

CE

**Oplossingen voor
milieu, economie
en technologie**

Oude Delft 180
2611 HH Delft
tel: 015 2 150 150
fax: 015 2 150 151
e-mail: ce@ce.nl
website: www.ce.n

Benzine, diesel en LPG: balanceren tussen milieu en economie

Update van
'Optimale brandstofmix voor het wegverkeer'

Rapport

Delft, augustus 2001

Opgesteld door: Bettina Kampman
Joost Vermeulen
Jos Dings



Colofon

Bibliotheekgegevens rapport:

Kampman, Bettina, Joost Vermeulen, Jos Dings
Benzine, diesel en LPG, balanceren tussen milieu en economie; update van
'Optimale brandstofmix voor het wegverkeer'

Delft, CE, 2001

Trefwoorden:

Motorbrandstoffen / Verkeer / Benzine / Dieselolie / LPG / Kosten / Milieu-
rendement / Beleid / Technologie / Maatregelen / Emissies / Afname

Publicatienummer: 01.4840.11

Verspreiding van CE-publicaties gebeurt door:

CE, Oplossingen voor milieu, economie en technologie

Oude Delft 180

2611 HH Delft

tel. 015-2150150

fax 015-2150151

E-mail publicatie@ce.nl

URL www.ce.nl

Opdrachtgever: Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Meer informatie over de studie is te verkrijgen bij de projectleider Bettina
Kampman

© copyright, CE, Delft

CE

Oplossingen voor milieu, economie en technologie

CE is een onafhankelijke onderzoeks- en adviesbureau, gespecialiseerd in het ontwikkelen van structurele en innovatieve oplossingen van milieuvraagstukken. Kenmerken van CE-oplossingen zijn: beleidsmatig haalbaar, technisch onderbouwd, economisch verstandig maar ook maatschappelijk rechtvaardig.

CE is onderverdeeld in vijf secties die zich richten op de volgende werkterreinen:

- economie
- energie
- industrie
- materialen
- verkeer & vervoer

Van elk van deze secties is een publicatielijst beschikbaar. Geïnteresseerden kunnen deze opvragen bij CE tel: 015-2150150. De meest actuele informatie van CE is te vinden op de website: www.ce.nl

Inhoud

Samenvatting	1
1 Inleiding	7
1.1 Aanleiding	7
1.2 Opzet en doel van deze studie	7
1.3 Werkwijze	8
2 Uitgangspunten van deze studie	11
2.1 Hoofdlijn van deze studie: volgens de studie uit 1997	11
2.2 Nieuw in deze studie: onderscheid naar brandstofsoort én milieuklasse	11
2.3 Brandstoffen: volgens 2005-specificaties	12
2.4 Voertuigcategorieën	13
2.5 Lichte voertuigen: personen- en bestelauto's	14
2.6 Zware voertuigen: vrachtauto's, bussen, huisvuilwagens	17
2.7 Jaarkilometrages en ritpatronen	20
2.8 Emissies en hun financiële waardering	22
2.9 Kosten	23
3 Milieu: emissies en brandstofverbruik	25
3.1 Inleiding	25
3.2 Lichte voertuigen: personen- en bestelauto's	26
3.3 Zware voertuigen: vrachtauto's, bussen, huisvuilwagens	29
3.4 Verdampingsemissies	31
3.5 Emissies bij raffinage en distributie	32
4 Milieu: financiële waardering van emissies	35
4.1 Inleiding	35
4.2 Achtergrond	35
4.3 Ontwikkelingen sinds 1997	38
4.4 Nieuwe waarderingen voor verkeersemissies	39
4.5 Resultaten voor personen- en bestelauto's	41
4.6 Resultaten voor zware voertuigen	43
5 Economie: kosten van aanschaf en gebruik	47
5.1 Inleiding	47
5.2 Lichte voertuigen: personen- en bestelauto's	47
5.3 Zware voertuigen: vrachtauto's, bussen, huisvuilwagens	55
6 Balans tussen milieu en economie	61
6.1 Inleiding	61
6.2 Optimale brandstof en optimale welvaart	61
6.3 Personenauto's	62
6.4 Taxi's	65
6.5 Bestelauto's	65
6.6 Vrachtauto's	66
6.7 OV-bussen	69
6.8 Touringcars	69
6.9 Huisvuilwagens	69
6.10 Synthese: deze en de vorige brandstofmix-studie	70
Literatuurlijst	73

A	Voertuigeisen Europese Unie	77
B	Methodiek berekening emissiefactoren	81
C	Emissies bij raffinage en distributie	85
D	Resultaten milieukosten en -baten	89
E	Kosten lichte voertuigen	101
F	Kosten zware voertuigen	111
G	Kosteneffectiviteit	117
H	Historisch verloop brandstofkosten	133
I	Waardering luchtvervuilende emissies	135
J	Waardering van CO ₂ -emissie	163

Samenvatting

Achtergrond

De voor u liggende studie is deels een update van, deels een aanvulling op de studie 'Optimale brandstofmix voor het wegverkeer' (CE, 1997). In die studie is voor verschillende voertuigcategorieën bekeken tot welke milieueffecten en maatschappelijke kosten de inzet van benzine, diesel en LPG leidde. Door de milieueffecten financieel te waarderen kon worden bezien of milieudoelen voor 2010 goedkoper te halen zouden zijn door een andere inzet van benzine, diesel en LPG in de verschillende soorten voertuigen. Dit bleek inderdaad mogelijk te zijn.

De resultaten van die studie zijn in het NMP3 beleidsmatig geïnterpreteerd naar streefcijfers voor de aandelen van benzine, diesel en LPG in verschillende voertuigcategorieën in 2010. Om deze streefcijfers te realiseren zijn vervolgens diverse beleidsinitiatieven ontplooid, waarvan de meest opvallende de per 1 april 2000 doorgevoerde BPM- en MRB-wijzigingen voor personenauto's op diesel en LPG waren.

Met name de BPM-toeslag voor dieselauto's was niet onomstreden. Volgens sommigen zou zij de instroom van schone en zuinige (diesel)technologie frustreren en zou de studie op inmiddels verouderd cijfermateriaal zijn gebaseerd. Anderen vroegen zich af hoe de belastingwijzigingen zich verhouden tot andere prijsbeleidfilosofieën zoals variabilisatie.

Deze discussie leidde tot een verzoek vanuit de Tweede Kamer aan het kabinet om versneld een nieuwe optimale brandstofmix vast te stellen (Motie Remak, TK vergaderjaar 1999-2000, 26 820, nr. 34).

Vervolgens hebben de Ministeries van Verkeer en Waterstaat en VROM CE gevraagd om een update van de brandstofmix-studie uit 1997 uit te voeren. Om recht te doen aan de discussies die de vorige studie heeft opgeroepen is deze keer een breder scala aan voertuig- en brandstoftechnologieën in de studie meegenomen.

Doel

Uit het bovenstaande volgt het **doel** van deze studie:

- het herevalueren van de resultaten van de brandstofmix-studie uit 1997 op basis van milieuprestaties en kosten van de nieuwste voertuig- en brandstoftechnologieën;
- het aanvullen van deze resultaten met de kosteneffectiviteit van een reeks van andere technische maatregelen om emissies van het wegverkeer te reduceren.

Methode

De basis van deze studie bestaat, net als bij de studie in 1997, uit een reeks kosten- en emissiecijfers van toepassing op benzine, diesel en LPG in, ditmaal, 13 verschillende soorten voertuigen. Het gaat om:

Lichte voertuigen

- vier soorten personenauto's (klein, middel, groot, taxi);
- het taxibusje;
- de bestelauto.

Zware voertuigen

- vier soorten vrachtauto's, variërend in maximaal totaalgewicht;
- de OV-bus;
- de touringcar;
- de huisvuilauto.

Binnen deze dertien voertuigklassen onderscheiden we ook nog verschillende emissie (Euro-)klassen, namelijk

- 'Euro 3' (ruwweg de nieuwe productie in jaargangen 2001-2005);
- 'Euro 4' (ruwweg vanaf 2006);
- 'Euro 5' (alleen voor de zware voertuigen, ruwweg vanaf 2009).

Bij de vorige brandstofmixstudie is alleen 'Euro 3' meegenomen omdat dat destijds de meest geavanceerde emissietechnologie was waarvoor Europese wetgeving in aantocht was. Van Euro 4 en 5 was op dat moment nog geen sprake.

In deze studie kijken we naar voertuigen en technologieën die pas in de toekomst op de markt komen. Concrete gegevens hierover ontbreken vaak nog, zodat de gebruikte informatie in veel gevallen gebaseerd is op schattingen die we in overleg met experts hebben vastgesteld. Bij een aantal van deze schattingen hebben we, vanwege de grote onzekerheden, gewerkt met een bandbreedte. Als gevolg van deze bandbreedtes zijn de conclusies niet altijd even scherp te trekken.

Om 'milieu en economie' per voertuig- en brandstofsoort met elkaar te kunnen vergelijken hebben we de milieueffecten wederom financieel gewaardeerd. We hebben de zogenoemde 'schaduw prijzen' per kg emissie geactualiseerd aan de hand van de meest recente wetenschappelijke inzichten in de schadelijke effecten van de emissies. Bij de economische kosten hebben we ons weer beperkt tot een maatschappelijke perspectief, waarbij we de heffingen (belastingen, accijns e.d.) buiten beschouwing laten. Deze heffingen zijn maatschappelijk gezien geen kosten omdat ze alleen zorgen voor een andere verdeling van het geld.

Zowel de milieu- als ook de kosteneffecten zijn steeds beschouwd ten opzichte van een normvoertuig uit de betreffende klasse. De verschillende brandstofsoorten en milieuklassen konden daardoor onderling worden vergeleken.

Geen voorbeelden meer van 'optimale' mixen

In de studie van 1997 gaven we drie voorbeelden van brandstofmixen die het mogelijk maakten om de milieudoelen tegen lagere kosten te halen. In deze studie doen we dat niet meer. We beperken ons hier tot afweging van kosten en milieueffecten per voertuigsoort (microniveau, maar exclusief heffingen), en trekken geen lijn meer door naar een optimale mix op macroniveau.

De achtergrond hiervan is dat de term 'optimale brandstofmix' suggereert dat het toepassen van de 'optimale' brandstof voor ieder voertuig per definitie leidt tot een maatschappelijk optimale situatie. De werkelijkheid is anders: een maatschappelijk optimale situatie ontstaat als iedere gebruiker op ieder moment alle kosten en baten van zijn gedrag in zijn beslissingen meeneemt. Dit zijn ook de kosten en baten die niet bij hemzelf terechtkomen zoals milieuvuiling. In die situatie wordt in ieder voertuig 'vanzelf' de maatschappelijk optimale brandstof toegepast.



De brandstofmix is dus meer een *resultaat* dan een *uitgangspunt* van een efficiënt verkeersbeleid¹. Deze gedachtegang past ook meer in de NVVP-lijn van rechtstreeks sturen op doelen (zoals voor congestie of milieuvervuiling) in plaats van op middelen (zoals de brandstofmix). Praktisch geformuleerd: 'het gaat niet zozeer om wat de auto ingaat, maar om wat eruit komt'.

Daarnaast is een praktisch voordeel van het niet meer a priori nastreven van een 'optimale brandstofmix' dat technologische of economische veranderingen niet meteen weer beleidswijzigingen met zich meebrengen. Daarom presenteren we in dit hoofdstuk de resultaten voor de verschillende brandstoffen en technologieën als *waarschijnlijke resultaten in het geval de huidige verkeersheffingen bij ieder vervoermiddel vervangen zouden worden door een kilometerheffing waarin de milieukosten van dat vervoermiddel zijn verdisconteerd*. We presenteren ze dus niet als de a priori optimale situatie, of als zelfstandige streefbeelden.

Resultaten personen- en bestelauto's

Allereerst de conclusies met betrekking tot *LPG*

- Bij de personenauto's zijn, conform de conclusie uit de vorige studie, de maatschappelijke kosten van inbouw van *LPG* bij personenauto's veel hoger dan de milieubaten. Bij 'Euro 3' (2001) milieutechnologie liggen de meerkosten ten opzichte van benzine of diesel in de orde van 3,5-4 €ct per km, terwijl de milieubaten in de orde van 0,2 €ct per km zijn². Bij 'Euro 4' (2006) milieutechnologie is dit, bij ongewijzigde kosten, niet veel anders. De kosteneffectiviteit bij personenauto's is daarmee laag, ca 0,06. Na invoering van een kilometerheffing op basis van milieukosten zou de rol van *LPG* bij personen- en bestelauto's dan ook marginaal zijn, tenzij de meerkosten van toepassing van *LPG* ten opzichte van benzine of diesel met ruwweg een factor 15 dalen. Aanschaf-, onderhouds-, comfort- en brandstofkosten (allen ten opzichte van benzine en dieselauto's) zouden dan sterk moeten afnemen³. Het potentieel voor verhoging van de milieubaten van *LPG* is beperkt; wanneer *LPG* volledig schoon zou verbranden zou het milieuvoordeel van *LPG* boven 'Euro 4' benzine- of dieselauto's slechts ca. 0,5 €ct per km bedragen.

Wat betreft *benzine* versus *diesel* zijn de conclusies:

- Binnen de 'Euro 3'-milieuklasse zijn de conclusies voor benzine wat positiever en daarmee voor diesel wat negatiever dan in de vorige brandstofmixstudie. In de basisvariant zijn de milieunadelen van 'Euro 3' dieseltechnologie bij alle personen- en bestelauto's, behalve bij de DI-dieseltaxi, groter dan de economische voordelen ervan, ook buiten de bebouwde kom. Dit komt voornamelijk door de aanpassingen in schaduwprijzen voor deeltjes en door veranderingen in brandstofkosten. Bij

¹ Neem het voorbeeld dat uit de berekeningen blijkt dat benzine voor personenauto's de optimale brandstof is. Dit betekent niet dat een maatschappelijk betere situatie wordt bereikt als bijvoorbeeld de benzineaccijns zou worden verlaagd, of bijvoorbeeld diesel wordt verboden, om maar benzine toegepast te krijgen. Het betekent wél dat benzine gebruikt zou worden in de situatie dat iedereen met alle kosten, ook de milieukosten, van toepassing van de verschillende brandstoffen zou worden geconfronteerd.

² Hier moet nog bij worden opgemerkt dat bij de vaststelling van emissiefactoren voor *LPG* uitgegaan is van technologische verbetering ten opzichte van gemeten emissieniveaus, terwijl bij benzine en diesel uitgegaan is van gemeten emissieniveaus.

³ De op gang komende introductie van af-fabriek geleverde *LPG*-auto's kan hierin een eerste stap zijn. Vooral nog zijn echter de kale *aanschafkosten* van dergelijke auto's minstens even hoog als die van auto's waarin de *LPG*-installatie achteraf is ingebouwd. Wel zijn waarschijnlijk de extra *onderhouds-* en *comfortkosten* van deze voertuigen lager, al zullen de *comfortkosten* als gevolg van toegangsverboden tot parkeergarages, de geringe tankinfrastructuur in het buitenland e.d. voorlopig blijven bestaan.

invoering van een kilometerheffing op basis van milieukosten zou daarom waarschijnlijk benzine bij 'Euro 3' personen- en bestelauto's de overhand krijgen.

- Binnen de 'Euro 4' milieuklasse, niet meegenomen in de vorige brandstofmixstudie, zijn de economische en milieutechnische verschillen tussen diesel en benzine erg klein, enkele tienden van eurocenten per voertuigkm. De verschillen tussen benzine en diesel zijn veel kleiner dan bij LPG, waardoor de onzekerheden groter zijn en we nauwelijks harde uitspraken kunnen doen over welke brandstof na doorberekening van milieukosten de overhand zou krijgen. Heel licht klinkt de conclusie van de vorige brandstofmixstudie nog wel door: diesel zou waarschijnlijk wat populairder zijn bij veelrijders buiten de bebouwde kom, en benzine bij weinigerijders binnen de bebouwde kom. Voor taxi's zou waarschijnlijk diesel dominant blijven. Bij bestelauto's scoort 'Euro 4' diesel weliswaar beter dan de conventionele 'Euro 4' benzinemotor, maar vrijwel gelijk aan de 'Euro 4' direct geïnjecteerde benzinemotor die tegen die tijd (2006 en verder) waarschijnlijk sterk in opkomst is.
- De 'Euro 4' drie-liter-auto, niet meegenomen in de vorige brandstofmixstudie, verandert weinig aan deze conclusies.

Resultaten zwaar verkeer

Toepassing van LPG in plaats van 'Euro 3' diesel is bij vrachtauto's een dure optie, ondanks dat de milieuwinst vrij groot is. De kosteneffectiviteit ligt typisch in de orde van 0,2 á 0,3, dus wel nog enkel malen hoger dan bij personenauto's. Doorberekening van milieukosten bij vrachtauto's zou echter niet tot toepassing van LPG leiden.

Deze conclusie is in lijn met die van de vorige brandstofmixstudie, al scoort LPG wat ongunstiger als gevolg van wat pessimistischer kostenschattingen.

Toepassing van LPG in OV-bussen in plaats van 'Euro 3' diesel is de meest kosteneffectieve toepassing van LPG die we hebben onderzocht. Toch zijn de milieubaten in de basisvariant slechts iets meer dan de helft van de economische kosten.

Deze conclusie is in lijn met die in de vorige brandstofmixstudie, alleen werd daar de kosteneffectiviteit van LPG iets gunstiger ingeschat (0,6-0,7).

Toepassing van LPG in touringcars is weinig kosteneffectief; de milieubaten zijn ca. 25% van de economische kosten (kosteneffectiviteit ca 0,2).

Deze conclusie is in lijn met die in de vorige brandstofmixstudie.

Toepassing van LPG in huisvuilwagens is weinig kosteneffectief; de milieubaten bedragen ca. 40% van de economische kosten.

In de vorige brandstofmixstudie zijn huisvuilwagens niet als aparte categorie opgenomen.

De kosteneffectiviteit van LPG neemt sterk af wanneer niet 'Euro 3' (2001), maar 'Euro 4' (2006) of 'Euro 5' (2009) de dieselreferentie is. Dit is eenvoudig in te zien: de milieuwinst van LPG ten opzichte van deze schonere diesels is veel kleiner dan ten opzichte van 'Euro 3'-diesel, terwijl de kosten van toepassing van LPG veel minder zullen dalen.

Andere maatregelen om emissies te verminderen

Roetfilters

Roetfilters worden waarschijnlijk standaard toegepast in Euro 4 en Euro 5 vrachtauto's, het is echter ook mogelijk om ze in Euro 3 voertuigen in te bouwen, of zelfs Euro 1 of 2 voertuigen daarmee uit te rusten. Deze opties zijn daarom ook op kosteneffectiviteit onderzocht.



De inbouw van roetfilters op 'Euro 3'-vrachtauto's is redelijk kosteneffectief bij de grootste vrachtauto's (> 20 ton). Bij de lichtere vrachtauto's ligt de kosteneffectiviteit slechts rond 0,1 – 0,3. De reden hiervoor is de hoge jaar-kilometrage van de zware vrachtauto's, die daardoor ongefilterd het meeste roet uitstoten. Bij doorberekening van milieukosten zouden dus alleen de grote en veelrijdende 'Euro 3'-vrachtauto's deze filters monteren.

Ook in 'Euro 3' OV-bussen is de toepassing van roetfilters kosteneffectief; de milieubaten overtreffen de economische kosten met ongeveer een factor 2. Bij doorberekening van milieukosten zouden roetfilters daarom waarschijnlijk op 'Euro 3' OV-bussen worden ingevoerd.

Toepassing van roetfilters in 'Euro 3' touringcars levert milieubaten in de orde van 70% van de economische kosten op. Bij doorberekening van milieukosten zouden roetfilters daarom waarschijnlijk niet op touringcars worden toegepast, wellicht met uitzondering van voertuigen die veel kilometers in stedelijke omgeving rijden.

In 'Euro 3' huisvuilwagens leveren roetfilters milieubaten op in de orde van 60% van de economische kosten. Bij doorberekening van milieukosten zouden roetfilters daarom waarschijnlijk niet op huisvuilwagens worden toegepast, wellicht met uitzondering van voertuigen die veel meer kilometers dan gemiddeld rijden.

Op basis van berekeningen van TNO mag worden aangenomen dat de kosteneffectiviteit van toepassing van roetfilters op oudere zware Euro-1 en Euro-2 voertuigen (> 20 ton GVW) ongeveer 2 maal, respectievelijk 1,25 maal kosteneffectiever is dan toepassing op Euro-3 voertuigen.

Snelheidsbegrenzers

De toepassing van snelheidsbegrenzers levert externe baten op in de vorm van emissiereducties en verhoging van de verkeersveiligheid. Daarnaast wordt op economische kosten bespaard door een vermindering van het brandstofverbruik en de bandenslijtage. Tegenover deze kostenvoordelen staan echter de afschrijvingskosten van de begrenzer. We hebben in deze studie gekeken naar snelheidsbegrenzing in bestelauto's en lichte trucks, waarbij we uitgegaan zijn van een begrenzing op 100 km/hr.

Bij bestelauto's verlaagt een dergelijke snelheidsbegrenzing de externe kosten met ca. 0,5 – 0,6 €ct/km. Aan economische kosten wordt nog eens ca. 0,1 – 0,2 €ct/km bespaard. Toepassing van snelheidsbegrenzers bij bestelauto's is dus zowel vanuit oogpunt van kosten als van de externe effecten gunstig.

Voor toepassing van snelheidsbegrenzers bij lichte trucks (minder dan 12 ton GVW) geldt in grote lijnen dezelfde conclusie. De externe kosten nemen met ca. 1,3 – 1,8 €ct/km af, terwijl de economische kosten ca. 1 - 2 €ct/km lager uitvallen.

CNG

Toepassing van CNG (gecomprimeerd aardgas) in plaats van diesel levert in grote lijnen dezelfde emissiebesparing op als LPG. Er is echter een belangrijk verschil: de uitstoot van CO₂ is circa 15% lager dan die van een LPG-vrachtauto. Ook aan de kostenzijde is er een verschil. De prijs van CNG is relatief laag. Hierdoor vallen de kale brandstofkosten aanmerkelijk lager uit dan die voor LPG.

De kosteneffectiviteit van een CNG-vrachtauto neemt, net als bij LPG, toe met de jaarkilometrage en met het aandeel kilometers in stedelijk gebied: van ca. 0,30 voor een truck van 7,5-12 ton GVW tot ca. 0,6 voor een truck van meer dan 20 ton GVW. De kosteneffectiviteit van een vuilnisauto op CNG ligt rond 0,6 en van de OV-bus op CNG op ca. 0,8. Voor een touringcar op CNG is de verhouding tussen milieubaten en economische kosten ca. 0,4.



1 Inleiding

1.1 Aanleiding

In 1997 is de studie 'Optimale brandstofmix voor het wegverkeer' (CE, 1997) verschenen. Deze studie wierp een nieuw licht op de economische en milieutechnische voor- en nadelen van toepassing van de verschillende brandstofsoorten in het Nederlandse wegverkeer.

In de studie uit 1997 werden zowel de economische kanten als ook de milieuaspecten van diesel, benzine en LPG in het wegverkeer zo goed mogelijk op een rij gezet. Door de milieueffecten van de verschillende brandstoffen financieel te waarderen via schaduwrijzen, konden deze direct worden vergeleken met de economische kosten en baten. Hieruit volgde een aantal conclusies met betrekking tot de toepassing van deze brandstoffen:

- benzine is optimaal voor personen- en bestelwagens die weinig kilometers rijden, en veelal binnen de bebouwde kom worden gebruikt;
- diesel is optimaal voor veelrijders buiten de bebouwde kom;
- de inbouw van LPG in personen- en bestelwagens zorgt weliswaar voor iets lagere milieulasten, maar tegen een hoge prijs. Voor datzelfde geld kan meer milieuwinst bereikt worden met andere maatregelen;
- LPG is aantrekkelijker in zware voertuigen die veel in stedelijk gebied rijden, zoals stadsbussen, huisvuilwagens en dergelijke.

De resultaten van de studie werden in het NMP3 beleidsmatig geïnterpreteerd naar streefcijfers voor de aandelen van benzine, diesel en LPG in verschillende categorieën voertuigen in 2010. Om deze streefcijfers te realiseren zijn vervolgens diverse beleidsinitiatieven ontplooid, waarvan de meest opvallende de per 1 april 2000 doorgevoerde BPM- en MRB-wijzigingen voor personenauto's op diesel en LPG was.

Deze laatste maatregel was niet onomstreden. Sommige partijen beweerden dat de maatregel de instroom van schone en zuinige (diesel)technologie frustreert en dat de studie op inmiddels verouderd cijfermateriaal was gebaseerd. Anderen vroegen zich af hoe de belastingwijzigingen zich verhouden tot andere prijsbeleidfilosofieën zoals variabilisatie.

Deze onduidelijkheid leidde tot een verzoek vanuit de Tweede Kamer aan het kabinet om een nieuwe optimale brandstofmix vast te stellen (Motie Remak, TK vergaderjaar 1999-2000, 26 820, nr. 34). Het Ministerie van Verkeer en Waterstaat heeft vervolgens CE gevraagd om een update van de brandstofmix-studie uit 1997 uit te voeren.

1.2 Opzet en doel van deze studie

De discussies rond de vorige studie naar de optimale brandstofmix hebben laten zien dat er behoefte is aan een rapportage over dit onderwerp waarin meer recht wordt gedaan aan variaties in technologieën en emissieniveaus die binnen één brandstofsoort voorkomen. Zo worden bijvoorbeeld de emissie-eisen van dieselveertuigen de komende jaren aanzienlijk aangescherpt, waardoor het niveau van de emissies van deze voertuigen die van LPG- of benzinevoertuigen zal naderen. De vraag of de zuinigere dieselmotoren dan de voorkeur moeten krijgen boven benzine- en LPG-voertuigen vergt een afweging van de kosten (aanschaf-, onderhoud- en brandstofkosten) en de milieuaspecten van deze dieselauto's ten opzichte van hun concurrenten.

Daarnaast hebben de Ministeries van VROM en Verkeer en Waterstaat behoefte aan een beoordeling van de kosteneffectiviteit van een aantal technische milieumaatregelen aan wegvoertuigen. Te denken valt aan de introductie van roetfilters of snelheidsbegrenzers. Ook van deze opties hebben we de kosten en baten vergeleken om tot een uitspraak te komen over de kosteneffectiviteit ervan.

Als we met deze variaties in voertuig- en motortechnologie rekening houden, kunnen robuustere conclusies over de optimale inzet per brandstof worden getrokken. Daarbij zijn we opnieuw uitgegaan van het uitgangspunt dat een optimale brandstof wordt bepaald op basis van een afweging tussen economische kosten en milieubaten.

Uit het bovenstaande volgt het **doel** van deze studie:

- het herevalueren van de resultaten van de brandstofmixstudie uit 1997 op basis van milieuprestaties en kosten van de nieuwste voertuig- en brandstoftechnologieën;
- het aanvullen van deze resultaten met de kosteneffectiviteit van een reeks van andere technische maatregelen om emissies van het wegverkeer te reduceren.

1.3 Werkwijze

De basis van deze studie bestaat, net als bij de studie in 1997, uit gedegen en 'up-to-date' invoercijfers. Hieronder vallen kosten- en emissiecijfers van alle beschouwde voertuigen, maar ook van de productie, raffinage en distributie van de brandstoffen. Daarnaast zijn de schaduw prijzen, d.w.z. de financiële waarderingen, voor de meest relevante emissies geactualiseerd.

De studie is opgezet rond een 13-tal verschillende voertuigcategorieën die ten opzichte van de vorige studie iets zijn aangepast. De categorieën bestrijken vrijwel het hele wegverkeer: 'lichte' voertuigen zoals personenauto's van verschillende grootte, taxi's en bestelauto's, als ook 'zware' voertuigen zoals vrachtauto's in verschillende GVW-klassen, bussen en huisvuilwagens. Binnen elke categorie maken we vervolgens onderscheid tussen verschillende emissieklassen en, waar nodig, voertuigtechnologieën. Omdat toekomstig beleid met name op de nieuwe verkopen gericht zal zijn kijken we naar voertuigen die nu of de komende jaren (tot ca. 2010) op de markt komen. De enige uitzondering die we hierop maken is dat we ook kijken naar de mogelijkheid om roetfilters bij bestaande voertuigen in te bouwen.

Omdat we vooral kijken naar nieuwe en toekomstige voertuigen en voertuigtechnologieën, zijn veel van de benodigde gegevens (nog) niet exact bekend. Een groot gedeelte van de invoercijfers zijn daarom geschat, vaak in overleg met experts op de verschillende gebieden. Bij een aantal cijfers is een bandbreedte gegeven d.m.v. een lage en een hoge schatting.

De verzamelde gegevens zijn gebruikt als invoerdata voor een rekenmodel waarmee de kosten, milieueffecten en kosteneffectiviteit van de verschillende voertuigtypen, brandstofsoorten en technologieën zijn vergeleken. De uitkomsten van deze berekeningen zijn vervolgens geanalyseerd, allereerst om de verschillende brandstofsoorten en voertuigtechnologieën met elkaar te vergelijken, en ten tweede om de resultaten van de eerste brandstofmixstudie waar nodig te actualiseren.

Het huidige rapport is volgens dezelfde lijnen opgezet als de vorige studie. Na een nadere detaillering van de uitgangspunten van de studie in hoofd-



stuk 2, worden de gebruikte kosten- en emissiegegevens gepresenteerd in hoofdstukken 3, 4 en 5. In hoofdstuk 6 worden deze gegevens bij elkaar gebracht, zodat uitspraken gedaan kunnen worden over de kosteneffectiviteit van verschillende brandstoffen, milieuklassen en voertuigtechnologieën. Wat dit betekent voor de vaststelling van de optimale brandstofmix wordt ook in hoofdstuk 6 besproken.



2 Uitgangspunten van deze studie

2.1 Hoofddijn van deze studie: volgens de studie uit 1997

In grote lijnen is in dit onderzoek de aanpak van de brandstofmix-studie uit 1997 gevolgd, op enkele punten echter zijn de uitgangspunten en methodiek aangepast aan nieuwe inzichten. De basis van deze studie is ongewijzigd gebleven: het bepalen van de milieulasten en macro-economische kosten van brandstoffen in wegvoertuigen, waarmee de verschillende voertuigen en brandstoffen kunnen worden vergeleken. Dit wordt uitgevoerd voor de meest voorkomende lichte en zware voertuigcategorieën.

Binnen een voertuigcategorie (bijvoorbeeld de categorie grote personenauto's) worden de volgende gegevens bepaald:

- de gemiddelde **emissies** van de voertuigen, afhankelijk van de gebruikte brandstof (benzine, diesel en LPG) en de gebruikte motor- en nabehandelingstechnologie;
- de gemiddelde **kosten** van de voertuigen bij de verschillende brandstoffen en technologie.

Omdat we telkens verschillende voertuiguitvoeringen binnen één voertuigcategorie willen vergelijken, gaat het zowel bij de emissies als bij de kosten steeds om de *verschillen* ten opzichte van elkaar, niet om de absolute emissies of kosten.

Met deze gegevens kunnen vervolgens de volgende zaken worden bepaald:

- de **kosteneffectiviteit** van de verschillende uitvoeringen van voertuigen. Hiertoe worden de emissiebesparingen van een voertuigtechnologie in geld uitgedrukt (milieubaten) via zogenoemde schaduw prijzen. De kosteneffectiviteit wordt dan berekend door de milieubaten te vergelijken met de macro-economische kosten die de voertuigtechnologie met zich mee brengt;
- aan de hand van deze resultaten kan voor elke voertuigcategorie de **'beste' brandstof en voertuigtechnologie** worden afgeleid, in het geval dat de externe kosten van emissies volledig aan de voertuigen zouden worden doorberekend.

2.2 Nieuw in deze studie: onderscheid naar brandstofsoort én milieuklasse

Een weliswaar logische, maar (achteraf gezien) toch vervelende beperking van de studie uit 1997 was het gebrek aan onderscheid tussen de verschillende milieuklassen van voertuigen. In de studie werd het jaar 2010 als zichtjaar genomen, en werd uitgegaan van een wagenpark waarvan de gemiddelde emissies gelijk zouden zijn aan de gemiddelde voertuigen die aan Euro-3-eisen⁴ voldoen. Achtergrond van die keuze was dat de besluitvorming rond Euro-3 nog in een vroege fase verkeerde en het anticiperen op Euro-4 of zelfs 5 erg speculatief zou zijn.

Sindsdien heeft de Europese Unie ook Euro-4-normen en voor zware dieselmotoren zelfs Euro-5-normen vastgesteld die in 2005 resp. 2008 ingaan. Bijlage A geeft een overzicht van deze emissie-eisen, die voor alle nieuw

⁴ Euro-3 staat voor de emissie-eisen waar nieuwe voertuigen die in de Europese Unie vanaf 2001 worden verkocht aan moeten voldoen. Deze eisen staan in Bijlage A gegeven. Euro-1 en Euro-2 zijn al in 1992 en 1996 resp. in werking getreden.

verkochte voertuigen in de Europese Unie gelden. De normen verschillen voor personenauto's, bestelauto's en vrachtauto's, en hangen ook af van de brandstof (benzine of diesel). Voor vrachtauto's zijn daarnaast zogenaamde 'Enhanced Environmentally-friendly Vehicle' (EEV)-normen vastgesteld, die nog iets scherper zijn dan de Euro-5 normen. De EEV-normen worden in de praktijk alleen door voertuigen op LPG of CNG gehaald⁵. De aanscherping van de emissie-eisen heeft alleen betrekking op de uitstoot van CO, HC, NO_x en PM₁₀ (fijn stof). De CO₂-emissies (ofwel het brandstofverbruik) zijn niet wettelijk beperkt⁶.

Door deze emissie-eisen zijn de verschillen tussen de emissies van nieuwe voertuigen en bestaande, oudere voertuigen aanzienlijk geworden. Met de toekomstige introductie van Euro-4 en Euro-5 voertuigen zullen deze verschillen bovendien nog verder toenemen. Om deze ontwikkelingen goed mee te kunnen nemen in het beleid rond de brandstofmix, wordt in deze studie onderscheid gemaakt tussen voertuigen van verschillende Euro-klassen, naast het onderscheid naar brandstofsoort. Ook wordt meer specifiek ingegaan op de effecten van verschillende motor- of nabehandelingstechnologieën.

Naast de mogelijkheid een groot aantal verschillende voertuigen tegen de meetlat te leggen en onderling te vergelijken, kunnen zo ook de merites van het beleidsinstrument brandstofmix in meer detail worden belicht. Er zal daarom ook worden gekeken of het nog steeds mogelijk is om, met het oog op de grote verschillen tussen milieuklassen, een optimale brandstofmix te bepalen.

2.3 Brandstoffen: volgens 2005-specificaties

Niet alleen de voertuigeisen veranderen, ook de eisen aan de brandstofsamenstelling worden steeds verder aangescherpt. Daarbij zijn vaak ontwikkelingen in de voertuigtechnologie de reden voor aanpassingen aan de brandstof. Zo werd bijvoorbeeld in de jaren '90 het loodgehalte in brandstoffen sterk gereduceerd omdat enerzijds de moderne motoren geen lood meer nodig hadden, en anderzijds de driewegkatalysator alleen met loodvrije benzine functioneerde.

Een vergelijkbare ontwikkeling is nu aan de gang: nieuw ontwikkelde, efficiënte nabehandelingstechnologieën (katalysatoren) kunnen de luchtvervuilende emissies weliswaar nog verder reduceren, maar zijn zeer gevoelig voor zwavel in de brandstof. Om die reden heeft de Europese Unie nieuwe brandstofeisen vastgesteld die per 1-1-2005 ingaan. Zowel diesel als ook benzine mag vanaf die datum niet meer dan 50 ppm⁷ zwavel bevatten. De komende jaren zal een aantal landen deze zwavelarme brandstoffen al eerder introduceren met behulp van fiscale stimulansen. Zo heeft de Nederlandse overheid per 1-3-2001 een accijnskorting op zwavelarme diesel ingesteld.

⁵ De EEV-normen zijn voor deze technologieën min of meer speciaal in het leven geroepen.

⁶ Om de CO₂-uitstoot van personenauto's te beperken heeft de EU de afgelopen jaren convenanten met de autofabrikanten gesloten. Deze convenanten zijn echter geen voertuigeisen maar kijken naar de gemiddelde uitstoot van alle nieuw verkochte auto's, en hebben ook geen wettelijk bindende status.

⁷ ppm = parts per million. Ter vergelijking: de huidige (2000)-normen voor zwavelgehalte van benzine is 150 ppm, van diesel 350 ppm.



Aangezien we in deze studie veelal enkele jaren vooruit kijken, zeker wat betreft motor- en nabehandelingstechnologieën, gaan we uit van de emissie-eigenschappen en kosten van de zwavelarme brandstoffen die voldoen aan de EU-eisen vanaf 2005.

Naast de 'klassieke' brandstoffen benzine, diesel en LPG, voegen we, bij wijze van illustratie, bij de vrachtauto's ook een voorbeeld toe van de emissie- en kostenaspecten van CNG (Compressed Natural Gas, aardgas). Deze brandstof is de laatste tijd in opkomst: voornamelijk vanwege het gunstiger geworden kostenplaatje bieden steeds meer vrachtautofabrikanten af fabriek CNG-(reinigings)trucks aan. Vanwege het gebrek aan betrouwbare, representatieve gegevens over de emissies van deze motoren beperken wij ons bij deze brandstof tot een illustratie.

Andere brandstoffen, zoals methanol, waterstof, biobrandstoffen en ook elektriciteit worden in deze studie niet beschouwd.

2.4 Voertuigcategorieën

De beschouwde voertuigcategorieën zijn enigszins aangepast ten opzichte van de vorige brandstofmix-studie, al zijn de grote lijnen ongewijzigd. Het gaat om de volgende categorieën:

- Personenauto's
 - klein, middel, groot
- Taxi's
 - grote personenauto
 - busjes voor personenvervoer
- Bestelauto's
- Vrachtauto's
 - 3,5 – 7,5 ton GVW⁸
 - 7,5 – 12 ton GVW
 - 12 – 20 ton GVW
 - meer dan 20 ton GVW
- Bussen
 - OV-bussen
 - Touringcars
- Huisvuilwagens

In de vorige studie waren de bestelauto's en bussen nog verder onderverdeeld, daar is in deze studie vanaf gezien omdat deze beleidsmatig weinig aanknopingspunten bieden. De categorieën speciaal voertuig, bromfiets en motorfiets nemen we niet meer mee, de eerste vanwege de grote diversiteit die eenduidige uitspraken over deze voertuigcategorie moeilijk maakt, de laatste twee vanwege gebrek aan recente, betrouwbare meetgegevens.

Vanwege de grote opkomst van busjes voor personenvervoer is de categorie taxi nu onderverdeeld in personenauto's en busjes. Vrachtauto's zijn in 4 gewichtsklassen verdeeld (was 3 in de vorige studie) die elk duidelijk andere emissie- of kostencijfers hebben.

Wegvoertuigen worden vaak ingedeeld in twee segmenten:

- Lichte voertuigen. Hieronder vallen personenauto's, taxi's en bestelbusjes, met een toegestaan totaal gewicht minder dan 3,5 ton; en

⁸ GVW, de 'Gross Vehicle Weight', is een maat voor het maximale totaalgewicht dat de wagen mag wegen (massa van het voertuig plus belading).

- Zware voertuigen. Dit zijn voertuigen die zwaarder mogen zijn dan 3,5 ton, waartoe vrachtauto's, bussen en huisvuilwagens behoren.

Binnen deze twee segmenten zijn vaak veel overeenkomsten op het gebied van motor- en nabehandelingstechnologieën. We bespreken daarom in de rest van dit rapport de resultaten volgens deze tweedeling.

2.5 Lichte voertuigen: personen- en bestelauto's

2.5.1 Uitvoeringen

Bij de lichte voertuigen onderscheiden we drie brandstoffen (benzine, diesel en LPG) en twee milieuklassen (Euro-3 en Euro-4). De emissie-eisen van Euro-3 en Euro-4 staan in Bijlage A nader omschreven. Afhankelijk van de brandstof nemen we de volgende motor- of nabehandelingstechnologieën mee.

Benzine

- De indirect ingespoten, stoichiometrische benzinemotor. Deze motor wordt in de huidige standaard benzineauto toegepast.
- Een vergelijkbare auto met DI lean-burn benzinemotor en DeNO_x-katalysator. 'DI lean-burn' is een nieuw type benzinemotor, die gebruik maakt van directe injectie en een arme verbranding. Omdat de driewegkatalysator alleen in dat geval niet meer goed functioneert moet ook een DeNO_x-katalysator worden toegepast. Dit type motor is zuiniger dan de stoichiometrische motor, en zal deze naar verwachting langzaam maar zeker vervangen.

Diesel

- indirecte injectie (IDI). IDI motoren waren tot een aantal jaren geleden de standaard voor dieselauto's;
- directe injectie (DI). DI dieselmotoren zijn de laatste jaren sterk in opkomst vanwege de verbeterde prestaties en het gunstiger brandstofverbruik in vergelijking met IDI diesels. Het aandeel Euro-3 IDI dieselauto's zal daarom beperkt zijn, naar verwachting ca. 10% van de nieuwverkoppen. De verwachting is dat het aandeel Euro-4 IDI dieselauto's verwaarloosbaar klein zal zijn. Deze worden dan ook niet beschouwd.

LPG

- Veel moderne LPG-auto's voldoen aan G3-emissie-eisen, die uitgaan van Euro-2 benzinemotoren. Daarmee hebben zij lagere emissies dan de (vroegere) standaard LPG-auto's⁹. De benzineauto's zullen de komende jaren steeds schoner worden, o.a. vanwege verbeteringen in het motormanagement, we gaan er daarom vanuit dat ook LPG-auto's de komende jaren schoner worden. Hiermee is in de emissiecijfers in deze studie dan ook rekening gehouden. Voor de duidelijkheid hebben we daarom LPG-auto's die in de Euro-3-periode op de markt komen G4 genoemd. De LPG-auto's ten tijde van Euro-4 noemen we G4⁺.

Per voertuigklasse komen we zo uit op 9 verschillende uitvoeringen, zoals blijkt uit Tabel 1. Bij de categorie kleine personenauto's is daarnaast nog de zuinige 3-liter-auto uitvoering toegevoegd, zoals wordt toegelicht in de volgende paragraaf.

⁹ Voor autobezitters staat hier een korting van de houderschapsbelasting tegenover.



Tabel 1 De lichte voertuiguitvoeringen die in deze studie worden beschouwd

Euro-3	Benzine	Conventioneel (stoichiometrisch)
		DI lean-burn met DeNO _x -katalysator
	Diesel	IDI
DI		
	LPG	G4
Euro-4	Benzine	Conventioneel (stoichiometrisch)
		DI lean-burn met DeNO _x -katalysator
	Diesel	DI
		LPG

We nemen in alle lichte categorieën de Euro-3 benzineauto met conventionele stoichiometrische motor als referentievoertuig. Dit houdt in dat we de emissies en kosten van deze auto's als basis nemen waarmee we de emissies en kosten van de andere auto's vergelijken.

2.5.2 Personenauto's

De personenauto's zijn ingedeeld in 3 grootteklassen: klein, middel en groot. We kiezen in deze studie voor een indeling in grootteklassen omdat bij de aankoop van een auto de grootte voor de meeste consumenten de belangrijkste overweging vormt. Er bestaat ook een redelijke koppeling tussen de grootteklasse en het gebruik van de auto: de jaarkilometrage en het ritpatroon (d.w.z. of de auto veel korte ritten binnen de bebouwde kom rijdt of voornamelijk lange afstanden aflegt op de snelweg). Deze gebruiksfactoren kunnen in sterke mate bepalend zijn voor de vraag welke brandstof optimaal is.

