



Planbureau voor de Leefomgeving

KLIMAATVERANDERING IN DE PRIJZEN?

ANALYSE VAN DE BEPRIJZING VAN BROEIKASGASEMISSIES
IN NEDERLAND IN 2018



KLIMAATVERANDERING IN DE PRIJZEN?

ANALYSE VAN DE BEPRIJZING VAN BROEIKASGASEMISSIES
IN NEDERLAND IN 2018

Klimaatverandering in de prijzen?

Analyse van de beprijzing van broeikasgasemissies in Nederland in 2018

© PBL Planbureau voor de Leefomgeving

Den Haag, 2021

PBL-publicatienummer: 3846

Auteurs

Herman Vollebergh, Eric Drissen en Corjan Brink

Contact

Herman Vollebergh (herman.vollebergh@pbl.nl)

Supervisie

Rob Weterings

Met dank aan

Bij de totstandkoming van dit rapport hebben we dankbaar gebruik gemaakt van de input van onze collega's Gerben Geilenkirchen (verkeer), Winand Smeets (luchtverontreinigende emissies) en Hans Eerens. Verder willen we de leden van de Klankbordgroep en collega's van het PBL danken voor hun vele bruikbare opmerkingen.

Redactie figuren

Beeldredactie PBL

Eindredactie en productie

Uitgeverij PBL

Fotoverantwoording

Omslagfoto: Richard van Elferen, hoofdstuk 1: Harry van Reeken, hoofdstuk 2, 5 en 7: Rob Poelenjee, hoofdstuk 3: ministerie van IenW, hoofdstuk 4: Tineke Dijkstra, hoofdstuk 6: Louis Meulstee

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Vollebergh, H., E. Drissen & C. Brink (2021), *Klimaatverandering in de prijzen? Analyse van de beprijzing van broeikasgasemissies in Nederland in 2018*, Den Haag: PBL Planbureau voor de Leefomgeving.

Het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) is het nationale instituut voor strategische beleidsanalyse 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 wetenschappelijk gefundeerd.

Inhoud

Leeswijzer	7
Samenvatting	9
1 Aanleiding en opzet	19
1.1 Vraagstelling en focus studie	21
1.2 Leeswijzer	23
2 Analyse van CO₂-beprijzing in context	24
2.1 Marktfalen en CO ₂ -beprijzing	24
2.2 Effectieve CO ₂ -beprijzing en welvaartsevaluatie	25
2.3 De drie stappen verder uitgewerkt	29
2.4 Toepassing op Nederland	34
3 CO₂-beprijzing en BKG-uitstoot in 2018	38
3.1 Bestaande beprijzing	38
3.1.1 Expliciete CO ₂ -beprijzing	38
3.1.2 Impliciete CO ₂ -beprijzing	39
3.2 Emissies en energieproducten	43
3.2.1 BKG-uitstoot in het economisch systeem	43
3.2.2 Beprijzingsinstrumenten en de relatie daarvan met BKG-uitstoot	46
3.2.3 De rol van het energiesysteem	47
3.2.4 Energiegebruik, BKG-uitstoot en sectorale emissies	49
4 De effectieve CO₂-beprijzing in 2018	52
4.1 Algemeen	52
4.2 Sectorale analyse	57
4.2.1 Elektriciteitssector	57
4.2.2 Industrie	62
4.2.3 Verkeer en vervoer	65
4.2.4 Gebouwde omgeving	67
4.2.5 Landbouw	68
4.3 Conclusie	70

5	Beprijzingstekort van klimaatbeleid	72
5.1	Effectieve CO ₂ -prijs en klimaatschade	72
5.2	Het klimaatbeprijzingstekort	74
5.3	Het beprijzingsinstrumentarium nader bezien	75
5.3.1	Reikwijdte	75
5.3.2	Gerichtheid	78
5.3.3	Stringentheid	79
5.3.4	Coherentie	80
6	Beprijzingstekort en andere externaliteiten	84
6.1	Rol andere externaliteiten en waardering	84
6.2	Klimaatbeprijzing in context	89
6.2.1	Andere externaliteiten en het verbruik van energieproducten	89
6.2.2	Sectorale analyse	92
6.3	Het beprijzingsinstrumentarium nader bezien	104
6.3.1	Reikwijdte	105
6.3.2	Gerichtheid	105
6.3.3	Stringentheid	106
6.3.4	Coherentie	107
6.4	Conclusie	108
7	Ontwikkelingen sinds 2018 en conclusies	110
7.1	Ontwikkelingen in de beprijzingsinstrumenten	110
7.1.1	Expliciete CO ₂ -beprijzing	110
7.1.2	Impliciete CO ₂ -beprijzing	112
7.1.3	Conclusie	113
7.2	Lessen voor beleidsopties	114
7.2.1	Beleidsaanpassingen en welvaartseffecten	114
7.2.2	Enkele aanknopingspunten voor beleid	116
	Literatuur	124
	Appendix A Emissies en energie in het economisch proces	127
	Appendix B Data Energiebalans en Broeikasgasemissies 2018	130
	Appendix C CO₂-prijzen en belastingtarieven 2018	135
	Appendix D Indirecte CO₂-beprijzing via belasting op elektriciteit	140
	Appendix E Toekenning CO₂-emissies EU ETS	145

Leeswijzer

Wat zijn de aanleiding voor en het doel van het rapport?

- In deze studie geeft het Planbureau van de Leefomgeving (PBL) een zo actueel en integraal mogelijk overzicht van de bestaande instrumenten om broeikasgassen te beprijsen. Dat doen we in het licht van de beleidsdoelen om de uitstoot daarvan tegen te gaan. Een dergelijk overzicht bestond nog niet.
- De studie is verricht op eigen initiatief. Hiermee willen we bijdragen aan de besluitvorming over de (aanpassing van) fiscale instrumenten om het fossiel energiegebruik terug te dringen. Het zich verder ontwikkelende klimaat- en energiebeleid ligt daaraan ten grondslag.

Waar gaat dit rapport over?

- Het rapport biedt een beschrijving en een analyse van de huidige inzet van nationale en Europese instrumenten voor de beprijzing van broeikasgasemissies.
- In de analyse komen instrumenten aan bod die deze emissies direct beprijsen, zoals het verhandelbare rechtensysteem voor CO₂-emissies EU ETS. Daarnaast is er aandacht voor instrumenten die de broeikasgasemissies indirect beprijsen, zoals belastingen op energie of afval. Deze belastingen hebben met name betrekking op het verbruik van bepaalde energieproducten, zoals benzine, aardgas of elektriciteit, door bedrijven en consumenten.
- In het rapport bepalen we wie precies voor welke broeikasgasemissie betaalt en hoeveel. Dat doen we door zogenoemde effectieve CO₂-prijzen te berekenen op basis van de belangrijkste kenmerken van de verschillende instrumenten, zoals de grondslag en het tarief van een belasting. Door de effectieve prijs van verschillende instrumenten onderling vergelijkbaar te maken ... en af te zetten tegen de schade die de emissies veroorzaken, bepalen we het zogeheten klimaatbeprijzingstekort.
- Vanwege de beschikbaarheid van data is gekozen voor het peiljaar 2018.
- Voor onze analyse sluiten we zo nauw mogelijk aan bij de vijf sectoren uit het Klimaatakkoord: elektriciteit, industrie, landbouw, mobiliteit en gebouwde omgeving.

Welke methodologie heeft het PBL hier gebruikt?

- Als eerste biedt het rapport een inventarisatie en een beschrijving van de vormgeving van bestaande beprijsingsinstrumenten en de activiteiten waar deze betrekking op hebben, zoals (fossiel) energieverbruik.
- In een volgende stap leiden we de effectieve CO₂-prijzen af, waarbij de kenmerken van elk beprijsingsinstrument worden uitgedrukt als prijs per ton CO₂. Deze effectieve prijzen geven een beeld van de rol van elk instrument afzonderlijk, en van de samenhang tussen de instrumenten bij de beprijzing van het totale broeikasgasverbruik.

- Daarna vergelijken we de effectieve emissieprijzen met de klimaatschade en andere relevante (externe) milieuschade. Zo wordt het beter mogelijk om de verschillende vormen van beprijzing te evalueren.
- De studie sluit af met een verkenning van de mogelijke aangrijpingspunten voor aanpassing van het beleid – in het licht van ontwikkelingen in het klimaatbeleid sinds 2018, zoals het Klimaatakkoord, het Urgenda-vonnis en de EU Green Deal – voor beprijzing van het energieverbruik.

Op welke gegevens baseert het PBL zich bij de berekeningen?

- Voor het rapport is gebruik gemaakt van de statistische gegevens van de Energiebalans van het Centraal Bureau voor de Statistiek, data van de Nationale Emissieautoriteit, informatie van het ministerie van Financiën over afgedragen belastingen, en (deels vernieuwde) milieuprijzen en waardering van andere externaliteiten in het verkeer zoals berekend door onderzoeksbureau CE Delft. De berekening van de prijzen voor milieuschade en andere externaliteiten vormt een separate publicatie.
- De eigen berekeningen op basis van de data zijn waar mogelijk afgestemd op de Klimaat- en Energieverkenning 2020. Dit rapport gebruikt een bredere grondslag van de broeikasgasemissies en een andere indeling van met name de sector elektriciteit om de relatie tussen de belasting op elektriciteit en broeikasgasemissie adequaat in beeld te kunnen brengen.

Samenvatting

Aanleiding

Momenteel stevent Nederland af op een nieuwe aanscherpingsronde voor het klimaatbeleid. Deze ronde hangt samen met het ook door de Nederlandse regering ondersteunde Europese beleid om te komen tot een klimaatneutrale Europese Unie (EU) in 2050. Niet alleen voor 2050, maar ook voor 2030 wordt de beoogde broeikasgasreductie fors aangescherpt, namelijk van 40 tot ten minste 55 procent ten opzichte van 1990. Om dit doel te kunnen halen wordt momenteel een omvattend beleidspakket op Europese schaal voorbereid. Een belangrijk element daarbij is een aanscherping van de beprijzing van broeikasgassen (BKG-en) door het Europese verhandelbare emissierechtenstelsel, EU ETS. Daarnaast zal naar verwachting de emissiereductieopgave worden aangescherpt die de EU aan iedere lidstaat oplegt voor sectoren die niet onder het EU ETS vallen.

Deze nieuwe ambities stellen Nederland voor een flinke opgave. Die opgave was al groot vanwege de verplichting om de uitstoot op Nederlands grondgebied terug te dringen in het kader van het Urgenda-klimaat arrest en de ambities die zijn vastgelegd in het Klimaatakkoord, vooruitlopend op de nieuwe Europese aanpak. Daarnaast speelt dat Nederland een economie is met relatief grote energie-intensieve sectoren, die vooral gebruikmaken van fossiele energiedragers, met de bijbehorende uitstoot van BKG-en, met name CO₂.

Bij de totstandkoming van het Klimaatakkoord in Nederland hebben beprijzingsinstrumenten voor BKG-en een belangrijke rol gekregen. Denk aan de introductie van de nieuwe CO₂-heffing voor de industrie en aanpassingen van de energiebelasting (EB) en de opslag duurzame energie (ODE) op het verbruik van aardgas en elektriciteit.

Dat beprijzing van BKG-en een essentieel element vormt van de transitie naar een koolstofneutrale samenleving, staat nauwelijks nog ter discussie. Gelet op de te verwachten aanscherpingen van het klimaatbeleid, speelt daarom des te meer de vraag hoe die beprijzing het beste vorm kan krijgen. Voor een effectief, doelmatig en rechtvaardig beleid is een goed zicht op de bestaande, meest relevante beprijzingsinstrumenten en de samenhang daarvan onontbeerlijk. Ook de samenhang met enkele nauw verwante beleidsdossiers zoals luchtverontreiniging, de circulaire economie of duurzame mobiliteit is daarbij van belang. Maar juist het zicht daarop ontbreekt momenteel. Daardoor is niet duidelijk *wie precies voor welke emissie betaalt en hoeveel*. Evenmin is duidelijk hoe de huidige beprijzing zich verhoudt tot de veroorzaakte klimaatschade en de eventueel daarmee samenhangende andere schade.

Met deze studie wil het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) deze leemte opvullen. Deze studie biedt een bruikbaar overzicht van het bestaande beprijzingsinstrumentarium gericht

op het voorkomen van klimaatschade. Daarbij richten we ons met name op instrumenten die de uitstoot van BKG-en expliciet beprijsen, zoals het hiervoor genoemde EU ETS, maar ook op instrumenten die dat impliciet doen via met name de energiebelastingen, de accijnzen op minerale oliën en de afvalbelasting, en waarbij een vrij directe relatie bestaat met de uitstoot van BKG-en. Hoewel ook andere instrumenten, zoals vergunningverlening en productstandaarden, zorgen voor reductie van emissies, staan hier vooral de zogenoemde markt- of prijsinstrumenten centraal en komt de rol van andere instrumenten niet direct aan de orde.

Elk van deze beprijzingsinstrumenten heeft een eigen rol en grijpt op heel verschillende plaatsen, en op heel verschillende manieren, aan op activiteiten die emissies veroorzaken. Grondslagen, vrijstellingen en tarieven voor beprijzing verschillen per instrument, evenals de precieze relatie met de BKG-emissies. Daarom is het voor het beoogde samenhangende beeld noodzakelijk om zicht te hebben op waar welke BKG-en worden veroorzaakt in de economie en wie voor welke BKG-emissie precies betaalt (zie tekstkader 1 voor nadere uitleg van de berekeningen).

1 Selectie relevante beprijzingsinstrumenten en bepalen criteria

Om een totaaloverzicht te kunnen maken, hebben we allereerst de meest relevante beprijzingsinstrumenten voor de klimaattransitie geselecteerd: de instrumenten die zorgdragen voor een prijs van de BKG-emissies zelf dan wel van producten die direct gekoppeld zijn aan de oorzaak van deze emissies. Het gaat hierbij om instrumenten die met name aangrijpen bij het verbruik van energieproducten omdat verreweg de meeste BKG-en in Nederland energiegerelateerd zijn. Door daarbij naar het hele energiesysteem te kijken brengen we ook in beeld hoe de belangrijkste alternatieven voor fossiele energiedragers zijn beprijsd en houden we rekening met het gebruik van die energiedragers als grondstof. Dit verbruik zorgt weliswaar niet direct voor BKG-emissies, maar vormt een bron van potentiële emissies die op een later moment, vaak in de afvalfase, kunnen ontstaan.

We beschrijven de vormgeving van deze prijsinstrumenten aan de hand van vier criteria, namelijk reikwijdte, gerichtheid en stringentie per instrument en de coherentie van het pakket als geheel. Reikwijdte betreft de vraag welke BKG-emissies het instrument daadwerkelijk beprijsd. Gerichtheid gaat over de relatie tussen de gekozen maatstaf van het instrument (zoals liter benzine of kubieke meter aardgas) en de beoogde te reguleren emissie in het kader van de klimaattransitie. Stringentie komt vooral tot uitdrukking in de hoogte van de emissieprijs, zoals het (impliciete) belastingtarief. Coherentie, tot slot, betreft de vraag in hoeverre de verschillende instrumenten samen zorgdragen voor adequate beprijzing van de emissie van alle BKG-en in Nederland.

Koppeling instrumenten aan gebruik energiedragers en daarbij vrijkomende broeikasgassen
Vervolgens hebben we de vormgeving van deze instrumenten direct gekoppeld aan

de voor elk instrument relevante emissiebron. Dit betreft vooral het gebruik van verschillende energiedragers in het Nederlandse energiesysteem, zowel voor verbranding ('energetisch') als voor het gebruik als grondstof ('niet-energetisch'), en de BKG-en die daarbij nu of later vrijkomen. Voor BKG-en die niet zijn gerelateerd aan het gebruik van energiedragers, zoals BKG-uitstoot door activiteiten in de landbouw, ontbreken de hier geanalyseerde beprijzingsinstrumenten grotendeels. Overigens heeft de grondslag van de beprijzingsinstrumenten lang niet alleen betrekking op fossiele energiedragers, maar juist ook op andere relevante energiedragers zoals elektriciteit, en is de relatie met BKG-uitstoot niet eenduidig.

Door de verschillende aangrijpingspunten van de instrumenten te koppelen aan de daarmee gemoeide BKG-uitstoot ontstaat inzicht in de systeembrede inzet en doorwerking van deze beprijzingsinstrumenten. Daarbij houden we in deze studie ook rekening met de energieverliezen die ontstaan bij de omzetting van de ene energiedrager in de andere, zoals bij de opwekking van elektriciteit door de verbranding van aardgas. Vanwege de databeschikbaarheid ten tijde van de berekeningen voor dit rapport is gekozen voor het ijkjaar 2018.

Berekening effectieve beprijzing

Met behulp van deze koppeling is het mogelijk de feitelijk van kracht zijnde beprijzing, oftewel de zogenoemde *effectieve tarieven* of *effectieve CO₂-prijs*, te berekenen voor zowel de potentiële als de feitelijke BKG-uitstoot. Deze effectieve tarieven, die nul zijn voor uitstoot die niet is belast, bijvoorbeeld doordat BKG-uitstoot niet in de grondslag is betrokken of is vrijgesteld van beprijzing, geven daardoor een helder beeld van de uiteindelijke beprijzing die samenhangt met de verschillende beprijzingsinstrumenten. Daarbij gaat het om het *aandeel* in de uitstoot dan wel het verbruik van de energiedragers die door de verschillende instrumenten worden geprijsd (reikwijdte) en om de *hoogte* van het tarief waarmee dat gebeurt (stringentheid). Dit brengen we in beeld voor het verbruik en de emissies in vijf verschillende sectoren: elektriciteit, industrie, verkeer, gebouwde omgeving en landbouw.

De verdeling van de BKG-emissies over deze sectoren wijkt in deze studie enigszins af van de jaarlijkse Klimaat- en Energieverkenning van het PBL. Met name om de koppeling van de BKG-emissies met de belasting op (de consumptie van) elektriciteit goed zichtbaar te kunnen maken, is alle productie van elektriciteit, ook in andere sectoren zoals de industrie en landbouw, toegerekend aan de sector elektriciteit.

Bepaling beprijzingstekorten of -overschotten

Tot slot kunnen deze effectieve tarieven worden gebruikt om zogenoemde *beprijzingstekorten* of *-overschotten* te bepalen per sector en per energiedrager. Zo'n beprijzingstekort doet zich bijvoorbeeld voor als de effectieve tarieven lager zijn dan de voor een specifieke energiedrager relevante, in geld uitgedrukte schade. Zolang het daarbij alleen gaat om de schade door klimaatverandering, doet zich dus een klimaatbeprijzingstekort voor.

Zo'n klimaatbeprijzingstekort kent beperkingen omdat het *gebruik* van energiedragers vaak tegelijkertijd ook bijdraagt aan andere schade. Dat geldt in de eerste plaats voor de uitstoot van luchtverontreinigende (LUVO) stoffen, waaronder stikstof, met schade voor gezondheid en ecosystemen. Maar in specifieke gevallen, zoals verkeer, is ook nog andere met het verbruik van de energiedrager samenhangende schade, zoals ongevallen en congestie. Deze bredere invalshoek om het beprijzingstekort vast te stellen gaat vanzelfsprekend ook op voor de inzet van andere energiedragers, zoals biomassa en elektriciteit.

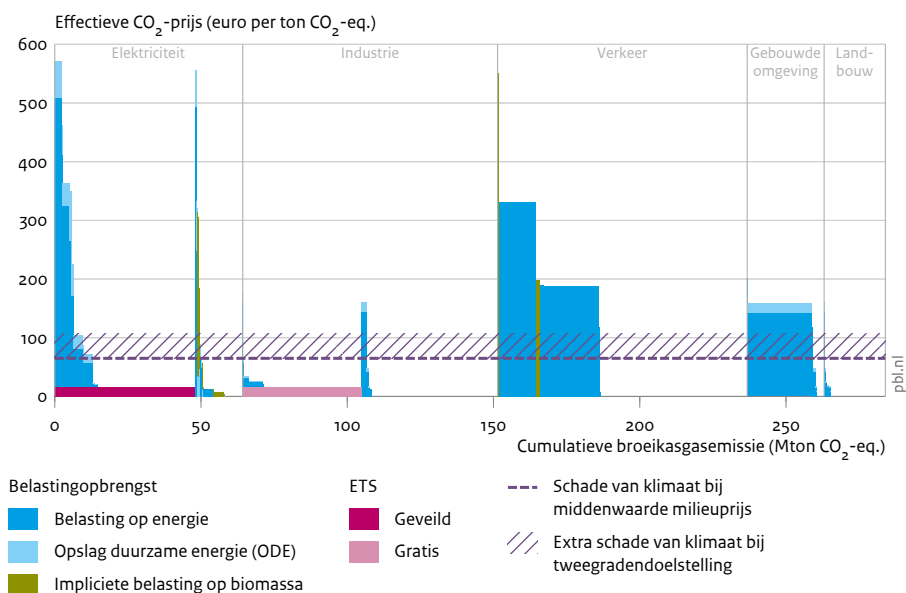
Voor een goede maatschappelijke afweging bij het aanpassen van de beprijzingsinstrumenten is het namelijk van belang ook met de andere genoemde beprijzingstekorten rekening te houden. Daarom besteden we ook apart aandacht aan deze meer integrale benadering. Ook berekenen we dit meer integrale beprijzingstekort of -overschot voor verschillende energiedragers en de daarbij passende sleuteltechnologieën in de verschillende sectoren.

Deze schadeberekeningen hebben overigens beperkingen en een behoorlijke onzekerheidsmarge omdat het problematisch is om zowel de effecten als de waardering daarvan in te schatten. Hoewel er om die reden dus de nodige bandbreedte bestaat in de absolute hoogte van de berekening, bieden de inschattingen sowieso een goed inzicht in de *relatieve* verschillen in de schade per brandstof.

Uitkomsten

De belangrijkste uitkomsten van onze analyse met betrekking tot de effectieve beprijzing van de BKG-uitstoot en het klimaatbeprijzingstekort zijn samengevat in figuur 1. Op de horizontale as in deze figuur is de *totale potentiële en feitelijke BKG-uitstoot* waar deze studie over gaat, verdeeld over vijf zogenoemde emissiesectoren. Voor elke sector is aangegeven wat zijn aandeel is in deze totale BKG-emissie. Daarbij gaat deze studie verder dan andere PBL-studies, zoals de Klimaat- en Energieverkenning, en hanteert ze een iets andere indeling om de relatie van het huidige beprijzingsinstrumentarium met de BKG-uitstoot over de volle breedte zichtbaar te maken. Daarom wordt niet alleen de inzet in het energiesysteem van fossiele energiedragers en ook biomassa voor verbranding ('energetisch verbruik') weergegeven, maar ook het gebruik daarvan als grondstof ('niet-energetisch'). Met dat laatste zijn vaak potentiële emissies gemoeid, die soms wel, maar soms ook niet zijn vrijgesteld van beprijzing. Om dezelfde reden is ook de levering van brandstoffen aan het internationale vliegverkeer en de zeescheepvaart (zogenoemde bunkerbrandstoffen) meegenomen, en de BKG-emissies die niet gerelateerd zijn aan het gebruik van energiedragers. Hierbij gaat het met name om andere BKG-en dan CO₂-uitstoot, die vooral in de landbouw spelen.

Figuur 1
CO₂-beprijzing en opbrengsten, 2018



Bron: PBL

Op de verticale as staan de effectieve tarieven die zijn berekend voor elk van de beprijzingsinstrumenten voor zover die gerelateerd zijn aan de specifieke delen van de potentiële en feitelijke BKG-uitstoot op de horizontale as. De hoogte van deze effectieve tarieven is berekend op basis van de hoogte van de relevante expliciete en impliciete prijzen en tarieven van de verschillende instrumenten per ton CO₂-equivalent.

Elk vlak in de figuur heeft betrekking op een deel van de emissies waarvoor eenzelfde effectieve prijs geldt. De breedte van de vlakken geeft aan op welk deel van de BKG-emissies van de vijf sectoren deze effectieve prijs betrekking heeft. De effectieve prijzen zijn opgebouwd uit de prijs van emissierechten in het EU ETS, de verschillende groene belastingen en de ODE. Voor sommige delen van de emissies is de effectieve prijs nul, bijvoorbeeld omdat het onderliggende energiegebruik niet is belast of is vrijgesteld van belasting. De rechthoeken tonen de totale waarde van de benodigde emissierechten dan wel de totale opbrengst van de groene belastingen en ODE over dit deel van de emissies. Voor zover emissierechten gratis worden verstrekt, vormen deze geen opbrengst voor de overheid. Dat deel brengen we afzonderlijk in beeld.

Tot slot brengt de figuur het verschil in beeld tussen de effectieve tarieven en een bandbreedte voor de klimaatschade in euro per ton CO₂-equivalent zoals die in Nederland wordt

gehanteerd. Uitgangspunt voor deze berekening van de klimaatschade is een milieuprijs met een midden- en bovenwaarde van 67 respectievelijk 107 euro per ton CO₂-equivalent, hetgeen redelijk in lijn is met de internationale literatuur. Voor dat deel van de BKG-emissies waarvoor de effectieve prijs lager ligt dan de schade van klimaat, bestaat er een klimaatbeprijzingstekort en anders een -overschot.

Bevindingen

Effectieve beprijzing broeikasgasuitstoot niet uniform

Uit de figuur blijkt duidelijk dat de effectieve beprijzing van de CO₂-uitstoot tussen en binnen sectoren niet uniform is. Allereerst valt op dat een deel van de uitstoot niet is beprijsd. Zo geldt voor grote delen van het fossiele energiegebruik in de industrie een effectieve CO₂-prijs van nul. Dit is conform de Europese belastingrichtlijn, waarin is afgesproken om alle niet-energetisch gebruik van fossiele energiedragers vrij te stellen van belasting. Het gaat hier om het gebruik van fossiele energiedragers als grondstof waarbij de koolstof niet tijdens de productie als CO₂ wordt uitgestoten, maar in het product wordt vastgelegd. Dat is niet zo'n probleem zolang deze uitgestelde emissies later – in de afvalfase – alsnog worden belast. Veel van dit gebruik blijft vaak echter buiten elke beprijzing.¹ Ook voor een groot deel van de uitstoot in de sector verkeer geldt een effectieve CO₂-prijs van nul. Dit hangt met name samen met de internationale afspraken om het brandstofgebruik in het internationale vliegverkeer en de zeescheepvaart (zogenoemde bunkerbrandstoffen) van beprijzing vrij te stellen. Tot slot hebben de beprijzingsinstrumenten maar voor een klein deel betrekking op de BKG-en in de landbouw. Dat komt omdat in deze sector vooral sprake is van BKG-uitstoot die niet met energiedragers samenhangt, maar met het houden van landbouwhuisdieren zoals koeien, kippen en varkens.

ETS belangrijk voor beprijzing in sectoren elektriciteit en industrie

Verder laat de figuur zien dat grote delen van de vrijkomende BKG-uitstoot in de elektriciteitssector en de industrie worden beprijsd via het EU ETS. Vrijstellingen zijn hier beperkt, maar er is wel een beprijzingstekort omdat de CO₂-prijs hier in 2018 ver onder de bandbreedte voor de klimaatschade lag. Doordat deze prijs onlangs flink is gestegen, is dat tekort recentelijk aanzienlijk verkleind.

Energiebelasting voor elektriciteitssector is ongericht

Bovenop en naast deze ETS-prijs is in de elektriciteitssector een grote variatie waarneembaar in de effectieve CO₂-prijs die samenhangt met de energiebelasting (EB) en de ODE op elektriciteit. Dit laat de ongerichtheid zien van deze belasting, die alleen het eindverbruik van elektriciteit beprijsd met een tarief dat onafhankelijk is van de energiedrager die is gebruikt bij de elektriciteitsopwekking. Bovendien is daardoor ook de uitstoot niet belast

¹ Veel van de niet-energetische inzet van fossiele energiedragers bereikt nooit het eindstadium in Nederland omdat veel van de materialen weer worden geëxporteerd of voor lange tijd worden vastgelegd in kapitaalgoederen zoals gebouwen of auto's.

die is toe te wijzen aan de gelijktijdige productie van warmte, het eigen verbruik en omzettingsverliezen. Daarbij gaat het om bijna de helft van het totale verbruik.

Belangrijk is verder dat de variatie in de effectieve CO₂-prijs bij de sector elektriciteit ook wordt veroorzaakt doordat de EB op elektriciteit degressieve tarieven kent. Hierdoor betalen grootverbruikers gemiddeld (veel) minder belasting dan kleinverbruikers. Dat geldt eveneens voor de ODE, die op dezelfde grondslag wordt geheven. Dit leidt er toe dat met name de effectieve tarieven verreweg het hoogst zijn voor het elektriciteitsverbruik dat in de eerste schijf valt (kleinverbruik).

Klimaatbeprijingstekort industrie en landbouw groot

In de industrie is een klein deel van de uitstoot die onder het EU ETS valt, ook beprijsd via de energiebelasting op aardgas. Er gelden in de industrie verschillende vrijstellingen voor deze belasting, waardoor de overlap met het EU ETS beperkt blijft. Bovendien kent ook deze belasting degressieve tarieven. Dat verklaart de relatief lage effectieve tarieven bovenop de ETS-prijs, omdat het aandeel grootverbruikers hier relatief groot is. Ook de uitstoot door de industrie die niet onder het EU ETS valt, wordt deels beprijsd, maar hier is de reikwijdte van de belastingen op energie (kolen, aardgas) beperkt door vrijstellingen. Voor het grootste deel van de BKG-uitstoot door de industrie is er dan ook een klimaatbeprijingstekort. Dit geldt ook voor de landbouw. De berekeningen laten zien dat deze activiteiten niet beprijsd worden. En daar waar dit wel het geval is, met name bij het aardgasverbruik in de glastuinbouw, zorgen de verlaagde tarieven hier nog steeds voor een tekort.

Gebouwde omgeving en verkeer kennen een klimaatbeprijingsoverschot

In de gebouwde omgeving is het beeld heel anders. Hier doet zich een beprijsingsoverschot voor. Bijna alle uitstoot is namelijk beprijsd door de energiebelasting op aardgas. Bovendien valt het aardgasgebruik grotendeels in de schijf met het hoogste tarief. Omdat het belasten van aardgas tevens een gerichte manier is om CO₂ te beprijsen, leiden de hoge tarieven in deze eerste schijf tot deze hoge effectieve CO₂-prijs. Ook bij verkeer lijkt de stringentheid van de bestaande beprijsing op het eerste gezicht veel te groot. Veel van het brandstofverbruik in deze sector (benzine en diesel) wordt belast via de accijnzen op minerale oliën. Wanneer alleen naar klimaatschade wordt gekeken, is de effectieve prijs per ton CO₂ hier veel hoger dan die schade, vooral bij benzine.

Nuancering: neem bij de beoordeling van beprijsingstekorten en -overschotten ook andere externaliteiten mee

Toch verdient het beeld van de beprijsingstekorten en beprijsingsoverschotten de nodige nuancering. Wanneer rekening wordt gehouden met andere schade die direct verband houdt met de inzet van energiedragers, zoals schade door luchtverontreiniging en – bij verkeer – schade door ongevallen, congestie en geluidshinder, dan ontstaat een wat ander beeld (niet in deze figuur af te lezen). De mate waarin met name luchtverontreiniging plaatsvindt, verschilt sterk per sector. Dit hangt enerzijds samen met de rol van de bestaande regelgeving (die vooral streng is in de elektriciteitssector) en anderzijds met de plaats van de verbranding (die vooral bij verkeer in woonwijken vaak tot extra veel schade leidt). Wordt

ook deze schade meegerekend, dan wordt het beprijzingstekort in de industrie en de landbouw nog groter. In de gebouwde omgeving blijkt niet langer sprake van een overschot. De andere externe schade bij verkeer is juist heel hoog, waardoor het beprijzingsoverschot omslaat naar een tekort.

Conclusie: beprijzing is behoorlijk coherent maar laat nog volop ruimte voor verbetering

Vooraf voor de aan verbranding gerelateerde emissies is het pakket aan instrumenten momenteel redelijk coherent, zo is onze conclusie. Bij elkaar zorgen de instrumenten namelijk voor een grote reikwijdte en de overlap tussen de instrumenten is beperkt. Het blijkt dat het EU ETS cruciaal is voor het beprijzen van emissies in zowel de elektriciteitssector als de industrie. Bij elektriciteit wordt echter een deel van de uitstoot zowel door het EU ETS als door de energiebelasting beprijsd, wat vooral voor het kleinverbruik tot heel hoge effectieve tarieven leidt. Verder worden de emissies in de niet-ETS-sectoren grotendeels impliciet beprijsd door de belasting op aardgas en de accijnzen op minerale oliën. Uitstoot gerelateerd aan het gebruik van fossiele energiedragers als grondstof en bunkerbrandstoffen is zichtbaar groot zonder dat hiervoor een nationale BKG-doelstelling bestaat. Voor de broeikasgassen door de veeteelt en akkerbouw geldt dat wel, maar hier zorgt geen enkel van de hier geanalyseerde instrumenten voor beprijzing.

Ontwikkelingen sinds 2018

Recente aanpassingen ETS leiden tot afname klimaatbeprijzingstekort

In deze studie gaan we uit van het ijkjaar 2018. Sindsdien heeft echter een aantal belangrijke veranderingen plaatsgevonden, met belangrijke implicaties voor het beprijzingstekort. In de eerste plaats hebben aanpassingen van het EU ETS, samen met verwachtingen over een verdere aanscherping, er recent toe geleid dat de prijs voor emissierechten inmiddels boven de 50 euro per ton ligt. Hierdoor is het klimaatbeprijzingstekort bij de opwekking van elektriciteit en in een groot deel van de energie-intensieve industrie flink afgenomen. Wel is het tekort nog aanzienlijk in het licht van de doelen van Parijs, die om een nog verdere beperking van de klimaatschade vragen. Opvallend is verder de alleen in Nederland geïntroduceerde CO₂-heffing voor de industrie, die onder het EU ETS valt. Wanneer de heffing voor de industrie boven de ETS-prijs zal uitkomen, zorgt die voor een nog sterkere vermindering van het beprijzingstekort.

Aanpassingen in EB en ODE werken elkaar tegen

Verder zijn de ontwikkelingen rond de energiebelasting en de ODE van belang. De ambitie, onder meer vastgelegd in het Klimaatakkoord, was om de tarieven op aardgas te verhogen en die op elektriciteit te verlagen. Dit vermindert de hiervoor geconstateerde ongerichte beprijzing. Hoewel de energiebelasting op enkele punten is verbeterd, werkten gelijktijdige aanpassingen in de ODE-tarieven hier weer tegenin. Hierdoor is de verschuiving in de energiebelasting voor met name de midden- en kleinverbruiker beperkt gebleven.

Aanknopingspunten voor nieuw beleid

We sluiten deze studie af met een aantal aanknopingspunten voor beleidsaanpassingen aan het prijszingsinstrumentarium, zoals mogelijke nieuwe grondslagen en aanpassingen aan de expliciete en impliciete prijszingsinstrumenten.

Nieuwe grondslagen en aanpassingen aan expliciete en impliciete prijszingsinstrumenten

Er zijn twee categorieën energiegebruik kwantitatief van groot belang, maar die worden momenteel niet geprijsd: het niet-energetisch verbruik van aardolie en bunkerbrandstoffen. Hoewel dit energiegebruik niet direct bijdraagt aan emissies in Nederland, gaat het elders in de wereld dan wel later in de tijd wel gepaard met CO₂-emissies die grotendeels niet zijn geprijsd. Daarom is het van belang in overweging te nemen ook deze categorieën in de grondslag van de belastingen op energiegebruik op te nemen.

Deze studie laat ook zien dat prijszingsinstrumenten die zich richten op de emissies zelf en niet zozeer op de energiedragers voor eindconsumptie, zorgt voor een grotere gerichtheid. In die zin draagt het EU ETS in belangrijke mate bij aan een gerichte prijszingsinstrumenten van BKG-emissies, met name in combinatie met de energiebelasting op aardgas en de accijnzen voor minerale oliën. Verdere optimalisatie van de vrijstellingen, rekening houdend met de coherentie van het prijszingsinstrumentarium, biedt hier de nodige mogelijkheden om de reikwijdte van deze instrumenten te vergroten.

Heroverweeg (ongerichte) energiebelasting op elektriciteit

Verder is er alle reden om de energiebelasting op elektriciteit nog eens in heroverweging te nemen, zo blijkt uit de studie. De ongerichtheid hiervan wordt alleen maar problematischer nu de elektriciteitsopwekking, vooral vanwege het grotere aandeel van zonnepanelen en windturbines daarin, snel minder emissie-intensief wordt. De ongerichtheid van deze prijszingsinstrumenten van elektriciteit wordt een steeds grotere sta-in-de-weg voor de energietransitie. Ook de hoge tarieven houden in toenemende mate substitutie naar schone alternatieven tegen. Wel blijft het van belang om ook eindverbruikers voldoende tot besparing te blijven prikkelen. De grote veranderingen in het energiesysteem en in de samenstelling van de mix van energiedragers vragen om aanpassingen aan het prijszingsinstrumentarium. Daarom is het van belang de belastingstructuur van op zichzelf schone energiedragers, zoals elektriciteit maar ook waterstof, in heroverweging te nemen.

Belasting op aardgas

In deze studie blijkt verder dat de belasting op aardgas in de eerste schijf al aan de hoge kant is in het licht van de externe kosten. Vanuit dit oogpunt is verdere verhoging in de eerste schijf dus moeilijk te rechtvaardigen. Behalve dat hierdoor de druk op potentieel minder schone alternatieven, zoals houtkachels, verder toeneemt, ligt het meer voor de hand om nog eens kritisch te kijken naar de verlaagde tarieven in de glastuinbouw, de hogere schijven en het vrijstellingsregime. En om de huishoudens meer richting schonere alternatieve bronnen voor verwarming te sturen, zoals warmtepompen, ligt dus verlaging van de belasting op elektriciteit veel meer voor de hand.

Biomassa niet vrijstellen van beprijzing

Opvallend is tot slot dat het gebruik van biomassa relatief veel bijdraagt aan de luchtverontreinigende schade (LUVO), vooral in de industrie, de gebouwde omgeving, het verkeer en de landbouw. Biomassa als energiedrager is in principe per saldo klimaatneutraal omdat deze een netto koolstofbalans heeft van nul. De CO₂ die bij verbranding vrijkomt, is in de keten ervoor eerst opgeslagen in de biomassa en draagt daarom per saldo niet bij aan klimaatverandering. Dat geldt ook voor biogeen afval. Wanneer dus alleen rekening wordt gehouden met klimaatschade, zorgt beprijzing van het gebruik van biomassa voor een beprijzingsoverschot. Omdat het gebruik van biomassa echter ook leidt tot aanzienlijke LUVO-schade, met name bij toepassing in kleinere ketels, lijkt er op dit moment geen reden om deze energiedragers vrij te stellen van beprijzing. Momenteel is biomassa alleen beprijsd bij de consumptie van energiedragers, dus via de energiebelasting op elektriciteit en aardgas, de accijnzen van minerale oliën en de belasting op afval. Bij een toenemende inzet van biomassa is het van belang om bij de behandeling van biomassa in het beprijzingsinstrumentarium rekening te houden met de LUVO-schade.

Relevantie van coherentie neemt alleen maar toe met oog op energietransitie

Een samenhangende analyse van verschillende beprijzingsinstrumenten is belangrijk, zo blijkt uit deze studie. Niet alleen in het kader van de klimaat- en energietransitie, maar ook in relatie tot een aantal andere beleidsdossiers, zoals de zorg om luchtverontreinigende emissies, de circulaire economie en duurzame mobiliteit. De hier uitgewerkte methodiek voor effectieve beprijzing zorgt niet alleen voor meer transparantie om de onderlinge samenhang van die dossiers te kunnen begrijpen, maar maakt ook een beter zicht mogelijk op de effectiviteit en relevantie van de instrumenten in het kader van doelbereik en voor verdelingsvraagstukken. Een goed en coherent beleidspakket is uiteindelijk van groot belang met het oog op de grote ambities van Europa en de consequenties daarvan voor het Nederlandse klimaatbeleid.

1 Aanleiding en opzet

Beprijzing van emissies wordt breed gezien als een belangrijke randvoorwaarde om te zorgen voor een energietransitie gericht op een koolstofneutrale samenleving. Het gaat dan om het doorberekenen van de kosten van milieuschade in de prijzen van energie, grondstoffen of producten. Door die milieuschade aan de vervuiler in rekening te brengen wordt het *bestaande* vervuilende gedrag afgeremd en daarmee automatisch schoon gedrag gestimuleerd. Bedrijven en huishoudens zullen veelal niet vanzelf rekening houden met de milieuschade die met hun activiteiten gepaard gaat, omdat zij hier niet zelf belang bij hebben. Vanwege concurrentieoverwegingen zullen bedrijven meestal kiezen voor de goedkoopste productiemethode, en dat zijn vaak de meer vervuilende. Daarom is het voor transitiebeleid gericht op deze koolstofneutraliteit dus in ieder geval belangrijk dat emissies die verantwoordelijk zijn voor klimaatverandering, een prijs krijgen. De overheid heeft hier een rol om te zorgen voor instrumenten die dat vervuilende gedrag terugdringen door het duurder te maken, en zo het schone gedrag stimuleren.²

De belangrijkste oorzaak van emissies die bijdragen aan klimaatverandering, is het gebruik van fossiele energiedragers, in het bijzonder de verbranding daarvan. Beprijzing van deze emissies is op verschillende manieren mogelijk, bijvoorbeeld door zogenoemde markt- of prijsinstrumenten en door regelgeving en normering (zie ook Vollebergh 2017). Bij die marktinstrumenten gaat het met name om verhandelbare emissierechten, zoals het EU ETS, en specifieke belastingen zoals de belastingen op minerale oliën, maar ook om de energiebelasting op aardgas en elektriciteit en de Opslag Duurzame Energie (ODE). Dit zijn allemaal instrumenten die ervoor zorgen dat broeikasgassen (BKG-en), in het bijzonder CO₂, direct dan wel indirect beprijsd worden (vergelijk ook Vollebergh et al. 2014).

Een goede vormgeving en afstemming van deze instrumenten onderling is van groot belang (Vollebergh & Renes 2020; Van der Werf et al. 2021). Niet goed vormgegeven instrumenten kunnen namelijk zorgen voor hoge maatschappelijke (transitie)kosten. Van belang daarbij is bijvoorbeeld in hoeverre de emissies die klimaatverandering veroorzaken, uiteindelijk wel of niet worden beprijsd, en vooral ook hoe ze worden beprijsd. Ook kunnen bij het meer indirect beprijsen van emissies de maatschappelijke kosten van de transitie hoger oplopen dan noodzakelijk (zie ook Vollebergh 2012). Dat geldt ook voor bepaalde vrijstellingen of ongelijke tarieven tussen fossiele energiedragers (OESO 2020b; 2021).

² Vanzelfsprekend is beprijzing onderdeel van een breder scala aan noodzakelijke beleidsinterventies in het kader van de energie- en klimaattransitie (zie bijvoorbeeld Vollebergh 2018) en ook Dijk et al. (2021).



Nederland heeft veel energie-intensieve industrie. Broeikasgasemissies die deze bedrijven veroorzaken krijgen een prijs via het Europese emissiehandelssysteem, maar het energiegebruik is grotendeels vrijgesteld van belasting.

Om voorstellen voor beleidsaanpassingen van het instrumentarium goed te kunnen beoordelen is het daarom nodig een grondig en gedetailleerd inzicht te hebben in de uitwerking van de bestaande instrumenten die er al voor zorgen dat een deel van deze uitstoot in Nederland wordt geprijsd. Dit is extra van belang omdat beprijzing van energie of emissies die daaraan gerelateerd zijn, grote invloed heeft op het economisch systeem. Zo geldt een belasting op een energiedrager vaak voor alle gebruikers van die energiedrager. Daardoor blijft de invloed daarvan ook niet beperkt tot een deelsector. Dit hangt samen met het feit dat fossiele energiedragers systeembreed worden ingezet en daarbij schade veroorzaken. Bovendien draagt de inzet van die vervuilende energiedragers ook bij aan milieuschade op andere terreinen, zoals luchtverontreiniging.³ En in de sector verkeer en vervoer spelen nog aanvullende effecten, zoals congestie en verkeersongevallen, die mede samenhangen met het verbruik van de hoeveelheid brandstof.

³ Zie Vollebergh et al. (2014: 54-75) voor een uitgebreide toelichting op de samenhang met luchtkwaliteit en Vollebergh et al. (2017) voor de samenhang met grondstofgebruik. Het gaat hier in essentie dus om een veelheid aan milieuproblemen die alle samenhangen met uitstoot naar of gebruik van het milieusysteem voor productie en consumptie door de mens.

1.1 Vraagstelling en focus studie

Op dit moment ontbreekt een integraal overzicht van het huidige instrumentarium gericht op klimaatbeprijzing en de samenhang daarvan met verschillende hier nauw mee samenhangende effecten. Met deze studie wil het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) in deze kennislacune voorzien.⁴ In beleidsdiscussies ligt vaak de nadruk op een enkel instrument waarbij de context van andere beprijzingsinstrumenten niet wordt meegenomen. Soms voorzien andere instrumenten echter in lacunes van dat ene instrument of versterken ze juist de nadelige effecten daarvan. Daarnaast is het al of niet ontbreken van klimaatbeprijzing van belang voor beleidsdossiers die nauw met het klimaatbeleid samenhangen, zoals de aanpak van luchtverontreiniging, het stimuleren van een meer circulaire economie en het streven naar meer duurzame mobiliteit. Vaak speelt zo'n beprijzingsinstrument een rol in meerdere van deze dossiers tegelijkertijd.

Met deze studie wil het PBL een samenhangende beschrijving bieden van het bestaande beprijzingsinstrumentarium in relatie tot het beprijzen van BKG-en. Bij dit instrumentarium ligt de focus op marktinstrumenten, dat wil zeggen instrumenten die zorgdragen voor een expliciete markt voor emissies, zoals verhandelbare emissierechten, via het direct dan wel indirect belastingen van emissies of producten die voor die emissie verantwoordelijk zijn, zoals energiedragers. De beschrijving van de relatie tussen BKG-en en beprijzingsinstrumenten geeft inzicht in consequenties van keuzes die gemaakt zijn bij de vormgeving van huidige instrumenten en hoe deze doorwerken in het beprijzen van BKG-en en andere, direct daaraan gerelateerde effecten, zoals luchtverontreiniging. Doordat de verschillende beprijzingsinstrumenten in samenhang worden geanalyseerd, ontstaat bovendien meer inzicht in de gezamenlijk doorwerking daarvan. Bij beleidsaanpassingen kan daar dan beter rekening mee worden gehouden. Dat is niet alleen relevant voor het bepalen van de bijdrage aan emissiereductie, maar ook van eventuele verdelingsgevolgen en indirecte doorwerking op andere beleidsdossiers.

Om dit meer integrale beeld van de samenhang tussen de beprijzingssystematiek en BKG-en in Nederland te verkrijgen, zijn we allereerst nagegaan welke beprijzingsinstrumenten relevant zijn en welke rol deze momenteel spelen bij het beprijzen van alle potentieel relevante BKG-en. Elk instrument heeft namelijk een eigen rol, maar grijpt op heel verschillende plaatsen, en op heel verschillende manieren, aan. Daarin speelt met name het energiesysteem een cruciale rol omdat het gebruik van fossiele energiedragers verreweg het grootste aandeel heeft in de totale uitstoot van BKG-en, in het bijzonder van CO₂-emissies (Drissen & Vollebergh 2018b). De focus ligt in deze studie dan ook op bestaande instrumenten die direct dan wel indirect betrekking hebben op het gebruik van energiedragers.

⁴ De OESO brengt wel met enige regelmaat zo'n overzicht uit. Daarbij baseert ze zich op gegevens van het Internationaal Energie Agentschap (zie bijv. Harding et al. 2016; OESO 2018). Deze wijken echter soms af van meer gedetailleerde gegevens over Nederland van het CBS. Ook de reikwijdte van die gegevens is (veel) beperkter. Zo wordt de beprijzing van elektriciteit niet meegenomen en spelen andere externaliteiten evenmin een rol.

Dit beprijzingsinstrumentarium bestaat uit instrumenten die ofwel de BKG-uitstoot direct beprijsen, zoals het EU ETS, ofwel indirect, via belastingen op het verbruik van fossiele energiedragers waarbij direct – bij verbranding van bijvoorbeeld minerale oliën of aardgas – dan wel indirect – bij de opwekking van elektriciteit – BKG-en vrijkomen.

Grondslagen, vrijstellingen en tarieven voor beprijzing verschillen per instrument, evenals de precieze relatie met de door het gebruik van die energiedrager veroorzaakte emissies. Daarom is het voor het beoogde samenhangende beeld noodzakelijk om zicht te geven op waar welke BKG-en worden veroorzaakt in de economie en hoe deze in het bijzonder samenhangen met het verbruik van energiedragers, zowel voor verbranding als voor gebruik als grondstof. Omdat activiteiten waarbij energie wordt gebruikt, tegelijkertijd vaak ook andere maatschappelijke schade veroorzaken, wordt deze andere schade ook apart in beeld gebracht (zie Drissen & Vollebergh 2018a). Daarbij gaat het dus om de hiervoor al genoemde andere schade die direct kan worden gerelateerd aan het gebruik van energiedragers. Denk aan milieuschade door emissies van LUVO-stoffen, maar ook aan verkeersongevallen en congestie in het verkeer.

In deze studie gaat het er dus om de bestaande beprijzing van BKG-en in Nederland via markt- en prijsinstrumenten zo volledig mogelijk in te beeld brengen. Hiervoor is het noodzakelijk precies per instrument vast te stellen *wie waarvoor wat betaalt*. Door precies na te gaan wat de reikwijdte, gerichtheid en stringentheid is van bestaande instrumenten en deze instrumenten uit te drukken in zogenoemde *effectieve CO₂-prijzen*, kan zo'n volledig inzicht in de bestaande beprijzing tot stand komen. Hierdoor is het ook mogelijk om een beeld te geven van de *coherentie* van het pakket als geheel. Dit deel van de analyse betreft dus de beschrijving van grondslagen en tarieven van het bestaande instrumentarium. Daarbij ontstaat een helder beeld van vrijstellingen en de relevantie daarvan, en in de mogelijke verschillen in behandeling van vergelijkbare energieproducten.⁵

Vervolgens is het mogelijk om vanuit het oogpunt van maatschappelijke welvaart te evalueren of de emissies wel adequaat worden beprijsd, en, zo ja, of dat tegen de laagst mogelijke maatschappelijke kosten gebeurt (zie ook Vollebergh 2012). Door de beprijzing van de BKG-uitstoot door de *huidige inzet* van de instrumenten te vergelijken met de relevante (monetaire) klimaatschade van deze uitstoot worden zogenoemde *klimaatbeprijzingstekorten* opgespoord (Vollebergh 2018: 46-50). Grondslagen en al of niet bestaande tarieven worden dan direct vergeleken met berekeningen van de voor die specifieke toepassing relevante klimaatschade. Ook kan dan worden nagegaan in hoeverre daarbij is gekozen voor een vormgeving van het instrumentarium die de beprijzing juist daar legt waar deze het gedrag het meest direct beïnvloedt. Hoe directer de beprijzing gericht is op de emissie die de milieuschade veroorzaakt, hoe doelmatiger de aanpak.

⁵ Dit is ook behulpzaam bij het vaststellen van zogenoemde milieuschadelijke subsidies. Voor nadere uitleg van het concept milieuschadelijke subsidies en de samenhang met milieubeprijzing zie Vollebergh (2012). De OESO (2020) heeft recent een brede analyse van deze subsidies gepresenteerd voor Nederland.

