging levensduur met 6 maanden	
	Mediaan	Gemiddelde	Mediaan	Gemiddelde
Europese Unie	20.000	40.000	15.000	26.000
West-Europa	22.000	41.000	17.000	27.000
Midden-Europa	11.000	33.000	7.000	22.000

Bron: Desaigues et al. (2007)

In NEEDS wordt ook een *bovengrens* van de waarde van een levensjaar bepaald. Er is een verband tussen inkomen per hoofd en levensverwachting. Dat verband bepaalt volgens NEEDS de maximale waarde van een levensjaar. De reden is dat een maatregel om de levensverwachting te verlengen alleen voordelig is als die maatregel minder kost dan de inkomensstijging die nodig is om eenzelfde levensverwachting te realiseren. Voor inkomens tussen 10.000 en 40.000 euro blijkt dat de levensverwachting met één jaar toeneemt als de inkomens met ongeveer 3.000 euro toeneemt (zie figuur 2 op pagina 29 van Desaigues et al. 2007). Afhankelijk van de disconteringsvoet kan dan de

bovengrens bepaald worden. Uitgaande van een levensverwachting van tachtig jaar (disconteren over tachtig jaren) moet de genoemde waarde van ongeveer 3.000 euro met ruim dertig worden vermenigvuldigd bij een discontovoet van 3 procent en met tachtig bij een discontovoet van 0 procent. De bovengrens van de waarde van een levensjaar ligt dan bij een discontovoet van 3 procent op 92.000 euro en bij een discontovoet van 0 procent op 250.000 euro.

In Desaigues et al. (2011) wordt uiteindelijk geadviseerd om als ondergrens een waarde van 25.000 euro aan te houden en als bovengrens een waarde van 100.000 euro. Dat wordt verder niet nader toegelicht, maar vermoedelijk zijn het afgeronde bedragen voor de gemiddelde waarde zoals gerapporteerd voor een verlenging van de levensduur met zes maanden (26.000 euro, zie bovenstaande tabel) respectievelijk de bovengrens zoals in het NEEDS-rapport vastgesteld bij een discontovoet van 3 procent (92.000 euro). In onze studie gebruiken we de niet-afgeronde bedragen.⁹⁴

III.2 Afgeleide waarderingen door NEEDS

De respondenten in de enquête van NEEDS is gevraagd naar de betalingsbereidheid om een aantal maanden langer te leven. Dat is een bedrag dat men bereid is om te betalen aan het einde van het leven. De waarde van een levensjaar, zoals hierboven gegeven is dus voor een levensjaar dat er aan het einde van het leven bijkomt omdat vervroegd sterven door luchtvervuiling niet meer op zal treden. Daarbij is impliciet aangenomen dat de respondenten rekening houden met het feit dat het extra levensjaar er pas over een bepaalde tijd bijkomt en dat ze voor dat tijdsverschil dus (impliciet) verdisconteren. Daarmee is deze waarde van het levensjaar goed te gebruiken voor vervroegd overlijden, bijvoorbeeld als gevolg van luchtverontreiniging door fijn stof (*chronische mortaliteit*).

Voor verontreiniging die direct leidt tot sterfgevallen moet de impliciete verdiscontering die in de waarde van een levensjaar zit wel weer worden teruggerekend (zie ook eerder gegeven formule III.1). Bij fijn stof duurt het tien tot zestien jaar voordat personen die blootgesteld zijn aan een verhoogde concentratie komen te overlijden. Rekening houdend met deze termijn leidt verdiscontering met 2,5 procent per jaar (de verdisconteringsvoet die met name CE gebruikt) van een bedrag van 41.000 euro tot een bedrag van, afgerond, 60.000 euro. Dit is dan de waarde die gebruikt wordt voor *acute mortaliteit*.

De waarde van een levensjaar kan ook gebruikt worden om het welvaartsverlies te bepalen als gevolg van chronische ziekten die door luchtverontreiniging wordt veroorzaakt (zie ook OECD 2012b: 18). Daarbij hangt het van de ernst van de ziekte af hoe een jaar leven met die ziekte moet worden gewaardeerd. Voor diverse ziekten is bepaald hoe het leven met zo'n ziekte moet worden gewaardeerd ten opzichte van een gezond levensjaar. Deze waardebepaling zijn zogenaamde Quality Adjusted Life Years (QALY). De meest uitgebreide lijst met dergelijke gewichten is de 'Catalog of Preferences Scores' van het Center of Risk Analysis van de Harvard Universiteit. Daarin wordt bijvoorbeeld aangegeven dat een jaar leven met chronische bronchitis gewaardeerd wordt met 0,68 tot 0,79 QALY. Met andere woorden, als iemand een chronische bronchitis oploopt als gevolg van bijvoorbeeld luchtverontreiniging, dan leidt tot een verlies van 0,21 tot 0,32 QALY (de middenwaarde hiervan is

⁹⁴ Daarbij moet opgemerkt worden dat de waarden van 26.000 en 92.000 euro gelden voor de EU26 (de EU25 en Zwitserland). Voor de ondergrens kan ook een waarde bepaald worden voor de EU16 (de EU15 en Zwitserland) en die is dan 26.700 euro, wat afgerond op 27.000 euro neerkomt.

0,265). In een andere studie komen Mathers et al. (2003) tot een welvaartsverlies voor een jaar leven met COPD van 0,266 DALY.

Om het welvaartsverlies als gevolg van chronische bronchitis door luchtverontreiniging te kunnen bepalen, maakt NEEDS een aantal aannames. Chronische bronchitis treedt vaak op rond de leeftijd van vijftig jaar. Hoe lang mensen chronische bronchitis hebben is niet geheel duidelijk en varieert bovendien sterk. NEEDS neemt aan dat mensen die chronische bronchitis krijgen nog ongeveer twintig jaar leven. Verder neemt NEEDS voor het gemak aan dat de waarde van een QALY gelijk is aan de waarde van VOLY, hoewel de eerste alleen voor gezonde mensen geldt en de laatste voor alle mensen. Het welvaartsverlies is dan gelijk aan $0,265 \cdot 20 \cdot \text{VOLY} = 5,3 \cdot 40.000 \text{ euro} = 212.000 \text{ euro}$, of afgerond, 200.000 euro.⁹⁵ Die waarde werd al in eerder onderzoek van ExternE gebruikt.

Met behulp van de waarde van een levensjaar kan dus met behulp van formule (III.1) ook de waarde van een statistisch mensenleven (VSL) worden bepaald. Bij een gemiddelde levensverwachting van 80 jaar, de waarde van een levensjaar voor West-Europeanen van 41.000 euro en een discontovoet van 2,5 procent (die CE bijvoorbeeld hanteert), komt de waarde van een mensenleven op, afgerond, 1,5 miljoen euro. Voor sterfte van kinderen gebruikt NEEDS een twee keer zo hoge waarde, dus 3 miljoen euro. Een verdere argumentatie wordt hiervoor niet gegeven.