Het is in dit verband niet nodig om een zeer gedetailleerde definitie van klassen te maken die gezamenlijk precies het totale autopark weerspiegelen; het gaat om een vergelijkingen op voertuigbasis tussen representatieve kleine, middelgrote en grote voertuigen. Ruwweg houden we de volgende classificatie aan:

- **klein**, lengte x breedte x hoogte < 10 m³; zoals de Opel Corsa, de Skoda Fabia, de Fiat Punto en de VW Polo;
- **middel**, lengte x breedte x hoogte 10-11,5 m³; zoals de Volkswagen Golf, de Volvo S40, Opel Astra en Opel Vectra, Renault Mégane en de Ford Focus;
- **groot**: lengte x breedte x hoogte > 11,5 m³; zoals de Volvo S70 en V70, de Audi A6, de Citroen Xsara Picasso, de Opel Zafira;

Binnen de categorie kleine auto's hebben we ook de zuinige '3-liter-auto' opgenomen. Als referentie hiervoor nemen we hier de enige momenteel bestaande drie-literauto, namelijk de Volkswagen Lupo 1,2tdi. Voor de benzine-versie nemen we een fictief identiek voertuig, alleen niet voorzien van een dieselmotor maar van een (DI lean-burn) benzinemotor. De gedachtegang hierbij is dat aan dit fictieve benzinemodel, binnen de grenzen van de benzinetechnologie, evenveel moeite is besteed om het brandstofverbruik te reduceren als aan het bestaande dieselmodel. Het brandstofverbruik van dit benzinemodel zal evenwel wat hoger zijn dan 3 liter per 100 kilometer. Benzinemotoren zijn altijd minder zuinig dan vergelijkbare dieselmotoren. Dit uitgangspunt maakt echter een eerlijke vergelijking van de prestaties van voertuigen op verschillende brandstoffen mogelijk.

2.5.3 Taxi's

Er rijden in Nederland ca. 23.000 taxi's rond. Ongeveer tweederde (ca. 15.000 voertuigen) bestaat uit grote personenauto's (sedans); een derde (ca. 8.000 voertuigen) wordt gevormd door taxibusjes [KNV-taxi, 2000]. Omdat de emissies en kosten van deze twee soorten taxi's vrij sterk verschillen, beschouwen we ze in deze studie apart. Verreweg de meeste taxi's rijden op diesel uit kostenoverwegingen (zie hoofdstuk 4), benzine of LPG zijn echter ook mogelijke alternatieven.

Bij de sedans wordt verondersteld dat de voertuigen in principe gelijk zijn aan grote personenauto's. Een wezenlijk verschil is wel dat het aandeel kilometers binnen de bebouwde kom bij een taxi aanzienlijk groter is. Daarnaast ziet het kostenplaatje er anders uit omdat de jaarkilometrage van een taxi relatief groot is, deze voertuigen sneller worden afgeschreven en er minder heffingen worden betaald.

Taxibusjes komen in principe overeen met bestelauto's (zie de volgende paragraaf), afgezien van verschillen in jaarkilometrage, aandeel ritten binnen de bebouwde kom en kosten. Daarnaast wordt aangenomen dat deze busjes over het algemeen rustiger (minder sportief) rijden dan 'gewone' bestelauto's, waardoor de emissies en het brandstofverbruik lager zijn.

2.5.4 Bestelauto's

Het aantal bestelauto's is de laatste jaren sterk gegroeid, en ook de kilometertrage en aandeel in de emissies van het wegverkeer. Het aandeel dieselauto's is verreweg het grootst: op 1-1-2000 reed 85% van alle bestelauto's op diesel, 12% op benzine en ruim 3% op LPG (CBS). Het aandeel diesel stijgt de laatste tijd sterk: 97% van de nieuw verkochte bestelauto's in 1999 was een dieselauto.

Naast de verschillende uitvoeringen op het gebied van motor- en nabehandelingstechnologieën kijken we ook naar de mogelijke kosten en baten van snelheidsbegrenzers in deze voertuigen. Inbouw van deze begrenzers kan de emissies, brandstofverbruik en onderhoudskosten reduceren, en bijdragen aan een hogere verkeersveiligheid. We hanteren in deze studie een snelheidsbegrenzing op 100 km/u. De effecten die dit zou hebben op emissies, brandstofverbruik, kosten en verkeersveiligheid zijn berekend in een recente studie naar de effecten van snelheidsbegrenzers op bestelauto's en lichte trucks [CE, 1998]¹⁰.

2.5.5 Overzicht

Een volledig overzicht van de beschouwde personen- en bestelauto's is gegeven in Tabel 2. De referentievoertuigen zijn voor elke categorie aangegeven met een licht grijs gekleurd vakje.

¹⁰ Op dit moment is een grote praktijkproef van start gegaan waarin NOVEM de effecten van snelheids- en toerentalbegrenzers in bestelwagens meet. De resultaten van deze proef komen in de loop van 2002 beschikbaar.



Tabel 2 Een overzicht van alle lichte voertuigcategorieën en uitvoeringen die in deze studie worden beschouwd

Voertuigcategorie	Brandstof	Uitvoering	Euro-3	Euro-4	
Personenauto's					
Klein	Benzine	Conventioneel (stoichiometrisch)	x	x	
		DI lean-burn met DeNO _x katalysator	x	x	
		3-liter-auto		x	
	Diesel	IDI	x		
		DI	x	x	
		3-liter-auto		x	
	LPG	G4	x	x	
Middel	Benzine	Conventioneel (stoichiometrisch)	x	x	
		DI lean-burn met DeNO _x katalysator	x	x	
	Diesel	IDI	x		
		DI	x	x	
	LPG	G4	x	x	
	Groot	Benzine	Conventioneel (stoichiometrisch)	x	x
			DI lean-burn met DeNO _x katalysator	x	x
Diesel		IDI	x		
		DI	x	x	
LPG		G4	x	x	
Taxi's					
Sedan	Benzine	Conventioneel (stoichiometrisch)	x	x	
		DI lean-burn met DeNO _x katalysator	x	x	
	Diesel	IDI	x		
		DI	x	x	
	LPG	G4	x	x	
Taxibusje	Benzine	Conventioneel (stoichiometrisch)	x	x	
		DI lean-burn met DeNO _x katalysator	x	x	
	Diesel	IDI	x		
		DI	x	x	
	LPG	G4	x	x	
Bestelauto's					
Bestelauto's	Benzine	Conventioneel (stoichiometrisch)	x	x	
		DI lean-burn met DeNO _x katalysator	x	x	
	Diesel	IDI	x		
		DI	x	x	
	LPG	G4	x	x	
			Snelheidsbegrenzer, afgesteld op 100 km/u	x	x

Licht grijs vakje: Referentievoertuig in de betreffende categorie.

2.6 Zware voertuigen: vrachtauto's, bussen, huisvuilwagens

2.6.1 Uitvoeringen

Bij de zware voertuigen (vrachtauto's, bussen en huisvuilwagens) kijken we vooral naar de 4 milieuklassen waar de nieuwe wagens de komende jaren aan zullen moeten voldoen: Euro-3, Euro-4 en Euro-5 voor diesel en EEV voor LPG. Deze emissie-eisen staan in Bijlage A beschreven. Het overgrote deel van het zware segment rijdt op diesel. LPG heeft een klein marktaandeel, voornamelijk bij zware vrachtauto's die veel in een stedelijke omgeving rijden.

Om aan de Euro-4- en 5-eisen voor dieselmotoren te voldoen zal naar verwachting een aantal nabehandelingstechnieken moeten worden toegepast, zoals deeltjesfilters (roetfilters) en DeNO_x-katalysatoren. We maken in deze studie echter geen specifiek onderscheid tussen verschillende typen filters of katalysatoren, ondanks dat deze verschillende kosten en emissie-effecten laten zien. Bij het bepalen van de emissie- en kostencijfers van een bepaalde milieuklasse is daarom uitgegaan van een geschatte verdeling tussen de technologieën binnen die klasse.

Vanwege het grote potentieel van roetfilters (o.a. een reductie van ca. 90% van de deeltjesemissie) overweegt het ministerie van VROM om de toepassing van roetfilters in de periode vóór 2005 te stimuleren, als de Euro-4 normen van kracht worden. Het gaat dan zowel om retrofit van deze filters op al bestaande vrachtauto's, als ook stimulering van af fabriek inbouw van roetfilters op nieuwe (Euro-3) vrachtauto's. Deze opties beschouwen we daarom ook voor de verschillende zware categorieën.

Een alternatief om de emissies van de lichtere vrachtauto's (tot 12 ton) te beperken (en de verkeersveiligheid te verhogen) is de toepassing van snelheidsbegrenzers die bij het zwaardere segment al langer verplicht zijn. Deze mogelijkheid wordt dan ook de laatste tijd in Europees verband besproken. In deze studie nemen we daarom deze optie ook als alternatief mee. Daarbij gaan we uit van een begrenzing op 89 km/u, de snelheid waarop vrachtauto's zwaarder dan 12 ton begrensd zijn.

Bij de zware voertuigcategorieën nemen we de Euro-3 dieseluitlevering (zonder roetfilter) als referentie, waarmee we de andere uitvoeringen vergelijken.

2.6.2 Vrachtauto's

Vrachtauto's hebben we ingedeeld in 4 gewichtsklassen:

- 1 3,5 – 7,5 ton GVW;
- 2 7,5 – 12 ton GVW;
- 3 12 – 20 ton GVW;
- 4 > 20 ton GVW.

De laatste categorie bestaat hoofdzakelijk uit combinaties (trekker/oplegger en vrachtauto/aanhangwagen). Binnen elk van de categorieën vergelijken we diesel en LPG-vrachtauto's, en ook weer de verschillende milieuklassen: Euro-3, 4 en 5 bij diesels en EEV bij LPG-trucks.

Voor het lichtste segment (3,5 – 7,5 ton GVW) bestaat de mogelijkheid om, net als bij personenauto's, een bestaande (zware) benzinemotor om te bouwen naar LPG. Vanwege de relatief lage kosten die hiermee gemoeid zijn wordt in deze studie voor de kleinste vrachtauto's van deze mogelijkheid uitgegaan. LPG bij zwaardere voertuigen is op dit moment relatief kostbaar omdat een dieselmotor (vaak met de hand) moet worden omgebouwd naar LPG. De kosten kunnen wel aanzienlijk dalen bij grotere productieaantallen, als dit proces geautomatiseerd kan worden.

De toepassing van LPG in vrachtauto's is op dit moment beperkt tot voertuigen met GVW minder dan ca. 25 ton. LPG op zware vrachtauto-combinaties zoals trekker/oplegger- en vrachtauto/aanhangwagencombinatie is dus niet mogelijk [CE, 2000a].



2.6.3 Bussen

We maken in deze categorie onderscheid tussen OV-bussen en touringcars omdat de ritpatronen sterk verschillen: OV-bussen rijden veelal in stedelijk gebied, terwijl touringcars vooral veel over de snelweg rijden. Dit verschil kan bepalend zijn voor de kosteneffectiviteiten van de verschillende uitvoeringen.

2.6.4 Huisvuilwagens

Huisvuilwagens hebben we als aparte categorie meegenomen omdat ze, in vergelijking met vrachtauto's, zeer hoge emissies (per kilometer) kennen en bovendien voornamelijk in stedelijk gebied uitstoten. De potentiële gezondheidsschade (en daarmee de schaduwprijs) is daarmee relatief hoog. Hier zijn twee redenen voor:

- 1 tijdens het inzamelen van het huisvuil wordt extreem veel gestopt en opgetrokken;
- 2 de motor drijft ook de persinstallatie aan die het vuil samenperst, het brandstofverbruik is daarom relatief hoog.

2.6.5 Overzicht

Een overzicht van alle zware voertuigcategorieën en -uitvoeringen is gegeven in Tabel 3. De licht grijs getinte vakjes geven de referentievoertuigen aan in de betreffende categorieën; in alle gevallen is dit de Euro-3 dieseluitlevering.

Tabel 3 Een overzicht van alle zware voertuigcategorieën en -uitvoeringen die in deze studie worden beschouwd

Voertuigcategorie	Brandstof		Euro-0 (retrofit)	Euro-1 (retrofit)	Euro-2 (retrofit)	Euro-3	Euro-4	Euro-5	EEV
Vrachtauto's (GVW-categorieën)									
3,5 – 7,5 ton	Diesel					x	x	x	
		inbouw roetfilter	x	x	x	x			
	LPG								x
	Snelheidsbegrenzer, op 89 km/u					x	x	x	x
7,5 – 12 ton	Diesel					x	x	x	
		inbouw roetfilter	x	x	x	x			
	LPG								x
	Snelheidsbegrenzer, op 89 km/u					x	x	x	x
12 –20 ton	Diesel					x	x	x	
		inbouw roetfilter	x	x	x	x			
	LPG								x
> 20 ton	Diesel					x	x	x	
		inbouw roetfilter	x	x	x	x			
	LPG								x
Bussen									
OV-Bus	Diesel					x	x	x	
		inbouw roetfilter	x	x	x	x			
	LPG								x
Touringcars	Diesel					x	x	x	
		inbouw roetfilter	x	x	x	x			
	LPG								x
Huisvuilwagens									
	Diesel					x	x	x	
		inbouw roetfilter	x	x	x	x			
	LPG								x

Licht grijs vakje: referentievoertuig in de betreffende categorie

2.7 Jaarkilometrages en ritpatronen

Niet alleen de motortechniek van de verschillende lichte en zware voertuigcategorieën verschilt onderling, ook het gebruik van de voertuigen (jaarkilometrage, ritpatroon) varieert. De gemiddelde jaarkilometrages kunnen sterk verschillen, net als het aandeel kilometers binnen en buiten de bebouwde kom.

Deze factoren kunnen een grote invloed hebben op de hoogte van kosten en milieueffecten. De kilometrage is van invloed op de kosten, zodra de vaste kosten worden omgerekend naar kosten per jaar of per kilometer. Het ritpatroon is van belang omdat de emissies en het verbruik niet alleen afhangen van de motor en het voertuig, maar ook van het ritpatroon en rijgedrag: bin-



nen de bebouwde zijn de emissies hoger vanwege de vele situaties waarin moet worden gestopt en opgetrokken. Ook de schaduwrijzen van de emissies kunnen afhangen van de locatie waar de uitstoot plaatsvindt: deeltjes bijvoorbeeld zijn schadelijk voor de gezondheid, de uitstoot ervan is daarvoor schadelijker binnen dan buiten de bebouwde kom.

Helaas zijn de gegevens over met name de ritpatronen van de verschillende voertuigcategorieën zeer beperkt. Alleen de gegevens over jaarkilometrages van de personenauto's zijn gebaseerd op data van het CBS, de andere gegevens zijn geschat.

De ritpatronen van de huisvuilwagens zijn afgeleid door gemeten verbruiksfactoren tijdens de inzameling en op de verschillende wegtypen in overeenstemming te brengen met praktijkwaarden van het gemiddelde verbruik¹¹. Bij deze categorie is aangenomen dat de kilometers binnen de bebouwde kom de inzameling betreffen (waarbij de emissies en het verbruik hoog zijn), en dat buiten de bebouwde kom net als met een vrachtauto wordt gereden.

De jaarkilometrages en ritpatronen zoals we die in deze studie gebruiken, zijn in Tabel 4 gegeven.

Tabel 4 Jaarkilometrages en verdeling van de kilometers over binnen de bebouwde kom, buitenwegen en snelwegen, zoals gebruikt in deze studie

Voertuigcategorie	Jaarkilometrage	% binnen de bebouwde kom	% buitenweg	% snelweg
Personenauto's				
Klein	13.000	35	30	35
Middel	20.000	25	35	40
Groot	27.000	20	35	45
Taxi's				
Sedan	85.000	70	15	15
Taxibusje	35.000	60	20	20
Bestelauto's	25.000	35	30	35
Vrachtauto's (GVW categorieën)				
3,5 – 7,5 ton	32.000	15	40	45
7,5 – 12 ton	35.000	10	30	60
12 – 20 ton	75.000	10	30	60
> 20 ton	100.000	10	25	65
Bussen				
OV-bus	70.000	70	20	10
Touringcars	70.000	15	25	60
Huisvuilwagens	25.000	90	5	5

Bron: De cijfers van de jaarkilometrage van de personenautocategorieën zijn gebaseerd op CBS-gegevens over 1998. De jaarkilometrages voor vrachtauto's zijn ontleend aan het European Coordination scenario van het CLEAR model voor het jaar 2005 [BGC/CE, 1997].

Deze gegevens zijn gemiddelden voor de verschillende categorieën. In de praktijk zijn er vaak relatief grote verschillen in jaarkilometrage en ritpatroon, ook binnen een voertuigcategorie. Zo rijden benzineauto's in het algemeen aanzienlijk minder kilometers dan diesel- en LPG-auto's. Dit verschil tussen

¹¹ De meetgegevens zijn beschikbaar gesteld door TNO-WT.

de verschillende brandstoffen is echter geenszins inherent aan de brandstoffen zelf, maar wordt veroorzaakt door het overheidsbeleid, met name door de verschillen tussen MRB en accijns van de verschillende brandstoffen. We gaan er hier vanuit dat het gemiddelde van alle auto's in een bepaalde categorie de gemiddelde behoefte van de eigenaar weergeeft, en dat de brandstofkeuze vervolgens daarop gebaseerd is. Het lijkt dan ook zinvol om overheidsbeleid op het gemiddelde af te stemmen.

Het verband tussen grootte van de personenauto c.q. GVW van een vrachtauto en de kilometrage is wel inherent aan het voertuig zelf: een kleine personenauto is nu eenmaal geschikter voor het stadsverkeer dan voor de snelweg. Een grote vrachtauto zal om logistieke en financiële redenen vooral voor grote afstanden worden gebruikt.

2.8 Emissies en hun financiële waardering

Van alle voertuigcategorieën en -uitvoeringen beschouwen we de volgende emissies:

- kooldioxide (CO₂);
- stikstofoxiden (NO_x);
- deeltjes (PM₁₀) en
- koolwaterstoffen (HC).

Deze emissies worden in het algemeen gezien als de belangrijkste verkeersemissies en komen vrij bij de verbranding van brandstoffen. Ze zijn verantwoordelijk voor klimaatverandering, verzuring, vermesting en gezondheidsschade.

Naast de bovengenoemde emissies komen ook andere stoffen vrij, zoals koolmonoxide (CO) en zwaveloxide (SO₂). Deze beschouwen we echter niet omdat de verwachting is dat het vastgestelde beleid de problemen van deze emissies nagenoeg zal oplossen¹². Ook meer 'exotische' componenten, zoals butadieën, blijven in deze studie buiten beschouwing omdat niet altijd bekend is wat de effecten van deze emissies zijn en welke schaduwrijzen eraan moeten worden toegekend. Hetzelfde geldt voor geluid.

Naast de emissies die optreden tijdens het rijden, zijn twee andere emissie-oorzaken meegenomen:

- emissies die optreden bij productie, raffinage en distributie van de brandstoffen. Bij raffinage gaat het vooral om de uitstoot van CO₂, NO_x en HC; bij distributie ontsnappen vooral koolwaterstoffen (HC).
- verdampingsemissies van benzinevoertuigen. Dit zijn koolwaterstofemissies die ook optreden bij stilstand, door verdamping van de benzine.

Deze vier emissies worden financieel gewaardeerd met zogenoemde schaduwrijzen, zoals dat ook in de vorige brandstofmixstudie is toegepast. De afgelopen jaren zijn deze schaduwrijzen in verschillende studies gebruikt om emissies ten opzichte van elkaar te wegen, en om de kosteneffectiviteit van bepaalde milieumaatregelen te bepalen. Gezien de snelle internationale kennisontwikkeling op dit gebied zij voor deze studie de schaduwrijzen nogmaals onder de loep genomen en geactualiseerd.

¹² De CO-uitstoot van het verkeer is sterk teruggebracht door de invoering van de driewegkatalysator en zal verder dalen, de uitstoot van SO₂ wordt sterk gereduceerd door de reductie van het zwavelgehalte in de brandstof die momenteel reeds is ingezet en in 2005 verplicht zal worden.



Bij deze studie naar de optimale brandstofmix vanuit maatschappelijk oogpunt spelen, analoog aan de studie uit 1997, alleen de macro-economische kosten een rol. Dit zijn de kosten en baten van de maatschappij als geheel, waarbij belastingen en eventuele subsidies niet worden meegenomen. Heffingen en subsidies zorgen immers alleen voor een andere verdeling binnen de maatschappij: het geld verschuift tussen een particulier of bedrijf en de overheid. In een macro-economische beschouwing rekenen we daarom met de kale kosten, exclusief BTW, BPM, MRB, accijns en dergelijke.

Aangezien het hier gaat om een vergelijking van verschillende voertuigen binnen een categorie, hoeven we alleen de onderlinge kostenverschillen te bepalen, niet de absolute kosten. We hebben daarom in elke categorie een referentievoertuig gekozen, ten opzichte waarvan we de meerkosten bepalen.

De volgende kostenposten zijn in de analyse meegenomen:

- De meerkosten van **aanschaf** van het voertuig. Bij lichte voertuigen is de dieseluitvoering vaak duurder dan de benzine-uitvoering. Bij een LPG-voertuig moet rekening gehouden worden met de kosten van aanschaf en inbouw van de installatie. Ook de kosten van roetfilters voor zware dieselveertuigen en snelheidsbegrenzers in bestelauto's en lichte trucks moeten worden meegenomen.
- De meerkosten van **onderhoud**. De verschillende motoren en nabehandelingstechnologieën vergen elk specifiek onderhoud. Zo zal de ingewikkeldere uitlaatgas-nabehandeling op een Euro-4 vrachtauto leiden tot hogere onderhoudskosten ten opzichte van een Euro-3 vrachtauto waarop deze apparatuur niet aanwezig is.
- Verschillen in **brandstofkosten**. De brandstofkosten van een voertuig worden bepaald door de kale kostprijs van de brandstofsoort en het brandstofverbruik van het voertuig.
- **Comfortkosten**. Dit is een financiële waardering van een kostenpost die weliswaar geen direct economische kosten vertegenwoordigt, maar toch een rol blijkt te spelen in de keuze voor een brandstofsoort. Het gaat hier bijvoorbeeld om het nadeel van een kleinere bagageruimte ten gevolge van de inbouw van een LPG-tank, of het (vermeende) mindere rijgedrag van een dieselauto. Mensen houden hier rekening mee in hun aankoopgedrag. Dit blijkt uit het feit dat ze niet voor de goedkoopste brandstof kiezen, en kennelijk een bepaald bedrag over hebben voor het 'comfort' dat de duurdere brandstof biedt ten opzichte van de goedkoopste optie.
- Eventuele verschillen in **veerkeersveiligheid**. Deze verschillen nemen we alleen mee bij snelheidsbegrenzers: bij lagere snelheden neemt de veiligheid toe.



3 Milieu: emissies en brandstofverbruik

3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk bespreken we de emissies en het brandstofverbruik van de verschillende voertuigen, zodat we de onderlinge verschillen in milieueffecten en, in het volgende hoofdstuk, ook in de milieukosten kunnen bepalen.

Een probleem hierbij is dat we in deze studie vooral naar voertuigen en milieuklassen kijken die pas over enkele jaren op de markt zullen komen. Representatieve meetgegevens van de emissies van deze voertuigen zijn daarom nog niet beschikbaar. We moeten daarom uitgaan van schattingen op basis van huidige kennis over emissies, van de voortschrijdende emissiewetgeving en verwachte ontwikkelingen op het gebied van voertuigtechnologie.

Gegevens over de emissiefactoren en het brandstofverbruik van de verschillende voertuigen zijn deels geleverd door de taakgroep Verkeer en Vervoer, waar deskundigen van TNO-Wegtransportmiddelen (TNO-WT), RIVM en CBS in deelnemen, en deels door alleen TNO-WT. In Bijlage B heeft TNO-WT uiteengezet, hoe zij deze gegevens hebben bepaald, en welke aannames er aan ten grondslag liggen. Voor alle voertuigtypen zijn de emissie- en verbruiksfactoren gegeven voor drie wegtypen: binnen de bebouwde kom, op buitenwegen en op snelwegen. Binnen de bebouwde kom zijn de emissies en het verbruik het hoogst, vanwege het onzuinige rijgedrag door veel afremmen en optrekken. Ook de effecten van een koude start zijn in de factoren voor binnen de bebouwde kom meegenomen. De emissies op de snelwegen zijn (per kilometer) het laagst.

Vanwege de onzekerheden die meespelen bij het bepalen van de emissie- en verbruiksfactoren, heeft de taakgroep Verkeer en Vervoer een bandbreedte voor de emissies en het verbruik gegeven door middel van een hoge en een lage schatting. In alle gevallen wordt uiteraard voldaan aan de emissienormen waar het betreffende voertuig aan moet voldoen. De daadwerkelijke uitstoot zal echter afhangen van de uiteindelijk toegepaste motortechniek, de efficiency van de nabehandeling (filters of katalysatoren), de rijstijl en overige moeilijk exact te voorspellen factoren.

Omwille van de leesbaarheid beperken we ons in dit hoofdstuk tot een presentatie van de gemiddelde emissiefactoren, die halverwege de hoge en de lage schatting van de taakgroep liggen. Pas bij de berekeningen en analyse van de kosteneffectiviteiten, in hoofdstuk 6, laten we zien hoe robuust de resultaten en conclusies zijn voor eventuele afwijkingen van dit gemiddelde.

Naast deze emissies die tijdens het rijden ontstaan treedt nog een aantal andere emissies op waar we rekening mee moeten houden. Allereerst ontstaan er bij benzinevoertuigen verdampingsemissies. Deze koolwaterstofemissies treden ook op als het voertuig niet rijdt: benzine is zo vluchtig dat het uit de tank en motor kan verdampen. Daarnaast veroorzaakt de raffinage van de brandstoffen emissies, met name vanwege het energiegebruik. Tijdens de distributie van de brandstoffen van de raffinaderij naar de voertuigen worden de brandstoffen enkele keren overgepompt, waarbij koolwaterstoffen kunnen ontsnappen.

In de komende paragrafen worden allereerst de emissies en het brandstofverbruik besproken die direct worden veroorzaakt door het rijden van het voertuig. We doen dit eerst voor lichte voertuigen en vervolgens voor zware voertuigen. Daarna geven we de verdampingsemissies van benzinevoertuigen en de emissies die optreden tijdens raffinage en distributie van de verschillende brandstoffen.

3.2 Lichte voertuigen: personen- en bestelauto's

3.2.1 Personenauto's

De methodiek waarmee de emissiefactoren voor personenauto's zijn bepaald, is uiteengezet in Bijlage B.2. De gemiddelde emissie- en verbruiksfactoren van de verschillende voertuigen zijn berekend door de factoren van binnen de stad, op buitenwegen en op snelwegen te combineren met de ritpatronen van de voertuigcategorieën (zie Tabel 4 uit het vorige hoofdstuk).

In Tabel 5 is een overzicht gegeven van de resulterende gemiddelde emissie- en verbruiksfactoren van de Euro-3 personenauto's met conventionele benzinemotor, de referentieauto's. Bij toenemende autogrootte blijken de gemiddelde HC en NO_x-emissies af te nemen vanwege het veranderende ritpatroon: de grote auto's rijden een groot deel van hun kilometrage op buitenwegen en snelwegen, waar de emissies per kilometer lager zijn dan in de stad. Hetzelfde principe geldt weliswaar ook voor het brandstofverbruik en de (daaraan direct gerelateerde) CO₂-uitstoot, deze nemen echter toch toe omdat het verbruik stijgt bij toenemend gewicht.

Tabel 5 Gemiddelde emissies en brandstofverbruik van de referentievoertuigen (Euro 3 conventionele benzineauto's) in de verschillende groottecategorieën, op basis van de ritpatronen uit Tabel 4

Groottecategorie	NO _x (gr/km)	PM ₁₀ (gr/km)	HC (gr/km)	CO ₂ (gr/km)	Brandstofverbruik (l/100 km)
Klein	0,11	0,0005	0,19	169	7,13
Middel	0,09	0,0005	0,15	183	7,70
Groot	0,09	0,0005	0,12	199	8,38

In Figuur 1 zijn de gemiddelde emissies van de andere auto's in de categorie kleine personenauto's vergeleken met die van de referentieauto. De emissies zijn weergegeven ten opzichte van de referentie, d.w.z. 1 betekent gelijk aan de referentie, kleiner dan 1: minder emissies, groter dan 1: meer. De relatieve emissieveranderingen zijn vrijwel hetzelfde voor de grotere autocategorieën en zijn daarom hier niet opgenomen. De deeltjesemissies zijn in een aparte grafiek geplaatst omdat de verschillen, uitgedrukt in procentpunten, relatief groot zijn. De reden hiervoor is de zeer lage deeltjesemissie van de conventionele benzineauto, het referentievoertuig.

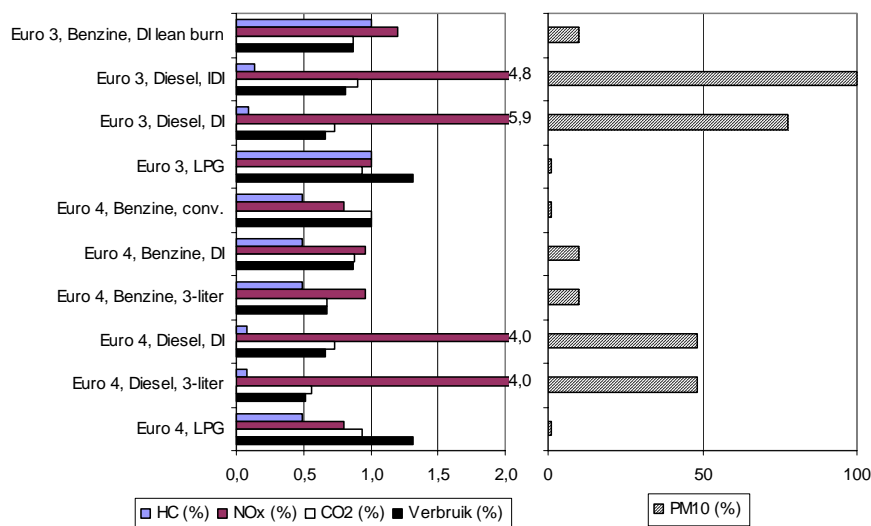
Uit deze grafiek kunnen de volgende conclusies worden getrokken, die ook voor de andere personenautocategorieën van toepassing zijn:

- De **dieselauto's** stoten aanzienlijk minder HC per kilometer uit dan de benzine- en LPG-versies, maar wel een factor 4 – 5 meer NO_x. De deeltjesuitstoot van dieselauto's is 1 tot 2 ordes groter. De effecten van de aanscherping van de emissienormen zijn duidelijk te zien: de deeltjesuitstoot van Euro-4 dieselauto's is nog maar de helft van Euro-3 diesels.



- De emissies van de **LPG-auto's** zijn vergelijkbaar met die van de benzineauto's uit dezelfde milieuklasse.
- De **DI lean-burn benzineauto** is ruim 10% zuiniger dan de conventionele benzineauto. De NO_x-uitstoot van deze auto's is iets hoger, de HC-emissie is gelijk aan de conventionele auto. Opvallend is de sterke toename van de deeltjesuitstoot van dit type motor, ten opzichte van de stoichiometrische benzinemotor. Hiermee komt de deeltjesuitstoot van de DI lean-burn motor in de buurt van de Euro-4 dieselmotor.
- De **3-liter-auto's** zijn zo'n 30 % zuiniger dan de conventionele voertuigen op dezelfde brandstof, de andere emissies zijn bij deze voertuigen echter niet gereduceerd¹³.
- Het **brandstofverbruik** is in alle gevallen onafhankelijk van de milieuklasse. De dieselauto's zijn zuiniger dan de benzineauto's, terwijl LPG-auto's minder zuinig zijn. De CO₂-uitstoot van diesels is het laagst, gevolgd door de DI lean-burn benzineauto, de LPG-auto en uiteindelijk de conventionele benzineauto¹⁴.
- De **deeltjesuitstoot** van de conventionele benzine- en LPG-auto's is verwaarloosbaar (ongeveer 1% van de emissiefactor van de Euro-3 DI dieselauto's).

Figuur 1 Gemiddelde emissies en verbruik ten opzichte van het referentievoertuig, de Euro-3 conventionele benzineauto, van de categorie kleine personenauto's



3.2.2 Taxi's

De taxi sedans zijn in feite niet anders dan grote personenauto's, de emissiefactoren op de drie wegtypen zijn daarom ook van deze categorie overgenomen. Omdat het ritpatroon echter anders is (taxi's rijden een veel groter aandeel van de totale kilometerage binnen de bebouwde kom) zijn de *gemiddelde* emissie- en verbruiksfactoren toch aanzienlijk hoger. Taxibusjes zijn vergelijkbaar met bestelbusjes (zie volgende paragraaf), met het verschil dat ook zij een groter aandeel ritten binnen de bebouwde kom hebben. Er wordt daarnaast aangenomen dat zij een rustigere rijstijl hebben dan de gemiddel-

¹³ Dit heeft te maken met de afstelling van de motor: een zuinigere afstelling gaat in het algemeen gepaard met hogere emissies. De motor wordt daarom zodanig afgesteld dat nog net aan de normen wordt voldaan.

¹⁴ De LPG-auto's combineren een hoger verbruik met een lagere CO₂-emissie t.o.v. conventionele benzineauto's vanwege het lagere koolstofgehalte van LPG.

de bestelauto (er zitten tenslotte een groot gedeelte van de tijd passagiers in), zodat de emissies en het verbruik toch lager zijn¹⁵.

De gemiddelde emissie- en verbruiksfactoren van de referentievoertuigen in deze klasse, de Euro-3 conventionele benzine-uitvoering, zijn gegeven in Tabel 6. Hierbij is uitgegaan van de ritpatronen die in het vorige hoofdstuk (Tabel 4) zijn gegeven.

Tabel 6 Gemiddelde emissies en brandstofverbruik van de referentievoertuigen in de taxicategorieën, op basis van de ritpatronen uit Tabel 4. Het referentievoertuig is de Euro-3 conventionele benzine-uitvoering

Taxicategorie	NO _x (gr/km)	PM ₁₀ (gr/km)	HC (gr/km)	CO ₂ (gr/km)	Brandstofverbruik (l/100 km)
Sedan	0,15	0,0005	0,36	272	11,5
Busje	0,13	0,0005	0,31	251	10,7

De relatieve emissie- en verbruiksfactoren van de andere uitvoeringen van deze voertuigen zijn vrijwel identiek aan de cijfers voor de kleine personenauto's, in Figuur 1. Dit betekent dat ook de conclusies voor personenauto's voor beide taxicategorieën geldig zijn.

3.2.3 Bestelauto's

Vanwege het gebrek aan voldoende meetgegevens in deze categorie, zijn de emissie- en verbruikscijfers van zware personenwagens als uitgangspunt genomen (zie Bijlage B.3 voor een nadere toelichting). Met het ritpatroon uit Tabel 4 kunnen we dan weer de emissiefactoren van de referentievoertuigen (Euro-3 stoichiometrische benzinebestelauto) berekenen, de resultaten zijn gegeven in Tabel 7.

Tabel 7 Gemiddelde emissies en brandstofverbruik van het referentievoertuig in de categorie bestelauto's, op basis van de ritpatronen uit Tabel 4. Het referentievoertuig is de Euro-3 conventionele benzineauto

	NO _x (gr/km)	PM ₁₀ (gr/km)	HC (gr/km)	CO ₂ (gr/km)	Brandstofverbruik (l/100 km)
Bestelauto's	0,18	0,0005	0,47	265	11,19

De verhouding tussen de emissie- en verbruiksgegevens van de andere uitvoeringen en deze referentiecijfers verschilt niet wezenlijk van die van de kleine personenauto in Figuur 1, en wordt hier niet getoond. Ook de conclusies van de personenauto's zijn geldig voor de bestelauto's.

Het gebruik van een **snelheidsbegrenzer** in bestelauto's zorgt voor een snelheidsverlaging en daarmee tot emissie- en verbruiksreducties. Dit effect is uiteraard beperkt tot het gedeelte van de ritten waar sneller wordt gereden dan de ingestelde snelheid. In deze studie hanteren we een begrenzing op 100 km/u.

¹⁵ De taakgroep Verkeer en Vervoer gaat uit dat taxi's 10% van de tijd sportief rijgedrag vertonen, terwijl bestelbusjes gemiddeld maar liefst 75% van de tijd sportief rijden. Sportief rijgedrag kan de emissies aanzienlijk verhogen.



De effecten hiervan zijn berekend in een CE-studie uit 1998 [CE, 1998]. Hieruit bleek dat deze begrenzing de CO₂-emissie en het brandstofverbruik van het totale bestelautopark met bijna 7% kan reduceren, terwijl de NO_x-emissies met 15% worden teruggebracht (prognose voor 2010). We gaan er vanuit dat deze reducties voor alle voertuiguitvoeringen gelden.

3.3 Zware voertuigen: vrachtauto's, bussen, huisvuilwagens

3.3.1 Vrachtauto's

Net als bij de lichte categorieën zijn ook bij de zware voertuigen de emissie- en verbruiksfactoren grotendeels aangeleverd door TNO-WT. Een nadere toelichting van deze cijfers is gegeven in Bijlage B.4.

De gemiddelde emissies van de vrachtauto's die in deze categorie als referentie dienen, de Euro-3 dieselveertuigen zonder roetfilter, zijn gegeven in Tabel 8. Deze gemiddelden zijn weer berekend met behulp van de ritpatronen uit het vorige hoofdstuk. Met uitzondering van de HC-emissies nemen alle emissies en het verbruik per kilometer toe met toenemend gewicht. De reden voor het afwijkende gedrag van de HC-emissies ligt in het toenemende aandeel snelwegritten van de zwaardere wagens, en het rustiger rijgedrag – het dynamische rijgedrag van de lichtere wagens zorgt voor hogere emissies.

Tabel 8 Gemiddelde emissies en brandstofverbruik van referentievoertuigen in de categorie vrachtauto's, op basis van de ritpatronen uit Tabel 4 voor de verschillende GVW-klassen (Gross Vehicle Weight, maximaal toelaatbaar toaalgewicht). Het referentievoertuig is telkens de Euro-3 dieseluitvoering zonder roetfilter

GVW-klasse	NO _x (g/km)	PM ₁₀ (g/km)	HC (g/km)	CO ₂ (g/km)	Brandstofverbruik (l/100 km)
3,5 – 7,5 ton	3,1	0,09	0,57	506	19
7,5 – 12 ton	3,6	0,09	0,53	553	21
12 – 20 ton	4,4	0,11	0,54	651	25
> 20 ton	7,0	0,16	0,47	949	36

De emissie- en verbruiksgegevens van de andere uitvoeringen in de lichtste vrachtautocategorie (3,5 – 7,5 ton GVW) zijn gegeven in Figuur 2. De relatieve emissie- en verbruikscijfers van de zwaardere vrachtautocategorieën (ten opzichte van de referentieauto's in de betreffende categorieën) verschillen slechts weinig van de lichtere trucks. We hebben ze hier daarom niet gepresenteerd.

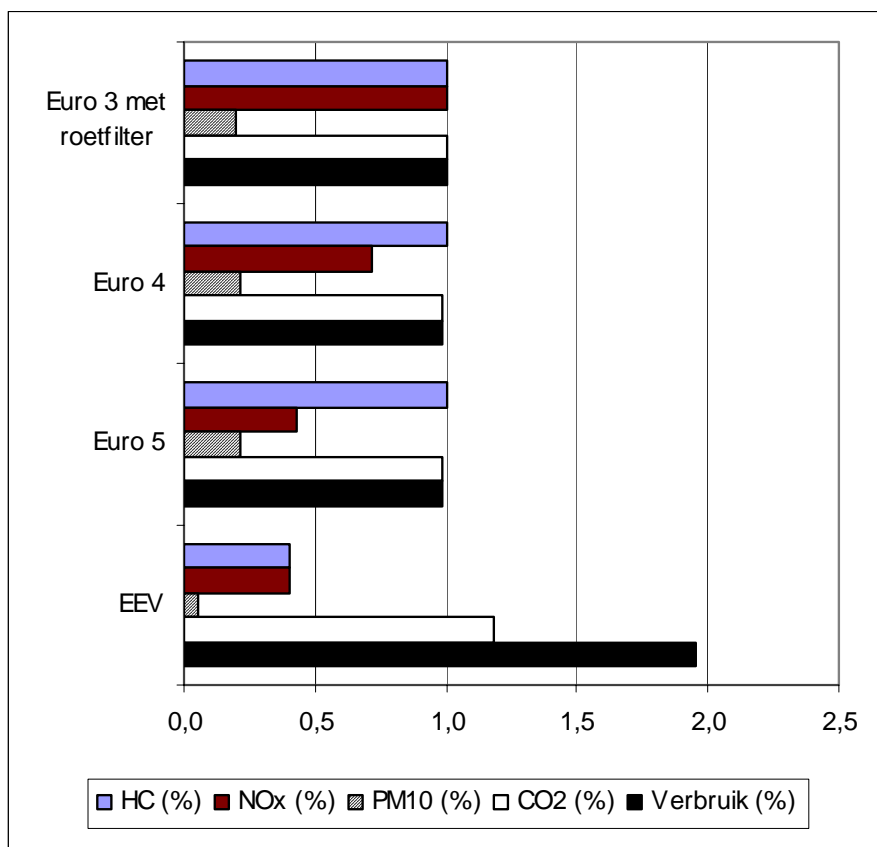
De resultaten van de vrachtauto-emissies kunnen als volgt worden samengevat:

- Inbouw van een **roetfilter in een Euro-3** vrachtauto zal de deeltjesuitstoot met ca. 80% reduceren [CE en Baarbé, pers. comm.]. Overigens wordt met ingang van Euro-4 een reductie van de deeltjesuitstoot verplicht, naast een reductie van de NO_x-emissie. De verwachting is dan ook dat Euro-4 en 5 vrachtauto's standaard met een roetfilter worden uitgerust.
- Hoewel de eisen voor de **HC-uitstoot** nog verder worden aangescherpt, voldoen de huidige (Euro-3) wagens al aan de aangescherpte (Euro-5)

normen. In alle zware categorieën blijft de HC-emissie van dieselvrachtauto's daarom naar verwachting gelijk.

- Een **LPG vrachtauto** kent 'van nature' al een veel lagere uitstoot van deeltjes, HC en NO_x. Daar staat wel een (iets) hogere CO₂-emissie én een aanzienlijk hoger brandstofverbruik tegenover.

Figuur 2 Gemiddelde emissies en verbruik van de verschillende vrachtauto's in de categorie 3,5 - 7,5 ton GVW, ten opzichte van de Euro-3 dieseluitvoering



3.3.2 Bussen

De emissie- en verbruiksfactoren van bussen zijn gebaseerd op de gegevens van vrachtauto's. Voor de OV-bussen is gebruik gemaakt van de cijfers uit de vrachtautocategorie 7,5–12 ton GVW. Bij de Touringcars is uitgegaan van de categorie 12–20 ton GVW. Uiteraard is er ook rekening gehouden met het ritpatroon voor bussen (zie Tabel 4). De emissie- en verbruiksfactoren voor de referentievoertuigen in deze categorie, de Euro-3 diesel zonder roetfilter, zijn gegeven in Tabel 9.