Om deze klimaatbeprijzingstekorten in een bredere context te plaatsen, besteden we apart aandacht aan de relatie van de geanalyseerde beprijzingsinstrumenten met relevante schade die in een aantal andere, nauw gerelateerde beleidsdossiers een rol speelt, zoals luchtverontreiniging. Per sector gaan we tevens na hoe verschillende technologieën die een rol spelen bij het veroorzaken van de klimaatschade en hun belangrijkste alternatieven uiteindelijke scoren op deze verschillende schadedimensies. Dit maakt het mogelijk om ook beter na te gaan welke indirecte consequenties kunnen optreden als gevolg van aanpassingen aan het bestaande instrumentarium. Tot slot kunnen we alleen een compleet beeld geven van het jaar 2018 omdat ten tijde van de berekeningen dit het meest recente jaar was waarvoor met name de cijfers over de energiebalans definitief waren. Aan het eind van de studie gaan we wel apart in op enkele relevante ontwikkelingen sinds dat jaar en de consequenties hiervan voor de beleidsopties.

1.2 Leeswijzer

De opbouw van deze studie is als volgt. Hoofdstuk 2 schetst kort de achtergrond bij deze studie en legt uit waarom de berekening van beprijzingstekorten relevant is en hoe deze voor Nederland zichtbaar zijn gemaakt. Vervolgens beschrijven we in hoofdstuk 3 de bestaande BKG-beprijzing in Nederland en relateren we deze aan het (fossiele) energieverbruik. Hoofdstuk 4 geeft de uitkomst van de berekening van de effectieve BKG-beprijzing voor Nederland als geheel en voor de verschillende sectoren die in het Nederlandse klimaatbeleid een rol spelen in het bijzonder. In hoofdstuk 5 gebruiken we deze analyse voor een evaluatie van beprijzingstekorten vanuit het perspectief van alleen klimaatschade. Vervolgens plaatst hoofdstuk 6 deze tekorten in een breder maatschappelijk welvaarts kader, waarbij we ook rekening houden met andere relevante externe kosten die samenhangen met het gebruik van energiedragers. Tot slot bespreken we in hoofdstuk 7 de ontwikkelingen sinds 2018 en verdere aanknopingspunten voor beleidsopties gericht op het wegwerken van de geconstateerde beprijzingstekorten.

2 Analyse van CO₂-beprijzing in context

In dit hoofdstuk zetten we kort uiteen waarom beprijzing van BKG-en van belang is bij het huidige streven naar een klimaattransitie. Vooral voor een goede instrumentering van deze klimaattransitie is het van belang dat in principe alle BKG-en adequaat worden beprijsd. Verder leggen we uit hoe effectieve BKG- of CO₂-prijzen kunnen worden bepaald en hoe deze behulpzaam zijn bij het in beeld krijgen van beprijzingstekorten. Overigens bedoelen we in deze studie in principe alle BKG-en als we naar CO₂ verwijzen; deze BKG-en worden uitgedrukt in CO₂-equivalent.⁶

2.1 Marktfalen en CO₂-beprijzing

Kenmerkend voor de klimaattransitie is de grote ambitie om de maatschappij te laten bewegen naar weinig of geen netto BKG-uitstoot binnen een bepaalde termijn. Het meest duidelijke voorbeeld hiervan is het streven van de Europese Unie (EU) en Nederland naar een koolstofneutrale samenleving in 2050.⁷ Het gaat dus om een vooraf bekende, systeem-brede ambitie om in 2050 niet langer BKG-en uit te stoten of deze zodanig te verminderen dat er per saldo geen emissies meer worden uitgestoten.

Het probleem met schade als gevolg van klimaatverandering is dat hier markten ontbreken dan wel gebrekkig functioneren. Dit ontbreken van relevante markten zorgt ervoor dat bestaande prijsverhoudingen niet de daadwerkelijk maatschappelijke schaarsteverhoudingen weerspiegelen. De kosten van milieuschade komen namelijk niet vanzelf in de prijzen van energie, grondstoffen of producten tot uitdrukking. Deze kosten worden daarom externe kosten (of ook wel externaliteiten) genoemd. Vanwege de schaal waarop deze milieuschade optreedt en de relatie daarvan met fossiele energiedragers die in het economisch systeem een grote rol spelen, gaat het hierbij om systeemfalen (Vollebergh 2018; Stiglitz 2020).

Milieubeprijzing, zoals het beprijsen van BKG-en, vormt daarbij een van de belangrijke bouwstenen ter correctie van dit systeemfalen. In essentie zorgt zo'n beprijzing ervoor dat

⁶ De klimaattransitie heeft niet alleen betrekking op CO₂-emissies maar op het brede pallet van broeikasgassen. Daarvan zijn CO₂-emissies wel de belangrijkste. In dit rapport ligt de nadruk bij de analyse van de CO₂-beprijzing op de link met de *verbranding van fossiele brandstoffen*. Waar relevant, betrekken we ook andere broeikasgassen in de analyse, zoals methaanemissies in de landbouw. Met behulp van specifieke rekenregels zijn de verschillende broeikasgassen uit te drukken in zogenoemde CO₂-equivalenten.

⁷ Overigens is dit niet de enige relevante transitie op lange termijn. Een ander streven is bijvoorbeeld gericht op het bereiken van een circulaire economie (ICER 2021).

het welvaartsverlies als gevolg van de schade wel adequaat wordt meegewogen door producenten en consumenten (zie ook Vollebergh 2012). Ontbreekt milieubeprijzing namelijk, dan komen milieukosten terecht bij anderen of zelfs bij latere generaties. Dat past niet in een goed functionerend duurzaam marktsysteem. Beprijzing van schadelijke uitstoot zorgt ook voor een gelijk spelveld voor vervuilende en schonere energiedragers. Deze bijsturing kan alleen tot stand komen binnen de brede context van een goed werkende institutionele en beleidsomgeving waarbij ook rekening wordt gehouden met andere vormen van marktfalen.⁸

De instrumentering van een transitie zal dus onder meer betrekking moeten hebben op de prikkels die het bestaande, vervuilende gedrag zodanig wijzigen dat actoren schoner gedrag gaan vertonen zodat het mogelijk is de geoperationaliseerde doelen te bereiken. In het geval van de klimaattransitie gaat het met name, maar niet alleen, om het terugdringen van fossiele energiedragers die direct dan wel indirect verantwoordelijk zijn voor de uitstoot van vooral CO₂-emissie, het belangrijkste BKG (zie ook hoofdstuk 3). In de kern zijn die energiedragers dus te goedkoop gezien de milieuschade die deze veroorzaken.

De vraag naar een goede vormgeving van het beprijzingsbeleid is hiermee nog geenszins beantwoord. Een goede vormgeving dient namelijk rekening te houden met specifieke vormgevingselementen en met de relatie daarvan met de maatschappelijke context waarbinnen aanpassingen worden overwogen (Vollebergh & Renes 2020). Beprijzingsinstrumenten verschillen in allerlei dimensies. Zo beprizen sommige instrumenten de emissies zelf, terwijl andere meer focussen op het verbruik van sommige energieproducten waarbij al of niet emissie vrijkomt. Selectiviteit in wie wat moet betalen is ook inherent aan specifieke accijnzen, zoals de belastingen op energieproducten. Daarbij worden sommige sectoren vaak vrijgesteld, zodat lang niet iedereen dezelfde belasting betaalt. In het kader van transities is hiernaast nog de timing van belang (zie ook Vollebergh 2018). Bovendien spelen discussies over nieuwe beleidsopties zich gewoonlijk af in een context waarin instrumenten al worden ingezet en waarbij ook nog allerlei andere factoren meespelen. Uiteindelijk kan het niet goed of inadequaat vormgeven van instrumenten zorgen voor hoge maatschappelijke (transitie)kosten. Dit is bijvoorbeeld het geval als emissies indirect worden beprisd, waardoor niet de goedkoopste maatregelen worden gestimuleerd of juist maatregelen worden gestimuleerd die weer andere negatieve effecten met zich meebrengen.

2.2 Effectieve CO₂-beprijzing en welvaartsevaluatie

Voor een goede contextafhankelijke welvaartsevaluatie van instrumenten is een goed inzicht in de werking van het huidige instrumentarium een eerste vereiste. Zo'n inzicht is extra van belang als het beprijzingsbeleid een grote invloed heeft op het economisch

⁸ Voorbeelden hiervan zijn de netwerkaspecten van (nieuwe) infrastructuur en het technologie- of mededingingsbeleid (zie Vollebergh 2018; Van der Werf et al. 2021; Anderson et al. 2021; en ACM 2021).

systeem, zoals het geval is bij de beprijzing van BKG-en. De invloed van instrumenten als energiebelastingen raakt aan alle sectoren. Deze belastingen hebben namelijk vaak betrekking op specifieke fossiele energiedragers die systeembreed worden ingezet en daarbij schade veroorzaken. Bovendien spelen hierbij vaak andere milieuvraagstukken, zoals luchtverontreiniging of schade door het gebruik van grondstoffen.⁹ En bij verkeer en vervoer spelen nog aanvullende externaliteiten, zoals congestie en verkeersongevallen.

Bij het systematisch in kaart brengen van de bestaande beprijzing speelt allereerst de *selectie* van het relevant geachte instrumentarium. Zoals eerder aangegeven ligt de focus in deze studie op instrumenten die emissies direct beprijzen, zoals het verhandelbare rechten-systeem voor CO₂-emissies EU ETS, en op instrumenten die indirect zorgen voor een prijs op CO₂-emissies, zoals belastingen op energie. Deze belastingen hebben betrekking op het verbruik van bepaalde energieproducten, zoals benzine, aardgas of elektriciteit, door bedrijven en consumenten in allerlei sectoren. Dit verbruik is vaak direct of indirect gerelateerd aan CO₂-emissies (zie ook Vollebergh et al. 2014). Andere instrumenten die vervuiling van een prijs voorzien, zoals milieustandaarden of belastingen op de aanschaf van specifieke apparaten of installaties, blijven hier buiten beschouwing (zie ook Vollebergh et al. 2016).¹⁰ Dat geldt overigens ook voor de btw en subsidies of belastingvoordelen op die aanschaf van specifieke apparaten of installaties (zie ook tekstkader 2.1).

2.1 Relevantie van beprijzingsinstrumenten

De focus in deze studie ligt in de eerste plaats op de rol van BKG-en die vrijkomen als gevolg van het gebruik van fossiele energiedragers.¹¹ Het fossiele energieverbruik bakent zodoende mede de context af voor het al of niet meenemen van beprijzingsinstrumenten in dit domein van energie en emissies. Energiedragers verschillen sterk qua emissie-intensiteit en beprijzingsinstrumenten verschillen qua reikwijdte, gerichtheid en stringentheid. Daarmee is de noodzaak duidelijk van een zorgvuldige analyse van verschillende vormen van energiegebruik, de daaraan gekoppelde emissieprofielen en de samenhang daarvan met de vormgeving van beprijzingsinstrumenten, zoals verhandelbare rechten en de verschillende belastingen op emissies of energiedragers.

⁹ Zie Vollebergh et al. (2014: 54-75) voor een uitgebreide toelichting op de samenhang met luchtkwaliteit en Vollebergh et al. (2017) voor samenhang met grondstofgebruik. Het gaat hier in essentie dus om een veelheid aan milieuproblemen die allen samenhangen met uitstoot naar of gebruik van het milieusysteem voor productie en consumptie door de mens.

¹⁰ Voor de sector verkeer bijvoorbeeld betekent dit dat de belastingen op autobezit en -gebruik niet worden meegenomen. Vrijburg & Geilenkirchen (2019) geven een recente analyse van het belang van deze belastingen in het kader van de milieubeprijzing. Verder gaan we dus ook voorbij aan andere impliciete beprijzingsinstrumenten, zoals CO₂-standaarden in de auto-industrie.

¹¹ In appendix A zetten we uiteen hoe deze samenhang er precies uit ziet en waarom deze focus is gekozen, en in paragraaf 3.2 werken we dit voor Nederland uit.

Voor beleidskeuzes is overigens van belang dat beprijzingsinstrumenten niet noodzakelijk samenvallen met de inzet van marktinstrumenten, zoals verhandelbare rechten of belastingen. Deze instrumenten zorgen altijd voor beprijzing, maar dat kan ook via ge- of verboden (Fullerton et al. 2010; Vollebergh 2012). Dat milieu-beprijzing samen zou vallen met marktinstrumenten, is een groot misverstand. Vergunningen en standaarden zorgen ook voor beprijzing, via extra kosten voor bedrijven en consumenten om aan de eisen te voldoen. Vervolgens kan hierdoor de kostprijs van vuile producten stijgen. Een belangrijk verschil is wel dat marktinstrumenten een zichtbare prijs hebben, zoals het tarief van de belasting of de prijs van het verhandelbare recht op deze markt. Bij standaarden daarentegen is de prijs impliciet en niet direct waarneembaar. Om die reden valt het gebruik 'beprijzen' in het spraakgebruik vaak samen met marktinstrumenten.

Een groot voordeel van het beprijzen van marktfalen via met name marktinstrumenten is wel dat het leidt tot kostenefficiënte reductie van emissies bij het bereiken van milieudoelstellingen. Bij kostenefficiëntie gaat het om het stimuleren van goedkope maatregelen om emissies te reduceren bij een gegeven doel. Als emissies beprijsd zijn, gaan gebruikers die aan de marge goedkoop en eenvoudig emissies kunnen bestrijden dit ook vanzelf doen. Zij zullen in theorie kosten en baten van maatregelen afwegen en investeren als zij goedkoper uit zijn door emissies te bestrijden dan door belasting te betalen of emissierechten te kopen. Instrumenten zoals standaarden hebben deze eigenschap niet, en zorgen er niet voor dat gebruikers als eerste de goedkoopste maatregelen nemen om de milieuvervuiling te reduceren. En subsidies hebben als nadeel dat ze vaak minder effectief zijn.

Bij het gebruik van fossiele energiedragers komen bij de verbranding behalve BKG-en tegelijkertijd ook LUVVO-emissies vrij. Ook deze zijn schadelijk en vragen om een beleidsafweging. Daarnaast geldt dat er met name in het verkeer ook nog andere effecten sterk samenhangen met het gebruik van de voer- en vaartuigen (Parry & Small 2005). Deze effecten, zoals congestie, verkeersveiligheid en geluidshinder, zijn echter niet brandstofafhankelijk en hebben niet zoveel te maken met de gebruikte brandstof en de hoeveelheid daarvan. Niettemin zijn deze effecten wel indirect gekoppeld aan het energiegebruik in de zin dat ze ontstaan door gebruik van het voertuig. Die relatie varieert echter sterk afhankelijk van bijvoorbeeld de locatie en het moment van de dag. Gezien het indirecte verband met energiegebruik is het beprijzen van deze externe effecten via heffingen op energie (minerale oliën en energiebelasting) maatschappelijk niet efficiënt (Vrijburg & Geilenkirchen 2019). Maar als directe beprijzing zoals een congestieheffing maatschappelijk niet wenselijk wordt geacht, kan een indirecte beprijzing via de heffingen op energie wel een alternatief bieden.

Vervolgens is van belang hoe om te gaan met de *verschillen in vormgeving* tussen instrumenten. Hiervoor gebruiken we de beschrijvende criteria reikwijdte, gerichtheid en stringentheid van het instrument zelf, en coherentie tussen verschillende instrumenten (Vollebergh 2018: 42-44; Van der Werf et al. 2021).¹² Reikwijdte gaat om de vraag welke emissies het instrument daadwerkelijk beprijst. Gerichtheid betreft de relatie tussen de gekozen maatstaf van het instrument en de gereguleerde emissie in het kader van de klimaattransitie. Stringentheid hangt samen met de hoogte van de emissieprijs, zoals het (impliciete) belastingtarief. Coherentie, tot slot, geeft aan in hoeverre meerdere instrumenten adequaat samenhangen.

Met deze beschrijvende criteria kan de vormgeving van de verschillende instrumenten ook goed in samenhang worden beschreven. Daarvoor dienen de instrumenten dus expliciet te worden gekoppeld aan het verbruik van specifieke energiedragers die ook verantwoordelijk zijn voor de BKG-uitstoot. Dit vraagt erom de huidige beprijzing in beeld te brengen in relatie tot alle potentiële emissies die kunnen vrijkomen bij het gebruik van (met name) fossiele energiedragers. Soms komen de emissies al onmiddellijk vrij bij de verbranding van deze energiedragers, en soms blijven ze in potentie aanwezig, bijvoorbeeld wanneer ze als grondstof worden gebruikt, zoals bij de productie van plastics. Van belang is dat bij sommige energiedragers als kolen of aardgas een vaste verhouding bestaat tussen verbranding en uitstoot van CO₂. Bij de consumptie van elektriciteit is dit laatste niet het geval.

Al met al is het zodoende mogelijk een beeld te schetsen van de bestaande beprijzing in relatie tot de BKG-uitstoot van verschillende energiedragers en sectoren. Dit wordt ook wel *effectieve beprijzing* van BKG-en of CO₂-beprijzing genoemd. Deze beprijzing kan ook worden uitgedrukt in termen van de energie-inhoud, op basis waarvan tevens koppeling met andere gemonetariseerde eenheden mogelijk is. Door deze standaardisatie is het mogelijk een compact en helder beeld te geven van *wie hoeveel betaalt voor welke BKG-uitstoot* in Nederland.

Gegeven deze beschrijvende analyse van de huidige inzet van de instrumenten die een rol spelen bij de beprijzing van de BKG-uitstoot, is het vervolgens mogelijk deze inzet te *beoordelen in termen van maatschappelijke welvaart*. Allereerst kan wie hoeveel waarvoor betaalt worden vergeleken met de bijbehorende relevante schade. Grondslagen en al of niet bestaande tarieven worden dan direct vergeleken met berekeningen van de voor die specifieke toepassing relevante (monetaire) milieuschade. Zodoende ontstaat inzicht in de *beprijzingstekorten*, namelijk in de vraag of de effectieve prijzen te laag dan wel te hoog zijn gezien de relevante (marginale) milieuschade. Dit heet ook wel een 'Pigovian gap'-analyse (Vollebergh 2018: 46-50). Zolang alleen klimaateffecten voorop staan, blijft de analyse beperkt tot klimaat schade en wordt hier over het klimaatbeprijzingstekort gesproken (zie hoofdstuk 5). Voor een integralere evaluatie dienen dus ook andere relevante externe effecten meegewogen te worden die direct samenhangen met de verbranding van fossiele

¹² Ook *timing* is in principe een belangrijk criterium voor beschrijving en toetsing. Omdat deze studie zich met name richt op de vormgeving van het bestaande instrumentarium, is dit criterium hier minder relevant.

energiedragers, zoals emissies van luchtverontreinigende (LUVO) stoffen of andere externe schade zoals ongevallen en congestie in het verkeer (zie hoofdstuk 6).¹³

Ten tweede maakt deze beschrijvende analyse het mogelijk om na te gaan in hoeverre is gekozen voor een vormgeving van het instrumentarium die geen onnodige welvaartsverliezen veroorzaakt of voor aanpassingen die deze welvaart in principe doen verbeteren. Zo kan een directe beprijzing van emissies die milieuschade veroorzaken, doelmatiger zijn dan een indirecte beprijzing via energiebelastingen (Vollebergh 2012). Daarbij spelen ook weer de andere externe effecten een rol, zoals LUVO-uitstoot en congestie. In deze studie brengen we daarom naast specifieke beprijzingstekorten vanuit klimaatperspectief ook zoveel mogelijk de relatie hiervan met andere relevante (milieu)externaliteiten in beeld. Wel blijven in deze studie relevante welvaartseffecten buiten beeld die samenhangen met belastingcompetitie en uitvoeringskosten (zie hiervoor Vollebergh 2014; en Vollebergh et al. 2017).

Met een goede analyse van de beprijzing zelf en het beprijzingstekort zijn al met al een drietal stappen gemoeid (zie ook Vollebergh 2018):

1. *Inventarisatie* en beschrijvende analyse van de bestaande expliciete en impliciete beprijzing van BKG-en en de daaraan direct gerelateerde activiteiten zoals (fossiel) energieverbruik;
2. Berekening van de zogenoemde *effectieve CO₂-prijs* afgeleid uit deze bestaande impliciete en expliciete emissiebeprijzing via standaardisatie;
3. *Evaluatie* via een vergelijking van de effectieve emissieprijs met relevante (externe) schade en een analyse van vormgevingskeuzes.

In de volgende paragraaf lichten we deze stappen nog eens uitgebreid toe. Vervolgens werken we, in de daaropvolgende hoofdstukken 3, 4, 5 en 6, elke stap afzonderlijk uit voor de Nederlandse situatie. Daarbij blijft hoofdstuk 5 beperkt tot klimaatschade alleen en passen we in hoofdstuk 6 een integrale evaluatie toe.

2.3 De drie stappen verder uitgewerkt

Eerste stap: inventarisatie bestaande BKG-beprijzing

In de eerste inventariserende stap inventariseren we de *bestaande BKG-beprijzing*, in het bijzonder ook de relatie daarvan met de BKG-uitstoot. Hiervoor is het noodzakelijk om alle bestaande instrumenten die expliciet dan wel impliciet BKG-uitstoot beprijsen, in beeld te brengen, evenals het gedeelte van de uitstoot dat daarmee wel of niet wordt beprijsd. Zoals aangegeven, is het juist daarom van belang goed zicht te geven op de vormgeving en

¹³ De monetaire *milieuschade* verschilt overigens naar gebruiksdomein. Hoewel de milieuschade van CO₂-emissies verschilt per brandstof, is de milieuschade onafhankelijk van de plaats van emissie. Dit geldt echter niet voor de schade van luchtverontreinigende emissies. Zo kan dezelfde emissie heel ander schade veroorzaken in het verkeer dan bij verbranding in een energiecentrale. Zie verder Drissen en Vollebergh (2018).

context van deze instrumenten, in het bijzonder aan de hand van de criteria reikwijdte, gerichtheid, stringentheid en coherentie.

Reikwijdte betreft de vraag wie exact moet betalen vanwege de inzet van een specifiek instrument. Dit gaat bijvoorbeeld over de vraag welke sectoren onder de gekozen grondslag van het beprijzingsinstrument vallen. Zo is voor het EU ETS bijvoorbeeld nauw afgebakend welke activiteiten, verspreid over verschillende sectoren, wel en welke niet vallen onder dat systeem. Daarbij is onder andere de grootte van de installatie van belang (zie verder paragraaf 3.1). Bij een belasting op aardgas betalen door vrijstellingen niet alle partijen die belasting.

De *gerichtheid* van een instrument hangt samen met de maatstaf waarop het beprijzingsinstrument aangrijpt, dat wil zeggen de indicator ('goederenkenmerk') die een goed identificeert (zie ook Vollebergh 2012: 30-39). Die maatstaf kan een emissie zijn, bijvoorbeeld CO₂, maar ook de inhoud of het gewicht van een energiedrager, zoals een kubieke meter aardgas. Van belang is in hoeverre deze maatstaf representatief is voor de voor het beleid relevante emissies. Met andere woorden: in hoeverre is een instrument daadwerkelijk gericht op het doel van het beleid, in dit geval de reductie van BKG-en? Bij emissiehandel in CO₂-rechten bijvoorbeeld is de emissie zelf een maatstaf, maar bij een belasting op kubieke meter aardgas is dit slechts indirect het geval. Wanneer zo'n indirecte relatie toch constant is, zoals bij de verbranding van een eenheid aardgas en het vrijkomen van CO₂-emissie, is er ook sprake van gerichte beprijzing, maar bij een belasting op elektriciteit is dat niet het geval. Daarbij hangt de gerichtheid af van de mate waarin elektriciteitsopwekking gerelateerd is aan fossiele brandstoffen.

Stringentheid van een instrument gaat om de striktheid van de regulering. Bij een belasting is dat simpelweg de hoogte van het tarief, maar bij de uitgifte van emissierechten hangt die striktheid samen met de mate waarin die rechten beperkend zijn ten opzichte van het huidige gedrag. In het algemeen geldt daarbij dat hoe hoger de effectieve prijs, hoe stringenter een instrument. Maar uit de bespreking hiervoor blijkt dat die prijs ook hoger kan zijn vanwege een zekere mate van ongerichtheid. Om de relatieve stringentheid van verschillende beprijzingsinstrumenten te bepalen is het wel nodig het verbruik en de beprijzing van met name bepaalde energieproducten tussen de verschillende instrumenten te standaardiseren, om zodoende een effectief tarief te kunnen bepalen.¹⁴ Dat gebeurt pas in de tweede stap.

Coherentie tot slot gaat over de vraag in hoeverre de verschillende instrumenten als geheel zorgen voor beprijzing van het geheel aan emissies in de economie. Dit is met name van belang bij het gebruik van meerdere instrumenten – een zogenoemd instrumentenpakket – omdat de verschillende instrumenten elkaar kunnen aanvullen maar ook zorgen voor

¹⁴ Van belang is overigens dat de prijs van een emissierecht alleen niet voldoende is om de stringentheid van het achterliggende verhandelbare rechten systeem te bepalen. Daarbij spelen nog veel andere factoren een rol (zie ook Vollebergh & Brink 2020).

overlap. Zo kan het zijn dat een bepaalde emissie door verschillende instrumenten meerdere keren wordt beprijsd of dat er juist belangrijke emissiebronnen ontbreken. Dat kan in potentie leiden tot inefficiënties in het systeem als geheel.

Tweede stap: berekening effectieve emissieprijs

In de tweede stap wordt op basis van het beeld welk (deel van de) BKG-en wel en welk deel niet wordt beprijsd, de zogenoemde *effectieve* oftewel feitelijk geldende *emissieprijs* afgeleid. In deze stap wordt de precieze grondslag- en maatstafkeuze en tariefhoogte van de verschillende bestaande beprijzingsinstrumenten gestandaardiseerd en gerelateerd aan relevante verbruikscategorieën in de verschillende sectoren en de bijbehorende emissies. Zoals aangegeven, wordt daarbij ook rekening gehouden met vrijstellingen van specifieke toepassingen of activiteiten.

Om de diverse beprijzingsinstrumenten te kunnen koppelen aan de relevante emissies door de desbetreffende actoren moet in deze stap worden vastgesteld *welke emissies* vrijkomen bij de activiteiten waarop de instrumenten betrekking hebben. Zoals aangegeven, hangen de emissies in het geval van BKG-en vooral samen met het gebruik van fossiele energiedragers in het economisch proces. Ook grijpen de hier relevante beprijzingsinstrumenten in veel gevallen direct aan op energiegebruik. Voor deze stap is het dus met name van belang een goed beeld te krijgen van waar in het economisch systeem *welke energieproducten* worden gebruikt en hoe deze gerelateerd zijn aan emissies naar de lucht, aangezien hierop de focus ligt in deze studie. Deze inventarisatie betreft dus de koppeling van emissies aan de hiervoor verantwoordelijke economische activiteiten oftewel verbruikscategorieën (zie ook OESO 2013; en Harding et al. 2014).

Van belang daarbij is dat niet alleen CO₂-emissies relevant kunnen zijn, maar ook emissies van andere BKG-en (Drissen & Vollebergh 2018a).¹⁵ Bovendien spelen hier procesemissies een rol die ontstaan wanneer energieproducten als grondstof worden gebruikt en bij andere, niet direct aan energieproducten gerelateerde processen (zie Vollebergh et al. 2017; Drissen & Vollebergh 2018b). Naast BKG-en is ook de uitstoot van LUVO-stoffen in grote mate gerelateerd aan energiegebruik. Om de relevantie van deze andere milieuschade in beeld te brengen worden ook deze emissies bepaald. Tot slot spelen bij sommige gebruikscategorieën zoals benzine en diesel ook andere externe effecten een rol.

De aldus afgeleide emissieprijs reflecteert dus de *effectieve* bestaande (al of niet impliciete) emissieprijs.¹⁶ Die effectieve prijs is bijvoorbeeld het impliciete tarief van een belasting op aardgas (per kubieke meter) die via een omrekeningsfactor kan worden uitgedrukt in een prijs per kilogram CO₂ of de prijs die geldt in de markt voor verhandelbare CO₂-rechten

¹⁵ Een breed pallet van broeikasgassen draagt bij aan klimaatverandering, waarvan CO₂ de belangrijkste is. Met behulp van specifieke rekenregels zijn de verschillende broeikasgassen uit te drukken in zogenoemde CO₂-equivalente emissies.

¹⁶ Wanneer de effectieve prijs nul is, wordt een bepaalde grondslag niet belast. In alle andere gevallen zal de effectieve prijs groter zijn dan nul.

waarvoor de gebruiker van dat aardgas moet betalen. Deze berekening geeft zodoende de expliciete alsook impliciete effectieve emissieprijs die voor elke verbruikscategorie geldt (zie ook OESO 2018 en tekstkader 2.2).

Derde stap: evaluatie effectieve emissieprijsen

In de derde stap worden de effectieve emissieprijsen *geëvalueerd*. Allereerst kunnen *beprijingstekorten* worden vastgesteld door de effectieve emissieprijsen te vergelijken met relevante milieu- of andere schade. Daarbij wordt dus de eerdere beschrijving van de gekozen vormgeving – wie betaalt wat voor welke emissie bij vervuilende activiteiten in het economisch proces – afgezet tegen wat vanuit maatschappelijk oogpunt de (marginale) schade is. In feite levert deze vergelijking inzicht in het welvaartsverlies van de bestaande effectieve beprijzing voor elke (impliciete) emissie en voor elke toepassing afzonderlijk.

De milieu- en andere externe schade kan worden bepaald met behulp van monetaire waardering. Daarvoor wordt gebruik gemaakt van zogenoemde (schaduw)prijzen die in het geval van milieuschade het *monetaire* welvaartsverlies weergeven als gevolg van de door een emissie veroorzaakte milieuschade. Voor klimaatschade gaat het dan om de schade die ontstaat door emissie van broeikasgassen, ook wel ‘social cost of carbon’ genoemd. Een *partiële* benadering van het beprijingstekort evalueert de bestaande beprijzing alleen vanuit dit gezichtspunt.

2.2 Verschillende prijzen in het kader van het klimaatbeleid

In de literatuur zijn de laatste jaren verschillende prijzen gerelateerd aan milieu in zwang geraakt. In principe kunnen in het geval van klimaat de volgende prijzen worden onderscheiden:

- De *CO₂-prijs*: Dit is de prijs van een emissierecht op de Europese markt voor verhandelbare CO₂-rechten (het EU ETS); dit noemen we in deze studie ook wel een *expliciete CO₂-prijs*;
- De *impliciete CO₂-prijs*: Deze wordt normaliter bepaald op basis van een belasting die betrekking heeft op een fossiel energieproduct, zoals aardgas, (minerale) olie of kolen; op basis van een (vaste) emissiefactor kan de belasting per kubieke meter gas, liter olie of ton kolen eenvoudig worden omgerekend naar een CO₂-prijs (zie bijvoorbeeld Vollebergh 2012 voor een uitleg);
- De *effectieve CO₂-prijs*: Hierbij wordt voor een bepaalde toepassing van een energieproduct in een bepaalde sector, indien van toepassing, de expliciete en impliciete prijs bepaald en geaggregeerd (zie ook OESO 2018);
- De zogenoemde *milieuprijs van klimaat(schade)* of *CO₂-milieuprijs*: Hierbij gaat het niet om een prijs van een direct op een markt verhandeld goed, maar om de in geld

uitgedrukte negatieve impact van klimaatverandering oftewel de maatschappelijke kosten daarvan. De CO₂-milieuprijs wordt vaak ook wel ‘social cost of carbon’ genoemd. Omdat deze kosten of schade vaak pas veel later optreden, wordt deze via een discontovoet toegerekend naar het heden;

- Een inschatting van de *klimaatbestrijdingskosten*: Deze kosten weerspiegelen de (extra) kosten van technologie die gericht is op het reduceren van CO₂-emissies. Onder bepaalde voorwaarden worden deze kosten – soms ook wel preventiekosten genoemd – gebruikt om de milieuprijs van klimaat te bepalen.

Voor een uitgebreide toelichting op de laatste twee prijzen zie Vollebergh et al. (2014) en CE Delft (2017).

Bij een *integrale* evaluatie van het beprijzingstekort worden ook andere effecten meegenomen die nauw verbonden zijn met het vrijkomen van BKG-en (zie ook Vollebergh et al. 2014). Dat geldt bijvoorbeeld voor de al genoemde LUVO-stoffen. Idealiter wordt daarbij in principe elk effect afzonderlijk gewaardeerd in geld – dit is mede afhankelijk van de plaats waar de emissie plaatsvindt – en vervolgens opgeteld. Voor de milieuschade geldt dat de uitstoot van elke afzonderlijke stof wordt vermenigvuldigd met de milieuprijs daarvan. Wanneer dit voor alle relevante stoffen is uitgerekend, kan de totale waarde van de milieuschade worden bepaald. Daarnaast kan rekening worden gehouden met andere externaliteiten, zoals congestie of verkeersongevallen in het geval van motorbrandstoffen.

Om de effectieve emissieprijs te kunnen vergelijken met de relevante maatschappelijke schade moeten de effectieve prijs en de in monetaire eenheden berekende relevante milieuschade worden uitgedrukt *in dezelfde fysieke dimensie*. Dit kan een volume-eenheid zijn (bijvoorbeeld liter of kubieke meter) of een eenheid voor de energie-inhoud (gigajoule of kilowattuur). Voor verschillende energieproducten kan de energie-inhoud behulpzaam zijn, maar wanneer de focus ligt op klimaatschade alleen kunnen effectieve prijs en milieuschade juist per kilogram CO₂ worden weergegeven. Voor een omrekening naar de grondslag gigajoule of CO₂ zijn dus energiedragerspecifieke omzettingcoëfficiënten dan wel CO₂-emissiefactoren nodig. Hetzelfde geldt voor andere emissies, zoals NO_x of SO₂, of externaliteiten (congestie, verkeersongevallen, enzovoort).

In deze derde stap kan verder worden nagegaan in hoeverre de reikwijdte, gerichtheid, stringentheid en coherentie van de bestaande beprijzing mogelijkheden geeft voor (welvaarts)verbetering. Van de huidige vormgeving die in de effectieve prijzen tot uitdrukking komt, kan namelijk expliciet worden nagegaan in hoeverre deze ook de juiste prikkelstructuur heeft om de beoogde transitie op gang te brengen. Aanpassingen zijn denkbaar door een meer gerichte vormgeving van bestaande instrumenten, het invoeren van nieuwe instrumenten of andere aanpassingen. Zodoende komt in deze laatste stap de vraag aan bod of de huidige vormgeving wel de juiste prikkels geeft om milieuschade te internaliseren en daarmee de beoogde transitie op gang te brengen.



Broeikasgasemissies die ontstaan bij de opwekking van elektriciteit krijgen een prijs via het Europese emissiehandelssysteem, maar dat geldt niet voor emissies bij opwekking met biomassa. Wel wordt de geleverde elektriciteit belast via de energiebelasting op elektriciteit.

2.4 Toepassing op Nederland

Bij de berekening van de effectieve CO₂-prijzen en externe schade is het noodzakelijk rekening te houden met het emissieprofiel van verschillende sectoren in Nederland, dat sterk gerelateerd is aan het energieprofiel. Om dit beeld te kunnen schetsen hebben we gekozen voor 2018 als ijkjaar. De reden hiervoor is dat ten tijde van de berekeningen alleen voor dit jaar de achterliggende energieverbruiksgegevens van het CBS beschikbaar waren. Daarbij hebben we deze gegevens zoveel mogelijk afgestemd op de cijfers in de Klimaat- en Energieverkenning (KEV) 2020.

Hoe belangrijk deze basisgegevens van het CBS zijn, blijkt ook wel uit het feit dat de berekeningen in dit rapport afwijken van de effectieve CO₂-prijsberekeningen in de studie van Vollebergh et al. (2019). Deze eerdere berekeningen waren gebaseerd op gegevens voor 2015, terwijl het energiegebruik volgens de Energiebalans tussen 2015 en 2018 sterk is gewijzigd. Dat komt enerzijds door veranderingen in het daadwerkelijke verbruik en anderzijds door aanpassingen aan de statistieken door het CBS (zie verder appendix B).

Voor 2018 zijn vervolgens de relevante beprijzingsinstrumenten in Nederland geïnventariseerd. Dat gaat dus met name om het EU ETS en de verschillende belastingen op energie. Bij de analyse van de precieze vormgeving daarvan is gebruik gemaakt van eerdere eigen rappor-

ten (zie Vollebergh et al. 2014) en recente inventarisaties van Vereniging van Belastingwetenschappen (2021) en CE Delft (2021).

Vervolgens zijn de beprijzingsinstrumenten gekoppeld aan de relevante BKG-uitstoot. Omdat deze instrumenten vooral betrekking hebben op de inzet van energiedragers is voor gedetailleerde gegevens hierover uitgegaan van de Energiebalans. De Energiebalans maakt het namelijk mogelijk om precies op sectorniveau te traceren welke energieproducten daar een rol spelen. Zo kan worden berekend welke CO₂-emissies daarbij ontstaan. Ook kan zo rekening worden gehouden met specifieke omzettingen en omzettingsverliezen die een rol spelen bij het transformeren van ruwe energieproducten, zoals aardolie, kolen en gas, in afgeleide energieproducten, zoals elektriciteit en motorbrandstoffen (zie ook MacKay 2009; Drissen & Vollebergh 2018b).

Om de ETS-beprijzing te koppelen aan het achterliggende brandstofverbruik is op installatieniveau nagegaan welke brandstof daarbij in principe is ingezet (zie appendix E). Hiervoor is gebruik gemaakt van data van de Nederlandse Emissieautoriteit (NEa). Bij de verschillende belastingen is gerekend op basis van informatie van het ministerie van Financiën over de belastingopbrengsten, die vervolgens is gekoppeld met het brandstofverbruik in de verschillende sectoren.

Om de energiebelasting op elektriciteit op een uniforme manier te kunnen behandelen voor alle vormen van elektriciteitsopwekking is er ervoor gekozen om *alle productie van elektriciteit onder te brengen bij de sector elektriciteit*, inclusief de afvalverbrandingsinstallaties en de warmte-krachtkoppelinginstallaties die in volledig eigendom zijn van industriële bedrijven of glastuinders. Dit wijkt af van de indeling van de klimaattafels die ook in de KEV wordt gehanteerd (zie ook appendix D). Overigens houden we in onze analyse ook expliciet rekening met verschillen in omzettingsverliezen bij de verschillende typen installaties voor de opwekking van elektriciteit.

De CO₂-emissies veroorzaakt door het gebruik van energiedragers is berekend aan de hand van emissiefactoren zoals gegeven in RVO (2020). De meeste emissiefactoren zijn afkomstig van het IPCC, maar sommige gelden alleen specifiek voor Nederland, zoals de emissiefactoren voor aardgas, benzine en diesel. De lijst bevat niet alleen emissiefactoren voor aardolie, aardolieproducten, aardgas en kolenproducten, maar ook voor diverse biomassa-producten en de verbranding van niet-biogene afval. Bij niet-biogene afval gaat het om afval van materialen dat van een niet-organische oorsprong is. Vanwege de directe relatie van sommige belastingen met biomassa wordt deze energiedrager ook expliciet meegenomen in de weergave van de (potentiële) beprijzingsgrondslag.

Voor de berekening van de milieuschade is aangesloten bij een eerdere studie van het PBL naar de omvang daarvan in monetaire termen voor Nederland (zie Drissen & Vollebergh 2018a). Hier is ook een uitgebreide toelichting te vinden op de uitgangspunten en berekeningen van de milieuprijzen (zie ook tekstkader 2.3). Net als in die studie wordt ook hier rekening gehouden met de milieuprijzen van CE Delft (2017), zij het met aanpassing aan de

nieuwste inzichten. De berekeningen zijn met name geactualiseerd vanwege nieuwe inzichten in de milieuschade van luchtverontreiniging (LUVO), in het bijzonder de milieuprijs van stikstofoxiden (NO_x) en fijnstof (PM_{2.5}).¹⁷ Datzelfde geldt voor berekeningen van zowel de milieuschade van LUVO in de verkeerssector als de andere externaliteiten die daar relevant zijn, zoals ongevallen of congestie in het verkeer. Hiervoor is gebruik gemaakt van een nog te verschijnen nieuwe studie van CE Delft (2021).

2.3 Het bepalen van (monetaire) milieuschade en andere externe effecten

Monetarisering van zogenoemde externe effecten – dat zijn effecten die niet direct of volledig door de veroorzaker daarvan zelf worden gedragen – is het in geld uitdrukken van de waarde van die effecten. In het geval van negatieve externe effecten, die in deze studie centraal staan, gaat het dan om schade. Voor een monetaire waardering van dit soort schade is het nodig vooral de fysieke impact daarvan te bepalen, evenals de waarde van die impact (zie voor een uitleg hiervan CE Delft 2017 en 2021; Drissen & Vollebergh 2018a: 11-14, en alle verwijzingen aldaar). Milieuschade is bijvoorbeeld het gevolg van de emissie van schadelijke stoffen naar lucht, water en bodem. Deze emissies zorgen vervolgens voor fysieke veranderingen, gewoonlijk in de vorm van een achteruitgang, zoals de luchtkwaliteit of een verstoring van de grondsamenstelling. Hierdoor ontstaan negatieve effecten op gezondheid, ecosystemen of bouwwerken.

Gewoonlijk wordt de milieuschade daarom vastgesteld op deze zogenoemde ‘eindpunten’. Om de milieuschade aan de veroorzakende emissies te koppelen worden de emissies eerst vertaald naar concentraties of deposities van stoffen binnen een bepaalde geografische eenheid. Daarbij wordt vaak ook rekening gehouden met specifieke situaties, zoals verschillen in de gezondheidsschade als gevolg van verschillen in bevolkingsomvang en -samenstelling in een bepaald geografisch gebied (CE Delft 2017a). Bij externe effecten in het verkeer, zoals congestie, spelen weer andere overwegingen die medebepalend zijn voor de uiteindelijke schade (CE Delft 2021).

Bij het bepalen van de monetaire waarde van deze effecten hebben we verschillende waarderingsmethoden gebruikt, in het bijzonder de schadekosten- en preventiekostenmethode (zie ook Vollebergh et al. 2014: 80-82). Bij de *schadekostenmethode* is de waardering van de schade mede afhankelijk van de wijze waarop die schade zelf wordt gewaardeerd, bijvoorbeeld via de waarde van het verlies aan kwaliteit van leven. Deze waardering bepaalt dan mede de milieuprijs van een emissie. Een andere methode is de *preventiekostenmethodiek*. Daarbij wordt uitgegaan van *gegeven*

¹⁷ Zo is NO_x prijsgevoelig lager vanwege aanpassingen in de schadeberekening (zie ook CE Delft 2019). Recentelijk is ook meer inzicht verkregen in de rol die de uitstoothoogte speelt bij PM_{2,5} voor de schade. Dit speelt bij zowel verkeer als biomassatoepassingen als houtkachels en biomassaketels.

milieudoelen en een berekening van de kosten die moeten worden gemaakt om die doelen te halen. Deze doelen zijn in feite de door de overheid *geopenbaarde voorkeuren*, vastgelegd in wetgeving of in beleid verankerde streefwaarden. Bij de kosten gaat het vaak om een (bottom-up) kostencurve van de ex ante marginale bestrijdingskosten bij verschillende niveaus van emissiereductie. De milieuprijs 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.

Vanwege de onzekerheid bij de bepaling van dit soort externe schade wordt veelal gewerkt met een bandbreedte (zie ook Drissen & Vollebergh 2018b: 24-25). De onzekerheden hebben betrekking op zowel de waardering van de veroorzaakte schade zelf als de (fysieke) schade die een stof op deze eindpunten veroorzaakt. Voor de berekeningen worden hier de centrale waarden van de milieuprijzen uit het Handboek Milieuprijzen gebruikt (CE Delft 2017a). Deze geven de best mogelijke schatting van de milieuschade weer. Daarnaast geeft het handboek ook onder- en bovenwaarden van de milieuprijzen, oftewel van de onzekerheid over de monetaire schadeberekeningen. Deze milieuprijzen voor de onder- en bovengrens worden gebruikt in hoofdstuk 6.

Overigens wordt de schade van BKG-en in tegenstelling tot de andere milieuprijzen niet bepaald door de schadekostenbenadering maar door de preventiekostenbenadering. Net als in de studie voor 2018 gebruiken we hier de bovenwaarde van de milieuprijs voor klimaat uit het handboek van CE Delft (2017). In deze studie is die gelijkgesteld aan de centrale waarde (zie ook Drissen & Vollebergh 2018b). Het gaat hier om een prijs van 57 euro per ton CO₂ in 2015 in het WLO-scenario Hoog. Daarnaast wordt steeds een beeld gegeven van het effect van een veel hogere prijs van 93 euro per ton CO₂. Deze prijs is afgeleid naar aanleiding van de keuze van de Nederlandse overheid om het klimaatakkoord van Parijs te ondertekenen. Dat klimaatakkoord is gericht op de doelstelling dat de temperatuur in de komende eeuw maximaal twee graden mag toenemen (zie hiervoor Aalbers et al. 2016; CE Delft 2017a: 40, 108). Deze berekening fungeert hier als de bovengrens voor de milieuprijzen van BKG-en.

Hiermee sluiten we aan bij de afspraken van het ministerie van Financiën (2021). Daarbij moet wel worden aangetekend dat een milieuprijs voor BKG-en die overeenkomt met het huidige doel van netto nul emissie in 2050, zoals dat recent in de EU klimaatwet is vastgelegd, momenteel niet beschikbaar is en waarschijnlijk nog hoger zal liggen. In dit rapport worden alle milieuprijzen voor de BKG en LUVU voor 2015 gebruikt omgerekend naar 2018 waarden waarbij voor de BKG-en conform de aanbeveling van de Commissie Discontovoet tevens rekening wordt gehouden met een toenemende discontovoet van 3,5% per jaar.

3 CO₂-beprijzing en BKG-uitstoot in 2018

In dit hoofdstuk werken we de eerder in paragraaf 2.3 geschetste eerste stap van de analyse van de bestaande milieubeprijzing van met name CO₂-emissies in Nederland verder uit. Allereerst bespreken we welke bestaande expliciete en impliciete beprijzing van (equivalente) CO₂-emissies van verschillende sectoren relevant is voor deze analyse. Vervolgens schetsen we waar de relevante BKG-en zich voordoen en hoe deze zijn gerelateerd aan het bestaande energieverbruik in Nederland, in het bijzonder het achterliggende verbruik van verschillende energieproducten en de rol van CO₂-emissies daarbij.

3.1 Bestaande beprijzing

In deze eerste stap analyseren we de *bestaande emissiebeprijzing*. Het gaat in dit geval dus om expliciete beprijzing van met name CO₂-emissies en daarnaast om impliciete beprijzing van deze emissie via belastingen op het energiegebruik (zie ook paragraaf 2.2). In deze paragraaf schetsen we de beprijzingsinstrumenten die in deze studie zijn meegenomen, in meer detail. Appendix C geeft de exacte tarieven die hiervoor in 2018 golden en die bij het maken van de figuren in het vervolg van deze studie zijn gehanteerd.¹⁸

3.1.1 Expliciete CO₂-beprijzing

De *expliciete* beprijzing bestond in Nederland in 2018 alleen uit het Europese emissiehandelstelsel (EU ETS). Het EU ETS beprijsd de CO₂-uitstoot van een groot deel van de *industrie* en *elektriciteitsopwekking* direct. De Europese richtlijn voor emissiehandel geeft aan welke bedrijven verplicht zijn deel te nemen aan het EU ETS, waaronder alle installaties met een thermisch ingangsvermogen groter dan 20 megawatt. Al deze bedrijven dienen in principe na afloop van het boekjaar een evenredig aantal certificaten te overleggen voor elke ton CO₂ die ze uitstoten. Ook het deel van het kerosinegebruik op vluchten binnen de EU valt sinds 2013 onder het ETS.

Er is ieder jaar maar een beperkt aantal rechten, dat steeds verder afloopt, beschikbaar en deze zijn verhandelbaar. Zo ontstaat op een aparte financiële markt een prijs voor een

¹⁸ Een gedetailleerdere beschrijving van de huidige werking van ETS geven Vollebergh en Brink (2020).

De Vereniging voor Belastingwetenschappen (2021) geeft een overzicht van de verschillende hier besproken groene belastingen en de juridische kaders daarbij. Tot slot is een uitgebreid overzicht van alle vrijstellingen – vaak ook als milieuschadelijke subsidie aangeduid – onder meer te vinden in de recente rapportage van de OESO voor Nederland (zie OESO 2020) en in CE Delft (2021b).

emissierecht voor een ton uitgestoten CO₂. De elektriciteitscentrales moeten deze rechten jaarlijks op een veiling kopen. De overige energie-intensieve bedrijven krijgen gratis rechten naar de mate waarin zij relatief efficiënt produceren in Europa en ze moeten rechten bijkopen als zij meer uitstoten dan deze norm.¹⁹

Binnen het Europese emissiehandelssysteem wordt dagelijks in CO₂-rechten gehandeld. De CO₂-prijs is daarom elke dag anders. In deze studie gaan we uit van de gemiddelde prijs van 16 euro per ton CO₂ voor 2018, zoals het CBS op basis van de dagelijkse veilingprijzen heeft bepaald.

Er gelden geen specifieke uitzonderingsregelingen voor sectoren. Wel zijn er specifieke voorwaarden afgesproken over toe- of uittreding en over wat er met de emissierechten gebeurt.

3.1.2 Impliciete CO₂-beprijzing

De *impliciete* CO₂-beprijzing in Nederland bestond vooral uit een aantal belastingen die CO₂-uitstoot niet direct maar indirect beprijzen, de zogenoemde groene belastingen. Met name de belastingen ofwel specifieke accijnzen op energieproducten die bij verbruik zoals verbranding direct CO₂ uitstoten, zijn hiervoor van belang (zie ook Vollebergh et al. 2014). Het gaat dan om belastingen op minerale oliën (brandstofaccijnzen), verbruik van aardgas (energiebelasting), en kolen (brandstoffenbelasting). Daarnaast zijn belastingen van belang op energieproducten die indirect verantwoordelijk zijn voor deze emissie, zoals de belasting op elektriciteit. Ook de Opslag Duurzame Energie (ODE) speelt een rol. Deze wordt geheven over dezelfde grondslag als de energiebelasting (aardgas en elektriciteit) en de opbrengst ervan wordt gebruikt om gewenste energie-opwekkingsmethoden dan wel toekomstige CO₂-besparingstechnieken te subsidiëren. Tot slot is de belasting op afvalverwerking van belang.

Belastingen op minerale oliën

Over het verbruik van minerale oliën, zoals de motorbrandstoffen benzine en diesel, en verwarmingsbrandstoffen als petroleum dient accijnzen te worden betaald. Over het energietisch verbruik van diesel en lpg voor andere doeleinden dan transport is dat eveneens het geval. Naast de accijnzen op minerale oliën is een voorraadbelasting van toepassing, maar deze blijft in het vervolg buiten beschouwing.

¹⁹ De niet-‘carbon-leakage’-gevoelige bedrijven krijgen slechts 30 procent gratis rechten aflopend naar 0 procent in de komende jaren. Zie ook (EU) 2018/410 amending Directive 2003/87/EC to enhance cost-effective emission reductions and low-carbon investments, and Decision (EU) 2015/1814.

Verder gelden voor deze belastingen vrijstellingen en de mogelijkheid tot een teruggaveregeling:

- voor alle bunkers van kerosine en zware stookolie (conform European Tax Directive);
- voor niet-energetisch verbruik van minerale oliën;
- vrijstellingen van dieselaccijns voor bijvoorbeeld de visserij en de binnenvaart (conform European Tax Directive), maar niet voor de pleziervaart;
- vrijstellingen voor kerosine, jetcuel en vliegtuigbenzine;
- voor het efficiëntieverlies vanwege de wettelijke verplichting om tot 10 procent van het totale verbruik aan benzine en diesel uit biobrandstoffen te laten bestaan.²⁰

Belasting op kolen

Ook is er in principe een belasting per ton kolenproducten, ongeacht welk type kolen het betreft. De belasting heeft geen betrekking op turf en turfstrooisel, steenkoolgas en andere gasvormige koolwaterstoffen anders dan aardgas en teer uit steenkool, bruinkool of turf.

Daarnaast zijn van de wel belaste typen steenkool ook bepaalde toepassingen vrijgesteld:

- voor kolen die duaal worden ingezet, dat wil zeggen als brandstof én tegelijk voor een ander doel zoals in een hoogoven (conform European Tax Directive);
- voor kolen die niet als brandstof worden gebruikt;
- voor kolen gebruikt voor het opwekken van elektriciteit.