III.3 Waardering van een levensjaar in andere studies

In een wat oudere studie van AEA uit 2005 worden nog de oude waarden voor de waarde van een levensjaar gebruikt: een mediane waarde van 50.000 euro en een gemiddelde van 120.000 euro, in euro's van 2000 (Holland et al. 2005). Dat is ongeveer 61.000 euro respectievelijk 147.000 euro in euro's van 2009. In de kosten-baten analyses die onder het 'Clean Air for Europe' (CAFE) programma van de EU zijn gemaakt, worden gezondheidseffecten volgens zowel de VSL als de VOLY benaderingen gewaardeerd (Holland et al. 2011). Holland et al. (2011) gebruiken naast elkaar een VOLY van 61.000 tot 140.000 euro en een VSL van 1,2 tot 2,3 miljoen euro. Rabl (2003) laat overigens zien dat gezondheidseffecten van luchtverontreiniging beter kunnen worden gewaardeerd in termen van veranderingen in de levensverwachting dan in termen van vroegtijdige sterftegevallen. In de literatuur wordt niettemin veelal de VSL gehanteerd (Krupnick et al. 2004). OECD 2011b) geeft een meta-analyse van schattingen van de VSL voor de OESO-landen. De voor beleidstoepassingen aanbevolen range voor EU-27 is 1,5 tot 4,4 miljoen euro, met 3,0 miljoen euro als middenwaarde.

Diverse studies voor de Verenigde Staten gebruiken een VSL die is gebaseerd op USEPA (1999) van (omgerekend) 5,8 miljoen euro (zie bijvoorbeeld Muller & Mendelsohn 2007, 2009). Onder de aanname dat de VSL de verdisconteerde som is van de VOLY kan de vertaalslag worden gemaakt tussen VSL en VOLY. Met een discontovoet van 3 procent en een (resterende) levensverwachting van gemiddeld veertig jaar kan dit worden vertaald naar een VOLY van circa 250.000 euro. De in de Verenigde Staten gehanteerde waarden blijken dus duidelijk hoger te liggen dan de in Europa gebruikte waarden. Dit heeft te maken met verschillende methoden die zijn gebruikt om de waarden te bepalen: in de Verenigde Staten zijn waarden veelal afgeleid uit loonverschillen en hebben ze betrekking op risico's

⁹⁵ Zie pagina's 30-31 van het NEEDS-rapport. Daar wordt een waarde van een VOLY van 35.000 euro gebruikt. Waar die waarde vandaan komt, is onduidelijk.

waar mensen zelf invloed op hebben en in Europa domineren de stated preference studies specifiek voor gezondheidseffecten die buiten de invloed van mensen zelf staan.

In Nederland geeft de OEI-richtlijn geen standaardwaarde voor een levensjaar, maar laat het aan de gebruikers over om een waarde te kiezen en te verantwoorden. Voor MKBA-studies voor infrastructuur wordt meestal gebruik gemaakt van de Dienst Verkeer en Scheepvaart van Rijkswaterstaat (DVS) kengetallen (Witteveen & Bos 2011). Het PBL is in een recente studie over luchtverontreiniging juist uitgegaan van een lage waarde voor een levensjaar waardoor de berekende baten van luchtbeleid als een ondergrens beschouwd kunnen worden. De gekozen waarde voor een levensjaar is de mediane waarde uit de NEEDS-studie welke gelijk is aan 20.000 euro (PBL 2012). Dat de mediane waarde van een levensjaar veel lager ligt dan de gemiddelde waarde, geeft overigens aan dat de waardering van een levensjaar zeer scheef verdeeld is over de bevolking.

ANNEX IV Overzicht fasen en belang ketenemissies

In deze studie wordt een inschatting gegeven van de emissies van broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen die vrijkomen in de keten. Voor het bepalen van deze indirecte emissies is gebruik gemaakt van de meest recente database van Ecoinvent die beschikbaar is (Ecoinvent 2013). Veel analyses van ketenemissies zijn uiteindelijk te herleiden tot deze database (zie bijvoorbeeld CE 2010a, b).

Tabel IV.1 geeft een indicatie waar in de keten de belangrijkste emissies van *broeikasgassen* plaatsvinden en tabel IV.2 geeft een indicatie waar in de keten de belangrijkste emissies van *luchtverontreinigende stoffen* plaatsvinden. Voor broeikasgassen is de plaats van emissies niet van belang, het gaat hier om een globaal probleem en door de lange levensduur in de atmosfeer mengt het uiteindelijk tot een gemiddelde concentratie in de troposfeer. Voor de luchtverontreinigende stoffen is de locatie veel belangrijker. Sommige stoffen verblijven vrij kort in de atmosfeer (ongeveer de helft van het geëmitteerde ammoniak deponeert op de grond binnen vijftig kilometer van de emissie), terwijl andere juist lang in de atmosfeer verblijven (voor geëmitteerd PM_{2,5} kan het tot vijfduizend kilometer duren voordat de helft is gedeponeerd op de grond).

Tabel IV.1 Belang van verschillende stappen in de keten voor de emissies van broeikasgassen.

	Olie transport	Olie plastics	Gas warmte	Gas elektriciteit	Gas kunstmest	Kolen elektriciteit	Kolen staal	Bio-massa elektriciteit	Bio-fuel transport	Wind	Uranium
Winning/ productie											
Transport											
Bewerking/ Omzetting ^{a)}											
Constructie/ bouw											
Distributie											
Gebruik											
Afvalfase/sloop, incl hergebruik											

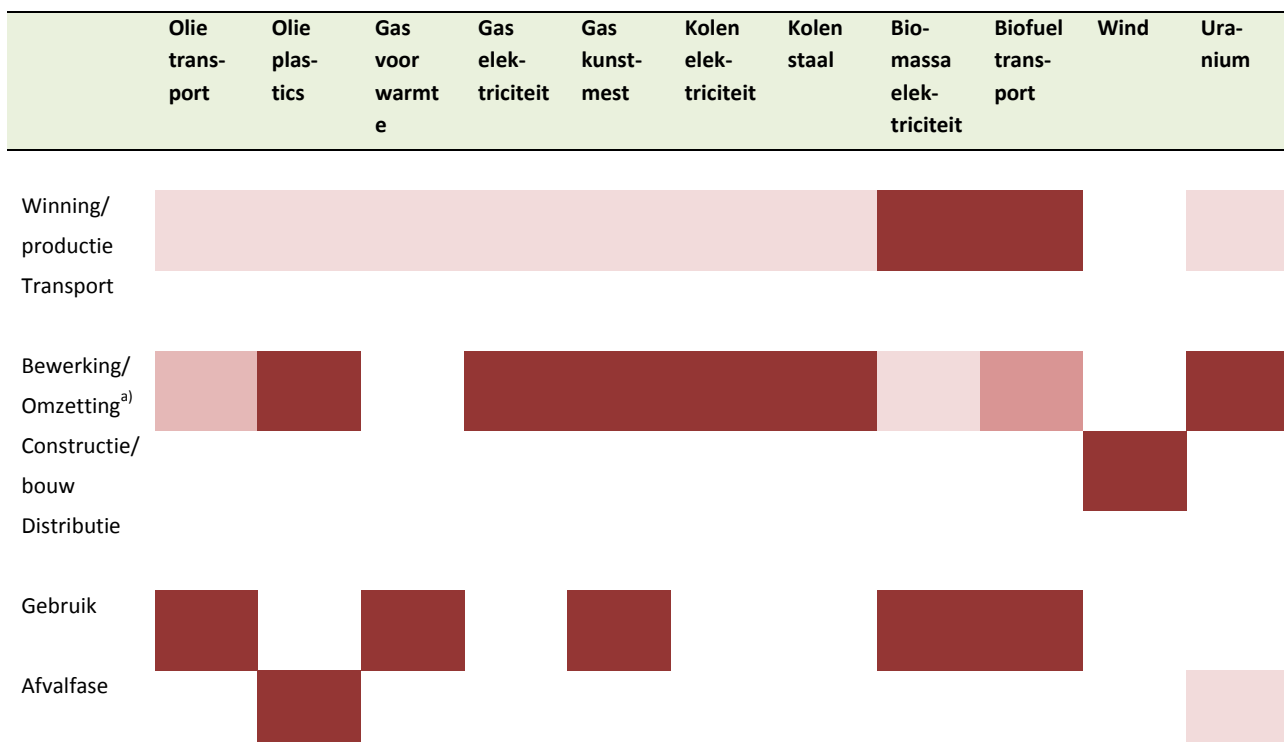
a) Omzetting ruwe olie naar benzine en plastics, productie elektriciteit (bevat directe emissies), gas als grondstof en energie voor productie kunstmest.