Tabel 9 Gemiddelde emissies en brandstofverbruik van referentievoertuigen in de categorie bussen, op basis van de ritpatronen uit Tabel 4. Het referentievoertuig is telkens de Euro-3 dieseluitvoering zonder roetfilter

	HC (gr/km)	NO _x (gr/km)	PM ₁₀ (gr/km)	CO ₂ (gr/km)	Brandstofverbruik (l/100 km)
OV-Bus	1,06	4,8	0,20	805	31
Touringcar	0,50	7,1	0,17	978	37



De relatieve emissie- en verbruikscijfers ten opzichte van het referentievoertuig zijn weer vrijwel gelijk aan die van de lichte vrachtauto's zoals gegeven in Figuur 2. De conclusies die gelden voor de vrachtauto zijn dan ook van toepassing op de bussen.

3.3.3 Huisvuilwagens

Het rijgedrag van huisvuilwagens verschilt tijdens de inzameling dermate sterk van die van gewone vrachtauto's, dat de emissiefactoren van vrachtauto's bij dit gedeelte van de ritten niet gebruikt kunnen worden.

We hebben daarom gebruik gemaakt van meetgegevens van TNO-WT, die een aantal jaren geleden de emissies *tijdens de inzameling* gemeten hebben. Voor de rest van ritten, als er naar of van de verwerkingspunten wordt gereden, zijn we wel uitgegaan van de emissie- en verbruiksfactoren van de vrachtauto's.

Door deze meetgegevens te vergelijken met praktijkgegevens van het brandstofverbruik die door CE bij een aantal inzamelingsinstanties zijn verzameld kan worden afgeleid dat ongeveer 25% van de gereden kilometers wordt gebruikt voor de inzameling. Met deze verhouding kunnen we het gemiddelde berekende brandstofverbruik in overeenstemming brengen met de gemiddelde praktijkcijfers.

Met het aangepaste ritpatroon hebben we de gemiddelde emissies van huisvuilwagens berekend, zie Tabel 10. De emissie- en verbruiksfactoren zijn aanzienlijk hoger dan van vrachtauto's en bussen met een vergelijkbaar gewicht.

Ook bij deze categorie verschillen de *relatieve* emissies van de verschillende uitvoeringen (Euro-4, 5 en EEV) ten opzichte van het referentievoertuig niet veel van die in Figuur 2. We laten ze daarom hier niet apart zien. De conclusies voor de vrachtauto's zijn ook hier geldig.

Tabel 10 Gemiddelde emissies en brandstofverbruik van het referentievoertuigen in de categorie huisvuilwagens, op basis van de ritpatronen uit Tabel 4. Het referentievoertuig is de Euro-3 DI dieseluitvoering zonder roetfilter

	HC (gr/km)	NO _x (gr/km)	PM ₁₀ (gr/km)	CO ₂ (gr/km)	Brandstofverbruik (l/100 km)
Huisvuilwagen	1,36	10,6	0,22	1723	66

3.4 Verdampingsemissies

Benzine is een erg vluchtige brandstof, kleine hoeveelheden benzinedamp kunnen daardoor uit de tank en motor ontsnappen, ook als het voertuig stilstaat. Dit veroorzaakt een koolwaterstof (HC) emissie die ongeveer 20% van de totale HC-emissies door het wegverkeer beslaat [RIVM, 2000]. De normen voor deze verdamping worden dan ook steeds verder aangescherpt. Deze normen worden voornamelijk behaald door toepassing van koolstoffilters ('cannisters') in personenauto's. Met deze filters zijn in de jaren '90 de verdampingsemissies met ca. 25% teruggebracht.

In de vorige brandstofmix-studie is uitgegaan van een (geschatte) emissie van 2 gram HC per voertuig per dag, een waarde die bevestigd wordt door een studie voor de Europese Unie waarin verschillende methoden om deze

emissies te berekenen worden vergeleken [Samaras, 1997]. Recente meetgegevens zijn er helaas niet.

We gaan daarom ook in deze studie uit van een verdampingsemissie van 2 gram HC per voertuig per dag, voor alle benzinevoertuigen.

3.5 Emissies bij raffinage en distributie

Niet alleen de verbranding van de brandstoffen brengt emissies met zich mee, ook tijdens de productie, raffinage en distributie van de brandstoffen wordt energie verbruikt en worden emissies veroorzaakt. Bij een vergelijking van benzine, diesel en LPG moet daarom ook rekening gehouden worden met eventuele verschillen in energiegebruik en emissies die optreden vóór dat de brandstoffen in de voertuigen terecht zijn gekomen.

In de vorige brandstofmix-studie werden emissiegegevens van de raffinageprocessen gebaseerd op een studie van Rijkeboer [Rijkeboer, '92], die enigszins waren aangepast aan een aantal nieuwe ontwikkelingen. Deze cijfers zijn nu vergeleken met een studie van AEA Technologies uit 1997 [Lewis, '97] die is uitgevoerd in het kader van een project voor de Europese Unie. In deze studie zijn alle emissies die optreden in de productie-, transport-, raffinage- en distributiefase van een aantal verschillende brandstoffen bepaald. In Bijlage C staan de resultaten van deze vergelijking beschreven.

De emissiecijfers waarmee we in deze studie rekenen, verschillen vrijwel niet van de cijfers uit de vorige studie. De enige aanpassing die we hebben gedaan is een correctie voor de brandstofsamenstellingen: in de vorige studie gingen we uit van de 2000 brandstoffen, hier hebben we te maken met de samenstelling vanaf 2005. De verdergaande ontzwaveling en reductie van het aromaatgehalte zorgt voor extra energiegebruik en emissies (zie bijv. [CE, 2000c]). Kort samengevat zijn de emissies als volgt.

Productie

Benzine, diesel en LPG worden alle drie gemaakt van ruwe olie, de emissies tijdens de productie en het transport van de olie naar de raffinaderij zijn daarom voor alle drie de brandstoffen vrijwel gelijk. Ook in de vorige studie zijn deze emissies niet meegenomen.

Raffinage

De emissies die optreden tijdens de raffinage van de brandstoffen hangen af van een aantal factoren [Lewis, '97]:

- de samenstelling van de ruwe olie die de raffinaderij ingaat;
- de procesfaciliteiten die een raffinaderij heeft;
- de vraag naar bepaald producten;
- de specificaties van de producten.

Vanwege de complexe processen en vloeistofstromen in een raffinaderij, de grote verschillen tussen raffinaderijen en de bovengenoemde randvoorwaarden is het onmogelijk om het energiegebruik van de verschillende brandstoffen precies te berekenen. Het is wel duidelijk dat er in deze fase wel significante verschillen zijn tussen deze brandstoffen: benzine vergt een intensiever raffinageproces dan LPG, diesel zit daar nog weer onder.

De raffinage-emissies waarmee we in deze studie rekenen zijn gegeven in Tabel 11.



Distributie

Ook bij de distributie van de brandstoffen naar de tankstations ontstaan emissies. Dit zijn voornamelijk koolwaterstoffen (HC) die verdampen of gemorst worden tijdens overslag of het tanken zelf. De hoeveelheden hangen af van de technische voorzieningen en procedures, maar ook van de eigenschappen van de brandstof: benzine verdamt veel sneller dan diesel bij gelijke voorzieningen. De laatste jaren zijn daarom vrijwel alle Nederlandse pompstations, raffinaderijen en benzinedepots uitgerust met dampretoursystemen voor benzine, waarmee een groot gedeelte van de koolwaterstofdampen worden afvangen. De verdamping van het zeer vluchtige LPG wordt grotendeels voorkomen omdat het in een gesloten systeem wordt opgeslagen en getankt.

Een aanzienlijk gedeelte van de distributie-emissies ontstaat tijdens het vullen van de ondergrondse tank bij het tankstation en het tanken van de voertuigen aan de pomp. We gaan ervan uit dat ca. 20% van deze emissies binnen de bebouwde kom plaatsvindt en 80% ervan daarbuiten. Dit onderscheid is van belang omdat de financiële waardering van HC-emissies hoger is binnen stedelijk gebied dan daarbuiten.

De toegepaste cijfers zijn in Tabel 11 gegeven.

Tabel 11 Emissies die optreden tijdens raffinage en distributie van de brandstoffen, per kilogram brandstof

	Raffinage			Distributie	
	CO ₂ (gr/kg)	NO _x (gr/kg)	HC (gr/kg)	HC (gr/kg)	binnen de bebouwde kom
Benzine	407	0,130	0,95	0,035	20%
Diesel	240	0,074	0,29	0,020	20%
LPG	239	0,079	0,05	0,021	20%

Bron: [CE, 1997a] en [CE, 2000c]



4 Milieu: financiële waardering van emissies

4.1 Inleiding

In het vorige hoofdstuk bleek hoe sterk de emissies tussen de voertuigen en de brandstoffen kunnen verschillen. Dieselmotoren zijn relatief efficiënt en daarmee relatief gunstig voor de CO₂-uitstoot, benzine en LPG scoren daarentegen beter op NO_x en PM₁₀. Maar de milieoverschillen tussen de brandstoffen nemen langzaam maar zeker af tengevolge van de Europese emissie-eisen.

De uitdaging van dit hoofdstuk is om de milieueffecten vergelijkbaar te maken met de economische effecten, zodat afwegingen tussen milieu en economie mogelijk worden. Daartoe is het handig om de emissies uit te drukken in geld. Als de emissies financieel juist zijn gewaardeerd, kunnen milieumaatregelen worden beoordeeld: zijn de baten hoger dan de kosten of niet? We kunnen dan een uitspraak doen over de uit oogpunt van milieu én kosten optimale brandstof of voertuigtechniek. Dit komt in hoofdstuk 6 aan de orde.

In dit hoofdstuk gaan we in op achtergronden en recente ontwikkelingen rond het waarderen van emissies en de wijzigingen die we dientengevolge hebben doorgevoerd in de waarderingen. Daarna geven we een overzicht van de hiermee berekende milieukosten en -baten van de verschillende brandstoffen en technologieën.

4.2 Achtergrond

Een aantal negatieve effecten van het verkeer, zoals luchtvervuiling, geluidshinder en ongevalrisico's voor derden, wordt niet als vanzelf door de markt opgelost. Het zijn negatieve *externe* effecten omdat de veroorzakers van deze effecten ze niet meenemen in hun besluitvorming. Daardoor wentelen deze partijen kosten af op derden.

Correctie van dit marktfalen, ofwel *internalisatie van externe kosten*, is daarom wenselijk vanuit het oogpunt van economische efficiency. Bovendien strookt het met het rechtvaardigheidsprincipe 'de vervuiler betaalt'. Internalisatie van externe kosten leidt tot een optimaal niveau van *externe effecten*. Internalisatie van externe kosten in het verkeer leidt dus niet noodzakelijkerwijs tot *nul* externe kosten, of tot een ander *verkeersvolume*.

Om beleid te kunnen vormgeven om dit marktfalen te corrigeren is kennis vereist over de hoogte van de externe kosten. Externe kosten van transport kunnen zich op twee manieren voordoen:

- kosten van schade en hinder. Emissies en geluid kunnen schadelijke effecten hebben op de menselijke gezondheid en ecosystemen en hinder veroorzaken.
- kosten van compensatiemaatregelen. Als in het politieke besluitvormingsproces doelen zijn gesteld om een maatschappelijk optimaal niveau van emissies of hinder te bereiken, leiden extra emissies op de ene plek niet tot meer schade, maar tot extra kosten elders. In zo'n geval representeren deze compensatiekosten de maatschappelijke kosten van extra emissies.

4.2.1 Waarderingsmethoden

Voor de schatting van de maatschappelijke kosten van extra emissies zijn verschillende methoden in gebruik:

- In de *schadetekostenmethode* probeert men de schade van extra milieuvervuiling direct te ramen, via dosis-effectrelaties. In theoretisch opzicht is deze methode superieur. Een eerste praktisch nadeel is dat de dosis-effectrelaties in het algemeen niet voor alle relevante effecten zijn vast te stellen. Een tweede nadeel is dat niet-materiële effecten moeilijk direct in schade zijn om te zetten.
- Een tweede benadering is dat men via 'stated preference' onderzoek probeert vast te stellen wel bedrag mensen bereid zijn te betalen om een bepaald effect te vermijden (WTP, willingness to pay) ofwel zouden willen ontvangen om aan een bepaald effect blootgesteld te worden (WTA, willingness to accept). Voordeel is dat zo ook immateriële schade kan worden geraamd. Maar de methode heeft ook fundamentele zwakten:
 - Het is twijfelachtig of de ondervraagden in staat zijn een redelijke waarde toe te kennen aan externe effecten. Dit is duidelijk in het geval van klimaatverandering, maar ook zullen weinigen zich bewust zijn van de effecten die bepaalde emissies op hun eigen gezondheid hebben.
 - Het is in het algemeen slechts haalbaar om te methode toe te passen op een beperkt aantal mensen, meestal degenen die het meest last hebben van het effect in kwestie. De effecten op de welvaart van anderen wordt vaak niet meegenomen. En voorbeeld: als gevolg van de restricties om ruimtegebruik rond Schiphol was Amsterdam gedwongen het dure IJburg aan te leggen. De meerkosten hiervan zullen door omwonenden van Schiphol niet worden meegenomen in enquêtes naar hun welbevinden.
- Een derde methode is dat men de kosten probeert vast te stellen via veranderingen in marktprijzen (revealed preference, ofwel hedonische prijzen, HP). Voordeel is de 'hardheid' van de waarnemingen door het vermijden van strategische antwoorden op enquête vragen. Nadeel is echter het beperkt blikveld van deze methode. Alleen zeer duidelijk waarneembare materiële effecten kunnen worden geïdentificeerd. De kosten van broeikasgasemissies, bijvoorbeeld, zullen niet terug te vinden zijn in huidige prijzen van marktgoederen.
- Een vierde benadering op basis van preventiekosten kan worden toegepast indien politiek vastgestelde emissiereductiedoelen zijn vastgesteld. De prijs van emissies zal dan worden gevormd door de marginale kosten van maatregelen die nodig zijn om de doelen te kunnen halen. Een extra eenheid emissie zal het dan immers noodzakelijk maken dat elders, bij voorkeur op de goedkoopst mogelijke plek, en dus tegen de marginale preventiekosten, deze emissies weer worden gereduceerd.

Een punt van discussie bij deze methode is dat het politiek gestelde doel niet noodzakelijkerwijs hoeft overeen te komen met het maatschappelijk optimum. Indien bijvoorbeeld marginale schadetekosten van emissies hoger zijn dan de marginale preventiekosten om het doel te halen, zou het efficiënt zijn om het reductiedoel aan te scherpen. Hier is echter tegenin te brengen dat politiek vastgestelde doelen het best de echte maatschappelijke voorkeuren representeren, dus inclusief de verdelingseffecten die het bestrijden van emissies met zich meebrengt. Echter in dit rapport volgen we het efficiency-criterium: in principe nemen we de marginale schadetekosten als uitgangspunt van onze schaduwprizen.



Naast dit fundamentele punt zijn bij de preventiekostenmethode nog praktische kanttekeningen te plaatsen. De methode veronderstelt een perfecte voorkennis over de kosten van alle mogelijke maatregelen. De technologische dynamiek wordt hierdoor vaak onderschat en de kosten overschat.

Maar een onderschatting van de kosten kan ook optreden doordat verondersteld wordt dat maatregelen in volgorde van kosteneffectiviteit worden getroffen, terwijl allerlei belemmeringen dit vaak tegenhouden. En ten slotte worden kosten vaak onderschat omdat transactie- en comfortkosten vaak niet worden meegenomen. Een voorbeeld is de kleine en zuinige auto: veel modellen geven aan dat dit een uiterst aantrekkelijke win-win maatregel is, in de praktijk mensen veel waarde hechten aan een grote auto met het nodige vermogen.

4.2.2 Samenvattend

Theoretisch de meest bevredigende benadering van de externe kosten van milieuvervuiling is die van de directe schadekostenraming: het vaststellen van dosis-effectrelaties voor alle relevante effecten, en het vervolgens waarderen van al deze effecten in geld. Als voldoende gegevens beschikbaar zijn om tenminste een deel van de effecten te kunnen waarderen levert deze methode een goede benedenschatting.

Als deze directe methode niet haalbaar is komen andere methoden in beeld. Stated- of revealed preference technieken kunnen toegepast worden op lokaal optredende effecten of hinder, maar kunnen toch vaak niet alle effecten afdekken. Deze methoden schieten zeker tekort voor milieueffecten die op lange termijn en op regionaal of mondiaal niveau optreden. De preventiekostenmethode kan dan soelaas bieden.

Tabel 12 Samenvatting van belangrijkste voor en nadelen van diverse methoden voor financiële waardering van milieueffecten

	schadekosten (dosis-effect)	stated preference (SP), CVM, WTP/WTA	revealed preference (RP); hedonische prijzen	preventiekosten
belangrijkste voordeel	theoretisch bevredigend	goed in niet-materiele schade	binnen blikveld beter dan stated preference	consistent met gevoerd beleid
fundamenteel nadeel	geen	gebrek aan kennis	beperkt blikveld	niet-optimale reductiedoelstelling
		beperkte groep		
praktisch nadeel	dosis-effectrelaties nodig voor alle effecten	strategische antwoorden	statistische analyse	dynamiek van technologieontwikkeling
	waardering niet-materiële schade	belang van vraagstelling		aanname van perfecte markten
toepassen in geval van	genoeg gegevens beschikbaar	lokale effecten, korte termijn	lokale effecten, korte termijn	regionale/mondiale effecten, lange termijn
		substantiële niet-materiële schade	vnl. materiële schade	

Bron: CE-interpretatie van internationale literatuur

Afkortingen: CVM: Contingent Valuation Method; WTP/A: Willingness to Pay / Accept

4.3 Ontwikkelingen sinds 1997

De brandstofmixstudie uit 1997 was een van de eerste studies waarin ongeijksoortige milieueffecten van de verschillende brandstoffen met elkaar werden vergeleken en financieel werden gewaardeerd om vergelijking met economische effecten mogelijk te maken.

De zogenoemde 'schaduw prijzen' die in deze studie werden gebruikt waren grotendeels gebaseerd op marginale *preventiekosten* van de verschillende emissies. Het doel van de studie was immers om te laten zien met welke brandstofmix de voor 2010 gestelde milieudoelen tegen de laagste kosten konden worden gehaald. Tevens schoten de bestaande schadekostenstudies op veel gebieden ernstig tekort.

Voor CO₂, NO_x en HC werden deze marginale preventiekosten afgeleid uit de duurste maatregelen die nodig waren om reductiedoelstellingen te halen. Voor de andere emissies werden impliciete preventiekosten afgeleid door kosten van getroffen of in de pijplijn zittende maatregelen ter reductie van deze emissies als maatstaf te nemen. Dit resulteerde in de set van schaduw prijzen als getoond in Tabel 13.



Tabel 13 De schaduwrijzen voor de verschillende emissies zoals gehanteerd in de brandstofmix-studie van 1997, in Euro per kg

	binnen de bebouwde kom	buiten de bebouwde kom
NO _x	9	4,5
PM ₁₀	65	0
benzeen	57	0
HCHO	14	0
HC	4.5	
CO ₂ laag/middel/hoog	0,014 / 0,045 / 0,09	

In de afgelopen jaren is het financieel waarderen van milieuvuiling, en in het bijzonder emissies naar lucht, langzaam maar zeker meer gemeengoed geworden. Deze ontwikkeling heeft diverse achtergronden:

- Allereerst breidt de kennis omtrent de schadelijke effecten van verschillende emissies zich in snel tempo uit waardoor directe schadekostenwaardering beter mogelijk is geworden. Op verschillende vlakken is de afgelopen jaren gewerkt aan verbetering van verspreidingsmodellen en dosis-responsrelaties. Met name op het gebied van de menselijke gezondheid is de kennis snel toegenomen.
- Minstens even belangrijk is dat kosten van milieubeleid de laatste jaren toenemen naarmate de goedkopere opties langzaam uitgeput raken. Een rationele afweging van kosten en baten is dan ook steeds meer nodig om het beleid effectief en betaalbaar te houden.
- Ten slotte beginnen op nationaal en internationaal niveau langzaam maar zeker echte markten voor milieuvuiling te ontstaan waardoor schaduwrijzen voor milieuvuiling expliciet zichtbaar worden. Het bekendste voorbeeld is het Kyoto-protocol, waarin emissiehandel een van de prominentst aanwezige elementen is.

4.4 Nieuwe waarderingen voor verkeersemissies

Gezien de nieuwe ontwikkelingen hebben we een nieuwe analyse van schaduwrijzen voor de belangrijkste verkeersemissies uitgevoerd.

4.4.1 Nieuwe waardering voor CO₂-emissie

Voor de waardering van Nederlandse CO₂-emissie hebben we ons gebaseerd op de marginale reductiekosten zoals die in de Uitvoeringsnota Klimaatbeleid zijn genoemd. Nederland heeft zich immers in EU-verband gecommitteerd om 50% van de Kyoto-verplichtingen te realiseren met binnenlandse maatregelen. Aangezien het in dit project gaat om binnenlands beleid zijn de marginale preventiekosten voor binnenlandse maatregelen een goede maatstaf voor de waardering van CO₂-emissie.

4.4.2 Nieuwe waarderingen voor andere emissies

De nieuwe analyse voor schaduwrijzen voor luchtverontreinigende stoffen in het transport levert de volgende inzichten op:

- De kennis van schadekosten van deze luchtverontreinigende emissies is de laatste jaren enorm verbeterd. Er is met name veel vooruitgang geboekt op het gebied van gezondheidseffecten van deze stoffen. Dosis-effectrelaties en verspreidingsmodellen zijn verbeterd en er is veel minder controverse op het gebied van de waardering van (het verlies aan een aantal jaren van) een mensenleven.

- De toename in kennis van deze gezondheidseffecten heeft geleid tot:
 - een toename van waarderingen van de belangrijkste emissies;
 - een beter inzicht in de variaties in de waarderingen, en hierdoor tot
 - minder spreiding tussen de resultaten, rekening houdend met de verschillende factoren van de spreiding. Ter illustratie: verscheidene studies laten zien dat in een gebied als de binnenstad van Parijs een gram PM_{2,5}-emissie leidt tot gezondheidsschade van enkele euro's en in dun bevolkte gebieden ligt dit meer in de orde van enkele eurocenten. Dit illustreert dat de prijzen van emissies dynamisch en situatieafhankelijk zijn en dat met een toename van wetenschappelijk inzicht de prijzen eerder zullen stijgen dan dalen.
- De aandacht van de gezondheidseffecten verschuift steeds meer naar zeer fijn stof (PM_{2,5}). Uitgebreide analyse in het kader van het ExternE-programma en in een WHO-studie uit 1999 laten robuuste en significante dosis-effectrelaties zien. Hierdoor worden de aan luchtverontreiniging gerelateerde kosten van wegtransport gedomineerd door de gezondheidseffecten van fijn stof.
- De belangrijkste gezondheidseffecten naast die van PM_{2,5} komen van nitraten (product van NO_x) en ozon (product van NO_x en HC).
- Koolmonoxide, 1,3-butadieën, benzeen en benzo(a)pyreen, vervuilende stoffen die tot voor enkele jaren geleden beleidsmatig ook in de aandacht stonden en dientengevolge in de vorige brandstofmixstudie ook zijn beschouwd, lijken weinig of geen gezondheidseffecten te veroorzaken. Ofwel de blootstelling aan, ofwel de menselijke gevoeligheid voor deze stoffen zijn relatief laag.
- Helaas moet worden geconstateerd dat de mogelijkheden om zaken als biodiversiteit en de gezondheidseffecten van bossen in geld te waarderen, achter lopen op de mogelijkheden om gezondheidseffecten te waarderen.
- Alleen al de kosten van gezondheidsschade van belangrijkste verkeers-emissies blijken in het algemeen hoger te zijn dan de marginale preventiekosten om politiek bepaalde doelen te bereiken (zoals de National Emission Ceilings van de EU). Dit in tegenstelling tot de situatie enkele jaren geleden toen nog niet zoveel bekend was over gezondheidsschade.

4.4.3 Samenvattend overzicht

In Tabel 14 staat een samenvattend overzicht van de financiële waardering van de emissies die we in deze studie meenemen.

Tabel 14 De schaduw prijzen voor de verschillende emissies, in Euro per kg

	binnen de bebouwde kom	buiten de bebouwde kom
PM ₁₀	300	70
NO _x	12	7
HC	6	3
SO ₂	10	4
CO ₂ laag / middel/ hoog	0,03 / 0,05 / 0,10	

De voornaamste veranderingen ten opzichte van de studie uit 1997 zijn:

- PM₁₀-emissies worden veel hoger gewaardeerd als gevolg van de sterk toegenomen kennis over de gezondheidseffecten van deze emissie;
- NO_x-emissie wordt enkele tientallen procenten hoger gewaardeerd om dezelfde reden;



- HC-emissie wordt iets lager gewaardeerd omdat schadekostenstudies uitwijzen dat de gezondheidsschade als gevolg van deze emissies relatief beperkt is;
- HCHO en benzeen zijn geschrapt omdat recent onderzoek laat zien dat de schadelijke effecten van deze emissies gering zijn, voornamelijk wegens de geringe blootstelling. Overigens geldt hetzelfde voor emissies van CO en 1,3 butadiëen, die daarom ook al in de eerste brandstofmixstudie niet zijn meegenomen.

4.5 Resultaten voor personen- en bestelauto's

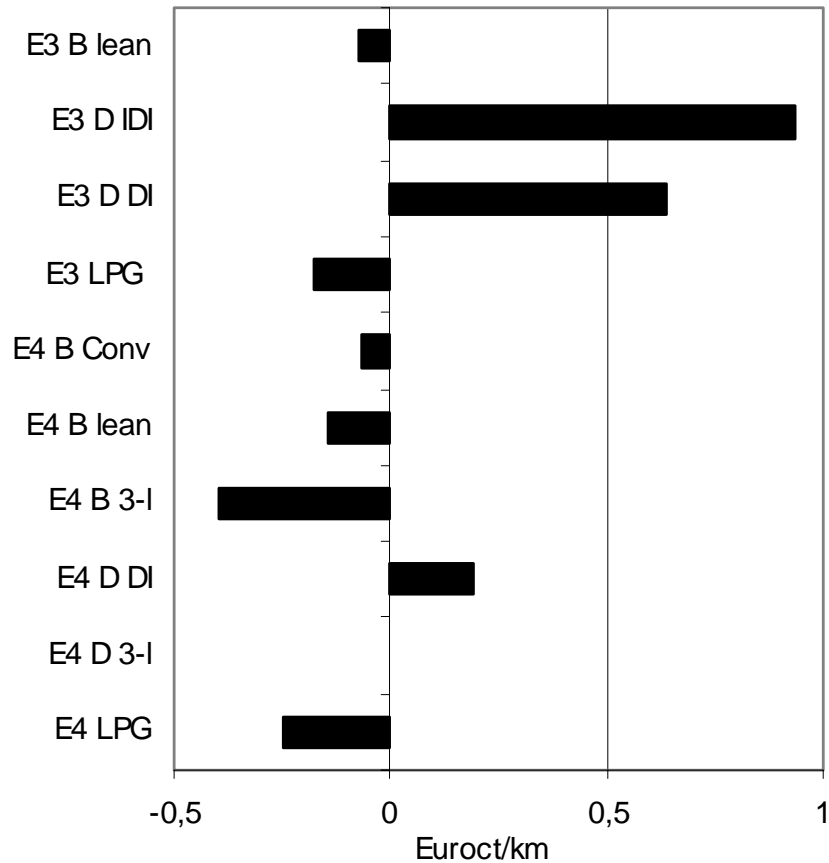
Met deze schaduwrijzen kunnen we nu de emissieverschillen van de verschillende voertuiguitvoeringen met elkaar vergelijken. We kunnen zo de emissieveranderingen ten opzichte de referentievoertuigen in financiële kosten of baten uitdrukken.

Voor de verschillende uitvoeringen van de kleine personenauto's staat het saldo van milieukosten en -baten ten opzichte van het referentievoertuig afgebeeld in Figuur 3. Een uitsplitsing van dit saldo naar locatie (binnen/buiten de bebouwde kom) is afgebeeld in het linker venster van Figuur 4. In het rechtervenster van deze figuur zijn de milieukosten gesplitst naar de afzonderlijke emissiecomponenten. De resultaten van de milieukosten en -baten van de overige categorieën van personenauto's alsook van de bestelauto's laat een vergelijkbaar beeld zien. Deze worden daarom hier niet apart getoond. Voor de volledigheid zijn de grafieken voor alle categorieën echter opgenomen in Bijlage D.

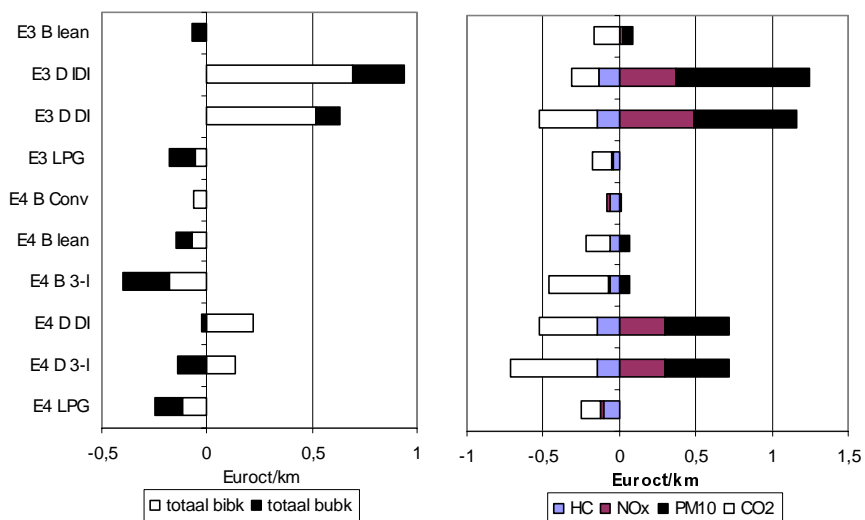
De volgende conclusies kunnen worden getrokken die algemeen geldig zijn voor de lichte voertuigen die we hier beschouwen:

- **Alle benzine- en LPG-uitvoeringen** laten netto milieubaten zien van ca. 0,1 tot 0,4 ct/km, ten opzichte van de Euro-3 conventionele benzineauto. Deze baten zijn met name toe te schrijven aan de reductie van de CO₂-uitstoot. Bij de direct ingespoten benzinemotor vindt deze reductie zijn oorsprong in het lagere brandstofverbruik. Bij de LPG-uitvoering zorgt de geringere CO₂-inhoud van de brandstof voor de emissiereductie van CO₂.
- De Euro-3 **dieselauto's** veroorzaken nog aanzienlijk meer milieukosten dan de benzine- en LPG-auto's, dit verschil neemt echter flink af als de dieselauto's aan Euro-4 normen voldoen.
- De DI **dieselauto's** scoren beter dan de IDI dieselauto's, vooral vanwege hun zuinigheid.
- De **3-liter-benzineauto** (bij de kleine personenauto's) en de **Euro-4 LPG-auto** (bij de andere categorieën) brengen de minste milieukosten met zich mee. Daarna komen de Euro-4 DI lean-burn en de Euro-3 LPG-auto's, die ongeveer dezelfde milieukosten per kilometer hebben.
- Bij de **3-liter-dieselauto's** zijn de milieukosten ten opzichte van het referentievoertuig nihil: de hogere PM10 en NO_x-uitstoot (t.o.v. benzine) wordt gecompenseerd door de reductie van de CO₂. Nadere analyse van Figuur 4 laat echter zien dat de milieubelasting bij deze auto's binnen de bebouwde kom door de hogere NO_x- en deeltjesuitstoot wel groter is dan die van het referentievoertuig.

Figuur 3 Milieukosten en -baten van de verschillende uitvoeringen van **de kleine personenauto**. Kosten zijn gegeven als meerkosten ten opzichte van de referentieauto, de Euro-3 conventionele benzineauto. Negatieve waarden zijn baten, ofwel de milieukosten zijn minder dan bij de referentieauto



Figuur 4 Milieukosten en -baten van de verschillende uitvoeringen van de **kleine personenauto**, ten opzichte van de Euro-3 conventionele benzineauto. Links: gesplitst naar binnen en buiten de bebouwde kom, rechts: naar emissies



4.5.1 Snelheidsbegrenzers bij bestelauto's

Zoals in paragraaf 3.2.3 al werd vermeld kan met een begrenzing van de snelheid op 100 km/uur ca. 7% van de CO₂-emissies en ca. 15% van de NO_x-emissies worden bespaard. Gewaardeerd in schaduwrijzen levert dit voor de bestelauto milieubaten op van ca. 0,13 tot 0,20 €ct/km voor Euro-3 voertuigen. Hierbij vinden de grootste besparingen plaats bij de Euro-3 diesels. Bij de Euro-4 bestelauto's zijn de milieubaten wat kleiner en liggen tussen 0,13 en 0,16 €ct/km.

Bij het toepassen van begrenzers nemen naast de emissies ook de veiligheidsrisico's af door de lagere snelheid. Daarmee kunnen ca. 2 doden en 11 gewonden per miljard kilometer worden vermeden. Uitgedrukt in financiële cijfers, en omgerekend per kilometer levert dat een besparing op van ca. 0,40 €ct/km [CE, 1998].

De besparingen ten gevolge van verminderde geluidsoverlast door snelheidsbegrenzers zijn zeer gering en worden daarom in deze studie verwaarloosd.

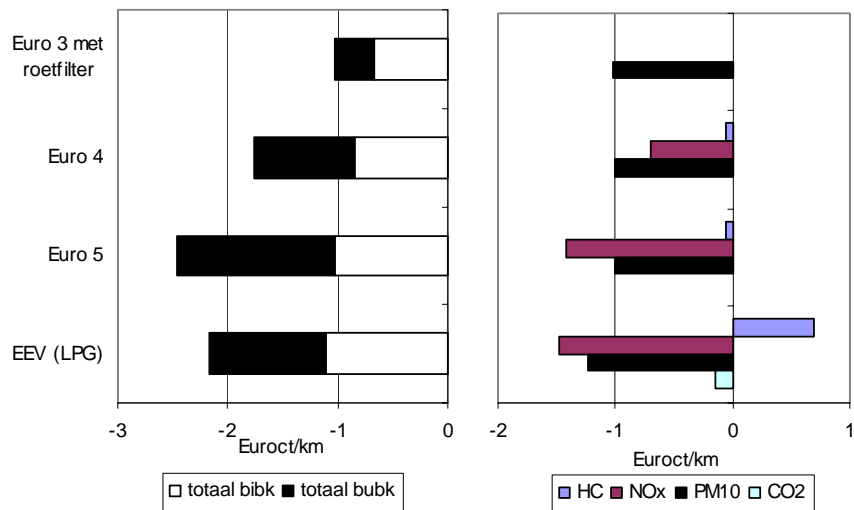
4.6 Resultaten voor zware voertuigen

Analoog aan de lichte voertuigen kunnen we de milieubaten van de zware voertuigen in geld uitdrukken. De uitkomsten voor de lichtste vrachtautocategorie zijn gegeven in Figuur 5, de resultaten voor de huisvuilwagens zijn gegeven in Figuur 6. Alle andere categorieën, incl. de touringcar, lijken sterk op de resultaten van de lichte vrachtauto's. Het blijkt dat de resultaten voor de OV-bussen *kwantitatief* sterk overeenkomen met de huisvuilwagens (*kwantitatief* niet: de baten van de OV-bus zijn ca. 60% van die van de huisvuilwagens). Ook hier is een volledig overzicht van de resultaten van alle categorieën opgenomen in Bijlage D.

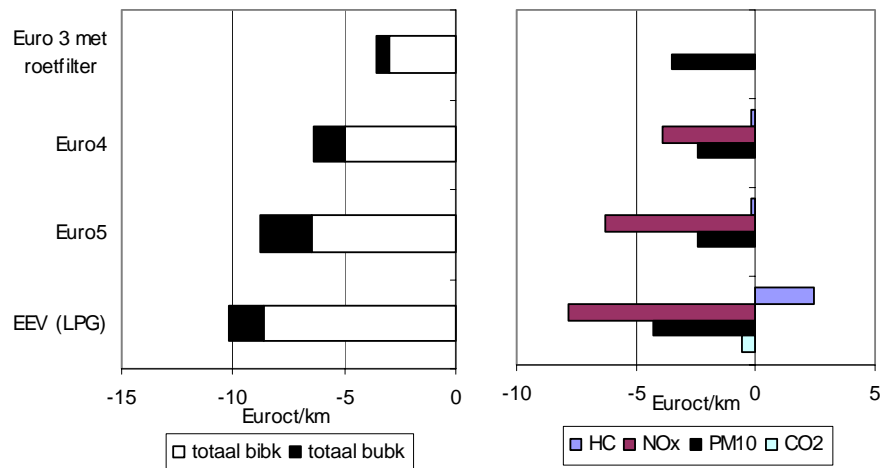
Op basis van deze resultaten, kunnen we de volgende conclusies trekken:

- Anders dan bij de personen- en bestelauto's hebben **alle zware voertuigen** die we in deze studie meenemen (netto) milieubaten ten opzichte van de referentievoertuigen (Euro-3 diesel).
- Inbouw van een **roetfilter** op een Euro-3 vrachtauto zorgt in de meeste categorieën voor een milieuwinst van ca. 1 €ct per kilometer, bij OV-bussen en huisvuilwagens lopen de baten op tot ca. 4 €ct/km.
- De extra NO_x-reductie die met **Euro-4 diesel** vrachtauto's wordt bereikt zorgt in de meeste gevallen voor bijna een verdubbeling van de milieubaten.
- Uitzondering hierop is de **OV-bus**, waar de winst van de deeltjesreductie door een roetfilter veel groter is dan de baten van de NO_x-reductie.
- De **Euro-5 diesel** heeft extra NO_x-baten ten opzichte van de Euro-4. De milieubaten nemen daarmee nog eens met ca. 30% toe.
- Bij de vrachtautocategorieën zijn de milieubaten vrij gelijk verdeeld over de stad en buiten de stad. Vooral inbouw van een roetfilter heeft positieve gevolgen voor de **stedelijke emissies**. De reducties van NO_x-emissies die in Euro-4 en 5 zijn voorgeschreven zorgen vooral voor extra milieubaten buiten de bebouwde kom.
- De milieuwinst van **LPG-vrachtauto's** is ruwweg vergelijkbaar met die van Euro-5-vrachtauto's - in sommige gevallen wat minder, bij de categorieën met een hoog aandeel ritten binnen de bebouwde kom (OV-bus, huisvuilwagen) is de milieuwinst van LPG iets groter. Ook bij deze voertuigen gaat het vooral om een reductie van de deeltjes- en NO_x-emissies.

Figuur 5 Milieubaten van de verschillende uitvoeringen van de vrachtauto's van 3,5 - 7,5 ton GVW, ten opzichte van de Euro-3 dieseltruck van gelijk gewicht



Figuur 6 Milieubaten van de verschillende uitvoeringen van huisvuilwagens, ten opzichte van de Euro-3 huisvuilwagen



4.6.1 Snelheidsbegrenzers bij lichte vrachtauto's

Met een begrenzing van de snelheid op 89 km/uur kan bij lichte vrachtauto's (minder dan 12 ton GVW) ca. 15% van de CO₂-emissies en ca. 16% van de NO_x-emissies worden bespaard.

Gewaardeerd in schaduwrijzen levert dit milieubaten op van ca. 0,6 tot 0,8 €/ct/km voor de lichtste voertuigen (3,5-7,5 ton). De grootste milieubaten (0,8 €/ct/km) vinden hierbij plaats bij de Euro-3 dieseltrucks, de kleinste (0,6 €/ct/km) bij de Euro-5 diesels. De milieubaten van begrenzers op LPG trucks zijn ongeveer gelijk aan die van Euro-4 dieselvrachtauto's en bedragen ca. 0,7 €/ct/km.

Bij de vrachtauto's tussen 7,5 en 12 ton GVW variëren de milieubaten van ca. 0,75 €/ct/km voor een LPG-truck tot ca. 1,1 €/ct/km voor een Euro-3 diesel.

Bij het toepassen van begrenzers nemen naast de emissies ook de veiligheidsrisico's af door de lagere snelheid. Daarmee kunnen ca. 4 doden en 10

gewonden worden vermeden. Uitgedrukt in financiële cijfers, en omgerekend per kilometer levert dat een besparing op van ca. 0,71 €/km [CE, 1998]. De besparingen ten gevolge van verminderde geluidsoverlast bij toepassing van snelheidsbegrenzers zijn zeer gering en worden daarom in deze studie verwaarloosd.



5 Economie: kosten van aanschaf en gebruik

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de verschillende kostenposten die een rol spelen bij de vergelijking van de verschillende voertuiguitvoeringen één voor één besproken. We bepalen de kostenposten vanuit macro-economisch, dus vanuit maatschappelijk oogpunt. Belastingen, heffingen en eventuele subsidies worden buiten beschouwing gelaten; dit zijn immers geen kosten maar overdrachten.

De volgende kostenposten zijn in deze studie meegenomen:

- aanschafkosten;
- onderhoudskosten;
- brandstofkosten;
- comfortkosten (bijvoorbeeld vanwege een kleinere bagageruimte ten gevolge van een ingebouwde LPG-tank);
- evt. kostenbesparingen door toepassing van snelheidsbegrenzers.

Een gedetailleerde uitleg over deze verschillende kostenposten, en over de methode waarmee ze voor deze studie zijn bepaald, wordt gegeven in Bijlagen E (lichte voertuigen) en F (zware voertuigen). In dit hoofdrapport beperken we ons voornamelijk tot de uitkomsten.

5.2 Lichte voertuigen: personen- en bestelauto's

5.2.1 Aanschafkosten

Bij aanschaf is een dieselauto vaak duurder dan een benzineauto, ook als we alleen kijken naar de kale prijs, dat wil zeggen de prijs zonder BTW en BPM¹⁶. Ook aan een DI lean-burn benzinemotor en een LPG-installatie zijn meerkosten verbonden, net als aan de lichtere materialen en duurdere technologie die in de 3-liter-auto's worden toegepast.

Bij het vaststellen van de *prijs* van een auto spelen echter niet alleen de daadwerkelijke *kosten* een rol, autofabrikanten houden ook rekening met marketingaspecten zoals de prijs van concurrerende auto's, doelstellingen voor een marktaandeel en positionering van de auto in een bepaalde klasse. Bij duurdere auto's is de winstmarge (het verschil tussen kosten en prijs) over het algemeen groter dan in het goedkopere segment, de prijs zal daar dan ook minder goed de kosten weerspiegelen.

De verschillen in aanschafkosten tussen diesel- en benzineauto's in de verschillende lichte categorieën zijn bepaald door de prijzen van een groot aantal auto's te vergelijken (zie ook bijlage E). Hierbij is steeds de netto catalogusprijs vergeleken ten opzichte van die van de uitvoering met stoichiometrische benzinemotor. Zo komen we uit op een gemiddelde meerprijs voor een DI dieselauto van ca. € 500 voor de categorie kleine personenauto's, € 650 voor de middelgrote auto's, € 800 voor de grote personenauto's en taxi's, en € 1.000 bij de bestelauto's en taxibusjes. IDI dieselauto's zijn in

¹⁶ Het prijsverschil bij de dealer is nog groter omdat het BPM-tarief voor dieselauto's hoger is dan voor benzineauto's.

het algemeen wat goedkoper, daar lopen de gemiddelde meerkosten op van ca. € 250 voor kleine auto's tot € 550 voor bestelauto's.

De benzineauto's met directe injectie (DI) lean-burn motor en DeNO_x-katalysator zullen naar verwachting ook iets duurder zijn dan de conventionele benzineauto's. Als meerprijs nemen we de geschatte meerkosten van de DeNO_x-katalysator: € 250.