Belasting en ODE op aardgas

Een andere qua opbrengst zeer relevante belasting is de energiebelasting (EB). Deze belasting drukt op elektriciteit (zie hierna) en aardgas, en een degressief tarief, waardoor op grootverbruik minder belasting betaald wordt dan op kleinverbruik.

Bovendien bestaat ook hier een aantal relevante vrijstellingen en teruggaveregelingen (zie ook CE Delft 2021; Vereniging voor Belastingwetenschap 2021; en OESO 2020a en 2021):

- voor metallurgische en mineralogische processen en winningsbedrijven;
- voor inzet ten behoeve van niet-energetische doeleinden (bijvoorbeeld om van aardgas kunstmest te maken);
- voor levering of het verbruik van aardgas ten behoeve van elektriciteitsopwekking in een installatie met een elektrisch rendement van minimaal 30 procent;²¹
- voor installaties die bijstook met aardgas verzorgen in het geval van stadsverwarming ('stadsverwarmingsregeling');
- teruggaveregelingen voor kerkgebouwen en non-profitinstellingen.

²⁰ Overigens wordt de norm van 10 procent bijmenging (op basis van energie-inhoud) in 2018 bijna nergens gehaald. Bij benzine helemaal niet (10 procent bijmenging in liter is daar 6,5 procent bijmenging in energie-inhoud) en bij diesel bij bijmenging met FAME (Fatty Acid Methyl Ester) ook niet. Met HVO (Hydrotreated Vegetable Oil) kan die 10 procent wél gehaald worden, maar die wordt pas sinds 2019 echt bijgemengd. Daarom is in deze studie verondersteld dat géén biobrandstof in 2018 onder de teruggaveregeling valt.

²¹ Hierdoor blijven wkk's die vooral gericht zijn op warmteopwekking, buiten de vrijstelling; deze worden dus wel belast.

Verder gelden voor de glastuinbouw verlaagde tarieven. Omdat de inzet van aardgas voor warmte-krachtkoppeling (wkk) is vrijgesteld, gaat het dus alleen over het deel van het aardgasverbruik dat niet in aanmerking komt voor die vrijstelling.²² Van belang is ook dat de levering van warmte opgewekt met wkk-installaties, niet belast is.

Zoals aangegeven, wordt naast de energiebelasting op aardgas sinds een aantal jaren ook ODE geheven. Bedrijven die zijn vrijgesteld van deze belasting, zijn ook vrijgesteld van de ODE. De voor de ODE geldende tarieven voor 2018 zijn in de analyse meegenomen.

Belasting en ODE op elektriciteit

Verder is er een nog indirectere vorm van CO₂-beprijzing, namelijk via de energiebelasting op elektriciteit. De EB op elektriciteit is een eindverbruikersheffing waarbij alleen het directe verbruik van elektriciteit wordt belast en dus niet de warmte en de omzettingsverliezen die ontstaan bij de productie van elektriciteit. Zolang (een deel van) het elektriciteitsverbruik bij de opwekking afhankelijk is van het gebruik van fossiele energiedragers, heeft het een indirect verband met de CO₂-emissies van die brandstoffen. Maar de EB op elektriciteit is niet afhankelijk van de wijze waarop deze is opgewekt. Net als bij de belasting op aardgas geldt hier een degressief tarief.

Verder bestaan er ook voor elektriciteit diverse vrijstellings- en teruggaveregelingen (zie CE Delft 2021):

- voor het gebruik voor chemische reductie en elektrolytische en metallurgische procedés;
- vrijstelling voor opgewekte elektriciteit voor eigen verbruik in een wkk-installatie (zie ook onder aardgas);
- voor het gebruik door winningsbedrijven, waterbedrijven en voor het afvalbeheer;
- voor zelfopwekking door huishoudens en bedrijven
- voor de salderings- en postcoderegeling;
- tijdelijk verlaagd tarief laadpalen;
- belastingvermindering van een vast bedrag per (elektriciteits)aansluiting;
- teruggave voor zakelijk grootverbruik van energie-intensieve bedrijven (verbruik meer dan 10 miljoen kilowattuur per jaar). Die bedrijven moeten een convenant in de vorm van een Meerjarenafpraak (MJA) hebben gemaakt om de energie-efficiëntie te verbeteren. Of een bedrijf energie-intensief is, hangt af van kosten die een bedrijf maakt voor zijn energieverbruik en van de productiewaarde en toegevoegde waarde van het bedrijf.

Ook over het elektriciteitsverbruik wordt sinds een aantal jaren ODE geheven. Daarbij geldt dat bedrijven die zijn vrijgesteld van de EB, dat ook zijn voor de ODE.

²² Dat kan zijn in verwarmingsketels die geen elektriciteit opwekken, maar mogelijk ook een wkk-installatie met een elektrisch vermogen minder dan 60 kilowatt of een elektrisch rendement van minder dan 30 procent.

Overige relevante belastingen

In deze studie nemen we naast belastingen op de energieproducten kolen, elektriciteit, aardgas en motorbrandstoffen ook de *afvalstoffenbelasting* mee. Deze wordt geheven per ton afval dat wordt aangeboden voor verbranden en storten, en daarmee op de impliciete CO₂-emissie van afval in de eindfase van het economisch proces. De afvalstoffenbelasting is van belang omdat er bij afvalverbrandingsinstallaties ook elektriciteit wordt geproduceerd. De broeikasgasemissies die daarbij vrijkomen, hoeven volgens het IPCC alleen meegerekend te worden als het om niet-biogeen afval gaat.

Vrijstellingen zijn er voor baggerspecie, zuiveringsslib en asbest.

Overzicht

In tabel 3.1 vatten we de vormgeving van de verschillende instrumenten in 2018 samen.

Tabel 3.1

Belangrijkste vormgevingskenmerken van bestaande klimaatbeprizing

Instrument	Wie?	Grondslag	Maatstaf	Tarief (euro/maatstaf)	Belangrijkste Vrijstellingen
Expliciet					
1. EU ETS	Elektriciteit, industrie	Uitstoot installaties die onder ETS vallen ¹	Ton CO ₂ -equivalenten	Marktprijs	Geen
Impliciet					
2. Accijns minerale oliën	Mobiliteit	Motorbrandstof Verwarming	Liter	0,49-0,78	Verbruik in lucht- en scheepvaart
3. Kolenheffing	Elektriciteit, Industrie		Ton	5,1-7,3	Verbruik voor opwekking elektriciteit
4. Energiebelasting Aardgas en ODE	Industrie, mkb, huishoudens	Verwarming	m ³	0,015-0,289	Verbruik voor opwekking elektriciteit en wkk
5. Energiebelasting Elektriciteit en ODE	Industrie, mkb, huishoudens	Consumptie geleverde elektriciteit	kWh	0,001-0,118	Verbruik energie-intensieve sectoren
6. Afvalstoffen-belasting	Afvalbedrijven	Eindverwerking aangeleverd afval	Ton afval	13,2	

¹ Er gelden criteria zoals installaties die groter zijn dan 20 MW. Verder vallen ook PFK's en lachgas bij de productie van salpeterzuur, adipinezuur, glyoxal en glyoxylzuur onder het ETS (zie ook NEa).



Via Schiphol wordt veel kerosine verkocht aan de internationale luchtvaart. Hierover hoeft geen belasting te worden betaald.

3.2 Emissies en energieproducten

In de tweede stap (zie ook paragraaf 2.3) wordt specifiek uitgewerkt hoe de in de vorige paragraaf geschetste beprijzing samenhangt met activiteiten die direct BKG-uitstoot veroorzaken en de uitgestelde emissies van met name fossiele koolstof in producten. Daarvoor is het noodzakelijk om een expliciet verband te leggen tussen de BKG-uitstoot in het economisch systeem en de grondslagen waarop de beprijzingsinstrumenten betrekking hebben. Hoe daarmee in deze studie precies is omgegaan, leggen we in deze paragraaf uit.²³

3.2.1 BKG-uitstoot in het economisch systeem

De relatie tussen BKG-uitstoot en beprijzingsinstrumenten hangt sterk af van het type BKG en de activiteiten waarbij deze BKG-en nu of later vrijkomen. Grofweg onderscheiden we vier categorieën BKG-emissies in deze studie:

- i. Directe CO₂-emissies vanwege verbranding van fossiele energie, biomassa en afval in verbrandings- en verwarmingsketels en in productieprocessen waar deze bronnen als feedstocks worden verwerkt;

²³ De directe emissies hebben vanuit het bezien vooral betrekking op zogenoemde scope-1-emissies. Bij scope 2 gaat het om de indirecte uitstoot die ontstaat bij de producent van de ingekochte elektriciteit of warmte. Scope 3 betreft de indirecte CO₂-uitstoot van bedrijfsactiviteiten verderop in de productieketen.

- ii. Uitgestelde CO₂-emissie bij gebruik van fossiele energiedragers als feedstock voor de productie van met name basismaterialen in de energie-intensieve industrie;
- iii. CO₂-emissies gerelateerd aan het verbruik van bunkerbrandstoffen door vliegverkeer en de internationale zeescheepvaart;
- iv. Emissies van andere BKG-en dan CO₂, zoals methaan en lachgas, waarvan activiteiten in de landbouw de belangrijkste bron vormen.

De eerste categorie betreft activiteiten door de hele economie. Deze variëren van de inzet van fossiele energiedragers en biomassa bij de productie van elektriciteit in grote energiecentrales tot de inzet van biomassa in open haarden voor verwarming, en van de inzet van kolen en aardgas in specifieke productieprocessen in de industrie tot het gebruik van diesel en benzine in het verkeer. Bij verbranding ontstaan tegelijkertijd andere emissies naar de lucht die voor luchtverontreiniging zorgen, zoals stikstofdioxide en fijnstof. Maar ook andere schade in het verkeer kan in belangrijke mate direct samenhangen met het verbruik van energiedragers.

Waar het gaat om de CO₂-emissies bij de verbranding van fossiele energiedragers, vallen deze ook onder het huidige beleid gericht op de reductie van BKG-en. Dat geldt niet voor de CO₂-emissies die ontstaan bij verbranding van biomassa. Volgens IPCC-afspraken over BKG-en worden deze niet meegerekend als BKG-emissie. Zolang biomassa namelijk betrekking heeft op kort-cyclische BKG-emissies die vooral samenhangen met planten- en bomengroei, mag er vanuit worden gegaan dat hierin eerder CO₂ uit de atmosfeer is vastgelegd.²⁴ Van belang is hier ook de behandeling van afval. Biogeen afval wordt namelijk tot biomassa gerekend maar niet-biogeen afval niet. De emissies van niet-biogeen afval worden daarom wel door de IPCC meegenomen. Het gaat hier immers vaak ook om eerder of vroeger in de keten opgeslagen koolstof in eindproducten waarvan de herkomst vaak fossiel gerelateerd is, zoals bij plastics. Voor een volledig beeld nemen we de CO₂-emissies uit biomassa wel expliciet in onze analyse mee.

De tweede categorie betreft CO₂-emissies die zijn gerelateerd aan de inzet van fossiele energiedragers nu, maar waarvan de daadwerkelijke uitstoot meestal pas op termijn zal plaatsvinden. Het gaat hierbij om het gebruik van fossiele energiedragers als grondstof, waarbij de koolstof uit de fossiele grondstof in het product wordt vastgelegd. Dit gebruik speelt een grote rol in de discussie over de circulaire economie en de samenhang daarvan met de klimaattransitie (zie ook Drissen & Vollebergh 2018b). De directe emissies die in deze productieprocessen ontstaan, vallen onder de eerste categorie, maar voor dat deel van de koolstof dat in het product terecht komt is in feite sprake van *uitstel* van CO₂-emissies. Dit is met name het geval bij de productie van plastics uit aardolie. Dan ontstaat de CO₂-uitstoot pas op het moment dat de plastics in de afvalfase terechtkomen en worden verbrand. Vandaar dat het hier in feite gaat om *potentiële* (vaak *toekomstige*) emissies. Deze uitgestelde CO₂-emissies tellen onder het huidige klimaatbeleid pas mee op het moment dat de

²⁴ Emissies van andere BKG-en, zoals methaanemissies van biomassa (zoals biogeen afval), moeten volgens het IPCC dan weer wel meegenomen worden.

producten worden verbrand. Omdat hier echter wel een direct verband is met het al of niet geprijsde gebruik van de fossiele energiedrager en de toekomstige CO₂-uitstoot, brengen we ook deze potentiële emissies in deze studie expliciet in beeld.

De derde categorie betreft de zogenoemde emissies uit bunkerbrandstoffen voor het vliegverkeer en de internationale zeescheepvaart. Via Schiphol en de Rotterdamse haven wordt relatief veel van deze brandstoffen, zoals kerosine en zware stookolie, verkocht aan de internationale lucht- en scheepvaart. De CO₂-emissies die gepaard gaan met het verbruik van deze in Nederland verkochte brandstoffen, zullen grotendeels buiten Nederlands grondgebied plaatsvinden en worden niet tot het nationale emissietotaal gerekend. Niettemin is een substantiële hoeveelheid van deze CO₂-emissies gerelateerd aan de levering van energie in Nederland. Daarom brengen we deze emissies in deze studie wel in beeld.

Tot slot is er nog een vierde categorie BKG-emissies, waarbij het gaat om BKG-en anders dan CO₂. Deze emissies ontstaan met name bij het houden van landbouwhuisdieren zoals kippen, koeien en varkens, maar ook bij de productie van landbouwgewassen. Het betreft hier vooral emissies van methaan (CH₄) en lachgas (N₂O).

Tabel 3.2

Omvang van de BKG-emissies in vier onderscheiden categorieën voor Nederland in 2018

	In Mton CO ₂ -equivalent	%
CO₂-emissies gerelateerd aan gebruik energiedragers	255	90
• directe emissies	177	62
• uitgestelde emissies	30	11
• bunkerbrandstoffen	48	17
Overige BKG-en¹	29	10
Totaal	284²	100

¹ Deze categorie bestaat voor een groot deel uit emissie van BKG-en die niet gerelateerd is aan energiedragers. Zie appendix B, tabel B.3 voor de samenstelling van deze emissies. Tot deze categorie rekenen we ook een klein deel energie-gerelateerde niet-CO₂ (met name CH₄ uit aardgas, maar ook N₂O uit biomassa).

² De totale BKG-emissies wijken af van de totale BKG-uitstoot zoals gerapporteerd door de Emissieregistratie, omdat in onze berekeningen ook de CO₂-emissies door gebruik van biomassa en de toekomstige emissies vanwege het non-energetisch gebruik van energiedragers zijn meegenomen.

Bron: CBS Energiebalans op Statline (januari 2020); RIVM, Emissieregistratie (februari 2020); RVO (2020) en eigen berekeningen.

Tabel 3.2 geeft de omvang van deze vier categorieën voor Nederland in 2018. Hieruit blijkt duidelijk dat directe CO₂-emissie gerelateerd aan het gebruik van energiedragers verantwoordelijk is voor het grootste deel van de BKG-emissies. Maar liefst 62 procent is het gevolg daarvan. Uitgestelde emissies hebben betrekking op 11 procent van de emissies,

bunkers 17 procent en de overige BKG-en slechts 10 procent van het geheel. Tot nu toe ging de aandacht in het beleid dan ook vooral uit naar de directe CO₂-emissies gerelateerd aan het gebruik van fossiele energiedragers. Dat is weerspiegeld in de aangrijpingspunten van de beprijzingsinstrumenten.

3.2.2 Beprijzingsinstrumenten en de relatie daarvan met BKG-uitstoot

Om een goed inzicht te krijgen in *wie wat waarvoor betaalt* als gevolg van de inzet van de eerder genoemde beprijzingsinstrumenten, moeten deze instrumenten worden gekoppeld aan de relevante emissies van de desbetreffende actoren die al of niet voor deze emissies moeten betalen. Met andere woorden, we moeten vaststellen *welke emissies* vrijkomen bij de activiteiten *waarop de instrumenten betrekking hebben*.

We hebben in paragraaf 3.1 al uiteengezet dat de beprijzingsinstrumenten zowel expliciet als impliciet BKG-en kunnen beprijzen. Maar juist omdat niet alle BKG-uitstoot expliciet of direct wordt beprijzd, is met name ook de impliciete beprijzing van belang voor een goed inzicht in hoe deze emissies uiteindelijk worden beprijzd. Bij het belasten van het energieverbruik maakt de indirecte relatie met BKG-uitstoot soms veel uit voor hoe uiteindelijk deze uitstoot wordt beprijzd. Daarbij worden bepaalde fossiele brandstoffen bijvoorbeeld soms wel beprijzd, maar soms niet of juist vrijgesteld van belasting, terwijl andere energiedragers die niet direct verantwoordelijk zijn voor emissies, zoals elektriciteit, juist wel worden beprijzd. Ook wanneer instrumenten vaak wel aangrijpen bij energiedragers die direct emissies veroorzaken, is de samenhang met het al of niet beprijzd zijn van de specifieke omvang van de BKG-en uitstoot niet altijd duidelijk. Ook kan het bijvoorbeeld zo zijn dat een deel van de BKG-uitstoot niet één, maar wel twee keer door meerdere instrumenten wordt beprijzd, terwijl een ander deel van de emissies helemaal niet wordt beprijzd.

Hoewel de BKG-uitstoot dus zeker niet exclusief samenhangt met CO₂-emissies als gevolg van de inzet van fossiele energiedragers, gaat het dus wel om verreweg de grootste categorie, zo bleek uit tabel 3.2. Vanwege deze belangrijke rol van met name fossiele energiedragers voor de uitstoot van BKG-en, maar ook voor die van andere emissies, wordt in deze studie nadrukkelijk nagegaan welk verband de bestaande beprijzingsinstrumenten hebben met het energiesysteem als geheel. Energie vormt immers een onlosmakelijk onderdeel van veel van de activiteiten in het economisch systeem. Dit heeft als consequentie dat, als bepaalde energiedragers minder worden gebruikt, andere energiedragers deze rol zullen overnemen. De energietransitie kan dan ook tot aanzienlijke verschuivingen leiden in het energiesysteem. Zo betekent een overschakeling van de verbrandingsmotor naar elektrisch vervoer dat het gebruik van minerale olie zal afnemen, terwijl dat van elektriciteit juist toeneemt. Die elektriciteit moet echter worden opgewekt en alleen wanneer die opwekking minder koolstofintensief is dan het gebruik van de minerale olie zelf, zal dat per saldo een vermindering van BKG-en opleveren.

3.2.3 De rol van het energiesysteem

Omdat het huidige prijsinstrumentarium dus vooral betrekking heeft op de BKG-uitstoot die voortvloeit uit het energieverbruik, is het noodzakelijk een directe koppeling te leggen tussen het gebruik van de verschillende energiedragers en de beprijzing daarvan. Het gaat hier dus om een inventarisatie van de koppeling van emissies aan de hiervoor verantwoordelijke economische activiteiten oftewel verbruikscategorieën (zie ook OESO 2013; en Harding et al. 2014). Mede op basis hiervan ontstaat beter inzicht in de rol van de verschillende prijsinstrumenten bij verbruiks- en investeringsbeslissingen, in de wijze waarop deze instrumenten weer gekoppeld zijn aan het veroorzaken van (minder) emissies en in de alternatieve technologie die daarbij mogelijk relevant is.

Deze koppeling vraagt om een goed beeld van de inzet van diverse energiedragers op verschillende plaatsen in het economisch proces. Daarbij is het ook van belang om het energieproductieproces zelf goed in beeld te brengen, dat wil zeggen de omzettingen die een rol spelen bij het transformeren van ruwe energieproducten, zoals olie, kolen en gas, in afgeleide energieproducten, zoals elektriciteit en motorbrandstoffen (zie ook appendix A). Zoals eerder aangegeven is het mede op basis van dit inzicht mogelijk om de effectieve CO₂-prijs per verbruikscategorie te berekenen.

Het verbruik van energie kan worden beschouwd vanuit de vraag door eindgebruikers of vanuit de voor die vraag benodigde energiedragers aan de aanbodzijde (PBL et al. 2020a). Beide zijn in deze analyse van belang. Het totale energieverbruik bestaat uit:

1. energieverbruik door de energiesector zelf;
2. energie benodigd om energiedragers om te zetten in andere energiedragers (vaak met verlies van energie bij de omzetting);
3. distributieverliezen;
4. verbruik van energiedragers voor energetische of niet-energetische doeleinden door eindgebruikers (finaal verbruik).

De som van al deze vormen van energieverbruik wordt in de Energiebalans aangeduid als het verbruikssaldo. In 2018 was dit saldo 3089 petajoule (PJ) (zie tabel 3.3). Daarnaast vindt er in Nederland dus zoals eerder aangegeven nog bunkering plaats van brandstof voor de internationale lucht- en scheepvaart, namelijk 639 petajoule in 2018.

Tabel 3.3

Verbruik van energiedragers in Nederland in 2018 in petajoule

	Kolen	Aard-olie	Aardgas	Bio-massa	Overig hernieuwbaar	Overig ⁵	Totaal
<i>Energiesector</i>							
Raffinaderijen	0	86	21	0	0	0	107
Overig eigen verbruik	8	0	23	0	0	0	31
<i>Energie-omzetting</i>							
Inzet voor elektriciteit/wkk	248	16	480	72	52	102	969
Omzettingsverliezen overig	65	14	15	31	0	6	130
<i>Eindverbruikers</i>							
Industrie en bouw	23	118	181	6	0	1	328
Niet-energetisch verbruik industrie ⁴	0	425	101	0	0	0	526
Verkeer ^{1,2}	0	501	3	0	0	0	504
Gebouwde omgeving ³	0	6	411	18	10	1	446
Landbouw	0	1	39	5	4	0	49
Verbruikssaldo (Totaal)	344	1.167	1.273	131	66	109	3.089
<i>Bunkers</i>	0	639	1	0	0	0	639

¹ Verkeer is inclusief verbruik van motorbrandstoffen voor voertuigen die in de Energiebalans onder andere sectoren vallen, zoals landbouwmachines of vissersboten. Daarvoor is al het verbruik genomen van brandstoffen die in de regel voor mobiele bronnen worden gebruikt. Een klein deel wordt gebruikt voor andere doeleinden, zoals lichte stookolie. Het deel voor stationaire doeleinden kon niet worden bepaald en is ook bij verkeer weergegeven.

² Gebruik van biobrandstoffen in het verkeer is niet apart weergegeven in de Energiebalans maar als onderdeel van aardolie.

³ Energieverbruik van huishoudens, dienstensector, reparatiebedrijven, afvalverwerking en waterbedrijven exclusief verbruik van motorbrandstoffen en elektriciteit. Ook hier is 0,1 petajoule verbruik meegenomen waarvan de afnemer onbekend is.

⁴ Het niet-energetisch verbruik verkeer en huishoudens (smeermiddelen, 4 petajoule) is in deze tabel bij eindverbruik van de sectoren zelf ondergebracht.

⁵ Overige energiedragers zijn met name kernenergie en niet-biogeen afval. De netto-invoer (invoer minus uitvoer) is hier ook aan toegevoegd (bij elektriciteit) aangezien de ingevoerde elektriciteit verbruikt wordt in Nederland en daarmee volgens de Energiebalans onderdeel is van het verbruikssaldo.

Bron: CBS Energiebalans op Statline (januari 2020).

Tabel 3.3 maakt onderscheid tussen de verschillende energiedragers (zowel fossiel als niet-fossiel) en de sectoren waarin deze worden verbruikt. Zoals uit tabel blijkt, is het overgrote deel van het energieverbruik in Nederland in 2018 gebaseerd op fossiele energiedragers. Zo'n 90 procent van het energiesysteem zonder bunkers bestaat uit het verbruik van kolen, aardgas en olie. Het aandeel niet-fossiel in het verbruik is nog steeds beperkt. Biomassa is goed 131 petajoule oftewel 4 procent van het totaal en voor alle overige hernieuwbare energie waaronder zon, wind en kernenergie resteert zo'n 175 petajoule of 6 procent.

Een deel van het verbruik vindt plaats in de energiesector die brandstoffen levert aan het eindverbruik, zoals de raffinagesector die nafta levert aan de (chemische) industrie en diesel en benzine aan de sector verkeer. De energie (en potentiële) emissies die met deze levering zelf gemoeid zijn, worden toegerekend aan het eindverbruik.

Een ander deel wordt verbruikt in de elektriciteitssector die verantwoordelijk is voor energieomzetting in elektriciteit en warmte. De tabel geeft specifiek inzicht in het totale verbruik van de verschillende energiedragers bij de elektriciteitsproductie ('inzet voor elektriciteit en wkk'). Dat verbruik omvat dus niet alleen de energie die uiteindelijk als elektriciteit wordt geleverd aan de eindverbruikers, maar ook de energieverliezen die ontstaan bij de omzetting van de achterliggende energiedragers naar elektriciteit, vaak in de vorm van warmte. Voor zover deze elektriciteit wordt opgewekt in wkk-installaties, beperkt dit wel de energieverliezen omdat een deel van de warmte die hierbij ontstaat, wordt benut.²⁵ Overigens ontstaat ook bij andere omzettingen van energieproducten warmte, maar daarvan kan slechts een veel geringer gedeelte worden benut om de energieverliezen te verminderen (CE Delft 2018).²⁶

Tot slot schetst de tabel de energie-inzet van eindverbruikers die vaak meer stroomafwaarts in de productieketen actief zijn, zoals de industrie, verkeer, gebouwde omgeving en landbouw. Dat zijn naast de elektriciteitssector ook typisch de sectoren die vaak in het klimaatbeleid worden onderscheiden. Vooral de industrie is een grootverbruiker en daarbij valt op dat het niet-energetisch verbruik – dat vooral verantwoordelijk is voor de potentiële emissies – zelfs groter is dan het directe energetische gebruik. In de landbouw is het energieverbruik beperkt en vooral verbonden aan de glastuinbouw.

3.2.4 Energiegebruik, BKG-uitstoot en sectorale emissies

De energiebalans maakt het mogelijk om expliciet het via de beprijzingsinstrumenten belaste verbruik van energiedragers te koppelen aan de BKG-uitstoot die daaraan is gerelateerd. Door toepassing van vaste emissiefactoren voor de verschillende fossiele energiedragers en biomassa kan de hieraan gerelateerde CO₂-emissie worden bepaald. Ook energie gerelateerde emissies van andere BKG-en kunnen worden gekoppeld aan het relevante energiegebruik. Zo is het mogelijk vast te stellen wat de relatie is tussen verschillende verbruikscategorieën, belastinggrondslagen en de daaraan verbonden BKG-emissie. Als specifieke verbruikscategorieën in bepaalde sectoren zijn vrijgesteld, kan daar ook rekening mee worden gehouden.

²⁵ Wkk leidt altijd tot een efficiëntere benutting van de energiedrager omdat warmteverliezen dan zoveel mogelijk worden benut (zie appendix D). Soms is daarbij de productie van elektriciteit het hoofddoel en de warmte bijproduct, maar soms ook is het omgekeerde het geval.

²⁶ Volgens CE Delft (2018) "lozen de Nederlandse industrie en energiecentrales jaarlijks grote hoeveelheden restwarmte naar de rijkswateren (HWS) en de lucht (omvang ca. 250 PJ/jr, afhankelijk van de rekenmethode). Daarvan is circa 100 petajoule per jaar geschikt voor nuttig en duurzaam hergebruik, bijvoorbeeld voor andere bedrijven of in de gebouwde omgeving".

Voor de berekening van de effectieve emissieprijsen is uiteindelijk al het energieverbruik en de daarmee gemoeide BKG-uitstoot toegerekend aan de hiervoor al genoemde sectoren elektriciteit, industrie, verkeer, gebouwde omgeving en landbouw (zie ook paragraaf 2.4). Met name de omgang met elektriciteit wijkt af van wat gangbaar is in de KEV en het Klimaatakkoord. Dit hangt samen met het feit dat de belasting op elektriciteit alleen betrekking heeft op het eindverbruik daarvan, terwijl voor de productie van die elektriciteit veel meer energie nodig is. Om de bijdrage van deze eindverbruiksbelasting aan de effectieve emissieprijs te kunnen bepalen moet dat deel van de totale BKG-uitstoot van elektriciteitsopwekking worden bepaald dat samenhangt met de uiteindelijk geleverde elektriciteit. Dit is slechts een deel van de totale uitstoot, omdat van de totale inzet van (fossiele) energiedragers benodigd voor deze omzetting ook een deel als omzettingsverliezen verloren gaat. Door de grote aandacht voor het vrijkomen van emissies bij vooral het eindverbruik blijft dit aspect van het energieverbruik vaak buiten beeld (zie ook MacKay 2007). Door ook de inzet van energiedragers voor omzetting ('input') in beeld te brengen, kunnen we rekening houden met deze rol van omzettingsverliezen, energieverbruik door de energiesector zelf en distributieverliezen en de daarmee gepaard gaande BKG-emissie.

Voor een adequate berekening van de effectieve emissiebijzetting van elektriciteit is daarom in deze studie alle elektriciteitsopwekking in het energiesysteem samengenomen in één sector, dus ook die in afvalverbrandingsinstallaties en wkk-installaties die in volledig eigendom zijn van industriële bedrijven of glastuinders. Zo kan op transparante wijze inzichtelijk worden gemaakt hoe de belasting op elektriciteit doorwerkt in de effectieve emissieprijs voor de verschillende energiedragers die in de elektriciteitsopwekking worden ingezet.

Verschillen tussen de emissies die zijn toegekend aan de elektriciteitssector in onze studie en de indeling volgens de klimaattafels, die ook in de KEV wordt gehanteerd, hebben daardoor vooral betrekking op de klimaattafels industrie en landbouw. Deze hebben namelijk een belangrijk aandeel in de elektriciteitsproductie vanwege de elektriciteitsopwekking in afvalverbrandingsinstallaties (klimaattafel industrie) en wkk-installaties (industrie en glastuinbouw) (zie ook appendix D). Overigens rekenen we het overige energieverbruik uit de energiesector (zie tabel 3.3) overeenkomstig de afspraken over de klimaattafels tot de emissiesector industrie.

Tabel 3.4 geeft een samenvattend overzicht van de aandelen van de sectoren in zowel het energieverbruik als de BKG-uitstoot in de verschillende categorieën zoals we die onderscheiden in deze studie en die achter de berekeningen van de effectieve emissieprijs zitten. Bijlage B.2 geeft voor de verschillende sectoren een verdere uitsplitsing naar brandstoffen.

Tabel 3.4

Verbruik energiedragers en BKG-en naar sector en emissie categorie volgens indeling in deze studie

	Energie-verbruik		Broeikasgasemissie (Mton CO ₂ -eq.)				Totaal
	PJ	CO ₂		overige BKG-en ¹			
		directe emissie fossiel	directe emissie biomassa ²	uitgestelde emissie ²	energie-gerelateerd	overige bronnen	
Elektriciteit	969	55,5	7,7		1,1	0,0	64,3
Industrie	1.122	45,0	2,9	31,1	0,0	8,1	87,1
Verkeer	504	36,3		0,2	0,4	0,5	37,3
Bunkers ²	639	48,0					48,0
Gebouwde omgeving	446	23,7	2,0	0,1	0,5	0,0	26,3
Landbouw	49	2,3	0,5		0,0	18,2	21,0
Totaal	3.729	210,8	13,1	31,4	1,9	26,7	284,0
<i>Totaal, exclusief bunkers</i>	3.089	162,8	13,1	31,4	1,9	26,7	236,0

¹ Dit betreft ook CO₂-emissie die niet gerelateerd is aan het verbruik van energiedragers (1,3 megaton, zie voor een nadere uitsplitsing appendix B).

² Deze (potentiële) emissies – bunkers, biomassa en uitgestelde emissies – tellen niet mee in de KEV.

Bron: eigen berekeningen PBL.

4 De effectieve CO₂-beprijzing in 2018

In dit hoofdstuk berekenen we de *effectieve* CO₂-prijs voor verschillende gebruikscategorieën, te weten elektriciteit, industrie, verkeer, gebouwde omgeving en landbouw. Hiervoor maken we gebruik van de gegevens over het bestaande beprijzingsinstrumentarium uit hoofdstuk 3 en het daarmee verbonden energieverbruik.

4.1 Algemeen

Om uiteindelijk de effectieve CO₂-beprijzing uit te rekenen moet de bestaande beprijzing dus worden toegerekend aan dat deel van het verbruik waarvoor die belastinggrondslag expliciet dan wel impliciet geldt (zie ook paragraaf 2.3). De berekening voor de CO₂-uitstoot via het EU ETS is gebaseerd op de uitstootgegevens van de relevante installaties die deel uitmaken van de vijf hier onderscheiden sectoren (zie appendix E). De berekening voor het impliciet belaste deel van de BKG-uitstoot is gebaseerd op gedetailleerde gegevens over energieverbruik en de bijbehorende emissiefactoren (zie met name paragraaf 3.2 en appendix B). Daarbij wordt ook rekening gehouden met verschillen in de energie-efficiëntie bij de omzetting van fossiele energiedragers in elektriciteit (zie ook appendix D) en alle vrijstellingen. Uiteindelijk kan zodoende de BKG-uitstoot in zijn geheel worden weergegeven met de daaraan toegewezen beprijzing, omgerekend naar een tarief per uitgestoten ton CO₂(-equivalent).

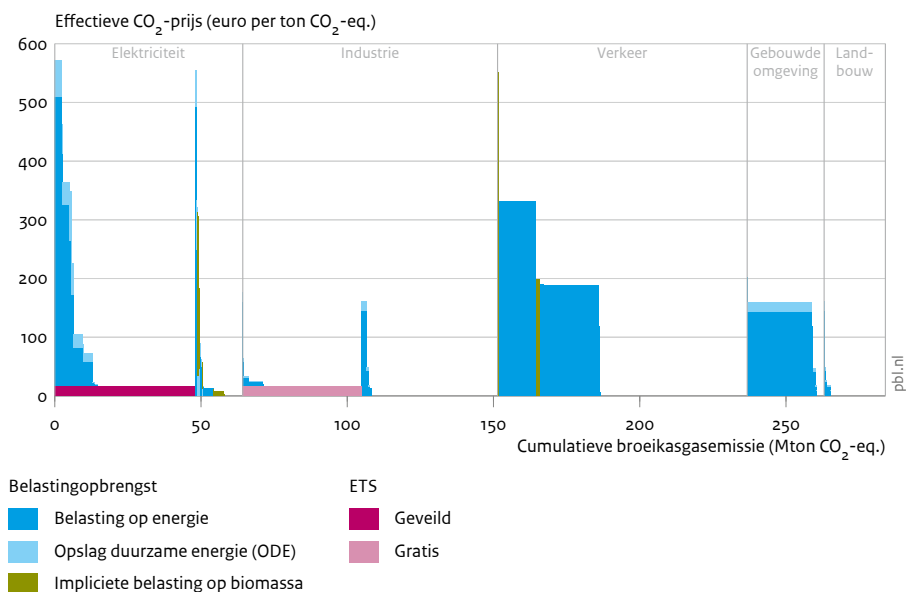
De resultaten van de zo berekende effectieve CO₂-prijzen zijn weergegeven in figuur 4.1. Deze figuur brengt de effectieve prijzen voor de BKG-uitstoot van de economie als geheel in beeld voor de in het vorige hoofdstuk genoemde vijf sectoren.²⁷ Op de horizontale as staan de (potentiële) emissies van BKG-en die grotendeels samenhangen met het gebruik van de verschillende typen energiedragers in die sectoren. Hierbij komen dan wel alleen die energiedragers in beeld die ook direct gepaard gaan met BKG-uitstoot, met name dus de fossiele brandstoffen en biomassa.²⁸ Op de verticale as staat de omgerekende hoogte van de expliciete en impliciete prijzen per ton CO₂.

²⁷ In principe is het ook mogelijk om sectorspecifieke presentaties te geven waarbij het finale verbruik van de binnen de sector zélf opgewekte elektriciteit ook aan de sector wordt toegekend. Dit doet de OESO bijvoorbeeld voor enkele sectoren in de Nederlandse industrie, zoals de chemie (zie Anderson et al 2021).

²⁸ Andere energiedragers, zoals de hernieuwbare bronnen zon en wind, komen alleen in beeld wanneer de energiewaarde (in bijvoorbeeld gigajoule) wordt weergegeven. Zie hiervoor hoofdstuk 6.

Figuur 4.1

CO₂-beprijzing en opbrengsten, 2018



Bron: PBL

Omdat de effectieve CO₂-prijs verschilt tussen energiedragers en toepassingen, geeft de horizontale as dus in feite een uitsplitsing van de gegevens uit tabel 3.3 en 3.4. Waar relevant is daarbij expliciet een relatie gelegd met de BKG-impact van het achterliggende energieverbruik in de onderscheiden sectoren. Hierbij wordt dus ook het niet-energetisch verbruik in met name de industrie meegenomen en bunkers bij de sector verkeer. Verder geldt voor biomassa dat de CO₂-emissies die met het verbruik van biomassa samenhangen, in principe netto niet meetellen voor de klimaatimpact, maar in onze analyse dus wel worden weergegeven. En, tot slot, is ook het deel BKG-uitstoot dat niet aan energie gerelateerd is meegenomen. Het gaat dan met name om de uitstoot van niet-CO₂ BKG-en in de landbouw.

De breedte van de vlakken in de figuur geeft aan welk deel van de emissies door de vijf sectoren uiteindelijk zijn beprijsd via emissierechten in het EU ETS, de verschillende groene belastingen en de ODE. Ontbreekt de beprijsing van een bepaalde toepassing van een energieproduct in een sector omdat een grondslag of een vrijstelling ontbreekt, dan is de waarde van de effectieve prijs gelijk aan nul. Dat geldt vanzelfsprekend ook als een bepaald deel van de BKG-uitstoot helemaal niet wordt beprijsd, bijvoorbeeld omdat het niet energiegerelateerd is, zoals in de landbouw. De rechthoeken tonen de totale waarde van de benodigde emissierechten dan wel de totale belastingopbrengst van een specifieke belasting op het onderscheiden energieproduct. Voor zover emissierechten gratis worden verstrekt,

vormen deze geen opbrengst voor de overheid. Dat deel wordt afzonderlijk in beeld gebracht.

Uit de figuur blijkt allereerst dat beprijzing van de CO₂-emissies in de sectoren elektriciteit en industrie vooral verloopt via het EU ETS. Afgezien van een groot deel van het niet-energetisch verbruik in de industrie dat niet wordt geprijsd, zorgt het EU ETS ervoor dat verreweg de meeste direct vrijkomende emissies in deze sectoren expliciet worden geprijsd. Het betreft hier emissies uit relatief grote bronnen. Dit is het gevolg van bewust beleid, onder meer omdat uitvoeringskosten op deze manier beperkt konden worden tot grote installaties met veel CO₂-uitstoot (De Vries et al. 1997). Bij kleinere bronnen in de zogenoemde niet-ETS-sectoren verkeer en gebouwde omgeving vindt beprijzing vooral indirect plaats via de belastingen op energieproducten, met name de accijnzen op minerale oliën in het verkeer en de belasting op aardgas in de gebouwde omgeving.²⁹ Tot slot, blijkt beprijzing van de emissie van CO₂ en andere broeikasgassen in de landbouw grotendeels nog te ontbreken, al geldt dat ook voor aanzienlijke delen van de industrie en het verkeer.

Verder valt op dat CO₂-rechten in de elektriciteitssector ieder jaar via een veiling moeten worden gekocht, terwijl een groot deel van de industrie deze rechten gratis ontvangt via een systeem van benchmarking (zie Marcantonini et al. 2017). De reden hiervoor is dat industriële sectoren veel vaker zijn blootgesteld aan concurrentie met bedrijven buiten de EU, waar de CO₂-beprijzing vaak achterloopt. Tot slot moet wel worden aangetekend dat de verschillen in beprijzing begin 2021 minder pregnant zijn, omdat de CO₂-prijs op de markt van emissierechten meer dan verdriedubbeld is vergeleken met de prijs van 16 euro per ton in 2018 die in figuur 4.1 is afgebeeld (zie ook paragraaf 7.1).

Ook blijkt dat een deel van de fossiele brandstof die wordt ingezet bij de elektriciteitsproductie, indirect wordt belast via de EB en ODE op elektriciteit. Deze belasting is een eindverbruikersbelasting geheven over het aantal kilowattuur elektriciteit dat uiteindelijk wordt geleverd. Daarbij wordt in principe geen onderscheid gemaakt naar opwekkingsmethode of rendement van de opwekking. Maar, zoals in het vorige hoofdstuk al uiteengezet, deze belasting drukt wel impliciet ook op de brandstoffen die gebruikt worden om deze elektriciteit op te wekken. Hoewel deze belasting dus door afnemers van elektriciteit in verschillende sectoren wordt betaald, worden de EB en ODE op elektriciteit in figuur 4.1 toegewezen aan de elektriciteitssector, zij het alleen aan dat deel dat uiteindelijk ook daadwerkelijk als elektriciteit wordt verbruikt.

Bij de *niet-ETS-sectoren* verkeer, gebouwde omgeving en landbouw en een behoorlijk deel van de industrie (vooral midden- en kleinbedrijf, MKB) wordt de CO₂-uitstoot vooral impliciet belast via de eerdergenoemde belastingen op energieproducten. Als de groene belastingen in deze sectoren alleen worden toegerekend aan CO₂, dan loopt de impliciete prijs zelfs op tot boven de 300 euro per ton CO₂ voor benzine. In de gebouwde omgeving bedraagt de

²⁹ Overigens is het deel van de kerosinebunkers dat betrekking heeft op vluchten binnen de EU, sinds 2012 geprijsd via het EU ETS. Vanwege toerekeningsproblemen is dit niet meegenomen in onze analyse.

gemiddelde prijs zo'n 160 euro per ton. Het zijn vooral de kleinverbruikers die deze prijs betalen; het gemiddelde tarief voor grootverbruikers is veel lager. Dit hangt direct samen met de degressiviteit in de tarieven van zowel de energielasting op aardgas als elektriciteit.

Figuur 4.1 geeft in één oogopslag het beeld van de reikwijdte, gerichtheid, stringentheid en coherentie van de bestaande systeembrede overheidsinterventies met betrekking tot de CO₂-beprijzing. De *reikwijdte* blijkt vooral uit het aandeel dat al of niet door een specifiek instrument wordt beprijsd op de x-as. Daarbij spelen vrijstellingen een sleutelrol, maar ook omzettingsverliezen bij de sector elektriciteit en industrie. Immers, als een (deel van de) gebruikte energiedrager niet wordt beprijsd vanwege vrijstellingen, teruggaveregelingen of omzettingsverliezen, dan geldt hier een effectieve prijs van nul. Tabel 4.1 geeft daarom een overzicht van alle vrijstellingen per belasting en hun aandeel bij het bepalen van de effectieve tarieven.

De *gerichtheid* komt uiteindelijk tot uitdrukking in de hoogte van de effectieve tarieven. Wanneer de CO₂-emissie zelf maatstaf is van regulering, zoals in het EU ETS, is het effectieve tarief gelijk aan de marktprijs van de emissierechten. Bij brandstoffen die een vaste emissiefactor bij de verbranding hebben, zoals kolen, olie en gas, hangt dit af van de gekozen tariefstelling van die brandstof. Weerspiegelt deze de relatieve CO₂-intensiteit precies, dan zou het effectieve tarief identiek moeten zijn. Dat is niet het geval, zo blijkt uit de figuur: kolen wordt nauwelijks belast, aardgas afhankelijk van de gebruiker en toepassing, en olieproducten juist hoog. Vanwege de ongerichtheid bij elektriciteit – alleen het finale verbruik wordt belast en ook nog tegen degressieve tarieven – zijn de effectieve tarieven niet alleen heel hoog, maar wisselen ze ook sterk.

De *stringentheid* blijkt voor een belangrijk deel uit de hoogte van de effectieve tarieven. In principe geldt dat hoe hoger het tarief, hoe sterker de stringentheid. Dit geldt bijvoorbeeld voor de hoogte van de ETS-prijs, maar ook voor de tarieven van de belastingen op fossiele energiedragers. Alleen bij de impliciete beprijzing van elektriciteit is het beeld genuanceerder. Hoewel ook hier geldt dat een hoger tarief in principe leidt tot een hoger effectief tarief, kan de hoogte van het effectieve tarief ook wijzen op een gebrek aan gerichtheid, zoals hiervoor gesteld. Het effectieve tarief is daar ook hoger naarmate de opwekking minder CO₂-intensief plaatsvindt.

Tabel 4.1

Overzicht vrijstellingen (in petajoule en megaton CO₂-equivalenten)

	PJ	Mton BKG	% BKG totaal
Belastingen op minerale oliën			
• bunkers van kerosine en zware stookolie	639	48,0	17
• niet-energetische verbruik minerale oliën	429	31,8	11
• omzettingsverliezen, restgassen, eigen verbruik	218	14,7	5
• inzet elektriciteitsproductie	16	1,0	0
• vrijstelling dieselaccijns voor visserij en de binnenvaart	19	1,4	0
• vrijstellingen kerosine, jefuel en vliegtuigbenzine voor binnenlandse vluchten	1	0,1	0
	1.322	97,0	34
Belasting op kolen			
• kolen niet als brandstof gebruikt	29	3,9	1
• kolen die dual worden ingezet, dat wil zeggen als brandstof én tegelijk voor een ander doel zoals in een hoogoven (conform EU ETD)	63	5,6	2
• inzet elektriciteitsproductie	248	23,3	8
	340	32,9	12
Belasting en ODE op aardgas			
• inzet niet-energetische doeleinden	116	6,6	2
• metallurgische en mineralogische processen en winningsbedrijven	33	1,9	1
• eigen verbruik energiesector	21	1,2	0
• inzet elektriciteitsproductie (incl. wkk's)	480	27,2	10
• bijstook met aardgas in geval van stadsverwarming	2	0,1	0
• teruggaveregelingen kerkgebouwen en non-profit	PM	PM	
	653	36,9	13
Belasting en ODE op elektriciteit			
• gebruik chemische reductie, elektrolytische en metallurgische procedés	24	1,4	1
• vrijstelling opgewekte elektriciteit voor eigen verbruik (wkk's)	41	2,5	1
• gebruik winningsbedrijven, waterbedrijven en voor het afvalbeheer	19	1,1	0
• salderings- en postcoderegeling zelfopwekking	7	0,4	0
• tijdelijk verlaagd tarief laadpalen	PM	PM	
• teruggave energie-intensieve bedrijven (>10 miljoen kWh per jaar)	39	2,4	1
	130	7,9	3

Bron: CBS en eigen berekeningen

Coherentie, tot slot, valt af te lezen uit het totaalbeeld doordat de verschillende beprijzings-instrumenten al of niet goed samenhangen. Afgezien van de grote delen van met name het potentiële gebruik van fossiele energiedragers voor niet-energetische doeleinden (vooral onder industrie), bunkers in het verkeer en de overige BKG-en in de landbouw, dekt het pakket als geheel het energetische verbruik qua reikwijdte redelijk af. Wel zijn er behoorlijke onevenwichtigheden, met name vanwege overlap in de sector elektriciteit, waar zowel ETS als EB en ODE een rol spelen, en relatief hoge effectieve prijzen in het verkeer. Dit kan erop duiden dat het beleid minder doelmatig is, maar veel hangt hierbij af van de precieze context voor het gebruik van deze energiedragers, zoals we in de komende twee hoofdstukken zullen illustreren. In de volgende paragraaf gaan we eerst dieper in op de vormgeving van de beprijzing en de relatie daarvan met het energieverbruik in de verschillende sectoren.

4.2 Sectorale analyse

In deze paragraaf bespreken we voor elk van de vijf onderscheiden sectoren in meer detail welke factoren het bestaande beprijzingsbeeld bepalen qua reikwijdte, gerichtheid, stringentheid en coherentie. Ook geven we aan waar instrumenten samenlopen en waar niet.

4.2.1 Elektriciteitssector

Algemeen beeld

In de analyse rekenen we bij de elektriciteitssector niet alleen de elektriciteit mee die wordt opgewekt in grote elektriciteitscentrales (centrale opwekking), maar ook de elektriciteit die wordt geproduceerd door wkk-installaties bij bedrijven die het produceren van elektriciteit of warmte (decentrale opwekking, met name in de industrie en glastuinbouw) niet als hoofddoel hebben.³⁰ Appendix D geeft een nadere beschrijving van de wijze waarop de elektriciteitssector in deze analyse is meegenomen.

In totaal werd in 2018 zo'n 969 petajoule aan energie ingezet voor de opwekking van elektriciteit. Daarbij spelen zo'n beetje alle energiedragers een rol (zie ook tabel 3.3). Het overgrote deel daarvan is gerelateerd aan fossiele energiedragers, met name aardgas (480 petajoule oftewel 50 procent) en kolen (248 petajoule oftewel bijna 25 procent). Afvalverbranding van niet-biogene afval nam een kleine 38 petajoule voor haar rekening. Deze bronnen zorgen bij elkaar voor een totale CO₂-uitstoot van 57 megaton bij de elektriciteitsproductie. Verder was in 2018 de inzet van biomassa (inclusief biogene deel van afvalbranding) goed voor een kleine 72 petajoule en 8 megaton CO₂-uitstoot. Volgens de huidige afspraken hoeft deze niet als netto emissie te worden aangemerkt (maar die is hier wel afgebeeld). Overige hernieuwbare energie en kernenergie waren goed voor 52 respectie-

³⁰ Zoals in hoofdstuk 3 aangegeven, zijn emissies uit wkk-installaties die primair warmte-opwekking tot doel hebben ondergebracht in de gebouwde omgeving of bij de landbouw.

velijk 34 petajoule, maar worden niet weergegeven in de figuur omdat hier geen CO₂-uitstoot mee gepaard gaat.

Het prijzingsregime in verband met de opwekking van elektriciteit is complex. Als de uitstoot die samenhangt met de opwekking van elektriciteit, verder wordt opgesplitst naar de inzet van verschillende energiedragers zoals aardgas en kolen (zie ook tabel 3.3), ontstaat het beeld van figuur 4.2. Allereerst blijkt hieruit nogmaals het belang van het EU ETS: een groot deel van de BKG-uitstoot die hier bij de omzetting vrijkomt (vooral CO₂), wordt momenteel beprijsd door het EU ETS. Slechts een beperkt deel van de CO₂-uitstoot valt buiten het EU ETS. Het gaat dan met name om de inzet van aardgas in wkk-installaties, om biomassa, waarvan de netto impact voor klimaatemissies op nul mag worden gesteld, en om afvalverbrandingsinstallaties. Van belang is ook dat de emissies die vrijkomen en onder het ETS vallen, betrekking hebben op de inzet van alle energie die de installaties ingaat en daardoor dus ook op de daarbij optredende omzettingsverliezen en het benutte warmtedeel.

Verder geldt dat de emissierechten die nodig zijn voor deze opwekking allemaal via een veiling moeten worden aangeschaft. Grofweg gesproken vloeit de opbrengst daarvan – de paarse rechthoek – naar de Nederlandse schatkist.³¹ Zoals aangegeven is hier gerekend met de gemiddelde ETS prijs in 2018 van 16 euro per ton. In de huidige situatie met een prijs van meer dan 50 euro per ton (mei 2021) dient de Nederlandse elektriciteitssector bijna driemaal meer te betalen ten opzichte van het weergegeven vlak (zie verder Hoofdstuk 7).