Noot: hoe donkerder het vakje is gekleurd, des te belangrijker is deze stap voor de emissies.

Voor elektriciteitsproductie zijn de emissies tijdens de productie van elektriciteit uit fossiele brandstof veruit het belangrijkste. Voor de productie van elektriciteit uit hernieuwbare bronnen geldt voor wind dat de constructie van de windturbines (inclusief fundering) duidelijk dominant is. Voor biomassa vindt juist tijdens de fase van de winning en ontginning de meeste emissies plaats. Voor biostook in elektriciteits centrales wordt het hout vaak eerst bewerkt tot pellets waarbij luchtverontreinigende stoffen vrijkomen. Voor kernenergie geldt dat gedurende de winning en de omzetting (verrijking van uranium) emissies vrijkomen.

Tijdens de productie van fossiele brandstoffen voor verkeer (benzine en diesel) zie je over het gehele traject emissies. Voor de winning is de plaats van herkomst van groot belang. Winning van ruwe olie uit het Midden-Oosten kost aanzienlijk minder energie (en de daarbij gespaarde emissies) dan de winning van ruwe olie uit diepe zee, teerzanden of leisteen. De omzetting van ruwe olie naar benzine en diesel kost nogmaals energie en leidt tot emissies bij de raffinaderijen. Tijdens de distributie vinden vaak nog verdampingsverliezen plaats, hoewel deze door de toepassing van dampretoursystemen de laatste jaren aanzienlijk zijn afgenomen. Ten slotte komen bij de verbranding van benzine en diesel nog emissies vrij. Naast de productie van biomassa komen tijdens conversie naar biobrandstoffen voor het verkeer luchtverontreinigende stoffen vrij en het benodigde energiegebruik dat vaak van conventionele energiebronnen afkomstig is, leidt ook tot emissies van broeikasgassen.

Tabel IV.2 Belang van verschillende stappen in de keten voor de emissies van luchtverontreinigende stoffen



Noot: hoe donkerder het vakje is gekleurd, des te belangrijker is deze stap voor de emissies.

Een gedeelte van de ruwe olie dient als grondstof, bijvoorbeeld voor de productie van plastic, asfalt of motorolie. Tijdens het raffinageproces waarbij de benodigde grondstof (voor de chemische industrie is dat meestal nafta) wordt afgescheiden van de ruwe olie, komen emissies vrij. Ook het gebruik van de grondstof in de chemische industrie gaat gepaard met de uitstoot van broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen. Tenslotte komen tijdens de afvalfase, bijvoorbeeld bij de verbranding van plastics of motorolie, nogmaals emissies vrij.

Naast verwarming en elektriciteitsproductie wordt aardgas gebruikt voor koken, hierbij kunnen aanzienlijke luchtverontreinigende emissies optreden (vooral NO_x). Ook wordt aardgas gebruikt als grondstof, zoals bij de productie van kunstmest, waarbij stikstof uit de atmosfeer wordt omgezet in ammoniak en salpeterzuur. Zowel tijdens het productieproces als gedurende het gebruik als kunstmest kunnen aanzienlijke hoeveelheden broeikasgassen vrijkomen. Tijdens het gebruik is dat vooral lachgas (N_2O).

ANNEX V Directe kosten van milieuschade en tarieven per energieproduct

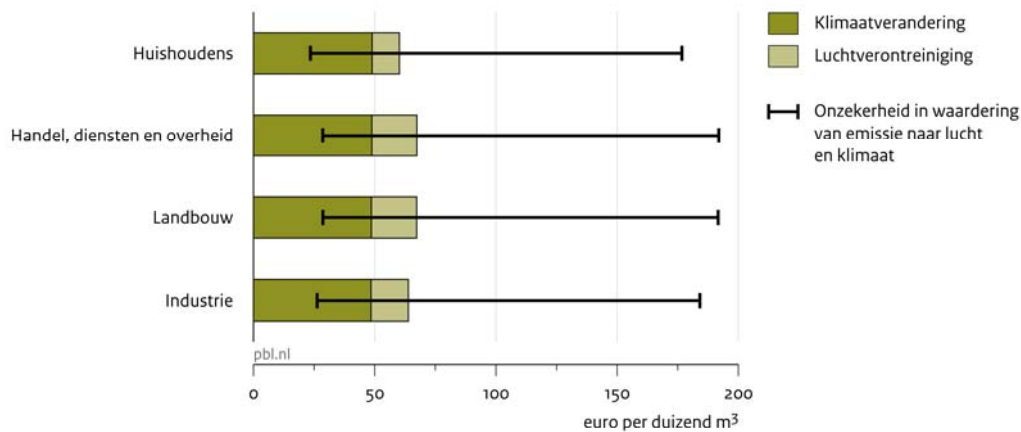
In deze Annex wordt de huidige grondslag- en tariefstructuur van de belastingen in Nederland op energieproducten afgezet tegen de directe marginale kosten van de milieuschade die door het gebruik van het energieproduct wordt veroorzaakt. In Paragraaf 6.5 is deze analyse ook al gemaakt voor de naar energie-inhoud gestandaardiseerde belastingtarieven en milieuschadecosten. De uitgebreidere analyse in deze Annex is in de eigen eenheid van elk energieproduct (kubieke meter voor aardgas, kilowattuur voor elektriciteit en liter voor motorbrandstoffen). De indirecte milieuschadecosten als gevolg van emissies die in de keten plaatsvinden, blijven in deze Annex buiten beschouwing.

V.1 Verbruik aardgas

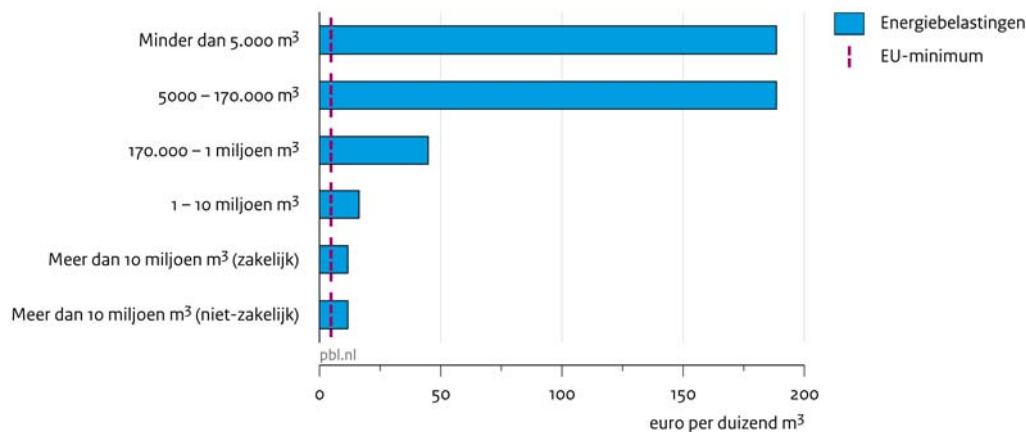
Figuur V.1

Kosten van milieuschade en energiebelastingen van verbranding van aardgas, 2013

Kosten van milieuschade van emissie naar lucht



Energiebelastingen



Bron: PBL, 2013; EU Excise duty tables, 2013

Uitgaande van de bandbreedte kan het totaal van de berekende kosten van milieuschade als gevolg van klimaatverandering en luchtverontreiniging door *aardgasverbruik* worden vergeleken met de heffingen op dat verbruik. Dat is weergegeven in figuur V.1. Daarbij wordt van beide schadeposten de laagste en hoogste waarde genomen om een minimum en maximum voor de totale schadekosten te bepalen.⁹⁶