De kosten van een LPG-installatie hangen af van de grootte van het voertuig, het type installatie (conventioneel of ringtank) en of de inbouw al in de fabriek wordt uitgevoerd of pas na aankoop (retrofit). We gaan in deze studie uit van de gemiddelde prijs (excl. BTW) voor inbouw van een LPG-installatie, die oploopt van ca. € 1.500 voor kleine personenauto's tot ca. € 2.000 voor bestelauto's.

De enige 3-liter-auto die op dit moment op de markt is, is de Volkswagen Lupo 3L. De meerprijs van deze auto ten opzichte van de vergelijkbare conventionele Lupo bedraagt zo'n € 1.500. Het is de vraag in hoeverre deze *meerprijs* de *meerkosten* weerspiegelt, omdat bij deze auto voor Volkswagen de PR- en marketingoverwegingen een grote rol spelen.

De kosten van inbouw van snelheidsbegrenzers bij bestelauto's variëren van ca. € 100 bij nieuwe auto's, waar de maximumsnelheid af fabriek in het motormanagementsysteem kan worden ingeprogrammeerd, tot maximaal € 700 per stuk voor retrofit. In deze studie gaan we voornamelijk uit van nieuwe auto's, en dus ook van het lage bedrag, € 100.

Bij de lichte voertuigen is de verwachting dat er geen grote aanpassingen nodig zijn om aan de Euro-4 normen te voldoen. Zodra het zwavelgehalte van diesel en benzine voldoet aan de strengere brandstofnormen van 2005 is waarschijnlijk een optimalisatie van de huidige motortechniek en een andere afstelling voldoende om binnen de emissie-eisen te blijven. We gaan er daarom van uit dat er geen meerkosten aan Euro-4 t.o.v. Euro-3 zijn verbonden.

Een overzicht van alle (macro-economische) meerkosten van de verschillende lichte voertuigen is gegeven in Tabel 15. Een meer gedetailleerde onderbouwing van deze cijfers is gegeven in Bijlage E.1.



Tabel 15 Een overzicht van de verschillen in aanschafkosten en gemiddelde levensduur van de lichte voertuigen. De meerkosten zijn gegeven ten opzichte van de referentieauto's, de auto met conventionele Euro-3 benzine-motor

Voertuigcategor rie	milieu- klasse	Brand- stof	Uitvoering	Meerkosten aanschaf [Euro/stuk]	Levensduur [jaar]	
Personenauto's Klein	Euro-3	Benzine	DI lean-burn met DeNO _x -cat	250	14	
		Diesel	IDI	250	14	
			DI	500	14	
		LPG		1500	14	
	Euro-4	Benzine	DI lean-burn met DeNO _x -cat	250	14	
			3-liter-auto	1500	14	
		Diesel	DI	500	14	
			3-liter-auto	1500+500	14	
LPG		1500	14			
Personenauto's Middel	Euro-3	Benzine	DI lean-burn met DeNO _x -cat	250	10	
		Diesel	IDI	350	11	
			DI	650	11	
		LPG		1750	10	
	Euro-4	Benzine	DI lean-burn met DeNO _x -cat	250	10	
		Diesel	DI	650	11	
		LPG		1750	10	
	Personenauto's Groot/ Sedan	Euro-3	Benzine	DI lean-burn met DeNO _x -cat	250	6 ^a
Diesel			IDI	450	7	6
			DI	800	7	6
LPG				2000	6	5
Euro-4		Benzine	DI lean-burn met DeNO _x -cat	250	6	5
		Diesel	DI	600	7	6
		LPG		2000	6	5
Bestelauto's/ Taxibusjes		Euro-3	Benzine	DI lean-burn met DeNO _x -cat	250	8 ^b
	Diesel		IDI	550	10	8
			DI	1000	10	8
	LPG			2000	8	7
	Euro-4	Benzine	DI lean-burn met DeNO _x -cat	250	8	7
		Diesel	DI	1000	10	8
		LPG		2000	8	7
	Snelheidsbegrenzer				100	c

a Eerste getal: levensduur van grote personenauto's; tweede getal: van taxi's.

b Eerste getal: levensduur van bestelauto's; tweede getal: van taxibusjes.

c Aangenomen is dat de snelheidsbegrenzers niet vervangen hoeven te worden gedurende de levensduur van de auto.

5.2.2 Onderhoudskosten

De techniek van benzine- en dieselmotoren verschilt op een aantal punten, en dus verschilt ook het onderhoud aan deze motoren. In de vorige brandstofmix-studie werd er nog van uitgegaan dat dieselauto's meer (duurder) onderhoud nodig hebben dan benzineauto's, dit verschil lijkt de laatste jaren echter verdwenen te zijn (zie Bijlage E.2 voor een nadere toelichting). We gaan daarom uit van gelijke onderhoudskosten voor deze twee brandstofsoorten.

Bij auto's die op LPG rijden houden we wel rekening met extra onderhoudskosten, van ca. 0,9 €ct per kilometer (zie Bijlage E.2).

5.2.3 Brandstofkosten

De brandstofkosten van de verschillende voertuigen worden zowel door het brandstofverbruik als ook door de brandstofprijzen bepaald. De verbruikscijfers van de verschillende voertuigen zijn in hoofdstuk 3 gegeven, de brandstofprijzen van de drie brandstoffen worden hier besproken.

De kale brandstofprijzen van benzine, diesel en LPG (dus zonder accijns, BTW en andere heffingen) verschillen weliswaar niet zo sterk als de prijzen die aan de pomp betaald moeten worden, ze zijn echter de afgelopen jaren niet helemaal gelijk aan elkaar geweest.

Benzine, diesel en LPG zijn allen gebaseerd op ruwe olie. *Prijsverschillen* worden daarom voornamelijk veroorzaakt door de verschillende raffinageprocessen die moeten worden toegepast, en de markt van vraag en aanbod van de verschillende raffinageproducten.

De afgelopen 10 jaar is de kale prijs van Euro 95 benzine ca. 1 €ct per liter hoger geweest dan die van diesel (zie bijlage H). De verwachting is dat dit geringe prijsverschil geheel zal wegvallen wanneer benzine en diesel aan de 2005-specificaties zullen voldoen. De verregaande ontzwaveling van diesel zal waarschijnlijk iets duurder zijn dan de aanpassingen van benzine aan de nieuwe normen voor zwavel en aromaten.

Op grond van het historisch verloop van de brandstofprijzen en het feit dat LPG niet ontzwaveld hoeft te worden, zal naar verwachting het prijsverschil tussen enerzijds benzine en diesel en anderzijds LPG de komende jaren ca. 3 €ct per liter bedragen.

Het verwachte *absolute niveau* van de kale brandstofprijzen is eveneens gebaseerd op het historisch verloop van de prijzen en zal voor benzine en diesel ca. 0,30 €/liter bedragen. De in deze studie gebruikte kale brandstofprijzen zijn samengevat in Tabel 16.

Tabel 16 Gemiddelde kale brandstofprijzen, zoals in deze studie gehanteerd

Brandstofsoort	Prijs [€/liter]
Benzine	0,30
Diesel	0,30
LPG	0,27

5.2.4 Comfortkosten

Naast aanschaf- en onderhoudskosten zijn in de vorige brandstofmix-studie de zogenoemde comfortkosten geïntroduceerd. Deze kosten zien we bijvoorbeeld bij LPG: het financiële omslagpunt, de jaarkilometrage waarbij het financieel aantrekkelijker is om op LPG te rijden dan op diesel, ligt vaak lager dan de jaarkilometrage waarbij mensen daadwerkelijk overstappen. Degenen die toch op diesel blijven rijden betalen blijkbaar liever meer dan dat ze op LPG overstappen. Pas als het kostenverschil groter wordt, stappen zij over. Een vergelijkbaar effect kan optreden bij diesel vs. benzine. Vooral in het verleden waren de prestaties en het comfort van dieselauto's nog aanzienlijk minder dan van benzineauto's. Men was dan vaak bereid om iets meer te betalen voor het comfort van de benzineauto. Door verbeteringen aan de dieselmotoren is dit verschil de laatste jaren echter teruggelopen.

De extra kosten die men bereid is te betalen voor (vermeend) extra comfort van een duurdere uitvoering noemen we comfortkosten.



Bij LPG-auto's zijn deze kosten voornamelijk terug te voeren op verminderd comfort van de auto vanwege de LPG-tank in de bagageruimte. Ook het verbod voor LPG-auto's bij sommige parkeergarages, de verminderde beschikbaarheid van LPG in het buitenland en de perceptie dat het lastig is om te tanken spelen een rol.

Personenauto's

In Bijlage E.3 is een uitvoerige berekening gegeven van de comfortkosten van diesel- en LPG-auto's, door de praktijkgegevens over het aandeel van de verschillende brandstoffen bij de verschillende jaarkilometrages te vergelijken met de kosten die gemaakt worden. Hieruit blijkt, dat bij kilometrages boven het theoretisch kostenomslagpunt van benzine naar diesel en LPG, waar diesel en LPG goedkoper zijn dan benzine, het aandeel benzinevoertuigen weliswaar sterk afneemt, maar toch nog aanzienlijk is. Het gemiddelde bedrag dat deze eigenaren van benzineauto's teveel betalen is zo'n € 250. De kosten van diesel en LPG-auto's blijken nauwelijks te verschillen.

De cijfers die voor deze vergelijking gebruikt zijn, zijn gebaseerd op het gemiddelde wagenpark, in 1998. Omdat met name nieuwere diesels beter presteren dan de oude, lijken de comfortkosten van modernere dieselauto's lager te liggen. Helaas zijn onvoldoende gegevens voor handen om deze berekening alleen voor de nieuwere voertuigen uit te voeren. Op basis van onze eigen inschatting van de ontwikkelingen hebben we daarom een correctie toegepast, en gaan we uit van comfortkosten van € 100 voor een Euro-3 diesel en € 50 voor een Euro-4 diesel (ten opzichte van de Euro-3 resp. Euro-4 benzineversie); voor LPG houden we € 250 aan voor de Euro-3 (G4) uitvoering, en € 200 voor de Euro-4 (G4+) uitvoering.

Taxi's

Het kostenplaatje, en ook de comfortkosten van de verschillende brandstoffen ziet er voor de taxibranche anders uit dan voor personenauto's. Dit blijkt al uit de 'brandstofmix' in deze branche: vrijwel alle taxi's rijden op diesel. Het aandeel LPG is minder dan 5% van de voertuigen, ondanks de hoge jaarkilometrages. Naast de redenen die ook voor particulieren gelden (onderhoudskosten, afschrijving, verbeterde prestatie van dieselauto's, beperkte mogelijkheden tot ombouw) geldt voor taxi's nog een aantal speciale redenen om voor diesel in plaats van LPG te kiezen:

- de teruggaveregeling van MRB en BPM voor taxi's; door deze regelingen is per saldo de aanschaf van een dieselauto vaak voordeliger dan de aanschaf van een benzinemodel en ombouw naar LPG;
- betrouwbaarheid; taxi's worden in de dagelijkse praktijk zwaar op de proef gesteld. Zoals ook eerder reeds aan de orde is gekomen brengen dieseltaxi's minder onderhoud met zich mee dan LPG-taxi's. Exacte gegevens hierover zijn echter niet beschikbaar;
- de ruimte die een LPG tank inneemt weegt voor taxi's die vaak klanten met bagage moeten vervoeren zwaarder dan bij particulieren;
- LPG is slechts in beperkte mate verkrijgbaar bij nacht-tankstations.

Vanwege de laatste punten lijkt het redelijk te veronderstellen dat de comfortkosten van LPG bij taxi's hoger zijn dan bij particuliere auto's. Verminderde inzetbaarheid van de taxi kan dan ook directe financiële consequenties met zich meebrengen. Vanwege het gebrek aan concrete gegevens hebben we de comfortkosten van LPG taxi's geschat op twee maal de comfortkosten van LPG personenauto's.

Bestelauto's

Voor een betrouwbare berekening van de comfortkosten bij bestelauto's hebben we informatie nodig zoals bij de personenauto's is gebruikt: de verdeling van de kilometrages per brandstofsoort. Vanwege het zeer grote aandeel dieselveertuigen in deze categorie is deze verdeling echter niet bekend. We hebben daarom de comfortkosten van de grote personenauto's ook voor de bestelauto's gebruikt.

Het is onduidelijk of er comfortkosten aan het gebruik van snelheidsbegrenzers zijn verbonden. Waarschijnlijk vindt een gedeelte van de bestuurders de begrenzing een reductie van het comfort, terwijl anderen het juist prettig vinden. Op dit moment wordt een grootschalige proef met snelheidsbegrenzers in bestelauto's uitgevoerd door NOVEM, waar deze aspecten ook aan de orde komen. Deze proef wordt echter pas in de eerste helft van 2002 afgerond. We stellen daarom de comfortkosten van snelheidsbegrenzers op € 0.

5.2.5 Kostenbesparingen t.g.v. snelheidsbegrenzers

De toepassing van snelheidsbegrenzers kan een aantal kostenbesparingen opleveren:

- er hoeft minder brandstof te worden aangeschaft, en
- er kunnen goedkopere banden worden toegepast.

Deze effecten treden op tijdens het gedeelte van de ritten waar de bestelwagens zonder begrenzer sneller zouden rijden dan de ingestelde 100 km/u¹⁷. Een inschatting van deze besparingen is gemaakt in [CE, 1998].

De afname van het brandstofverbruik bedraagt gemiddeld zo'n 7%. De directe besparing op de kale brandstofkosten varieert tussen 0,16 €/ct/km voor een DI diesel en 0,27 €/ct/km voor een LPG-uitvoering.

Daarnaast kunnen de begrensde bestelauto's uitgerust worden met goedkopere banden, zo blijkt uit ervaringen met begrensde zware vrachtauto's. Dit levert bij een bestelauto een geschatte besparing op van ca. 0,03 €/ct/km.

Tegenover de kostenbesparingen staat een extra kostenpost van ca. 0,06 €/ct/km voor de afschrijving van de begrenzer over de levensduur van het voertuig. Deze kostenpost wordt echter ruim gecompenseerd door de besparingen.

5.2.6 Totale economische kosten

Een aantal van de bovengenoemde kostenposten zijn éénmalig, een aantal zijn jaarlijkse kosten. Om een totaalbeeld van de economische (meer)kosten te krijgen, en om deze kosten te vergelijken met de emissieverschillen van de verschillende voertuigen, hebben we deze kosten hier uitgedrukt in kosten per kilometer.

Hierbij is uitgegaan van het principe dat de éénmalige kosten over de gehele levensduur van de voertuigen (of van de betreffende onderdelen) worden afgeschreven. Hiervoor hanteren we de gemiddelde levensduur van de verschillende voertuigen uit Tabel 15, de gemiddelde jaarkilometrages uit Tabel 4 en een (macro-economisch) rentepercentage van 5%. De jaarlijks terugke-

¹⁷ Een aantal typen snelheidsbegrenzers kan ook het motortoerental begrenzen. Hierdoor kunnen ook bij lagere snelheden besparingen optreden. Deze begrenzers zijn echter relatief duur: ca. € 700.



rende kosten zoals onderhoud e.d. zijn omgerekend naar kilometerkosten via de gemiddelde jaarkilometrage.

Bij de berekening van de afschrijving is geen rekening gehouden met een afnemend kilometrage met de leeftijd van de auto, ofwel een versnelde afschrijving over de eerste jaren. Bij het omrekenen van de vaste kosten naar kosten per kilometer gaan we dus uit van de gemiddelde levensduur van de auto en de gemiddelde kilometrages.

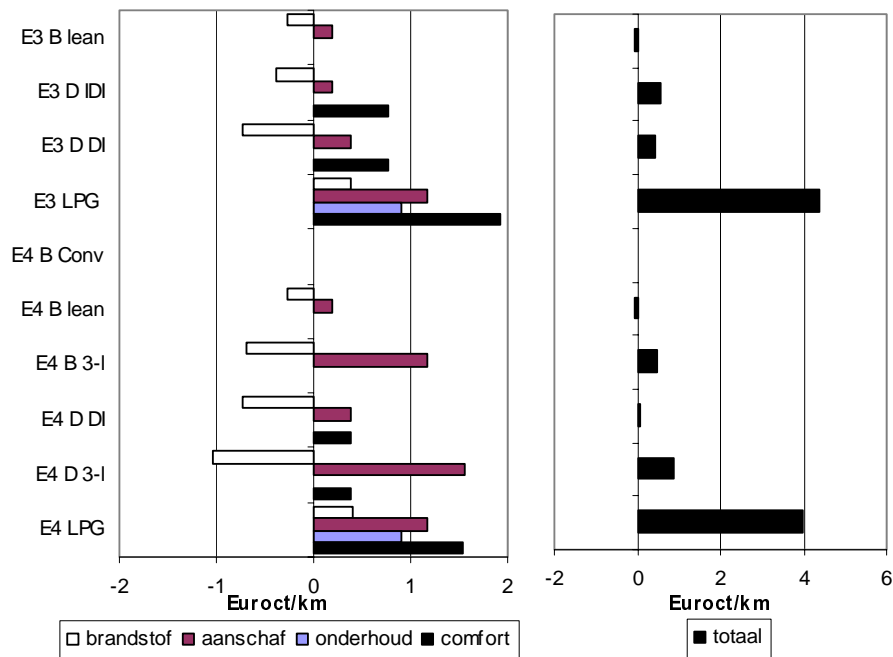
In Figuur 7 zijn de gemiddelde totale meerkosten van de verschillende uitvoeringen binnen de categorie kleine personenauto's gegeven, ten opzichte van de Euro-3 conventionele benzineauto uit deze categorie. In Figuur 8 is hetzelfde overzicht getoond voor de taxi sedan's. Telkens zijn in de linker figuur de afzonderlijke kostenposten gegeven, terwijl rechts het totale resultaat staat afgebeeld.

De kostenplaatjes van de andere lichte categorieën zitten over het algemeen tussen deze twee uitersten in, en zijn hier niet worden getoond (voor de volledigheid zijn alle resultaten wel opgenomen in Bijlage E.5).

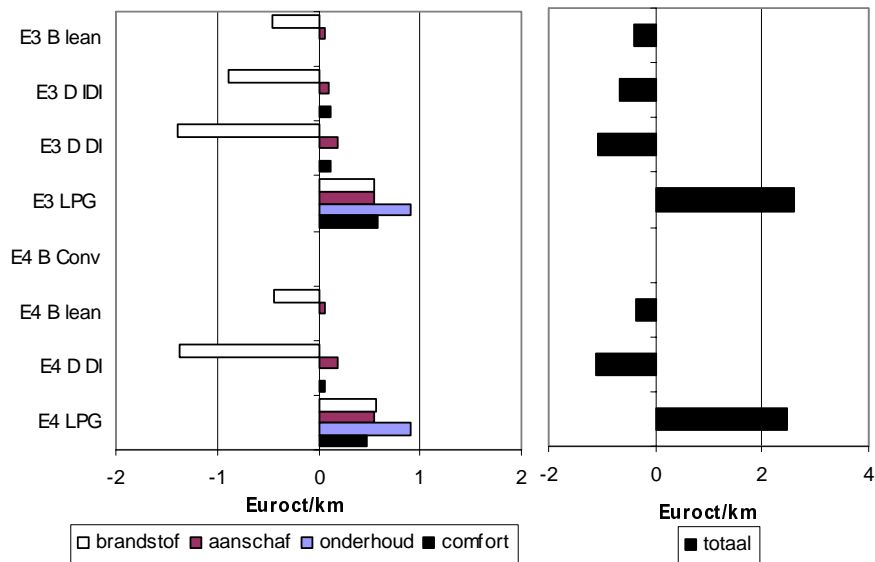
De volgende conclusies kunnen uit deze overzichten worden getrokken:

- Bij alle benzine- en dieseluitvoeringen zijn de **brandstofkosten** lager dan bij de referentieauto. Dit verschil wordt alleen veroorzaakt door een lager verbruik, de kale brandstofkosten van benzine en diesel zijn gelijk. De brandstofkosten van LPG-auto's zijn gemiddeld juist hoger, ondanks de (iets) lagere kosten per liter. Dit wordt veroorzaakt door het hogere brandstofverbruik van LPG-auto's.
- **LPG-auto's** hebben daarnaast ook relatief hoge aanschaf-, onderhouds- en comfortkosten. De totale meerkosten van LPG-auto's zijn aanzienlijk, ca. 4 €/ct/km bij de kleine personenauto's, ca. 2,5 €/ct/km bij de taxi sedan's, en ca. 3,5 €/ct/km bij de andere categorieën.
- De **3-liter-auto's** hebben ook relatief hoge aanschafkosten, maar daar staat een flinke besparing aan brandstofkosten tegenover.
- De meerkosten van de **Euro-4 DI diesel** zijn bij de kleine auto's nihil doordat de brandstofbesparing vrijwel gelijk is aan de meerkosten van aanschaf en comfort. Bij de andere lichte categorieën (die meer kilometers per jaar rijden) is de brandstofbesparing groter dan de meerkosten, zodat er netto een kostenbesparing overblijft.
- De **Euro-3 DI diesel** is iets minder gunstig dan de Euro-4 DI diesel vanwege de hogere comfortkosten.
- De kosten van de **Euro-4 conventionele benzineauto** zijn vrijwel gelijk aan de kosten van de Euro-3 uitvoering.
- De **DI lean-burn benzinevoertuigen** met DeNO_x-kat leveren een kostenbesparing op ten opzichte van de conventionele benzineauto's, doordat de iets hogere aanschafprijs wordt gecompenseerd door de baten van de brandstofbesparing. Bij de kleine auto's die relatief weinig kilometers rijden en daardoor weinig brandstof besparen is het voordeel zeer beperkt, zo'n 0,1 €/ct/km, bij de veelrijdende taxi sedan's loopt dit op tot bijna 0,4 €/ct/km.

Figuur 7 Gemiddelde kostenverschillen van de verschillende uitvoeringen in de categorie kleine personenauto's, ten opzichte van de Euro-3 conventionele benzineauto uit dezelfde categorie. Links: de kosten gesplitst naar kostenpost. Rechts: totaal



Figuur 8 Gemiddelde kostenverschillen van de verschillende uitvoeringen in de categorie taxi sedans, ten opzichte van de Euro-3 conventionele benzineauto uit dezelfde categorie. Links: de kosten gesplitst naar kostenpost. Rechts: totaal



De hier gepresenteerde kostenplaatjes kunnen pas goed worden beoordeeld aan de hand van de milieueffecten van de verschillende voertuiguitvoeringen. Een sterke emissiereductie zou namelijk aanzienlijke meerkosten kunnen rechtvaardigen. In hoofdstuk 6 maken we uiteindelijk de afweging tussen de economische meerkosten en de milieueffecten.



5.3 Zware voertuigen: vrachtauto's, bussen, huisvuilwagens

5.3.1 Aanschafkosten

Bij de lichte voertuigen kan waarschijnlijk zonder significante meerkosten aan de verscherpte Euro-4 milieueisen worden voldaan. Bij zware dieselvoertuigen is dat anders. Om aan de Euro-4 eisen te voldoen, moet naar verwachting een roetfilter worden toegepast. Voor Euro-5 is zelfs dat waarschijnlijk niet voldoende, en zullen extra motor- of nabehandelingstechnologieën moeten worden gebruikt, zoals selectieve katalytische reductie (SCR). Een gedetailleerde beschrijving van de te verwachten kosten voor deze technologieën is gegeven in Bijlage F.1, hier beperken we ons tot de resultaten.

De verwachte meerkosten van een Euro-4 dieselvrachtauto ten opzichte van een Euro-3 dieselvoertuig zijn ongeveer € 5.000. Een Euro-5 voertuig zal naar verwachting in totaal ca. € 8.000 duurder zijn dan de Euro-3. Ook de levensduur van de onderdelen is van belang voor de kosten. We gaan uit van een gemiddelde levensduur van 4 jaar voor de roetfilters, terwijl de SCR net zo lang meegaat als het voertuig zelf. Deze technieken worden nu echter nog niet op grote schaal toegepast, de onnauwkeurigheid van deze inschattingen is dus vrij groot.

De kosten van LPG in zware voertuigen kunnen vrij sterk uiteenlopen. Bij de lichte categorie vrachtauto's, tussen 3,5 en 7,5 ton GVW, bestaat vaak de mogelijkheid om, net als bij personenauto's, een bestaande benzinemotor om te bouwen naar LPG. De kosten van deze ombouw liggen relatief laag, rond de € 3.400. Bij de zwaardere voertuigen is ombouw van benzinemotoren niet meer mogelijk, en hangen de productiekosten sterk af van het productievolume. Bij de huidige beperkte vraag bedragen de meerkosten ten opzichte van een vergelijkbare Euro-3 dieselvrachtauto ca. € 22.500. Gaat het om zo'n 500 stuks per jaar, dan nemen de meerkosten af naar zo'n € 18.000. Bij nog grotere volumes, ca. 2.500 stuks per jaar, kan de automatisering verder worden doorgevoerd en blijven de meerkosten beperkt tot ca. € 9.100. In deze studie houden we dit laatste bedrag aan, waarbij we dus aannemen dat de LPG-trucks in grote series kunnen worden gebouwd. Vermoedelijk is er wel een aanzienlijke financiële stimulering nodig om deze situatie te bereiken.

5.3.2 Onderhoudskosten

Euro-4 en 5 dieseltrucks hebben waarschijnlijk nieuwe nabehandelingstechnologieën nodig, die waarschijnlijk ook onderhoudskosten tot gevolg zullen hebben. Wegens gebrek aan gegevens hebben we deze meerkosten (ten opzichte van Euro-3) voor alle zware voertuigcategorieën geschat op 0,45 €/ct/km (zie Bijlage F.2).

Ook LPG-trucks brengen hogere onderhoudskosten met zich mee dan vergelijkbare diesel-vrachtauto's [DAF, 1999; NOVEM, 1999a,b]. De ervaringen die tot nu toe zijn opgedaan zijn echter voor een groot deel 'vervuild' met "kinderziektes". De verwachting is daarom dat deze meerkosten in de toekomst zullen dalen¹⁸.

¹⁸ Op dit moment voert NOVEM een 3 jaar lange duurproef uit met LPG vrachtauto's, uit deze proef zal naar verwachting een beter beeld van de meerkosten komen.

Op basis van de beschikbare gegevens en inschattingen op dit moment (zie Bijlage F.2), gaan we in deze studie uit van meerkosten van 3,2 €/ct/km voor de vrachtauto's lichter dan 12 ton en bussen, en 1,8 €/ct/km voor vrachtauto's zwaarder dan 12 ton. Dit kostenverschil heeft vooral te maken met de kilometrage: bij de hogere kilometrages van de zwaardere trucks kunnen de vaste onderhoudskosten over een groter kilometrage worden uitgesmeerd. Huisvuilwagens rijden nog minder kilometers, waarbij ook nog veel wordt afgeremd en opgetrokken en de persinstallatie wordt gebruikt. De onderhoudskosten nemen daardoor toe tot zo'n 4,5 €/ct/km.

5.3.3 Brandstof- en ureumkosten

Voor de brandstoffen van zware voertuigen gelden dezelfde (kale) kosten als bij de lichte voertuigen, zie Tabel 16. De kale benzine- en dieselkosten zijn gemiddeld vrijwel gelijk, terwijl LPG iets goedkoper is per liter. De brandstofverbruikcijfers zijn gegeven in hoofdstuk 3.

Euro-5 diesel-vrachtauto's zullen waarschijnlijk behalve diesel ook ureum verbruiken die nodig is voor de nabehandelingstechnologie. De vermoedelijke prijs van ureum ligt rond de 0,35 €/ct/liter, het geschatte verbruik is ongeveer 1 liter ureum op 20 liter diesel [CE, 2000c].

5.3.4 Comfortkosten

Het aandeel LPG-vrachtauto's en de gegevens over de kosten en het gebruik ervan zijn te beperkt om de comfortkosten van LPG in de zware sector te bepalen. Het is te verwachten dat ook bij vrachtauto's het comfort af kan nemen, bijvoorbeeld doordat de tank ruimte inneemt in het laadgedeelte, of doordat vaker getankt moet worden. Daar staat tegenover dat de geluidsproductie van LPG-motoren in het algemeen kleiner is dan die van dieselmotoren.

Wegens gebrek aan gegevens over de comfortkosten, en omdat de economische meerkosten (aanschaf en onderhoud) relatief groot zijn, hebben we in deze studie de comfortkosten van LPG zware voertuigen verwaarloosd.

5.3.5 Kostenbesparingen t.g.v. snelheidsbegrenzers

De brandstofbesparingen van toepassing van snelheidsbegrenzers bij de trucks met een gewicht tussen 3,5 en 7,5 ton GVW bedragen ca. 0,8 €/ct/km voor dieseltrucks en ca. 1,4 €/ct/km voor LPG-trucks. Voor de vrachtauto's tussen 7,5 en 12 ton GVW zijn deze besparingen respectievelijk ca. 1 en ca. 1,8 €/ct/km. De besparing op de banden is ca. 0,24 €/ct/km. De besparingen ten gevolge van verminderde geluidsoverlast zijn zeer gering en worden daarom in deze studie verwaarloosd.

De extra kosten voor de afschrijving van de begrenzer over de levensduur van het voertuig bedragen ca. 0,07 €/ct/km. Deze kostenpost wordt echter ruim gecompenseerd door de besparingen.

5.3.6 Totale economische kosten

Bij de kosten van de zware voertuigen zijn aan alle uitvoeringen meerkosten verbonden ten opzichte van de Euro-3 (referentie)voertuigen. Per voertuigcategorie zijn deze meerkosten in de meeste gevallen ongeveer van gelijke



grootte. Zodra we ze omrekenen naar kosten per kilometer zien we echter verschillen ontstaan door de verschillen in jaarkilometrages en levensduur.

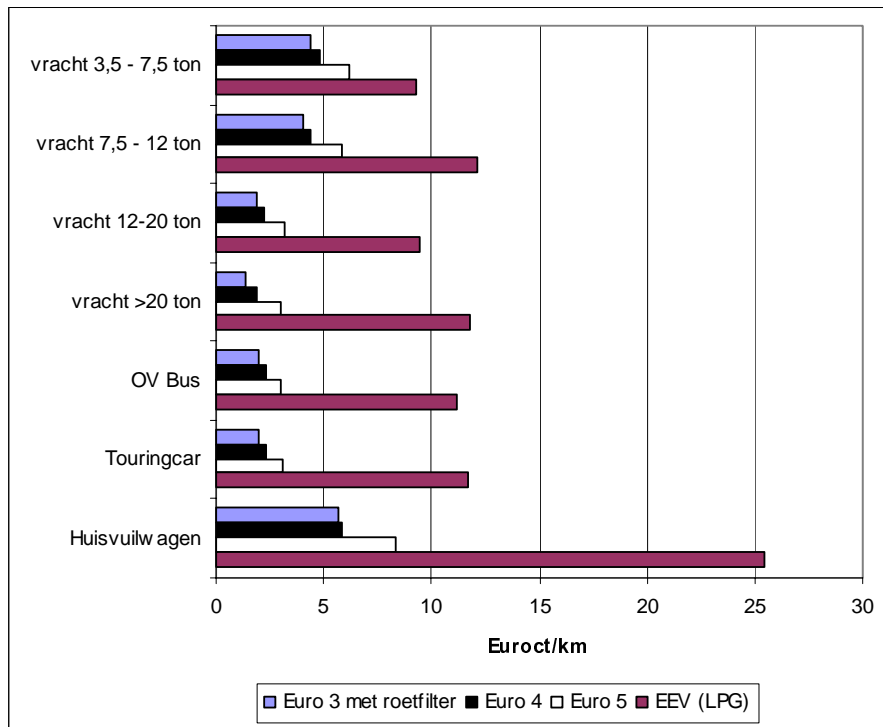
In Figuur 9 is een overzicht gegeven van de totale meerkosten per kilometer, voor alle zware voertuigen. De meerkosten van de schonere dieseluitvoeringen liggen tussen 1,8 en 6 €/ct/km voor Euro-4 en tussen 3 en 8,3 €/ct/km voor Euro-5. Aan LPG zijn aanzienlijke hogere meerkosten verbonden, bij de meeste categorieën rond de 10 €/ct/km en bij de huisvuilwagens zelfs zo'n 25 €/ct/km.

Deze cijfers kunnen worden verklaard aan de hand van Figuur 10 en Figuur 11. Figuur 10 laat de gedetailleerde kostenplaatjes zien voor de lichte vrachtautocategorie, 3,5 – 7,5 ton GVW. Figuur 11 toont dezelfde gegevens voor de huisvuilwagens. Hieruit blijkt dat bij de Euro-4 en Euro-5 vrachtauto's vooral de hogere aanschafkosten de oorzaak zijn van de meerkosten. De hogere onderhoudskosten en het ureumverbruik (bij Euro-5) zijn van ondergeschikt belang. Bij LPG-voertuigen zorgt het hogere verbruik voor aanzienlijk hogere kale brandstofkosten, daarnaast zijn ook de aanschaf- en onderhoudskosten niet onaanzienlijk. Het stop-and-go gebruik van huisvuilwagens, en het gebruik van de persinstallatie, zorgen voor de relatief hoge meerkosten van LPG in deze categorie.

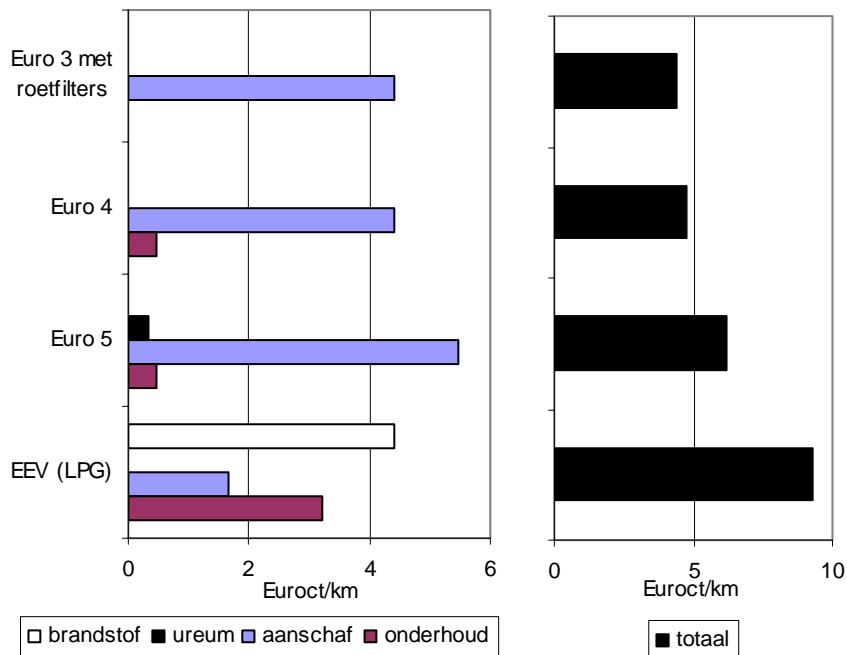
Uit de berekeningen en figuren kan een aantal conclusies worden getrokken die op alle zware categorieën van toepassing zijn:

- De **LPG-voertuigen** hebben een aanzienlijk hoger verbruik zodat, ondanks de iets lagere kale brandstofprijzen, de kale brandstofkosten aanzienlijk hoger zijn.
- De meerkosten van de **Euro-4 en Euro-5** uitvoeringen worden voornamelijk bepaald door de hogere aanschafprijzen. Bij vrachtauto's die relatief veel kilometers rijden spelen deze meerkosten daarom een minder grote rol. Omdat is aangenomen dat de onderhoudskosten een vast bedrag per kilometer zijn (onafhankelijk van de grootte van de vrachtauto), en de ureumkosten beperkt blijven, nemen de totale meerkosten van de Euro-4 en 5 zware wagens dan ook af met toenemend vrachtautogewicht.
- De meerkosten van Euro-4 en Euro-5 **bussen** zijn lager dan van vergelijkbare vrachtauto's vanwege de langere levensduur waarover de aanschafkosten kunnen worden afgeschreven.
- De meerkosten van Euro-4, Euro-5 en EEV **huisvuilwagens** zijn aanzienlijk hoger dan van de andere categorieën vanwege de relatief beperkte kilometrage (wat tot hoge aanschafkosten per kilometer leidt). Bij LPG komen daar nog hoge brandstofkosten bij.

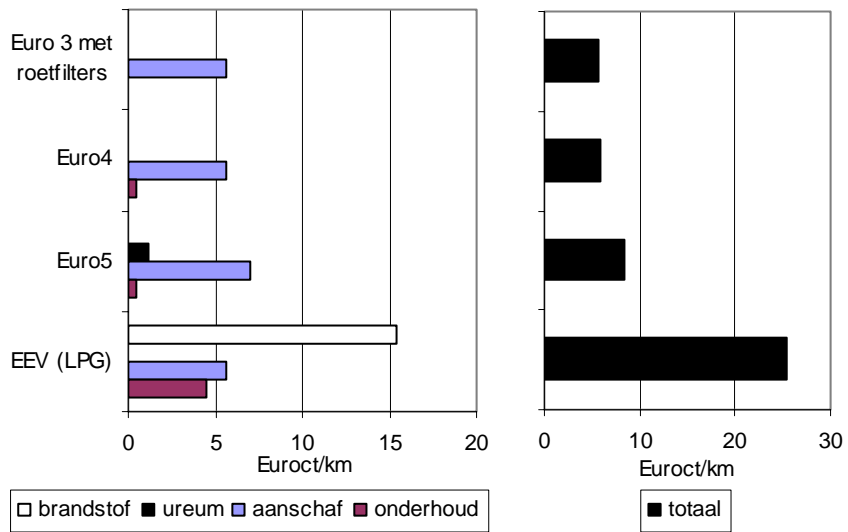
Figuur 9 De totale meerkosten van de Euro-3 met roetfilter, de Euro-4, Euro-5 en EEV (LPG) voertuigen, ten opzichte van de Euro-3 referentievoertuigen, in €/ct/km



Figuur 10 Gemiddelde kostenverschillen van de verschillende uitvoeringen in de vrachtautocategorie 3,5- 7,5 ton GVW, ten opzichte van de Euro-3 dieselvrachtauto uit dezelfde categorie. Links: de kosten gesplitst naar kostenpost. Rechts: totaal



Figuur 11 Gemiddelde kostenverschillen van de verschillende uitvoeringen in de categorie huisvuilwagens, ten opzichte van het Euro-3 dieservoertuig uit dezelfde categorie. Links: de kosten gesplitst naar kostenpost. Rechts: totaal





6 Balans tussen milieu en economie

6.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden milieu en economie met elkaar gecombineerd. Voor ieder voertuigtype bekijken we, per brandstofsoort en uitvoering, hoe de financieel gewaardeerde milieueffecten en de economische kosten zich met elkaar verhouden. Zo kunnen we, de nodige onzekerheidsmarges in acht nemend, uitspraken doen over welke technologieën of brandstoffen onder welke voorwaarden in welke voertuigtypen toegepast tot de laagste maatschappelijke kosten (som van economische- en milieukosten) leiden, ofwel optimaal zijn.

Echter eerst plaatsen we in paragraaf 6.2 het belang van brandstofkeuze in een breder economisch kader, en gaan we na wat de rol van 'optimale' brandstoffen is in het streven naar optimale welvaart.

Vervolgens beschrijven we in de daaropvolgende paragrafen de resultaten van deze afweging voor de verschillende voertuigcategorieën. In paragraaf 6.10 volgt een synthese van de resultaten en een vergelijking met de vorige brandstofmix-studie uit 1997.

In dit deel van het rapport concentreren we ons op de hoofdlijnen van de resultaten, een uitvoeriger overzicht van de uitkomsten van de berekeningen is te vinden in Bijlage G. In die bijlage is ook een paragraaf opgenomen waarin wordt ingegaan op de gevoeligheid van de resultaten voor de onzekerheden waarmee we in deze studie te maken hebben, op het gebied van emissies, brandstofverbruik, schaduwprijs en kosten.

6.2 Optimale brandstof en optimale welvaart

Door het gebruik van de term 'optimale brandstof' kan de indruk ontstaan dat het toepassen van de brandstof met de laagste maatschappelijke kosten per definitie leidt tot een maatschappelijk optimale situatie. Dit is niet zo. Een maatschappelijk optimale situatie ontstaat indien iedere gebruiker op ieder moment alle kosten en baten in zijn beslissingen meeneemt, ook de kosten en baten die niet bij hemzelf terecht komen zoals milieuvervuiling. In deze maatschappelijk optimale situatie wordt in ieder voertuig 'vanzelf' de optimale brandstof toegepast.

Neem het voorbeeld waarin blijkt dat benzine de optimale brandstof is. Dit betekent niet dat een maatschappelijk betere situatie wordt bereikt als de benzineaccijns zou worden verlaagd, of diesel wordt verboden. Het betekent wél dat benzine gebruikt zou worden in de situatie dat iedereen alle kosten van toepassing van de verschillende brandstoffen zou voelen.

Kortom: het sturen op toepassing van verschillende brandstofmixen hoeft niet te leiden tot hogere welvaart, daar is meer voor nodig, namelijk een optimale prijsstelling¹⁹. Maar het omgekeerde geldt wel: het sturen op optimale welvaart door een optimale prijsstelling leidt tot optimale toepassing van brandstoffen. Wanneer optimale welvaart het doel is, is de brandstofmix slechts een middel om dit doel te bereiken.

¹⁹ Zie bijvoorbeeld 'Efficiënte prijzen voor het verkeer', CE, 1999.

Daarom presenteren we in dit hoofdstuk de resultaten voor de verschillende brandstoffen en technologieën als *waarschijnlijke resultaten van een doorberekening van milieukosten in de kilometerprijzen* van verschillende vervoermiddelen. We presenteren ze dus niet als de a priori optimale situatie, of als zelfstandige streefbeelden.

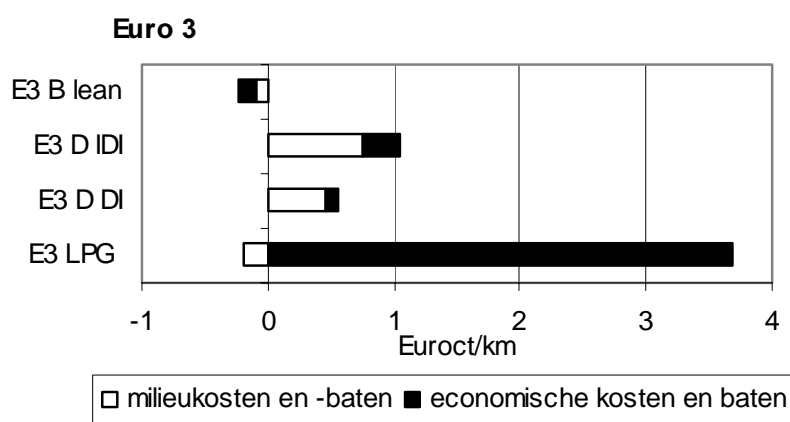
6.3 Personenauto's

In deze paragraaf beschrijven we de resultaten van de analyse voor brandstoffen en technologieën die worden toegepast in voertuigen die voldoen aan de 'Euro-3' emissienormen. Deze normen gelden voor nieuwe voertuigen die tussen 2001 en 2005 worden verkocht. Dit is ook het emissieniveau waarmee bij de vorige brandstofmixstudie uit 1997 is gerekend²⁰. Daarom vergelijken we in deze paragraaf ook steeds de gevonden resultaten met die van de vorige studie. Euro-4 personenauto's komen in paragraaf 6.3.2 aan de orde.

6.3.1 Euro-3 personenauto's

Ter illustratie is in Figuur 12 een overzicht van de economische en milieukosten en -baten voor de middelgrote Euro-3 personenauto's gegeven. De resultaten van de andere categorieën zijn in Bijlage G opgenomen.