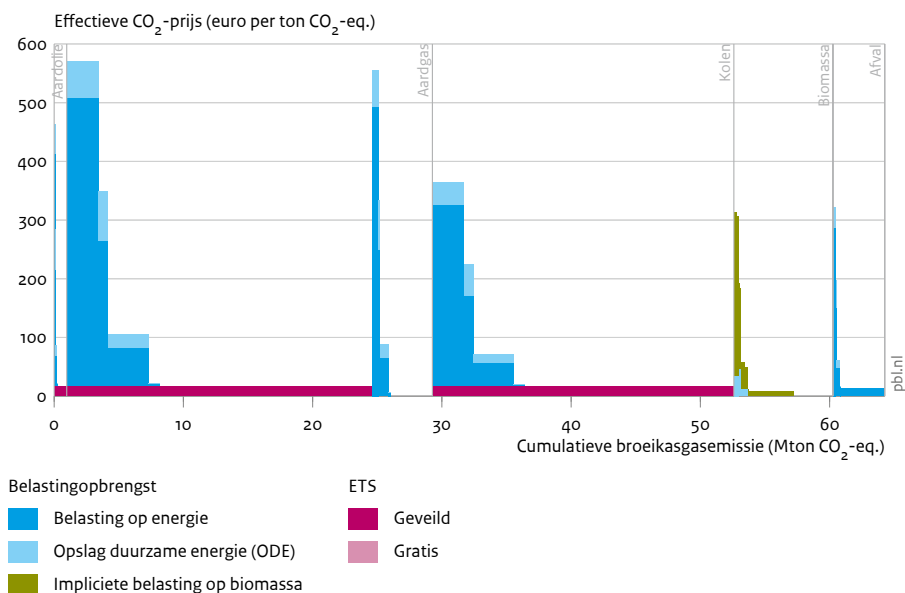
Ten tweede wordt van de grondslag bij elektriciteitsopwekking die niet onder het ETS-regime valt, nog een aanzienlijk deel beprijsd via met name de belasting op afval. Hierdoor wordt niet alleen het niet-biogene deel (in de figuur 'afval' genoemd) geraakt maar ook het biogene deel van afval (in de figuur onderdeel van 'biomassa'). Alleen de inzet van biomassa voor warmte en eigen gebruik wordt in het geheel niet beprijsd.

Ten derde spelen de EB en de ODE op elektriciteit een grote rol. Daarbij is van belang dat deze belasting geen rekening houdt met verschillen in opwekkingsmethode. Omdat deze belasting wordt geheven over alle elektriciteit die uiteindelijk wordt geleverd voor finaal verbruik, wordt zowel fossiel opgewekte als alle groene of met kernenergie opgewekte elektriciteit afgerekend tegen hetzelfde tarief. Met uitzondering van het aandeel biomassa en afval is dit echter niet zichtbaar in deze figuur omdat deze opwekkingsmethoden geen CO₂-uitstoot kennen (zie verder hoofdstuk 6). Daarbij is ook van belang dat deze belasting op elektriciteit geen rekening houdt met verschillen in rendement bij de opwekking. Van deze inzet wordt uiteindelijk alleen het elektriciteitsdeel in beginsel belast. Maar vanwege vrijstellingen en teruggaveregelingen blijft ook daarvan uiteindelijk een (groot) deel onbelast.

³¹ Emissierechten worden geveild door Nederland en andere EU-lidstaten. De opbrengst van door Nederland geveilde rechten vloeit naar de Nederlandse schatkist, maar is niet noodzakelijkerwijs gelijk aan wat de Nederlandse elektriciteitssector in totaal uitgeeft aan de aankoop van emissierechten.

Figuur 4.2

CO₂-beprijzing en opbrengsten elektriciteit naar brandstof, 2018



Bron: PBL

Al met al wordt duidelijk dat een deel van de emissies die al onder het EU ETS en de afvalbelasting vallen, worden belast via de EB en de ODE op het verbruik van elektriciteit, ook wanneer de output aan derden wordt geleverd. Bovendien heeft deze belasting betrekking op slechts een beperkt deel van het energieverbruik. De reden hiervoor is dat de belasting alleen op de elektriciteitsconsumptie rust en de benutte warmte en omzettingsverliezen buiten de heffingsgrondslag laat. Precies om die reden zijn de effectieve tarieven op de CO₂-grondslag zo hoog, zoals eerder al kort aangestipt.

Energie-efficiëntie, CO₂-beprijzing en vrijstellingen

De totale effectieve prijs op elektriciteit betreft dus niet alleen het EU ETS over het grootste gedeelte van de inzet van fossiele energiedragers bij de opwekking, maar ook de EB en ODE op het eindverbruikersdeel. Daarbij doet zich wel een groot verschil voor in energie-efficiëntie bij de inzet van de verschillende energiedragers voor elektriciteitsproductie. Het niet via de EB belaste inputgedeelte in figuur 4.2 hangt daar direct mee samen, via de omzettingsverliezen en de geproduceerde benutte warmte.

De figuur toont dan ook dat dezelfde prijs per kilowattuur elektriciteit tot een verschillende effectieve CO₂-prijs leidt. Daarbij is de effectieve CO₂-prijs voor bijvoorbeeld aardgas veel hoger dan voor kolen. Hiervoor zijn twee factoren verantwoordelijk. Ten eerste maakt

eenzelfde tarief per kilowattuur de minder CO₂-intensieve brandstof in principe relatief duurder. Daarom geldt dat hoe schoner de brandstof, bijvoorbeeld aardgas, hoe hoger de effectieve prijs per ton CO₂. Ten tweede zorgen verschillen in omzettingsverliezen eveneens voor hogere effectieve prijzen, omdat hierdoor een kleiner deel van de inzet van energiedragers overblijft om toe te kennen aan de geprijsde output. Immers, het deel dat geraakt wordt door de EB en ODE, zal bij eenzelfde inzet aan brandstof (per gigajoule) mogelijk wat kleiner zijn als de omzettingsverliezen groter zijn. Bij wkk's wordt ook de geproduceerde warmte die nuttig toegepast wordt niet belast, waardoor het gedeelte van de ingezette brandstof waarop de belasting rust (de opgewekte elektriciteit) nog kleiner wordt.

Figuur 4.3 laat de verschillen in efficiëntie zien. Zo is de warmtebenutting bij de inzet van aardgas veel groter dan bij kolen, waardoor ook de relatieve efficiëntie van aardgas veel gunstiger is. Verder valt op dat ook bij kernenergie de energieverliezen groot zijn. Bij hernieuwbare energie zijn er geen omzettingsverliezen, omdat er in feite geen omzetting van de ene in de andere energiedrager plaatsvindt (MacKay 2009). Een uitzondering hierop vormt overigens waterstof, die net als elektriciteit bij gebruik geen emissies uitstoot. Ook bij waterstof zijn er omzettingsverliezen die – afhankelijk van het type – aanzienlijk kunnen zijn (Van Zalk & Behrens 2018). Bovendien is niet alle omzetting naar waterstof vrij van emissie, wat nogmaals het belang van een goede inputbeprijzing laat zien.

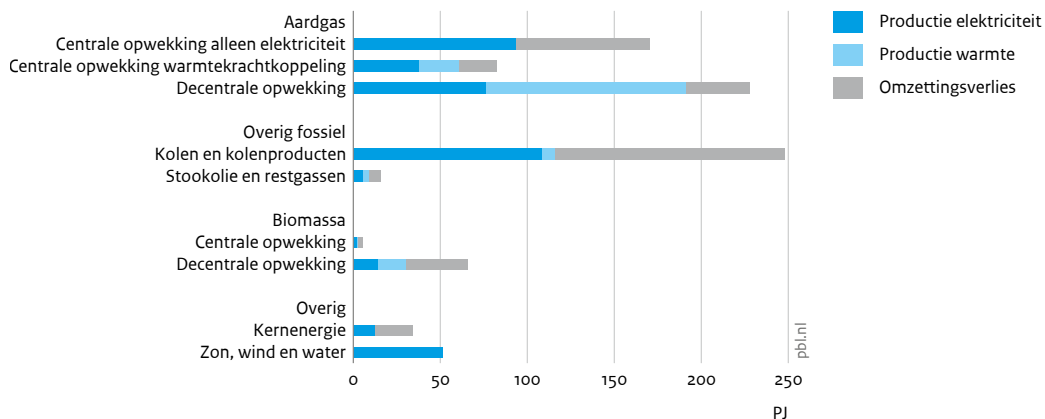
Verder komt uit figuur 4.2 ook de *degressiviteit* in de tarieven tot uitdrukking. Daar waar de effectieve prijs voor de eerste schijf van met aardgas opgewekte elektriciteit omgerekend 493 EB respectievelijk 62 ODE euro per ton CO₂ is, is deze prijs voor de laagste schijf 6 EB respectievelijk 1 ODE euro per ton CO₂. Die laagste schijf geldt met name voor grootverbruikers van elektriciteit voor zover hun verbruik *niet is vrijgesteld* van de belasting op die elektriciteit. Voor met kolen opgewekte stroom liggen deze tarieven omgerekend een stuk lager. Overigens wordt het feit dat emissievrij opgewekte stroom gelijk wordt behandeld als stroom waar bij de opwekking wel emissies ontstaan, niet zichtbaar in figuur 4.2. Dat komt omdat voor het emissievrije deel de grondslag per ton CO₂ ontbreekt.³²

Boven op de keuze om alleen het eindverbruik van elektriciteit te belasten, waardoor de opwekkingsverliezen bij met name fossiele energiedragers en biomassa (inclusief afval) buiten de heffingsgrondslag blijven, wordt in deze figuur dus ook rekening gehouden met diverse relevante vrijstellingen. Bij het ETS gaat het daarbij om vrijstellingen voor installaties met een thermisch ingangsvermogen van minder dan 20 megawatt. In totaal gaat het hier om toch nog bijna 5 megaton van met name op aardgas draaiende wkk's.

³² Bij de niet-fossiele energiedragers is in principe zelfs sprake van een oneindig hoge prijs per ton CO₂ omdat hier helemaal geen CO₂ bij vrijkomt.

Figuur 4.3

Elektriciteits- en warmteproductie en omzettingsverliezen, 2018



Bron: PBL

Verder zijn de belangrijkste vrijstellingen bij de EB en ODE (zie ook tabel 4.1):

- vrijstelling van het verbruik van aardgas voor elektriciteitsopwekking in het kader van de EB op aardgas, zowel voor centrale als decentrale wkk-installaties – die eveneens in deze figuur zijn meegenomen (en dus niet bij de andere sectoren zijn ondergebracht) – (27,2 megaton);
- vrijstelling van het verbruik van kolen voor elektriciteitsopwekking in het kader van de belasting op kolen (23,3 megaton)
- eigen verbruik van elektriciteit (2,5 megaton);
- specifieke vrijstellingen voor eindgebruikers van elektriciteit, met name bedrijven die gebruik maken van teruggaveregelingen voor grootverbruikers zoals basismetaal, een aantal chemische processen, winningsbedrijven, waterbedrijven en het afvalbeheer (4,9 megaton).

Concluderend kan gesteld worden dat de BKG-uitstoot die vrijkomt bij de opwekking van elektriciteit, voor een belangrijk deel onder het EU ETS-systeem valt en dus wordt beprijsd. In feite valt alleen het aardgasgebruik in een deel van de wkk-installaties voor met name de glastuinbouw hierbuiten. Daarnaast geldt dat de impliciete beprijzing via de EB en ODE vooral betrekking heeft op het eindgebruik, waardoor geen rekening wordt gehouden met verschillen in de efficiëntie tussen de verschillende brandstoffen en de emissiefactoren van BKG-uitstoot daarvan. Ook schone energiedragers vallen hierdoor onder het beprijzingsregime (zie verder hoofdstukken 5 en 6).

4.2.2 Industrie

Algemeen beeld

Los van het aanzienlijk aandeel dat zij heeft in de opwekking van elektriciteit (zie paragraaf 4.2.1), is de industrie ook verantwoordelijk voor een groot deel van het Nederlandse energieverbruik, evenals voor de daarmee samenhangende (potentiële) emissies. Het gaat hier om zo'n 1.122 petajoule in 2018, waarbij diverse energiedragers een rol spelen (zie ook tabellen 3.3 en 3.4).³³ Ook in deze sector is het overgrote deel van het verbruik gerelateerd aan fossiele energiedragers, met name aardolie (643 petajoule oftewel 57 procent), aardgas (341 petajoule oftewel 30 procent) en kolen (96 petajoule oftewel 9 procent). Het verbruik van andere energiebronnen zoals biomassa was in 2018 slechts 43 petajoule. Dit betekent dat bijna de volledige inzet van energiedragers in de industrie direct of indirect bijdraagt aan de totale CO₂-uitstoot nu of later (zie ook Drissen & Vollebergh 2018b).

Ook het beprijzingsregime in de industrie is complex (zie met name figuur 4.4). Zo blijkt in deze sector slechts de helft van de potentiële grondslag te worden beprijsd. Een heel groot deel van met name aardolie blijft buiten de beprijzing omdat deze wordt vrijgesteld vanwege niet-energetisch gebruik in met name de chemie. Verder blijft de uitstoot als gevolg van de inzet van biomassa (3 megaton) onbeprijsd, evenals de uitstoot van overige BKG-en (in totaal 9 megaton). Deze overige BKG-en zijn niet direct aan energiegebruik gerelateerd en ontstaan voornamelijk in de chemische industrie en bij afvalstortplaatsen en rioolwaterzuiveringsinstallaties.

Van het deel dat wel wordt beprijsd, blijkt duidelijk het belang van het *EU ETS*: een groot deel van het fossiele energieverbruik valt onder dit regime, dat met name de verbranding van deze brandstoffen meeneemt naast een aantal specifieke procesemissies.³⁴ Van belang is ook dat dit via *gratis* emissierechten ter beschikking komt van de industrie. De rechthoek geeft hier dan ook geen opbrengst weer voor de overheid maar een vermogensoverdracht aan de industrie.³⁵ Aangezien het EU ETS alleen van toepassing is op de grotere installaties, valt ook een aanzienlijk deel van de kleinere installaties niet onder dit beprijzingsregime. In 2018 was dit zo'n 15 megaton oftewel 27 procent van de totale broeikasgasemissies door de industrie (PBL et al. 2020a).

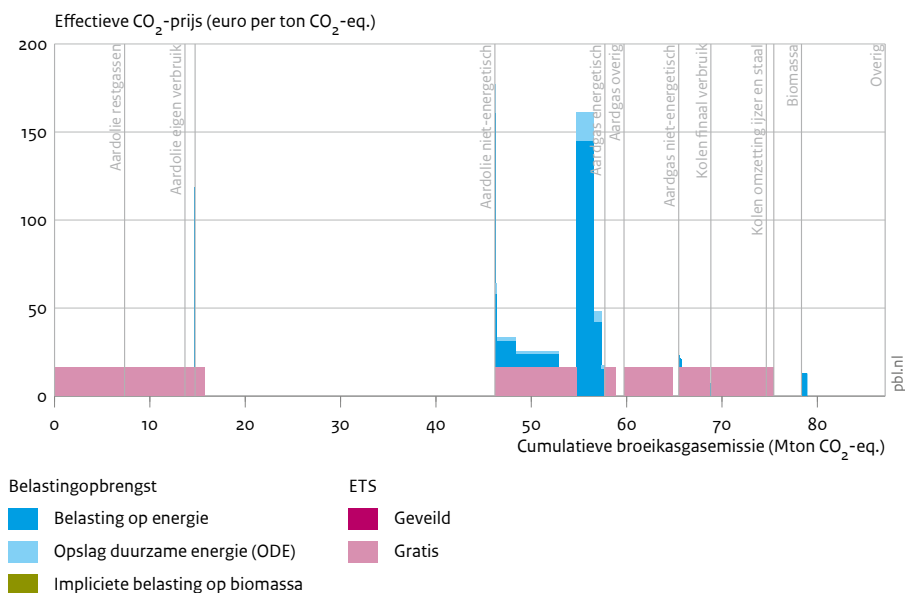
³³ Drissen en Vollebergh (2018a) geven wel een beeld van het totale directe en indirecte verbruik van energiedragers en de daarmee samenhangende scope-1- en -2-CO₂-emissies door onder meer de industrie op basis van gegevens uit 2015. De OESO geeft ook inzicht in het totale energieverbruik van de belangrijkste vervuilende sectoren in de industrie (zie Anderson et al 2021).

³⁴ Dit betreft met name emissies gerelateerd aan het niet-energetisch gebruik van energiedragers, zoals het gebruik van aardgas bij de productie van ammoniak en waterstof en de inzet van kolen bij de productie van ijzer en staal.

³⁵ Deze gratis rechten zijn met name bedoeld voor industrie die actief is op een internationaal concurrerende markt en anders geen 'level playing field' heeft zolang andere landen geen klimaatbeleid voeren. De Europese Commissie heeft een lijst opgesteld met bedrijfstakken waarvoor dit geldt. Bedrijven binnen deze bedrijfstakken krijgen gratis emissierechten toegekend op basis van hun productie en een benchmarkwaarde die is gebaseerd op de emissie-intensiteit van de best presterende bedrijven in de desbetreffende bedrijfstak.

Figuur 4.4

CO₂-beprijzing en opbrengsten industrie naar brandstof, 2018



Bron: PBL

Verder blijkt uiteindelijk slechts een klein gedeelte van de totale potentiële grondslag aan belasting onderhevig te zijn. Daarbij gaat het met name om de EB en ODE op aardgas en de kolenbelasting. Uiteindelijk wordt met name het energetisch verbruik van aardgas belast, waarbij het deel dat niet onder het ETS valt hoge effectieve tarieven kent.³⁶ Dit heeft te maken met de degressieve tarieven, de verschillende vrijstellingen en teruggaveregelingen. Vanwege allerlei vrijstellingen blijkt uiteindelijk ook slechts een klein deel van het totaal verbruik van kolen belast te zijn (ongeveer 0,4 megaton, nauwelijks zichtbaar in de figuur).

Energie-efficiëntie, CO₂-beprijzing en vrijstellingen

De effectieve prijs in de industrie verschilt dus sterk, afhankelijk van de vraag welke brandstof precies bij de productie wordt ingezet en hoe deze brandstof wordt ingezet. Zolang installaties worden gebruikt voor met name (proces)warmteopwekking, valt de BKG-uitstoot grotendeels onder het ETS, maar bij de belastingen is vaak sprake van vrijstellingen. Zo blijft al het verbruik van olie en aardgas voor niet-energetische toepassingen buiten de beprijzingsgrondslag van de belastingen (zie ook Tabel 4.1).

³⁶ OESO (2021) geeft meer detail voor de sector die vooral EB en ODE betaalt, te weten de voedings- en genotmiddelenindustrie.



Het verbruik van benzine en diesel door het wegverkeer wordt beprijsd door de accijzen op minerale oliën. Uitgedrukt als CO₂-prijs leidt dit tot relatief hoge tarieven, vooral voor benzine, maar omdat de schade door onder meer luchtverontreiniging groot is zijn deze zeker niet te hoog.

Voor dat deel waarvoor de EB op aardgas wel van toepassing is, valt op dat met name hoge tarieven gelden voor het verbruik van het niet-EU ETS-deel. Zoals bij de belasting op elektriciteit, variëren ook hier de effectieve tarieven afhankelijk van de mate van degressiviteit: hoe groter het verbruik, hoe lager de (marginale) tarieven. Omrekening van de bestaande tarieven op aardgas naar CO₂-inhoud laat zien dat de tarieven met name in de eerste schijf van de EB relatief hoog zijn, te weten 145 euro per ton CO₂, en voor ODE 16 euro per ton CO₂. In de daaropvolgende schijven nemen deze tarieven flink af tot in totaal (EB plus ODE) 9 euro per ton CO₂ voor verbruik boven 10 miljoen kubieke meter, maar dat verbruik valt grotendeels ook al onder het EU ETS. Dit duidt erop dat in de vormgeving van de belasting op aardgas al duidelijk rekening wordt gehouden met de rol van het EU ETS. De Europese Richtlijn voor de belastingen op energie laat hiervoor ook de ruimte.

Belangrijk is verder dat in figuur 4.4 rekening wordt gehouden met diverse relevante vrijstellingen. Bij het ETS gaat het hierbij om vrijstellingen voor de kleinere installaties. Bij de belastingen op energie (EB, ODE en kolen) gaat het om (zie tabel 4.1):

- vrijstelling van metallurgische en mineralogische processen (1,9 megaton);
- niet-energetisch gebruik van aardgas (6,6 megaton);³⁷

³⁷ Merk op dat het grootste deel van niet-energetisch gebruik van aardgas leidt tot directe BKG-emissies. Dit geldt bijvoorbeeld in de kunstmestindustrie waar aardgas wordt omgezet in ammoniak en waarbij CO₂ vrijkomt.

- eigen verbruik van aardgas en kolen in de energiesector (15,9 megaton);
- overige BKG-en die niet onder het EU ETS vallen (8,1 megaton).

Tot slot geldt dat zowel het (eigen) gebruik voor verbranding als het niet-energetisch gebruik van ruwe olie in hun geheel zijn vrijgesteld van elke belasting.

De conclusie voor de sector industrie is dat de effectieve prijs sterk verschilt tussen subsectoren en afhankelijk is van de vraag welke brandstof wordt ingezet bij de productie (zie ook OESO 2021). Ook is van groot belang of een sector wel of niet onder het ETS valt en kan profiteren van vrijstellingen voor de belastingen op energie, met name die op kolen en aardgas. Bovendien wordt ruwe olie helemaal niet belast. Niet-energetische toepassingen blijven buiten alle beprijzingsgrondslagen van de belastingen. Zodoende is verreweg het grootste deel van het verbruik vrijgesteld van de belastingen op energie en gelden voor het grootverbruik van met name aardgas heel lage tarieven, al overlappen deze wel met het EU ETS.

4.2.3 Verkeer en vervoer

Algemeen beeld

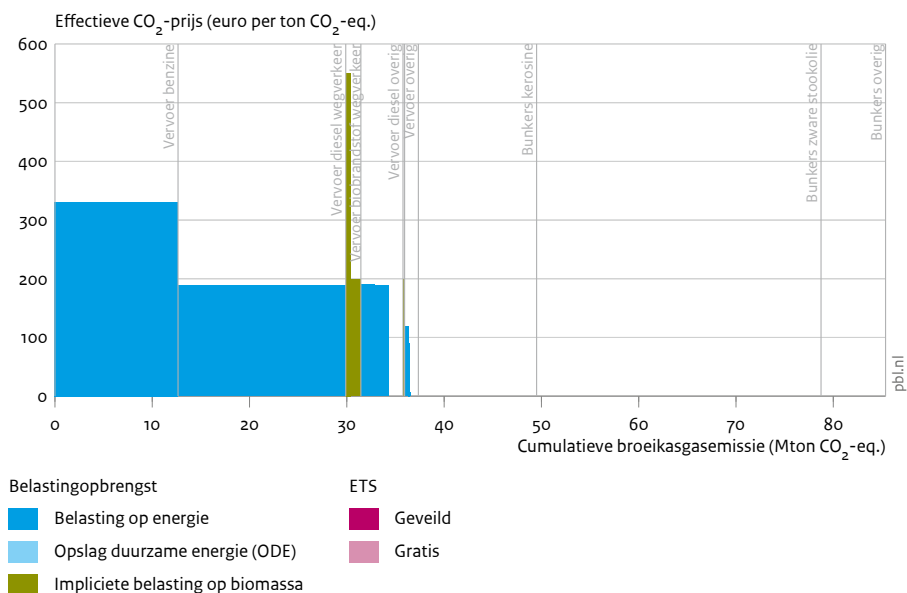
In totaal werd in 2018 zo'n 1.143 petajoule aan energie afgezet aan het verkeer in Nederland. Daarvan had zo'n 639 petajoule (56 procent) de vorm van bunkerbrandstoffen voor de internationale lucht- en scheepvaart: met name kerosine en zware stookolie (zie ook tabel 3.3). Hoewel deze brandstoffen in Nederland werden gebunkerd, vond het verbruik ervan over de hele wereld plaats, afhankelijk van de bestemming van de vlieg- en vaartuigen. De bunkerbrandstoffen bestonden, op 0,5 petajoule aardgas na, volledig uit aardolieproducten.

De binnenlandse mobiliteit was in 2018 goed voor een energiegebruik van 504 petajoule. Dit verbruik was bijna helemaal gerelateerd aan het verbruik van aardolieproducten. Het merendeel hiervan had betrekking op benzine en diesel voor het wegverkeer, namelijk 172 (34 procent) respectievelijk 236 (47 procent) petajoule. Verder zijn er nog substantiële posten voor dieselverbruik door de binnenvaart, mobiele werktuigen in de bouw en de landbouw en visserij. Uiteindelijk blijkt dat in de sector verkeer en vervoer op dit moment slechts een klein deel van het energieverbruik niet op fossiele brandstof is gestoeld. Het aandeel biobrandstoffen in de hele sector (inclusief bunkers) was goed voor in totaal 23 petajoule, oftewel nog geen 5 procent (zie x-as in figuur 4.5). Met de opkomst van de elektrische auto neemt elektriciteit als energiedrager in het vervoer snel toe, maar die inzet was in 2018 nog gering (8 petajoule, waarvan 6 petajoule voor het railvervoer).³⁸ Bovendien is dit verbruik hier ondergebracht bij de sector elektriciteit.

³⁸ De nieuwverkopen van elektrische personenauto's zijn de afgelopen jaren snel gegroeid, maar het aandeel elektrische auto's in het wagenpark is nog gering. Overigens hebben elektrische auto's een aanzienlijk hoger energierendement, waardoor het energieverbruik per kilometer veel lager is dan dat van auto's met een verbrandingsmotor.

Figuur 4.5

CO₂-beprijing en opbrengsten verkeer naar brandstof 2018



Los van de bunkerbrandstoffen blijkt uiteindelijk bijna het hele fossiele energieverbruik in het verkeer te worden beprijsd door de accijzen op minerale oliën. Doordat het EU ETS hier een zeer beperkte rol speelt, wordt verkeer ook wel een niet-ETS-sector genoemd.³⁹ Verreweg het grootste gedeelte van het energieverbruik in de sector verkeer betreft het verbruik van benzine en diesel door het wegverkeer. Het verbruik van minerale oliën als transportbrandstof in andere toepassingen binnen de sector verkeer, zoals in de binnenvaart of in mobiele werktuigen, is nog wel aanzienlijk, maar veel beperkter. Tot slot geldt voor de elektrische auto dat de belasting op elektriciteit relevant is (niet afgebeeld in figuur 4.5). Hiervoor gelden verschillende tarieven afhankelijk van de vraag waar precies een auto wordt opgeladen: thuis, publiek of op het werk. In dit kader is het (tijdelijk) verlaagd tarief voor laadpalen nog relevant. Opladen bij een werkgever die grootverbruiker is van elektriciteit, is het voordeligst omdat daar gebruik kan worden gemaakt van de hoogste schijf (met het laagste tarief).

³⁹ Luchtvaart binnen de EU valt onder het EU ETS en is dus wel beprijsd, zij het dat ook hier sprake is van veel gratis rechten. In de figuur is hier geen rekening mee gehouden omdat geen inzicht bestaat in de toerekening van kerosine aan de verbruiksgrondslag in Nederland.

Energie-efficiëntie, CO₂-beprijzing en vrijstellingen

Doordat de bestaande tarieven op minerale oliën per liter worden omgerekend naar *koolstofinhoud*, worden flinke verschillen zichtbaar bij de fiscale behandeling van verschillende oliehoudende brandstoffen. De accijnzen worden geheven volgens een vast, maar verschillend tarief per liter: benzine kent per liter een hoger tarief dan diesel, terwijl diesel een hogere energiewaarde heeft. Uiteindelijk leidt dit ertoe dat de effectieve CO₂-prijs voor benzine veel hoger is dan die voor diesel. Het gestandaardiseerde tarief voor benzine is 331 euro per ton CO₂ en voor diesel 189 euro per ton CO₂. Dit tarief voor diesel geldt zowel voor het wegverkeer als voor mobiele werktuigen en door diesel aangedreven railvervoer.

Bij de biobrandstoffen – die vallen onder een verplichting voor inzet van hernieuwbare energie in de sector vervoer – geldt juist het omgekeerde: omdat de energiewaarde van een liter bioethanol of biodiesel lager is dan die van hun fossiele tegenhanger, wordt de effectieve prijs hoger.⁴⁰ Dit geldt met name voor bioethanol. Omdat deze biobrandstoffen onder hetzelfde tarief per liter vallen als hun fossiele alternatief maar wel minder energie-efficiënt zijn, worden de CO₂-emissies door biobrandstoffen zwaarder belast dan die van minerale oliën.⁴¹ Er is weliswaar een compensatieregeling in het geval van meer dan 10 procent bijmenging van biobrandstoffen (naar energie-inhoud), maar daaraan voldeed in 2018 maar een verwaarloosbaar deel van de biobrandstoffen. Voor bioethanol en biodiesel gaat het om respectievelijk 541 en 206 euro per ton CO₂.

Verder wordt het gebruik van diesel in binnenvaart, visserij en defensie niet belast. Dat geldt ook voor zware stookolie terwijl lng wel wordt belast (met een beperkte teruggaveregeling). Tot slot zijn alleen smeermiddelen – die slechts een zeer gering aandeel hebben in het totale energiegebruik binnen de sector vervoer – niet belast.

4.2.4 Gebouwde omgeving

Algemeen beeld

In de gebouwde omgeving werd in 2018 zo'n 445 petajoule aan energie verbruikt voor verwarming (zie ook tabel 3.3). Deze sector kent ook een groot elektriciteitsverbruik (208 petajoule), maar dat deel is ondergebracht bij de (productie)sector elektriciteit, waar de emissies ook daadwerkelijk plaatsvinden (zie paragraaf 4.2.1). Het energieverbruik in deze sector is grotendeels gerelateerd aan het verbranden van aardgas (411 petajoule). Verder is er nog een substantiële post voor *biomassa*, waaronder houtstook in biomassaketels en kachels. Hierbij gaat het om zo'n 28 petajoule oftewel 6 procent van het totaal in 2018.

⁴⁰ De mate waarin varieert per type biobrandstof. De analyse in dit rapport heeft betrekking op de inzet in 2018.

⁴¹ Voor duurzaam geproduceerde biobrandstof en hernieuwbare brandstof geldt een gedeeltelijke teruggaveregeling in de accijns. Die regeling compenseert voor de lagere energie-inhoud van biobrandstoffen, maar geldt alleen als de biocomponent in de brandstof boven een bepaald minimum uitkomt. In de praktijk was dat in 2018 niet of nauwelijks het geval. Hierdoor was dus (vrijwel) alle in verkeer ingezette biobrandstof tegen het reguliere tarief belast. Overigens wijken ook de CO₂-emissiefactoren voor biobrandstoffen iets af van die voor fossiele motorbrandstoffen: voor biobenzine ligt die 3 procent lager en voor biodiesel 6 procent hoger (RVO 2020).

Andere verwarmingsbrandstoffen zoals lpg, petroleum en diesel nemen slechts een heel klein deel voor hun rekening. Ook is er nog een klein deel overig, waaronder bijvoorbeeld smeermiddelen vallen.

Tot slot leveren andere partijen *warmte* aan de gebouwde omgeving zoals de elektriciteitssector, de industrie en de afvalverbrandingsinstallaties. Dit gaat om zo'n 20 petajoule (zie PBL et al. 2020a). Deze warmte is in dit rapport echter ondergebracht bij de sectoren die de warmte produceren, met name de sectoren elektriciteit en industrie. Daar ontstaan immers de emissies, terwijl de warmtelevering niet wordt belast. In deze opstelling is die dus niet zichtbaar.

Net als bij verkeer en vervoer speelt het EU ETS in onze opstelling geen rol bij de beprijzing van het fossiele verbruik in de gebouwde omgeving.⁴² In deze niet-ETS-sector wordt wel verreweg het grootste gedeelte al beprijsd. Het beprijsingsregime heeft vooral betrekking op de EB op aardgas en de ODE, die beide worden geheven volgens een tarief per kubieke meter (m³). Opvallend is dat verreweg het grootste gedeelte van het verbruik onder de eerste tariefschijf valt; deze loopt van 0 tot 170.000 kubieke meter, namelijk 387 petajoule oftewel 87 procent. Het gaat hier om het hele gasverbruik bij huishoudens en het midden- en kleinbedrijf.

Energie-efficiëntie, CO₂-beprijzing en vrijstellingen

Rekenen we de bestaande tarieven op aardgas om naar de CO₂-inhoud bij het warmteverbruik in deze sector (figuur 4.6), dan blijkt dat de tarieven met name in de eerste schijf van de EB relatief hoog zijn, namelijk 143 euro per ton CO₂, tegenover een kleine 16 euro per ton CO₂ voor ODE. In de daaropvolgende schijven nemen deze tarieven flink af tot in totaal 9,3 euro per ton CO₂ voor verbruik dat groter is dan 10 miljoen kubieke meter. De figuur laat echter ook zien dat het aandeel van het aardgasverbruik in de hogere schijven in deze sector beperkt is. Voor bijna de hele grondslag geldt het tarief in de eerste schijf.

4.2.5 Landbouw

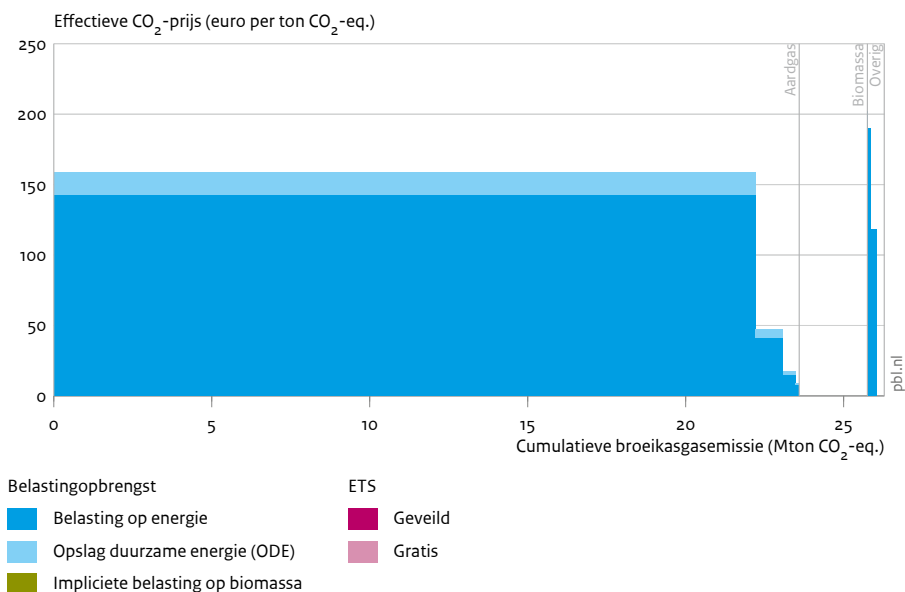
Algemeen beeld

De landbouw is een aparte sector, met name als het om de BKG-uitstoot gaat. Zoals eerder al bleek, spelen in deze sector naar verhouding vooral andere BKG-en dan CO₂, met name methaan (CH₄) en lachgas (N₂O) (zie tabel 3.4). De gehele grondslag in termen van BKG-en bedraagt in totaal 21,0 megaton CO₂-equivalenten, maar daarvan bestaat slechts 2,3 megaton uit CO₂-uitstoot, oftewel een kleine 11 procent (zie tabel 3.4).

⁴² Volgens de gegevens van de Emissieregistratie valt 0,4 megaton van de CO₂-emissies in de gebouwde omgeving onder het EU ETS. In onze analyse is die geheel ondergebracht bij de sector elektriciteit (appendix E).

Figuur 4.6

CO₂-beprijzing en opbrengsten gebouwde omgeving naar brandstof, 2018



Bron: PBL

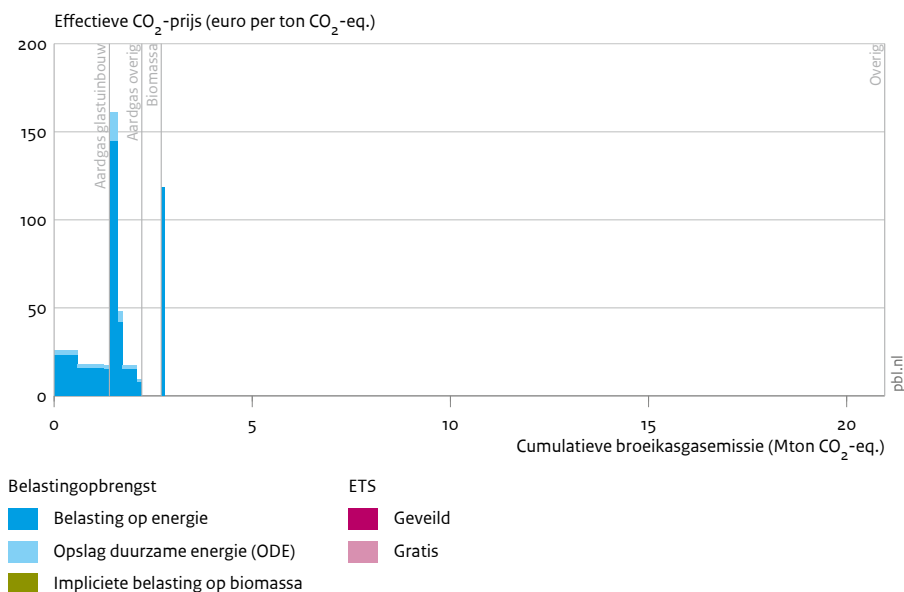
Deze CO₂-uitstoot is vooral het gevolg van de inzet van aardgas. Daarbij moet bovendien worden aangetekend dat het verbruik ten behoeve van wkk-installaties in de landbouw in deze analyse is ondergebracht bij de sector elektriciteit. Toch vindt de grote bulk van het aardgasverbruik dat hier aan de sector landbouw wordt toegekend, nog steeds plaats in de glastuinbouw, namelijk in bedrijven zonder wkk. In totaal gaat het hier om 25 petajoule oftewel 1,4 megaton CO₂. Dat is meer dan de helft van het totaalverbruik van 48,8 gigajoule. Naast 4,5 petajoule biomassa wordt ook nog zo'n 4 petajoule hernieuwbare energie verbruikt.

Uit figuur 4.7 wordt duidelijk dat verreweg de meeste BKG-uitstoot in de landbouwsector niet direct worden beprijsd. Hierbij gaat het vooral om de overige BKG-en die worden veroorzaakt door de veeteelt en akkerbouw. De direct aan het fossiele energieverbruik gekoppelde CO₂-emissie blijft voornamelijk beperkt tot het aardgasverbruik. Ook in deze niet-ETS-sector wordt dat verbruik in beginsel al belast. In de landbouw worden hiervoor dezelfde tarieven gehanteerd als in de gebouwde omgeving, zij het dat binnen de glastuinbouw (veel) lagere tarieven gelden in de eerste twee schijven (zie het eerste verbruiksdeel op de x-as).⁴³

⁴³ Voor wkk-installaties geldt zelfs een vrijstelling, maar deze is ondergebracht in de sector elektriciteit.

Figuur 4.7

CO₂-beprijzing en opbrengsten landbouw naar brandstof, 2018



Bron: PBL

Energie-efficiëntie, CO₂-beprijzing en vrijstellingen

Niet geheel verrassend is dat omrekening van de bestaande tarieven (EB en ODE) op aardgas naar CO₂-inhoud een vergelijkbaar beeld oplevert als bij de sector gebouwde omgeving. Ook hier zijn de tarieven met name in de eerste schijf van de EB en ODE relatief hoog, namelijk 161 euro per ton CO₂. Voor de glastuinbouw zonder wkk zijn deze tarieven in de eerste twee schijven veel lager, namelijk 26 en 18 euro per ton CO₂.

4.3 Conclusie

Dit hoofdstuk heeft zichtbaar gemaakt dat de bestaande expliciete en impliciete CO₂-beprijzing over de verschillende sectoren verre van uniform is. In de kern komt de bestaande beprijzing op het volgende neer:

- Een deel van de potentiële CO₂-grondslag is niet beprijsd. Het gaat hierbij om drie grote onderdelen: vrijstellingen voor bunkering en niet-energetisch verbruik van energiedragers en het ontbreken van beprijsingsinstrumenten voor de emissies door landbouwhuisdieren.

- Bij elektriciteit en industrie wordt de CO₂-uitstoot vrijwel alleen via de ETS-prijs belast. Deze bedroeg in 2018 gemiddeld 16 euro per ton. De bedrijven in de elektriciteitssector kopen deze rechten jaarlijks op een veiling, terwijl de industrie rechten grotendeels gratis krijgt indien zij relatief efficiënt produceert in Europa.
- Elektriciteit wordt ook belast via de energiebelasting. Dit is een eindverbruikersbelasting. Daardoor blijven de omzettingsverliezen die optreden bij het opwekken van elektriciteit en de vrijkomende warmte die wordt benut, onbelast. Het gaat hier om meer dan 50 procent van het verbruik van fossiele energie voor elektriciteitsopwekking. Daarnaast is een deel van het elektriciteitsverbruik onbelast door vrijstellingen en teruggaveregelingen. Daartegenover staat dat ook het verbruik van elektriciteit dat opgewekt wordt met behulp van duurzame energiebronnen of met kernenergie, wordt belast. Deze belasting komt echter niet tot uitdrukking in de effectieve CO₂-prijzen.
- Bij de gebouwde omgeving, verkeer, landbouw en een behoorlijk deel van de industrie (vooral MKB) wordt de CO₂-uitstoot alleen indirect belast via de belastingen op aardgas en minerale oliën. Als de belastingen in deze sectoren alleen worden toegerekend aan CO₂, dan loopt de impliciete prijs zelfs op tot boven de 300 euro per ton CO₂ voor benzine. In de gebouwde omgeving bedraagt de gemiddelde prijs zo'n 160 euro per ton, vooral betaald door kleinverbruikers, terwijl het tarief voor grootverbruikers veel lager is.

5 Beprijzingstekort van klimaatbeleid

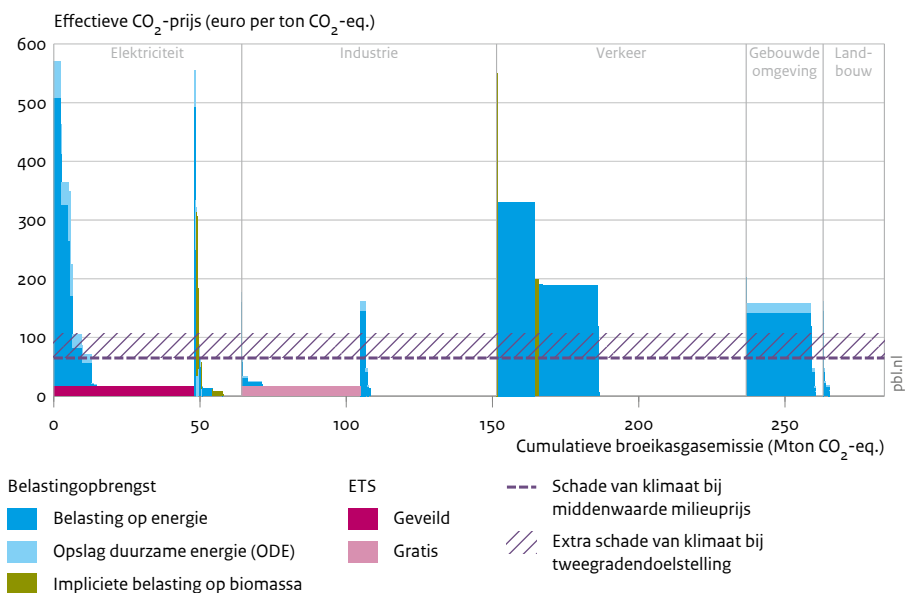
Dit hoofdstuk biedt een evaluatie van de effectieve emissieprijs aan de hand van de relevante (externe) schade aan het klimaat. Op deze manier ontstaat meer helderheid over de zogenoemde *beprijzingstekorten*: het niet meenemen of te laag beprijzen van vervuilende activiteiten in het licht van de daarmee gepaard gaande huidige of potentiële milieuschade. Ook wordt de vormgeving van het instrumentarium getoetst aan de vraag of deze wel de juiste prikkels geeft om die schade te internaliseren. De evaluatie blijft hier beperkt tot het perspectief van klimaatschade. De relatie met andere relevante (milieu-)externaliteiten komt in het volgende hoofdstuk aan bod.

5.1 Effectieve CO₂-prijs en klimaatschade

Het voert in het kader van deze studie te ver om diep in te gaan op de monetaire waardering van de schade die gepaard gaat met de *klimaatverandering* als gevolg van de uitstoot van BKG-en, oftewel de ‘social cost of carbon’. Over dit onderwerp bestaat inmiddels een uitgebreide literatuur (zie bijvoorbeeld Van den Bergh & Botzen 2012; Van den Bijgaart et al. 2016).

Zoals in hoofdstuk 2 aangegeven, baseren wij ons in deze studie op de in Nederland gekozen procedure waarbij de ‘social cost of carbon’ worden bepaald aan de hand van de preventiekostenmethodiek. Dit is conform het advies van de Werkgroep Discontovoet (Ministerie van Financiën 2015) en onlangs weer bevestigd (Ministerie van Financiën 2021). Zoals uitgewerkt in Drissen en Vollebergh (2018a: 26 en appendix B), zijn we voor het middenpad uitgegaan van de doelstelling dat de temperatuurstijging in de komende eeuw maximaal 2,5 tot 3 graden mag bedragen. Conform de afspraken die de Commissie-Discontovoet heeft gemaakt, is de waarde van de milieuprijs voor klimaat aangepast voor een stijgende maatschappelijk discontovoet van 3,5 procent per jaar en de inflatie tussen 2015 en 2018. De klimaatschade van het middenpad bedraagt aldus 65 euro per ton.

Figuur 5.1
CO₂-beprijzing en opbrengsten, 2018



Bron: PBL

De afspraken uit de klimaatconferentie eind 2015 in Parijs gaan echter verder en weerspiegelen een streven naar een wereldwijde maximale temperatuurstijging (flink) onder de twee graden. Dat kan gezien worden als een weerspiegeling van een grotere bezorgdheid over de schade. Bij zo'n striktere doelstelling is ook de milieuprijs flink hoger. Er is dan minder ruimte voor emissies en de kosten om aan een dergelijk stringent scenario te voldoen, nemen (fors) toe. Deze prijs – gecorrigeerd voor de stijgende maatschappelijke discontovoet en inflatie bedraagt deze 107 euro per ton in 2018 – komt meer in de buurt van de bovenkant van de eerder aangehouden bandbreedte.⁴⁴

Van belang is verder dat de CO₂-milieuprijs *uniform* is voor elke (gestandaardiseerde) BKG-emissie omdat voor elke CO₂-equivalent geldt dat de marginale schade daarvan identiek is. Het gaat bij klimaatverandering namelijk om zogenoemde 'voorraad'-vervuiling. BKG-emissies zorgen niet direct voor klimaatschade, maar doordat ze accumuleren in de atmosfeer. Hun schade hangt af van hun gezamenlijke (netto) toename en het effect daarvan op de

⁴⁴ De OESO gebruikt voor haar carbon price gap analyse een 'social cost of carbon' van 30 euro per ton. Verder houdt de High-Level Commission on Carbon Prices uit het Verenigd Koninkrijk een bandbreedte van 40-80 euro per ton aan voor 2020 als landen willen decarboniseren in lijn met de overeenkomst van Parijs.

temperatuur. Uiteindelijk geeft het verschil tussen deze klimaatprijs en de effectieve prijs een indicatie van de omvang van het zogenoemde klimaatbeprijzingstekort (zie ook OESO 2018).

5.2 Het klimaatbeprijzingstekort

Wanneer de eerder berekende effectieve CO₂-beprijzing direct wordt vergeleken met de berekende klimaatschade van 65 respectievelijk 107 euro per ton CO₂-equivalent, ontstaat het beeld van figuur 5.1. Op deze wijze kan direct het klimaatbeprijzingstekort dan wel -overschot worden vastgesteld voor de uitstoot van BKG-en in de verschillende sectoren.

Uit de figuur blijkt duidelijk dat er geen uniforme effectieve beprijzing is van de CO₂-uitstoot. In sommige sectoren, zoals verkeer en gebouwde omgeving, bestaat op het eerste gezicht zelfs helemaal geen beprijzingstekort, omdat de effectieve prijs (veel) hoger is. In andere sectoren, zoals de industrie en landbouw, is er juist een stevig tekort omdat grote delen van de grondslag onbelast blijven. Voor zover het daarbij gaat om het gebruik van fossiele energiedragers als grondstof, en de koolstof dus in het product blijft, is dat mogelijk niet zo'n probleem. De uitgestelde emissies hiervan worden later – in de afvalfase – alsnog belast. Voor ander gebruik is het gebrek aan beprijzing echter wel degelijk relevant.⁴⁵ Ook bij verkeer valt een stevig tekort op, dat met name samenhangt met het onbeprijsd blijven van bunkerbrandstoffen.

Opvallend is verder dat het gebruik van biomassa vaak ook wordt beprijsd. Dat geldt voor de opwekking van elektriciteit met biomassa, voor biobrandstoffen in het verkeer (vanwege de bijmengverplichting) en voor biogeen afval. Zoals toegelicht in paragraaf 3.2, gaat het in alle gevallen om de inzet van energiedragers die per saldo klimaatneutraal zijn omdat ze in principe een netto koolstofbalans hebben van nul. De CO₂ die bij verbranding vrijkomt, is in de keten ervoor eerst opgeslagen in de biomassa en deze koolstof draagt bij verbranding per saldo in principe niet bij aan klimaatverandering. Voor niet-biogeen afval gaat dit niet op omdat deze koolstof in principe vrijkomt als gevolg van opslag uit fossiele grondstoffen (zie ook Drissen & Vollebergh 2018b). De belasting op afval draagt vanuit dit perspectief dus bij aan een effectieve CO₂-beprijzing.

⁴⁵ Veel van de niet-energetische inzet van fossiele energiedragers bereikt nooit het eindstadium in Nederland omdat veel van de materialen weer worden geëxporteerd of voor lange tijd worden vastgelegd in kapitaalgoederen zoals gebouwen of auto's.

Tabel 5.2

Gemiddelde effectieve beprijzing per sector

	Energie- verbruik	BKG- uitstoot	EB en ODE	ETS-heffing	
	PJ	Mton CO ₂ -eq.	Euro per GJ	Euro per ton CO ₂ -eq.	Euro per ton CO ₂ -eq.
Elektriciteit	968,9	64,3	4,9	73,6	11,7
Industrie	1.122,3	87,1	0,4	5,1	7,5
Verkeer	503,5	37,3	17,0	229,9	0,0
Bunkers	639,2	48,0	0,0	0,0	0,0
Gebouwde omgeving	445,8	26,3	8,1	137,5	0,0
Landbouw	48,8	21,0	1,8	4,2	0,0
Totaal	3.728,5	284,0	4,7	61,4	4,9
<i>Totaal, exclusief bunkers</i>	<i>3.089,3</i>	<i>236,0</i>	<i>5,6</i>	<i>73,9</i>	<i>5,9</i>

Bron: eigen berekeningen PBL

Zoals de analyse in het vorige hoofdstuk al duidelijk heeft gemaakt, hangen de verschillen in effectieve beprijzing af van de vormgeving van de instrumenten. Tabel 5.2 geeft een indicatie van de relevantie van met name het ETS en de belastingen op energie voor de *gemiddelde* effectieve prijs per sector; dit maakt een vergelijking mogelijk met de klimaatprijzen van 65 en 107 euro per ton. Ook hieruit blijkt duidelijk dat de BKG-prijs met name in de industrie en landbouw sterk omhoog zou moeten om de klimaatschade die deze sectoren veroorzaken, beter af te dekken. Voor verkeer en gebouwde omgeving ligt de gemiddelde effectieve prijs juist ruim boven de klimaatschadeprijs, terwijl er voor elektriciteit sprake is van een grote onevenwichtigheid (zie ook figuur 5.1). In de volgende paragraaf gaan we verder in op de rol die de vormgeving van de verschillende instrumenten speelt bij deze beprijzingsverschillen.

5.3 Het beprijzingsinstrumentarium nader bezien

Zoals aangegeven, zijn de beprijzingsinstrumenten verschillend vormgegeven. Hierdoor grijpen deze ook anders aan op het beprizen van de BKG-uitstoot. Het is dan ook zinvol om deze vormgeving in meer detail te analyseren. Hiervoor dienen de eerder uiteengezette criteria *reikwijdte*, *gerichtheid* en *stringentheid* voor elk instrument afzonderlijk en *coherentie* voor het pakket als geheel. In de rest van deze paragraaf gaan we hierop dieper in.