Uit deze vergelijking blijkt dat de heffingen voor klein- en middenverbruik (een verbruik tot 170.000 kubieke meter per jaar) beduidend hoger zijn dan de middenwaarde van de kosten als gevolg van milieuschade, terwijl deze voor het grootverbruik juist lager zijn. Derelatief lage milieuschade hangt samen met het relatief schone CO₂-inhoud van aardgas alsmede de strenge milieunormen voor luchtkwaliteit die voor aardgas gelden. De figuur maakt ook duidelijk dat ondanks deze normen de minimumtarieven van de EU flink beneden de veroorzaakte kosten van milieuschade liggen. Dat geldt zelfs voor de resterende milieuschade van alleen luchtverontreinigende emissies. Van het grootverbruik van aardgas valt een aanzienlijk gedeelte onder het EU ETS.

V.2 Elektriciteitsopwekking

Figuur V.2 vergelijkt de heffingen op *elektriciteitsverbruik* met de middenwaarde en de bandbreedte van de totale marginale kosten van milieuschade van elektriciteit bij de verschillende opwekkingsmethoden. Uit de figuur blijkt dat de heffingen voor klein- en middenverbruik (verbruik tot vijftig megawattuur per jaar) hoger zijn dan de middenwaarde voor de marginale schadekosten. De figuur maakt ook nog eens het grote verschil zichtbaar tussen schadekosten voor klimaat bij de opwekking van elektriciteit tussen kolen en aardgas alsmede de aanzienlijke kosten voor luchtverontreiniging die gemoeid zijn met het stoken van biomassa in kolencentrales.

Waar bij de middenwaarde voor de schaduwprijs van broeikasgassen en de waarde van een levensjaar de heffingen voor klein- en middenverbruik (verbruik tot vijftig megawattuur per jaar) hoger waren dan de marginale schadekosten als gevolg van luchtverontreiniging en klimaatverandering, is dat bij de bovengrens voor de schaduwprijs van broeikasgassen niet meer het geval. Als voor broeikasgassen de bovengrens van 78 euro per ton wordt gehanteerd, is de heffing voor middenverbruik lager dan de marginale schadekosten voor kolen. Als voor broeikasgassen de schaduwprijs van Stern wordt gebruikt, is ook voor aardgas de heffing op middenverbruik lager dan de marginale schadekosten. Bij de schaduwprijs van Stern is de heffing voor kleinverbruik nog maar een fractie lager dan de kosten van milieuschade van luchtverontreiniging en klimaatverandering.

Ter vergelijking is ook de huidige heffing op kolen in de figuur verwerkt. De hoogte van deze heffing is evenmin gelijk aan de totale marginale schade voor elektriciteitsopwekking door kolen en compenseert zelfs niet voor de restemissies van luchtverontreiniging. Daarbij moet dan wel worden aangetekend dat de elektriciteitscentrales onder het huidige EU ETS vallen en dat de ze geen gratis emissierechten meer krijgen toebedeeld, maar alle emissierechten moeten kopen.⁹⁷ Hierdoor wordt de facto in Nederland elke CO₂-emissie van een kolengestookte centrale tweemaal belast. Tot slot maakt de figuur ook

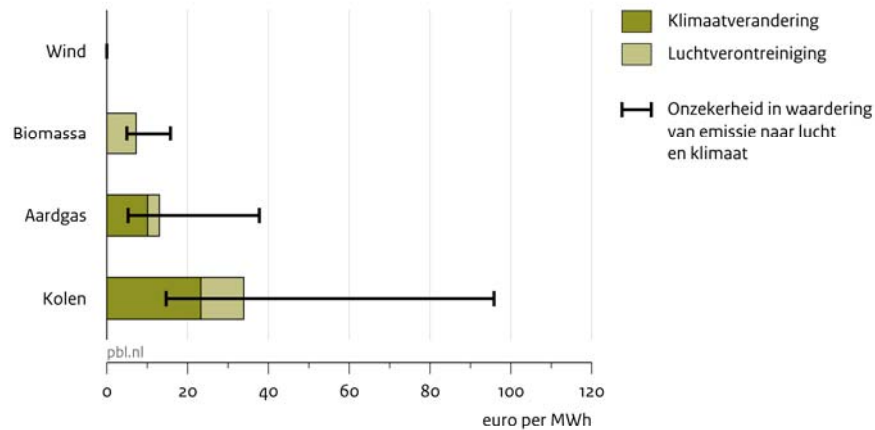
⁹⁶ Het is overigens wel van belang om op te merken dat de milieuschade van broeikasgassen ook voor een deel uit gezondheidskosten bestaan. Hiermee is in de gevoeligheidsanalyse rekening gehouden.

⁹⁷ De huidige marktprijs voor CO₂ van 4 euro per ton komt overeen met ongeveer 2¼ euro per Megawattuur. Gascentrales stoten gemiddeld 0,375 ton CO₂ per Megawattuur uit en kolencentrales 0,865 ton. Gascentrales betalen dan gemiddeld ongeveer 1½ euro per Megawattuur aan emissierechten terwijl dat voor kolencentrales ongeveer 3½ euro per Megawattuur is.

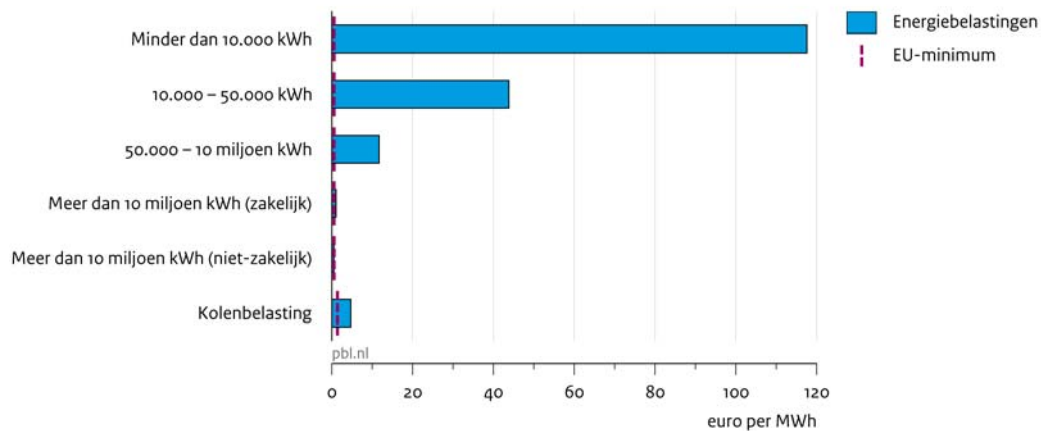
duidelijk dat de minimumtarieven van de EU – ondanks de luchtkwaliteitsnormen –flink beneden de veroorzaakte kosten van milieuschade liggen van zowel luchtkwaliteit als klimaat afzonderlijk.