Figuur 12 Economische en milieukosten van de verschillende uitvoeringen van de **middelgrote personenauto's** die aan de **Euro-3** emissie-eisen voldoen, ten opzichte van de Euro-3 conventionele benzineauto



LPG vs. benzine of diesel

Het kwantitatief meest robuuste resultaat binnen de personenauto's is dat de economische kosten van toepassing van LPG (in plaats van benzine of diesel) vele malen hoger zijn dan de milieubaten die het oplevert. De meerkosten liggen in de orde van 3,5-4 €ct per km, de milieubaten in de orde van 0,2 €ct per km²¹. Het doorrekenen van milieukosten in de prijs van automobilititeit zou voor Euro-3 auto's waarschijnlijk het aandeel LPG in personenauto's tot

²⁰ Ten tijde van de vorige brandstofmixstudie was er immers nog geen zicht op 'Euro-4' of 'Euro-5'-normen.

²¹ Hier moet nog bij worden opgemerkt dat bij de vaststelling van emissiefactoren voor LPG uitgegaan is van technologische verbetering ten opzichte van gemeten emissieniveaus, terwijl bij benzine en diesel uitgegaan is van gemeten emissieniveaus.



(vrijwel) 0 reduceren, tenzij de meerkosten van toepassing van LPG ten opzichte van benzine of diesel met ruwweg een factor 15 dalen. Aanschaf-, onderhouds-, comfort- en brandstofkosten (allen ten opzichte van benzine- en dieselauto's) zouden dan ook sterk moeten afnemen²². Het potentieel voor verhoging van de milieubaten van LPG is beperkt; wanneer LPG volledig schoon zou verbranden zou het milieuvoordeel van LPG boven 'Euro 4' benzine- of dieselauto's slechts ca. 0,5 €ct per km bedragen.

Deze conclusie stemt overeen met die van de vorige brandstofmixstudie.

Benzine vs. diesel

In de middelste kosten-, emissie- en waarderingsvariant is benzine voor alle voertuiggrootten zowel binnen als buiten de bebouwde kom de optimale brandstof. Anders gesteld: diesel (ook in moderne DI-auto's) leidt zowel tot hogere milieukosten als tot hogere economische kosten dan benzine. Dit resultaat is minder robuust dan dat voor LPG. In dit geval zou dus doorberekening van milieukosten in de prijs van automobiliteit met Euro-3-auto's leiden tot een hoger marktaandeel voor benzine en een lager voor diesel.

Deze conclusie is wat minder gunstig voor diesel dan in de vorige brandstofmixstudie, waar wel werd geconcludeerd dat het omslagpunt van benzine naar diesel omhoog moest, maar dat diesel buiten de bebouwde kom de optimale brandstof was. Achtergronden van deze veranderingen zijn:

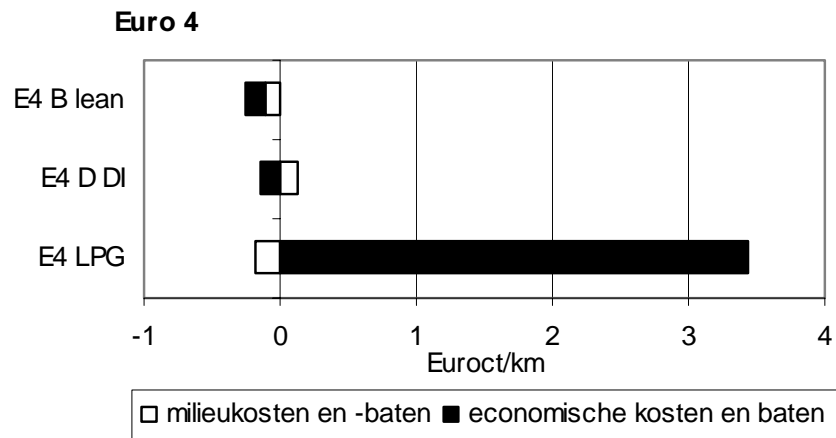
- veranderingen in emissiefactoren;
- veranderingen in schaduwrijzen (hogere schadewaardering voor fijn stof (PM₁₀), hogere waardering voor NO_x, lagere waardering voor HC);
- de minder gunstige vooruitzichten voor de kale prijs van dieselbrandstof.

6.3.2 Euro-4 personenauto's

In Figuur 13 worden de resultaten voor de verschillende uitvoeringen van Euro-4 middelgrote personenauto's vergeleken met de conventionele Euro-4 benzineauto uit dezelfde categorie. Vanaf 2005 moeten nieuw verkochte auto's aan deze aangescherpte milieueisen voldoen.

²² De op gang komende introductie van af-fabriek geleverde LPG-auto's kan hierin een eerste stap zijn. Vooralnog zijn echter de kale *aanschafkosten* van dergelijke auto's minstens even hoog als die van auto's waarin de LPG-installatie achteraf is ingebouwd. Wel zijn waarschijnlijk de extra *onderhouds-* en *comfortkosten* van deze voertuigen lager, al zullen de *comfortkosten* als gevolg van toegangsverboden tot parkeergarages, de geringe tankinfrastructuur in het buitenland e.d. voorlopig blijven bestaan.

Figuur 13 Economische en milieukosten van de verschillende uitvoeringen van de **middelgrote personenauto's** die aan de **Euro-4** emissie-eisen voldoen, ten opzichte van de Euro-4 conventionele benzineauto



LPG vs. benzine of diesel

Ook bij Euro-4-personenauto's blijven de economische kosten van toepassing van LPG (in plaats van diesel of benzine) vele malen hoger zijn dan de milieubaten die het oplevert. De conclusie wordt nog robuuster; de milieubaten van LPG nemen verder af terwijl de economische nadelen minder afnemen. Het doorrekenen van milieukosten in de prijs van automobilititeit zou voor Euro-4 auto's waarschijnlijk het aandeel LPG in personenauto's tot (vrijwel) 0 reduceren.

Benzine vs. diesel

De balans tussen milieu en economie voor Euro-4 personenauto's op diesel en benzine is heel moeilijk op te maken. De verschillen in milieukosten en economische kosten zijn erg beperkt, enkele tienden van eurocenten per voertuigkilometer, zeker in vergelijking met de onzekerheden die in deze milieu- en kosteninschattingen schuilen.

De voornaamste achtergrond van de onzekerheden en de kleine verschillen is dat het op dit moment moeilijk te voorspellen is hoe het economische en milieutechnische potentieel van benzineauto's met directe injectie (DI) zich zal ontwikkelen. De DI-benzinemotor heeft een aantal karakteristieken die sterk overeen komen met die van de dieselmotor:

- Een gunstiger brandstofverbruik dan de normale benzinemotor;
- De noodzaak van toepassing van een DeNO_x-katalysator om de NO_x-emissie te verminderen;
- Een waarschijnlijk hogere emissie van fijn stof (PM₁₀);
- Een wellicht wat hogere aanschafprijs.

Met inachtneming van de bovengenoemde onzekerheden lijken de resultaten erop te duiden dat diesel zowel milieutechnisch als economisch iets minder aantrekkelijk dan benzine is voor kleine stadsauto's, en iets aantrekkelijker dan benzine voor grote reisauto's. De achtergrond hiervan ligt in de hogere aanschafkosten, lagere brandstofkosten en resterende deeltjesemissie van dieselauto's. Hierdoor scoort deze voor kortere kilometrages en voor ritten binnen de bebouwde kom minder goed dan de benzineauto. Het is nauwelijks aan te geven hoe de brandstofmix diesel/benzine zou zijn bij doorberekening van de milieukosten bij Euro-4-personenauto's.



De drie-liter-auto

We hebben ook bekeken of de conclusies voor de zogenoemde 'drie liter auto' op Euro-4-emissieniveau verschillen van die voor normale auto's²³. De drie-liter-auto heeft een aantal karakteristieken die een aparte analyse rechtvaardigen: het is immers een kleine auto die door zijn extreem lage verbruik en zijn hoge aanschafkosten waarschijnlijk relatief veel op langere afstanden zal worden ingezet dan de gemiddelde kleine auto.

- Algemeen beeld is dat de drie-liter-auto duurder is maar ook tot lagere emissies leidt dan de conventionele kleine auto. Bij het doorrekenen van milieukosten zoals gehanteerd in deze studie zouden de benzine- en vooral de dieselvrsie zich pas bij enkele tienduizenden kilometer per jaar terugverdienen;
- De score van benzine, diesel en LPG is niet wezenlijk anders dan bij de conventionele Euro-4-auto's.

6.4 Taxi's

Voor taxi's zijn de resultaten vergelijkbaar met die van de personenauto's. Een verschil is dat de resultaten voor diesels bij de taxi's iets gunstiger zijn, voornamelijk als gevolg van de hoge jaarkilometrage. De conclusies voor taxisedans en -busjes zijn op hoofdlijnen gelijk.

- Na doorberekening van milieukosten zou (vrijwel) geen **LPG** worden gebruikt; de verhouding tussen baten en kosten is hier ongeveer 0,1 (bij gewone personenauto's is die verhouding ongeveer 0,05). *Deze conclusie stemt overeen met die in de eerste brandstofmixstudie, al is de kosteneffectiviteit van LPG nu nog iets naar beneden bijgesteld.*
- **Euro-3 diesel** biedt economische voordelen maar milieutechnische nadelen. De nadelen zijn voor de moderne DI-diesel ongeveer even groot als de voordelen; voor de IDI-diesel zijn de milieukosten veel groter dan de economische baten. *Deze conclusie is wat minder gunstig voor diesel dan in de eerste brandstofmixstudie.*
- Bij **Euro-4** lijkt diesel in het voordeel; de economische voordelen ten opzichte van benzine liggen in de orde van 0,5-1 €ct per km, terwijl de milieunadelen in de orde van tienden van eurocenten liggen. Waarschijnlijk zou bij doorberekening van milieukosten daarom diesel bij Euro-4-taxi's populair zijn.

6.5 Bestelauto's

De conclusies voor de bestelauto's liggen op hoofdlijnen tussen die van taxi's en personenauto's in:

- Na doorberekening van milieukosten zou (vrijwel) geen **LPG** worden gebruikt; de baten/kostenverhouding is hier ongeveer 0,1, waar het bij gewone personenauto's ongeveer 0,05 was. *Deze conclusie stemt overeen met die in de eerste brandstofmixstudie, al is de kosteneffectiviteit van LPG nu nog wat lager.*
- Bij de **Euro-3** milieuklasse zou benzine waarschijnlijk de brandstof zijn die na doorberekening van milieukosten het meest werd gebruikt. De milieuvordelen van benzine ten opzichte van diesel zijn groter dan de

²³ Uitgangspunt voor de drie-liter-auto's op benzine en LPG was de drie-liter-dieselauto die we fictief hebben voorzien van een aandrijflijn op benzine en op LPG. Het brandstofverbruik is bij de benzine- en LPG-uitvoeringen uiteraard wel iets hoger dan 1 op 33. Voor de vergelijking tussen brandstoffen moeten we echter auto's met gelijke carrosserieën met elkaar vergelijken.

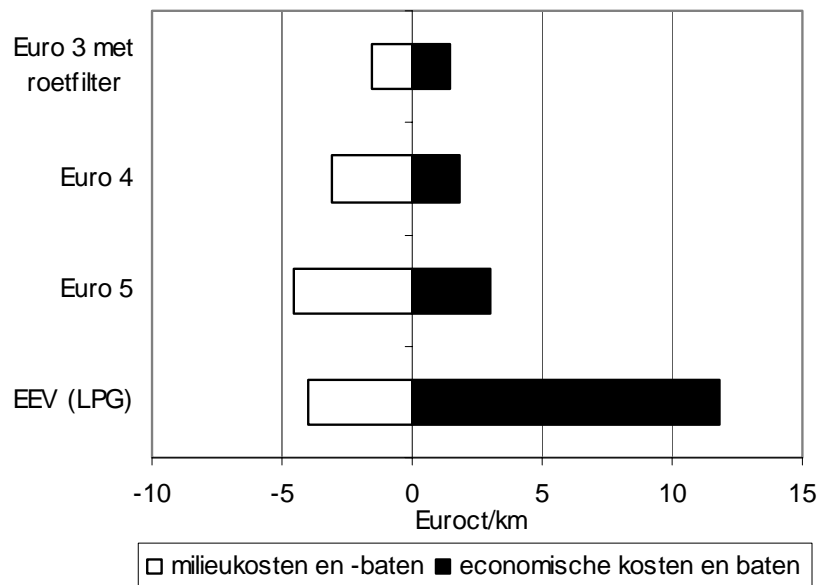
economische nadelen. *Deze conclusie is nadeliger voor diesel dan in de eerste brandstofmixstudie.*

- Bij de **Euro-4** milieuklasse scoort diesel iets beter dan de conventionele benzine-uitvoering en ongeveer even goed als de uitvoering met DI-benzinemotor. Harde uitspraken over welke brandstof na doorberekening van milieukosten zou worden geprefereerd zijn hier moeilijk te doen.
- Toepassing van **snelheidsbegrenzers** bij bestelauto's brengt zowel baten met zich mee voor het milieu en de verkeersveiligheid alsook een verlaging van de economische kosten, doordat het brandstofverbruik en de bandenslijtage wordt verminderd. Deze economische voordelen compenseren ruimschoots de afschrijvingskosten van de begrenzer.

6.6 Vrachtauto's

Ter illustratie is de afweging tussen de economische kosten en milieubaten bij de zware vrachtauto's (> 20 ton GVW) te zien in Figuur 14. Bij alle beschouwde voertuigen in het zware segment komt hetzelfde beeld naar voren: milieubaten gaan telkens in meer of mindere maten samen met economische kosten. De resultaten van de andere zware voertuigcategorieën zijn gegeven in Bijlage G.

Figuur 14 Economische en milieukosten van de verschillende uitvoeringen van de **zware vrachtauto's (> 20 ton GVW)**. Alle resultaten ten opzichte van de Euro-3 vrachtauto zonder roetfilter



LPG t.o.v. diesel

Toepassing van LPG in plaats van Euro-3 is bij alle vrachtautocategorieën een dure optie, ondanks dat de milieuwinst vrij groot is. De kosteneffectiviteit ligt typisch in de orde van 0,2 á 0,3, dus wel enkel malen hoger dan bij personenauto's. Doorberekening van milieukosten bij vrachtauto's zou echter niet tot toepassing van LPG leiden.

Deze conclusie is in lijn met die van de vorige brandstofmixstudie, en met die van de meer recente CE-studie 'LPG in het binnenlands distributievervoer?' [CE, 2000].

De kosteneffectiviteit van LPG neemt sterk af wanneer niet Euro-3, maar Euro-4 of Euro-5 als dieselreferentie wordt genomen. Dit is eenvoudig in te zien omdat de milieuwinst van LPG ten opzichte van deze opties veel kleiner is dan ten opzichte van Euro-3.

CNG t.o.v. diesel

Toepassing van CNG (gecomprimeerd aardgas) in plaats van diesel levert in grote lijnen dezelfde emissiebesparing op als LPG. Er is echter een belangrijk verschil: de uitstoot van CO₂ is ca. 15% lager dan die van een LPG-vrachtauto.

Ook aan de kostenzijde is er een verschil. De prijs van CNG is relatief laag. Hierdoor vallen de kale brandstofkosten lager uit dan die voor LPG, maar blijven hoger dan die voor diesel.

Bij een kale kleinverbruikersprijs van CNG van 0,29 €/m³ varieert de kosteneffectiviteit van een CNG-vrachtauto van ca. 0,3 voor een truck van 7,5-12 ton tot ca. 0,6 voor een truck van meer dan 20 ton GVW¹. De kosteneffectiviteit van een vuilnisauto op CNG ligt rond 0,6 en voor de OV-bus op CNG op ca. 0,8. Voor een touringcar op CNG is de verhouding tussen milieubaten en economische kosten ca. 0,4, net als voor de kleinste truck (3,5-7,5 ton GVW). Hierbij is verder aangenomen dat de meerkosten van aanschaf en onderhoud vergelijkbaar zijn met die van LPG. Wij tekenen verder aan dat in deze studie voor alle brandstoffen is uitgegaan van kleinverbruikersprijzen. In de praktijk worden voor afnemers van grote volumes dikwijls grootverbruikerskortingen gegeven. Hierdoor kan de kosteneffectiviteit van de diverse brandstoffen in concrete gevallen variëren.

Roetfilters

Retrofit van roetfilters op Euro-3-vrachtauto's is redelijk kosteneffectief bij de grootste vrachtauto's (> 20 ton), bij de lichtere vrachtauto's ligt de kosteneffectiviteit slechts rond 0,1 – 0,3. De reden hiervoor is de hoge jaarkilometrage van de zware vrachtauto's, die daardoor ongefilterd het meeste roet uitstoten. Bij doorberekening van milieukosten zouden dus alleen de grote en veelrijdende Euro-3-vrachtauto's deze filters monteren.

Roetfilters retrofit op Euro-0 t/m Euro-2 vrachtauto's

De kosteneffectiviteit van toepassing van roetfilters op zware vrachtauto's (ca. 22 ton GVW) die vóór het jaar 2000 (Euro-3) van de band rolden is onderzocht door TNO [Baarbé, pers.comm]. Voor een Euro-0 voertuig (gebouwd vóór 1992) bedragen de kosten voor de reductie van een kilo deeltjes ca. €55. Voor een Euro-1 versie is dat ca. €70 per kg, oplopend tot ca. €110 per kg voor een Euro-2 truck en ca. €135 per kg voor een Euro-3 truck.

Op basis van de in deze studie aangenomen emissiefactoren en het ritpatroon voor zware trucks (>20 ton GVW), bedraagt de gemiddelde schaduwprijs van de PM₁₀-emissie van een Euro-3 vrachtauto ca. €125 per kg. Het verschil van €10 per kg met de studie van TNO wordt met name veroorzaakt door verschillen in de aannamen voor aanschafprijs en afschrijftermijn²⁴.

In zijn algemeenheid kan echter geconcludeerd worden dat voor zware vrachtauto's toepassing van roetfilters kosteneffectief is voor Euro-3 voertuigen en ouder. Op grond van de resultaten voor de lichtere Euro-3 trucks, mag worden aangenomen dat de kosteneffectiviteit van retrofit roetfilters op Euro-2 en oudere vrachtauto's afneemt naarmate het voertuig lichter is. De kosteneffectiviteit is waarschijnlijk het grootst bij toepassing op oude vuilnisauto's en OV-bussen.

Voortijdige introductie Euro-4 en 5

Bij doorberekening van milieukosten zouden Euro-4 en 5-voertuigen voortijdig worden aangeschaft in de zware klasse (> 20 ton) en ook bij het veelrijdende deel van de middelzware klasse (12-20 ton). Dit geldt vanzelfsprekend alleen indien deze schonere trucks ook voortijdig beschikbaar zijn. Bij de kleinere trucks zou waarschijnlijk worden gewacht totdat de emissie-eisen wettelijk verplicht zijn.

Snelheidsbegrenzers

Toepassing van snelheidsbegrenzers bij lichte trucks (minder dan 12 ton GVW) brengt zowel baten met zich mee voor het milieu en de verkeersveiligheid alsook een verlaging van de economische kosten, doordat het brandstofverbruik en de bandenslijtage wordt verminderd. Net als bij de bestelauto compenseren deze economische voordelen ruimschoots de afschrijvingskosten van de begrenzer.

²⁴ TNO hanteert een afschrijftermijn van 6 jaar voor Euro-1 en Euro-2 (deze studie: 4 jaar). Voor Euro-0 trucks wordt een termijn van 3 jaar gehanteerd. De aanschafkosten van een roetfilter worden geschat op ca. € 8.200 (deze studie: € 5.000).



6.7 OV-bussen

LPG t.o.v. diesel

Toepassing van LPG in OV-bussen is de meest kosteneffectieve toepassing van LPG die we hebben onderzocht, maar toch zijn de milieubaten slechts iets meer dan de helft van de economische kosten.

Deze conclusie is in lijn met die in de vorige brandstofmixstudie, alleen werd daar de kosteneffectiviteit iets gunstiger ingeschat (0,6-0,7).

Roetfilters

Toepassing van roetfilters in Euro-3 OV-bussen is wel kosteneffectief; de milieubaten overtreffen de economische kosten met ongeveer een factor 2. Bij doorberekening van milieukosten zouden roetfilters daarom waarschijnlijk op Euro-3 OV-bussen worden ingevoerd.

Voortijdige introductie Euro-4 en 5

Bij doorberekening van milieukosten zouden Euro-4 en 5-OV-bussen waarschijnlijk vaak voortijdig worden aangeschaft; de milieubaten zijn namelijk ongeveer tweemaal zo hoog als de economische kosten. Dit wordt veroorzaakt doordat OV-bussen relatief veel kilometers rijden, waarvan ook nog een groot deel binnen de bebouwde kom waar de dieselemisies (deeltjes, NO_x) veel gezondheidsschade aanrichten.

6.8 Touringcars

LPG t.o.v. diesel

Toepassing van LPG in touringcars is weinig kosteneffectief; de milieubaten zijn ca. 25% van de economische kosten.

Deze conclusie is in lijn met die in de vorige brandstofmixstudie.

Roetfilters

Toepassing van roetfilters in Euro-3 touringcars levert milieubaten in de orde van 70% van de economische kosten op. Bij doorberekening van milieukosten zouden roetfilters daarom waarschijnlijk niet op touringcars worden toegepast, wellicht met uitzondering van voertuigen die veel kilometers in stedelijke omgeving rijden.

Voortijdige introductie Euro-4 en 5

Bij doorberekening van milieukosten zouden niet over de hele breedte van de touringcar-markt voortijdig Euro-4- en Euro-5-voertuigen worden aangeschaft; deze voertuigen zouden alleen interessant zijn voor het deel van de vloot dat veel kilometers in stedelijke omgeving maakt. Over de hele vloot gezien zijn de baten van voortijdige invoering van Euro-4 en 5 ongeveer even hoog als de kosten.

6.9 Huisvuilwagens

LPG t.o.v. diesel

Toepassing van LPG in huisvuilwagens is weinig kosteneffectief; de milieubaten bedragen ca. 40% van de economische kosten.

In de vorige brandstofmixstudie zijn huisvuilwagens niet als aparte categorie opgenomen.

Roetfilters

Toepassing van roetfilters in Euro-3 huisvuilwagens levert milieubaten op in de orde van 60% van de economische kosten. Bij doorberekening van milieukosten zouden roetfilters daarom waarschijnlijk niet op huisvuilwagens

worden toegepast, wellicht met uitzondering van voertuigen die veel meer kilometers dan gemiddeld rijden.

Voortijdige introductie Euro-4 en 5

Bij doorberekening van milieukosten zouden Euro-4- en Euro-5-huisvuilwagens alleen interessant zijn voor het deel van de markt dat zeer frequent wordt ingezet. Over de hele lijn zijn de kosten van invoering van Euro-4 en Euro-5 ongeveer even hoog als de baten.

6.10 Synthese: deze en de vorige brandstofmix-studie

De voornaamste beperking van de vorige brandstofmixstudie uit 1997 was dat zij alleen heeft gerekend met de milieutechnologie die in 2001 voor alle nieuwe voertuigen verplicht zou worden (Euro-3). Echter in de jaren na 1997 zijn aanvullend Euro-4-(2006) en bij zware voertuigen zelfs Euro-5-(2009) emissie-eisen afgesproken die het beeld voor 'optimale' brandstoffen konden veranderen.

LPG ten opzichte van benzine en diesel

Ten opzichte van Euro-3 benzine of diesel scoort LPG over de hele lijn in deze studie gelijkwaardig of iets slechter dan in de vorige studie. De kosten van toepassing van LPG zijn in het algemeen vele malen hoger dan de milieubaten; na doorberekening van milieukosten in het verkeer zou de rol van LPG dan ook marginaal zijn. Bij personenauto's liggen de kosten van LPG een factor 10-20 hoger dan de milieubaten, bij bestelauto's en taxi's schommelt die verhouding rond de 10, bij de meeste soorten zware voertuigen tussen 3 en 6. Toepassing van LPG in OV-bussen is het minst ongunstig, met een kosten/batenverhouding van 2.

Ten opzichte van Euro-4 of 5 neemt het milieuvoordeel van LPG verder af terwijl zich in de kosten weinig structurele veranderingen voordoen.

Benzine vs. diesel, bij personen- en bestelauto's

De vorige brandstofmixstudie leverde op dat bij de Euro-3 milieuklasse benzine de optimale brandstof is voor weinigridders en diesel voor veelrijders. Bij bestelauto's wogen de milieuvoordelen van benzine en de economische voordelen van diesel ongeveer tegen elkaar op.

Na een update van emissiefactoren, schaduwrijzen en kosten en het in de beschouwing betrekken van Euro-4-milieutechnologie zien deze conclusies er in de huidige studie op onderdelen anders uit:

- Voor Euro-3-dieseltechnologie zijn de conclusies wat negatiever dan in de vorige brandstofmixstudie. De milieuvordelen van Euro-3 dieseltechnologie zijn bij de meeste voertuigsoorten groter dan de economische voordelen ervan²⁵. Bij doorberekening van milieukosten zou waarschijnlijk benzine bij Euro-3 personen- en bestelauto's de overhand krijgen.
- Voor Euro-4-dieseltechnologie, niet meegenomen in de vorige brandstofmixstudie, zijn daarentegen de conclusies voor diesel positiever dan voor de Euro-3-dieseltechnologie. Bij deze milieuklasse zijn de verschillen tussen de economische- en milieukosten van diesel en benzine zo klein dat nauwelijks harde uitspraken gedaan kunnen worden. Dit laatste is met name bij personenauto's het geval; de verschillen in economische en milieukosten tussen Euro-4 benzine- en dieselauto's zijn zo klein (enkele tienden van eurocenten per voertuigkm) dat we weinig kunnen zeggen over welke brandstof na doorberekening van milieukosten de overhand zou krijgen. Heel licht klinkt de conclusie van de vorige brandstof-

²⁵ Alleen bij taxi's met DI dieselmotor wegen de economische voordelen tegen de milieuvordelen op.



mixstudie nog wel door: diesel zou waarschijnlijk populair zijn bij veelrijders buiten de bebouwde kom, en benzine bij weinigerrijders binnen de bebouwde kom. Voor taxi's zou waarschijnlijk diesel dominant blijven. Bij bestelauto's scoort Euro-4 diesel weliswaar beter dan de conventionele Euro-4 benzinemotor maar vrijwel gelijk aan de Euro-4 direct geïnjec-teerde benzinemotor die tegen die tijd (2006 en verder) waarschijnlijk sterk in opkomst is.

- De Euro-4 drie-liter-auto, niet meegenomen in de vorige brandstofmix-studie, voegt weinig toe aan deze conclusies. Bij deze auto is de jaarkilometrage een erg belangrijke factor in de kosten omdat de meerkosten van aanschaf ten opzichte van een gewone kleine auto terugverdiend moeten worden met de besparing op brandstofkosten. Op basis van de huidige kosteninschattingen zal bij doorberekening van milieukosten de drie-liter-auto pas bij enkele tienduizenden kilometers per jaar economisch aantrekkelijk worden. Bij de drie-liter-auto op diesel ligt het omslagpunt stukken hoger dan bij de benzine-uitvoering²⁶.

Roetfilters

- Toepassing van roetfilters op zware Euro-3 voertuigen, niet beschouwd in de vorige brandstofmixstudie, is kosteneffectief bij grotere, veelgebruikte vrachtauto's en bij OV-bussen.

²⁶ Dit ligt niet aan de huidige belastingstructuur, want deze speelt in de analyse in deze studie geen rol. De oorzaak zijn de hogere vaste kosten (aanschaf en comfort) van de dieselmotor en de lagere besparing op kale brandstofkosten.



Literatuurlijst

- Belastingdienst, 1999
Motorrijtuigenbelasting zware bedrijfsvoertuigen
Belastingdienst, april 1999.
- BGC/CE, 1997
Bureau Goudappel Coffeng / CE
Hoe schoon is het Nederlandse vrachtautopark?
Beek, P. van et al., Deventer / Delft, december 1997.
- CE 1997a
Optimale brandstofmix voor het wegverkeer
Dings, J.M.W. et al., Delft, mei 1997.
- CE 1997b
Energy and emission profiles of aircraft and other modes of transport over European distances
Roos, J.H.J. et al., Delft, november 1997.
- CE 1998
Snelheidsbegrenzing van bestelwagens en lichte trucks, effecten op milieu en economie
Dings, J.M.W. et al., 1998.
- CE 1999a
Een schoner en stiller stads- en streekvervoer via concessieverlening
Metz, D. et al., Delft, april 1999.
- CE 1999b
Efficiënte prijzen voor het verkeer; raming van de maatschappelijke kosten van het gebruik van verschillende vervoermiddelen
Dings, J.M.W. et al., Delft, oktober 1999.
- CE 2000a
LPG in het binnenlands distributievervoer?
Vermeulen, J. et al., Delft, april 2000.
- CE 2000b
Milieu- en efficiëntiescan wagenpark Amsterdamse stadsdelen
Metz, D. et al. Delft, april 2000.
- CE 2000c
Vroegtijdige introductie van schonere benzine en diesel in Nederland; een analyse van emissiepotentieel en kosteneffectiviteit
Kampman, B. et al., Delft, september 2000.
- DAF, 1998
LPG-motoren in Trucks (t.b.v. het stedelijk distributievervoer)
Project 10.209, concept rapport
G. Priet et al. Eindhoven, september 1998.
- Lewis, C.A., 'Fuel and Energy Production Emission Factors', AEA Technology, 1997.

Rijkeboer, R. e.a., 'Wijziging brandstofmix; een studie naar de gevolgen voor energiegebruik en emissies van een drastische wijziging van de verdeling benzine-diesel-LPG bij personen- en bestelwagens', TNO-WT/CE/ECN, 1992.

Min. V&W, 1998
Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Discussienotitie van de Werkgroep Gasconvenant
Den Haag, 1998.

NOVEM, 1999a
Onderzoek toepasbaarheid LPG in huisvuilauto's
Slotrapportage
Utrecht, november 1999.

NOVEM, 1999b
Onderzoek toepasbaarheid LPG in het goederenvervoer
Slotrapportage
Utrecht, november 1999.

Oil Bulletin, 1980-2000
Europese Commissie, DG-TREN
jaargangen 1980-2000

RDC, 2000
RAI Data Centrum
VGS (Voertuig Gegevens Systeem), autoprijzen september 2000
Amsterdam, oktober 2000

RIVM, 'Milieucompendium 1999', 2000.

Samaras, Z., Zachariadis, T., Aslanoglou, M., 'Methodologies for Estimating Air Pollutant Emissions from Transport – Evaporative Emissions', for the European Commission/ DG VII, 1997.

VROM, 2000
VAMIL-afschrijvingen Milieu-investeringen, Milieulijst 2000.

Communicatie met deskundigen:

Dhr. H. Baarbé	(VROM)
Dhr. E. Daris	(B-style)
Dhr. W. van den Heuvel	(DAF)
Dhr. Kisters	(DAF)
Dhr. J. Schaap	(Min. Financiën)
Dhr. A. van Nierop	(TLN)
Dhr. C. Havenith	(VROM)
<i>Taakgroep Verkeer en Vervoer:</i>	
Dhr. R. van den Brink	(RIVM)
Dhr. R. Gense	(TNO-Wegtransportmiddelen)
Dhr. E. van den Burgwal	(TNO- Wegtransportmiddelen)



CE

**Oplossingen voor
milieu, economie
en technologie**

Oude Delft 180
2611 HH Delft
tel: 015 2 150 150
fax: 015 2 150 151
e-mail: ce@ce.nl
website: www.ce.n

Benzine, diesel en LPG: balanceren tussen milieu en economie

Update van
'Optimale brandstofmix voor het wegverkeer'

Bijlagen

Rapport

Delft, augustus 2001

Opgesteld door: Bettina Kampman
Joost Vermeulen
Jos Dings





A Voertuigeisen Europese Unie

A.1 Emissienormen

Voertuigen die binnen de Europese Unie worden verkocht, moeten aan steeds strenger wordende emissienormen voldoen, zoals blijkt uit Tabel 17, Tabel 18 en Tabel 19. Op deze manier worden alle schadelijke emissies (uitgezonderd CO₂) steeds verder teruggebracht.

Om het de autofabrikanten mogelijk te maken aan deze normen te voldoen, zijn ook de brandstofeisen aangescherpt. Met name het zwavelgehalte van benzine en diesel is voor de voertuigen van belang, omdat zwavel in de brandstof de effectiviteit van de modernere katalysatoren sterk vermindert. Het zwavelgehalte van benzine moet via een maximum van 150 ppm per 1-1-2000 teruggebracht worden naar maximaal 50 ppm per 1-1-2005; bij diesel is de zwavelnorm verlaagd van 350 ppm in 2000 tot 50 ppm in 2005.

Tabel 17 Emissienormen personenauto's (gr/km)

		Euro-1	Euro-2	Euro-3	Euro-4
<i>Ingangsjaar:</i>		1992	1996	2000	2005
Benzine					
CO		2,72	2,70	2,30	1,00
HC + NO _x		0,97	0,59	0,35	0,18
HC		-	0,34	0,20	0,10
NO _x		-	0,25	0,15	0,08
Diesel					
CO	IDI en DI	2,72	1,06	0,64	0,50
HC + NO _x	IDI	0,97	0,71	0,56	0,30
	DI	1,36	0,91	0,56	0,30
NO _x	IDI	-	0,63	0,50	0,25
	DI	-	0,81	0,50	0,25
PM ₁₀	IDI	0,14	0,08	0,05	0,03
	DI	0,19	0,10	0,05	0,03

Tabel 18 Emissienormen bestelauto's (gr/km)

	Euro-1			Euro-2			Euro-3			Euro-4		
Ingangsjaar	1992			1996			2000			2005		
Categorie ^{a)}	L	M	Z	L	M	Z	L	M	Z	L	M	Z
Benzine												
CO	2,72	5,17	6,90	2,20	4,00	5,00	2,30	4,17	5,22	1,00	1,81	2,27
HC + NO _x	0,97	1,40	1,70	0,50	0,70	0,80	-	-	-	-	-	-
HC	-	-	-	-	-	-	0,20	0,25	0,29	0,10	0,13	0,16
NO _x	-	-	-	-	-	-	0,15	0,18	0,21	0,08	0,10	0,11
Diesel												
CO	2,72	5,17	6,90	1,00	1,25	1,50	0,64	0,80	0,95	0,50	0,63	0,74
HC + NO _x ^{b)}	0,97	1,40	1,70	0,70	1,10	1,30	0,56	0,72	0,86	0,30	0,39	0,46
NO _x	-	-	-	-	-	-	0,50	0,65	0,78	0,25	0,33	0,39
PM ₁₀ ^{b)}	0,14	0,19	0,25	0,08	0,15	0,20	0,05	0,07	0,10	0,025	0,04	0,06

a Licht: RM < 1.250 kg; Midden: RM > 1.250 kg en < 1.700 kg; Zwaar: RM > 1.700 kg.
RM = Referentie Massa = leegewicht+100 kg.

b De normen tot 2000 gelden voor IDI dieselmotoren. De normen voor DI dieselmotoren in deze jaren zijn ongeveer 30 procent hoger voor HC+NO_x en 25 procent hoger voor PM₁₀. Met ingang van 1 januari 2000 zijn de normen voor DI dieselmotoren gelijk getrokken aan die van IDI dieselmotoren.



Tabel 19 Emissie-eisen voor nieuwe motoren voor wegvoertuigen met een GVW >3,5 ton, vroeger, nu en in de toekomst

Richtlijn	NM ^a	AP ^a	Emissienorm (g/kWh)								
			NO _x		PM		HC		CO		
			TA ^b	COP ^b	TA	COP	TA	COP	TA	COP	
ECE 49 ('Euro-0')	1982		18,0	-	-	-	3,50	-	14,0	-	
88/77/EEC ('Euro-0')	04.88	10.90	14,4	15,8	-	-	2,40	2,64	11,4	13,2	
91/542/EEC 'Euro-1'	≤ 85 kW	07.92	10.93	8,0	9,0	0,36	0,40	1,10	1,23	4,5	4,9
	> 85 kW					0,61	0,68				
91/542/EEC 'Euro-2'	≤ 85 kW	10.95	10.96	7,0	0,15		1,10	4,0			
	> 85 kW				0,26						
'Euro-2'-norm bij nieuwe testcycli (fictief)	ESC/ ELR ^d			7,2	0,14		0,94	3,0			
	ETC ^f				0,23		1,21	7,8			
'Euro-3'	ESC/ ELR	10.00	10.01	5,0	0,10/0,13 ^e		0,66	2,1			
	ETC ^f				0,16/0,21 ^e		0,78	5,45			
'Euro-4'	ESC/ ELR	10.05	10.06	3,5	0,02		0,46	1,5			
	ETC ^f				0,03		0,55	4,0			
'Euro-5'	ESC/ ELR	10.08	10.09	2,0	0,02		0,46	1,5			
	ETC ^f				0,03		0,55	4,0			
EEV ^g	ESC/ ELR			2,0	0,02		0,25	1,5			
	ETC ^f						0,40	3,0			

^a NM: New model, datum waarop nieuwe typekeuringen aan de eisen moeten voldoen.

AP: All Production, datum waarop alle nieuwe op de markt verschijnende motoren aan de eis moeten voldoen.

^b TA: Type Approval, norm voor typekeuringsmotor.

COP: Conformity of Production, norm voor iedere willekeurige productiemotor.

^c Voor motoren met een cilinderinhoud < 0,7 l en een maximaal toerental boven 3.000 min⁻¹ mochten tot 1 oktober 1999 nog exemplaren met een PM-emissie van 0,25 g/kWh geproduceerd worden.

^d ESC: European Steady State Cycle, nieuwe Europese 13 mode stationaire emissietest, met andere meetpunten en andere weegfactoren dan de huidige ECE 49 '13 mode'-test.

ELR: European Load Response, nieuwe Europese emissietest waarbij een snel toenemende belasting op de motor wordt aangebracht en het toerental zo goed mogelijk constant wordt gehouden.

^e Het tweede getal geldt voor motoren met een cilinderinhoud < 0,75 l en een maximaal toerental boven 3.000 min⁻¹.

^f ETC: European Transient Cycle, nieuwe Europese dynamische emissietest met 10 minuten stadsbedrijf, 10 minuten buitenwegbedrijf en 10 minuten snelwegbedrijf. Deze test wordt alleen afgenomen bij motoren die zijn voorzien van 'geavanceerde uitlaatgasbehandelingssystemen zoals DeNO_x-systemen of deeltjesfilters' en ook bij aardgasmotoren.

^g EEV: Enhanced Environmentally-friendly Vehicles, die nationale overheden kunnen opleggen aan bijvoorbeeld LPG-voertuigen of stadsdistributievoertuigen.

^h HC-eisen exclusief methaan.



B Methodiek berekening emissiefactoren

Door R. Gense en E. van de Burgwal (TNO-Wegtransportmiddelen)

B.1 Inleiding

De emissiefactoren van personenwagens, taxi's, bestelwagens die in deze studie zijn gebruikt, zijn aangeleverd door de taakgroep verkeer, waar TNO-WT, RIVM en CBS deel uit maken. De gegevens over vrachtauto's zijn door TNO-WT geleverd. In de volgende paragrafen heeft TNO-WT (de heer E. van den Burgwal en de heer R. Gense) de methodiek uiteengezet, waarmee deze emissiefactoren zijn bepaald.

B.2 Personenwagens

Uitgangspunt is TNO-VERSIT, dit model bepaalt de voertuigemissies aan de hand van input uit het steekproefcontroleprogramma waarin emissies van voertuigen worden gemeten. Voor toekomstige voertuiggeneraties (Euro-3 en Euro-4) zijn echter nog geen meetwaarden voorhanden, zodat hiervoor extrapolaties worden gebruikt van de huidige voertuiggeneraties op basis van de ontwikkelingen op het gebied van emissiewetgeving, oftewel het strenger worden van de emissie-eisen. De brandstofmix dataset is dus niet gebaseerd op werkelijke metingen.

Uit een analyse van de data uit het steekproefcontroleprogramma blijkt dat de gewichtsafhankelijkheid van voertuigemissies CO, HC, NO_x en PM binnen 1 emissiewetgevingklasse niet significant is. In de brandstofmix dataset wordt daarom de middencategorie als basis genomen voor de CO, HC, NO_x en PM emissies, waarna de emissies van de kleine en grote voertuigen hieraan gelijk zijn gesteld.

Verbruik en CO₂ zijn wel afhankelijk van gewicht, en hiervoor zijn de volgende gewichten gehanteerd klein: 900 kg, midden: 1.100 kg en groot: 1.300 kg.

In de huidige praktijk van het steekproefcontroleprogramma blijken de emissies van LPG voertuigen te verschillen van die van gelijkwaardige benzinevarianten. Gezien de verwachte kwaliteitsprong van LPG-systemen naar OEM niveau in de nabije toekomst, zijn de emissies van LPG voertuigen in de brandstofmix dataset gelijkgesteld aan die van benzinevoertuigen.

In de berekeningsmethodiek emissiefactoren van het wegverkeer die de taakgroep 'Verkeer en vervoer' hanteert, wordt rekening gehouden met sportief rijden en het gebruik van airconditioning. De toeslagfactoren hiervoor zijn bepaald uit het TNO onderzoek 'Driving style, fuel consumption and tail pipe emissions' (2000). De aanname die de taakgroep hanteert voor het tijdsaandeel van sportief rijgedrag bedraagt 10%, voor het gebruik van airconditioning 18%. Voor Euro-3 en Euro-4 voertuigen wordt aangenomen dat deze voor 65% respectievelijk 75% uitgerust zullen zijn met airconditioning.

Deeltjesemissies (PM) van benzine en LPG voertuigen zijn niet aan wetgeving onderhevig, en worden ook niet gemeten in het steekproefcontroleprogramma. De PM emissie van dieservoertuigen onder Euro-3 en Euro-4 zullen naar een dermate laag niveau dalen dat de PM emissies van benzine- en LPG-voertuigen relatief aan belang zullen winnen. Daarom zijn deze ook in de brandstofmix dataset opgenomen, en gebaseerd op een beperkt aantal TNO metingen.

Een aantal voertuigtypen hebben een verbruiksvoordeel. Hierbij is onderscheid gemaakt naar de volgende categorieën:

Benzine DI lean met NO _x storage katalysator	13% verbruiksvoordeel
Diesel DI	ca. 10% verbruiksvoordeel

Tevens is een aparte set gegevens opgenomen voor de zogenaamde 3-liter auto, diesel Euro-4. Uit praktijktests door diverse onafhankelijke autobladen is opgemaakt dat deze een verbruiksvoordeel heeft van ongeveer 20% ten opzichte van een vergelijkbare kleine dieselauto, waarbij de emissies gelijk blijven.

Voor benzinevoertuigen met een DI lean-burn motor en een NO_x-storage katalysator is een NO_x-nadeel van 20% aangenomen vanwege het feit dat dit motorconcept van 'nature' al een hogere NO_x-emissie heeft en omdat de motor-katalysator combinatie afgesteld zal worden op een laag verbruik, waardoor de katalysator minder vaak wordt geregenereerd dan noodzakelijk om niet de norm te overschrijden.

B.3 Bestelwagens

Uitgangspunt voor de emissies van bestelwagens en taxibusjes in de brandstofmix dataset zijn de emissies van zware personenwagens, bij het ontbreken van voldoende meetgegevens die met VERSIT naar tevredenheid gemodelleerd kunnen worden.