5.3.1 Reikwijdte

Het eerste criterium voor evaluatie van de vormgeving is de *reikwijdte* van de beprijzingsinstrumenten. In principe zijn alle beprijzingsinstrumenten selectief in de afbakening van wie of welke energiedrager onder het instrument valt of juist niet. Zoals eerder aangegeven,

geldt het EU ETS niet voor alle installaties, maar alleen voor de grotere waarbij BKG-en worden geproduceerd. Beprijzing is daarmee afhankelijk van de plaats in het energiesysteem waar dergelijke installaties worden gebruikt, en dat is vooral in de elektriciteitssector en de industrie. Waar het ETS voorheen ook betrekking had op een deel van de glastuinbouw, is het aantal glastuinbouwbedrijven in het EU ETS sinds 2012 fors gedaald.⁴⁶ Bovendien viel in 2018 ook ruim een kwart van de directe BKG-uitstoot door de industrie buiten het EU ETS.

De reikwijdte van het EU-ETS is dus niet alomvattend in de elektriciteitssector en de industrie. Afgezien van de installatie-eis geldt het ETS ook alleen voor opwekking van elektriciteit op basis van fossiele energiebronnen, en niet voor biomassaketels of afvalverbrandingsinstallaties. Procesemissies daarentegen vallen wel onder het ETS, maar de inzet van fossiele bronnen als grondstof bij bijvoorbeeld olieraffinage en in de chemische sector weer niet voor zover dit niet direct tot uitstoot leidt. Door dit verschil in reikwijdte ontstaan duidelijke verschillen in de relatieve aantrekkelijkheid van verschillende energiedragers, met name bij de grens van 20 megawatt waaronder installaties zijn vrijgesteld van het ETS.

Ook de verschillende *belastingen* verschillen sterk in reikwijdte. Selectiviteit van de grondslag van groene belastingen of accijnzen ligt nu eenmaal in dit instrument besloten. Bovendien is het juridisch vereist om elk belast object afzonderlijk te benoemen (Vollebergh 2012). Bij de *kolenbelasting* is uiteindelijk de belaste grondslag zodanig beperkt, onder meer via vrijstellingen op mineralogische en metallurgische processen, dat de reikwijdte hiervan heel klein is.

Bij de accijnzen op *minerale oliën* is de reikwijdte min of meer beperkt tot de inzet van deze brandstoffen in het verkeer en als verwarmingsbrandstof in de gebouwde omgeving. Zo vallen bunkerbrandstoffen voor de lucht- en zeescheepvaart conform EU-regulering buiten de beprijzing (zie ook tabel 4.1). Van de oliën gebruikt in het binnenlands verkeer valt bijna alle verbruik wel onder de accijns. Alleen zijn er nog verlaagde tarieven voor de visserij en binnenvaart.

Ook het niet-energetisch gebruik van (ruwe) olie en olieproducten in met name de chemische industrie valt niet onder een heffing. Dit verbruik wordt hierdoor pas in de allerlaatste levensfase van producten beprijsd, namelijk in de afvalfase. Maar vanwege de export van allerlei producten verderop in de keten en het vaak ontbreken van beprijzing van deze fase in andere landen, blijven veel van deze potentiële emissies uiteindelijk helemaal onbelast (zie ook Vollebergh et al. 2017).

⁴⁶ Deze daling is voor een belangrijk deel het gevolg van technische aanpassingen, waardoor het werkelijk opgestelde vermogen van de installaties bij veel glastuinbouwbedrijven onder de deelnamegrens van 20 megawatt is gebracht. Daarnaast is een aantal glastuinbouwbedrijven op papier gesplitst of is een deel van het opgestelde vermogen als reserve aangewezen, waardoor ze niet langer hoefden deel te nemen aan het EU ETS (NEa 2018).



De meeste glastuinbouwbedrijven vallen niet meer onder het Europese emissiehandelssysteem. Over het gasverbruik betalen ze een verlaagd tarief van de energiebelasting.

Ook de EB op *aardgas* heeft slechts betrekking op een deel van het verbruik, namelijk het deel dat ingezet wordt als verwarmingsbrandstof. Inzet voor elektriciteitsproductie, inzet in wkk-installaties en gebruik van aardgas als feedstock zijn vrijgesteld (zie ook tabel 4.1). Ook zijn er vrijstellingen voor metallurgische en mineralogische processen en winningsbedrijven. Daardoor blijft eigenlijk veel van het gebruik van aardgas in de industrie onbelast terwijl minder energie-intensieve industriële en andere sectoren en huishoudens wel in de heffingsgrondslag zijn betrokken. Dat is ook de reden waarom bijna de hele BKG-uitstoot in de gebouwde omgeving wordt belast.

Tot slot is ook de belasting op *elektriciteit* niet alomvattend, zoals hiervoor al uiteengezet (zie ook sectie 4.2.1). Behalve het al besproken verbruik van fossiele energiebronnen als input voor elektriciteitsopwekking, gelden er ook specifieke vrijstellingen en teruggaveregelingen voor de eindgebruikers van elektriciteit. Het gaat hierbij met name om bedrijven die gebruik maken van teruggaveregelingen voor grootverbruikers, zoals de basismetalesector en een aantal chemische bedrijven (vergelijk ook OESO 2020 en Anderson et al. 2021).

Van belang is verder nog dat het vrijkomen van simultaan opgewekte warmte in wkk-installaties eveneens vrij is van belasting. Zowel het eigen verbruik als de levering aan derden blijft hierbij buiten de heffingsgrondslag. Hoewel de geleverde elektriciteit bij derden dus wel wordt belast, geldt dat niet voor het simultaan geproduceerde restproduct.

Tot slot vallen sommige energiedragers die niet of minder verantwoordelijk zijn voor BKG-uitstoot, wel onder het belastingregime van met name aardgas. Zo worden groen gas en waterstof behandeld alsof ze aardgas zijn (zie ook CE Delft 2019; Vereniging voor Belastingwetenschap 2021). Verder is ook de inzet van biomassa bij de elektriciteitsopwekking belast via het eindverbruik van elektriciteit.

5.3.2 Gerichtheid

Het tweede criterium voor beoordeling is de *gerichtheid* van de verschillende beprijzingsinstrumenten, wat samenhangt met de gekozen maatstaf van de beprijzing. Hierbij geldt in principe dat hoe meer een instrument zich richt op de te verminderen emissie zelf, hoe doelmatiger de prikkel doorwerkt op het gedrag om die emissies te bestrijden (Vollebergh 2012). En omgekeerd, hoe minder direct het verband tussen emissie en de beprijsde activiteit, hoe minder doelmatig de doorwerking. Het meest gericht zijn daarom de instrumenten die BKG-emissies expliciet beprijsen, zoals het *EU ETS*. De maatstaf hiervoor is immers de daadwerkelijke uitstoot en niet een indirecte indicator zoals het gebruik van een fossiele energiebron.

De *accijnzen op minerale oliën, de belasting op kolen en de EB en ODE op aardgas* belasten CO₂ wel, maar alleen impliciet. De maatstaf van heffing is immers een gewichts- of volume-indicator, zoals ton of kubieke meter. Zoals eerder uiteengezet, geldt voor deze energiedragers echter wel dat er een vaste emissiefactor is voor CO₂, dat wil zeggen dat elke verbruikte eenheid energie hier in een vaste verhouding staat tot de CO₂-uitstoot. Daarmee is de beprijzing van de CO₂-uitstoot toch gericht. Belasten van het verbruik van deze bronnen betekent tevens dat de uitstoot wordt beprijsd. Om elke eenheid CO₂ uniform te belasten, dient echter wel rekening te worden gehouden met de verschillen in de emissiefactoren tussen de brandstoffen. Kolen bevat immers veel meer koolstof per eenheid energie dan olie en aardgas, dat van alle fossiele brandstoffen de minste koolstof per eenheid heeft.

Wanneer deze belastingen ook drukken op energiebronnen die niet verantwoordelijk worden geacht voor de CO₂-uitstoot, zoals bij toepassingen van biomassa, schiet de gerichtheid tekort. Dit blijkt ook duidelijk uit figuur 5.1, waarin op bijvoorbeeld de biobrandstoffen in het verkeer, als gevolg van hun lagere energie-intensiteit, zelfs hogere impliciete belastingen drukken dan op hun fossiele alternatief.

Van belang is verder in hoeverre de verschillende instrumenten zich verhouden tot het gericht bestrijden van BKG-emissies via ofwel het afvangen (CCS) dan wel het vastleggen van emissies (CCU) (Bollen & Aalbers 2017). Dit hangt direct samen met de maatstaf van heffing en met de aanwezigheid binnen het instrument van een voorziening om emissies te bestrijden. Zo zorgt het *EU ETS* weliswaar voor het expliciet beprijsen van BKG-emissies maar bestaat er pas sinds kort een voorziening om maatregelen te verrekenen die de CO₂-uitstoot direct verminderen door emissies af te vangen. De huidige impliciete beprijzing via de EB heeft hiervoor geen voorziening. Voor beide instrumenten geldt overigens dat er geen directe prikkel is ingebouwd om vastlegging van emissies direct te verrekenen.

Verder geldt voor de *energiebelasting op elektriciteit* dat de gerichtheid daarvan op BKG-en tekortschiet. De grote variatie in impliciete CO₂-prijzen voor elektriciteit zijn de duidelijkste indicatie dat deze wijze van beprijzen relatief inefficiënt is. Ten eerste wordt eigenlijk alleen maar het deel van de energie belast dat uiteindelijk daadwerkelijk wordt omgezet in elektriciteit. Ten tweede is elektriciteit in toenemende mate een slechte proxy voor BKG-uitstoot omdat de opwekking daarvan in toenemende mate gebaseerd is op niet-fossiele bronnen (zie ook PBL et al. 2020a; CE Delft 2021).

Inderdaad is de energiebelasting op elektriciteit, net als in veel andere landen, een typische eindverbruikers- of outputheffing en geen inputheffing.⁴⁷ De grondslag van de energiebelasting is namelijk het eindverbruik van elektriciteit en niet de energiebron waarmee de elektriciteit wordt opgewekt. Hoewel een heffing op eindverbruik gezien kan worden als een impliciete belasting op de input, is er toch een belangrijk verschil met een inputheffing. Een eindverbruikersheffing geeft weliswaar een prikkel aan eindverbruikers om minder elektriciteit te gebruiken, maar dit leidt alleen tot minder BKG-en als de lagere vraag ertoe leidt dat minder elektriciteit met fossiele energiebronnen wordt opgewekt. Omdat elektriciteit die emissievrij is opgewekt, bijvoorbeeld met wind en zon, even zwaar wordt belast als elektriciteit die niet emissievrij is, geeft zo'n eindverbruikersheffing geen prikkel om bij de elektriciteitsopwekking minder vervuilende bronnen ('inputs') in te zetten. Een (naar uitstoot gedifferentieerde) inputheffing geeft deze prikkel wel.

Evenzo geeft een eindverbruikersheffing geen extra prikkel om energieverliezen die tijdens de opwekking optreden, te verminderen. Zoals aangegeven, rust de EB op elektriciteit alleen op de output (de geproduceerde elektriciteit). Het overige deel (verliezen tijdens omzetting en distributie en eigen verbruik) blijft dan in feite onbelast. Een bijkomend probleem is dat er in de huidige structuur van de belasting zelfs een dubbele heffing kan voorkomen bij de opslag van elektriciteit, namelijk eerst bij de afname van elektriciteit voor opslag en daarna bij het verbruik van de eerder opgeslagen elektriciteit.

Het gevolg van deze beperkte gerichtheid van de belasting op elektriciteit is, zo bleek al in het vorige hoofdstuk, de zeer hoge impliciete prijs voor de uitstoot van een ton broeikasgassen. Belastingheffing is, met andere woorden, een erg indirecte manier om CO₂-emissies te reduceren. Eerder is al eens uitgerekend dat om in de elektriciteitssector uiteindelijk dezelfde marginale effectieve prijs per eenheid CO₂ te genereren, een veel lagere belasting op input of emissie kan worden geheven.

5.3.3 Stringentheid

De *stringentheid* van het bestaande instrumentarium kan worden beoordeeld aan de hand van de voor een specifieke activiteit geldende hoogte van de effectieve prijs en de hoogte van de relevante milieuschade per instrument. Voor *EU ETS* is duidelijk dat de prijs op de

⁴⁷ Het is hier van belang dat met name ook de Energy Tax Directive die de accijnsheffingen op energie binnen de EU coördineert op deze manier is ingericht. Voor een evaluatie van de beperkingen hiervan zie Parry en Vollebergh (2017).

markt voor verhandelbare rechten in 2018 ver onder de schade lag, hoewel dat prijsverschil inmiddels wel flink lager ligt. Een aantal aanpassingen sinds 2018 heeft namelijk gezorgd voor meer stringentie (zie ook paragraaf 7.1).

Verder valt op dat de beprijzing via de indirectere instrumenten zorgt voor het eerder geconstateerde beeld van een onevenwichtige beprijzing. Weliswaar zorgen deze indirecte beprijzingsinstrumenten ervoor dat met name de niet-ETS-sectoren in de beprijzing van BKG-en worden betrokken, maar dit gebeurt kennelijk nogal onevenwichtig. Zo zorgen de hoge tarieven op *minerale oliën* immers voor de zeer hoge effectieve tarieven in dat deel van de verkeerssector dat wel wordt beprijsd.

Verder zijn met name de tarieven voor de *EB en ODE op aardgas* in de eerste schijf relatief hoog. Binnen de gebouwde omgeving ligt daardoor de effectieve prijs zelfs wat boven de klimaatprijs. In de industrie is dit veel minder het geval omdat deze gebruikers als gevolg van hun hoge aardgasverbruik in de hogere schijven terecht komen, met veel lagere tarieven. In de landbouw is de stringentie beperkt in met name de glastuinbouw. Dit heeft te maken met de lagere tarieven in die sector.

Afgemeten aan de hoge effectieve tarieven is de stringentie met betrekking tot de *EB en ODE op elektriciteit* zeer fors. Zo vallen de tarieven in met name de eerste schijven heel hoog uit, maar is er ook een flinke variatie naar achterliggende brandstof. Relatief schone brandstoffen voor de productie van elektriciteit worden immers benadeeld door de gelijke tarieven. Hierdoor ligt de effectieve CO₂-prijs soms ver boven de milieuprijs voor klimaat.

5.3.4 Coherentie

Als laatste criterium geldt de *coherentie* van het pakket als geheel, waarbij wordt nagegaan in hoeverre de huidige beprijzing zorgt voor het niet of juist meer dan eens beprijsen van de vervuilende energiedragers. Met andere woorden, in hoeverre doet zich een beprijzingstekort voor wanneer naar het geheel van de instrumenten wordt gekeken. Een coherent pakket zorgt voor:

- het beprijsen van emissieveroorzakende energiedragers naar rato van de gemaakte milieuschade;
- het voorkomen van het meer dan eens beprijsen van dezelfde emissiedrager tenzij deze overlap zorgt voor een geringer beprijzingstekort;
- het niet beprijsen van emissievrije energiedragers.

Het globale beeld voor het pakket als geheel wisselt weliswaar, maar ondanks de nodige tekorten valt op dat de reikwijdte voor verbrandingsemissies heel behoorlijk is. Buiten het ETS spelen met name de belastingen op energie een rol. Daarbij valt op dat de verschillende beprijzingsinstrumenten slechts beperkt overlappen.⁴⁸ Wanneer specifiek naar de inzet van de verschillende energiedragers in de Nederlandse economie als geheel wordt gekeken,

⁴⁸ Afstemming tussen het EU ETS en de ETD is altijd waar mogelijk expliciet onderdeel van de afweging geweest bij het (indirect) beprijsen van de emissies van energiegebruik.

blijkt dat uiteindelijk 58 procent van de totale inzet van fossiele energiedragers direct dan wel indirect wordt geprijsd (tabel 5.3). Aan de hand van deze tabel kan een nadere duiding worden gegeven van de reikwijdte van BKG-beprijzing. De belangrijkste conclusies aan de hand van tabel 5.3 zijn:

- Het *energetisch* verbruik van de belangrijkste fossiele brandstoffen in Nederland, namelijk aardolie, aardgas en kolen, is voor een groot deel geprijsd, en daarmee de CO₂-emissie die vrijkomt bij de verbranding daarvan. Alleen een klein deel van het aardgasgebruik, met name bij de industrie, is helemaal niet geprijsd;
- Doordat de procesemissies bij de productie van kunstmest uit aardgas zijn geprijsd via het EU-ETS, is ook het niet-energetisch gebruik van aardgas grotendeels geprijsd;
- Hoewel de inzet van aardolie als grondstof buiten de prijsingsgrondslag blijft (zie ook Drissen & Vollebergh 2018b) en geheel is vrijgesteld, worden de uitgestelde emissies die daarmee samenhangen, in de afvalfase alsnog belast via de belasting op niet-biogeen afval. Het gaat hierbij echter om maar een klein deel van het totale verbruik in een bepaald jaar;
- Van gedeeltelijke overlap is eigenlijk alleen sprake bij de opwekking en het verbruik van elektriciteit. Omdat het eindverbruik van elektriciteit wordt belast, blijven de verliezen die optreden bij de opwekking buiten de belasting, maar de emissies die daarbij vrijkomen worden via het EU ETS wel geprijsd;
- Binnen de industrie is er voor een deel van het aardgasgebruik sprake van overlap: dit wordt zowel via het EU ETS als via de EB op aardgas geprijsd. Het gaat hierbij voornamelijk om grootverbruik, waarvoor de tarieven van de EB relatief laag zijn en geen terugleververgoeding geldt;
- Ook bij de inzet van niet-biogeen afval doet zich een gedeeltelijke overlap voor tussen de EB op elektriciteit opgewekt in afvalverbrandingsinstallaties en de afvalstoffenbelasting;
- Zowel de inzet van biomassa als die van overige hernieuwbare energiebronnen zijn voor circa de helft belast, vooral via de EB op elektriciteit. Datzelfde geldt voor de inzet van kernenergie, die voor 26 procent wordt belast;
- Omdat de accijns op minerale oliën ook geldt voor biobrandstoffen, zijn deze volledig belast.

Tabel 5.3

Aandeel beprijsde energiedragers en BKG-uitstoot

	Energieverbruik		BKG-emissie			
	In PJ	% beprijsd totaal	Mton CO ₂ -eq.	% beprijsd belastingen	% beprijsd ETS	% beprijsd totaal
<i>Energetisch gebruik</i>						
Kolen	344	100	33	23	100	100
Aardolie	715	97	51	67	31	97
Aardgas	1.172	94	68	65	49	94
Biobrandstoffen ¹	23	100	2	100	0	100
Biomassa	131	53	13	35	0	35
Overig hernieuwbaar	66	44				
Kernenergie	34	26				
Niet-biogeen afval	45	96	5	96	0	96
Overig energetisch	30	63	0			
<i>Niet-energetisch gebruik</i>						
Aardolie	429	0	32	0	3	3
Aardgas	101	89	6	0	89	89
<i>Overig</i>						
Bunkers	639	0	48	0	0	0
Overige emissies Broeikasgassen ²			27	0	0	0
Totaal	3.729	65	284	34	31	58
<i>Totaal, excl. Bunkers</i>	<i>3.089</i>	<i>78</i>	<i>236</i>	<i>41</i>	<i>37</i>	<i>69</i>

¹ BKG-emissies bij verbranding van biobrandstoffen en biomassa bestaan voornamelijk uit CO₂. Deze tellen volgens de IPCC-afspraken niet als emissie, omdat daar CO₂-opslag bij de groei tegenover staat.

² Is de emissie van overige broeikasgassen die niet gerelateerd is aan energiedragers.

Bron: Eigen berekeningen PBL

Afgemeten aan het totaal van de in 2018 geldende effectieve prijzen, constateren we een aantal forse onevenwichtigheden in het pakket als geheel. Die zijn slechts ten dele het gevolg van een overlap van instrumenten en hebben vooral te maken met een tariefstelling die lang niet altijd goed aansluit bij de veroorzaakte klimaatschade. Tabel 5.4 laat de gemiddelde effectieve prijs per energiedrager zien. Van de fossiele energiedragers is de gemiddelde effectieve prijs voor kolen het laagst, zowel per eenheid energie als per eenheid emissie, terwijl dit de meest vervuilende energiedrager is. De gemiddelde effectieve prijs voor energetisch verbruik van aardolie is juist hoog, wat vooral te maken heeft met de relatief hoge accijns op de minerale oliën. Dit zorgt ook voor de hoge prijs voor biobrandstoffen. Niet-energetisch verbruik van aardolie is daarentegen nauwelijks belast.

De grote verschillen in de effectieve CO₂-prijzen hangen dus direct samen met de karakteristieken van de instrumenten. Zo zorgt het EU ETS vanwege de precieze gerichtheid op emissies voor een juiste prijsstelling van de verschillende brandstoffen. Kolen worden hierdoor in principe het duurst en aardgas relatief het goedkoopst.⁴⁹ Wel is op het eerste oog vooral de stringentheid binnen het EU ETS beperkt in het licht van de klimaatschade en de impliciete prijzen bij de belastingen op energie. Deze constatering doet echter onvoldoende recht aan de aard van dit instrument, omdat het EU ETS garandeert dat de totale hoeveelheid emissies wordt beperkt ('cap'). Uiteindelijk was de vormgeving van dit instrument in 2018 zodanig dat het in principe tot nul emissies zou leiden in 2057 (zie ook paragraaf 7.1). Een bepaalde EU ETS-prijs indiceert uiteindelijk slechts de mate van schaarste op een bepaald tijdstip en de prijsverwachtingen van deelnemers aan het systeem van verhandelbare rechten. Bij de belastingen op energie speelt zo'n beperking van de emissies zelf geen rol. Tot welke emissiebeperking de belastingen leiden, hangt volledig af van de hoogte van de (impliciete) tarieven en de mate waarin actoren hun gedrag aanpassen in relatie tot de belaste grondslag.

Tabel 5.4

Gemiddelde effectieve beprijzing per energiedrager

	Belastingen energie en ODE		ETS-heffing	Totaal
	Euro per GJ	Euro per ton CO ₂ -eq.	Euro per ton CO ₂ -eq.	Euro per ton CO ₂ -eq.
<i>Energetisch verbruik</i>				
Kolen	3,4	35,5	16,0	51,5
Aardolie	11,4	160,0	5,0	164,9
Aardgas	5,4	93,8	7,7	101,5
Biobrandstoffen	22,6	302,2	0,0	302,2
Biomassa	1,6	16,0	0,0	16,0
Overig hernieuwbaar	6,9			
Kernenergie	4,1			
Niet-biogeen Afval	3,3	31,2	0,0	31,2
Overig Energetisch	9,7			
<i>Niet-energetisch verbruik</i>				
Aardolie	0,0	0,0	0,5	0,5
Aardgas	0,0	0,0	14,3	14,3
Totaal	4,7	61,4	4,9	66,4

⁴⁹ Dit is in de tabel niet helemaal terug te zien, omdat hier ook rekening wordt gehouden met het aandeel van het gebruik van de verschillende brandstoffen waarop het ETS betrekking heeft (zie tabel 5.3). Voor kolen is dat dus op praktisch alle verbruik.

6 Beprijzingstekort en andere externaliteiten

In het vorige hoofdstuk koppelden we de beprijzing van energie alleen aan de milieuschade van klimaatverandering. Als BKG-en worden uitgestoten en fossiele producten worden verbrand, gaat dat echter ook gepaard met andere vormen van milieuschade en maatschappelijke kosten. In dit hoofdstuk kijken we daarom meer integraal naar het vraagstuk van beprijzingstekorten en nemen we ook andere externaliteiten mee. Daarbij beperken we ons tot de milieuschade die samenhangt met het gebruik van energiedragers in de verschillende sectoren dat direct tot emissies leidt. Dat betekent dat uitgestelde emissies en niet aan energie gerelateerde emissies, zoals de uitstoot door landbouwhuisdieren, in dit deel van de analyse buiten beschouwing blijven.

Ook is het voor een goede vergelijkbaarheid van de effectieve prijzen noodzakelijk om ze zowel voor wat betreft de grondslag als de hoogte te relateren aan de energie-inhoud van het energieverbruik in plaats van aan de BKG-uitstoot. Alleen dan is het mogelijk om de verschillende soorten schade bij elkaar op te tellen en te vergelijken met de beprijzingsinstrumenten. Dit maakt het bovendien mogelijk om een goed beeld te schetsen per sector van relevante alternatieve technologie en hun schadeprofielen.

6.1 Rol andere externaliteiten en waardering

Wanneer de analyse van de effectieve CO₂-beprijzing beperkt blijft tot de klimaatschade alleen, ontstaat gemakkelijk een verkeerd beeld van waar de mogelijkheden liggen voor beleidsaanpassing. Het is essentieel in de afweging ook rekening te houden met de rol van andere externaliteiten zoals luchtkwaliteit, verkeersveiligheid, congestie en geluidsoverlast (zie paragraaf 2.2). Gegeven de sterke samenhang tussen het gebruik van (fossiele) energiedragers en verschillende externaliteiten, heeft een deel van de effectieve CO₂-prijs ook betrekking op de directe of indirecte beprijzing van die andere externaliteiten.



Hoewel de CO₂-uitstoot bij verbranding van biomassa per saldo op nul mag worden gesteld, draagt deze verbranding wel degelijk bij aan luchtverontreiniging en gezondheidsschade.

In principe gaat het om de volgende andere externaliteiten (zie ook hoofdstuk 2):

- *Milieu-externaliteiten* gerelateerd aan de uitstoot van stoffen anders dan BKG-en. De meeste sectoren dragen hier in meer of mindere mate aan bij en in veel gevallen zijn deze schadelijke emissies direct of indirect gekoppeld aan de verbranding van de fossiele energiedragers kolen, olie(producten) en gas, maar ook van biomassa. Qua omvang van de milieuschade gaat het bij verbranding van energiedragers met name om de uitstoot van LUVO-stoffen, zoals zwaveldioxide (SO₂), nitraatoxides (NO_x), fijnstof (kleine deeltjes zoals PM₁₀ en PM_{2,5}) en niet-methaan-vluchtige organische stoffen (NMVOS) (zie Drissen & Vollebergh 2018a). De belasting van het milieu met deze LUVO-stoffen heeft nadelige effecten voor de volksgezondheid en voor ecosystemen.⁵⁰
- *Andere externaliteiten* zoals de kosten van congestie, ongevallen en geluidshinder. Deze, aanzienlijke, maatschappelijke kosten (CE Delft 2021) zijn gerelateerd aan het energiegebruik, met name bij verkeer en vervoer.

⁵⁰ Zoals blijkt uit eerdere analyses van monetaire milieuschade heeft 90 procent betrekking op BKG-en en LUVO (Vollebergh et al. 2014; Drissen & Vollebergh 2018a). Met name effecten op het ecosysteem zijn lastig in geld uit te drukken. Ook in de landbouw is de samenhang van BKG-en, LUVO-emissies en externaliteiten zoals landgebruik en biodiversiteit complex. Deze blijven in deze studie buiten beschouwing (zie ook Commissie-Ter Haar 2021).

Van belang is verder dat de inzet van schone energiedragers zoals wind, zon en ook nucleaire energie niet tot directe LUVU-emissies leidt.⁵¹ Bij het gebruik van verschillende vormen van biomassa voor elektriciteitsopwekking of warmte ligt dit anders (zie ook PBL et al. 2020b). Hoewel de CO₂-uitstoot bij verbranding van biomassa en biogeen afval in principe per saldo op nul mag worden gesteld, draagt dit wel degelijk bij aan gezondheidsschade via de LUVU-emissies. Daarom is het van belang de LUVU-schade van biomassa ook mee te wegen.

Om een beeld te geven van het absolute en relatieve belang van andere externaliteiten dan alleen BKG-uitstoot, is gebruik gemaakt van de monetaire waardering van de andere externe schade. Tabel 6.1 geeft een overzicht van de in deze studie gebruikte milieuprijzen voor LUVU-emissies (zie ook Drissen & Vollebergh 2018a: met name appendix B). Zoals in paragraaf 2.4 aangegeven, zijn voor de analyse de *centrale waarden* van de milieuprijzen uit het handboek van CE Delft uit 2017 gebruikt (CE Delft 2017) en deze zijn vertaald naar waarden voor 2018. Ook is gerekend met een bandbreedte, vanwege onzekerheden rond de waardering van deze effecten.

Tabel 6.1

Milieuprijzen voor BKG- en LUVU-emissie (in euro 2018 per kilogram)¹

		Ondergrens	Middenwaarde	Bovengrens
Koolstofdioxide	CO ₂	0,016	0,065	0,107
Methaan	CH ₄	0,5	1,9	3,2
Stikstofoxiden ²	NOx	17,3	24,9	38,6
Zwavel dioxide	SO ₂	18,3	25,8	40,0
Ammoniak	NH ₃	20,4	31,5	50,5
Ultra fijnstof	PM _{2,5}	58,8	82,3	126,2 ³
Fijnstof	PM _{2,5-10}	3,6 ³	5,1	9,1 ^{3,4}
Vluchtige organische stoffen	NMVOS	1,7	2,2	3,3

¹ Merk op dat het hier alleen de bandbreedtes rond de *schaduwrijzen* betreft. Er is ook onzekerheid met betrekking tot de kentallen voor emissiefactoren, met name voor LUVU.

² Met name voor de schaduwrijzen voor stikstofoxiden zijn de waarden aangepast ten opzichte van eerdere milieuprijzen uit 2017.

³ Voor fijnstof in het verkeer worden hogere waarderingen gebruikt (zie tabel 6.2).

⁴ Voor zowel onder- als bovenwaarde is uitgegaan van hetzelfde relatieve verschil tussen onder- en middenwaarde voor PM_{2,5}.

Bron: CE Delft (2021b)

⁵¹ Wel kunnen er relevante verschillen zijn wat betreft andere schadelijke effecten. Daarbij kan het gaan om bijvoorbeeld landgebruik of kernafval. Hieraan wordt in het kader van deze studie voorbijgegaan (zie bijvoorbeeld Van Zalk en Behrens 2018 voor een analyse van de rol van landgebruik).

Voor fijnstofemissies van het verkeer worden hogere waarderingen gebruikt, omdat deze emissies op leefhoogte en veelal in drukke gebieden vrijkomen. Bovendien verschillen ze afhankelijk van de bron. De milieuprijzen voor fijnstof door verkeer zijn weergegeven in tabel 6.2.

Voor de andere externe schade, met name in het verkeer, is het ook mogelijk de verschillende effecten in monetaire eenheden uit te drukken en te koppelen aan energiedragers (zie ook IMF 2014; Vollebergh et al. 2016).⁵² Dit gaat met name om de externe kosten van verkeersongevallen, congestie en geluidshinder.⁵³ De kosten van *verkeersongevallen* bestaan onder andere uit medische kosten, productiviteitsverliezen, afhandelingskosten, materiële kosten zoals voertuigschade en immateriële kosten door leed, pijn, verdriet en verlies aan kwaliteit van leven en levensvreugde voor slachtoffers en hun naasten. Omdat niet al deze kosten extern van aard zijn, is aangenomen dat kosten die samenhangen met het eigen risico van de reiziger volledig zijn geïnternaliseerd. De externe kosten zijn met behulp van waarderingskentalen voor de waarde van een statistisch mensenleven en voor overige kosten omgezet in monetaire eenheden (zie verder CE Delft 2021a).

Tabel 6.2

Milieuprijzen voor fijnstofemissies (PM) van verkeer¹

	Ondergrens	Middenwaarde	Bovengrens
<i>Uitlaatgassen wegverkeer</i>			
• Binnen de bebouwde kom	101	142	217
• Buitenweg	76	106	163
• Autosnelweg	84	118	180
<i>Uitlaatgassen binnenvaart</i>			
	89	122	187
<i>Slijtage banden, remmen en wegdek</i>			
• Binnen de bebouwde kom	20	28	45
• Buitenweg	16	23	36
• Autosnelweg	18	25	39

¹ Merk op dat het hier alleen de bandbreedtes rond de schaduwrijzen betreft. Er is ook onzekerheid met betrekking tot de kentalen voor emissiefactoren, met name voor LUV0.

Bron: CE Delft (2021b)

⁵² Verkeer kan ook externe baten met zich meebrengen, bijvoorbeeld in de vorm van gezondheidsbaten van fietsgebruik. Fietsgebruik valt echter buiten de scope van dit rapport.

⁵³ Zie ook CE Delft (2021a) voor een uitgebreide toelichting op nieuwe berekeningen voor het jaar 2018. CE Delft heeft ook de kosten voor aanleg, onderhoud en beheer van infrastructuur in kaart gebracht. Deze kosten zijn in de voorliggende analyse buiten beschouwing gelaten omdat ze niet extern van aard zijn en omdat de motorrijtuigenbelasting ('wegenbelasting') buiten beschouwing blijft.

Bij de kosten van *congestie* gaat het onder andere om kosten van reistijdverliezen, onbetrouwbare reistijden, plankosten en indirecte effecten door bijvoorbeeld uitwijkgedrag naar andere modaliteiten. De reistijdverliezen zijn door CE Delft geraamd op basis van data van het KiM (2019) voor het hoofdwegenet en van TomTom voor het onderliggend wegennet. De reistijdwaarderingen zijn overgenomen uit KiM (2013) en weergegeven in CE Delft (2021). Bij *geluidshinder* gaat het ten slotte om kosten door overlast, gezondheidsschade, productiviteitsverlies, verstoring van rustige gebieden en schadelijke effecten op ecosystemen. Deze kosten zijn geraamd met behulp van data van RIVM over het aantal geluidbelaste mensen in Nederland en waarderingskentallen voor verkeersgeluid.

Deze andere externaliteiten in het verkeer staan los van het type energiedrager dat wordt gebruikt. Ook elektrische auto's dragen bij aan verkeersongevallen, congestie en geluidshinder. De emissies van BKG-en en LUVVO-stoffen vloeien weliswaar direct voort uit de verbranding van de brandstof, maar dat geldt niet voor de overige externaliteiten. Die zijn wel indirect gekoppeld aan het energiegebruik in de zin dat deze ontstaan door het gebruik van het voertuig. Die relatie varieert echter sterk afhankelijk van bijvoorbeeld de locatie en het moment van de dag. Op een rustige weg zijn de marginale congestiekosten nihil, terwijl op een druk moment die kosten heel hoog kunnen zijn. Voor geluidshinder kan dat precies omgekeerd zijn. Een extra auto op een toch al drukke weg levert nauwelijks extra geluidshinder op, maar op een lege weg kan één auto voor veel hinder zorgen. Gezien het indirecte verband met energiegebruik is het niet efficiënt deze externe effecten te beprijzen via de heffingen op energie (minerale oliën en energiebelasting). Maar als directe beprijzing zoals een congestieheffing maatschappelijk niet wenselijk wordt geacht, kan een indirecte beprijzing via de heffingen op energie wel een alternatief bieden (Zie Parry & Small 2005 en Vrijburg & Geilenkirchen 2019).

Om een goede vergelijking te kunnen maken tussen de waarde van verschillende externaliteiten en de inzet van CO₂-uitstoot veroorzakende activiteiten, zoals verbranding van fossiele brandstoffen, is het net als bij BKG-emissies noodzakelijk om uit te gaan van gestandaardiseerde waarden van zowel de energiedragers als de externaliteiten (zie ook hoofdstuk 2). Om deze verschillende effecten vergelijkbaar te maken is het noodzakelijk om in dit hoofdstuk zowel de effectieve prijs als de milieu- en externe schade om te rekenen naar de energie-inhoud in gigajoule van de verschillende energiedragers.^{54, 55} Voor meer specifieke analyses van sommige belastingen in relatie tot verschillende mogelijke alternatieve technologieën is gekozen voor een omrekening naar de specifieke eenheid waarin de belasting is uitgedrukt (liter, kubieke meter of kilowattuur).

⁵⁴ Zie voor een uitgebreide toelichting Vollebergh et al. (2014: 101ff).

⁵⁵ Omdat in deze studie alleen scope-1-emissies worden geanalyseerd wordt in tegenstelling tot eerdere studies geen rekening gehouden met indirecte schade eerder in de keten, dat wil zeggen met emissies van BKG- en LUVVO-uitstoot bij de winning, de productie of het verbruik van aardgas of motorbrandstoffen (zie Vollebergh et al., 2014). Voor zover deze winning of productie samenhangt met het verbruik van fossiele energiedragers in Nederland, komen deze emissies wel aan bod als scope-1-emissies in de elektriciteitssector of de industrie als gevolg van bijvoorbeeld het raffinageproces.

6.2 Klimaatbeprijzing in context

Op basis van deze meer integrale analyse van externaliteiten die min of meer direct samenhangen met het vrijkomen van de BKG-externaliteiten, is het mogelijk om de evaluatie van de effectieve CO₂-beprijzing in een bredere beleidscontext te plaatsen. Hierna geven we eerst aan hoe deze andere externaliteiten gerelateerd zijn aan energieverbruik en vervolgens geven we voor de verschillende sectoren aan hoe belangrijk de andere externaliteiten zijn.

6.2.1 Andere externaliteiten en het verbruik van energieproducten

Om het klimaatbeprijzingstekort in de bredere context van andere milieu- en externe schade te kunnen evalueren is het noodzakelijk deze andere externaliteiten ook te relateren aan de activiteiten waarbij BKG-uitstoot vrijkomt. Zoals in de vorige hoofdstukken is gebleken, hangt deze uitstoot voor verreweg het belangrijkste deel samen met het gebruik van fossiele energiedragers (zie ook paragraaf 3.2).

Zo is met name de verbranding van fossiele energiedragers niet alleen een belangrijke oorzaak van emissies van CO₂ maar ook van veel LUVO-emissies, zoals SO₂ en NO_x. En ook de andere externaliteiten in het verkeer ontstaan vaak bij de inzet van energiedragers of het nu gaat om de huidige (vooral op basis van fossiele brandstoffen) ofwel de nieuwe technologie (vooral op basis van elektriciteit).⁵⁶ Vanwege deze grote rol van zowel de aan energie gerelateerde BKG-emissies als het beprijzingsinstrumentarium dat juist daarop aangrijpt, kijken we alleen naar de andere schade die gerelateerd is aan het gebruik van energiedragers in dit hoofdstuk.

Een belangrijk aandachtspunt is wel dat in tegenstelling tot de vaste verhouding van elke fossiele energiedrager en CO₂-uitstoot, de omvang van de andere externaliteiten sterk kan verschillen tussen verbrandingsprocessen. Deze verschillen hangen af van (zie ook Vollebergh 2012):

- De gebruikte energiedrager (van aardgas tot biomassa of elektriciteit);
- De specifieke technologie (van staalproductie tot benzinemotor);
- De omstandigheden (rijden in de stad, op het platteland of op de autosnelweg).

Emissies en andere externe schade kunnen we via omrekenfactoren en andere indicatoren koppelen aan de verschillende energiedragers. Die schade kunnen we vervolgens uitdrukken in geld, zodat de verschillende energiedragers goed met elkaar te vergelijken zijn. In het kader van deze studie wordt daarom alle gemonetariseerde externe schade direct gekoppeld

⁵⁶ Het meenemen van deze andere schade is relevant voor het beantwoorden van de vraag of daadwerkelijk sprake is van een meer integraal afgeleid beprijzingstekort en laat duidelijk de beperkingen zien van een evaluatie op basis van het klimaatbeprijzingstekort alleen. Daarvoor dient immers de *absolute* hoogte van de huidige tarieven van de verschillende energiedragers ('stringentheid') te worden vergeleken met het totaal van de relevante schade (zie verder sectie 6.2.2 over sector verkeer).

aan verschillende gebruikscategorieën van energie. Voor sommige sectoren is dat beter mogelijk dan voor andere:

- in de *elektriciteitssector* is alle milieuschade te beschouwen als gerelateerd aan (verbranding van fossiele) energie;
- in de *industrie* is een belangrijk deel van de emissies sterk procesafhankelijk. Zo is van de LUVO-schade bijvoorbeeld NO_x en SO₂ vaak wel, maar fijnstof slechts beperkt en NMVOS helemaal niet gerelateerd aan directe verbranding. Wel is energiegebruik een belangrijke proxy voor economische activiteit in de industrie en zijn verbrandingsketels op aardgas of biomassa goed in beeld te brengen;
- voor *verkeer en vervoer* is alle externe schade direct dan wel indirect te herleiden tot energiegebruik (motorbrandstoffen maar ook (een klein stukje) elektriciteit). Energiegebruik is echter niet altijd een goede indicator voor specifieke effecten zoals congestie;
- in de *gebouwde omgeving* is een groot deel van de emissies gerelateerd aan de verbranding van aardgas en biomassa en deze kunnen goed in beeld worden gebracht. Sommige andere emissies zoals NMVOS staan los van het energiegebruik en blijven hier buiten beschouwing;
- in de *landbouw* is slechts een deel van de emissies gerelateerd aan energieverbruik (met name verbranding van aardgas). De rest van de emissies heeft geen relatie met energiegebruik en blijft hier daarom verder buiten beschouwing.

Voor een goed beeld van de afzonderlijke sectoren is daarom niet alleen de schade door BKG-en bepaald maar ook de *gemiddelde* schade van andere emissies die aan de verbrandingsprocessen zijn gekoppeld, evenals de andere *gemiddelde* externe schade voor het verbruik (zonder bunkers) in met name de verkeer- en vervoerssector. Zodoende is het mogelijk een omvattender beprijzingstekort in beeld te brengen en kan het klimaatbeprijzingstekort beter in perspectief worden geplaatst. Door vervolgens de waarde van schade te vergelijken met de effectieve beprijzing ontstaat wederom inzicht in een beprijzingstekort.⁵⁷ Alleen als over de hele grondslag van een energiedrager sprake is van beprijzing, direct dan wel indirect, en alle schade is meegenomen, dus niet alleen klimaat, is er geen beprijzingstekort.

De resultaten van deze meer integrale berekeningen zijn weergegeven in tabel 6.3 en de bredere analyse van het beprijzingstekort is afgebeeld in figuur 6.1. Daarbij geeft de tabel de berekening voor zowel de middenwaarde als het tweegradenscenario, terwijl de figuur zich tot deze laatste waarde beperkt. Verder is in tegenstelling tot de eerdere presentatie van het klimaatbeprijzingstekort in de hoofdstukken 4 en 5 nu niet langer rekening gehouden met bunkers in het verkeer, niet-energetisch verbruik van aardolie in de industrie en de niet-BKG-en in de landbouw. Merk op dat zowel de gemiddelde effectieve prijzen als de externe schades per gigajoule afhankelijk zijn van de mate waarin verschillende brandstoffen en emissies een rol spelen in elke sector. In de volgende paragraaf presenteren we daarom in meer detail de brandstofspectifieke resultaten per sector, waarbij we deze ook expliciet koppelen aan de belangrijkste specifieke verbrandingsprocessen in de verschillende sectoren.

⁵⁷ Hierbij is afgezien van interactie tussen de verschillende externaliteiten en zijn deze eenvoudig gesommeerd. Daarmee staat de schade per gigajoule in tabel 6.3 niet gelijk aan het optimale tarief (zie ook Parry & Small 2005 en de discussie in Vollebergh 2012 en Vollebergh et al. 2014: hoofdstuk 2).

Tabel 6.3

Gemiddelde effectieve beprijzing en externe schade gerelateerd aan energiegebruik per sector in euro/GJ

	Energie- verbruik (PJ)	Beprijzing (euro per GJ)			Externe schade (euro per GJ)				
		Energie- belasting en ODE	ETS	Totaal	Klimaat ¹	LUVUO	Anders	Totaal	
Elektriciteit	969	4,9	0,9	5,7	4,3 (7,1)	0,6	0	4,9 (7,7)	
Industrie ²	687	0,6	0,9	1,6	5,3 (8,7)	2,9	0	8,2 (11,6)	
Verkeer (excl. bunkers)	504	17,0	0,0	17,0	4,6 (7,5)	7,4	45,2 ³	57,2 (60,2)	
Gebouwde omgeving	446	8,1	0,0	8,1	3,8 (6,3)	1,3	0	5,1 (7,6)	
Landbouw	49	1,8	0,0	1,8	3,7 (6,1)	1,6	0	5,3 (7,7)	
Totaal (gemiddeld)	2.654	6,6	0,5	7,1	4,5 (7,5)	2,6	8,6	15,7 (18,6)	

¹ Bij klimaatschadeberekening is hier uitgegaan van de middenwaarde van euro 65 per ton; tussen haakjes is de klimaatschade bij de referentiewaarde voor het efficiënte CO₂-prijspad voor een twee gradenscenario opgenomen.

² Exclusief niet-energetisch gebruik van aardolie, maar wel inclusief niet-energetisch aardgas omdat daar zowel CO₂ als LUVUO-emissies bij ontstaan.

³ Deze andere externe schade beslaat ongevallen, geluid en congestie ter waarde van 19,2, 2,4 respectievelijk 23,6 euro per GJ.

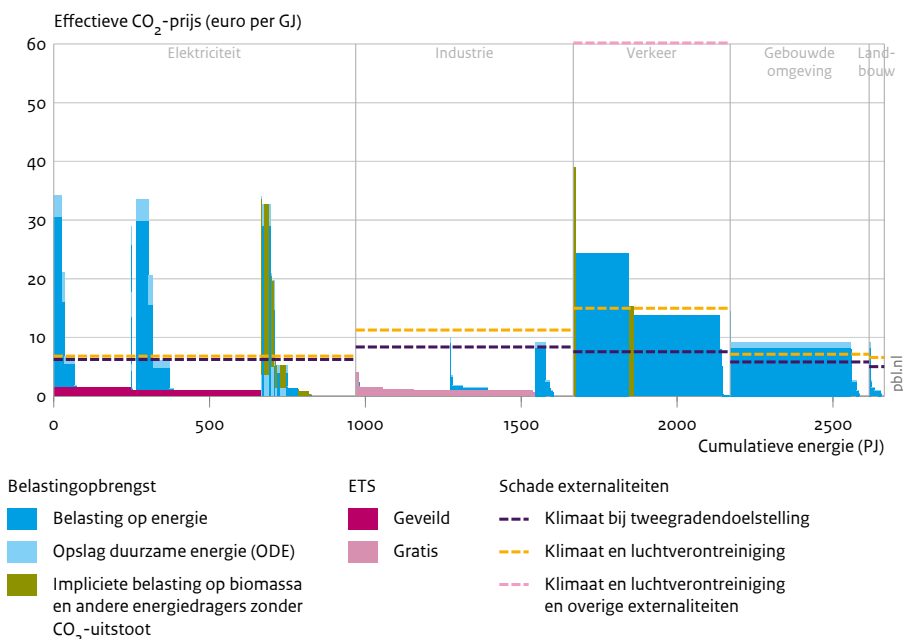
Bron: eigen berekeningen PBL, mede op basis van CE Delft (2021b)

Zowel de tabel als de figuur laten op onderdelen een wat ander beeld zien van het beprijzingsstekort per sector dan de eerdere evaluatie in hoofdstuk 5 vanuit het perspectief van klimaatschade alleen. De schade door LUVUO blijkt in sommige sectoren zeer aanzienlijk te zijn. Bij verkeer was deze schade in 2018 zelfs vergelijkbaar met de (hoog ingeschatte) klimaatschade. Maar ook in de industrie en landbouw gaat het om flink wat extra schade.

Op grond van deze bredere inschatting van de milieuschade blijkt er in de *industrie* en de *landbouw* nog steeds een fors beprijzingsstekort te zijn. Vooral bij deze sectoren valt op dat het beprijzingsstekort nog groter is dan op grond van alleen de klimaatschade kon worden vastgesteld. Gemiddeld genomen doet zo'n tekort zich in zowel de *elektriciteitssector* als de *gebouwde omgeving* niet voor. Alleen wanneer gerekend wordt met de hoge klimaatprijs die past bij de twee gradendoelstelling, schiet de huidige beprijzing *gemiddeld* tekort bij elektriciteit, maar nog steeds niet in de gebouwde omgeving. Wel laat de figuur zien dat er grote verschillen schuilgaan achter deze gemiddelden. Dit is met name het gevolg van de onevenwichtige belasting van elektriciteit, zoals de vrijstellingen voor omzetverliezen en de degressiviteit in de tarieven (zie verder paragraaf 6.2.2).

Figuur 6.1

CO₂-beprijzing en opbrengsten, 2018



Bron: PBL

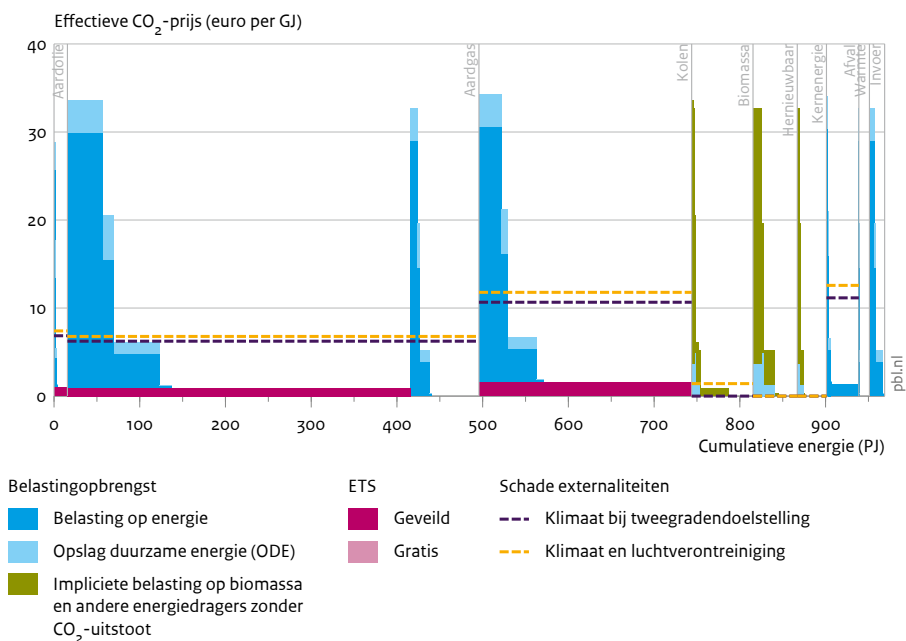
In de verkeerssector blijkt de accijnz op diesel aardig op te wegen tegen de gemiddelde schade door klimaat en LUVU, althans wanneer rekening wordt gehouden met de hoge CO₂-milieuprijs. Voor benzine is de belasting hoger dan de schade, maar dit slaat om in een fors tekort voor beide energiedragers wanneer ook de andere externaliteiten in de verkeerssector een rol krijgen. De gezamenlijke waarde van deze andere externaliteiten alleen al is meer dan tien keer zo groot als de klimaatschade die ingeschat is op basis van de middenwaarde van deze milieuprijs. Dat maakt ook duidelijk dat een vergelijking van de accijnzen op minerale oliën met alleen klimaatschade leidt tot een verkeerde inschatting van eventuele beprijzingstekorten. Zo lijkt er geen argument te zijn voor de stelling dat de huidige effectieve CO₂-beprijzing in het verkeer al ruimschoots opweegt tegen de klimaatschade (zie ook Vollebergh et al. 2019).

6.2.2 Sectorale analyse

In deze (sub)paragraaf bespreken we per sector het beprijzingstekort of -overschot in meer detail. We relateren dat bovendien aan het gebruik van energiedragers in die sectoren. Ook brengen we de onzekerheid bij het bepalen van de milieuschade in beeld aan de hand van een bandbreedte voor de milieuschade (zie ook Drissen & Vollebergh 2018b). We volgen opnieuw de sectorale analyse zoals bij de bespreking van de effectieve CO₂-beprijzing.