Figuur V.2
Kosten van milieuschade en energiebelastingen van elektriciteitsopwekking, 2013

Kosten van milieuschade van emissie naar lucht



Energiebelastingen



Bron: PBL, 2013; EU Excise duty tables, 2013

V.3 Verbruik motorbrandstoffen

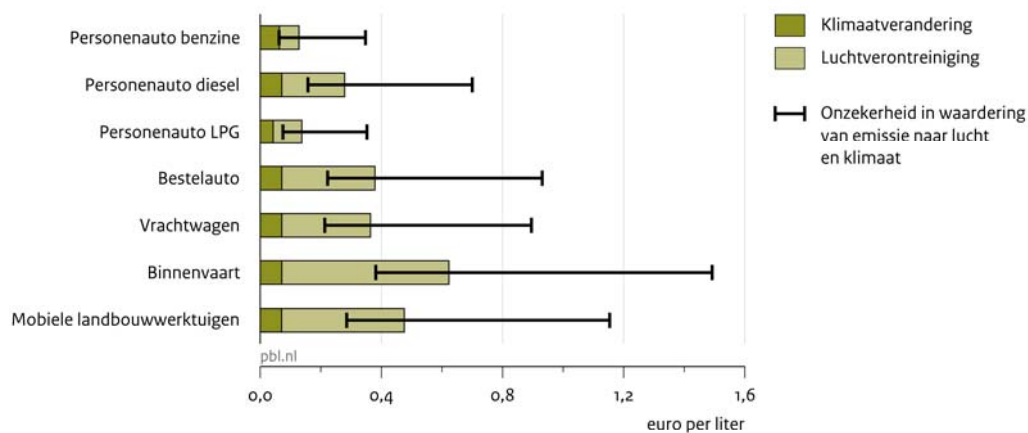
Figuur V.3 vergelijkt de heffingen op motorbrandstoffen met de referentiewaarde en de bandbreedte van de totale marginale kosten van milieuschade voor klimaatverandering en luchtverontreiniging van het verstoken van een liter brandstof door verschillende transportmodaliteiten. Voor motorbrandstoffen geldt dat de kosten van de milieuschade veroorzaakt door klimaatverandering en luchtverontreiniging voor wegverkeer duidelijk lager zijn dan de accijnzen op benzine en diesel.

Bij benzine zijn de schadekosten veel lager dan de accijns. Opmerkelijk is dat de hogere kosten van milieuschade van diesel niet terug te zien zijn in een relatief hogere accijns. Voor landbouwwerktuigen is

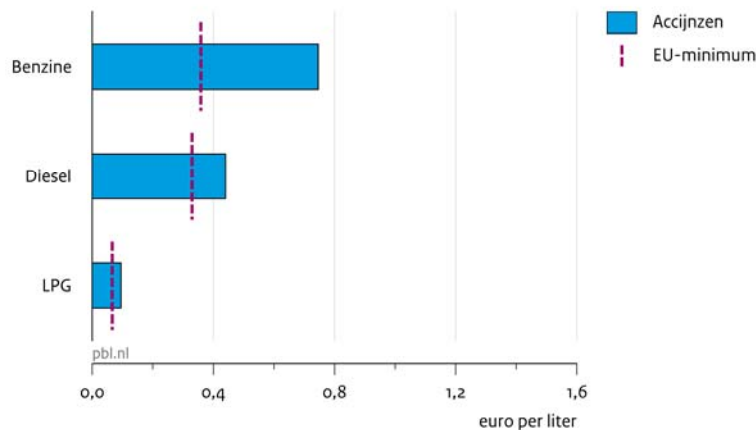
sinds 1 januari 2013 de accijns verhoogd tot het niveau van blanke diesel, doordat het speciale, lagere tarief voor rode diesel is afgeschaft. Het brandstofverbruik voor de binnenvaart is momenteel nog vrijgesteld van accijns, terwijl hier juist de schade het hoogst is. Het verbruik van aardgas in de vorm van lpg is relatief schoon. De geringere schade als gevolg van klimaatverandering wordt hierbij min of meer teniet gedaan door milieuschade van luchtverontreiniging.

Figuur V.3
Kosten van milieuschade en accijnzen op motorbrandstoffen, 2013

Kosten van milieuschade van emissie naar lucht



Accijnzen



Bron: PBL, 2013; EU Excise duty tables, 2013

Uit de bandbreedte blijkt dat de kosten van milieuschade van klimaatverandering en luchtverontreiniging voor alle wegvoertuigen die diesel gebruiken aan de bovenkant van het spectrum hoger zijn dan de accijns op diesel, maar dat dit niet geldt voor benzine. Voor benzineauto's blijven de kosten van milieuschade, ook aan de bovenkant van de bandbreedte, minder dan de helft van de benzineaccijns. Wat betreft het EU minimum valt op dat de tarieven hieraan ruim voldoen. Vanuit de kosten van milieuschade gezien blijkt echter dat dit minimum tarief te hoog ligt voor personenauto's die

op benzine rijden. Het minimumtarief voor diesel wijkt niet heel veel af van dat voor benzine, terwijl de kosten van milieuschade dat wel doen.

ANNEX VI Gestandaardiseerde belastingtarieven energieproducten

In hoofdstuk 6 zijn de belastingtarieven en de milieuschadeprijzen van de verschillende energieproducten gestandaardiseerd naar energie-inhoud en naar CO₂-inhoud. In deze Annex worden de achterliggende cijfers gepresenteerd. In tabel VI.1 worden de gestandaardiseerde belastingen en de prijs voor CO₂-emissierechten in het ETS gepresenteerd, waarbij 1 januari 2013 als peildatum is genomen. Tabel VI.2 geeft de kosten van de milieuschade, waarbij onderscheid is gemaakt in de kosten als gevolg van schade door klimaatverandering en als gevolg van luchtverontreiniging. Tevens zijn in de tabel de indirecte milieuschadeprijzen weergegeven, die het gevolg zijn van emissies die eerder in de keten zijn vrijgekomen.