Het aandeel sportief rijgedrag voor bestelwagens is gesteld op 75% en voor taxibusjes op 10%.

De toeslagfactoren voor het gebruik van airconditioning zijn niet toegepast op de emissies van bestelwagens.

De overige aannamen zijn gelijk aan die van personenwagens.

B.4 Vrachtwagens

De berekeningsmethodiek voor de emissies van vrachtwagens ten behoeve van de brandstofmix verschilt van die van personenauto's en bestelwagens. De basis wordt nog steeds gevormd door VERSIT met in dit geval als basis input uit het vrachtwagen-steekproefcontroleprogramma. Het is echter gebleken, onder andere uit het TNO project Heavy Duty Testcycli, dat deze modellering voor emissies voor buitenweg en stadsgebruik belangrijk te kort schiet. Een modellering op basis 'steady state' meetresultaten, zoals in VERSIT, houdt onvoldoende rekening met dynamische invloedsfactoren zoals deze op de weg optreden. Om representatieve getallen af te kunnen geven is TNO ertoe overgegaan niet langer meer de VERSIT buitenweg en stadsrit emissiecijfers te gebruiken. VERSIT bleek nog wel representatieve getallen af te geven voor snelwegritten aangezien deze weinig dynamisch zijn.

In plaats van VERSIT is er een alternatieve berekeningswijze aangewend ter berekening van de stads- en buitenwegemissies. Deze berekeningswijze is gebaseerd op een combinatie van snelweg-emissiedata uit VERSIT met daarop een toeslagfactor ter bepaling van stads- en buitenweg emissies. Deze toeslagfactoren zijn gebaseerd op metingen uit het reeds aangehaalde project Heavy Duty Testcycli, waarin praktijkomstandigheden, met een representatieve mate van dynamiek, zijn gemeten op de motorproefstand. De aldus berekende emissiecijfers geven een representatievere weergave van



de praktijk dan totnogtoe het geval is geweest. De database van aldus verkregen emissiefactoren is nog slechts van een vrij beperkte omvang, dus enige onzekerheid is aanwezig. De verwachting is wel dat de beschikbare hoeveelheid data de komende tijd sterk zal gaan groeien o.a. in het kader van het Europese ARTEMIS project.

Net zoals in het geval van de personenwagens, zijn de snelweg-emissiewaarden in VERSIT voor Euro-3, 4 en 5 voertuigen niet gebaseerd op metingen, zodat ook hiervoor extrapolaties zijn gebruikt van de huidige voertuiggeneraties op basis van de ontwikkelingen op het gebied van emissiewetgeving.

Voor de gewichten (GVW) die zijn gebruikt voor de modellering van snelweg-emissies in VERSIT is telkens het midden van een klasse gebruikt zoals deze in de discussienotitie van de brandstofmix workshop vermeld staan. Voor de klasse >20 ton GVW is 32,5 ton aangenomen, op basis van parkgegevens. Als beladingsgraad is 40% genomen, hetgeen een reële aanname is.

Een gelijke benadering is gehanteerd voor LPG vrachtwagens, waarvan echter de snelwegemissies niet door VERSIT gemodelleerd kunnen worden. Deze zijn daarom gebaseerd op een recente meting en een 'expert view' van jarenlange TNO-ervaring met vrachtwagen LPG-motoren.

Gegevens over de deeltjes emissie (PM) van vrachtwagen LPG motoren zijn nog zeer schaars en daarom zijn in de brandstofmix dataset waarden opgenomen op basis van ook een TNO 'expert view'.

B.5 Nauwkeurigheid

Vanwege het feit dat er in de brandstofmix uitspraken worden gedaan over toekomstige voertuigen, zijn de geleverde emissie getallen nog met vrij veel onzekerheid omgeven. Daarom is enige voorzichtigheid geboden in de omgang van de data. Een gevoeligheidsanalyse van de uitkomsten is daarom een goed middel om de robuustheid van de conclusies te toetsen. Vandaar dat de emissies in de brandstofmix dataset zijn aangeleverd met bandbreedtes. Deze bandbreedte verschilt per emissiecomponent en per soort voertuig en is afhankelijk van de beschikbare kennis. Zo is de onzekerheid over de deeltjesemissie van LPG-voertuigen groot vanwege het gebrek aan kennis, en moet er groot beroep worden gedaan op 'expert judgement'. Daarentegen is er vrij veel bekend uit het steekproefcontroleprogramma over gereguleerde emissies, en de modellering daarvan, voor personenauto's. De aannamen voor de toekomst zijn hierdoor met minder onzekerheid omgeven, dus kleinere bandbreedtes. Op deze manier is er voor elke emissiecomponent een bandbreedte bepaald.



C Emissies bij raffinage en distributie

C.1 Inleiding

Niet alleen de verbranding van de brandstoffen brengt emissies met zich mee, ook tijdens de productie, raffinage en distributie van de brandstoffen wordt energie verbruikt en worden emissies veroorzaakt. Bij een vergelijking van benzine, diesel en LPG moet daarom ook rekening gehouden worden met eventuele verschillen in energiegebruik en emissies die optreden vóórdat de brandstoffen in de voertuigen terecht zijn gekomen.

In de vorige brandstofmix-studie werden emissiegegevens van de raffinage en distributie gebaseerd op cijfers uit een studie van Rijkeboer [Rijkeboer, '92], waarbij de gegevens enigszins waren aangepast om rekening te houden met een aantal nieuwe ontwikkelingen.

Deze cijfers zijn nu vergeleken met een studie van AEA Technologies uit 1997 [Lewis, '97] die is uitgevoerd in het kader van een project voor de Europese Unie. In deze studie zijn alle emissies die optreden in de productie-, transport-, raffinage- en distributiefase van een aantal verschillende brandstoffen bepaald. Vanwege gebrek aan daadwerkelijke (meet)gegevens zijn de emissies tijdens de productie van de brandstoffen gebaseerd op gegevens m.b.t. de productie in de Noordzee, en is gebruik gemaakt van raffinagemodellen om de emissies van het raffinageproces te bepalen.

Productie

Benzine, diesel en LPG worden alle drie gemaakt van ruwe olie, er zullen dus weinig verschillen zijn tussen de emissies tijdens de productie en het transport van de olie naar de raffinaderij (de absolute cijfers zijn voor deze studie niet van belang). Ook in de vorige studie zijn deze emissies niet meegenomen.

Raffinage

De emissies die optreden tijdens de raffinage van de brandstoffen hangen af van een aantal factoren [Lewis, '97]:

- de samenstelling van de ruwe olie die de raffinaderij ingaat;
- de procesfaciliteiten die een raffinaderij heeft;
- de vraag naar bepaald producten;
- de specificaties van de producten.

Vanwege de complexe processen en vloeistofstromen in een raffinaderij, de grote verschillen tussen raffinaderijen en de bovengenoemde randvoorwaarden is het onmogelijk om het energiegebruik van de verschillende brandstoffen precies te berekenen. Het is wel duidelijk dat er in deze fase wel significante verschillen zijn tussen deze brandstoffen: benzine vergt een vrij intensieve raffinageproces, wat een relatief hoog energiegebruik per ton brandstof tot gevolg heeft. LPG heeft minder energie nodig, terwijl diesel daar nog weer onder zit.

De berekende emissiecijfers voor CO₂ van de AEA studie komen vrij goed overeen met de gegevens die in de vorige brandstofmix-studie zijn gebruikt. De AEA-cijfers voor de NO_x en HC-emissies zijn echter aanzienlijk hoger. De reden hiervoor zou kunnen zijn dat zij zich baseren op vrij oude gegevens. Omdat de laatste jaren ook bij de raffinaderijen emissiereducties zijn doorgevoerd zijn we in deze studie toch uitgegaan van de lage schatting uit de vorige studie.

In de vorige brandstofmix-studie (en het AEA rapport) werd alleen gekeken naar brandstoffen met de specificaties van 2000. Deze cijfers moeten daarom nog wel gecorrigeerd worden voor de extra raffinageprocessen die nodig zijn om aan de EU-specificaties van 2005 te voldoen. De lagere zwavelgehalten van benzine en diesel en ook het lagere aromaatgehalte van benzine vergen intensievere raffinageprocessen, wat energie vergt en dus extra emissies veroorzaakt. De extra CO₂-uitstoot die dit veroorzaakt is in [CE, 2000c] geschat, en wordt hier gebruikt om de cijfers uit de vorige studie te corrigeren. De resulterende emissies zijn in Tabel 20 gegeven.

Distributie

Ook bij de distributie van de brandstoffen naar de tankstations ontstaan emissies. Allereerst vanwege het energiegebruik van het transport zelf, eerst door pijpleidingen en vervolgens met een tankwagen, maar ook vanwege verdampingsemissies bij het laden en lossen. De emissies daarbij, voornamelijk koolwaterstoffen (HC) die verdampen of gemorst worden, hangen af van de technische voorzieningen en procedures, maar ook van de eigenschappen van de brandstof. Zo verdampt er aanzienlijk meer benzine dan diesel bij gelijke voorzieningen omdat de dampdruk van benzine bijna 1000 keer zo groot is dan van diesel [Lewis, '97]. De laatste jaren zijn daarom vrijwel alle Nederlandse pompstations, raffinaderijen en benzinedeps uitgerust met dampretoursystemen voor benzine, die de koolwaterstofdampen afvangen. De verdamping van het zeer vluchtige LPG wordt grotendeels voorkomen omdat het in een gesloten systeem wordt opgeslagen en getankt. Dit is ook nodig uit veiligheidsoverwegingen vanwege de hoge druk en het grotere explosiegevaar bij eventuele lekkage²⁷.

In de studie van AEA wordt gebruik gemaakt van data die nog geen rekening houden met de moderne emissiereductie technieken zoals de dampretoursystemen. De HC-emissies van de benzinedistributie is dan ook 5x zo hoog dan in de vorige brandstofmix-studie. Ook hier lijkt het daarom redelijk om de lage schatting van de vorige studie te gebruiken.

Ongeveer 60% van de verdampingsemissies die optreden tijdens de distributie van de brandstoffen worden veroorzaakt tijdens het vullen van de ondergrondse tank bij het tankstation en het tanken van de voertuigen aan de pomp. Als we nu aannemen dat een derde van de totale hoeveelheid brandstof bij tankstations binnen de bebouwde kom worden getankt, komen we uit op een verdeling van 20% van deze HC-emissies binnen de bebouwde kom en 80% ervan buiten de bebouwde kom. Dit onderscheid is van belang omdat de financiële waardering van HC-emissies hoger is binnen stedelijk gebied dan daarbuiten.

De toegepaste cijfers zijn in Tabel 20 gegeven.

²⁷ Het gevaar van LPG schuilt in de hoge 'volatility' en dichtheid, waardoor het gas bij een lekkage niet snel verspreidt.



Tabel 20 Emissies die optreden tijdens raffinage en distributie van de brandstoffen, per kilogram brandstof

	Raffinage			Distributie	
	CO ₂ (gr/kg)	NO _x (gr/kg)	HC (gr/kg)	HC (gr/kg)	binnen de bebouwde kom
Benzine	407	0,130	0,95	0,035	20%
Diesel	240	0,074	0,29	0,020	20%
LPG	239	0,079	0,05	0,021	20%

Bron: [CE, 1997a] en [CE, 2000c]



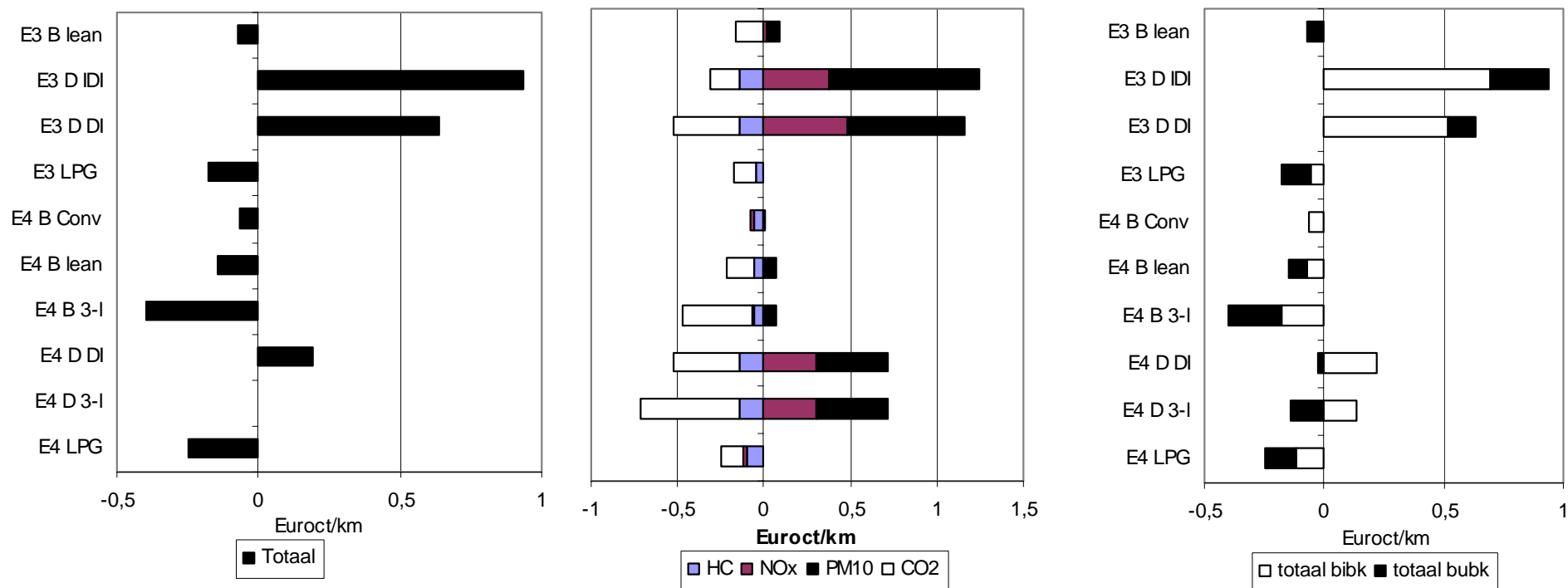
D Resultaten milieukosten en -baten

D.1 Lichte voertuigen

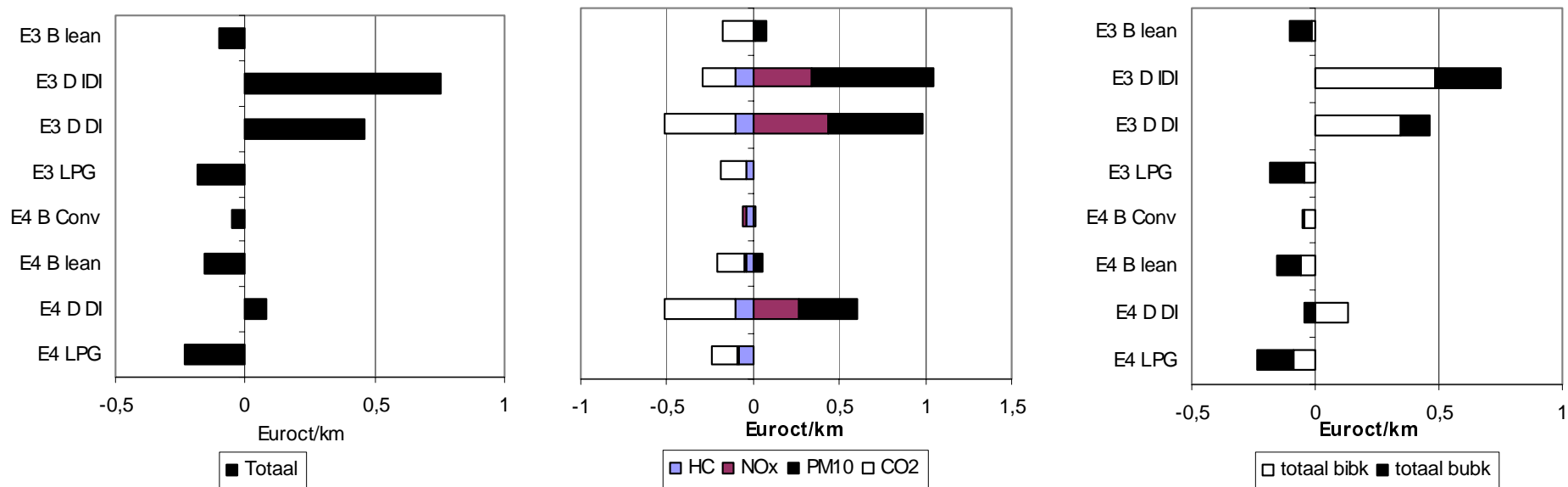
In paragraaf 4.5 zijn de resultaten van de financieel gewaardeerde milieukosten en -baten van de verschillende lichte voertuigen (ten opzichte van de referentieauto's) besproken. Vanwege de leesbaarheid hebben we ons daar beperkt tot de gedetailleerde resultaten van de kleine personenauto's, en opgemerkt dat de resultaten voor de andere lichte categorieën daar niet al te veel van afwijken. De daar genoemde conclusies zijn dan ook voor alle lichte categorieën geldig.

Voor de volledigheid laten we in deze bijlage de volledige resultaten zien.

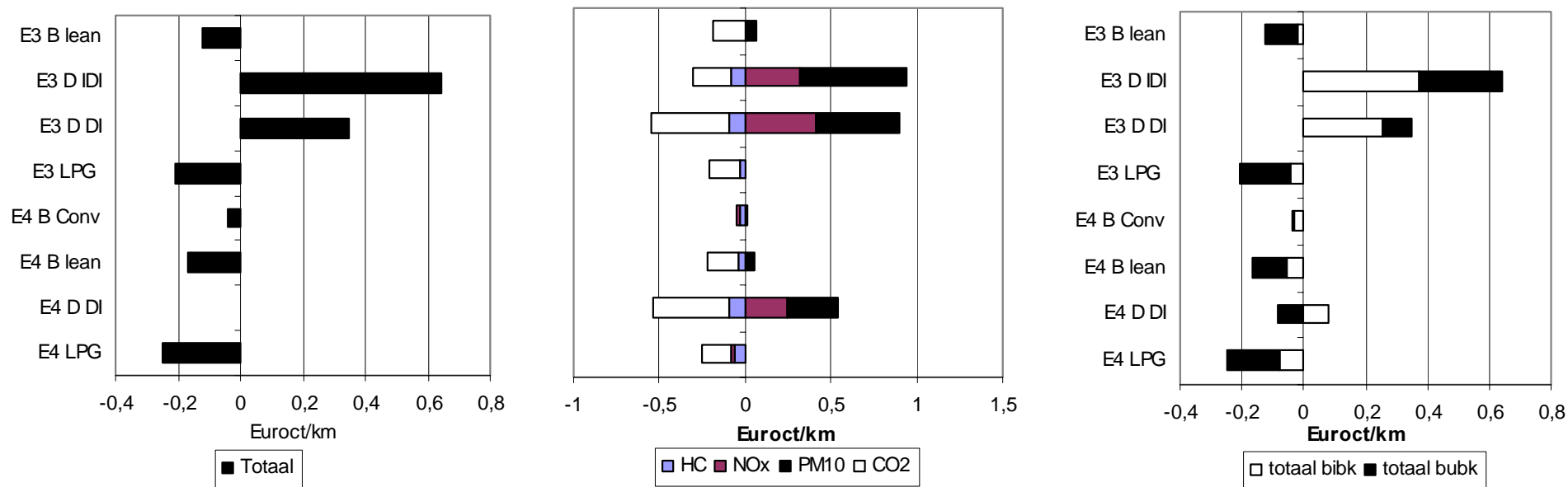
Figuur 15 Milieukosten en -baten van de verschillende uitvoeringen van de **kleine personenauto**, ten opzichte van de referentieauto, de Euro-3 conventionele benzineauto. Links: totaal. Midden: de afzonderlijke emissies. Rechts: binnen en buiten de bebouwde kom



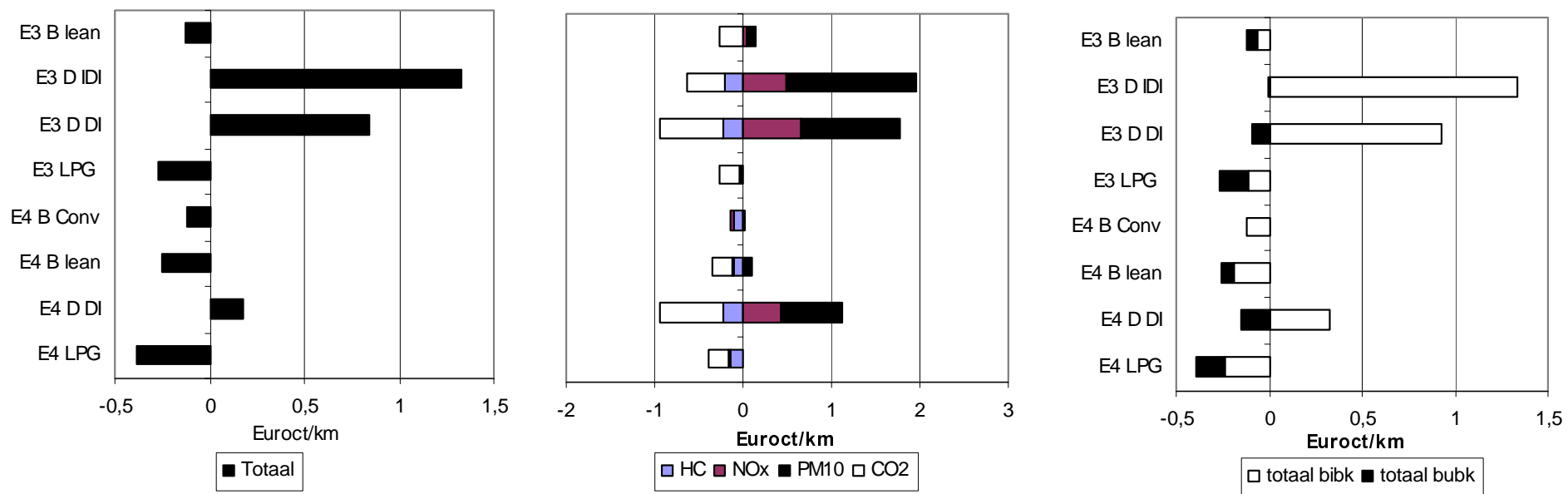
Figuur 16 Milieukosten en -baten van de verschillende uitvoeringen van de **middelgrote personenauto**, ten opzichte van de referentieauto, de Euro-3 conventionele benzineauto. Links: totaal. Midden: de afzonderlijke emissies. Rechts: binnen en buiten de bebouwde kom



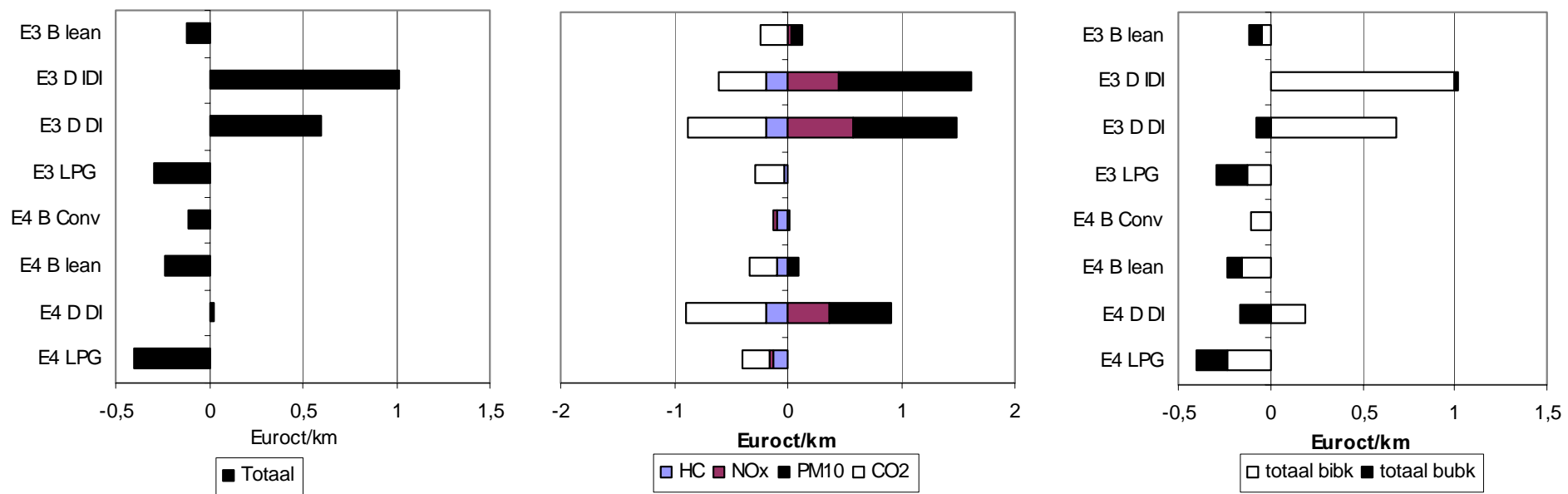
Figuur 17 Milieukosten en -baten van de verschillende uitvoeringen van de **grote personenauto**, ten opzichte van de referentieauto, de Euro-3 conventionele benzineauto. Links: totaal. Midden: de afzonderlijke emissies. Rechts: binnen en buiten de bebouwde kom



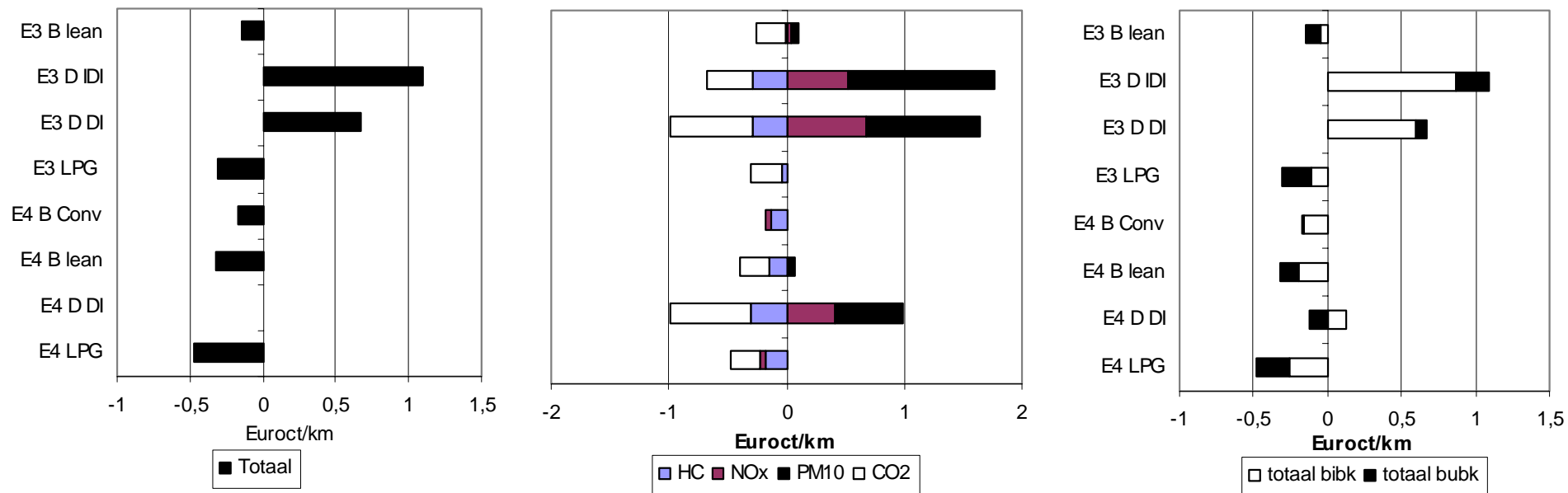
Figuur 18 Milieukosten en -baten van de verschillende uitvoeringen van de **taxi sedan**, ten opzichte van de referentieauto, de Euro-3 conventionele benzineauto. Links: totaal. Midden: de afzonderlijke emissies. Rechts: binnen en buiten de bebouwde kom



Figuur 19 Milieukosten en -baten van de verschillende uitvoeringen van de **taxibus**, ten opzichte van de referentieauto, de Euro-3 conventionele benzineauto. Links: totaal. Midden: de afzonderlijke emissies. Rechts: binnen en buiten de bebouwde kom



Figuur 20 Milieukosten en -baten van de verschillende uitvoeringen van de **bestelauto**, ten opzichte van de referentieauto, de Euro-3 conventionele benzineauto. Links: totaal. Midden: de afzonderlijke emissies. Rechts: binnen en buiten de bebouwde kom

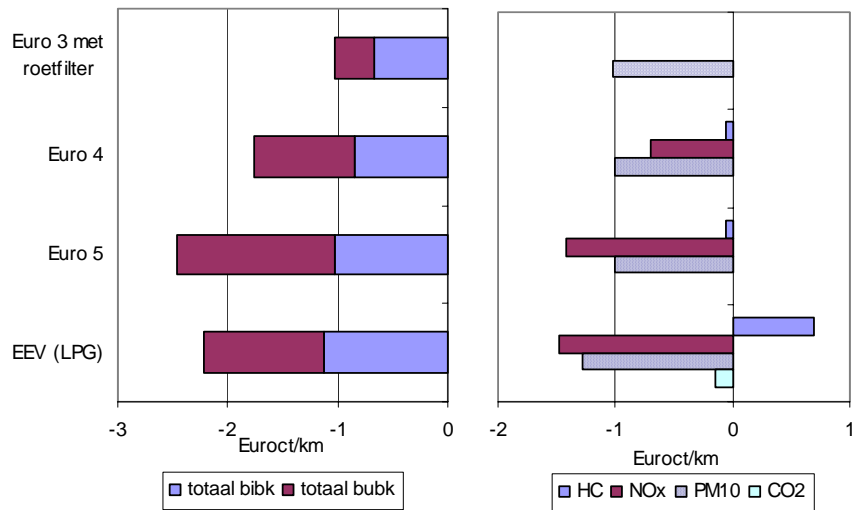


D.2 Zware voertuigen

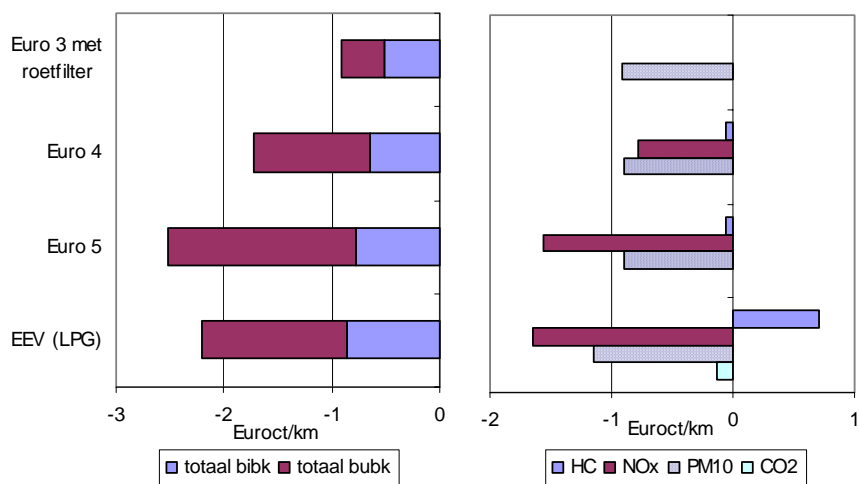
In paragraaf 4.6 zijn de resultaten van de financieel gewaardeerde milieubaten van de verschillende zware voertuigen (ten opzichte van de referentieauto's) besproken. Vanwege de leesbaarheid hebben we ons daar beperkt tot de gedetailleerde resultaten van de lichtste categorie vrachtwagens en de huisvuilwagens. De daar genoemde conclusies zijn voor alle zware categorieën van toepassing.

Voor de volledigheid laten we in deze bijlage de volledige resultaten zien.

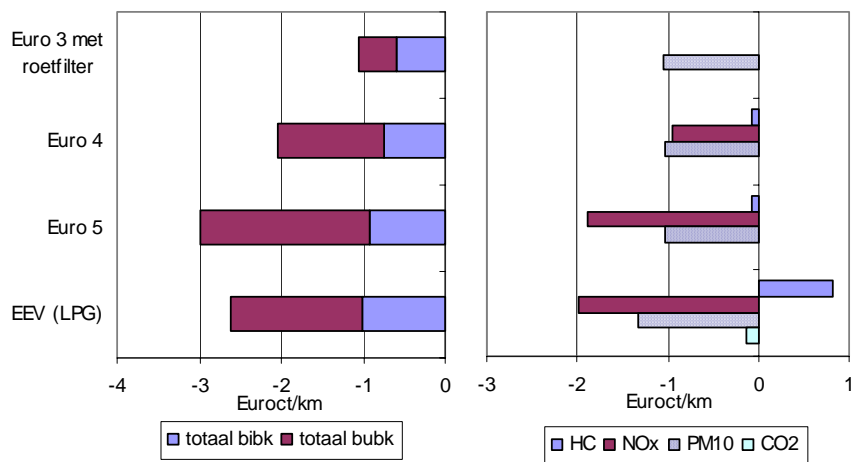
Figuur 21 Milieukosten en -baten van de verschillende uitvoeringen van de **3,5 – 7,5 ton GVW vrachtauto**, ten opzichte van de Euro-3 dieseluitleiding. Links: totaal, gesplitst naar aandeel binnen en buiten de bebouwde kom. Rechts: de afzonderlijke emissies



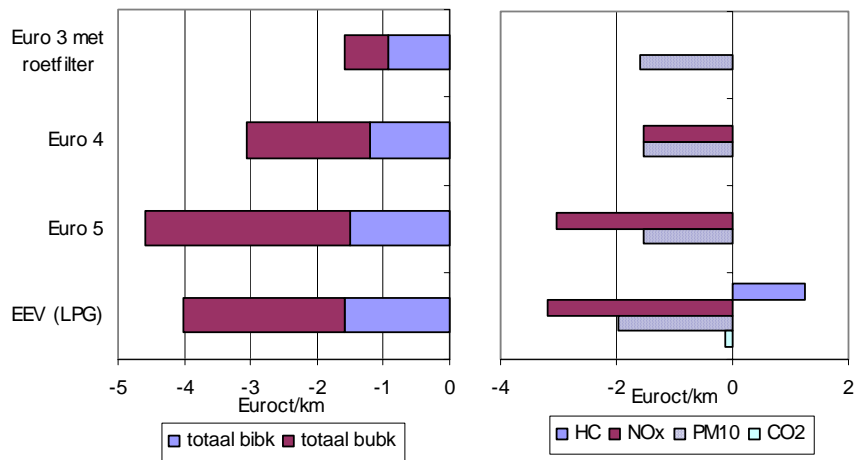
Figuur 22 Milieukosten en -baten van de verschillende uitvoeringen van de **7,5 –12 ton GVW vrachtauto**, ten opzichte van de Euro-3 dieseluitvoering. Links: totaal, gesplitst naar aandeel binnen en buiten de bebouwde kom. Rechts: de afzonderlijke emissies



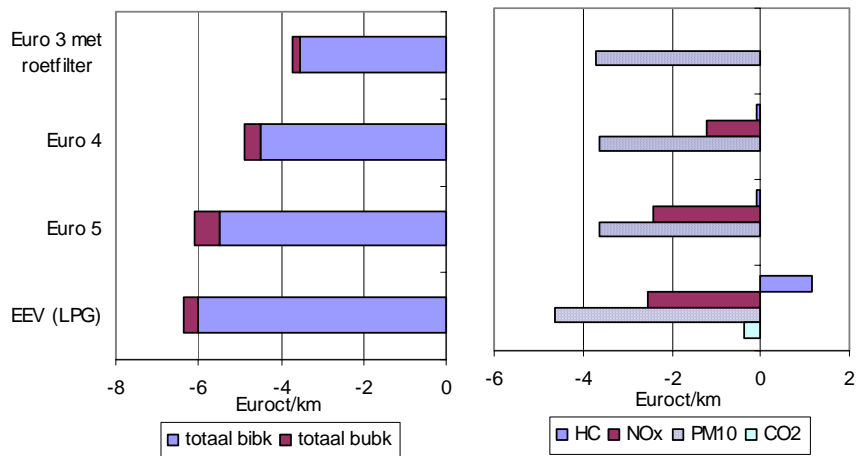
Figuur 23 Milieukosten en -baten van de verschillende uitvoeringen van de **12-20 ton GVW vrachtauto**, ten opzichte van de Euro-3 dieseluitvoering. Links: totaal, gesplitst naar aandeel binnen en buiten de bebouwde kom. Rechts: de afzonderlijke emissies



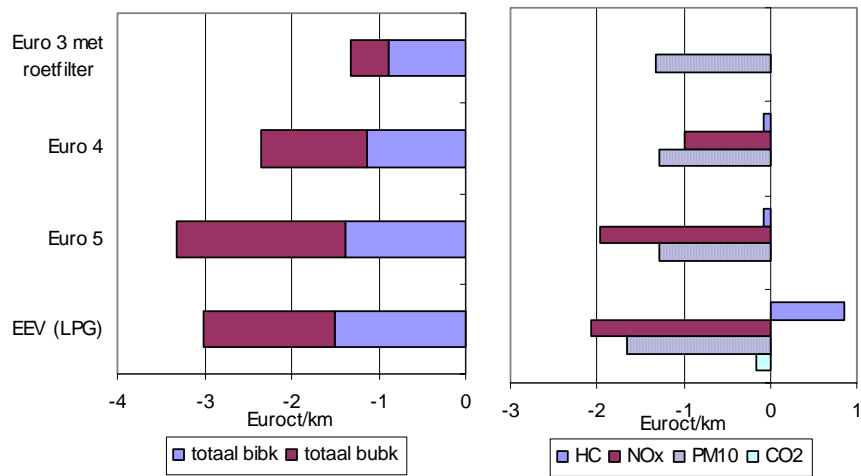
Figuur 24 Milieukosten en -baten van de verschillende uitvoeringen van de **>20 ton GVW vrachtauto**, ten opzichte van de Euro-3 dieseluitvoering. Links: totaal, gesplitst naar aandeel binnen en buiten de bebouwde kom. Rechts: de afzonderlijke emissies



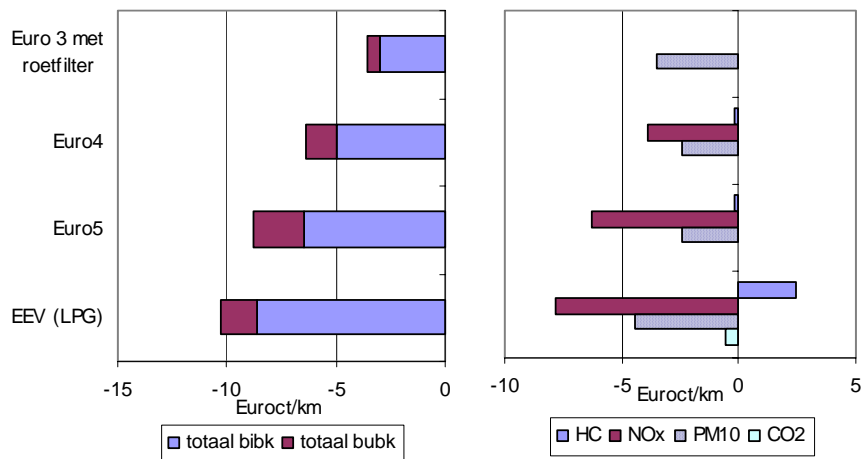
Figuur 25 Milieukosten en -baten van de verschillende uitvoeringen van de **OV-Bus**, ten opzichte van de Euro-3 dieseluitvoering. Links: totaal, gesplitst naar aandeel binnen en buiten de bebouwde kom. Rechts: de afzonderlijke emissies



Figuur 26 Milieukosten en -baten van de verschillende uitvoeringen van de **Touringcar**, ten opzichte van de Euro-3 dieseluitvoering. Links: totaal, gesplitst naar aandeel binnen en buiten de bebouwde kom. Rechts: de afzonderlijke emissies



Figuur 27 Milieukosten en -baten van de verschillende uitvoeringen van de **Huisvuilwagen**, ten opzichte van de Euro-3 dieseluitvoering. Links: totaal, gesplitst naar aandeel binnen en buiten de bebouwde kom. Rechts: de afzonderlijke emissies



E Kosten lichte voertuigen

E.1 Aanschafkosten

Diesel- vs. benzineauto's

Het RDC houdt een database bij met gegevens van alle in Nederland verkochte personen- en bestelauto's [RDC, 2000]. Aan de hand van deze gegevens is een schatting gemaakt van de meerkosten van een *dieselauto* ten opzichte van een zelfde *benzineauto*. Hierbij zijn telkens de netto catalogusprijzen (exclusief BPM en BTW) vergeleken van auto's van hetzelfde type waar zowel een benzine- als ook een dieserversie van bestaat. De prijs van de dieselauto hebben we dan, net als in de 1997-studie, vergeleken met de prijs van een benzine-uitvoering met iets meer vermogen. De gedachte hierachter is dat deze motoren qua rijeigenschappen vergelijkbaar zijn omdat een dieselmotor meer koppel levert over een breder toerenbereik. Zo kunnen we bijvoorbeeld de 3-deurs Volkswagen Golf 1.6 16V 77 kW Basis (benzine) vergelijken met de Volkswagen Golf 1.9 TDI 66 kW Basis (diesel) van dezelfde uitvoering. Afgezien van de motor zijn dit identieke auto's. De prijsvergelijking laat zien dat de diesel in dit geval € 560 duurder is.

Een dergelijke vergelijking is uitgevoerd voor 160 auto's, die we hebben ingedeeld in de 3 grootteklassen. Het resultaat van deze vergelijking laat zien dat ten opzichte van een benzineauto een vergelijkbaar dieselmodel in DI-uitvoering gemiddeld ca € 600 duurder is. Het gemiddelde prijsverschil lijkt iets toe te nemen met de grootte van de auto: van € 500 bij de kleine auto's naar € 650 voor de middelgrote auto's. Bij de grote auto's zijn de onderlinge verschillen te groot om een betrouwbaar gemiddelde te bepalen. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat bij deze klasse auto's de standaard uitrusting vaak sterk verschilt (en we dus niet echt verder identieke auto's met elkaar vergelijken), en marketingoverwegingen een vrij sterke rol spelen bij het bepalen van de prijs. Het lijkt echter redelijk te veronderstellen dat de daadwerkelijke prijsverschillen nog iets toenemen ten opzichte van de middelgrote auto's. We gaan er daarom voor deze klasse van uit dat dieselauto's € 800 duurder zijn dan benzineauto's. In alle grootteklassen kunnen individuele modellen en uitvoeringen aanzienlijke afwijkingen vertonen ten opzichte van deze gemiddelden.

Op dezelfde manier hebben we de kale prijzen van vergelijkbare benzine- en dieselbestelauto's met elkaar vergeleken. Hier vinden we een gemiddelde van zo'n € 1.000, al kunnen de prijsverschillen sterk variëren.

Dieselmotoren in IDI-uitvoering zijn in het algemeen goedkoper dan de DI diesels, maar gemiddeld nog altijd ca € 350 duurder dan benzineauto's. Er zijn niet genoeg data om een trend naar grootteklasse te bepalen, maar het lijkt redelijk te veronderstellen dat ook hier de meerkosten toenemen met de grootte van de auto. We gaan uit van de volgende meerkosten: € 250 voor kleine auto's, € 350 voor middelgrote auto's, € 450 voor grote auto's en € 550 voor bestelauto's.