Figuur 6.2

CO₂-beprijzing en opbrengsten elektriciteit naar brandstof, 2018



Bron: PBL

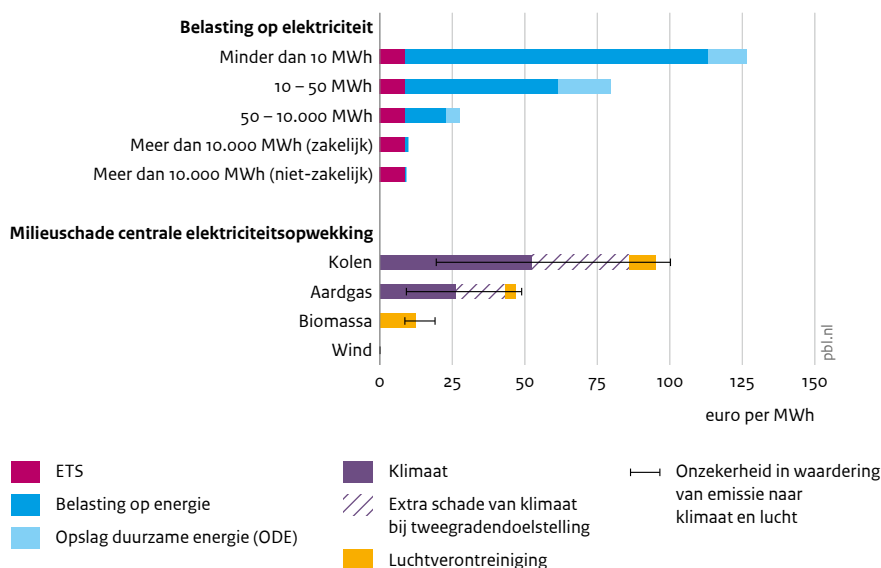
Elektriciteitssector

Zoals al eerder geconstateerd, zijn de externaliteiten bij elektriciteit verbonden aan de inzet van energiedragers bij de opwekking. Uit de eerdere analyse van het energieverbruik in de elektriciteitssector bleek al de grote rol van fossiele energiebronnen, maar ook biomassa speelt in toenemende mate een rol. Figuur 6.2 schetst de verdeling van het gebruik over energiedragers nog eens, maar nu per gigajoule zodat ook de hernieuwbare bronnen worden weergegeven inclusief alle omzettingsverliezen.

De opwekkingsmethoden van elektriciteit met behulp van fossiele brandstoffen of biomassa verschillen sterk in de uitstoot van BKG-en en LUVO-stoffen. Niet alleen de gebruikte energiedrager, maar ook de schaal van de opwekking is daarbij van belang. Bij LUVO-emissies zijn bijvoorbeeld Europese emissienormen van groot belang omdat deze sterk variëren met de omvang van de installaties. In het algemeen zijn er minder stringente eisen van toepassing op kleinere, veelal decentrale installaties dan op grote centrales (PBL et al. 2020b).

Figuur 6.3

Beprijzing en milieuschade elektriciteit, 2018



Bron: PBL

Opnieuw blijkt uit deze figuur dat de ETS-prijs zorgt voor beprijzing van een groot deel van de milieuschade (zij het tegen een relatief laag tarief). De milieuschade die ontstaat bij de opwekking van elektriciteit met aardgas in een wkk in de glastuinbouw en met biomassa en (niet-biogeen) afval, is hiervan uitgezonderd. Omgerekend naar input uitgedrukt in gigajoule blijkt de effectieve ETS-prijs voor kolen hoger dan voor aardgas omdat de CO₂-uitstoot per gigajoule groter is. Voor het belastingdeel geldt juist geen verschil meer, omdat elke eenheid elektriciteit gelijk wordt belast, onafhankelijk van de energie- of koolstofintensiteit.

Het belang van de verschillen in opwekkingsmethoden in relatie tot de hoogte van de effectieve tarieven blijkt uit figuur 6.3.⁵⁸ Deze figuur toont de hoogte van de belasting en de ODE op elektriciteit voor de verschillende schijven, evenals de milieuschade van BKG- en LUVU-emissies voor een aantal opwekkingsmethoden per output uitgedrukt in megawattuur.

⁵⁸ In deze en de andere figuren met milieuschade is het verschil tussen de middenprijs en de hoge prijs voor klimaat gearceerd weergegeven en weerspiegelt het verschil tussen de bovengrens van de bandbreedte en de lengte van de staaf de hoge inschatting van LUVU. Het verschil tussen de ondergrens van de bandbreedte en de lengte van de staaf is de combinatie van een lage inschatting van LUVU en een lage inschatting van klimaat.

Hieruit komt het inmiddels bekende beeld naar voren (zie ook Vollebergh 2014: 20) dat elektriciteitsopwekking met kolen de meeste klimaatschade veroorzaakt, gevolgd door opwekking met aardgas. Wat betreft schade als gevolg van LUVVO, is het beeld heel anders. Opwekking met wind of zon zorgt helemaal niet voor directe milieuschade, maar biomassa scoort wel relatief slecht, net als kolen.

Vergeleken met de effectieve tarieven voor de elektriciteitssector als gevolg van de EB en ODE op het eindverbruik van elektriciteit in Nederland, valt op dat de milieuschade ruimschoots groter is dan de huidige lage tarieven in de derde en vierde schijf van de belasting op elektriciteit. Voor de lagere verbruiksschijven is het tarief relatief hoog, zeker wanneer hierbij aardgas of biomassa wordt ingezet. Voor wind is er, gerekend vanuit de milieuschade voor klimaat en LUVVO, helemaal geen rechtvaardiging voor een belasting. De figuur laat ook zien dat de ODE in feite de onevenwichtigheid versterkt omdat deze vooral drukt op de eerste twee schijven.

Industrie

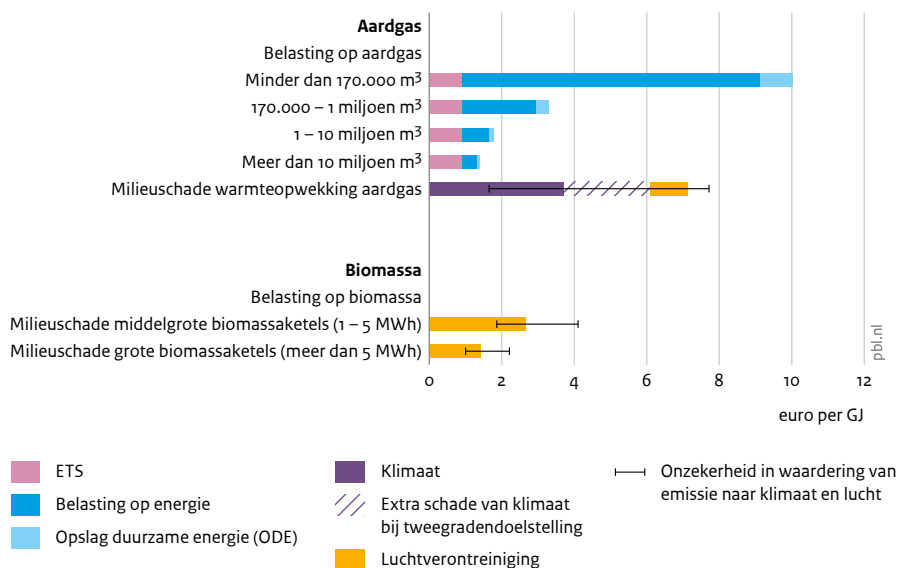
Met afstand is de industrie de meest complexe sector als het gaat om de verschillende processen die verantwoordelijk zijn voor de directe BKG- en LUVVO-uitstoot en eventuele andere emissies (zie ook Drissen & Vollebergh 2018a). Om voor de industrie een beeld van het integrale beprijzingstekort te kunnen geven is het net als bij elektriciteit noodzakelijk de berekende milieuschade te koppelen aan de achterliggende inzet van fossiele brandstoffen en biomassa, de emissies die daarbij vrijkomen en verantwoordelijk zijn voor de die milieuschade, en de beprijzing die daarbij aan de orde is.

De meeste BKG-en hangen direct samen met het gebruik van fossiele brandstoffen en kunnen dus wel direct worden gekoppeld aan de eerder bepaalde energieverbruiksgrondslagen van olie, kolen en aardgas door de industrie. Maar de samenhang tussen de inzet van energiedragers en LUVVO-emissies is minder direct. Daarom is het niet goed mogelijk om een belangrijk deel van de LUVVO-emissies door de industrie op betrouwbare wijze te koppelen aan het gebruik van energiedragers (PBL et al. 2020b). Dat geldt met name voor de emissies van fijnstof en NMVOS, die worden uitgestoten in heel verschillende industriële processen. Om toch een beeld te geven is uitgegaan van een gelijke gemiddelde LUVVO-schade per (gigajoule) brandstof.⁵⁹

⁵⁹ In het kader van deze studie was het niet mogelijk om het onderscheid tussen LUVVO-emissies die worden veroorzaakt door energieverbruik en de zogenoemde procesemissies goed te kunnen maken. Daarvoor is nader onderzoek nodig. Hierdoor kon dus geen gedetailleerd beeld worden geschetst voor de industrie. Op basis van data van de emissieregistratie is het wel mogelijk een totaalbeeld te geven van de monetair milieuschade in de verschillende industriële sectoren (zie Drissen & Vollebergh 2018a).

Figuur 6.4

Beprijing en milieuschade industrie, 2018



Bron: PBL

Tabel 6.4

Gemiddelde effectieve beprijing en milieuschade per energiedrager in de industrie

	Energie- verbruik (PJ)	Beprijing (euro per GJ)			Externe schade (euro per GJ)		
		EB en ODE	ETS	Totaal	Klimaat ¹	LUVU ²	Totaal
Kolen	95,8	0,0	1,7	1,7	6,8 (11,1)	2,9	9,6 (14,0)
Aardolie	218,6	0,0	1,1	1,1	4,4 (7,2)	2,9	7,3 (10,1)
Aardgas	329,3	1,3	0,7	2,0	3,7 (6,1)	2,9	6,6 (8,9)
Biomassa en afval	42,9	0,2	0,0	0,2	1,0 (1,6)	2,9	3,8 (4,5)
Totaal	686,6	0,6	0,9	1,6	5,1 (8,4)	2,9	8,0 (11,3)

¹ Voor deze berekening is alleen uitgegaan van de middenwaarde van euro 65 per ton; tussen haakjes is de klimaatschade bij de referentiewaarde voor het efficiënte CO₂-prijspad voor een tweegradenscenario opgenomen

² De milieuschade als gevolg van LUVU-emissies per eenheid energiegebruik in de industrie is bepaald door de totaal berekende schade te delen door het totale energieverbruik (exclusief niet-energetisch gebruik van aardolie)

Bron: eigen berekeningen PBL

Op deze manier hebben we een specifiek beeld per brandstof bepaald waarbij de klimaatschade is berekend op basis van brandstofspectifieke emissiefactoren. De LUVO-schade daarentegen is bepaald door een gemiddelde te berekenen op basis van de totale schade gedeeld door het verbruik van alle fossiele brandstoffen, onder de veronderstelling dat energieverbruik een goede proxy is voor de omvang van de activiteiten binnen deze sector. Tabel 6.4 laat de resultaten van deze berekening zien.

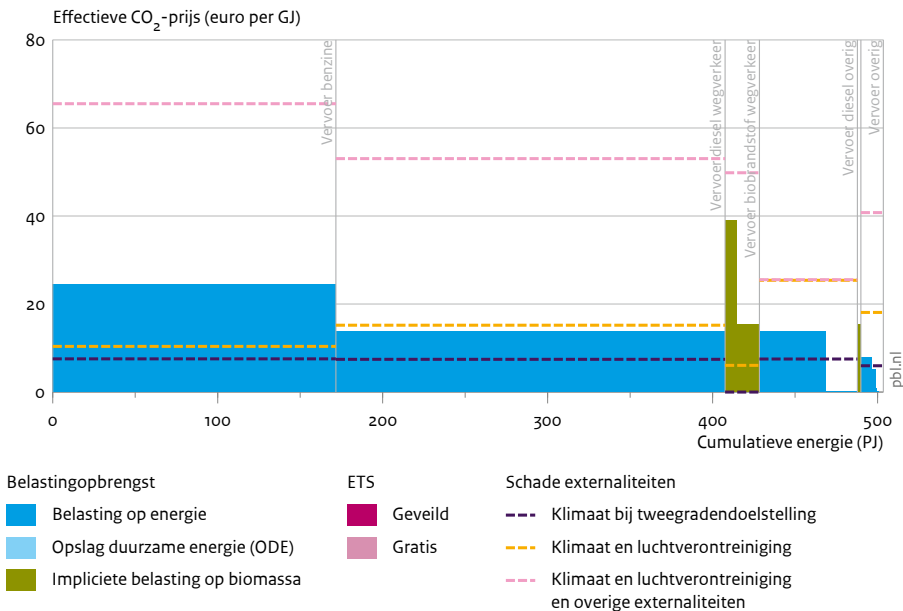
In het vorige hoofdstuk is voor de BKG-emissies geconstateerd dat weliswaar zo'n twee derde deel van de grondslag van de CO₂-uitstoot gerelateerd aan verbranding momenteel wordt geprijsd via het ETS, maar tegen een veel lagere prijs dan nodig zou zijn voor een robuust klimaatbeleid gericht op de Parijs-doelstellingen. Dit beeld wordt bevestigd in tabel 6.3. Het beprijzingstekort wordt niet alleen nog veel groter wanneer de LUVO-schade wordt meegenomen, ook doet dit probleem zich met name voor bij de inzet van kolen in de industrie, ondanks het feit dat de ETS-prijs hier relatief zwaar weegt. Dit tekort is nog steeds fors bij de inzet van aardolie en zelfs bij aardgas, dat relatief zwaar wordt belast maar waar de ETS-prijs weer relatief minder zwaar weegt (per gigajoule).

Voor *aardgasverbruik* is het mogelijk gedetailleerdere informatie te geven over de oorzaak van dit beprijzingstekort. Veel van dit verbruik is namelijk direct gekoppeld aan de productie van warmte in ketels, en hierbij is veel meer informatie over de LUVO-emissies beschikbaar. Dat geldt eveneens voor het directe alternatief in bepaalde toepassingen, namelijk biomassaketels. Wanneer de milieuschade van dit type ketels in de industrie wordt vergeleken met de beprijzing via de belasting op aardgas en de prijs in het EU ETS voor dat deel dat hieronder valt per kubieke meter (m³) (zie figuur 6.4), kan een nauwkeuriger beeld worden gegeven. Hierbij is de degressieve tariefstructuur van belang omdat hierdoor grote verschillen ontstaan tussen de milieuschade en de mate waarin het verbruik van aardgas is geprijsd. Verder is vanwege de onzekerheid bij het bepalen van de milieuschade wederom een bandbreedte meegenomen.

Voor de warmteproductie op basis van aardgas in de industrie blijken de tarieven in de eerste schijf ruimschoots op te wegen tegen de hier berekende milieuschade van aardgas. Heel anders ligt dit voor bedrijven die veel meer aardgas gebruiken en waarvoor de hogere schijven gelden. Daarbij schiet de beprijzing duidelijk tekort, zelfs wanneer zowel met het EU ETS als de EB op aardgas wordt gerekend. Overigens valt volgens informatie van het ministerie van Financiën ruim drie kwart van het aardgasverbruik in de industrie in deze hogere schijven. Figuur 6.4 laat ook zien dat biomassaketels weliswaar geen klimaatschade veroorzaken, maar dat de milieuschade daarvan door LUVO-emissies veel groter is dan die van ketels op aardgas; het gebruik van biomassa is echter niet belast.

Figuur 6.5

CO₂-beprijzing en opbrengsten verkeer naar brandstof, 2018



Bron: PBL

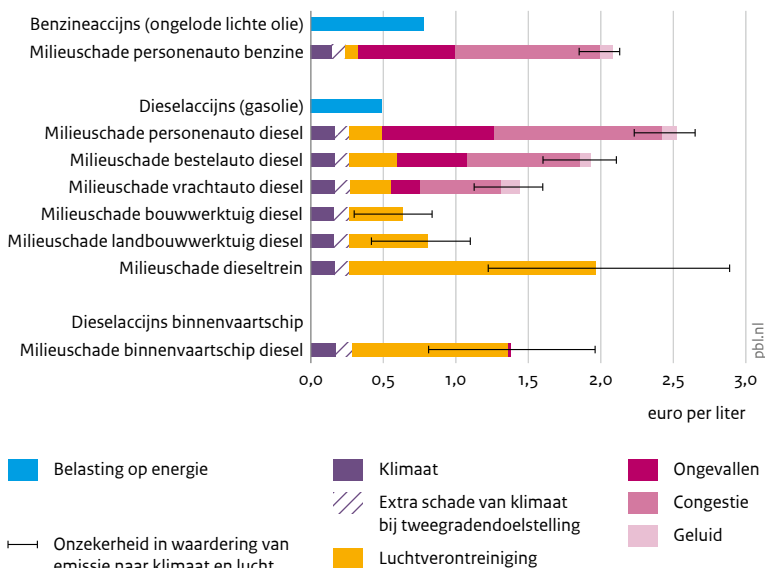
Verkeer

Zoals al bleek, spelen in de sector verkeer veel meer maatschappelijke kosten een rol dan alleen klimaatschade. Alvorens tot uitspraken te komen over beprijzingstekorten, is het daarom noodzakelijk te kijken naar het geheel van de schade in deze sector en de onderliggende inzet van de verschillende brandstoffen. Verreweg de belangrijkste energiedragers in deze sector zijn, zoals eerder aangegeven, de minerale oliën. Dat beeld verandert niet als ook rekening wordt gehouden met alternatieve energiebronnen die geen CO₂ uitstoten en als het verbruik wordt uitgedrukt in gigajoule (zie figuur 6.5).

Figuur 6.6 geeft voor de sector verkeer de prestaties van de vervoersmodaliteiten die ten grondslag liggen aan het verbruik van minerale oliën in deze sector, met name benzine en diesel. Voor verschillende voer-, vaar- en werktuigen wordt de effectieve BKG-prijs per gigajoule gegeven en de relevante schades per gigajoule. De klimaatschade per gigajoule is bij alle toepassingen in het verkeer vergelijkbaar, omdat deze afhangt van dezelfde energiebron: minerale olie. Wel zijn er duidelijke verschillen in de LUVO-schade.

Figuur 6.6

Beprijzing en externe kosten verkeer, 2018



Voor dieselwerktuigen en dieseltreinen zijn geen kostenschattingen beschikbaar voor ongevallen, geluidshinder en congestie.

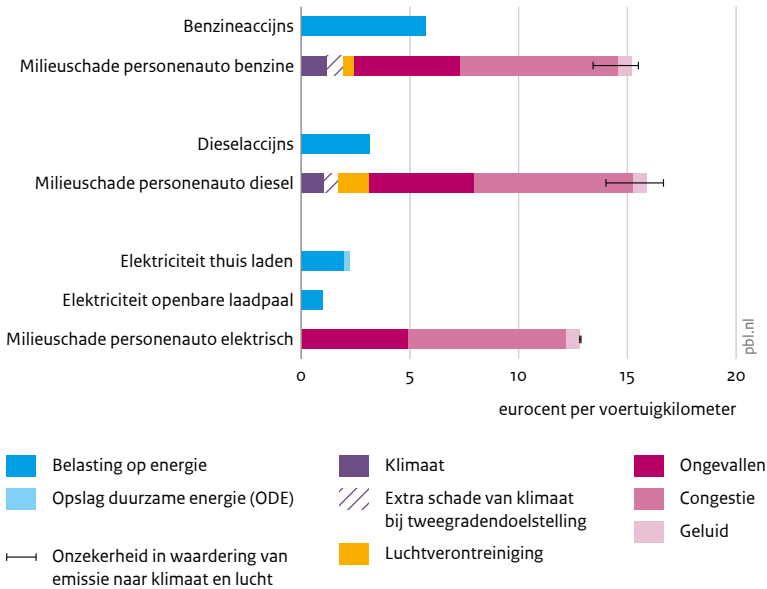
Bron: PBL

Deze verschillen zijn het gevolg van verschillen in de Europese emissienormen bij verschillende toepassingen, de effectiviteit van die normen in de praktijk (denk aan dieselgate), en het tempo waarin de verschillende parken en vloten verjongen.⁶⁰ Benzineauto's zijn gemiddeld schoner dan dieselveertuigen, waarbij de dieselpersonenauto's van alle dieseltoepassingen de laagste schade per gigajoule kennen terwijl binnenvaartschepen en dieseltreinen per gigajoule het vervuilendst zijn. Tot slot maakt de figuur duidelijk dat de kosten van ongevallen en congestie relatief hoog zijn bij het wegverkeer. Mede hierdoor is de totale schade per gigajoule aanzienlijk hoger dan de heffingen op de brandstoffen.

⁶⁰ Een gemiddeld binnenvaartschip gaat veel langer mee dan een gemiddelde vrachtauto. Daardoor duurt het langer voordat strengere emissiewetgeving voor nieuwe motoren doorwerkt in de gemiddelde milieuprestatie van de vloot.

Figuur 6.7

Beprijzing en externe kosten verkeer per voertuigkilometer, 2018



Bron: PBL

De figuur maakt het mogelijk de hoogte van de brandstofaccijnzen uit 2018 te vergelijken met de totale schade voor de verschillende modaliteiten (per liter). Het gaat daarbij om de effecten van het (marginale) verbruik van minerale oliën door deze motorvoertuigen. Gegeven het aangeschafte motorvoertuig is deze schade namelijk direct gerelateerd aan de met de brandstof veroorzaakte emissies. Hieruit blijkt dat het tarief voor de benzineaccijnzen een stuk hoger is dan de milieuschade inclusief LUVVO, maar lager wanneer ook de andere externaliteiten worden meegenomen. Opvallend is dat de nieuwste cijfers hoge congestie-kosten en kosten van ongevallen laten zien die uiteindelijk heel zwaar wegen. Bij de dieselaccijnzen is de milieuschade weliswaar vergelijkbaar met het tarief, maar hier zijn nog flinke andere schades van toepassing. Opvallend is verder de zeer hoge LUVVO-schade voor andere toepassingen van diesel, zoals bij landbouwwerktuigen en in de binnenvaart. Hier is de accijnzen duidelijk te laag vergeleken met de totale schade per liter.

Om een vergelijking met elektrische auto's in het wegverkeer mogelijk te maken, zijn de verschillende tarieven en schades ook uitgedrukt per voertuigkilometer (zie figuur 6.7). Hieruit komt voor benzine- en dieselauto's grofweg hetzelfde beeld. De directe kosten van milieuschade voor personenauto's zijn met name bij benzine relatief laag; dit heeft te maken met de strenge emissienormen voor LUVVO-stoffen. Bij personenauto's op diesel zijn

deze kosten gemiddeld veel hoger, met name de kosten van LUVO.⁶¹ Het gebruik van een elektrische auto veroorzaakt nog steeds LUVO-schade, maar heel weinig vergeleken met een brandstofauto.⁶² Verder kent de elektrische auto bij gebruik geen klimaatschade, maar deze draagt wel in vergelijkbare mate bij aan ongevallen en congestie. Hiernaast valt op dat de elektrische auto per voertuigkilometer beduidend goedkoper is. Ook hier is de hoogte van het tarief blijkbaar vooral relevant in de context van de andere externe schade.

Gebouwde omgeving

In de gebouwde omgeving houden de externaliteiten anders dan klimaatschade vooral verband met LUVO-emissies bij de verbranding van aardgas en in biomassaketels en houtkachels voor verwarmingsdoeleinden (zie ook Vollebergh et al. 2016). Aangezien het hier vooral gaat om directe verbrandingsemissies in een niet-ETS-sector is de analyse relatief eenvoudig. De omvang van de milieuschade in de gebouwde omgeving is sterk afhankelijk van de omvang van de ingezette verwarmingsketels en de regulering die op die ketels van toepassing is (zie ook PBL et al. 2020b).

Figuur 6.8 laat zien dat in deze sector de rol van andere energiedragers dan aardgas in 2018 beperkt was. Verder blijkt dat voor aardgasverbranding met name klimaatschade relatief belangrijk is ten opzichte van LUVO-schade, terwijl voor biomassa juist het omgekeerde geldt. Bij biomassa valt de klimaatschade weg, en is juist de LUVO-schade relevant. Deze is ook een stuk groter dan bij de bijstook in grote energiecentrales (vergelijk figuur 6.2). Andere verwarmingsmethoden, zoals warmtelevering door derden en de warmtepomp op elektriciteit, zijn niet zichtbaar in figuur 6.8. Hierbij doet zich dan ook geen directe schade in de gebouwde omgeving voor, want deze ontstaat elders in het energiesysteem, namelijk waar elektriciteit en warmte worden opgewekt. Vergeleken met de huidige tarieven op aardgas door de EB en ODE is er in feite een beprijzingsoverschot terwijl voor biomassa juist een tekort geldt vanuit het gezichtspunt van LUVO-schade.

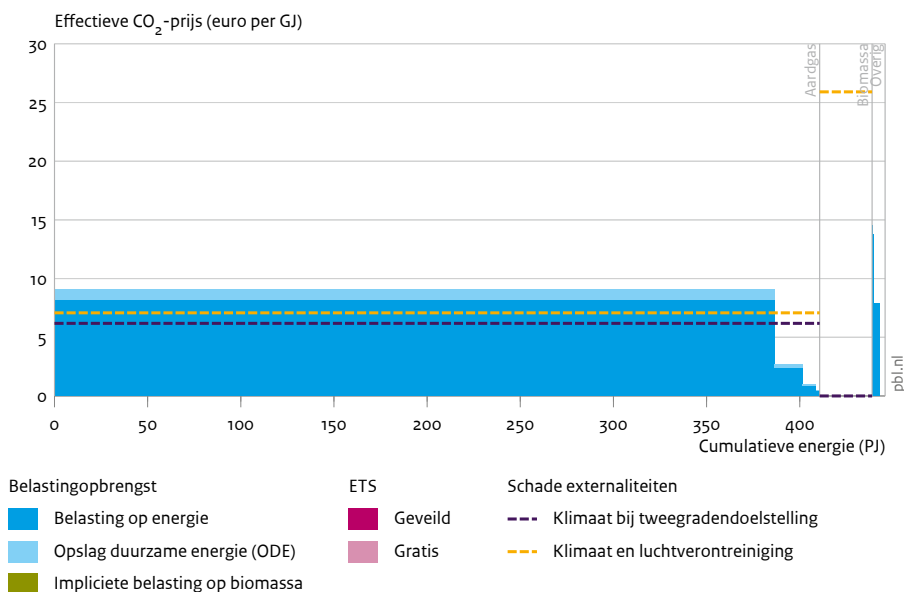
Zowel het aardgasverbruik als de inzet van biomassa is binnen de gebouwde omgeving sterk gekoppeld aan een specifiek aantal technische toepassingen, namelijk, net als in de industrie, via warmteproductie in (CV-)ketels, verschillende typen biomassaketels en hout- en pelletkachels. Gebruikmakend van de laatste inzichten in de LUVO-emissies die met de verschillende verbrandingsprocessen samenhangen (zie ook PBL et al. 2020b), laten we in figuur 6.9 zien wat de milieuschade is van deze technieken en hoe die zich verhoudt tot de milieubeprijzing via de EB op aardgas.

⁶¹ Overigens moet daarbij worden opgemerkt dat voor dieselauto's een hogere motorrijtuigenbelasting en belasting van personenauto's en motorrijwielen (bpm) moet worden afgedragen dan voor benzineauto's om het lagere accijnstarief voor diesel te compenseren.

⁶² Bij gebruik van een elektrische auto ontstaat wel fijnstofuitstoot in de vorm van slijtage van banden, remmen en wegdek. Deze emissies zijn meegenomen in de figuur.

Figuur 6.8

CO₂-beprijzing en opbrengsten gebouwde omgeving naar brandstof, 2018

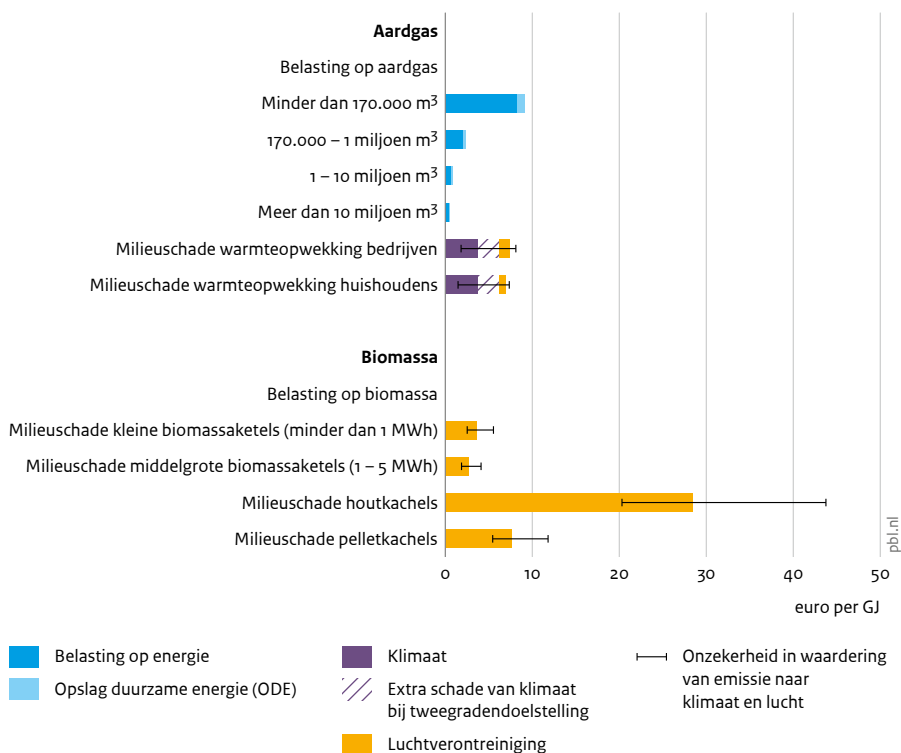


Bron: PBL

Het globale beeld dat hieruit naar voren komt, is dat de tarieven op aardgas voor huishoudens en het midden- en kleinverbruik eigenlijk al opwegen tegen de directe kosten van de milieuschade. Alleen voor verbruik dat groter is dan 170.000 kubieke meter, is de belasting duidelijk lager dan die schade, maar slechts een beperkt deel van het aardgasgebruik binnen de gebouwde omgeving valt in deze hogere belastingschijven (zie figuur 6.8). Opvallend is verder dat voor biomassa de beprijzing van milieuschade ontbreekt, terwijl deze schade wel aanzienlijk is, met name bij huishoudens. Door emissie-eisen voor biomassaketels bij bedrijven is de milieuschade daar aanzienlijk kleiner, maar de LUVVO-emissies zijn nog steeds groter dan bij aardgasketels.

Figuur 6.9

Beprijzing en milieuschade gebouwde omgeving, 2018



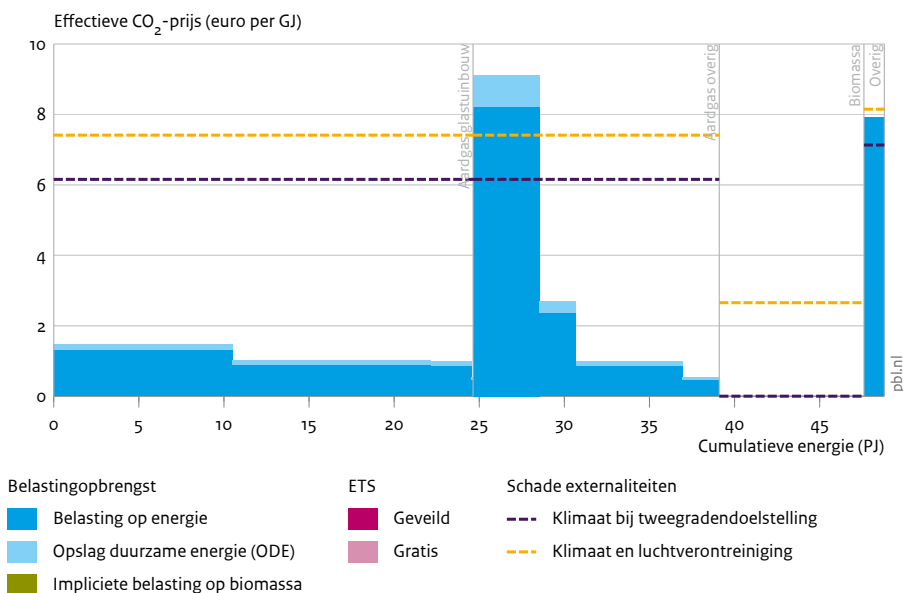
Bron: PBL

Landbouw

Zoals eerder aangegeven, zijn veel BKG-en in de landbouw niet direct gerelateerd aan energieverbruik (zie ook paragraaf 3.2 en 4.2.5). Hoewel er ook voor deze emissies een sterke samenhang bestaat met LUVO-schade (zie Drissen & Vollebergh 2018a), beperken we ons in dit hoofdstuk tot de energiegerelateerde uitstoot. Daarbij gaat het vooral om CO₂-uitstoot als gevolg van de inzet van aardgas en in minder mate van biomassa (zie ook figuur 6.10). De toepassing daarvan heeft betrekking op de verwarming van kassen en stallen door verwarmingsketels. Daarbij moet ook nog worden aangetekend dat het verbruik van aardgas ten behoeve van wkk-installaties in de landbouw in onze analyse is ondergebracht bij de sector elektriciteit. Uit de figuur blijkt dat de grote bulk van het aardgasverbruik nog steeds plaatsvindt in de glastuinbouw, maar dan in bedrijven zonder wkk. In totaal gaat het hier om 25 gigajoule, oftewel meer dan de helft van het totaalverbruik in de landbouw van 48,8 gigajoule. Naast 4,5 gigajoule biomassa wordt in deze sector ook nog zo'n 4 gigajoule hernieuwbare energie verbruikt.

Figuur 6.10

CO₂-beprijzing en opbrengsten landbouw naar brandstof, 2018



Bron: PBL

De omvang van de milieuschadecosten van de ketels in de landbouw is vergelijkbaar met die van verwarmingsketels in de gebouwde omgeving, waarbij alleen de inzet van aardgas bijdraagt aan de klimaatschade terwijl hier de biomassaketels tot hogere LUVO-emissies leiden (figuur 6.9). Overigens wordt daarbij wel een deel van de biomassa binnen de sector zelf geproduceerd ('eigen gebruik'). Verder is van belang dat voor de glastuinbouw verlaagde tarieven gelden voor de energiebelasting op aardgas. Uit de vergelijking blijkt dat de verlaagde tarieven geenszins opwegen tegen de klimaatschade, en dat het beprijzingstekort met de LUVO-schade erbij alleen maar groter wordt. Bij de inzet buiten de glastuinbouw is er geen tekort in de eerste schijf, maar wel in de andere schijven. Biomassa wordt helemaal niet geprijsd, terwijl de LUVO-schade hiervan aanzienlijk is.

6.3 Het beprijzingsinstrumentarium nader bezien

Tegen deze bredere achtergrond is het zinvol om na te gaan in hoeverre er reden is de reikwijdte, gerichtheid, stringentheid en coherentie te beoordelen van de verschillende instrumenten die relevant zijn voor de BKG-beprijzing. Daarbij wordt het beprijzingstekort beoordeeld vanuit het bredere perspectief van alle relevante milieu- en externe schade. Ook de beprijzing van emissievrije energiedragers speelt mee.

6.3.1 Reikwijdte

Wanneer rekening wordt gehouden met het bredere beprijzingstekort, verandert er in principe weinig aan de eerdere evaluatie van de reikwijdte van de verschillende instrumenten. Daar waar de meeste CO₂-uitstoot in de verschillende sectoren direct dan wel indirect wordt beprijsd – door die uitstoot zelf te beprijsen dan wel dit te doen bij de inzet van fossiele energiedragers –, geldt dat in principe ook voor de bij de verbranding vrijkomende LUVO-emissies, zij het impliciet zoals in de vorige paragraaf uiteengezet. Daar waar BKG-en niet worden beprijsd, geldt dit dus ook voor de LUVO-emissies. Wel vallen deze meestal onder bestaande reguleringsregimes, al zijn de restemissies die hiervoor worden weergegeven dan vrij van (impliciete) heffing. Daar waar voor bepaalde belastingen vrijstellingen gelden, gelden deze dus niet alleen voor de BKG-en maar ook voor de LUVO-restemissies.

Hierbij kan nog worden opgemerkt dat specifiek voor de industrie en de landbouw geldt dat de reikwijdte van het bestaande beprijzingsinstrumentarium voor de LUVO-schade minder ver gaat dan voor de andere sectoren. Dit komt doordat met name de uitstoot van fijnstof en NMVOS in de industrie niet direct is gerelateerd aan het gebruik van energiedragers. Ook voor sommige LUVO-emissies in de landbouw zijn andere processen relevant (zie ook Commissie-Ter Haar 2021).

6.3.2 Gerichtheid

Zoals eerder aangegeven, is het *EU ETS* een heel directe prikkel om CO₂-uitstoot te verminderen (zie paragraaf 5.3.1). Daarom is het verband met andere emissies, zoals de LUVO-uitstoot, hier dan ook slechts indirect. De mate waarin LUVO-emissies en CO₂-uitstoot tegelijkertijd worden gereduceerd, hangt vooral af van de ingezette technologie om de CO₂-uitstoot tegen te gaan (zie ook Vollebergh 2012). Wanneer bijvoorbeeld de BKG-uitstoot wordt gereduceerd zonder het gebruik van fossiele energie te verminderen, zoals bij Carbon Capture en Storage (CCS), dan heeft dit geen effect op de LUVO-uitstoot. Juist doordat de beprijzing expliciet op CO₂-uitstoot is gebaseerd, zullen effecten op andere externaliteiten niet altijd meeliften.

Van dit meeliften – ook wel ‘cobenefit’ genoemd – is wel sprake als bijvoorbeeld kolen door de beprijzing relatief onaantrekkelijk worden en er meer aardgas als alternatief wordt ingezet. In dat geval nemen ook verschillende LUVO-emissies af; aardgas stoot per eenheid energie immers minder SO₂, NO_x en fijnstof uit. Worden kolen echter vervangen door biomassa, dan kunnen de LUVO-emissies zelfs toenemen. Dit is zeker het geval wanneer het om relatief kleine ketels gaat, waarvoor minder strengere emissienormen gelden dan voor grotere ketels (zie ook sectie 6.2.2). Per saldo is er dan sprake van ‘tegenliften’. Dit leidt er toe dat de aanpak van andere beleidsvraagstukken – bijvoorbeeld de stikstofproblematiek in het geval van een toename van de NO_x-uitstoot – wordt bemoeilijkt. Aanvullend beleid voor deze uitstoot is dan onvermijdelijk.

Ook bij de meer indirecte beprijzing van de BKG-en via *de belastingen op energie* zijn dit soort overwegingen relevant. Juist omdat deze belastingen de BKG-uitstoot indirect beprijsen is er soms wel, maar soms ook niet, een duidelijke ‘cobenefit’ te verwachten. Alleen als de alternatieve technologie die door de belasting wordt gestimuleerd, tegelijkertijd leidt tot

reductie van de LUVO-emissies kan zo'n 'cobenefit' optreden. Dit geldt met name voor elektrificatieprocessen waarbij de elektriciteit zelf relatief schoon is. Wordt echter meer biomassa ingezet, zeker in vergelijking met aardgas, dan zullen de LUVO-emissies juist toenemen.

Voor de *accijnzen voor minerale oliën* blijft in de eerste plaats de vaste emissiefactor met CO₂ relevant. De LUVO-uitstoot daarentegen is vooral afhankelijk van de verbrandingstechnologie en verschilt sterk tussen bijvoorbeeld benzine, diesel en elektrische auto's (zie figuren 6.6 en 6.7). In dit verband is ook de beprijzing van juist die alternatieve aandrijvingsopties, zoals biobrandstoffen, waterstof en elektriciteit, van belang. De verschillende LUVO-effecten hangen af van het type technologie dat als alternatief wordt ingezet en van de mate waarin die technologie helpt bij de vermindering van andere externe effecten. Bij biobrandstoffen is de CO₂-emissiefactor weliswaar nul, maar de LUVO-schade is dat niet, terwijl de energie-efficiëntie van deze biobrandstoffen, met name bij bio-ethanol, veel geringer is dan bij fossiele brandstoffen en de LUVO-emissies per liter brandstof hoger zullen zijn. Voor de andere externaliteiten in het verkeer is de gerichtheid op brandstofverbruik niet wezenlijk verschillend en zijn er weinig bijkomende 'cobenefits' in de vorm van minder ongevallen of congestie te verwachten.

Bij de *belasting op aardgas* speelt behalve de CO₂-emissiefactor ook het verband met de LUVO-schade. Zo leidt de inzet van aardgas bij warmteproductie weliswaar tot de nodige bijkomende LUVO-schade (zie figuur 6.3), maar is het alternatief biomassa per saldo lang niet altijd schoner. Elektrificatie via een warmtepomp kan wel helpen om 'cobenefits' te verzilveren.

De ongerichtheid bij de beprijzing van *elektriciteit* heeft ook consequenties voor de mogelijkheid voor LUVO-emissies om mee te liften. De conclusie uit paragraaf 5.3.1 dat de huidige systematiek onterecht zorgt voor een gelijke behandeling van zowel schone als vuile opwekkingstechnieken, verandert echter niet. Wel wordt deze ongerichtheid voor sommige opwekkingstechnologieën minder wanneer de extra milieuschade wordt meegenomen. Zo wordt de LUVO-schade van biomassacentrales door deze belasting wel beprijsd, zij het indirect. Van de belasting op elektriciteit gaat uiteindelijk echter geen directe prikkel uit om zowel de klimaat- als de LUVO-schade te verlagen. Aanvullend beleid is hier dus sowieso noodzakelijk.

6.3.3 Stringentheid

De beoordeling van de sterke variatie in stringentheid als gevolg van de verschillende beprijzingsinstrumenten behoeft nuancering in het licht van de andere externaliteiten. Worden de andere externaliteiten meegenomen bij de beoordeling van de grote verschillen met de effectieve CO₂-prijs, dan ontstaat deels een ander beeld. Voor *EU ETS* was al duidelijk dat de prijs op de markt voor verhandelbare rechten in 2018 ver onder die van de klimaatschade lag, maar dat verschil neemt nog verder toe als ook de LUVO-schade wordt meegenomen. Met name in de industrie ligt de milieuschade die samenhangt met de voor de voor het klimaat relevante energiedragers, nog hoger en is het beprijzingstekort nog groter. Hierbij

is natuurlijk wel van belang dat de LUVO-schade in het kader van de beprijzing via het EU ETS slechts indirect relevant is (zie hiervoor onder gerichtheid).

Voor de effectieve prijs in het wegverkeer vanwege de *belasting op minerale oliën* blijkt duidelijk dat het beprijzingsoverschot voor sommige vervoersmodaliteiten, met name in het wegverkeer, niet los kan worden gezien van zowel de LUVO-uitstoot als de andere externaliteiten die samenhangen met het verbruik van deze oliën. De figuur maakt duidelijk dat de huidige effectieve BKG-prijs in deze sector zeker niet als ‘te hoog’ of zelfs ‘hoog’ kan worden aangemerkt, omdat er nog aanzienlijke beprijzingstekorten gelden. Eerder is de effectieve BKG-prijs voor verschillende modaliteiten zelfs (veel) te laag. Tegelijk blijkt dat het alternatief van de elektrische auto nog steeds verantwoordelijk is voor schade als gevolg van ongevallen, congestie en geluid. Daarbij geldt dat het huidige elektriciteitstarief het tekort onvoldoende opheft (zie figuur 6.7). Zoals eerder opgemerkt, zijn voor de internalisering van deze andere schades ook andere instrumenten relevant. Dat neemt echter niet weg dat deze accijnzen bij het ontbreken of minder gericht beprijzen daarvan een belangrijke rol vervullen. Verlaging van de bestaande tarieven vanuit een klimaatperspectief alleen bevordert dus zeker niet de welvaart (zie ook Vollebergh et al. 2019).

Bij de *belasting op aardgas* – die bij de huidige vormgeving vooral zorgt voor beprijzing van de schade die ontstaat bij de verbranding van brandstoffen voor de warmtevraag in verschillende sectoren (industrie, gebouwde omgeving en landbouw) – verandert het beeld niet fundamenteel wanneer rekening wordt gehouden met het bredere beprijzingstekort. Aardgas is een relatief schone brandstof als het gaat om LUVO-emissies. De stringentie van de tarieven is hier nog steeds relatief hoog voor kleinverbruikers (zie ook figuur 6.5) en juist (veel) te laag voor grootverbruikers. Tegelijk valt op dat alleen al de LUVO-schade groter is dan het tarief vanaf de derde schijf.

Ook voor de *belasting op elektriciteit* wordt het beeld niet fundamenteel anders. Als bijkomende schade gaat het hier wederom alleen om LUVO-schade, die sterk gecorreleerd is met de BKG-schade. Opvallend is wel dat door de strenge normering de LUVO-uitstoot bij elektriciteitscentrales relatief beperkt is. Hetzelfde geldt voor de bijstook van biomassa in deze ketels.

6.3.4 Coherentie

Ook ten aanzien van de coherentie van het instrumentpakket als geheel verandert het beeld niet fundamenteel. Beprijzingstekorten als gevolg van de te beperkte reikwijdte zoals geschetst in paragraaf 5.3.4, zijn niet fundamenteel anders wanneer ook de andere externaliteiten in de analyse worden meegenomen. Dit hangt natuurlijk direct samen met het feit dat veel van de LUVO-schade ook direct samenhangt met de verbranding, en dus met het energetisch verbruik, van fossiele energiedragers. En hoewel individuele instrumenten sterk verschillen qua reikwijdte, is eerder al geconstateerd dat ze als pakket wel redelijk voldoen. Wel is het zo dat de LUVO-schade het beprijzingstekort als gevolg van diverse vrijstellingen vergroot en dus zorgt voor een groter welvaartsverlies dan beoordeeld vanuit de klimaat-schade alleen.

Ook het beeld van de beprijzingstekorten in termen van gerichtheid en stringentheid voor het pakket als geheel blijft grotendeels overeind, vanwege de beperkte overlap. Eerder constateerden we in paragraaf 5.3.4 al dat het totaal van de in 2018 geldende effectieve prijzen lang niet altijd goed aansluit bij de veroorzaakte klimaatschade per energiedrager. De LUVO-schade versterkt het beeld dat de effectieve prijs de milieuschade onvoldoende weerspiegelt. Dit wringt des te meer omdat aardgas relatief schoon is, en toch relatief hoge tarieven kent. De relatief hoge prijs op minerale oliën blijkt vooral verdedigbaar om andere redenen dan de klimaatschade alleen. Problemen in de coherentie doen zich nog steeds voor bij de overlap van het ETS en de EB op elektriciteit en omdat de EB zo ongericht is.

Van belang is overigens wel dat de LUVO-schade een hoger bijkomend tarief rechtvaardigt voor zover die schade nog niet adequaat is betaald. Dit geldt niet alleen voor fossiele energiedragers maar eveneens voor biomassa, dat steeds vaker als alternatief wordt ingezet, bijvoorbeeld in de glastuinbouw. Weliswaar kan bij biomassa de beprijzing van de BKG-component achterwege blijven, maar niet die van de LUVO-component. Hierdoor is de totale schade per gigajoule per saldo soms zelfs hoger dan voor aardgas. In de praktijk is de toepassing van biomassa voor warmteproductie echter onbelast. Behalve biomassaketels worden ook houtkachels aantrekkelijker door de hogere tarieven op aardgas, terwijl de LUVO-schade hierdoor nog meer zal toenemen, zo bleek in paragraaf 6.2.2. Bij warmtepompen daarentegen daalt de directe schade juist, maar hangt het ultieme effect af van het emissieprofiel van de bij deze pomp gebruikte elektriciteit en de mate waarin omzettingsverliezen daarbij een rol spelen.

Hieruit blijkt nogmaals dat de reikwijdte van sommige instrumenten qua beprijzing van (achterliggende) energiedragers te groot is, terwijl ze in andere gevallen de (extra) LUVO-schade juist compenseert. Dit is met name het geval bij de belasting op elektriciteit, die ook van toepassing is op diverse schone alternatieven. Bij de inzet van biomassa zorgt dit voor een impliciete beprijzing van de LUVO-emissies, zij het tegen relatief hoge tarieven. Hetzelfde geldt voor de belasting op aardgas wanneer hierbij ook groen gas wordt meegenomen. Het verdient daarom aanbeveling om bij de beprijzing van energiedragers de reikwijdte, gerichtheid en stringentheid van bestaande instrumenten in hun totaliteit te beoordelen: niet alleen in het licht van de BKG-uitstoot, maar ook in het licht van de LUVO-emissies. Waar de onbelastheid van biomassa vanuit CO₂-optiek te rechtvaardigen is, is dat niet het geval vanuit de LUVO-optiek.

6.4 Conclusie

De analyse in dit hoofdstuk heeft duidelijk gemaakt dat er beperkingen kleven aan het gebruik van alleen de effectieve CO₂-prijs bij het evalueren van bestaande instrumenten en beleidsopties om de CO₂-uitstoot terug te dringen. Het is essentieel de interactie met andere externaliteiten mee te wegen bij specifieke toepassingen van energieproducten die verantwoordelijk zijn voor CO₂-uitstoot, en de coherentie van het geheel daarbij in het oog te houden. Afhankelijk van de ingezette technologie zullen andere emissies, zoals LUVO-

emissies, al dan niet meeliften met de effecten van een instrument. Dergelijke reducties kunnen inderdaad optreden als bijvoorbeeld de verbranding van een CO₂-intensief energieproduct als kolen wordt vervangen door die een minder CO₂-intensief product als aardgas. Ze treden zeker ook op bij elektrificatie als tenminste deze elektriciteit wordt opgewekt door CO₂-vrije hernieuwbare bronnen. Dergelijke voordelen liften vaak mee met de effecten van maatregelen en worden daarom 'cobenefits' genoemd. Uit de analyse in dit hoofdstuk blijkt echter dat ook 'tegenliften' aan de orde is wanneer onvoldoende rekening wordt gehouden met de milieuschade van de als schoon aangemerkte alternatieven. Met name toepassingen van biomassa illustreren deze paradox.

Op grond van een integrale inschatting van de milieuschade en andere externe effecten komt een fors beprijzingstekort naar voren, zo blijkt uit dit hoofdstuk. Vooral bij de sectoren *industrie* en *landbouw* is dit tekort een stuk groter dan op grond van de klimaatschade alleen zou worden verwacht. Verder blijkt zo'n tekort gemiddeld genomen niet op te treden in de *elektriciteitssector* en de *gebouwde omgeving*. Alleen wanneer gerekend wordt met de hoge CO₂-milieuprijs die past bij de tweegradendoelstelling, schiet de huidige beprijzing in de elektriciteitssector gemiddeld tekort. Achter gemiddelden gaan echter grote verschillen schuil, zowel als gevolg van de degressiviteit in de tarieven als vanwege grote verschillen bij de inzet van de verschillende energiedragers. Ook in de verkeerssector wegen de huidige tarieven ruimschoots op tegen de gemiddelde schade door klimaat en LUVU-emissies, zelfs als rekening wordt gerekend met de hoge CO₂-milieuprijs. Dit verandert echter drastisch als ook andere externaliteiten in de verkeerssector een rol krijgen. Dan snijdt het argument dat een verhoging van de tarieven vanwege de hoge effectieve CO₂-beprijzing niet nodig is, geen hout.

7 Ontwikkelingen sinds 2018 en conclusies

De analyse van de beprijzing in dit rapport is gebaseerd op het complete beeld voor de emissie van BKG-en, en de beprijzing daarvan uit 2018. Sindsdien hebben de nodige ontwikkelingen plaatsgevonden, zowel in Europees verband, met betrekking tot het EU ETS, als in Nederland, onder meer vanwege het Klimaatakkoord van 2019, de uitspraak van de rechter in de Urgenda-zaak en de beleidsreactie daarop. Hierna schetsen we allereerst tot welke veranderingen deze ontwikkelingen hebben geleid voor de expliciete en impliciete beprijzing in Nederland. Vervolgens staan we op basis van de eerder gegeven analyse kort stil bij de vraag welke beleidsopties vooral kunnen bijdragen aan de voortgaande aanscherping van het klimaatbeleid, zowel in Europa via de EU-klimaatwet als in Nederland.

7.1 Ontwikkelingen in de beprijzingsinstrumenten

In deze paragraaf staan de belangrijkste recente ontwikkelingen in de beprijzingsinstrumenten centraal. Daarbij maken we opnieuw onderscheid in expliciete en impliciete instrumenten.