Tabel VI.1 Gestandaardiseerde belastingen en CO₂-prijs in ETS per 1-1-2013 (in euro's van 2012)

	Belasting	Belasting	A-ratio	CO ₂ -prijs ETS ^{b)}	Belasting en ETS
	Euro/GJ	Euro/ton CO ₂		Euro/GJ	Euro/ton CO ₂
Aardgas					
gas (0-5.000 m ³)	5,96	106	0,33	0	107
gas (5.000-170.000 m ³)	5,96	106	0,44	0	107
gas (170.000-1 mln m ³)	1,42	25	0,17	0	25
gas (1 mln-10 mln m ³)	0,52	9	0,07	0,22	13
gas (>10 mln m ³ niet-zak)	0,37	7	0,05	0	7
gas (>10 mln m ³ -zak)	0,37	7	0,05	0,22	11
Elektriciteit					
elektriciteit (0-10.000 kWh)	14,00	206	0,65	0	206
elektriciteit (10.000-50.000 kWh)	5,21	77	0,30	0	77
elektriciteit (50.000-10 mln kWh)	1,39	21	0,12	0,34	25
elektriciteit (>10 mln kWh niet-zk)	0,12	2	0,02	0	2
elektriciteit (>10 mln kWh zk)	0,06	1	0,01	0,34	5
Kolen					
Kolen	0,52	6	0,13	0	6
Minerale Oliën: motorbrandstoffen					
ongelode benzine	22,7 ^{a)}	315	0,52	0	315
diesel/gasolie (zwavelvrij)	12,3 ^{a)}	166	0,37	0	166
lpg	4,0 ^{e)}	60	0,14	0	60
Minerale Oliën: andere toepassingen					
diesel/gasolie	12,3 ^{a)}	166	0,37	0	166
zware stookolie	0,9 ^{a)}	11	n.b.	0	11

Noten:

a) Alle tarieven voor minerale oliën betreffen de accijnzen en dus niet voorraadheffing

b) Gebaseerd op een prijs van vier euro per ton CO₂.

Tabel VI.2 Gestandaardiseerde kosten van milieuschade (in euro 2012)

	Schade Klimaat	Schade Lucht	Indirecte Schade	Totale schade
	Euro/GJ	Euro/GJ	Euro/GJ	Euro/GJ
Aardgas				
Huishoudens	1,55	0,35	0,40	2,30
Bedrijven	1,54	0,59	0,40	2,59
Elektriciteit				
Wind	0,00	0,00	0,00	0,00
Biomassa	0,00	0,75	0,82	1,57
Aardgas	1,30	0,38	0,15	1,83
Kolen	2,46	1,13	0,62	4,22
Motorbrandstoffen				
Personenauto benzine	1,93	1,97	2,56	6,46
Personenauto diesel	2,00	5,80	1,82	9,62
Bestelauto	2,00	8,61	1,82	12,43
Vrachtwagen	2,00	8,18	1,82	12,00
Binnenvaart	2,00	15,43	1,82	19,25
Mobiele landbouwwerktuigen	2,00	11,32	1,82	15,14

Literatuur

- 2Eco Advies (2012), Actuele trends in de Nederlandse milieubelastingpraktijk. Onderzoeksrapport in opdracht van het Planbureau van de Leefomgeving, 2Eco Advies, Deventer.
- Aalbers, R.F.T. (1999), On the implications of thresholds for economic science and environmental policy, Ph.D. thesis, Tilburg.
- Aalbers, R.F.T. (2013), 'Optimal Discount Rates for Investments in Mitigation and Adaptation', CPB Discussion Paper 257. Den Haag: Centraal Planbureau.
- Aalbers, R.F.T. & M. de Nooij (2006), Per maand of per kWh?: beoordeling van de effecten van een ander tariefsysteem voor kleinverbruikers elektriciteit, SEO Rapportnummer: 854, Amsterdam, SEO.
- Acemoglu, D., P. Aghion, L. Bursztyn & D. Hemous (2012), 'The environment and directed technical change', American Economic Review 102(1), 131-166.
- Agentschap NL (2013), Nederlandse lijst van energiedragers en standaard CO₂-emissiefactoren, versie februari 2013.
- Agentschap NL, CBS, ECN & PBL (2012 en 2014), Berekening van de CO₂-emissies, het primair fossiel energiegebruik en het rendement van elektriciteit in Nederland.
- Algemene Rekenkamer (2013), Verhandelbare rechten en milieu, Den Haag.
- Anthoff, D. (2007), Report on marginal external damage costs of greenhouse gas emissions, Delivery No. 5.4 – RS 1b, NEEDS, New Energy Externalities Developments for Sustainability, http://www.needs-project.org/RS1b/NEEDS_RS1b_D5.4.pdf.
- Ayres, R.U. & L.W. Ayres (1998), Accounting for resources, 1, Cheltenham: Edward Elgar.
- Baumol, W.J. & W.E. Oates (1988), The theory of environmental policy, Cambridge: Cambridge University Press.
- Bergh, J. van den, & W. Botzen (2012), Waardering van Sociale Kosten van CO₂-emissies. Notitie in opdracht van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu.
- Bickel, P. & R. Friedrich (2005), Externalities of Energy, Methodology (ExternE), 2005 update Luxembourg: European Commission, http://www.externe.info/externe_2006.
- Bijgaart, I. van den, R. Gerlagh, L. Korsten & M. Liski (2014), A Simple Formula for the Social Cost of Carbon. Tilburg: Universiteit van Tilburg (in voorbereiding).
- Bovag (2013), (Brand)stof tot nadenken, uitgave van Stichting BOVAG-RAI Mobiliteit Postbus 74800 1070 DM Amsterdam, www.bovag.nl www.raivereniging.nl, benaderd 27-8-2013, 25 vragen en antwoorden over brandstof en voertuigtechniek
- Bovenberg, A.L. & R.A. de Mooij (1994) 'Environmental levies and distortionary taxation', American Economic Review 84(4), 1085–1085
- Bovenberg, A.L. & L. Goulder (2003), 'Environmental Taxation', in: A. Auerbach & M. Feldstein (eds.), Handbook of public economics, 2nd edition. Amsterdam: North-Holland..
- Brink, C. & H. van Grinsven (2011), 'Costs and benefits of nitrogen in the environment', in M.A. Sutton et al. (red), The European Nitrogen Assessment. Cambridge: Cambridge University Press.

- CBS (2011). StatLine: Elektriciteit; productie naar energiebron. Den Haag / Heerlen: CBS.
- CBS (2012a). StatLine: Energiebalans; aanbod, omzetting en verbruik. Den Haag / Heerlen: CBS.
- CBS (2012b). Nederlandse energiehuishouding (NEH). Den Haag / Heerlen: CBS.
- CBS (2013), Statline, <http://statline.cbs.nl/>.
- CBS, PBL & Wageningen UR (2013), <http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/>
- CE (2008), Handbook on estimation of external costs in the transport sector. Produced within the study Internalisation Measures and Policies for All external Cost of Transport (IMPACT). Publicatie nummer: 07.4288.52, Delft: CE Delft.
- CE (2010a), Handboek Schaduwrijzen. Waardering en weging van emissies en milieueffecten, Publicatienummer: 10.7788.25a NL, Delft: CE Delft.
- CE (2010b), Bijlagen - Handboek Schaduwrijzen, Publicatienummer: 10.7788.25b NL, Delft: CE Delft.
- CE (2010c), External costs and benefits of electricity generation, Publicatienummer: 10.3942.02, Delft: CE Delft.
- CE (2011), Belastingen op energieproducten, elektriciteit en CO₂. Gevolgen van herziening van de Energiebelastingrichtlijn voor Nederland. Publicatienummer: 11.7369.51 Delft: CE Delft.
- CE (2013), Achtergrondgegevens stroometikettering 2012, Publicatienummer: 13.3990.14, Delft: CE Delft.
- CE (2014), Handboek externe en infrastructuurkosten verkeer. Delft: CE Delft (te verschijnen).
- CPB (2001), Fiscale vergroening en energie II; onderzoek op verzoek van de werkgroep Vergroening van het fiscale stelsel II, CPB Document nr. 006, Den Haag.
- CPB & PBL (2009), Advies werkgroep Lange Termijn Discontovoet, Den Haag.
- CPB & PBL (2013), Algemene leidraad voor maatschappelijke kosten-batenanalyse, Den Haag.
- CPB, MNP & RPB (2006), Welvaart en Leefomgeving, Een Scenariostudie voor Nederland in 2040, Rapportnr. 500082001, Bilthoven.
- Daniëls, B. & J. Farla (2006), Optiedocument Energie en Emissies 2010/2020, Rapportnr. ECN-C--05-105 ECN, Petten en Rapportnr. 773001038, Bilthoven: MNP.
- Desaigues, B., et al. (2007), Final report on the monetary valuation of mortality and morbidity risks from air pollution NEEDS deliverable no. 6.7, RS1b http://www.needs-project.org/docs/results/RS1b/NEEDS_RS1b_D6.7.pdf
- Desaigues, B., et al. (2011), 'Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY), Ecological Indicators, 11; 902-910
- DLR (2006), Externe Kosten der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien im Vergleich zur Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern. Stuttgart/Karlsruhe : Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR)/Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung (ISI).
- Ecoinvent (2013), Life cycle database, <http://www.pre-sustainability.com/ecoinvent-v3-what-is-new,Zürich>.
- Emissieregistratie (2013), www.emissieregistratie.nl/erpubliek, Bilthoven, RIVM.
- Europese Commissie (1992), Proposal for a Council Directive Introducing a Tax on Carbon Dioxide Emissions and Energy, COM(92) 226 Final, Commission of the European Communities, Brussel.