Om de gevonden verschillen in de aanschafprijs van benzine- en dieselauto's in internationaal perspectief te plaatsen, en om de invloed van de BPM op de prijsverschillen na te kunnen gaan, zijn deze verschillen ook onder-

zocht voor België. In België is de prijsopbouw van nieuwe personenauto's namelijk structureel anders dan in Nederland, vanwege een andere vormgeving van de aanschafbelasting. Middels een steekproef met enkele tientallen veelverkochte modellen in elk van de drie grootteklassen zijn de prijsverschillen vergeleken met de verschillen voor dezelfde modellen in Nederland. Uit deze steekproef blijkt dat de prijsverschillen in België ca. 50-75 % groter zijn dan in Nederland.

DI lean-burn met DeNO_x-katalysator vs. conventionele benzineauto

De meerprijs van de DI lean-burn benzineauto met DeNO_x-katalysator blijft waarschijnlijk beperkt tot de meerprijs van de extra katalysator. De motor zelf is dan wel nieuw ontwikkeld (tegen waarschijnlijk hoge R&D kosten), de productiekosten zijn echter waarschijnlijk vergelijkbaar met de conventionele benzinemotor. De kosten van de DeNO_x-katalysator worden geschat op € 250 per stuk [CE en Baarbé, pers.comm.].

LPG- vs. benzineauto's

De inbouwkosten van LPG-installaties bedragen op dit moment voor kleine auto's ca. € 1.500, voor middelgrote auto's ca. € 1.750 en voor grote auto's ca. € 2.000 (excl. BTW). Er is op dit moment ook een klein aantal auto's te koop die vanaf de fabriek zijn voorzien van een LPG-installatie²⁸. Fabrikant Volvo heeft besloten de mogelijkheid voor achteraf inbouwen vanaf 2001 te laten vervallen. De voertuigen zullen dan alleen nog maar af-fabriek van een LPG-installatie kunnen worden voorzien. Dit is bij een aantal auto's (bijvoorbeeld op de Ford Mondeo) tot ca. € 400 goedkoper dan achteraf ingebouwde installaties. Vanwege de toenemende complexiteit van de benzinemotoren en OBD's, en dus van de vereiste aanpassingen, bestaat echter de indruk dat de meerkosten van deze zogenaamde bi-fuel auto's gemiddeld nauwelijks lager zullen zijn dan bij de huidige retrofit-inbouw. We gaan dan ook in deze studie uit van de huidige retrofit prijzen.

Doordat bestelauto's ook in benzine-uitvoering te koop zijn, is het ook mogelijk om deze auto's op LPG te laten rijden door LPG-installaties in te bouwen. De inbouwkosten van LPG-installaties zijn vergelijkbaar met de kosten bij (grote) personenauto's, en liggen tussen € 1.800 en € 2.200. Dit is aanzienlijk goedkoper dan de LPG-motoren die af fabriek worden geleverd, zoals dat bij zware vrachtwagens moet gebeuren.

3-liter-auto's

De 3-liter-auto gebruikt veel technologie en (lichtgewicht) materialen die voor een meerprijs zorgen ten opzichte van de standaard kleine auto. Het is echter de vraag of de meerprijs die voor deze voertuigen gevraagd wordt de werkelijke meerkosten dekken, de prijs zal voornamelijk aan de hand van marketingoverwegingen worden vastgesteld. Een schatting van TNO-WT laat zien dat de gebruikte technologie en materialen van de 3-liter Lupo in werkelijkheid een meerprijs van zo'n € 3.800 rechtvaardigt ten opzichte van de 'basisauto' Lupo 1.7 SDI 60 pk (een Euro-3 DI dieselauto), terwijl de meerprijs volgens catalogus € 1.500 bedraagt. Ook TNO maakt echter het voorbehoud dat de berekening van de werkelijke meerkosten zijn gebaseerd op prijzen van onderdelen die vanuit marketing oogpunt zijn vastgesteld.

Vanwege deze onzekerheid, en de inschatting dat de prijs zal dalen bij grotere series, gaan we in deze studie uit van een meerprijs van € 1.500 voor

²⁸ De reden hiervoor is dat de moderne benzineauto's niet goed achteraf zijn om te bouwen tot LPG vanwege het on-board diagnostic system (OBD) dat op benzine is afgestemd.



3-liter-auto's ten opzichte van de basisuitvoering. Hierdoor komen de meerkosten van de 3-liter-auto op diesel ten opzichte van de referentieauto op € 2.000 (€ 1.500 voor de nieuwe technologie ten opzichte van de Euro-3 DI diesel, plus de meerprijs van de Euro-3 DI diesel ten opzichte van de referentie, € 500). Als meerprijs voor de 3-liter-auto op benzine komen we zo op € 1.750.

Taxi's

De aanschafkosten van taxi's zullen in principe gelijk zijn aan die van grote personenauto's (voor de sedans) en bestelauto's (voor de taxibusjes). De meerkosten van de verschillende taxi's zijn daarom ongewijzigd van deze categorieën overgenomen. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat vooral de grotere taxibedrijven waarschijnlijk vrij grote kortingen kunnen bedingen met de dealers, en dat er dus in veel gevallen van de catalogusprijzen die we hierboven in de prijsvergelijking hebben gebruikt zal worden afgeweken. Vanwege gebrek aan gegevens hierover, en de inschatting dat dit voor de *prijsverschillen* minder effect zal hebben dan voor de absolute prijzen, hebben we hier verder geen rekening mee gehouden.

Het is mogelijk voor taxi's om het aankoopbedrag versneld af te schrijven, in 4 jaar. Bij het berekenen van de aanschaf- en comfortkosten per kilometer gaan we daarom uit van een afschrijftermijn van 4 jaar.

Snelheidsbegrenzers in bestelauto's

De kosten van de snelheidsbegrenzers in bestelauto's variëren sterk. Inbouw van snelheidsbegrenzers in bestaande wagens (retrofit) kost zo'n € 700 per stuk, excl. BTW. Bij de meeste fabrikanten is het echter ook mogelijk om af fabriek de snelheid te begrenzen, de maximumsnelheid kan dan in het motormanagementsysteem worden ingeprogrammeerd. De kosten nemen dan af tot zo'n € 100. In deze studie gaan we hoofdzakelijk uit van nieuwe auto's, we gaan daarom uit van het lage bedrag, € 100.

E.2 Onderhoudskosten

De techniek van diesel- en benzinemotoren is op een aantal punten verschillend, daardoor verschillen ze ook op het gebied van onderhoud. In de vorige brandstofmix-studie zijn de verschillen in onderhoudskosten ontleend aan steekproefgegevens van de ANWB. Hieruit bleek, dat voor dieselauto's zo'n € 500 - € 750 meer aan onderhoud betaald moest worden dan voor vergelijkbare benzineauto's, voor LPG-auto's liepen de meerkosten gemiddeld op tot zo'n € 1.500. Sindsdien heeft de ANWB deze gegevens echter niet meer geactualiseerd, terwijl vooral de dieselauto's betrouwbaarder zijn geworden en minder onderhoud vergen dan vroeger.

Uit recentere gegevens die we via de Bovag aftersalesdienst hebben verkregen blijkt dat tegenwoordig de onderhoudskosten van benzine- en dieselauto's ongeveer gelijk zijn. Dit geldt voor personenauto's in alle grootteklassen. De meerkosten van onderhoud van auto's op LPG ten opzichte van benzine bedragen ca. 0,9 €ct per km. Een aantal grote wagenparkbeheerders (leasemaatschappijen) aan wie we deze schatting hebben voorgelegd, hebben deze cijfers bevestigd.

Uit navraag bij verschillende fabrikanten van bestelauto's blijkt ook bij deze voertuigen dat de onderhoudskosten van de benzine- en dieselvans ver-

gelijkbaar zijn Ook de voorgeschreven onderhoudsintervallen zijn in veel gevallen gelijk.

De meerkosten van het onderhoud van LPG-bestelauto's ten opzichte van de benzineversies zullen vergelijkbaar zijn met die van personenauto's. Hiervoor houden we dan ook hetzelfde bedrag aan: 0,9 €/ct/km.

E.3 Comfortkosten

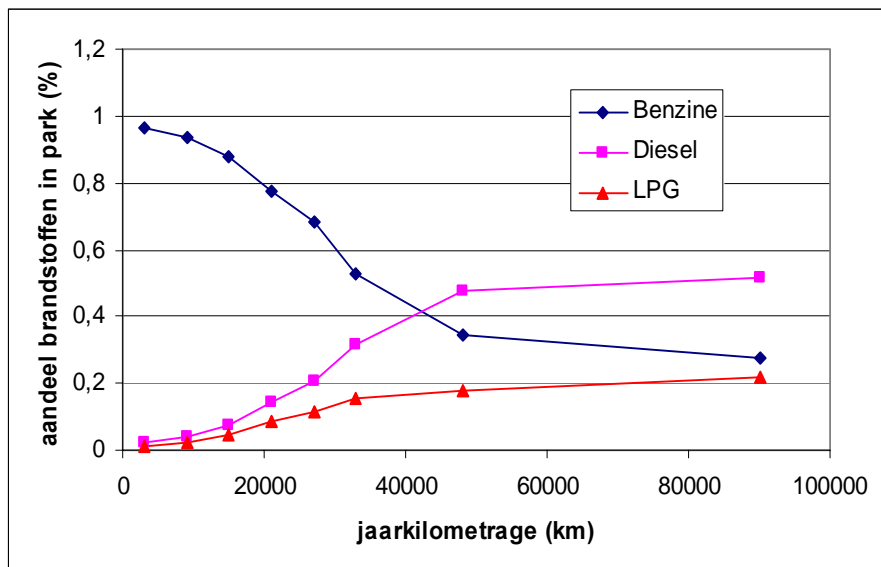
Personenauto's

Naast aanschaf- en onderhoudskosten zijn er nog zogenoemde comfortkosten. Deze kosten zien we bijvoorbeeld bij LPG: het financiële omslagpunt, de jaarkilometrage waarbij het financieel aantrekkelijker is om op LPG te rijden dan op diesel, ligt vaak lager dan de jaarkilometrage waarbij mensen daadwerkelijk overstappen. Degenen die toch op diesel blijven rijden betalen blijkbaar liever meer dan dat ze op LPG overstappen. Pas als het kostenverschil groter wordt, stappen zij over. Deze extra kosten die moeten worden overbrugd voordat men op LPG overstapt noemen we in deze studie, net als in de eerste brandstofmix-studie, comfortkosten.

Een vergelijkbaar effect kan optreden bij het omslagpunt van benzine naar diesel. Zeker een aantal jaren geleden waren de prestaties en het comfort van dieselauto's nog aanzienlijk minder dan van benzineauto's, men wilde vaak liever meer betalen om toch het comfort van de benzineauto te behouden.

De comfortkosten zijn berekend aan de hand van gegevens over de daadwerkelijke verdeling van de brandstofsoorten naar jaarkilometrage, en de kosten die daar tegenover staan. De praktijkgegevens zijn uitgezet in Figuur 28.

Figuur 28 Aandeel van de verschillende brandstoffen als functie van de jaarkilometrages (CBS Personenautopanel gegevens over 1998)

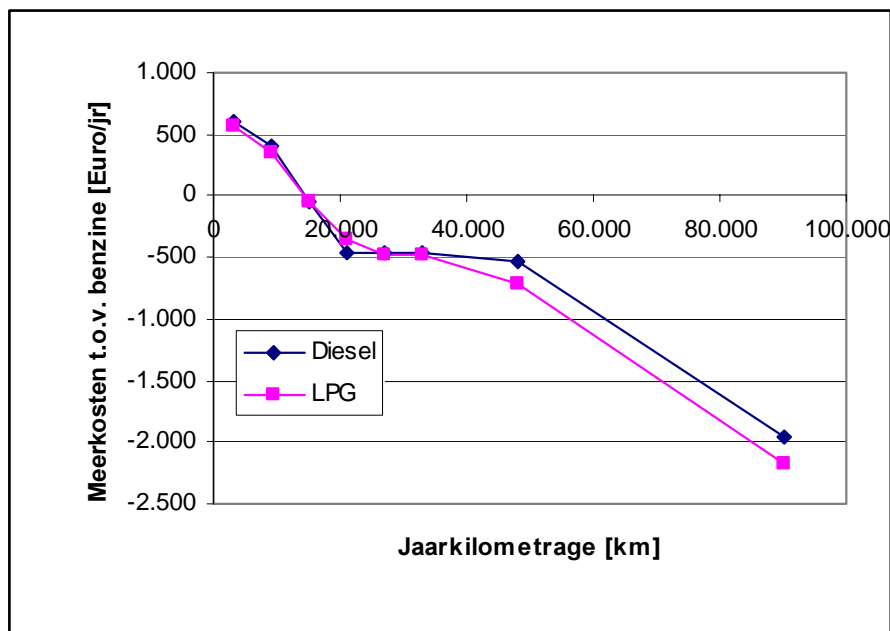


Uit de figuur blijkt dat er pas bij jaarkilometrages boven de 40.000 km meer in diesel- dan in benzineauto's wordt gereden. Het aandeel LPG-auto's is beperkt, en ook bij hogere jaarkilometrages lager dan het aandeel benzineauto's.



Voor elke jaarkilometrage zijn ook de kosten van de verschillende brandstoffen te berekenen, zodat de kostenverschillen tussen de brandstoffen bepaald kunnen worden²⁹. De resultaten van deze berekening zijn te zien in Figuur 29.

Figuur 29 Meerkosten diesel- en LPG-auto's ten opzichte van benzineauto's, als functie van de jaarkilometrage



N.B. Positieve waarden: diesel- of LPG-auto's zijn duurder dan benzineauto's; negatieve waarden: diesel- of LPG-auto's zijn goedkoper. Op basis van kosten(schattingen) voor 1998.

Daaruit blijkt dat benzine de voordeligste brandstof is als een auto minder dan 17.000 km rijdt, daarboven zijn diesel en LPG voordeliger. De kosten van diesel- en LPG-auto's zijn vrijwel gelijk, voor bijna alle kilometrages. Vanaf zo'n 40.000 km/jr is LPG het goedkoopst, maar de verschillen tussen diesel en LPG zijn relatief klein. Uit deze twee figuren blijkt, dat een grote groep automobilisten in benzineauto's rijdt ondanks dat in hun geval diesel- of LPG-voertuigen voordeliger zijn.

We kunnen het kostenvoordeel dat zij moeten behalen om op diesel of LPG over te stappen berekenen door de gemiddelde meerkosten te bepalen die de benzinerijder betaalt die meer dan 17.000 km/jr rijdt. Dit bedrag is ongeveer € 250 per jaar bij dieselauto's. Bij LPG is het hoger; immers mensen blijken bij gelijke kosten van diesel en LPG immers voornamelijk te kiezen voor diesel.

Waarschijnlijk is de € 250 bij dieselauto's een hoge schatting omdat het cijfers over het gehele park betreft. Het is bekend dat de dieselauto de laatste jaren in de nieuwverkoop steeds populairder is geworden, in ieder geval tot de BPM-verhoging per 1 april 2000. De comfortkosten van Euro-3- en 4-diesel zijn daarom naar verwachting lager dan uit deze berekeningen blijkt. Voor diesel nemen we daarom € 100 aan voor Euro-3 en € 50 voor Euro-4.

²⁹ Hierbij zijn we uitgegaan voor het kostenplaatje van de autobezitter, we hebben daarom verschillen in kosten meegenomen op het gebied van aanschaf, BPM, MRB, onderhoud en brandstof.

Voor LPG houden we € 250 aan voor Euro-3 en gaan we uit van € 200 voor Euro-4. Zoals gezegd zijn de werkelijke comfortkosten momenteel hoger, maar een conservatieve schatting lijkt hier juist om rekening te houden met mogelijke verbeteringen zoals de introductie van de ringtank.

Het is helaas niet mogelijk om op basis van de beschikbare gegevens nader onderscheid te maken tussen bijvoorbeeld IDI en DI dieselmotoren, of tussen een conventionele tank en een ringtank bij LPG installaties.

Taxi's

Het kostenplaatje, en ook de comfortkosten van de verschillende brandstoffen ziet er voor de taxibranche toch anders uit dan voor personenauto's. Dit blijkt al uit de 'brandstofmix' in deze branche: vrijwel alle taxi's rijden op diesel. Het aandeel LPG is minder dan 5% van de voertuigen, ondanks de hoge jaarkilometrages. Naast de redenen die ook voor particulieren gelden (onderhoudskosten, afschrijving, verbeterde prestatie van dieselauto's, beperkte mogelijkheden tot ombouw) geldt voor taxi's nog een aantal speciale redenen:

- de teruggaveregeling van MRB en BPM voor taxi's; door deze regelingen is per saldo de aanschaf van een dieselauto vaak voordeliger dan de aanschaf van een benzinemodel en ombouw naar LPG;
- betrouwbaarheid; taxi's worden in de dagelijkse praktijk zwaar op de proef gesteld. Zoals ook eerder reeds aan de orde is gekomen brengen dieseltaxi's minder onderhoud en daarmee minder onbetrouwbaarheid met zich mee dan LPG-taxi's. Exacte gegevens hierover zijn echter niet beschikbaar;
- de ruimte die een LPG tank inneemt, die voor taxi's met klanten met bagage nog zwaarder weegt dan bij particulieren;
- de beperktere verkrijgbaarheid van LPG bij nacht-tankstations.

Vanwege de laatste punten zijn de comfortkosten van LPG bij taxi's hoger dan bij particuliere personenauto's. Verminderde inzetbaarheid van de taxi kan dan ook directe financiële consequenties met zich meebrengen. Vanwege het gebrek aan concrete gegevens hebben we de comfortkosten van LPG ten opzichte van benzine geschat op twee maal de comfortkosten van LPG personenauto's.

Bestelauto's

Voor een betrouwbare berekening van de comfortkosten bij bestelauto's zouden we informatie nodig hebben zoals bij de personenauto's is gebruikt: de verdeling van de kilometrages per brandstofsoort. Vanwege het zeer grote aandeel dieselveertuigen in deze categorie zijn deze gegevens echter niet bekend.

We hebben daarom de comfortkosten van de grote personenauto's ook voor de bestelwagens gebruikt.

E.4 Kostenbesparingen t.g.v. snelheidsbegrenzers

De kostenbesparing doordat banden minder snel slijten bij lagere snelheden zijn in [CE, 1998] geschat aan de hand van ervaringen met het begrenzen van zware vrachtauto's.

De besparingen op het gebied van verkeersveiligheid zijn in die studie ook geschat, maar wegens gebrek aan harde gegevens is de onnauwkeurigheid van deze schattingen vrij hoog. De meeste winst op het gebied van verkeersveiligheid kan uiteraard worden verwacht op de snelwegen, waar voor



het jaar 2010 is geschat dat bestelauto's 16 doden en 120 gewonden per miljard gereden kilometers zullen veroorzaken. Bij invoering van snelheidsbegrenzers op alle bestelauto's (100 km/u) wordt een afname van 2 doden en 11 gewonden per mld km geschat. Met de financiële waarderingen voor doden en gewonden uit [CE 1999] betekent dit € 3,7 miljoen per mld km, ofwel € 50 miljoen per jaar. Daarnaast treed er nog een besparing van de materiele schade op, in [CE, 1998] geschat op de helft van de besparing op kosten van de slachtoffers maar hier op een kwart omdat immateriële schade hoger is ingeschat. De totale besparing op het gebied van verkeersveiligheid komt zo uit op ca. € 60 miljoen per jaar, ofwel ca. 40 €/ct/100 km.

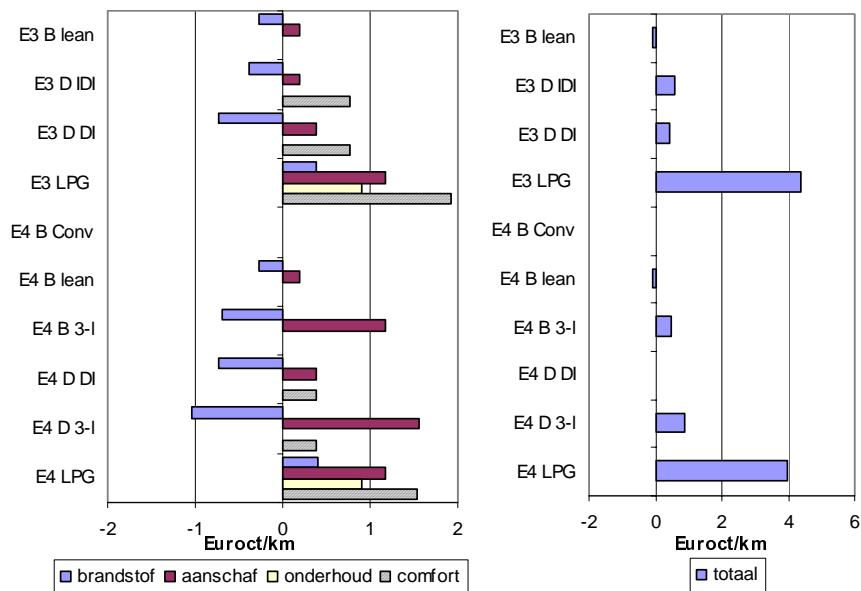
De afname van het brandstofverbruik bedraagt gemiddeld zo'n 7%. De directe besparing op de kale brandstofkosten varieert tussen 0,16 €/ct/km voor een DI diesel en 0,27 €/ct/km voor een LPG-uitvoering.

Daarnaast kunnen de begrensde bestelauto's uitgerust worden met goedkopere banden, zo blijkt uit ervaringen met begrensde zware vrachtauto's. Dit levert bij een bestelauto een geschatte besparing op van ca. 0,03 €/ct/km.

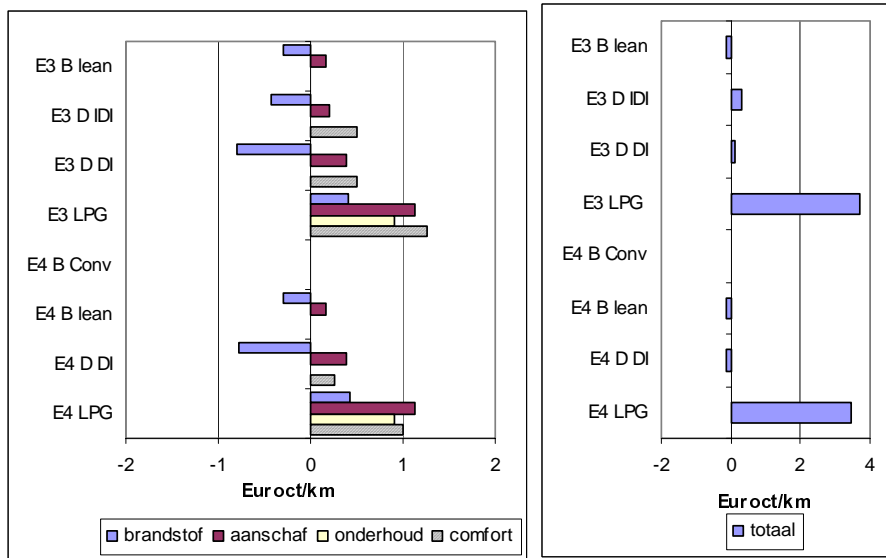
Tegenover de kostenbesparingen staat een extra kostenpost van ca. 0,06 €/ct/km voor de afschrijving van de begrenzer over de levensduur van het voertuig. Deze kostenpost wordt echter ruim gecompenseerd door de besparingen.

E.5 Totale economische meerkosten van alle lichte voertuigen

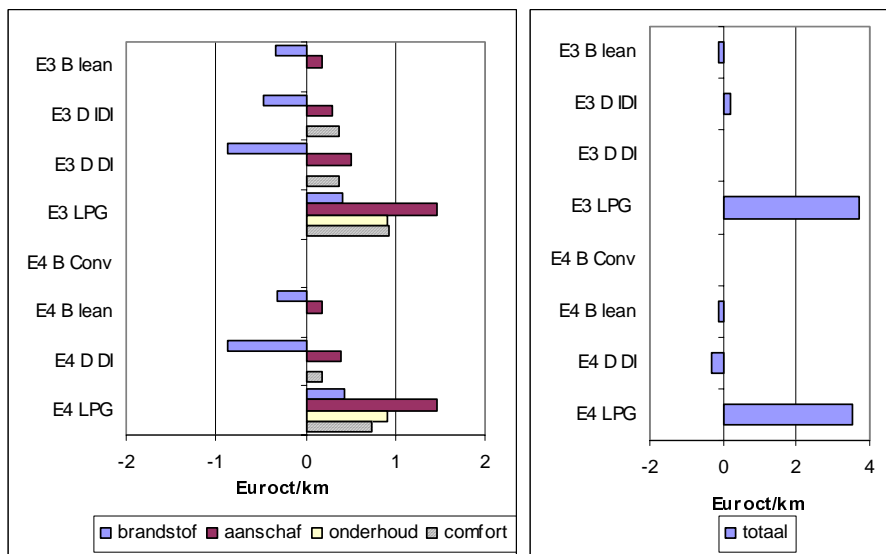
Figuur 30 Gemiddelde kostenverschillen van de verschillende uitvoeringen in de categorie **kleine personenauto's**, ten opzichte van de Euro-3 conventionele benzineauto uit dezelfde categorie. Links: de kosten gesplitst naar kostenpost. Rechts: totaal



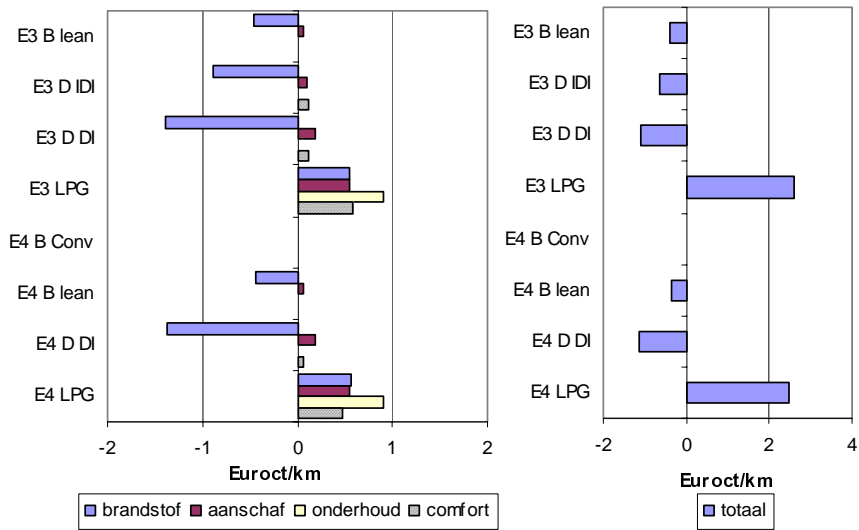
Figuur 31 Gemiddelde kostenverschillen van de verschillende uitvoeringen in de categorie **middelgrote personenauto's**, ten opzichte van de Euro-3 conventionele benzineauto uit dezelfde categorie. Links: de kosten gesplitst naar kostenpost. Rechts: totaal



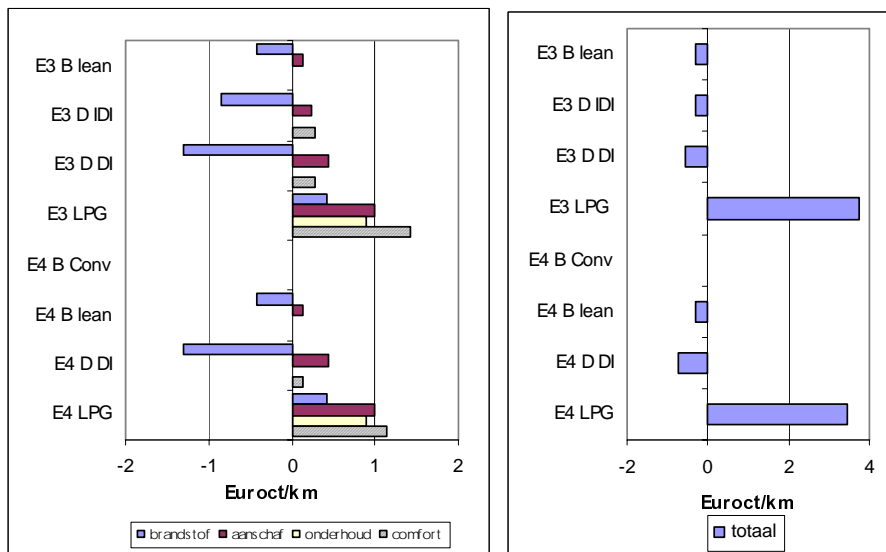
Figuur 32 Gemiddelde kostenverschillen van de verschillende uitvoeringen in de categorie **grote personenauto's**, ten opzichte van de Euro-3 conventionele benzineauto uit dezelfde categorie. Links: de kosten gesplitst naar kostenpost. Rechts: totaal



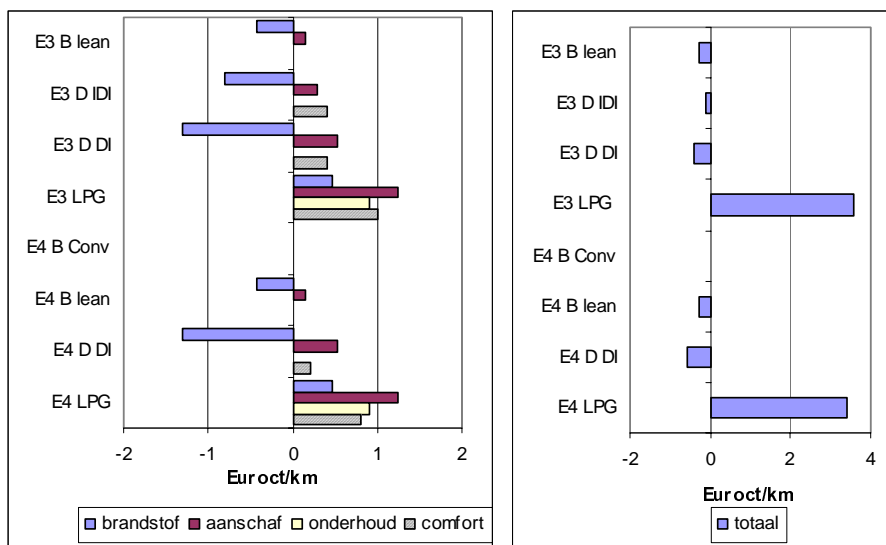
Figuur 33 Gemiddelde kostenverschillen van de verschillende uitvoeringen in de categorie **taxi sedan**, ten opzichte van de Euro-3 conventionele benzineauto uit dezelfde categorie. Links: de kosten gesplitst naar kostenpost. Rechts: totaal



Figuur 34 Gemiddelde kostenverschillen van de verschillende uitvoeringen in de categorie **taxi busje**, ten opzichte van de Euro-3 conventionele benzineauto uit dezelfde categorie. Links: de kosten gesplitst naar kostenpost. Rechts: totaal



Figuur 35 Gemiddelde kostenverschillen van de verschillende uitvoeringen in de categorie **bestelauto's**, ten opzichte van de Euro-3 conventionele benzine-auto uit dezelfde categorie. Links: de kosten gesplitst naar kostenpost. Rechts: totaal



F Kosten zware voertuigen

F.1 Aanschafkosten

De aanschafkosten van een truck vormen via de afschrijving een belangrijke post in de totale jaarlijkse exploitatiekosten. Over de aanschafprijs kan een klant in het algemeen onderhandelen met de leverancier van de truck. Afhankelijk van het aantal en soort voertuigen dat de klant wil afnemen kan korting worden verkregen. Deze korting kan oplopen tot 25% van de catalogusprijs [van Nierop]. Omdat de daadwerkelijke aanschafprijs sterk afhankelijk is van allerlei factoren, wordt in dit onderzoek uitgegaan van (te verwachten) verschillen in de aanschafprijs.

Diesel Euro-4 en 5

Het is te verwachten dat in de toekomst de aanschafkosten van dieselveertuigen zullen stijgen doordat met het verplicht worden van de Euro-4 (in 2005) en Euro-5 (in 2008) emissienormen het toepassen van nabehandelingstechnieken van de uitlaatgassen noodzakelijk zal worden. Bij Euro-4 gaat het hierbij naar alle waarschijnlijkheid om roet- of oxidatiefilters. Voor Euro-5 wordt wellicht ook het toepassen van een SCR-systeem³⁰ noodzakelijk. Op basis van informatie van fabrikanten zal naar verwachting een Euro-4-motor ongeveer € 5.000 duurder zijn dan een Euro-3-motor en een Euro-5-motor ca. € 8.000 duurder dan een Euro-3-motor [van den Heuvel]. Deze bedragen geven een inschatting, over de exacte bedragen bestaat op dit moment voorsnog geen duidelijkheid zolang nog niet duidelijk is welke technieken zullen worden toegepast. Het zal mede van de toekomstige brandstofspecificaties afhangen hoeveel er van de motor- en nabehandelingstechniek vereist zal worden om aan de normen te kunnen voldoen.

LPG

In dit onderzoek wordt in de vergelijking uitgegaan van nieuwe dieselveertuigen en nieuwe vrachtauto's met LPG-motor. Op dit moment is fabrikant DAF de enige producent die een zware LPG-motor productieklaar heeft. Veel nieuw aan te schaffen LPG-vrachtauto's zullen dus in eerste instantie met een DAF-motor zijn uitgerust. Het is niet ondenkbaar dat, indien LPG-aandrijving aan marktaandeel wint, andere producenten LPG-vrachtauto's zullen gaan aanbieden.

Naast levering af fabriek worden op dit moment ook bestaande dieselmotoren omgebouwd naar LPG. Dit is een relatief kostbare praktijk gezien het vele handwerk dat erbij te pas komt. Indien de vraag naar LPG-vrachtauto's in de toekomst zal toenemen is niet uitgesloten dat ook de kosten van ombouw zullen afnemen doordat dit proces verder geautomatiseerd kan worden. Naar verwachting zal echter de meerprijs van een af fabriek ingebouwde LPG-motor bepalend zijn voor de meerprijs in de markt. Om deze reden zal in dit onderzoek worden uitgegaan van de te verwachten ontwikkeling van deze meerprijs af fabriek.

In het algemeen kan gezegd worden dat toepassing van LPG aandrijving in zware vrachtauto combinaties zoals trekker-oplegger en motorwagen-aanhanger niet mogelijk is. De bovengrens voor toepassing van LPG ligt rond de 25 ton GVW [CE, 2000a].

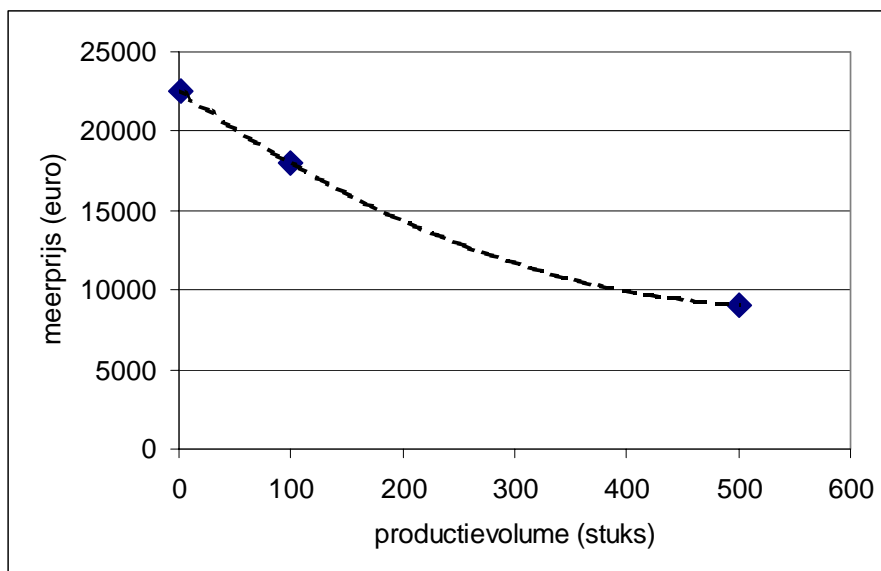
³⁰ SCR: selectieve katalytische reductie: een nabehandelingstechniek om stikstofoxiden uit de uitlaatgassen te verwijderen.

Voor het lichtste segment (3,5-7,5 ton GVW) bestaat op dit moment al de mogelijkheid om, net als bij personenauto's, een bestaande ottomotor om te bouwen naar LPG. Vanwege de relatief lage kosten die gemoeid met de aanpassing van een ottomotor naar LPG wordt in deze studie voor de kleinste vrachtauto's van deze mogelijkheid uitgegaan.

Op basis van een gesprek met DAF is een indruk gekregen van de relatie tussen het aantal te bouwen zware, af fabriek ("dedicated") LPG-motoren en de aanschafkosten. Op dit moment bedragen de meerkosten van de LPG-vrachtauto ten opzichte van een vergelijkbare vrachtauto met een dieselmotor ongeveer € 22.500. Een belangrijk deel van deze meerkosten wordt bepaald door het systeem van brandstoftanks en -pompen, het uitlaatsysteem, motormanagement en katalysator. Voor het overige worden de meerkosten bepaald door het lage productievolume van zo'n 10 tot 20 stuks per jaar, waardoor er in de bouw veel handwerk en arbeidsuren (o.a. in de aanvoer van onderdelen) gaat zitten.

Op grond van de informatie van DAF [Van den Heuvel e.a.] wordt ingeschat dat, bij een afnameprognose van zo'n 100 stuks per jaar gedurende een periode van 5 tot 10 jaar, de LPG-motoren in de lijn gebouwd kunnen gaan worden. Hierdoor zullen de meerkosten reduceren tot zo'n € 18.000, vooral door het wegvallen van arbeidsuren in de productie. Bij een jaarlijks volume van zo'n 500 stuks zal naar verwachting de meerprijs kunnen dalen tot ca. € 9100 doordat dan ook bovengenoemde onderdelen op grotere schaal (en dus voordeliger) kunnen worden gemaakt of aangeleverd. De relatie tussen aanschafkosten en productievolume wordt geschetst in Figuur 36.

Figuur 36 Relatie tussen productievolume en meerprijs (in e) van een vrachtauto met een zware "dedicated" LPG-motor ten opzichte van een dieselvrachtauto, op basis van informatie van de industrie



In deze studie wordt voor de meerkosten van aanschaf uitgegaan van de meerkosten van in serie gebouwde voertuigen, te weten € 9.100. De extra kosten die gemoeid zijn met de ombouw van ottomotoren naar LPG ten behoeve van de vrachtauto's in het lichtste segment (3,5-7,5 ton GVW) worden, op grond van informatie van B-style [Daris], geschat op € 3.400.



In deze studie wordt voor zware LPG voertuigen een restwaarde gehanteerd die 25% is van de restwaarde van een vergelijkbaar dieselveertuig van dezelfde leeftijd. De levensduur wordt verondersteld gelijk te zijn aan die van een vergelijkbaar dieselveertuig.

Een overzicht van de meerkosten van LPG in de zware voertuigen is gegeven in Tabel 21.

Tabel 21 Verschillen in aanschafkosten van diesel- en LPG-voertuigen, ten opzichte van de referentievoertuigen (Euro-3 diesel). Alle kosten in €

	3,5-7,5 ton	>7,5 ton
Diesel Euro-4	2250	2250
Diesel Euro-5	4500	4500
LPG ombouw	3400	n.v.t.
LPG in serie	n.v.t.	9100

Roetfilters

Met de aanschaf van een roetfilter voor toepassing op een zware voertuig is ca. € 5.000 gemoeid [Baarbé]. In deze studie wordt aangenomen dat de gemiddelde levensduur van een roetfilter 4 jaar is [CE, 1999]. In de praktijk blijkt de levensduur van deze filters vrij sterk uiteen te lopen, tussen ca. 1 en 6 jaar, omdat de werking van deze filters sterk afhankelijk is van de temperatuur van de uitlaatgassen, en dus van de operationele parameters van de motor. De restwaarde is na deze 4 jaar gesteld op € 0.

Snelheidsbegrenzers

Snelheidsbegrenzer in zware trucks (> 12 ton) zijn al enkele jaren verplicht. Deze kunnen tegen beperkte kosten op een lagere snelheid worden afgesteld. In lichtere trucks moeten we rekening houden met de inbouwkosten van een snelheidsbegrenzer. De kosten van inbouw van snelheidsbegrenzers bij licht trucks hebben we geschat op ca. € 150 bij nieuwe voertuigen die af fabriek met een begrenzer geleverd worden.

F.2 Onderhoudskosten

Diesel Euro-4 en 5

Ten aanzien van de Euro-4- en Euro-5-dieselveertuigen wordt aangenomen dat deze iets hogere onderhoudskosten met zich mee zullen brengen dan de Euro-3-voertuigen, gezien het feit dat naar alle waarschijnlijkheid nabehandelingstechnieken voor de uitlaatgassen noodzakelijk zullen worden. Hoewel de Euro-5-eisen meer zullen vergen van deze uitlaatgasnabehandeling, wordt aangenomen dat door opgedane ervaring in de Euro-4-fase de onderhoudskosten niet zullen stijgen. Voor zowel Euro-4 als Euro-5 worden daarom de onderhoudsmeerkosten ingeschat op 0,45 €/km.

LPG

In een aantal praktijktesten van DAF en NOVEM is ervaring opgedaan met de meerkosten die het onderhoud van LPG-vrachtauto's met zich mee brengen ten opzichte van vergelijkbare dieselveertuigen [DAF, 1999; NOVEM, 1999a,b]. Echter, een belangrijk deel van de extra onderhoudskosten die in deze testen naar voren zijn gekomen is gerelateerd aan opstartproblemen en het verhelpen van "kinderziekten". Om die reden vormen de uitkomsten van de testen veelal slechts een eerste indicatie van de onderhoudsmeerkosten. Om een meer consistent beeld te verkrijgen van o.a. de onder-

houdskosten wordt op dit moment een 3 jaar lange duurproef gehouden door NOVEM. Naar verwachting zullen de onderhoudskosten in deze duurproef een gunstiger beeld laten zien dan in de eerste fase.

Fabrikant DAF heeft de ervaringen uit de praktijktesten aangegrepen om een verbeterd motorconcept te ontwikkelen (de MkII) waarbij de bezwaren die aan het eerste concept kleefden zijn ondervangen. De verwachting is dan ook dat de onderhoudskosten en betrouwbaarheid van deze motor gunstiger zullen zijn.

De voornaamste posten in de onderhoudskosten van een LPG-motor beslaan de kosten voor het onderhoud van het LPG-toevoersysteem, de ontstekingsinrichting en de uitlaatgasnabehandeling. Met name het filtersysteem in de LPG-toevoer en de katalysator in het uitlaatsysteem zijn de veroorzakers van meerkosten in het onderhoud ten opzichte van het onderhoud aan een vergelijkbare dieselmotor. Voor de meerkosten van onderhoud aan haar (MkII) LPG-motor hanteert DAF een bedrag van ca. 1,8 €ct per kilometer op basis van een jaarkilometrage van 80.000 km. Dit bedrag komt overeen met de inschatting die is gemaakt voor LPG-vrachtauto's die zo'n 120.000 km per jaar afleggen, op basis van een marktindicatie dat onderhoudscontracten voor dergelijke vrachtauto's gemiddeld 30% duurder zijn dan die voor vergelijkbare dieselveertuigen [NOVEM, 1999b]. Een zelfde bedrag van 1,8 €ct per km wordt ook gehanteerd in de CE-studie naar de optimale brandstofmix voor het wegverkeer [CE, 1997].