7.1.1 Expliciete CO₂-beprijzing

Zoals in het voorgaande bleek, speelt met name het EU ETS een sleutelrol in de expliciete beprijzing van klimaat schade als het gaat om de elektriciteitssector en de industrie. In 2018 is besloten het stelsel aanzienlijk aan te passen, vanwege de aanhoudende zorg over de hoogte van de vigerende prijs van de emissierechten (zie ook Vollebergh & Brink 2020).

Twee maatregelen hebben een aanzienlijke invloed gehad op de werking van het stelsel:

- Begin 2018 is besloten om vanaf 2021 op Europees niveau de zogenoemde lineaire reductiefactor aan te scherpen van 1,74 procent naar 2,2 procent. Dat betekent dat vanaf 2021 het aantal beschikbare emissierechten sneller afneemt in de tijd, en daarmee de emissieruimte voor alle BKG-en die onder het stelsel vallen. Deze aanscherping zorgt niet voor een aanpassing van de gerichtheid of reikwijdte maar wel voor een aanpassing van de *stringentheid* van de bestaande CO₂-beprijzing. Omdat de ruimte voor CO₂-uitstoot die onder het ETS valt versneld afneemt, zal een hogere prijs voor de emissierechten gaan gelden.
- Daarnaast is besloten een zogenoemde marktstabiliteitsreserve (MSR) in te stellen. Deze MSR zorgt ervoor dat elk jaar een deel van de hoeveelheid niet-gebruikte emissierechten in een reserve terecht komt. Vanaf 2023 geldt bovendien een limiet voor de omvang van die reserve en zal het teveel aan rechten daarin worden vernietigd. Ook dit

leidt in principe alleen tot meer *stringentheid* van de CO₂-beprijzing, omdat de totaal beschikbare omvang van emissierechten wordt beperkt.

Beide maatregelen hebben gezorgd voor een verminderde beschikbaarheid van emissierechten, en daardoor voor meer schaarste in de markt van deze CO₂-rechten. Dit heeft geleid tot een duidelijk hogere prijs (zie ook Vollebergh & Brink, 2020). Daar waar de gemiddelde prijs voor EU ETS-rechten in 2018 zo'n 16 euro per ton bedroeg, was deze in mei 2021 al meer dan verdrievoudigd. Hierdoor is het beprijzingstekort in met name de ETS-sectoren gevoelig verkleind, al is het in het licht van de klimaatschade nog steeds aanzienlijk.

Niet alleen de hoeveelheid beschikbare rechten is veranderd, vanaf 2021 zijn ook wijzigingen doorgevoerd in de toekenning van gratis rechten voor bedrijven die op de internationale markt concurreren. Zo zijn de criteria voor bedrijven die hiervoor in aanmerking komen, aangepast en zijn de benchmarks op basis waarvan de toekenning wordt bepaald, aangescherpt. Dit kan gevolgen hebben voor de mate waarin bedrijven in de Nederlandse industrie rechten gratis ontvangen, dan wel zullen moeten aankopen op de markt.

Nederland heeft de afgelopen jaren hiernaast eigen nationale regelgeving ingevoerd om CO₂-emissies die al grotendeels onder het EU ETS vallen, ook direct te gaan belasten. Het gaat hierbij allereerst om een minimum CO₂-prijs bij elektriciteitsopwekking; het definitieve wetsvoorstel hiervoor is nog in behandeling.⁶³ Daarnaast is sinds 1 januari 2021 de Wet CO₂-heffing industrie van kracht. Deze is gericht op het aan de marge beprijzen van CO₂-emissies in de industrie.⁶⁴ Deze nationale wetten sluiten aan op de doelstelling in het kader van het Klimaatakkoord om in Nederland voldoende CO₂-reductie op gang te brengen. Met name de heffing op de industriële emissies is nadrukkelijk bedoeld als borgingsmechanisme om de CO₂-reductie te realiseren die in het Nederlandse Klimaatakkoord is afgesproken.⁶⁵

De CO₂-belasting in de *elektriciteitssector* introduceert, kort gesteld, een minimumprijs voor de CO₂-emissie die het gevolg is van elektriciteitsopwekking bij bedrijven die onder het EU ETS-systeem vallen. Dit instrument is direct gericht op het beprijzen van CO₂. In reikwijdte gaat het om de CO₂-uitstoot door elektriciteitsproducenten en om de CO₂-uitstoot als gevolg van elektriciteitsopwekking bij andere EU ETS-bedrijven, met name in de industrie. Effectief wordt een belasting geheven als de EU ETS-prijs onder een bepaald minimum komt. Uiteindelijk is de belasting dan het verschil tussen de minimumprijs en de werkelijke EU ETS-prijs. De voorgestelde minimumprijs voor elektriciteitsopwekking loopt op van 12,30

⁶³ Wijziging van de Wet belastingen op milieugrondslag en de Wet milieubeheer voor de invoering van een minimum CO₂-prijs bij elektriciteitsopwekking (Wet minimum CO₂-prijs elektriciteitsopwekking), https://www.eerstekamer.nl/wetsvoorstel/35216_wet_minimum_co2_prijs. De plenaire behandeling van het wetsvoorstel door de Tweede Kamer heeft nog niet plaatsgevonden.

⁶⁴ Wijziging van de Wet belastingen op milieugrondslag en de Wet Milieubeheer voor de invoering van een CO₂-heffing voor de industrie (Wet CO₂-heffing industrie).

⁶⁵ Klimaatakkoord, Den Haag, 28 juni 2019, <https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/klimaatverandering/documenten/rapporten/2019/06/28/klimaatakkoord>.

euro in 2020 tot 31,90 euro in 2030. Bij de huidige prijzen van emissierechten in het EU ETS zou de minimumprijs geen effect hebben. Wel biedt deze meer zekerheid voor investeringen in emissie reducerende maatregelen bij de elektriciteitsopwekking.

De nieuwe *CO₂-belasting voor de industrie* is direct gericht op de CO₂-uitstoot, maar ook op een aantal andere BKG-en (zie ook Koelemeijer et al. 2020; Vereniging voor Belastingwetenschap 2021; OESO 2020). In reikwijdte is er een grote overlap met het EU ETS, maar de heffing geldt ook voor de CO₂-emissie door afvalverbrandingsinstallaties en lachgasinstallaties. Bovendien hoeft alleen belasting te worden betaald over emissies die uitgaan *boven een bepaalde norm*. Deze norm wordt afgeleid van een productspecifieke referentie voor de efficiëntie van de productie ('benchmark') die is gebaseerd op de emissie-intensiteit van de 10 procent efficiëntst producerende installaties in Europa die een vergelijkbare productie hebben. Daaroverheen wordt een uniforme reductiefactor toegepast, die in de eerste jaren groter is dan één maar daar naar 2030 toe duidelijk onder ligt. De hoeveelheid vrijgestelde emissies voor een bedrijf wordt voor elk jaar bepaald door de omvang van de productie te vermenigvuldigen met de benchmark én de dan geldende reductiefactor. Verder is het voor individuele bedrijven mogelijk te handelen in dispensatierechten.

Wat betreft stringentheid geldt dat bij de vaststelling van de effectieve hoogte van het belastingtarief de EU ETS-prijs wordt verrekend. Het tarief zelf loopt op van 30 euro per ton in 2021 en tot 125 euro per ton in 2030, waarop voor bedrijven die onder het EU ETS vallen de ETS-prijs in mindering wordt gebracht. Waar het begintarief onder de huidige ETS-prijs ligt, is de verwachting dat dit in latere jaren hoger zal zijn dan de ETS-prijs. Dat betekent dat de Nederlandse industrie voor de niet-vrijgestelde uitstoot bovenop de ETS-prijs een extra belasting zal moeten betalen.

Overigens betekent de oplopende industrieheffing niet noodzakelijk dat het beprijsings-tekort zal verdwijnen. Immers, niet alleen worden zowel het tarief van deze heffing als de milieuprijs voor klimaatschade voor inflatie gecorrigeerd, ook is er voor de milieuprijs voor klimaatschade een pad gedefinieerd waarbij die prijs jaarlijks met 3,5 procent toeneemt. Dit betekent dat, zonder inflatie, de middenwaarde van deze milieuprijs in 2030 is opgelopen tot zo'n 98 euro en de waarde voor de tweegradendoelstelling tot 162 euro.

7.1.2 Impliciete CO₂-beprijzing

Wat betreft de *accijnzen voor minerale oliën* en de *kolenbelasting* hebben zich sinds 2018 geen echte beleidsaanpassingen voorgedaan. Alleen de tarieven zijn verhoogd met de jaarlijkse (zeer geringe) inflatie omdat hierop indexering van toepassing is.⁶⁶

Wat betreft de *EB op aardgas en elektriciteit* geldt dat de tarieven zijn aangepast. Dit heeft alleen gevolgen voor de *stringentheid*. Een belangrijke trend sinds 2016 is om naast de standaard-

⁶⁶ Wel is momenteel een vrachtwagenheffing in voorbereiding die in 2024 of 2025 zou moeten ingaan. De precieze vormgeving hiervan is nog volop in discussie. Ook is vanaf 2022 sprake van een belasting op vliegtickets tegen een vast tarief.

indexatie de belastingtarieven meer te richten op de (impliciete) CO₂-uitstoot (zie ook Vollebergh et al. 2014). Het idee daarbij is om de tarieven op aardgas relatief te verhogen ten opzichte van die van elektriciteit.

Daarnaast lopen de tarieven in het kader van de *ODE op aardgas en elektriciteit* op vanwege het verwachte grotere beslag op SDE++-subsidies. Dat heeft tot de nodige discussie geleid, met name over de oplopende energierekening voor huishoudens en de verdeling van de lasten tussen huishoudens en bedrijven. Daarom is besloten tot de zogenoemde ODE-schuif, waarbij de verdeling van de afdracht van middelen door huishoudens respectievelijk bedrijven verschuift van half-half naar een derde-twee derde. Voor een uitgebreide beschrijving van de belangrijkste aanpassingen in de verschillende schijven van zowel de EB als de ODE verwijzen we hier naar de recente evaluatie van CE Delft (2021b).

Per saldo valt op dat de meest recente aanpassingen in de tarieven van de *EB en ODE* tezamen sinds 2018 relatief beperkt zijn (zie met name CE Delft 2021b: 32-34; en appendix C):

- in de eerste schijf van de *EB en ODE op aardgas* (tot 170.000 kubieke meter) zijn de tarieven in 2020 verhoogd en wordt het-EB tarief tot en met 2026 jaarlijks verder verhoogd; ODE-tarieven zijn met name in de derde en vierde schijf verhoogd terwijl de veranderingen in de tweede schijf veel beperkter zijn;
- in de eerste schijf van de *EB en ODE op elektriciteit* (tot 10.000 kilowattuur) zijn de tarieven in 2020 beperkt echter ook verhoogd vanwege de met name oplopende ODE-tarieven, en in de tweede en derde schijf (tot 10 miljoen kilowattuur) is de tariefstijging zelfs iets groter. Ook in de hoogste schijf zijn de ODE-tarieven licht verhoogd. In de periode 2021 tot en met 2026 neemt het EB-tarief in de eerste schijf jaarlijks af.

Uit de ontwikkelingen valt op te maken dat de schuif van de belasting op elektriciteit naar die op aardgas in de eerste schijf slechts beperkt is. Met name de relatief sterke stijging in de ODE-tarieven in deze schijf is hiervoor verantwoordelijk. De sterke stijging van de ODE-tarieven voor elektriciteit in de tweede en derde schijf zorgt bij het midden- en kleinverbruik eerder voor het omgekeerde dan de beoogde schuif van elektriciteit naar aardgas. In de hoogste schijf lijkt de beoogde schuif dan weer wel op te treden, doordat hier de ODE-tarieven op aardgas zijn verhoogd.

Tot slot zijn er enkele aanpassingen in de *afvalstoffenbelasting*. Zo is de stringentheid flink verhoogd vanwege een tariefsverhoging van 13 naar 32 euro per 1 januari 2019. Daarbij is wel gezorgd voor een tijdelijke uitzondering voor het storten van asbest uit asbestsanering.⁶⁷ Verder is per 1 januari 2020 ook de import van buitenlands afval onder de heffing gebracht.

7.1.3 Conclusie

Tabel 3.1 vat de kenmerken samen van de belangrijkste beprijzingsinstrumenten in 2018. Onderstaande tabel doet dat per instrument voor de in de vorige paragrafen besproken belangrijkste aanpassingen sinds 2018.

⁶⁷ <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/kst-35029-16.html>.

Tabel 7.1

Belangrijkste ontwikkelingen in klimaatbeprijzing sinds 2018

Instrument	Grondslag	Maatstaf	Tarief	Aanpassing
<i>Expliciet</i>				
1. EU ETS	Alle EU ETS-installaties	CO ₂ -emissie	Marktprijs	Introductie MSR Aanscherping reductiedoel
1a. Minimumprijs elektriciteitssector	ETS-installaties elektriciteit in Nederland	CO ₂ -emissie	Oplopend van 12,3 (2020) tot 31,9 (2030) euro per ton	Minimumprijs (nog niet geïmplementeerd)
1b. CO ₂ -heffing industrie	ETS-installaties industrie in Nederland incl. afvalinstallatie	CO ₂ -emissie	Inclusief ETS-prijs oplopend van 30 (2021) tot 125 (2030) euro per ton	Netto tarief bovenop ETS-marktprijs
<i>Impliciet</i>				
2. Accijns minerale oliën	Motorbrandstof Verwarming	Liter	Indexering	Geen
3. Kolenheffing		Ton	Indexering	Geen
4. Energiebelasting Aardgas en ODE	Verwarming	m ³	Indexering en verschuiving	Stijging EB- en ODE-tarieven 1 ^e schijf; alleen stijging ODE-tarieven in 2 ^e -4 ^e schijf
5. Energiebelasting elektriciteit en ODE	Consumptie geleverde elektriciteit	kWh	Indexering en verschuiving	Daling EB-tarieven, maar sterke stijging ODE-tarieven, met name in 1 ^e -3 ^e schijf
6. Afvalstoffen-belasting	Eindverwerking aangeleverd afval	Ton afval	Van 13 naar 32 euro in 2019	Vrijstelling asbestsanering Importhoheffing (2020)

7.2 Lessen voor beleidsopties

7.2.1 Beleidsaanpassingen en welvaartseffecten

Deze studie maakt duidelijk hoe belangrijk het is goed zicht te hebben op de kenmerken en uitwerking van de bestaande beprijzingsinstrumenten. De huidige vormgeving van relevante instrumenten is namelijk bepalend voor de mogelijke welvaartseffecten van eventuele aanpassingen. Daarbij zijn de aangekondigde Europese aanpassingen relevant voor de beleidsopties in Nederland. Lange tijd zat er weinig beweging in het Europese beleid. Dat blijkt ook uit het Regeerakkoord van het kabinet-Rutte III uit 2017, waarin aanvullend Nederlands beleid afhankelijk werd gemaakt van mogelijke aanscherpingen in het Europese beleid. Vanwege de trage voortgang in de EU heeft het kabinet toen expliciet gekozen voor aanvullend Nederlands beleid, dat is uitgewerkt in het Klimaatakkoord. De noodzaak hiervan werd vervolgens versterkt door het Urgenda-arrest van eind 2019. Vanwege de door de Europese Commissie gepresenteerde Green Deal is de situatie inmiddels anders. De keuzes ten aanzien van het instrumentenpakket die de EC maakt bij de uitwerking daarvan, zullen directe implicaties hebben voor de beprijzing van BKG-en. Dit geldt in het bijzonder voor aanpassingen aan het EU ETS, maar ook voor de mogelijke introductie van een nieuw beprijzingsinstrument voor niet-ETS-sectoren en aanpassingen aan de richtlijn voor de energiebelasting (zie ook Brink et al. 2021; Commissie-Van Geest 2021).



De tarieven van de energiebelasting en ODE zijn de afgelopen jaren deels verschoven van elektriciteit naar aardgas, maar voor de energietransitie zijn veel grotere ingrepen in de energiebelasting nodig.

Naast deze mogelijke aanpassingen van het Europese beleid, is de afgelopen tijd een flink aantal evaluaties verschenen over onderdelen van het beprijzingsinstrumentarium in Nederland. Het gaat om de evaluatie van milieuschadelijke subsidies bij de inzet van fossiele brandstoffen in het Nederlandse energiesysteem (zie OESO 2020), een verkenning van opties voor aanvullend beleid op het terrein van de groene belastingen (zie Ministerie van Financiën 2020), evaluaties van de ODE, de EB en de samenhang met netwerkstarieven (zie respectievelijk CE Delft 2021a; IBO 2021), en, tot slot, een brede verkenning van het Nederlandse pakket aan beleidsinstrumenten, waaronder beprijzing, dat de transitie naar een CO₂-arme industrie op gang kan helpen brengen (Anderson et al. 2021).

Een uitgebreide analyse van deze evaluaties en de verschillende beleidsopties die in al deze studies voorbij komen, voert hier te ver. Zo'n evaluatie vereist ook dat daarbij andere aspecten worden betrokken, zoals de effectiviteit en doelmatigheid van aangescherpt beleid, en dat daarbij rekening wordt gehouden met de mogelijke effecten op emissies buiten het Nederlands grondgebied via het EU ETS ('waterbedeffect') en als gevolg van de verplaatsing van bedrijvigheid. In deze context moeten ook de degressieve tariefstructuur van de EB en de diverse vrijstellingen voor de energie-intensieve industrie worden gezien.

Vollebergh et al. (2019a) laten zien hoe in een *nationaal* pakket aan maatregelen gericht op een uniformere CO₂-beprijzing expliciet rekening kan worden gehouden met weglekeffecten zowel binnen als buiten het EU ETS. Hoewel het risico op weglekeffecten voor specifieke activiteiten relevant kan zijn, relativeren deze en andere recente studies (Bollen et al. 2020;

Anderson et al. 2021) deze risico's voor de economie als geheel en wijzen ze ook op de relevantie voor de maatschappelijke welvaart van die maatregelen. Ook kan hierbij op voorhand al worden geconstateerd dat het risico op weglekeffecten beduidend minder zal zijn wanneer de EU met een steviger pakket aan beleidsinstrumenten komt en ook grote economieën elders in de wereld aanhaken bij het transitiebeleid. Bovendien werkt de Europese Commissie momenteel aan een voorstel voor een koolstofheffing aan de buitengrens. Ook dit zal het risico op weglekken verminderen, omdat Europese bedrijven daarmee op een gelijk speelveld opereren met concurrenten in landen waar geen of minder vergaand klimaatbeleid is.

Naast weglekeffecten spelen ook aspecten als belastingcompetitie (met name binnen de EU), innovatie en uitvoeringskosten, evenals infrastructuuraanpassingen en het mededingingsbeleid (zie Vollebergh 2012). Relevant in dit kader is met name de studie van de OESO, waarin behalve beprijzingsinstrumenten ook andere instrumenten aan bod komen, zoals de instrumentenmix voor innovatie (zie Anderson et al. 2021).

7.2.2 Enkele aanknopingspunten voor beleid

Tot slot van deze studie schetsen we kort de belangrijkste aanknopingspunten voor beleidsaanpassing die uit onze analyses naar voren komen. Met name geven we aan in hoeverre bepaalde beprijzingsinstrumenten aanknopingspunten bieden om het beprijzingstekort in Nederland, en de relatie daarvan met andere externe schade, verder te verminderen. Daarbij komen vanzelfsprekend de criteria reikwijdte, gerichtheid, stringentheid en coherentie aan de orde.

De belangrijkste aanknopingspunten voor beleidsaanpassingen staan in tabel 7.2. Daar worden ze gerelateerd aan zowel de relevante energiedragers als het aandeel van de BKG-en dat daardoor wordt beïnvloed. Het gaat hier niet om expliciet uitgewerkte beleidsopties, maar om *richtinggevende aanknopingspunten*. Daarbij wordt de bredere context van het energiesysteem als geheel meegenomen, met name de rol van het niet-energetisch gebruik, de verliezen die gepaard gaan met het omzetten van de ene energiedrager naar de andere, en de rol van andere externaliteiten bij het gebruik van die energiedragers. Ook houden we expliciet rekening met de hiervoor beschreven veranderingen in de beleidscontext, met name in het EU-klimaatbeleid. Een kanttekening hierbij is dat nog onduidelijk is hoe deze veranderingen concreet zullen worden vormgegeven (Brink et al. 2021).

Tabel 7.2

Aanknopingspunten voor beleidsaanpassingen

Aanpassing	Energie-drager(s)	Instrument	Potentie	% totale (potentiële) BKG-uitstoot 2018 ¹
<i>Nieuwe grondslagen</i>				
1. Niet-energetisch gebruik beprijsen	Met name ruwe aardolie	Accijns minerale oliën	Verbeterd reikwijdte naar potentiële emissie a.g.v. materiaalgebruik (circulaire economie)	Ten minste 11% (emissies grotendeels op termijn en buiten Nederland)
2. Bunkers beprijsen	Kerosine, zware stookolie	Idem	Verbeterd reikwijdte emissies lucht- en zeescheepvaart	17% (emissies grotendeels buiten Nederland)
3. BKG-en Landbouw beprijsen	Geen, want veeteelt en akkerbouw zijn belangrijkste bronnen	Nieuw	Verbeterd reikwijdte naar belangrijke bronnen van niet-CO ₂ -emissies	6%
<i>Expliciete beprijzing</i>				
4a. Aanscherping EU ETS	Alle fossiele energiedragers elektriciteit en industrie	EU ETS	Versterkt stringentheid bij gelijke, maar nu al wel brede reikwijdte	31% (relevant Nederlands deel)
4b. Verbreding EU ETS	Met name minerale oliën en aardgas	EU ETS	Vergroot reikwijdte maar ook overlap met bestaande belastingen op energiegebruik	25% (relevant Nederlands deel)
<i>Impliciete beprijzing</i>				
5a. Verminderen vrijstellingen (milieuschadelijke subsidies)	Alle fossiele energiedragers	Alle belastingen op energie (zie tabel 4.1)	Vergroot reikwijdte	1%
5b. Verminderen vrijstellingen (milieuschadelijke subsidies)	Elektriciteit	Alle belastingen op energie (zie tabel 4.1)	Vergroot reikwijdte, maar ook meer ongerichtheid en overlap ETS	2%
6. Van output naar input opwekking elektriciteit	Alle fossiele energiedragers, biomassa en elektriciteit	Kolenbelasting, EB en ODE, afvalbelasting	Verbeterd gerichtheid en reikwijdte, maar ook overlap met ETS neemt toe	24%
7. Schuif van elektriciteit naar aardgas	Aardgas, biomassa en elektriciteit	EB en ODE	Verbeterd gerichtheid en vermindert overlap, maar mogelijk ook meer LUVU (in geval van biomassa)	22%
8. Verminderen degressiviteit	Aardgas en elektriciteit	EB en ODE	Verbeterd stringentheid, maar vergroot overlap ETS	9%
9. Betere inbedding groene energie dragers	Biomassa, waterstof en warmte	EB en ODE	Betere prikkels voor de transitie	Niet te bepalen

¹ Zie ook tabel 3.2 en 4.1

Nieuwe grondslagen voor beprijzing

De tabel onderscheidt grofweg tussen drie categorieën aanknopingspunten. De eerste categorie betreft de *verbreding van de grondslag*. Een belangrijke mogelijkheid hiertoe bieden de *potentiële* BKG-en die zijn gerelateerd aan het niet-energetisch gebruik van met name aardolie en bunkers voor vliegtuigbrandstoffen en zeescheepvaart. Het gaat hier om BKG-en die niet noodzakelijk in Nederland worden uitgestoten. De beprijzing van deze (deels potentiële) BKG-en is echter complex. Dat geldt zeker voor de bunkers, waar internationale regelgeving nog steeds weinig ruimte laat voor aanpassing door individuele landen (zie ook Keen et al. 2013). In 2013 is een eerste stap gezet naar een verbreding van de beprijzingsgrondslag, toen het kerosinegebruik van vluchten binnen de EU onder het EU ETS werd gebracht.⁶⁸ In het kader van de Europese Green Deal heeft de Europese Commissie verder het voornemen geuit om het EU ETS uit te breiden naar de scheepvaart binnen de EU-grenzen en mogelijk ook naar de scheepvaart en luchtvaart van en naar landen buiten de EU.

Voor het niet-energetisch gebruik geldt dat de directe BKG-emissies die daarbij ontstaan, wel onder het EU ETS vallen, waardoor een deel van de emissies die bij deze processen een rol spelen al wel wordt beprijsd. Bij het gebruik van aardolie en aardgas als grondstof voor kunststoffen echter wordt koolstof vastgelegd in het eindproduct en ontstaat pas CO₂-uitstoot op het moment dat dit eindproduct in de afvalfase terechtkomt en wordt verbrand. Zowel bij de productie- als de afvalfase speelt hier dus ook de bredere context van milieuschade een rol, onder andere door emissies van LUVO-stoffen (Vollebergh et al. 2017; Brink et al. 2020). Omdat het hier gaat om het gebruik van grondstoffen en materialen, raakt dit ook aan het beleidsterrein van de circulaire economie (Drissen & Vollebergh 2018b).

Ook het beprijsen van de BKG-uitstoot in de landbouw is lastig, bijvoorbeeld omdat het moeilijk is om de uitstoot van afzonderlijke bedrijven te bepalen. Beprijzing van uitstoot in deze sector vereist bovendien een grondige analyse omdat de uitstoot van BKG-en hier sterk samenhangt met stoffen die bijdragen aan andere milieuproblemen, zoals luchtverontreiniging en de stikstofproblematiek. Aanpassingen vragen dan ook een integrale benadering (Commissie-Ter Haar 2021). Hierbij moet rekening worden gehouden met de verwachte aanpassingen in het EU-beleidskader, waardoor een grotere rol is weggelegd voor koolstofvastlegging en emissies van broeikasgassen door landgebruik.

Expliciete beprijzing

De tweede categorie aanknopingspunten heeft eveneens een sterk internationale dimensie en gaat over verdere aanscherpingen van de expliciete beprijzing die vanuit het EU-beleidsinstrumentarium in Nederland van toepassing zijn (zie Hekkenberg et al. 2020 en Brink et al. 2021). In essentie gaat het hier om het sneller realiseren van meer krapte aan emissierechten in het EU ETS, hetgeen vooral de stringentheid vergroot. Zoals eerder

⁶⁸ Het is een interessante vraag of de internationale gemeenschap hier welwillender tegenover zal staan dan eerder in 2012, toen de EU aanvankelijk van plan was alle luchtvaart van en naar de EU onder ETS te brengen en dat internationaal veel weerstand opriep (zie ook Verdonk et al. 2013).

aangegeven is hiertoe in 2018 al besloten, maar met de striktere Europese doelen voor 2030 en 2050 onder de Europese Green Deal ligt een verdere aanscherping van het EU ETS, en daarmee een hogere ETS-prijs, voor de hand. De markt lijkt hier al een voorschot op te hebben genomen. De huidige prijs van boven de 50 euro per ton zorgt voor een flinke verkleining van het bestaande beprijzingstekort voor een groot deel van de huidige BKG-uitstoot in de sectoren elektriciteit en industrie (zie ook figuur 5.1). Wat de uiteindelijke prijsstijging zal zijn, blijft onzeker en hangt ook sterk af van de keuzes die de EU nog moet maken in het beleidsproces dat nog moet plaatsvinden.

Voor de Nederlandse industrie betekent een hogere ETS-prijs dat de stringentheid van de aanvullende CO₂-heffing af zal nemen. Hierdoor ontstaat een gelijk(er) Europees speelveld, hetgeen de weglekeffecten binnen Europa beduidend zal verkleinen. Voor bedrijven die op de wereldmarkt opereren, is daarbij van belang dat de Europese Commissie aan een voorstel werkt om op Europees niveau grenscorrecties (CBAM) in te voeren.

Onder de Europese Green Deal is naast aanscherping ook verbreding van het EU ETS aan de orde. De uitbreiding naar de internationale lucht- en scheepvaart is hiervoor al genoemd. Verder overweegt de Europese Commissie een Europees beprijzingsinstrument voor de sectoren transport en gebouwde omgeving. Er is nog veel onduidelijk over de precieze vormgeving van een dergelijk instrument. De Commissie zal in de zomer van 2021 in het 'fit for 55 package' met concrete voorstellen hiervoor komen. Mogelijk worden deze sectoren, die nu buiten het EU ETS vallen, onder het bestaande EU ETS gebracht, maar waarschijnlijker lijkt een separaat emissiehandelssysteem op EU-niveau. Hoe dan ook betekent een Europees beprijzingssysteem voor de sectoren gebouwde omgeving en mobiliteit een extra prijs bovenop de bestaande beprijzingsinstrumenten die in deze studie zijn besproken. Dit zal tot hogere effectieve prijzen leiden, waarmee met name in de gebouwde omgeving het beprijzingsoverschot in Nederland verder zal toenemen.

Impliciete beprijzing

De derde categorie, tot slot, heeft betrekking op verdere veranderingen in de bestaande impliciete beprijzing van BKG-en. Een eerste aanknopingspunt hiervoor vormen de bestaande vrijstellingen voor de EB en ODE op aardgas, zoals de inzet van aardgas in de elektriciteitsproductie en het gebruik in de energie-intensieve industrie. Aanpassingen van deze vrijstellingen vergroten de reikwijdte van de EB en ODE. Ook de coherentie tussen de verschillende instrumenten is hier relevant, aangezien de gerelateerde emissies ook door andere instrumenten worden beprijsd (door het EU ETS en deels door de belasting op elektriciteit en de CO₂-heffing voor de Nederlandse industrie). Zolang er een beprijzingstekort is, kan de vermindering van vrijstellingen in principe het beprijzingstekort helpen verkleinen.

Ten tweede zijn er diverse vrijstellingen voor de EB en ODE op elektriciteit. Ook hier gelden die vrijstellingen met name voor de energie-intensieve industrie en voor de eigen opgewekte elektriciteit. Vermindering van deze vrijstellingen zal weliswaar de reikwijdte van de impliciete beprijzing vergroten, maar, zoals we eerder hebben laten zien, de gerichtheid

daarvan is beperkt. Bovendien is deze belasting op de output (benutte warmte, omzettingsverliezen en distributieverliezen) niet van toepassing op een belangrijk deel van de uitstoot die bij de opwekking ontstaat. Tegelijkertijd zorgt het EU ETS wel voor beprijzing van een groot deel van de CO₂-uitstoot bij elektriciteitsopwekking. Vermindering van vrijstellingen levert hier dan ook hooguit een beperkte bijdrage aan de vermindering van het beprijzingstekort.

Relevanter lijkt het daarom om de grondslag van de EB en de ODE op elektriciteit te veranderen, namelijk van de output van elektriciteit naar de input van energiedragers. Dit zal de gerichtheid en de reikwijdte van de impliciete beprijzing duidelijk verbeteren en stimuleert de inzet van hernieuwbare energie. Bovendien geeft dit elektriciteitsproducenten een grotere prikkel om omzettingsverliezen te beperken, bijvoorbeeld door de vrijgekomen warmte beter te benutten. Op korte termijn ontstaat hierdoor wel een relatief kostennadeel voor warmtegebruik, maar daarbij moet onderkend worden dat het hier om niet-duurzaam opgewekte warmte gaat.

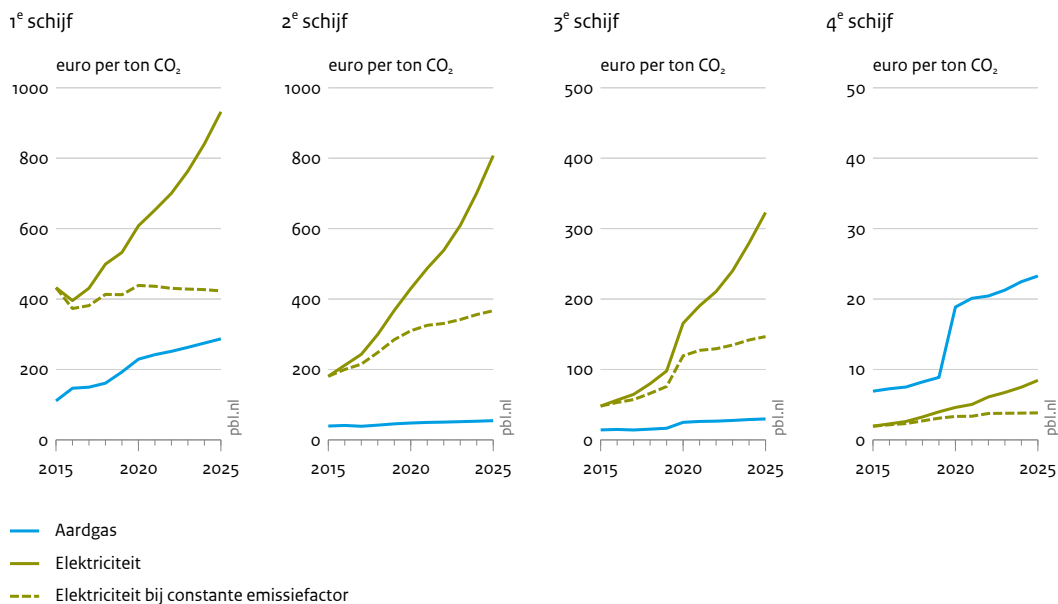
In feite kunnen verschillende bestaande belastingen, zoals de kolenbelasting en de EB op aardgas, hiervoor worden gebruikt, door de nu geldende vrijstelling voor de inzet van energiedragers bij elektriciteitsopwekking op te heffen. En voor de afvalbelasting geldt dat deze feitelijk nu al de inzet van afval in afvalverbrandingsinstallaties belast. Verder moet in dat geval ook rekening worden gehouden met de bestaande beprijzing door het EU ETS en de veranderingen die daar op stapel staan. Uitgaande van eenzelfde totale opbrengst als de huidige EB op elektriciteit in 2018 (ruim 4 miljard euro), zou dit omgerekend een CO₂-belasting op de inzet van fossiele energiedragers bij de elektriciteitsopwekking vragen van ruim 60 euro per ton CO₂. Belangrijk aandachtspunt hierbij is overigens wel dat een belasting op basis van CO₂ de inzet van biomassa onbelast zou laten, terwijl we eerder hebben laten zien dat biomassa wel bijdraagt aan schade als gevolg van LUVVO.

Ten vierde lijkt het belang van de ingezette verschuiving van de EB (en ODE) op elektriciteit naar aardgas alleen maar groter te worden. Zoals hiervoor beschreven, zijn de tarieven in de afgelopen jaren al gedeeltelijk verschoven van elektriciteit naar aardgas. Bovendien is in het klimaatakkoord afgesproken dat die verschuiving de komende jaren verder zal worden doorgezet (tot en met 2026). Daarbij moet wel aangetekend worden dat deze verschuiving niet altijd even overtuigend is, vanwege onder meer de aanpassingen in de ODE-tarieven enerzijds en de verdere verduurzaming van de elektriciteitsopwekking anderzijds.⁶⁹

⁶⁹ Zoals al eerder aangegeven, zorgt de ongerichtheid van de belasting op elektriciteit voor steeds hogere effectieve tarieven per ton CO₂.

Figuur 7.1

Effectieve CO₂-prijs van energiebelasting en opslag (ODE) op elektriciteit en aardgas



Bron: PBL

Figuur 7.1 brengt de uitdaging in beeld voor de belastingen in de eerste schijf (zie ook CE Delft 2021b). Wanneer de verschillende EB- en ODE-tarieven gezamenlijk worden omgerekend naar de in deze studie gehanteerde effectieve CO₂-tarieven⁷⁰, blijken de aanpassingen tot aan 2020 niet echt een verschuiving te hebben gerealiseerd van elektriciteit naar aardgas. Ook neemt de effectieve CO₂-prijs van de EB en ODE op elektriciteit de komende jaren sneller toe dan die van de EB en ODE op aardgas, met uitzondering van de vierde schijf. In de figuur wordt de ontwikkeling van de effectieve CO₂-prijs bij een constante emissie-intensiteit van de elektriciteitsopwekking vergeleken met die bij de verwachte ontwikkeling. Deze vergelijking toont nogmaals aan dat de ongerichtheid van met name de EB en de ODE op elektriciteit alleen maar groter wordt naarmate de productie daarvan schoner wordt. Gezien de beperkte gerichtheid van deze belasting is een steeds verdere verschuiving noodzakelijk. Overigens zorgt zo'n verschuiving ook voor een kleinere overlap met de CO₂-beprijzing bij elektriciteitsopwekking via het EU ETS.

⁷⁰ Ten opzichte van de berekening van CE Delft (2021b) zijn hier, in overeenstemming met de systematiek in onze studie, niet alle emissies toegerekend aan de geproduceerde elektriciteit, maar aan de input van energiedragers (zie appendix D).

Ten vijfde is het verminderen van de degressiviteit van de EB en ODE op aardgas en elektriciteit een mogelijk aanknopingspunt voor het beleid. Vermindering van de degressiviteit zou betekenen dat bedrijven die veel gas en elektriciteit gebruiken, voor zover zij niet zijn vrijgesteld, een hoger tarief moeten betalen over hun verbruik. Het gaat daarbij vooral om bedrijven in de industrie en in de glastuinbouw. Deze degressiviteit is bedoeld om bedrijven tegemoet te komen in hun zorgen over het concurrentievermogen. Recente ontwikkelingen binnen de EU en mondiaal geven echter aanleiding tot minder zorg, zo hebben we eerder beschreven. Bovendien neemt deze zorg ook af door subsidies op de emissiebestrijding, zoals via de SDE++. Hierdoor nemen de kosten van investeringen om de uitstoot te verminderen af en kunnen die bedrijven concurrerend blijven (Anderson et al. 2021).

Vermindering van de degressiviteit van de EB op aardgas vergroot dus de stringentheid van dit instrument. Ze vergroot echter ook de overlap met het EU ETS, omdat grootverbruikers al grotendeels onder dit regime vallen. Vermindering van de degressiviteit van de EB op elektriciteit zal bovendien de stringentheid van dit instrument vergroten. Echter, omdat de gerichtheid van dit instrument beperkt blijft, zal dit de transitie naar andere, meer duurzame energiedragers eerder ingewikkelder maken.

Ten slotte vraagt de transitie van het energiesysteem zelf om een betere inbedding van de nieuwe energiedragers. In de eerste plaats biedt de vergroening van de elektriciteitsopwekking in Nederland en Europa ruimte voor een veel bredere inzet van elektriciteit in het energiesysteem. Aangezien de EB op elektriciteit geheven wordt over alle elektriciteit geleverd voor finaal verbruik, zonder onderscheid naar type opwekking, zorgt dit voor de beprijzing van een toenemend aandeel elektriciteit dat wordt opgewekt met wind en zon (en die ook nog via andere regelingen wordt gesubsidieerd, zoals de SDE+).

Ten tweede speelt daarbij de groeiende inzet van biomassa en biobrandstoffen. Uit deze studie blijkt dat beprijzing alleen op basis van CO₂ geen recht doet aan de andere milieuschade waaraan de verbranding van biomassa bijdraagt.⁷¹ Een vergelijkbaar punt kan worden gemaakt voor de inzet van biomassa, biobrandstoffen en biogas voor mobiliteit en voor verwarming in de gebouwde omgeving. Deze energiedragers dragen weliswaar bij aan een vermindering van de CO₂-uitstoot, maar bij verbranding ontstaat nog steeds emissie van onder andere NO_x en fijnstof. Met name in de kleinere biomassaketels en in het verkeer leidt dit soms zelfs tot grotere milieuschade door LUVU-emissies dan het oplevert aan besparing op de klimaatschade.

Ten derde lijkt in de energietransitie binnen de gebouwde omgeving een belangrijke rol weggelegd te zijn voor warmte die centraal wordt opgewekt of die als restwarmte ontstaat bij industriële processen. In het huidige Nederlandse beprijzingsinstrumentarium is warmte als energiedrager niet belast. Vanuit het oogpunt van maatschappelijke welvaart is het echter van belang om, net als bij elektriciteit, wel rekening te houden met emissies die ontstaan bij de productie van deze warmte. Met name het EU ETS zorgt voor beprijzing van

⁷¹ Hierover bestaat veel discussie (zie ook Strengers & Elzenga 2020).

een groot deel van deze emissies. Dat is het geval bij warmte die ontstaat bij de productie van elektriciteit (via wkk) en bij het gebruik van restwarmte uit industriële processen. Wordt de warmte echter centraal opgewekt door de inzet van biomassa, dan is de uitstoot die bij de productie van warmte ontstaat, niet beprijsd.

Ten slotte heeft waterstof een belangrijke rol in de transitie. Net als bij elektriciteit en warmte geldt dat waterstof op zichzelf een schone energiedrager is. Bij de inzet van waterstof ontstaat er geen CO₂ en, afhankelijk van de wijze waarop de waterstof wordt gebruikt, weinig tot geen LUVO-stoffen. Bij de productie van waterstof komen, afhankelijk van de productiewijze, wel emissies vrij. Het grootste deel van de waterstof wordt momenteel geproduceerd uit aardgas ('grijze waterstof'). De inzet van aardgas is vrijgesteld van energiebelasting, maar de CO₂-uitstoot die daarbij ontstaat wordt door het EU ETS beprijsd tenzij deze CO₂ wordt afgevangen en opgeslagen onder de grond ('blauwe waterstof'). In de toekomst zal naar verwachting een toenemende hoeveelheid waterstof worden geproduceerd door elektrolyse met elektriciteit uit hernieuwbare bronnen ('groene waterstof'). Overigens gaat elektrolyse wel gepaard met energieverliezen, die bij de huidige technologie kunnen oplopen tot ruim 30 procent. Wordt waterstof gebruikt als aardgas, dan wordt hierover volgens de huidige fiscale systematiek op dezelfde manier EB geheven als over aardgas. Omdat het gebruik van waterstof zelf niet tot klimaat- of andere milieuschade leidt, lijkt het echter eerder voor de hand te liggen om in de EB voor elektriciteit juist geen vrijstelling te geven voor elektrolytische procedés.

Concluderend

Europa en daarmee Nederland staan voor grote veranderingen in het energiesysteem en in de samenstelling van de mix van energiedragers. Daarom is er alle reden om het beprijzingsinstrumentarium, en in het bijzonder de belastingstructuur van op van zichzelf schone energiedragers zoals elektriciteit en waterstof, nog eens te heroverwegen. De huidige grondslagen en tarieven kunnen namelijk in toenemende mate substitutie naar schone alternatieven tegenhouden. Daarbij blijft het wel van belang om ook aan de eindverbruikerskant te zorgen voor voldoende prikkels tot besparing. Immers, ook de productie van schone energiedragers kan maatschappelijke kosten met zich mee brengen; denk bijvoorbeeld aan het ruimtegebruik dat hiermee gepaard gaat.

Literatuur

- Aalbers, R., G. Renes & G. Romijn (2016), *WLO-klimaatscenario's en de waardering van CO₂-uitstoot in MKBA's*, Den Haag: Centraal Planbureau en Planbureau voor de Leefomgeving.
- Aalbers, R. & J. Bollen (2017), *Biomassa met CO₂-opslag direct inzetten*, CPB Policy Brief 2017/02, Den Haag: Centraal Planbureau.
- Anderson, B., E. Cammeraat, A. Dechezleprêtre, L. Dressler, N. Gonne, G. Lalanne, J. Martins Guilhoto & K. Theodoropoulos (2021), *Policies for a climate-neutral industry – Lessons from the Netherlands*, OECD Science, *Technology and Industry Policy Papers* 108: Paris.
- ACM (2021), *Leidraad duurzaamheidsafspraken*, Den Haag: Autoriteit Consument en Markt.
- Bergh, J. van den & W. Botzen (2012), *Waardering van Sociale Kosten van CO₂-emissies*. Notitie in opdracht van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu.
- Bijgaart, I. van den, R. Gerlagh & M. Liski (2016), A simple formula for the social cost of carbon, *Journal of Environmental Economics and Management*, 77, 75-94
- Bollen, J., A. Deelen, S. Hoogendoorn & A. Trinks (2020), *CO₂-heffing en verplaatsing*, CPB Achtergronddocument, Den Haag: Centraal Planbureau.
- Brink, C., E. Drissen, H.R.J. Vollebergh & H. Wilting (2020), *Accounting for environmental damage by material production and use. A comparison of seven Western European countries*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving .
- Brink, C., J. Notenboom & H.R.J. Vollebergh (2021), *Europese Green Deal dwingt tot aanscherping Nederlands klimaatbeleid. Economische Statistische Berichten*, te verschijnen.
- CBS (2017), *Uitsplitsing verbruik elektriciteit en aardgas naar verbruiksschijf energiebelasting*, Den Haag: Centraal Bureau voor de Statistiek.
- CBS (2018), *CO₂-emissies uit elektriciteitsopwekking binnen ETS*, Den Haag: Centraal Bureau voor de Statistiek.
- CBS (2020), *Elektriciteit productie en productiemiddelen*, CBS statline, Den Haag.
- CE Delft (2017), *Handboek Milieuprijzen 2017*, publicatienr. 17.7A76.64, Delft: CE Delft.
- CE Delft (2018), *Effecten van CO₂-beprijzing in de industrie. CO₂-reducties, kostprijsverhoging en koolstoflekkage*, Delft: CE Delft, no. 18.7R45.097.
- CE Delft (2019), *Opties voor een CO₂-afhankelijke energiebelasting voor duurzame gassen*, Delft: CE Delft.
- CE Delft (2021a), *Evaluatie van de energiebelasting. Terugkijken (1996-2019) en vooruitzien (2020-2030)*, Delft: CE Delft.
- CE Delft (2021b), *De Prijs van een Reis*: Delft: CE Delft.
- Dijk, J., J.W. van den End, R. Luijndijk, G. Schotten & S. Steins Bisschop (2021), *De financiering van transitie: kansen grijpen voor groen herstel*, *DNB Occasional Study*, 19-2.
- Geest, L. van (2021), *Bestemming Parijs. Wegwijzer voor klimaatkeuzes 2030, 2050*. Eindrapportage studiegroep invulling klimaatopgave Green Deal, Januari 2021.
- Ter Haar, B. (2021), *Normeren en prijzen van stikstofemissies*, Eindrapportage Commissie Ter Haar: ABDTOPConsult, maart 2021.

- Drissen, E. & H. Vollebergh (2018a), *Monetaire milieuschade in Nederland. Een verkenning*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Drissen, E. & H. Vollebergh (2018b), *Kan de circulaire economie een bijdrage leveren aan de energietransitie?*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Fullerton, D., A. Leicester & S. Smith (2010), *Environmental taxes, IFS, Report of a Commission on Reforming the Tax System for the 21st Century*, London.
- Harding, M., S. Sen & H.R.J. Vollebergh (2014), Energy taxation in OECD countries: Effective tax rates across countries, users, and fuels, in: J. Strand (ed), *Economics and Political Economy of Energy Subsidies*, MIT Press, 2016, 41-60.
- Hekkenberg, M., P. Boot & J. Notenboom (2020) *Het Europese klimaatplan 2030: aandachtspunten voor de afstemming tussen Europees en nationaal klimaatbeleid*, PBL Policy Brief, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Hepburn, C., N Stern & J.E. Stiglitz (2020), Carbon pricing, *European Economic Review*, 127: 103440.
- IBO (2021), *IBO Financiering Energietransitie: Beleidsmatige keuzes in kosten, prikkels en verdeling*, Den Haag.
- Hanemaaijer, A., M. Kishna, H. Brink, J. Koch, A.G. Prins & T. Rood (2021), *Integrale Circulaire Economie Rapportage 2021*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Keen, M., Parry, I.W.H. & J. Strand (2013), Planes, ships and taxes: charging for international aviation and maritime emissions, *Economic Policy*, 28, 76, 701–749.
- KiM (2013), *Mobiliteitsbalans 2013*, Den Haag: Kennisinstituut voor Mobiliteitsbeleid.
- KiM (2019), *Mobiliteitsbeeld 2019*, Den Haag: Kennisinstituut voor Mobiliteitsbeleid.
- Koelemeijer, R., B. Daniëls & W. Wetzels (2020), *Actualisatie inzichten CO₂-heffing industrie*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- MacKay, D. (2009), *Sustainable Energy – without the hot air*, Cambridge.
- Marcantonini, C., J. Teixido-Figueras, S.F. Verde & X. Labandeira (2017), *Free allowance allocation in the EU ETS*, Florence School of Regulation, Policy Brief 2017/02.
- Ministerie van Financiën (2015), *Rapport Werkgroep Discontovoet 2015*, Den Haag.
- Ministerie van Financiën (2020), *Fiscale vergroening en grondslagerosie. Bouwstenen voor een beter belastingstelsel*, Den Haag.
- Ministerie van Financiën (2015), *Rapport Werkgroep Discontovoet 2021*, Den Haag.
- NEa (2018), *Ingetrokken emissievergunningen EU-ETS 2012-2017. Nederlandse Emissieautoriteit*, Den Haag, mei 2018.
- OESO (2018), *Effective Pricing of carbon*, Paris.
- OESO (2020), *The Netherlands's Effort to Phase Out and Rationalise its Fossil-Fuel Subsidies – An OESO/IEA review of fossil-fuel subsidies in the Netherlands*, Paris.
- Parry, I.W.H. & K. Small (2005), Does Britain or the United States have the right gasoline tax?, *American Economic Review*, 95, 4.
- Parry, I.W.H. & H.R.J. Vollebergh (2017), Reforming the EU Energy Tax Directive: Assessing the Options, in: I. Parry, K. Pittel and H. Vollebergh (eds), *Energy Tax and Regulatory Policy in Europe: Reform Priorities*, Chicago University Press, 2017, 95-127.
- PBL, TNO, CBS & RIVM (2020a), *Klimaat- en Energieverkenning 2020*, Den Haag, Planbureau voor de Leefomgeving.

- PBL, RIVM & TNO (2020b), *Emissieramingen luchtverontreinigende stoffen*. Rapportage bij de Klimaat- en Energieverkenning 2020. Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving
- PBL (2021), *Compendium van de Leefomgeving*: <https://www.clo.nl/indicatoren/nl0170-de-co2-emissie-verklaard>, Den Haag: Planbureau van de Leefomgeving.
- RVO (2020), *Nederlandse lijst van energiedragers en standaard CO₂ emissiefactoren*, versie januari 2020, Rijksdienst voor Ondernemend Nederland.
- Strengers, B. & H. Elzenga (2020), *Beschikbaarheid en toepassingsmogelijkheden van duurzame biomassa. Verslag van een zoektocht naar gedeelde feiten en opvattingen*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Verdonk, M., C. Brink & H.R.J. Vollebergh (2013), *Evaluation of policy options to reform the EU Emissions Trading System. Effects on carbon price, emissions and the economy*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Vereniging voor Belastingwetenschap (2021), *Rapport van de Commissie Energie- en milieubelastingen*, te verschijnen.
- Vollebergh, H.R.J. (2012), *Milieubelastingen en groene groei – Verkenning van de mogelijkheden in het kader van het energie- en klimaatbeleid*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Vollebergh, H.R.J. (2014), *Fiscale vergroening: uitdagingen voor de belastingen op energie*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Vollebergh, H.R.J. (2017), Marktinstrumenten geen panacée voor milieubeleid, in H. de Coninck et al. (red), *Rood-Groene Politiek voor de 21e eeuw*, Van Gennep Amsterdam, 269-290
- Vollebergh, H. (2018), *Haasje over? Instrumentering van transitie: van uitdaging naar uitvoering*, oratie Tilburg University, Tilburg.
- Vollebergh H.R.J. & C. Brink (2020), *What Can We Learn from EU ETS?*, ifo DICE Report, 18, 1: 23-29
- Vollebergh, H., E. Drissen, H. Eerens & G. Geilenkirchen (2014), *Milieubelastingen en Groene Groei Deel II. Evaluatie van belastingen op energie in Nederland vanuit milieuperspectief*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Vollebergh, H., J. Dijk, E. Drissen, H. Eerens & G. Geilenkirchen (2016), *Belastingverschuiving: meer vergroening en minder complexiteit? Verkenning van trends en opties*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Vollebergh, H., J. Dijk, E. Drissen, H. Eerens & H. Vrijburg (2017), *Fiscale Vergroening: belastingverschuiving van arbeid naar grondstoffen, materialen en afval*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Vollebergh, H.R.J., G. Romijn, J. Tijn, C. Brink & J. Bollen (2019), *Economische effecten van CO₂-beprijzing: varianten vergeleken*, cpb-pbl Policy Brief, Den Haag: Centraal Planbureau en Planbureau voor de Leefomgeving.
- Vollebergh, H. & G. Renes (2020), *Leidraad milieubeleidsinstrumenten: Sturing binnen kaders. Op zoek naar effectieve beleidsinstrumenten*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Vrijburg H. & G. Geilenkirchen (2019), *Naar een betere beprijzing van weggebruik*. In: Cnossen S. & B. Jacobs (Ed.) *Ontwerp voor een beter belastingstelsel*, Amsterdam: ESB. 238-251.
- Werf, E. van de, H.R.J. Vollebergh & J Vogel (2021), *Choosing instrument packages for the carbon transition: An evaluation framework with an application to Austria*, University of Graz, mimeo.
- Zalk, J. van & P. Behrens (2018), *The spatial extent of renewable and non-renewable power generation: A review and meta-analysis of power densities and their application in the U.S. Energy Policy*, 123, Pages 83-91.