- Europese Commissie (2003), Council Directive for Restructuring the Community Framework for the Taxation of Energy Products and Electricity, COM(03) 96, Commission of the European Communities, Brussel.
- Europese Commissie (2010), Directive 2010/75/EU inzake industriële emissies (geïntegreerde preventie en bestrijding van luchtverontreiniging), Brussel.
- Europese Commissie (2011), Proposal for amending Directive 2003/96/EC restructuring the Community framework for the taxation of energy products and electricity, Council Directive COM(2011) 169/2, Commission of the European Communities, Brussel.
- Evers, M., R.A. De Mooij & H.R.J. Vollebergh (2004), 'Tax competition under Minimum Rates: the Case of European Diesel Excises', CESIFO Working Paper 1221, München.
- Frischknecht R. et al. (2004), Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Final report ecoinvent 2000 No. 3. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Fullerton, D. (2001), 'A framework to compare environmental policies', Southern Economic Journal, 68, 224–48.
- Fullerton, D., A. Leicester & S. Smith (2010), Environmental taxes, IFS, Report of a Commission on Reforming the Tax System for the 21st Century, London.
- Hajer, M. (2011), De energieke samenleving, Den Haag: PBL. www.pbl.nl
- Hammingh, P., K.E.L. Smekens, A.J. Plomp & R.B.A. Koelemeijer (2010), Co-impacts of climate policies on air polluting emissions in the Netherlands. Final report of the Dutch Research Programme on Air and Climate (BOLK). Publicatienummer: 500146003. Den Haag: PBL.
- Heine, D., J. Norregaard, & I.W.H. Parry (2012), 'Environmental Tax Reform: Principles from Theory and Practice to Date', IMF Working Paper 12/180, Washington: Internationaal Monetair Fonds.
- Hennipman, P. (1962), 'Doeleinden en criteria der economische politiek', pp 1-106, in: J.E. Andriessen & M.A.G. van Meerhaeghe (red.), Theorie van de economische politiek, Leiden: H.E. Stenfert Kroese.
- Holland, M., Pye S., Watkiss P. Droste-Franke B. & Bickel P. (2005), 'Damages per tonne emission of PM2.5, NH3, SO2, NOx and VOCs from each EU25 Member State (excluding Cyprus) and surrounding seas', AEA Technology Environment, Ditcon VK.
- Holland, M., A. Wagner, F. Hurley, B. Miller & A. Hunt (2011), Cost Benefit Analysis for the Revision of the National Emission Ceilings Directive: Policy Options for revisions to the Gothenburg Protocol to the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution – Final, Report to European Commission ED47788.
- Hope, C.W. (2006), 'The Marginal Impact of CO₂ from PAGE2002: An Integrated Assessment Model Incorporating the IPCC's Five Reasons for Concern.' Integrated Assessment Journal, 6(1), 19-56.
- Keen, M., I. Parry & J. Strand (2013), Planes, ships and taxes: charging for international aviation and maritime emissions, Economic Policy, 1–48.
- Klein, J., G. Geilenkirchen, J. Hulskotte, A. Hensema, N. Ligterink, P. Fortuin & H. Mlnar-In 't Veld (2013), Methods for calculating the emissions of transport in the Netherlands, Den Haag/Heerlen, Centraal Bureau voor de Statistiek.

- Kok, H.J.G. (2006), Deeltjesgrootteverdeling van geëmitteerd fijn stof bij industriële bronnen. Rapportnummer: 2006-A-R0290/B. Apeldoorn: TNO Bouw en Ondergrond.
- Krupnick A.J., B. Ostro & K. Bull (2004), Peer review of the methodology of cost-benefit analysis of the Clean Air for Europe Programme, Brussel.
- Kuik, O.J., L. Brander & R.S.J. Tol. (2009), 'Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: a meta-analysis', *Energy Policy*, 37(4), 1395-1403.
- Kuik, O.J., L. Brander, N. Nikitina, S. Navrud, K. Magnussen & E.H. Fall (2008), Report on the monetary valuation of energy related impacts on land use changes, acidification, eutrophication, visual intrusion and climate change. Deliverable D3.2 CASES project.
- Mathers, C.D., C. Bernard, K. Iburg, M. Inoue, D. Ma Fat, K. Shibuya, C. Stein & N. Tomijima (2003), The global burden of disease in 2002: data sources, methods and results, GPE Discussion Paper nummer 54, Geneve, Wereld Gezondheidsorganisatie.
- Miljoenennota (2013), www.rijksbegroting.nl/2013/voorbereiding/miljoenennota, Den Haag: Ministerie van Financiën.
- Mooij, R.A. de, I. Parry & M. Keen (eds.) (2012), Fiscal policy to mitigate climate change, Washington: International Monetary Fund.
- Muller, N.Z. (2012), 'The design of optimal climate policy with air pollution co-benefits'. *Resource and Energy Economics*, 34; 696-722.
- Muller, N.Z. & R. Mendelsohn (2007), 'Measuring the damages of air pollution in the United States' *Journal of Environmental Economics and Management*, 54; 1-14.
- Muller, N.Z. & R. Mendelsohn (2009), 'Efficient Pollution Regulation: Getting the Prices Right', *American Economic Review*, 99; 1714-1739.
- Muller, N.Z., R. Mendelsohn & W. Nordhaus (2011). Environmental Accounting for Pollution in the United States Economy, *American Economic Review*, 101; 1649-1675.
- Nordhaus, W.D. (2008), *A Question of Balance—Weighing the Options on Global Warming Policies*. New Haven: Yale University Press.
- Nordhaus, W.D. & Z. Yang (1996), 'RICE: A Regional Dynamic General Equilibrium Model of Optimal Climate-Change Policy', *American Economic Review*, 86(4): 741–65.
- OECD (2011a), *Taxation and green growth*, Parijs.
- OECD (2011b), *Valuing Mortality Risk Reductions in Regulatory Analysis of Environmental, Health and Transport Policies: Policy Implications*, Parijs, www.oecd.org/env/policies/vsl
- OECD (2012a), *Environmentally Harmful Subsidies: Challenges for Reform*, Parijs.
- OECD (2012b), *Mortality risk valuation in environment, health and transport policies*, Parijs.
- OECD (2013), *Taxing energy use: a graphical analysis*, Parijs.
- Oosterhuis, F. & P. ten Brink (2014), *Paying the Polluter. Environmentally Harmful Subsidies and their Reform*, Cheltenham: Edward Elgar Publishing (forthcoming).
- Opschoor, J.B. & H.B. Vos (1989), *The Application of Economic Instruments for Environmental Protection in OECD Countries*, Parijs: OESO.

- Parry, I.W.H. & K. Small (2005), 'Does Britain or the United States have the right gasoline tax?', *American Economic Review*, 95, 4.
- PBL (2012a), Milieubelastingen en groene groei – Verkenning van de mogelijkheden in het kader van het energie- en klimaatbeleid, Den Haag: PBL.
- PBL (2012b) Effecten van klimaatverandering in Nederland 2012, Den Haag: PBL.
- PBL (2012c), Kosten en baten van strengere emissieplafonds voor luchtverontreinigende stoffen. Nationale evaluatie voor de herziening van het Gothenburg Protocol, Den Haag: PBL.
- PBL (2013a), Vergroenen en verdienen - Op zoek naar kansen voor de Nederlandse economie, Den Haag: PBL.
- PBL (2013b), Opties voor Europees klimaat- en energiebeleid na 2020, Den Haag: PBL.
- PBL (2013c), Evaluation of Policy options to reform the EU Emissions Trading System. Effects on carbon price, emissions and the economy, Den Haag: PBL.
- PBL (2014a), Belastingkortingen voor zuinige auto's: afwegingen voor fiscaal beleid, Den Haag: PBL.
- PBL (2014b), Vergroening van de aanschafbelasting voor personenauto's. Effecten op de verkoop van zuinige auto's en de CO₂-uitstoot, Den Haag: PBL.
- PBL (2014c), Fiscale vergroening: Uitdagingen voor de belastingen op energie, Den Haag: PBL.
- Perman, R., Y. Ma, M. Common, D. Maddison & J. McGilvray (2012), *Natural resource and environmental economics*, 4th edition, Essex: Pearson.
- Rabl A. (2003), 'Interpretation of Air Pollution Mortality: Number of Deaths or Years of Life Lost?' *Journal of the Air & Waste Management Association*, 53; 41-50.
- Rabou, L.P.L.M., E.P. Deurwaarder, H.W. Elbersen & E.L. Scott (2006), 'Biomassa in de Nederlandse energiehuishouding in 2030', Platform Groene Grondstoffen.
- Ricardo-AEA (2014), Update of the Handbook on External Costs of Transport, final report.
- Roosdorp, R.W.A. (2012), Energiesubsidies: 15 jaar ervaring en 4 lessen verder, in: C.A. de Kam en A.P. Ros (red), *Jaarboek Overheidsuitgaven 2012*, pp. 183, Den Haag: SDU Uitgevers.
- RIVM (2012), Greenhouse gas emissions in the Netherlands 1990-2010: National Inventory Report 2012; Rapportnummer: 680355007, Bilthoven: RIVM.
- Ruijs, A. & H.R.J. Vollebergh (2013), 'Lessons from 15 years of experience with the Dutch allowance scheme for Energy investment for Firms', *OECD Environment Working Papers* 55, Parijs: OESO.
- Shindell, D. et al (2012), 'Simultaneously Mitigating Near-Term Climate Change and Improving Human Health and Food Security', *Science*, Vol. 335 no. 6065 pp. 183-189.
- Smulders, S. & H.R.J. Vollebergh (2001), 'Green taxes and administrative costs: the case of carbon taxation', pp. 91-130 in: C. Carraro en G. Metcalf (eds.), *Distributional and behavioral effects of environmental policy*, Chicago: Chicago University Press.
- Stern, N. (2006), *The Economics of Climate Change : The Stern Review*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Studiecommissie Belastingstelsel (2010), *Continuïteit en vernieuwing. Een visie op het belastingstelsel*, Den Haag.

- Tol, R.S.J. (1999), 'Time discounting and optimal control of climate change: an application of FUND'. *Climatic Change*, 41: 351-362.
- Tol, R.S.J. (2002), 'Welfare specifications and optimal control of climate change: an application of FUND'. *Energy Economics*, 24: 367-376.
- Tol, R.S.J. (2005), 'The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties'. In : *Energy Policy*, vol. 33, no. 16 (2005): 2064-2074.
- Tol, R.S.J. (2009), 'The economic effects of climate change', *Journal of Economic Perspectives* 23(2), 29-51.
- Tweede Kamer (2009), *Waardering van risico's bij publieke investeringsprojecten*, Tweede Kamer, Vergaderjaar 2008–2009, Kamerstuk 29 352, Den Haag.
- Tweede Kamer (2012), *Wijziging van enkele belastingwetten en enige andere wetten (Belastingplan 2012)*, Tweede Kamer, Vergaderjaar 2011–2012, Kamerstuk 33 003, nr. 3, Den Haag.
- US EPA(1999), *The Benefits and Costs of the Clean Air Act 1990 to 2010*, EPA Report to Congress, Washington.
- United States Government (2013), *Working Group on Social Cost of Carbon, Technical Support Document: Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis Under Executive Order 12866 Interagency*.
- Verbeek, R. & B. Kampman (2011), *Brandstoffen voor het wegverkeer. Kenmerken en perspectief*. TNO Rapportnummer: 2011-00607. Delft: TNO.
- Vermeend, W. & J. Van der Vaart (1997), *Greening Taxes: The Dutch Model*, Deventer: Kluwer Academic Publishers.
- Vermeend, W., R. van der Ploeg & J-W Timmer (2008), *Taxes and the Economy*, Cheltenham: Edward Elgar.
- Vollebergh, H.R.J. (1999), *Milieu en schaarste – over draagwijdte en toepassings-mogelijkheden van milieu-economische analyse*, OCFEB-Studies in Economic Policy 1, Rotterdam.
- Vollebergh, H.R.J. (2004), *Naar een meer prikkelende Nederlandse energiebelasting*”, *Maandblad Belasting-beschouwingen*, 73, 9, 258-268.
- Vollebergh, H.R.J. (2007), 'Pigou en zo', in: C.L.J. Caminada, A.M. Haberham, J.H. Hoogteijling en H. Vording (eds.), *Belasting met beleid*, pp. 189-208, Den Haag: Sdu.
- Vollebergh, H.R.J. (2008), 'Lessons from the polder: energy tax design in the Netherlands from a climate change perspective', *Ecological Economics*, 64, 660-672.
- Watkiss, P., D. Anthoff, T. Downing, C. Hepburn, Ch. Hope, A. Hunt & R. Tol (2005), *The Social Cost of Carbon (SCC) Review: Methodological Approaches for Using SCC Estimates in Policy Assessment*, Final Report. London: Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra).
- Weitzman M.L. (2009), 'On modeling and interpreting the economics of catastrophic climate change', *Review of Economics and Statistics*, 91(1), 1–19.
- Werf, E. van der, H.R.J. Vollebergh & J. Oude-Lohuis (2010), 'Energie en klimaat: meer met minder' [Energy and climate: doing more with less], pp. 133-148 in C.A. de Kam, J.H.M. Donders & A.P. Ros (eds.), *Miljardendans in Den Haag*, Den Haag: Sdu.

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