Appendix A

Emissies en energie in het economisch proces

Voor een adequate inzet van milieubelastingen in het energiedomein is het van belang om goed na te gaan welke vorm van energie waar precies welke rol speelt in het economisch systeem (zie voor een uitgebreide evaluatie vanuit dit perspectief Vollebergh et al. 2014). Energieverbruik, en het verbruik van fossiele brandstoffen in het bijzonder, kent vele verschijningsvormen. Met andere woorden, energie is geen homogeen goed. De belangrijkste verbruikscategorieën in het kader van het energie- en milieubeleid zijn:

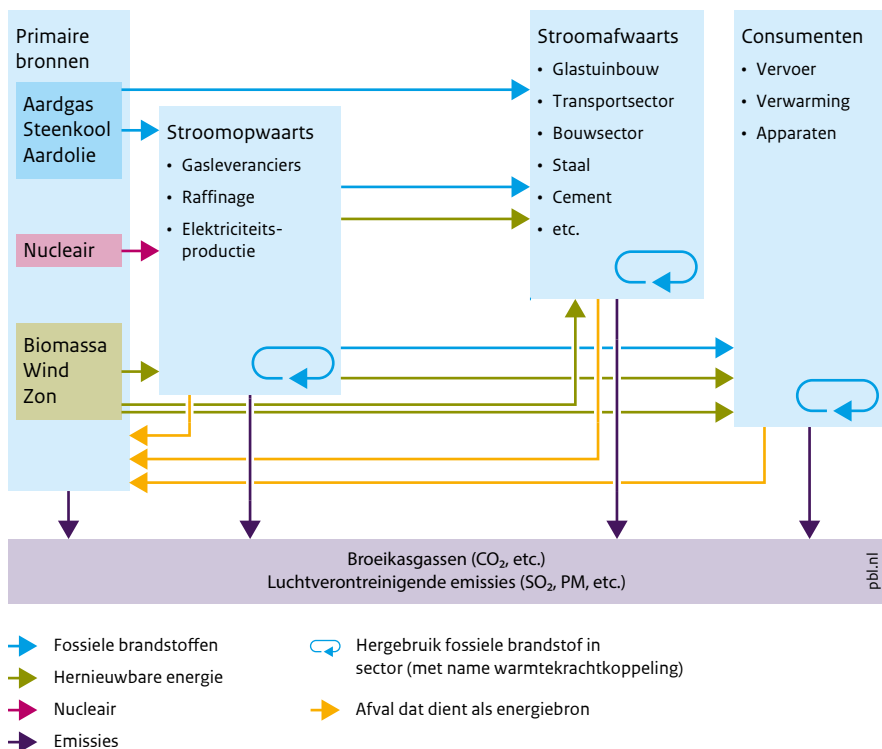
- brandstof om elektriciteit op te wekken, al of niet in een warmte-krachtkoppeliningsinstallatie (wkk);
- verwarmingsbrandstof ten behoeve van het genereren van warmte of kracht in industriële processen (zware stookolie, gas, kolen, elektriciteit) of in huishoudens (verwarming);
- transport- of motorbrandstof (benzine, diesel, lpg, stookolie, kerosine) ten behoeve van verkeer en vervoer;
- grondstof ten behoeve van productie van staal of chemische producten ('duaal verbruik' of 'feedstock').

Overigens komt energie uiteindelijk ook weer vrij als afval uit de productie- en consumptieketen wordt hergebruikt (bijvoorbeeld in verbrandingsovens).

Alvorens energie in de vorm van specifieke fossiele brandstoffen, zoals benzine, of omgezet in de vorm van elektriciteit, wordt verbruikt door industrie of huishoudens, heeft deze vaak al een hele productieketen doorlopen (zie figuur A.1). In het geval van fossiele brandstoffen start deze keten bij de winning van ruwe brandstof (ruwe olie, kolen en gas), en loopt hij via een eventuele tussenbewerking zoals raffinage tot de distributie van eindproducten voor bedrijven en huishoudens. Deze energieproductiesector, waaronder raffinaderijen, 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 gebruikgemaakt van de opwekking van kracht of warmte via wkk-installaties (aangegeven met een cirkelpijl in het diagram). In de productieketen worden de afgeleide producten, alsmede elektriciteit en warmte, geconsumeerd door de zogenoemde stroomafwaarts gelegen sectoren als glastuinbouw, papierproductie, transport en de bouw. Daarnaast wordt geleverd aan huishoudens. Ook deze stroomafwaarts gelegen sectoren en huishoudens maken soms gebruik van wkk.

Figuur A.1

Energie en emissies in economisch proces



Bron: PBL

Naast deze energiestromen gebaseerd op fossiele brandstoffen spelen ook alternatieve energieopwekkingsmethoden een rol, zoals grootschalige elektriciteitsopwekking via wind, zon, water en nucleaire installaties. Opvallend is dat deze alternatieve opwekkingsmethoden voor elektriciteit ook steeds vaker decentrale, vaak kleinschalige opwekkingsmethoden (windenergie bij boeren; zonnepanelen bij huishoudens) kennen. Tot slot wordt nog biomassa uit de landbouw en afval van consumenten en producenten gebruikt als grondstof bij energieopwekking.

Figuur A.1 maakt ook het verschil duidelijk in 'vuile' en 'schone' energiedragers vanuit de optiek van klimaat- en luchtkwaliteitsbeleid. In beide gevallen zijn de emissies direct gekoppeld aan de daadwerkelijke verbranding van fossiele brandstoffen. Zo draagt de consumptie van de fossiele energiedragers kolen, olie en gas niet alleen direct bij aan de emissie van koolstofdioxide (CO₂) dat als een van de belangrijkste broeikasgassen verantwoordelijk wordt gehouden voor klimaatverandering. Ook komen daar vaak luchtverontrei-

nigende of LUVO-emissies bij vrij, zoals SO_2 , NO_x en fijnstof (PM). Van belang hierbij is dat de hoeveelheid CO_2 die vrijkomt bij verbranding, veelal nauw gerelateerd is aan de hoeveelheid koolstof in de energiedragers zelf, omdat er nauwelijks emissiebestrijdings-technologie beschikbaar is die direct ingrijpt op het verbrandingsproces. Het vrijkomen van LUVO-emissies daarentegen hangt meestal mede af van specifieke verbrandingsprocessen, waarbij er ook oplossingen bestaan om deze separaat te bestrijden. Dit geldt bijvoorbeeld voor SO_2 -bestrijdingstechnologie. Bij de inzet van schone energiedragers zoals wind, zon en nucleair zijn er geen directe emissies naar de lucht.

Bij biomassa ligt dit complexer. Enerzijds wordt hierbij gebruikgemaakt van afval dat dus al de gehele kringloop is doorlopen en in vaste stof vastgelegde CO_2 in zich draagt. Anderzijds gaat het om landbouwproducten die al dan niet met het uitdrukkelijke doel van elektriciteitsproductie 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 (Strengers & Elzenga 2020).

Appendix B

Data Energiebalans en Broeikasgasemissies 2018

B.1 Verschillen energiebalans 2015 en 2018

De berekeningen in dit rapport wijken af van de effectieve CO₂-prijs zoals eerder gepresenteerd in Vollebergh et al. (2019). In die studie werd uitgegaan van energieverbruiksgegevens over 2015, maar tussen 2015 en 2018 is het verbruik volgens de Energiebalans sterk gewijzigd. Dat komt enerzijds door veranderingen in het daadwerkelijke verbruik en anderzijds door aanpassingen aan de statistieken door het CBS. De verandering in het daadwerkelijk verbruik van energie voor elektriciteitsopwekking is nog steeds het grootste. Het verbruik van kolen daarbij is tussen 2015 en 2018 fors afgenomen, dat van aardgas is juist toegenomen. Ook de opwekking met behulp van hernieuwbare energie is toegenomen, vooral door de toename van wind- en zonne-energie. Het totale verbruik van energie voor de opwekking van elektriciteit is tussen 2015 en 2018 afgenomen.

Daarnaast heeft het CBS de Energiebalans eind 2018 op een aantal punten aangepast. Voor het energieverbruik in Nederland zijn de belangrijkste gevolgen hiervan:

- Door vergelijking van het energieverbruik met de door bedrijven opgegeven CO₂-emissies voor het EU ETS, is het aardgasverbruik van de chemische sector 22 petajoule hoger, het verbruik van olierestgassen 12 petajoule en het elektriciteitsverbruik is 1 petajoule hoger;
- Het niet-energetisch verbruik van aardolie door de chemische sector is 50 petajoule lager. Tegelijkertijd is de invoer van aardolie met eenzelfde omvang verlaagd;
- De bunkering van zware stookolie is met 20 petajoule naar beneden bijgesteld;
- Bij hernieuwbare bronnen is, conform de indeling van Eurostat, een nieuwe categorie toegevoegd namelijk 'omgevingsenergie'. Dit is energie die door warmtepompen uit bodem, buitenlucht of oppervlaktewater wordt onttrokken (maar het is geen geothermie want deze wordt al apart weergegeven). In 2015 had de omgevingsenergie een omvang van zo'n 6 petajoule;
- Om beter in de pas te lopen met de indeling van Eurostat is voor de cokesfabrieken het verbruik van kolenproducten verplaatst van omzetting voor elektriciteit naar eigen verbruik. Het gaat hierbij om ongeveer 8 petajoule.

Tabel B.1

Energieverbruik voor opwekking elektriciteit (in petajoule)

	2015	2018
Totaal energiedragers	1.017	9582
Kolen en kolenproducten	365	248
Aardolieproducten	17	16
Aardgas	422	480
Biomassa	73	72
Hernieuwbare energie	32	52
Elektriciteit	16	12
Warmte	17	7
Kernenergie	39	34
Niet biogeen huish. afval en reststoom ¹	34	36
Energie uit overige bronnen	2	2

¹ Conform de indeling van de Energiebalans valt biogeen huishoudelijk afval onder biomassa en biogeen industrieel afval van onder 'Energie uit overige bronnen'.

² Merk op dat de totale inzet van energiedragers voor elektriciteitsopwekking niet overeenkomt met het verbruik van energiedragers voor elektriciteit, zoals weergegeven in tabel 3.2 (969 petajoule). Het verbruik bestaat naast de inzet voor opwekking ook uit het invoersaldo van elektriciteit (30 petajoule in 2018). Om dubbelstellingen te voorkomen is de geproduceerde elektriciteit (12 petajoule) en warmte (7 petajoule) die gebruikt wordt voor opwekking van elektriciteit niet meegeteld bij het bepalen van het verbruik van energiedragers voor elektriciteit.

Bron: CBS Statline, Energiebalans (januari 2020)

B.2 Energiegebruik en broeikasgasemissies per sector

Gebruik makend van de Energiebalans van Nederland is de inzet van de verschillende energiedragers in 2018 in deze studie verdeeld over de verschillende sectoren. Tabel B.2 laat deze verdeling van het gebruik van energiedragers zien. Een deel van de energiedragers die door de eindgebruikers worden verbruikt zijn geproduceerd uit andere energiedragers. Dit geldt met name voor motorbrandstoffen, elektriciteit en warmte. Deze afgeleide energiedragers zijn in de tabel niet apart weergegeven, maar toegerekend aan de benodigde primaire brandstoffen die gebruikt zijn om deze energiedragers te produceren.

Tabel B.2

Gebruik van energiedragers verdeeld over sectoren in Nederland in 2018 (in petajoule)

PJ	Kolen	Aardolie	Aardgas	Biomassa	Overig hernieuwbaar	Overig ¹	Totaal
Elektriciteit	248	16	480	72	52	102	969
Industrie ²	96	643	341	37		6	1.122
Verkeer		501	3				504
Bunkers		639	1				640
Gebouwde omgeving		6	411	18	10	1	446
Landbouw		1	39	5	4	0	49
Totaal	344	1.805	1.274	131	66	109	3.728
Totaal excl. bunkers	344	1.167	1.273	131	66	109	3.089

¹ Overige energiedragers zijn met name kernenergie en niet-biogene afval. Ook de netto-invoer van elektriciteit is hieraan toegevoegd (bij elektriciteit).

² Inclusief bouw, raffinaderijen, winningsbedrijven en afvalverbrandingsinstallaties

Bron: CBS Statline, Energiebalans (januari 2020)

Tabel B.3 laat zien welke BKG-uitstoot toegerekend kan worden aan het gebruik van energiedragers en aan andere activiteiten. Daarbij is onderscheid gemaakt naar vier categorieën (zie ook 3.2.1):

- directe CO₂-emissies gerelateerd aan het gebruik van energiedragers;
- uitgestelde CO₂-emissies bij gebruik van fossiele energiedragers als feedstock;
- CO₂-emissies gerelateerd aan het verbruik van bunkerbrandstoffen;
- emissies van andere BKG-en dan CO₂.

De tabel laat zien welk deel van de uitstoot samenhangt met welk energieverbruik. Daarbij worden dezelfde energiedragers onderscheiden als in tabel B.2. Hieruit blijkt dat verreweg de meeste BKG-uitstoot het gevolg is van energetische toepassingen van de bekende fossiele energiedragers kolen, aardgas en aardolie. Maar ook uitgestelde emissies bij het gebruik van fossiele energiedragers als grondstof en het gebruik van bunkerbrandstoffen zijn relatief belangrijk, met respectievelijk 11 en 17 procent van het totaal aan BKG-uitstoot.

Verder is slechts 15 megaton emissie oftewel 5 procent van de BKG-uitstoot het gevolg van de inzet van biomassa ten behoeve van warmte en/of de opwekking van elektriciteit en in het verkeer als biobrandstof. Ook het biogene deel van het afval wordt daartoe gerekend.

Tabel B.3

Omvang van de BKG-emissies verdeeld over sectoren (in megaton CO₂-equivalenten in 2018)

	Kolen	Aardolie	Aardgas	Biomassa ³	Overige bronnen	Totaal	Aandeel
<i>Elektriciteit, waarvan:</i>	23,3	1,0	28,3	7,7	4,0	64,3	23%
• directe CO ₂ -emissie fossiel	23,3	1,0	27,2		4,0	55,5	20%
• directe CO ₂ -emissie biomassa				7,7		7,7	3%
• emissie overige BKG-en			1,1			1,1	0%
<i>Industrie, waarvan</i>	10,0	45,2	19,3	2,9	9,8	87,1	31%
• directe CO ₂ -emissie fossiel	10,0	14,7	18,6		1,6	45,0	16%
• directe CO ₂ -emissie biomassa				2,9		2,9	1%
• uitgestelde CO ₂ -emissie ³		30,4	0,6			31,1	11%
• emissie overige BKG-en					8,1	8,1	3%
<i>Verkeer, waarvan:</i>	0,0	84,7	0,2	0,0	0,5	85,4	30%
• directe CO ₂ -emissie fossiel		34,5	0,1			34,6	12%
• directe CO ₂ -emissie biomassa		1,7				1,7	1%
• uitgestelde CO ₂ -emissie ³		0,2				0,2	0%
• bunkerbrandstoffen ³		48,0	0,0			48,0	17%
• emissie overige BKG-en		0,4			0,5	0,8	0%
<i>Gebouwde omgeving, waarvan:</i>	0,0	0,4	23,6	2,2	0,1	26,3	9%
• directe CO ₂ -emissie fossiel		0,3	23,2		0,1	23,7	8%
• directe CO ₂ -emissie biomassa				2,0		2,0	1%
• uitgestelde CO ₂ -emissie ³		0,1				0,1	0%
• emissie overige BKG-en			0,3	0,1		0,5	0%
<i>Landbouw, waarvan:</i>	0,0	0,1	2,2	0,5	18,2	21,0	7%
• directe CO ₂ -emissie fossiel		0,1	2,2			2,3	1%
• directe CO ₂ -emissie biomassa				0,5		0,5	0%
• emissie overige BKG-en					18,2	18,2	6%
Totaal, waarvan:	33,3	131,4	73,6	13,2	32,5	284,0	
• directe CO ₂ -emissie fossiel	33,3	50,5	71,5		5,8 ¹	161,1	57%
• directe CO ₂ -emissie biomassa		1,7		13,1		14,8	5%
• uitgestelde CO ₂ -emissie ³		30,8	0,6			31,4	11%
• bunkerbrandstoffen ³		48,0				48,0	17%
• emissie overige BKG-en		0,4	1,4	0,1	26,7 ²	28,7	10%
Aandeel in totaal	12%	46%	26%	5%	11%		
Totaal, exclusief bunkers	33,3	83,4	73,5	13,2	32,5	236,0	

¹ Dit betreft de emissie gerelateerd aan de inzet van niet-biogeen afval en CO₂-uitstoot gerelateerd aan niet-energetisch verbruik in raffinaderijen.

² Dit betreft ook CO₂-emissie die niet gerelateerd is aan het verbruik van energiedragers (1,3 megaton). Tabel B.4 geeft een nadere uitsplitsing van onderliggende emissiebronnen.

³ Deze (potentiële) emissies – bunkers, biomassa en uitgestelde emissies – tellen niet mee in de KEV.

Bron: eigen berekeningen PBL.

B.3 Broeikasgasemissies niet gerelateerd aan energiedragers

Naast deze energieverbruik gerelateerde BKG-uitstoot is er nog een aanzienlijk resterend deel van de BKG-uitstoot dat niet is toe te rekenen aan energiedragers. Op een groot deel daarvan hebben ook beprijzingsinstrumenten geen directe invloed. In totaal bedroeg deze uitstoot van BKG-en zo'n 26,7 megaton in CO₂-equivalenten oftewel zo'n 9 procent van het totaal (zie tabel B.3). Dit resterende deel van de BKG-uitstoot is in tabel B.4 verder uitgesplitst naar achterliggende oorzaak. Daaruit blijkt dat ruim twee derde afkomstig is van de landbouw, met name methaan (CH₄) en lachgas (N₂O). Voor deze bronnen is vooral het houden van landbouwhuisdieren verantwoordelijk.

Tabel B.4

Verdere opsplitsing van BKG-en die niet gerelateerd zijn aan het gebruik van energiedragers (in Mton CO₂-equivalenten in 2018)

	CO ₂ ¹	Methaan (CH ₄)	Lachgas (N ₂ O)	F-gassen ²	Totaal
Energiesector incl. raffinaderijen		0,4	0,0	0,0	0,4
Industrie en bouw	0,8	0,1	1,5	1,5	3,9
Afvalverwijdering		2,7	0,2		2,9
Verkeer		0,0	0,0	0,4	0,4
Landbouw	0,0	12,1	6,1		18,2
Overig	0,4	0,3	0,2	0,0	0,9
Totaal	1,3	15,5	8,0	1,9	26,7

¹ Betreft CO₂-emissies die niet gerelateerd zijn aan het verbruik van energiedragers. Het gaat hierbij om kalk en dolemietgebruik in de landbouw, kalkgebruik in de basismetaleen, bouwmaterialenindustrie en de bouw en om indirecte CO₂-emissies van NMVOS (hier weergegeven bij Overig).

² Fluorverbindingen, bestaande uit fluorkoolwaterstoffen (HFK's), perfluorkoolwaterstoffen (PFK's) en zwavelhexafluoride (SF₆).

Bron: RIVM, Emissieregistratie (april 2021)

Appendix C

CO₂-prijzen en belastingtarieven 2018

In deze appendix geven we voor de berekening van de effectieve CO₂-prijzen gehanteerde relevante *expliciete* prijzen die in 2018 golden voor de CO₂-uitstoot in Nederland en voor de tarieven van de verschillende belastingen op energieproducten.

CO₂-prijs van het Europese emissiehandelssysteem EU ETS

Binnen het Europese emissiehandelssysteem wordt dagelijks in CO₂-rechten gehandeld. De CO₂-prijs is daarom elke dag anders. In deze studie gaan we uit van de gemiddelde prijs van 16 euro per ton CO₂ voor 2018, zoals het CBS heeft bepaald op basis van de dagelijkse veilingprijzen.

Tarieven accijnzen op minerale oliën

De tarieven zijn in tabel C.1 weergegeven.

Tabel C.1

Hoogte van enkele accijnzen op minerale oliën in 2018¹

	Per liter (in euro)	Per ton CO ₂ (in euro)
	Accijns	Accijns
Benzine (Euro loodvrij)	0,778	323,12
Diesel	0,490	187,67
LPG (1 liter = 0,54 kg)	0,184	112,79
Halfzware olie (petroleum)	0,490	198,82
Zware stookolie (€ per 1.000 kg)	0,037	11,57

¹ Er wordt ook nog voorraadheffing geheven over dezelfde grondslag. Het betreft hier echter een gelijke retributie per brandstof van 0,008 Euro per liter die verder buiten beschouwing wordt gelaten.

Bron: Ministerie van Financiën en eigen berekeningen voor heffingen per ton CO₂.

Belasting op kolen

Op kolen en kolenproducten rust in principe ook een belasting per ton, ongeacht het type kolen. Verbruik van kolen in de elektriciteitssector is vrijgesteld om een dubbele heffing te voorkomen. De kolenproducten hoogovengas, cokesovengas, gasfabriekgas en steenkoolteer zijn vrijgesteld van belastingen. Ook turf en turfproducten zijn niet belast.

Tabel C.2

Kolenbelasting in 2018

	Per ton kolen (in euro)	Per ton CO ₂ (in euro)
Kolenbelasting	14,63	
• Antraciet		5,08
• Steenkool		5,44
• Cokesovencokes		4,81
• Bruinkool		7,24
• Steenkool- en Bruinkoolbriketten		7,25

Bron: Ministerie van Financiën en eigen berekeningen voor heffingen per ton CO₂.

Tarieven energiebelasting (EB) en Opslag Duurzame Energie (ODE) op aardgas

Een andere qua opbrengst zeer relevante belasting is de energiebelasting. Naast elektriciteit (zie hierna) drukt de EB vooral op aardgas. Deze belasting kent een degressief tarief, waardoor op grootverbruik minder belasting betaald wordt dan op kleinverbruik.

Tabel C.3

EB en ODE op aardgas in 2018

	Per kubieke meter (in euro)			Per ton CO ₂ (in euro)		
	EB	ODE	Totaal	EB	ODE	Totaal
0 - 170.000 m ³	0,260	0,029	0,289	145,14	15,91	161,05
170.000 - 1 miljoen m ³	0,065	0,011	0,075	36,08	5,92	42,00
1 miljoen- 10 miljoen m ³	0,024	0,004	0,027	13,15	2,18	15,32
Boven 10 miljoen m ³	0,013	0,002	0,015	7,06	1,17	8,23
Als autobrandstof (CNG)	0,163	0,000	0,163	90,75	0,00	90,75

Bron: Ministerie van Financiën en eigen berekeningen voor heffingen per ton CO₂.

Tabel C.4

EB en ODE op aardgas in landbouw in 2018

	Per kubieke meter (in euro)			Per ton CO ₂ (in euro)		
	EB	ODE	Totaal	EB	ODE	Totaal
0 - 170.000 m ³	0,042	0,005	0,046	23,31	2,57	25,87
170.000 - 1 miljoen m ³	0,024	0,004	0,028	13,62	2,23	15,85
1 miljoen- 10 miljoen m ³	0,024	0,004	0,027	13,15	2,18	15,32
Boven 10 miljoen m ³	0,013	0,002	0,015	7,06	1,17	8,23

Bron: Ministerie van Financiën en eigen berekeningen voor heffingen per ton CO₂.

Overige relevante belastingen

Wat betreft de *afvalstoffenbelasting* bedroeg het tarief 13,21 euro per ton afval in 2018. Bij de CO₂-emissiefactor voor verbranden van afval is dat volgens RVO (2020) voor elektriciteitsopwekking met niet-biogeen afval 12,67 euro per ton CO₂ en voor opwekking met biogeen afval dat in afvalverbrandingsinstallaties verbrand wordt, 7,98 euro per ton CO₂.⁷²

Tarieven energiebelasting en ODE op elektriciteit

Ook de energiebelasting op elektriciteit kent een degressief tarief.

Tabel C.5

EB en ODE op elektriciteit in 2018

	Per kilowattuur (in euro)			Per ton CO ₂ (in euro)		
	EB	ODE	Totaal	Kolen ¹ Totaal	Aardgas Totaal	Biomassa Totaal
0 - 10.000 kWh	0,105	0,013	0,118	348,05	578,03	305,47
10.000 - 50.000 kWh	0,053	0,018	0,071	209,04	347,17	183,47
50.000 - 10 miljoen kWh	0,014	0,005	0,019	55,67	92,46	48,86
10 mln.-> niet-zakelijk verbruik	0,001	0,000	0,001	4,00	6,65	3,51
10 mln.-> zakelijk verbruik	0,001	0,000	0,001	2,26	3,75	1,98

¹ Inclusief de opwekking van elektriciteit met behulp van kolenproducten.

Bron: Ministerie van Financiën en eigen berekeningen voor heffingen per ton CO₂.

⁷² Voor biogeen afval is de emissiefactor gebaseerd op de emissiefactor van vaste biomassa voor de verbranding in afvalverbrandingsinstallaties. Dat geldt ook voor het biogas dat afkomstig is van stortplaatsen, aangezien dat biogas maar een klein gedeelte (minder dan 1 procent) uitmaakt van het biogeen afval dat onder de afvalstoffenbelasting valt.

Sinds 2016 is er sprake van een geleidelijke aanpassing in de tarieven van de EB op aardgas en elektriciteit om deze meer te richten op de (impliciete) CO₂-uitstoot. Daarbij zijn de tarieven op aardgas relatief verhoogd ten opzichte van elektriciteit. Deze verschuiving zal de komende jaren verder worden doorgezet. Ook lopen de tarieven van de ODE op aardgas en elektriciteit op vanwege het verwachte grotere beslag op SDE++ subsidies. Tabel C.6 geeft de ontwikkeling van de som van EB en ODE tarieven over de periode 2018-2025.

Tabel C.6

EB en ODE op aardgas en elektriciteit in de periode 2018-2025 (lopende prijzen, vanaf 2020 in prijspeil 2020)

	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
<i>Aardgas per kubieke meter (in euro)</i>								
0 - 170.000 m ³	0,289	0,346	0,411	0,434	0,451	0,471	0,493	0,514
170.000 - 1 miljoen m ³	0,075	0,082	0,086	0,089	0,090	0,093	0,095	0,098
1 miljoen- 10 miljoen m ³	0,027	0,030	0,045	0,047	0,048	0,050	0,052	0,053
Boven 10 miljoen m ³	0,015	0,016	0,034	0,036	0,037	0,038	0,040	0,042
<i>Aardgas verlaagd tarief glastuinbouw per kubieke meter (in euro)</i>								
0 - 170.000 m ³	0,046	0,055	0,066	0,070	0,072	0,076	0,079	0,083
170.000 - 1 miljoen m ³	0,028	0,031	0,032	0,034	0,034	0,035	0,036	0,037
1 miljoen- 10 miljoen m ³	0,027	0,030	0,045	0,047	0,048	0,050	0,052	0,053
Boven 10 miljoen m ³	0,015	0,016	0,034	0,036	0,037	0,038	0,040	0,042
<i>Elektriciteit per kilowattuur (in euro)</i>								
0 - 10.000 kWh	0,118	0,118	0,125	0,124	0,123	0,122	0,122	0,121
10.000 - 50.000 kWh	0,071	0,081	0,088	0,093	0,094	0,097	0,101	0,105
50.000 - 10 miljoen kWh	0,019	0,022	0,034	0,036	0,037	0,038	0,040	0,042
Boven 10 miljoen kWh	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001

Bron: Ministerie van Financiën.

De directe CO₂-belasting in de elektriciteitssector (per 2020)

Bij deze prijs gaat het in principe om de implementatie van een minimum- of bodemprijs voor CO₂-emissie ten gevolge van elektriciteitsopwekking bij bedrijven die vallen onder het EU ETS-systeem in Nederland. Er wordt pas belasting geheven als de EU ETS-prijs onder een bepaald minimum komt. De belasting is dan het verschil tussen de minimumprijs en de werkelijke EU ETS-prijs. Vooralnog is de gehanteerde minimumprijs in 2020 per ton 12,30 euro; deze loopt op tot 31,90 per ton in 2030. De facto is dit tarief over het afgelopen jaar dus nihil, aangezien de gemiddelde ETS-prijs in 2020 rond de 22 euro per ton lag.

De directe CO₂-belasting in de industrie (per 2021)

De reikwijdte en hoogte van de nieuwe CO₂-belasting voor de industrie is niet eenvoudig af te leiden. Dit hangt direct samen met haar complexe vormgeving. Dat geldt allereerst voor de vaststelling van de grondslag – dat wil zeggen over welke emissie de facto belasting uiteindelijk wordt geheven – (zie ook paragraaf 7.1.1). Daarnaast speelt bij de vaststelling van de hoogte van het tarief vanaf 2021 eveneens de EU ETS-prijs een rol. Het feitelijk toegepaste tarief is uiteindelijk gelijk aan het verschil tussen de genoemde tarieven in tabel C.1 en het op dat moment geldende EU ETS-prijs. Indien de prijs van 32,1 euro per ton die gold per 1 januari 2021 voor het hele jaar zou gelden, zal het tarief over 2021 nihil zijn.

Tabel C.6

Hoogte CO₂-heffing industrie in euro/ton CO₂

Jaar	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	Na 2030
Hoogte heffing	30,48	41,21	51,94	62,67	73,40	84,13	94,86	105,59	116,32	127,05

Bron: Wet belastingen op milieugrondslag, 1 januari 2021.

Appendix D

Indirecte CO₂-beprijzing via belasting op elektriciteit

In deze appendix presenteren we onze berekeningen van de omrekening van de bestaande belasting op elektriciteit naar de achterliggende fossiele energiedragers. Op basis hiervan is de impliciete effectieve CO₂-prijs bepaald voor dat deel van de elektriciteitsopwekking. Bij de toerekening wordt dus aangenomen dat alleen dat deel van het energieverbruik van de elektriciteitssector is belast dat de fossiele energiecentrales verlaat als elektriciteit, waardoor de omzettingsverliezen en de benutte warmte onbelast blijven. Ook eigen verbruik in de energiesector en distributieverliezen worden niet belast. Verder wordt rekening gehouden met diverse vrijstellingen en met de teruggaveregeling voor elektriciteitsgebruik door energie-intensieve bedrijven (zie tabel 4.1). Tot slot wordt rekening gehouden met de degressiviteit van het tarievenstelsel.

Tabel D.1 geeft allereerst de verdeling over de verschillende belastingschijven van het belastbare elektriciteitsverbruik, dat dus niet onder de vrijstellingen en de teruggaveregeling valt. Voor huishoudens geldt, evenals bij aardgas, dat het volledige verbruik in de eerste schijf valt. Bij bedrijven zit ongeveer 60 procent in de derde schijf. Dat geldt niet alleen voor de industrie, maar ook voor de landbouw en de overige bedrijfssectoren. Bij de industrie zit het overgrote deel van het overige belastbare verbruik in de vierde schijf, terwijl dat bij de landbouw en de overige bedrijfssectoren vooral in de eerste en de tweede schijf zit. Bij de toerekening van de belasting op elektriciteit aan de CO₂-uitstoot wordt elke eenheid elektriciteit over de belastingschijven verdeeld volgens de aandelen van de verschillende schijven in het totaal belast verbruik (tabel D.1).

Tabel D.1

Verdeling over de belastingschijven van het belastbare elektriciteitsverbruik dat niet onder de teruggavereregeling valt

	0-10.000 kWh	10.000-50.000 kWh	50.000-10 miljoen kWh	> 10 miljoen kWh
Industrie	2,2%	4,0%	59,0%	34,7%
Landbouw	10,0%	18,4%	63,3%	8,3%
Overige bedrijven	14,3%	18,1%	58,4%	9,2%
Huishoudens	100,0%			
Totaal belast verbruik	34,1%	10,4%	43,5%	12,0%

Bron: gebaseerd op gegevens uit CBS (2017).

In de berekeningen van de impliciete beprijzing van de CO₂-uitstoot via de belasting op elektriciteitsverbruik wordt de energiebelasting toegewezen aan dat deel van de energie-inzet dat na omzetting in de vorm van elektriciteit de installatie verlaat. Met andere woorden, er wordt uitgegaan van de gedachte dat de energie die verloren gaat bij de omzetting van energiedragers naar elektriciteit, *niet* wordt belast. Hetzelfde geldt voor de energie die bij het gebruik van wkk leidt tot de productie van nuttig gebruikte warmte. In tegenstelling tot het eindverbruik van het energieproduct elektriciteit wordt eindverbruik van warmte namelijk niet belast.

Het aandeel van de totale inzet van energie dat uiteindelijk leidt tot elektriciteit, is afhankelijk van de energiedrager en de wijze waarop de elektriciteit wordt opgewekt, namelijk via centrales die alleen elektriciteit produceren, via wkk-centrales die zowel elektriciteit als warmte produceren, of via bedrijven die met behulp van een wkk-installatie elektriciteit en warmte produceren, met verschil tussen bedrijfssectoren.

Tabel D.2 geeft weer wat de inzet is van de verschillende energiedragers bij de elektriciteits-opwekking en wat daarbij de productie is van elektriciteit en warmte. Daaruit zijn het gemiddeld elektrisch rendement en het warmerendement bepaald. De energie die niet als elektriciteit of warmte wordt benut, wordt beschouwd als omzettingsverlies. In de berekeningen wordt de impliciete CO₂-prijs dan ook bepaald door de belasting op elektriciteit te relateren aan de inzet van de verschillende energiedragers (en de daaraan gerelateerde CO₂-uitstoot) vermenigvuldigd met het elektrisch rendement zoals dat is weergegeven in Tabel D.2.

Tabel D.2

Inzet energiedragers, productie elektriciteit en warmte, gemiddeld elektrisch en warmterendement en netto omzettingsverliezen, centraal en decentraal, in 2018

		Totale inzet	Productie elektriciteit en warmte	Rendement elektrisch ¹	Rendement warmte	Omzettingsverliezen
		PJ	PJ	%	%	%
Aardgas		480,1	345,4	43,3%	28,7%	28,1%
ww.	Centraal	252,5	154,3	52,1%	9,0%	38,9%
	ww. alleen elektrisch ²	170,2	93,5	54,9%	0,0%	45,1%
	• wkk	82,3	60,8	46,2%	27,7%	26,1%
	Decentraal	227,7	191,1	33,5%	50,4%	16,1%
Kolen en kolenproducten		248,1	116,2	43,6%	3,2%	53,2%
Aardolie en aardolieproducten³		15,6	8,9	35,6%	21,6%	42,8%
Biomassa		71,6	33,8	22,9%	23,8%	53,3%
ww.	Centraal	5,7	2,9	41,5%	9,4%	49,1%
	Decentraal	65,9	30,6	21,3%	25,0%	53,6%
Kernenergie		34,0	12,7	37,2%	0,0%	62,8%
Zon, wind en water			51,6	100%		
Overige energiedragers⁴		44,2	17,7	22,4%	17,7%	59,9%

¹ Vetgedrukt is het elektrisch rendement zoals dat in de berekeningen voor de verschillende energiedragers is gebruikt.

² Elektrisch rendement voor 2016, bepaald op basis van CBS (2018).

³ Zowel voor kolenproducten (hoogovengas en cokesovengas) als voor aardolieproducten (restgassen) is het rendement genomen van de categorie 'Overige fossiele brandstoffen' waar deze in de gebruikte CBS statistiek beide onder vallen.

⁴ Bevat opwekking van elektriciteit met behulp van warmte, niet-biogene huishoudelijk afval en overige energiedragers, waarbij de laatste weer voor een belangrijk deel uit niet-biogene industrieel afval bestaan.

Bron: Eigen berekeningen op basis van CBS, Statline, *Elektriciteit en warmte; productie en inzet naar energiedrager* en *Elektriciteit; productie en productiemiddelen* (februari 2020).

Bij elektriciteitsopwekking wordt onderscheid gemaakt tussen elektriciteit opgewekt in grote elektriciteitscentrales (centrale opwekking) en elektriciteit die wordt geproduceerd door bedrijven die het produceren van elektriciteit of warmte niet als hoofddoel hebben (decentrale opwekking). Het gaat hier om inzet van wkk-installaties met name in de industrie en glastuinbouw. Het elektrisch rendement is voor elke energiedrager het hoogste voor centrale opwekking waarbij alleen elektriciteit wordt geproduceerd. Bij wkk-centrales gaat de productie van warmte ten koste van het elektrisch rendement, maar de totale omzettingsverliezen zijn daardoor wel kleiner. Voor aardgas ligt het elektrisch rendement van centrales die alleen elektriciteit produceren, rond de 55 procent, voor wkk-centrales was

het elektrisch rendement gemiddeld 46 procent, en voor wkk-installaties 33 procent. Omdat elektriciteitsopwekking met aardgas voor een veel groter deel met behulp van wkk plaatsvindt dan opwekking met kolen, is het gemiddelde elektrisch rendement van aardgas iets lager dan dat van kolen.

Bij de berekeningen is elektriciteitsproductie door steenkool samengenomen met de elektriciteitsproductie door steenkoolproducten.⁷³ Daarom is bij de berekeningen een gewogen rendement van kolen en overige fossiele brandstoffen genomen. De gewichten daarbij hangen af van de relatieve omvang van steenkool en steenkoolproducten in de elektriciteitsproductie met behulp van kolen. Hetzelfde is gedaan voor elektriciteitsopwekking met aardolie, dat voor het overgrote deel gebeurt met restgassen en voor maar een klein deel (nog geen 5 procent) met stookolie.⁷⁴

Tabel D.2 laat zien dat zowel voor aardgas als voor biomassa geldt dat het elektrisch rendement bij centrale opwekking hoger is dan bij decentrale opwekking. Daarentegen ligt het warmerendement bij centrale opwekking beduidend lager dan bij decentrale opwekking. Voor aardgas geldt dat het omzettingsverlies bij centrale opwekking ruim twee keer zo hoog is als bij decentrale opwekking, en bij biomassa is het omzettingsverlies bij centrale opwekking iets lager dan bij decentrale opwekking.

Elektrisch en warmerendement van opwekking met aardgas

Voor aardgas kan ook het elektrisch en warmerendement berekend worden voor centrales die alleen elektriciteit produceren, voor centrales die zowel elektriciteit als nuttige warmte produceren (centrale wkk's) en voor wkk's die decentraal staan opgesteld. Hierbij moet worden aangetekend dat voor aardgascentrales de verdeling van de inzet van energiedragers en de productie over centrales die alleen elektriciteit produceren en centrales die wkk gebruiken alleen beschikbaar is voor 2016 (CBS, 2018). Voor 2018 zijn de rendementen voor opwekking van alleen elektriciteit voor 2016 gebruikt en op basis daarvan zijn de rendementen voor wkk berekend, zodanig dat de rendementen voor de totale centrale opwekking kloppen. Hieruit volgt dat het elektrische rendement van centrales die alleen elektriciteit produceren hoger is dan het elektrische rendement van wkk (tabel D.2). Aangezien de energiebelasting het eindverbruik van elektriciteit als grondslag heeft en de benutte warmte en omzettingsverlies niet belast is, is van de aardgasinzet van centrales die alleen elektriciteit produceren een groter gedeelte belast dan van de aardgasinzet van wkk's. Maar, zoals gezegd, in de berekeningen van de impliciete beprijzing van CO₂-uitstoot is via de belasting op elektriciteitsverbruik gerekend met het gemiddeld elektrisch rendement per energiedrager zonder onderscheid te maken naar centrale opwekking van alleen elektriciteit, centrale opwekking met wkk en decentrale wkk.

⁷³ Bijna 90 procent hiervan betreft steenkool en ruim 10 procent koolproducten (waarvan weer ruim 90 procent hoogoven gas en bijna 10 procent cokesoven gas). Om een al te grote mate van detaillering te voorkomen is er hiervoor gekozen om alle kolen en koolproducten bij elkaar te voegen.

⁷⁴ Het gaat hierbij om gassen die als bijproduct ontstaan tijdens de verwerking van aardolie in de raffinaderijen en de petrochemische industrie en bestaan vooral uit waterstof, methaan, ethaan en koolmonoxide.

Elektriciteitsverbruiksmix voor eindverbruikers gelijk

Wat betreft het verbruik van elektriciteit, is aangenomen dat elke verbruiker dezelfde elektriciteitsmix gebruikt. Er is wel iets bekend over verschillen in verbruik, zoals het feit dat huishoudens een groter aandeel duurzame elektriciteit gebruiken dan bedrijven (zie ook Vollebergh et al. 2016), maar de informatie hierover is te beperkt om van alle verbruikers te kunnen bepalen wat de elektriciteitsmix is. Daarom is daarvan afgezien.

Afwijking van indeling klimaattafels

In deze studie is *alle* productie van elektriciteit ondergebracht bij de sector elektriciteit. Dat is nodig om de energiebelasting op elektriciteit op een eenduidige manier voor alle vormen van elektriciteitsopwekking te kunnen behandelen. Daarmee wijkt de hier gehanteerde indeling af van de indeling van de klimaattafels, die ook in de Klimaat- en Energieverkenning (KEV) wordt gehanteerd. Daarin omvat de sector elektriciteit namelijk alleen de elektriciteits- en warmteproductie van de elektriciteitsproductiebedrijven én die van de zogenoemde 'joint ventures' (waarbij sprake is van een samenwerkingsverband tussen een energiebedrijf en een ander bedrijf). De productie van elektriciteit en warmte door wkk-installaties die in volledig eigendom zijn van andere bedrijven wordt volgens de klimaattafelindeling meegenomen bij de sectoren waar deze installaties staan. Ook afvalverbrandingsinstallaties vallen onder de klimaattafel industrie, maar zijn in deze studie meegenomen onder de elektriciteitssector. Tabel D.3 geeft de inzet van de verschillende energiedragers in wkk-installaties die volgens de indeling 'naar klimaattafels' onder de industrie, landbouw en gebouwde omgeving valt, maar die in deze studie dus onder de elektriciteitssector is meegenomen.

Tabel D.3

Inzet energiedragers in wkk-installaties klimaattafels industrie, landbouw en gebouwde omgeving (in petajoule), in 2018

	Industrie ¹	Landbouw	Gebouwde omgeving	Totaal
Aardgas	78,6	86,3	2,0	166,9
Kolenproducten	2,8	0,0	0,0	2,8
Restgassen	7,8	0,0	0,0	7,8
Biomassa	52,4	5,0	0,5	57,9

¹ Inclusief raffinaderijen, winningsbedrijven en afvalverwijdering.

Bron: MONIT, onderliggende data Klimaat- en Energieverkenning 2020.

Appendix E

Toekenning CO₂-emissies EU ETS

Van bedrijven die onder het EU ETS vallen, is bekend hoeveel CO₂ zij hebben geëmitteerd. De Nederlandse Emissieautoriteit (NEa) geeft deze informatie, maar daaruit is niet af te leiden welke energiedragers die bedrijven gebruiken. Omdat in deze studie de koppeling tussen het gebruik van energiedragers en de daaraan gerelateerde BKG-uitstoot een centrale rol speelt, is op basis van de beschikbare informatie zo goed mogelijk een inschatting gemaakt van het energiegebruik bij de ETS-bedrijven dat is toe te wijzen aan de emissies onder het EU ETS. Deze appendix beschrijft de gebruikte informatie en de aanvullende aannames die daarvoor zijn gemaakt.

Van een groot deel van de bedrijven waarover de NEa rapporteert is bekend onder welke sector ze vallen, maar dat geldt niet voor alle bedrijven. Voor deze studie is daar een inschatting van gemaakt, met als randvoorwaarde dat optelling van de emissies van de afzonderlijke bedrijven onder het EU ETS leidt tot een totaal van 87,4 megaton voor 2018. Dat komt overeen met de totale emissies die volgens de Emissieregistratie, op basis van cijfers van de NEa, in 2018 onder het ETS vallen (tabel E.1).

Tabel E.1

Omvang BKG-emissies in 2018 die onder het EU ETS vallen (in megaton CO₂-equivalenten)

	ETS
Elektriciteitsopwekking	44,9
Industrie ¹	41,7
Gebouwde omgeving	0,4
Verkeer en vervoer	0,0
Landbouw	0,4
Totaal	87,4

¹ Inclusief bouw, raffinaderijen, winningsbedrijven en afvalverbrandingsinstallaties.

Bron: Emissieregistratie

Vooral voor emissies van de elektriciteitssector zijn er grote verschillen tussen de toewijzing zoals de Emissieregistratie die maakt en de toewijzing in deze studie. De totale emissies die in deze studie aan de elektriciteitssector worden toegewezen bedragen 64,3 megaton (tabel 3.4). Een deel daarvan valt niet onder het EU ETS. Het gaat dan om CO₂-emissies die ontstaan bij de inzet van biomassa en de uitstoot door afvalverbrandingsinstallaties (AVI's) (samen 11,7 megaton) en om de uitstoot van overige broeikasgassen (1,2 megaton), die ook niet onder het ETS vallen. Na aftrek van deze emissiebronnen resteert nog een verschil van 6,6 megaton CO₂ tussen de uitstoot die in deze studie wordt toegewezen aan de elektriciteitssector en de uitstoot volgens de Emissieregistratie. Dit kan deels verklaard worden doordat het hierbij gaat om elektriciteitsopwekking die plaatsvindt bij installaties die vanwege hun beperkte omvang niet onder het EU ETS vallen (4,5 megaton), deels doordat het gaat om decentrale elektriciteitsopwekking die door de Emissieregistratie wordt toegekend aan de sectoren waar deze opwekking plaatsvindt (2,1 megaton). We nemen aan dat de emissies uit de landbouw (0,4 megaton) en gebouwde omgeving (ook 0,4 megaton) die volgens de NEa en de Emissieregistratie onder het EU ETS vallen, volledig het gevolg zijn van opwekking van elektriciteit en warmte met behulp van wkk. Tabel E.2 vat bovenstaande nog eens samen. In totaal valt in deze studie dus 47,0 megaton van de emissies in de elektriciteitssector onder het EU ETS. Het energiegebruik dat aan deze emissies ten grondslag ligt is in deze studie afgeleid uit de Energiebalans en is daarmee ook bekend.

Tabel E.2

BKG-emissies als gevolg van elektriciteitsopwekking in 2018 die wel en niet onder het ETS vallen (in megaton CO₂-equivalenten)

	ETS volgens Emissieregistratie	niet-ETS	Totaal elektriciteitssector in deze studie
Electriciteitssector volgens Emissieregistratie	44,9	0,0	44,9
Biomassa	0,0	7,7	7,7
Niet-biogeen afval	0,0	4,0	4,0
Overig decentraal	2,1	4,5	6,6
Overige broeikasgassen	0,0	1,2	1,2
Totaal	47,0	17,4	64,3

De resterende emissies die onder het EU ETS vallen, komen van de bedrijven binnen de industrie. De NEa geeft een overzicht van deze bedrijven, maar geeft zoals gezegd geen informatie over de energiedragers waar deze emissies aan gerelateerd zijn. In tabel E.3 is aangegeven hoe wij de CO₂-emissies van de industrie waarvan bekend is dat die onder het EU ETS vallen, hebben verdeeld naar energiedragers. Het overgrote deel van deze CO₂-emissies wordt veroorzaakt door de basischemie, de raffinaderijen en de basismetaal. Zoals eerder aangegeven, geeft de NEa onvoldoende informatie om van elke industriële sector per energiedrager aan te kunnen geven wat de omvang is van het verbruik. Met behulp van

gegevens van de NEa over de CO₂-emissie die per industriële sector onder het EU ETS valt en gegevens van de Energiebalans over het verbruik van elke energiedrager per industriële sector, zijn we tot de volgende verdeling gekomen.

Voor het verbruik van *kolen en kolenproducten* is er vanuit gegaan dat het overgrote deel onder het EU ETS valt. Alleen het gebruik van briketten en steenkoolteer geldt dat niet. Het overgrote deel van het kolenverbruik in de industrie is gerelateerd aan de productie van ijzer en staal, waarvan de emissies in hun geheel onder het EU ETS vallen. In de rest van de industrie is nog ongeveer 0,4 Megaton CO₂ het gevolg van kolenverbruik. Deze wordt vooral geëmitteerd in de voedingsmiddelen- en in de bouwmaterialenindustrie en daarvan is aangenomen dat ook deze emissies onder het EU ETS vallen.

Tabel E.3

Verdeling CO₂-emissies in 2018 die onder het EU ETS vallen (in megaton)

Sector elektriciteit	Opwekking elektriciteit	47,0
Sector industrie	Aardolie	15,7
Sector industrie	Aardgas	14,8
Sector industrie	Kolen	9,9
Totaal		87,5

Bron: Eigen berekeningen op basis van gegevens van de Nederlandse emissieautoriteit (<https://www.emissieautoriteit.nl/onderwerpen/rapportages-en-cijfers-ets>) en CBS, Statline, Energiebalans (januari, 2020).

Van het *aardolieverbruik* door de industrie valt het niet-energetische verbruik niet onder het EU ETS, omdat emissies van dit gebruik pas later in de productieketen vrijkomen. Het gaat dan met name om het niet-energetische verbruik van nafta en lpg in de chemische industrie, maar ook het gebruik van smeermiddelen, terpentine, minerale wassen, bitumen en petroleumcokes vallen daaronder. Wél onder het ETS vallen de omzettingsverliezen die ontstaan bij de productie van aardolieproducten en bij het gebruik van de restgassen en overige aardolieproducten die ontstaan bij de verwerking van olie in de raffinaderijen en de petrochemische industrie.

Van het *verbruik van aardgas* valt wél een groot deel van het niet-energetische verbruik onder het EU ETS. Bij de productie van kunstmest met behulp van aardgas komt de meeste CO₂ uit het aardgas vrij tijdens het productieproces en valt daarmee onder het EU ETS. Daarnaast gaan we er van uit dat de CO₂-emissie door het verbruik van het aardgas dat gebruikt wordt voor metallurgische en mineralogische processen en dat gebruikt wordt in raffinaderijen volledig onder het EU ETS valt. Deze emissies zijn vrijgesteld van de EB en ODE, maar worden dus wel via het EU ETS beprijsd. Ten slotte vallen ook een aantal grootverbruikers van aardgas, die wél de EB betalen, onder het ETS. Dit wordt in de berekeningen als sluitpost gehanteerd, om ervoor te zorgen dat de totale CO₂-emissies onder het EU ETS in onze berekeningen overeenkomt met die van de NEa. Daarbij zijn we er vanuit gegaan dat in

ieder geval alle aardgasverbruik door de industrie in de hoogste verbruiksschijf van de energiebelasting (meer dan 10 miljoen kubieke meter aardgas) onder het EU ETS valt. Die bedrijven betalen ook over de lagere verbruiksschijven belasting, waardoor ook een deel van het aardgasverbruik in de lagere verbruiksschijven onder het EU ETS valt. Het gaat dan met name om bedrijven in de chemische sector, de voedings- en genotmiddelenindustrie en de papier- en grafische industrie.

Planbureau voor de Leefomgeving

Postadres:
Postbus 30314
2500 GH Den Haag

www.pbl.nl
[@leefomgeving](https://twitter.com/leefomgeving)

2021