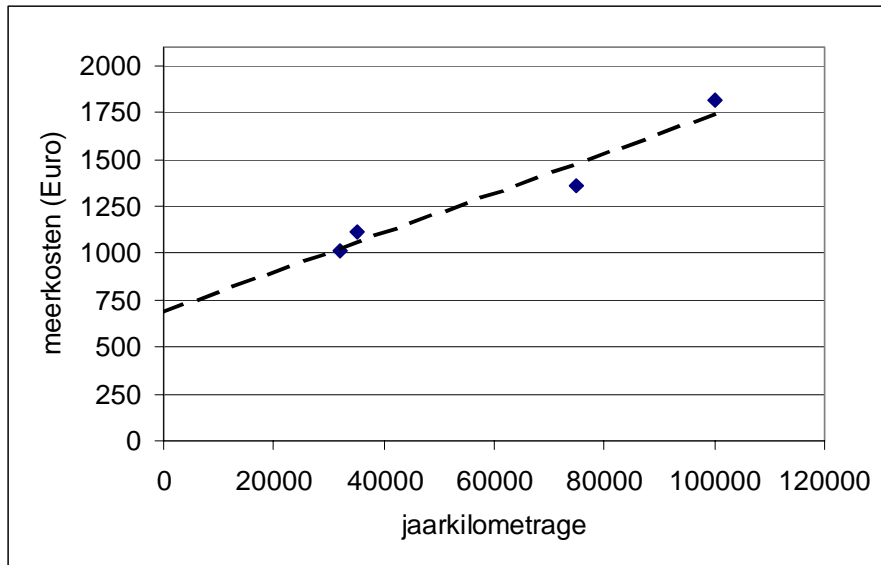
Naar verwachting lopen bij lagere jaarkilometrages (30.000 km) de onderhoudskosten op tot zo'n 3,2 €ct per km voor een distributietruck. Dit bedrag werd al eerder gehanteerd door CE [1999b] voor de onderhoudsmeerkosten van stads- en streekbussen op LPG en vormt het gemiddelde van de door CE [1997] gememoreerde 1,8 €ct/km en de door het Ministerie van V&W gesuggereerde 4,5 €ct/km [Min. V&W, 1998]. Voor huisvuilwagens die weinig kilometers rijden, veelvuldig optrekken en afremmen en daarnaast veel PTO-uren draaien is de inschatting (op basis van kosten van onderhoudscontracten) dat de onderhoudsmeerkosten kunnen oplopen tot ca. 4,5 €ct per km [NOVEM, 1999a].

Op basis van de bovenstaande gegevens wordt uitgegaan van een bedrag van 1,8 €ct/km aan onderhoudsmeerkosten bij een jaarkilometrage van 80.000 km en meer, oplopend tot 3,2 €ct/km bij 30.000 km per jaar. Een en ander staat afgebeeld in Figuur 37 en Tabel 22.

Uit de tabel kan tevens worden afgeleid dat de vaste meerkosten van onderhoud aan LPG-motoren ongeveer € 680 per jaar bedragen en dat het variabele deel steeds belangrijker wordt naarmate er meer wordt gereden.



Figuur 37 Gehanteerde meerkosten van onderhoud van een LPG-vrachtauto ten opzichte van een Euro-3-dieselvrachtauto (in €)



Tabel 22 Jaarlijkse onderhoudsmeerkosten van diesel- en LPG-vrachtauto's (in €)

Onderhoud	Diesel Euro-4			
	3,5-7,5 ton	7,5-12 ton	12-20 ton	> 20 ton
Meerkosten (€ct/km)	0,45	0,45	0,45	0,45
Totaal meerkosten	145	145	340	455

Onderhoud	Diesel Euro-5				LPG Stoichiometrisch			
	3,5-7,5 ton	7,5-12 ton	12-20 ton	> 20 ton	3,5-7,5 ton	7,5-12 ton	12-20 ton	> 20 ton
Meerkosten (€ct/km)	0,45	0,45	0,45	0,45	3,2	3,2	1,8	1,8
Totaal meerkosten	145	145	340	4550	1015	1110	1360	1815

Roetfilters

De onderhoudskosten van roetfilters lijken zeer beperkt te zijn en worden daarom in deze studie verwaarloosd.

F.3 Comfortkosten

Het aandeel LPG-vrachtwagens en de gegevens over de kosten en het gebruik ervan zijn te beperkt om de comfortkosten van LPG in vrachtauto's te berekenen zoals bij de personenauto's. Het is te verwachten dat ook bij vrachtauto's het comfort af kan nemen, bijvoorbeeld doordat de tank ruimte inneemt in het laadgedeelte, of doordat vaker getankt moet worden. Daar staat tegenover dat het geluid van LPG-motoren minder is dan van dieselmotoren. Wegens gebrek aan gegevens hierover, en omdat de economische meerkosten (aanschaf en onderhoud) relatief groot zijn, gaan we in deze studie uit van € 0.

F.4 Kostenbesparingen t.g.v. snelheidsbegrenzers

Met een begrenzing van de snelheid op 89 km/uur kan bij lichte vrachtauto's (minder dan 12 ton GVW) ca. 15% van de CO₂-emissies en ca. 16% van de NO_x-emissies worden bespaard.

Gewaardeerd in schaduwrijzen levert dit milieubaten op van ca. 0,6 tot 0,8 €/ct/km voor de lichtste voertuigen (3,5-7,5 ton). De grootste milieubaten (0,8 €/ct/km) vinden hierbij plaats bij de Euro-3 dieseltrucks, de kleinste (0,6 €/ct/km) bij de Euro-5 diesels. De milieubaten van begrenzers op LPG trucks zijn ongeveer gelijk aan die van Euro-4 dieselvrachtauto's en bedragen ca. 0,7 €/ct/km.

Bij de vrachtauto's tussen 7,5 en 12 ton GVW variëren de milieubaten van ca. 0,75 €/ct/km voor een LPG-truck tot ca. 1,1 €/ct/km voor een Euro-3 diesel.

Bij het toepassen van begrenzers nemen naast de emissies ook de veiligheidsrisico's af door de lagere snelheid. Daarmee kunnen ca. 4 doden en 10 gewonden worden vermeden. Uitgedrukt in financiële cijfers, en omgerekend per kilometer levert dat een besparing op van ca. 0,71 €/ct/km [CE, 1998].

De besparingen ten gevolge van verminderde geluidsoverlast bij toepassing van snelheidsbegrenzers zijn zeer gering en worden daarom in deze studie verwaarloosd.



G Kosteneffectiviteit

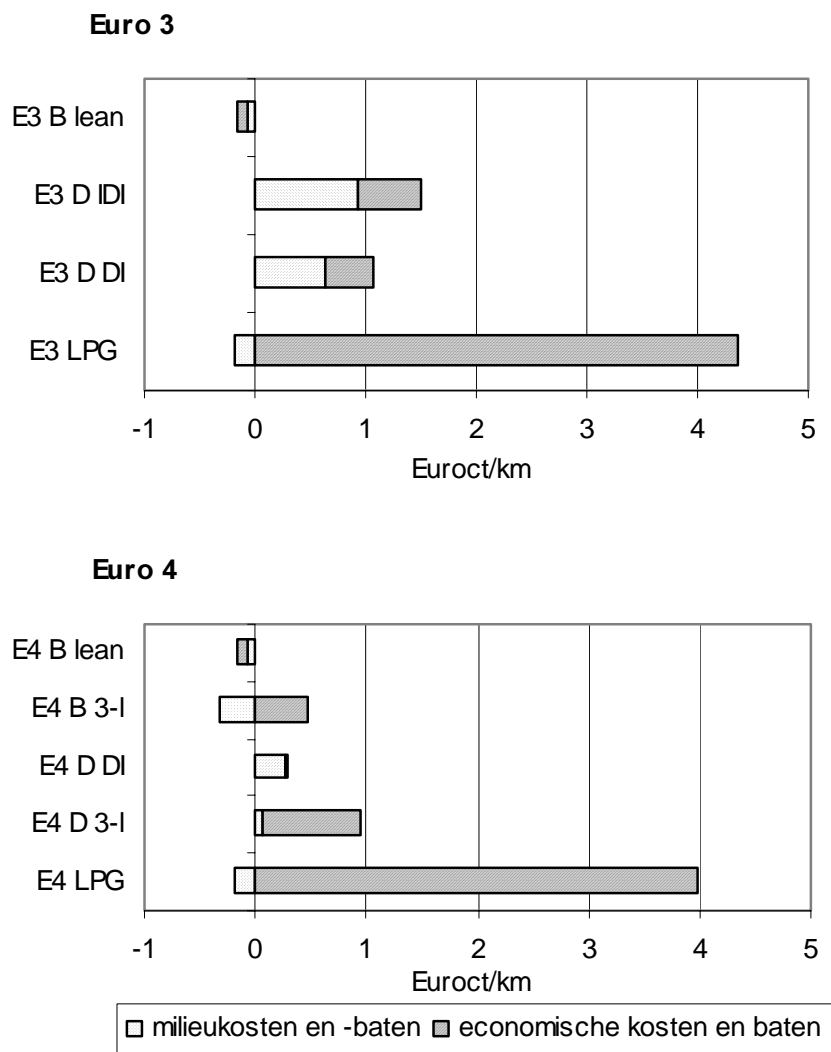
G.1 Inleiding

In hoofdstuk 6 zijn de economische kosten en baten van de verschillende voertuiguitvoeringen vergeleken met de milieukosten en -baten die worden bereikt. In verband met de leesbaarheid zijn hierbij alleen de gedetailleerde resultaten gegeven voor de kleine personenauto's. In deze bijlage geven we de complete set resultaten weer.

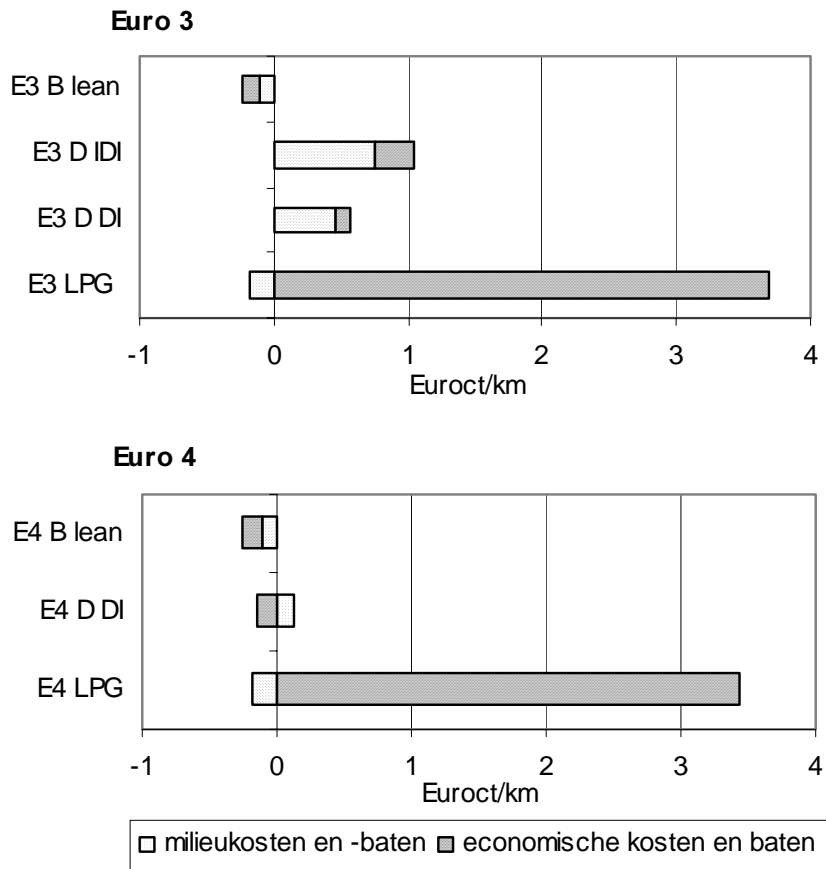
G.2 Lichte voertuigen

In de volgende grafieken zijn de resultaten voor alle lichte categorieën gegeven. Voor alle Euro-3 uitvoeringen zijn de kosten en baten gegeven ten opzichte van de Euro-3 conventionele benzineauto, voor de Euro-4 voertuigen is de Euro-4 conventionele benzineauto als referentie gebruikt.

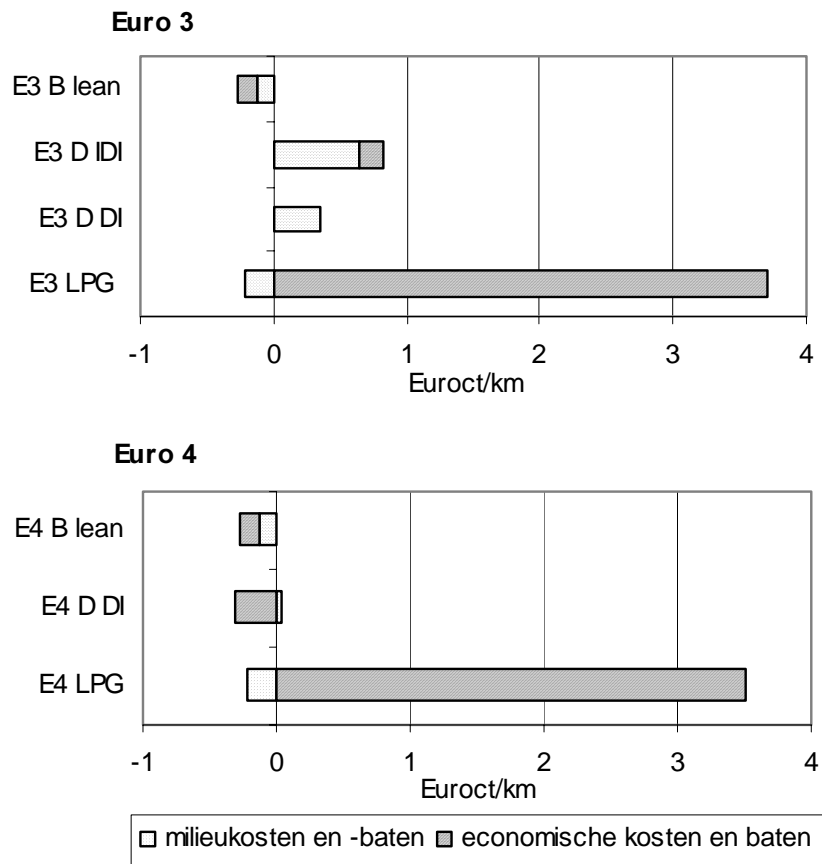
Figuur 38 De economische en milieukosten in de categorie **kleine personenauto's**



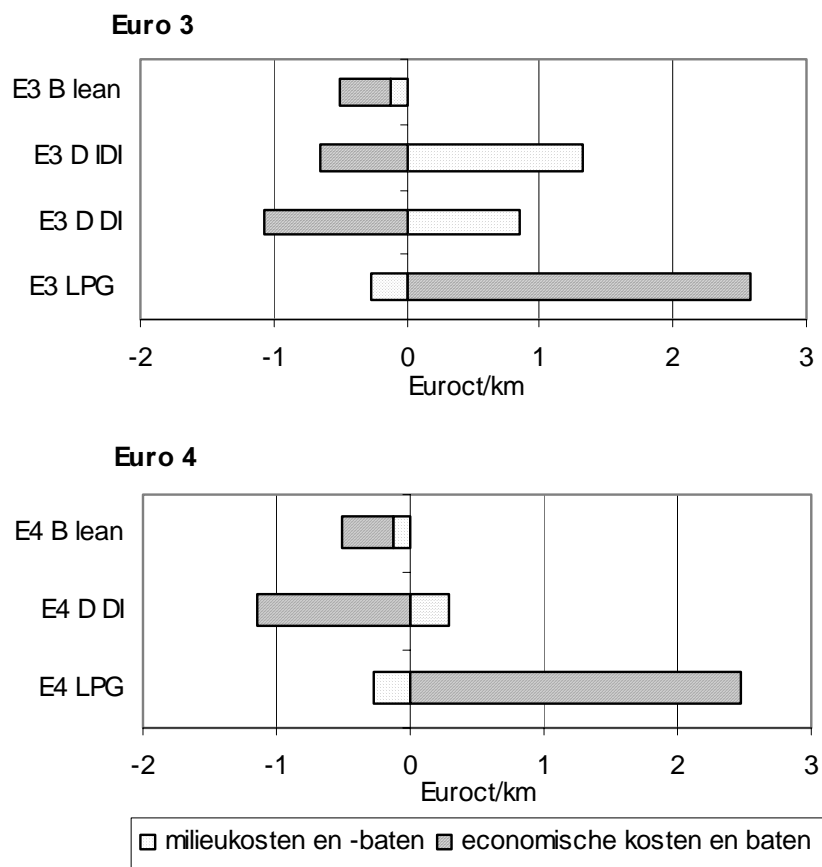
Figuur 39 De economische en milieukosten in de categorie **middelgrote personenauto's**



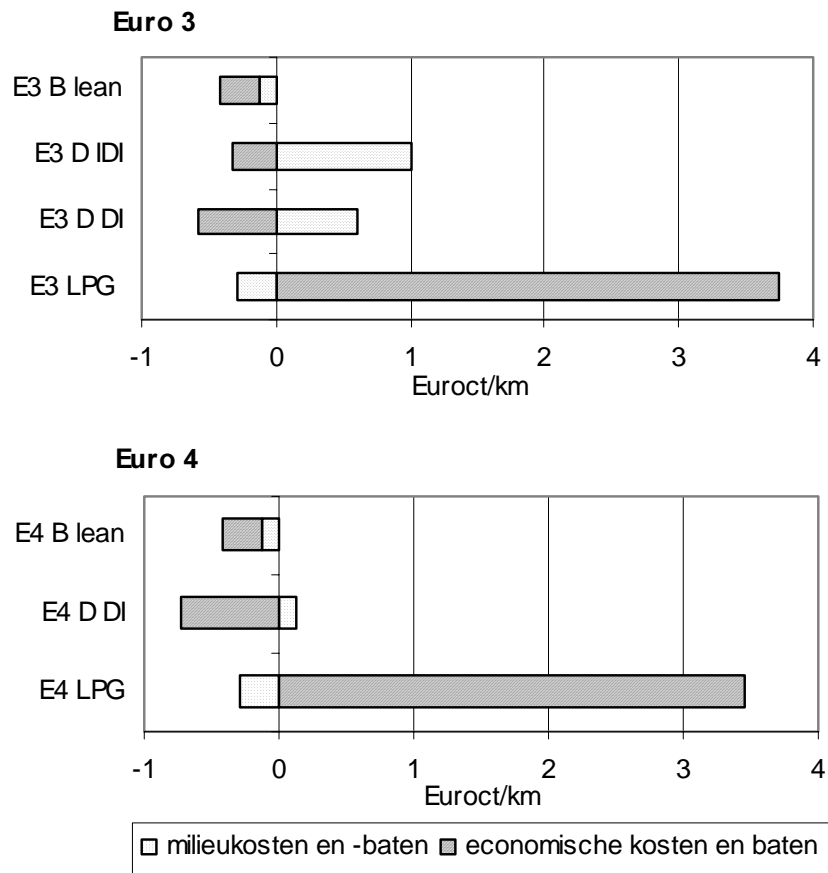
Figuur 40 De economische en milieukosten in de categorie **grote personenauto's**



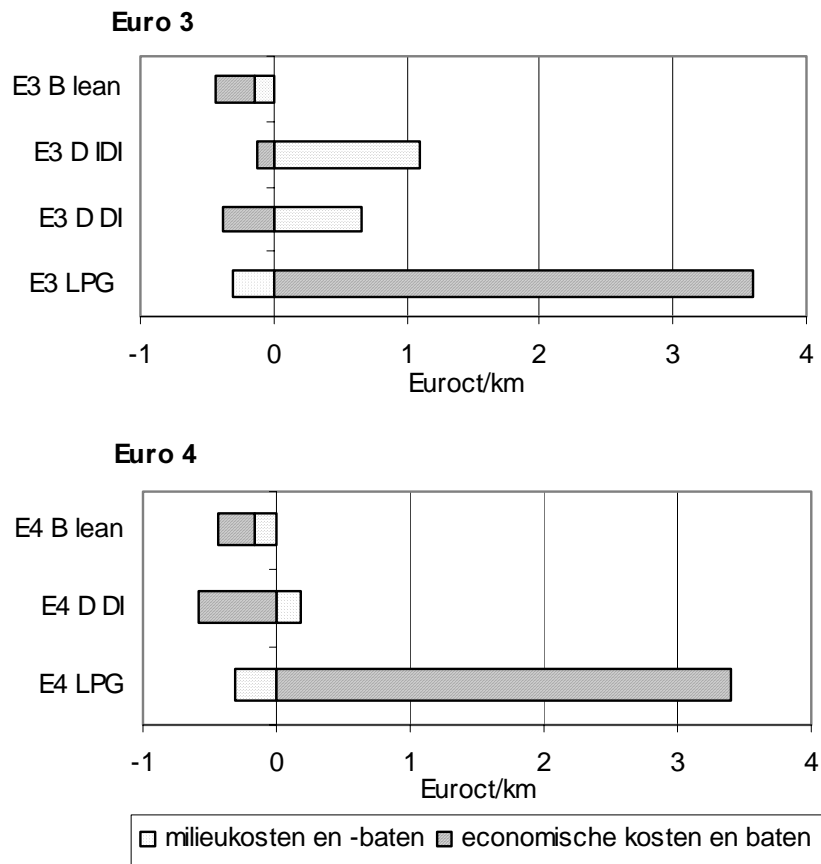
Figuur 41 De economische en milieukosten in de categorie **taxi sedan**



Figuur 42 De economische en milieukosten in de categorie **taxibusjes**



Figuur 43 De economische en milieukosten in de categorie **bestelauto's**

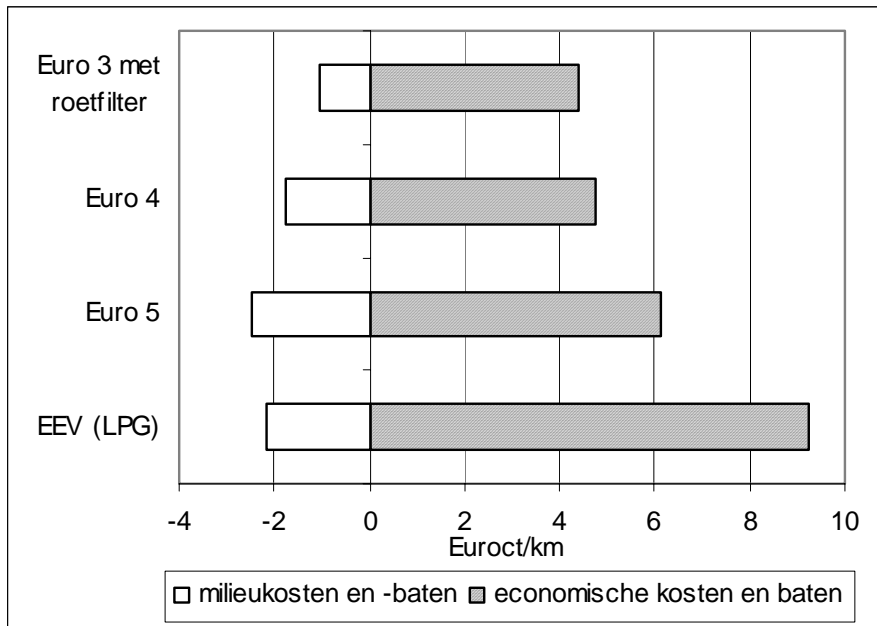


G.3 Zware voertuigen

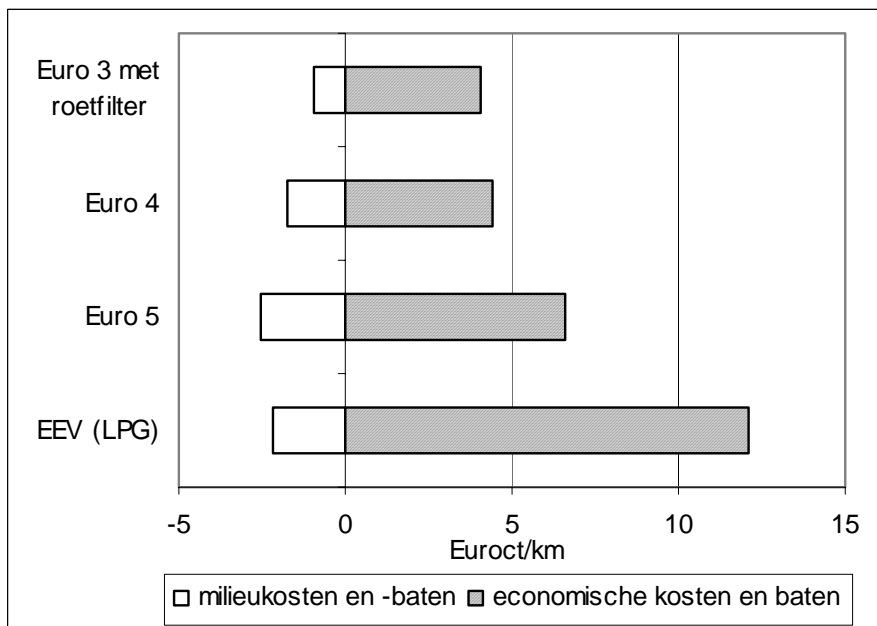
In de volgende grafieken zijn de resultaten voor alle zware categorieën gegeven. In alle gevallen zijn de kosten en baten gegeven ten opzichte van de Euro-3 conventionele benzineauto van de verschillende categorieën.



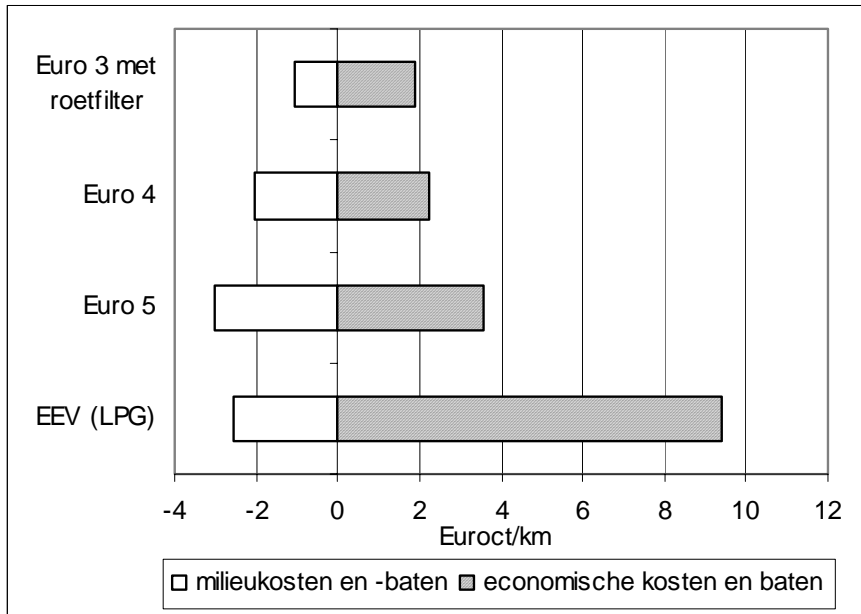
Figuur 44 De economische en milieukosten in de categorie **vrachtauto's, 3,5 – 7,5 ton**



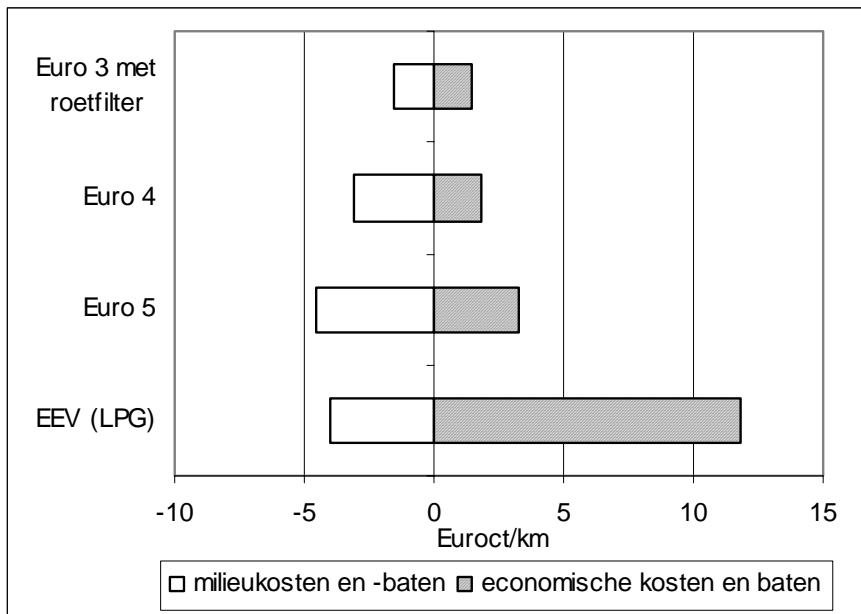
Figuur 45 De economische en milieukosten in de categorie **vrachtauto's, 7,5 - 12 ton**



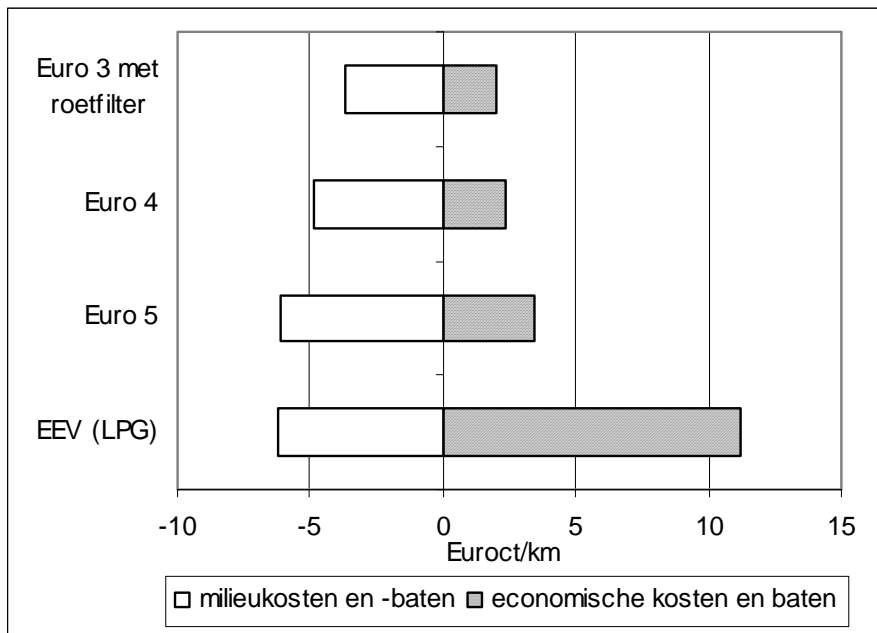
Figuur 46 De economische en milieukosten in de categorie **vrachtauto's, 12 - 20 ton**



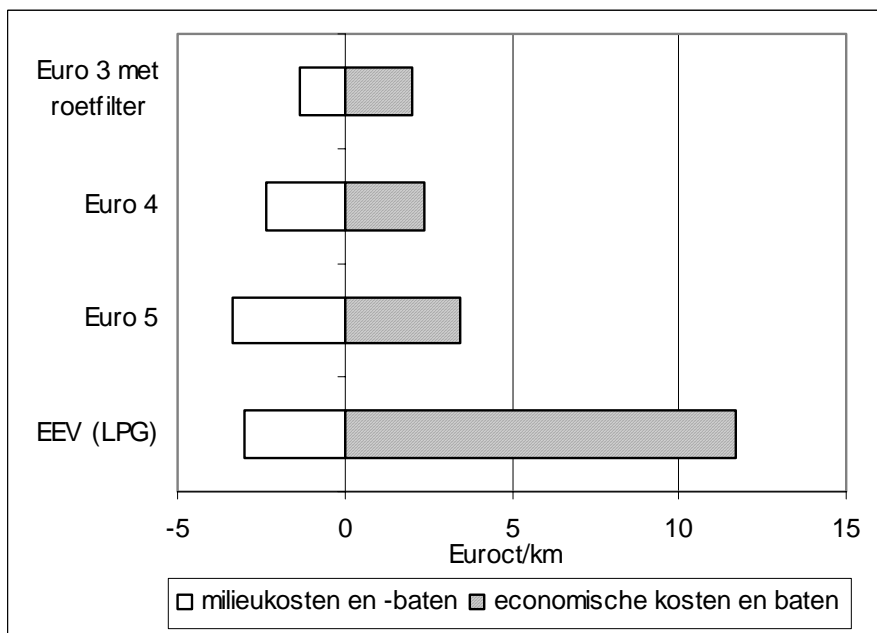
Figuur 47 De economische en milieukosten in de categorie **vrachtauto's, > 20 ton**



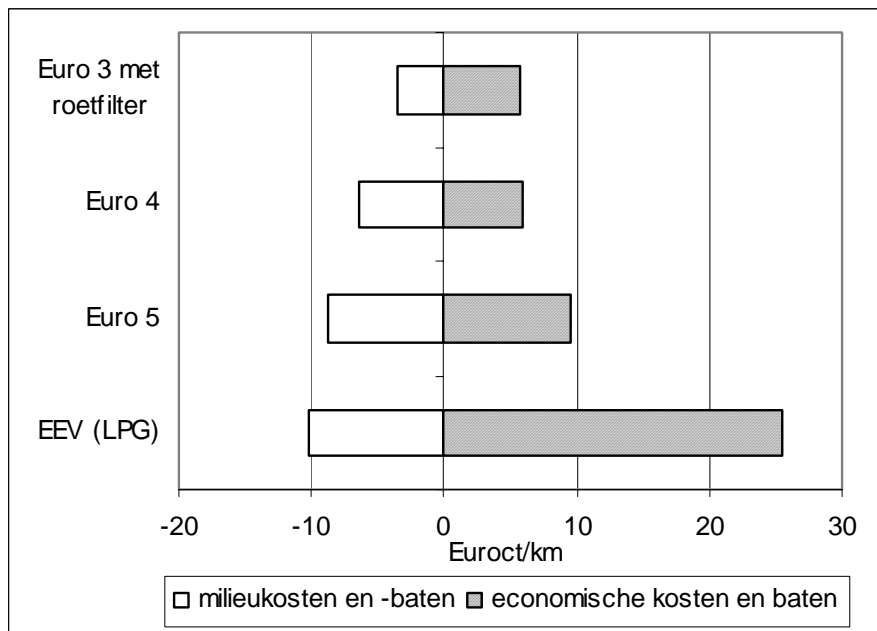
Figuur 48 De economische en milieukosten in de categorie **OV-bus**



Figuur 49 De economische en milieukosten in de categorie **touringcars**



Figuur 50 De economische en milieukosten in de categorie **huisvuilwagens**



G.4 Gevoeligheid van de resultaten voor onzekerheden

Bij de berekening van de kosteneffectiviteit is gewerkt met bandbreedtes. Deze bandbreedtes zijn als volgt tot stand gekomen:

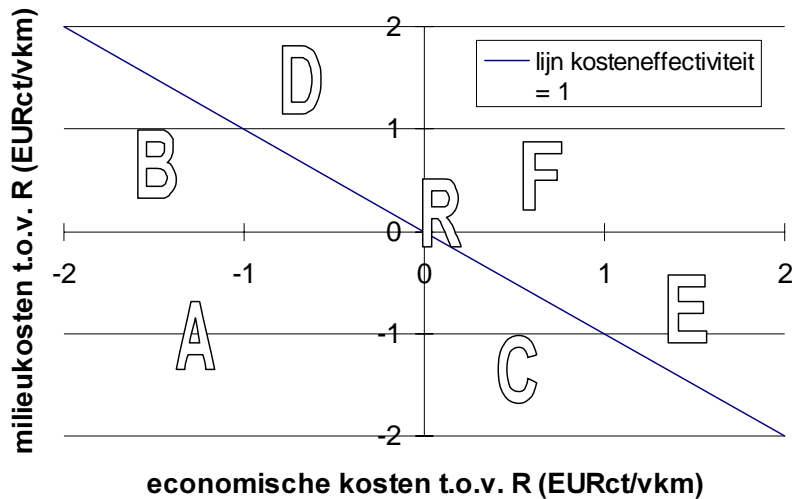
- Als uitgangspunt dient steeds in het achterhoofd gehouden te worden dat zowel de milieukosten en macro-economische kosten zijn berekend ten opzichte van het referentievoertuig.
- Bij de berekening van de milieueffecten zijn drie schattingen van de emissiefactoren gehanteerd: een lage schatting, een hoge schatting en een gemiddelde schatting³¹.
- Bij de waardering van de milieueffecten is, waar mogelijk, gebruik gemaakt van drie schattingen van de schaduwpreizen van de beschouwde emissiecomponenten: een lage schatting, een hoge schatting en een gemiddelde schatting.
- De uitersten in de berekening van de milieukosten bestaan uit het minimum en maximum van het product van emissiefactoren en schaduwpreizen.
- De bandbreedtes in de macro-economische kosten reflecteren alleen de verschillen in de brandstofkosten als gevolg van de lage en hoge schattingen van het brandstofverbruik. Er zijn dus geen lage en hoge schattingen van bijvoorbeeld aanschafkosten of onderhoudskosten gehanteerd. Bij de zware Euro-5 voertuigen zorgen naast de brandstofkosten ook de kosten van ureumverbruik (dat gerelateerd is aan het brandstofverbruik) ervoor dat de bandbreedte wat groter is dan bij de Euro-4 voertuigen.

De resultaten van de berekening van de kosteneffectiviteit worden in de volgende paragrafen in grafische vorm gepresenteerd. Daarbij kan de optelling van milieu en economie van verschillende brandstoffen en technologieën

³¹ Deze zijn aangeleverd door TNO. NB: In het hoofdrapport zijn steeds de resultaten op basis van de gemiddelde emissiefactoren gepresenteerd.

kosten ten opzichte van een referentie tot zes verschillende uitkomsten leiden (zie Figuur 51). Deze worden hieronder toegelicht.

Figuur 51 Zes mogelijke uitkomsten van de optelling van milieu en economie van een bepaalde brandstof- of technologie-optie ten opzichte van een referentie-brandstof of -technologie (R, de oorsprong van de grafiek). Opties links onder de diagonaal zijn kosteneffectief ten opzichte van de referentie



Optie A zorgt voor milieubaten én kostenreductie (bijvoorbeeld ten gevolge van brandstofbesparing) ten opzichte van de referentie R. Reeds zonder beleid zal optie A zal worden toegepast door de eindgebruiker. Na doorberekening van milieukosten wordt het voordeel van optie A alleen nog maar groter. Optie A is kosteneffectief.

Optie B is veel goedkoper maar ook wat vuiler dan de referentie R. Zonder beleid zal B dus worden toegepast. Ook na doorberekening van milieukosten zal optie B nog worden toegepast omdat de economische voordelen groter zijn dan het milieunadeel. Daarom is optie B kosteneffectief.

Optie C is wat duurder maar veel schoner dan de referentie R. Zonder beleid zal dus de referentie worden gebruikt. Na doorberekening van milieukosten zal echter optie C worden toegepast; de milieuvoordelen zijn groter dan de economische nadelen. Daarom is optie C kosteneffectief.

Optie D is wat goedkoper maar ook veel vuiler dan de referentie R. Zonder beleid zal D dus worden toegepast. Na doorberekening van milieukosten zal de referentie echter aantrekkelijk worden; de economische voordelen van B zijn kleiner dan de milieunadelen. Daarom is optie D niet kosteneffectief.

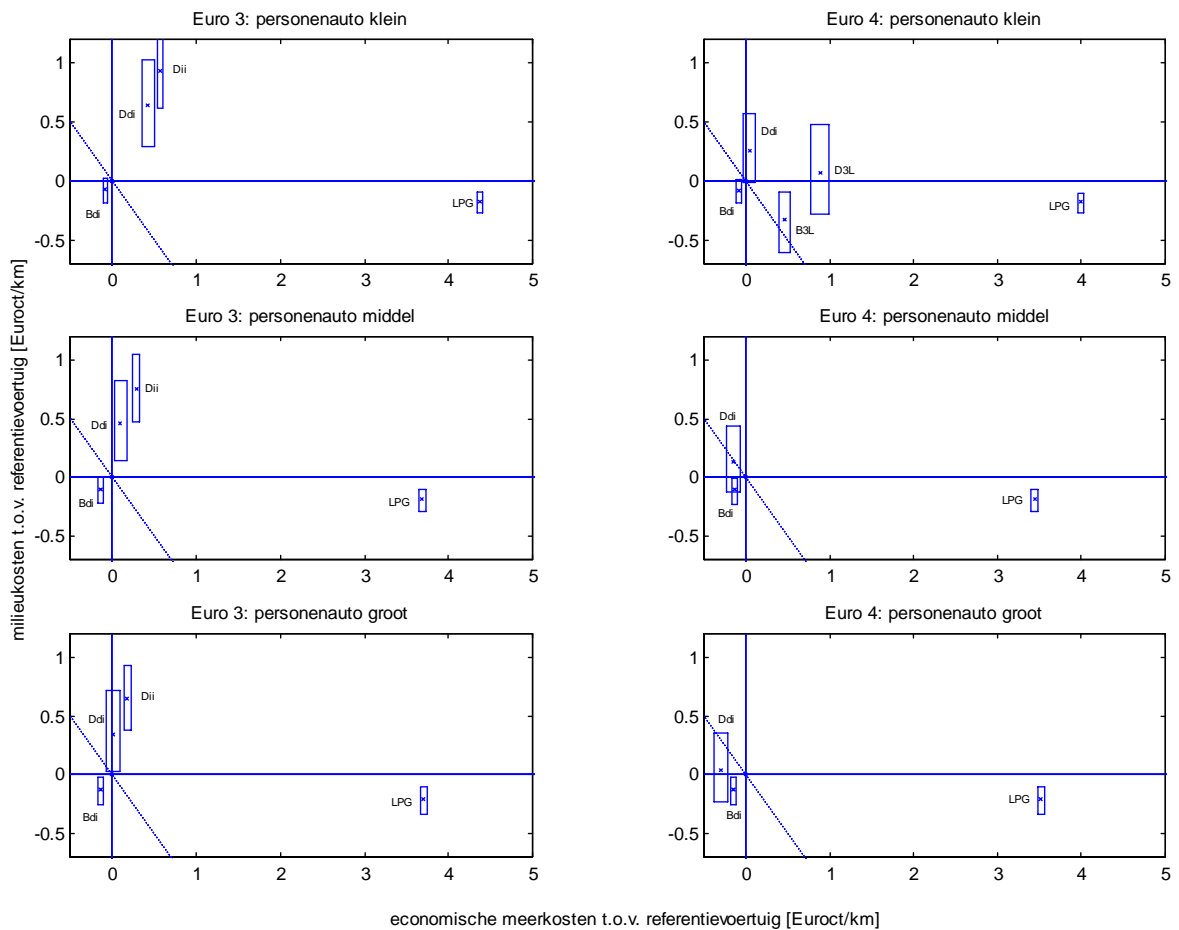
Optie E is veel duurder maar wat schoner dan de referentie R. Zonder beleid zal dus de referentie worden gebruikt. Na doorberekening van milieukosten blijft dit zo; de milieuvoordelen van optie E zijn kleiner dan de economische nadelen. Daarom is optie E niet kosteneffectief.

Optie F zorgt voor extra milieukosten én economische kosten ten opzichte van de referentie R. Dit betekent dat zonder beleid (bijv. regelgeving, fiscaliteit) de referentie zal worden toegepast door de eindgebruiker. Ook na doorberekening van milieukosten blijft dit zo; het voordeel voor de referentie wordt alleen nog wat groter.

Light-duty voertuigen

Bij de light-duty voertuigen blijken de verschillen in zowel de milieukosten alsook de economische kosten tussen de verschillende aandrijftechnieken relatief klein (minder dan 1 €/ct/km). Een uitzondering is LPG: de economische meerkosten per kilometer liggen tussen 2,5 en 4,5 €/ct (zie Figuur 52 en Figuur 53).

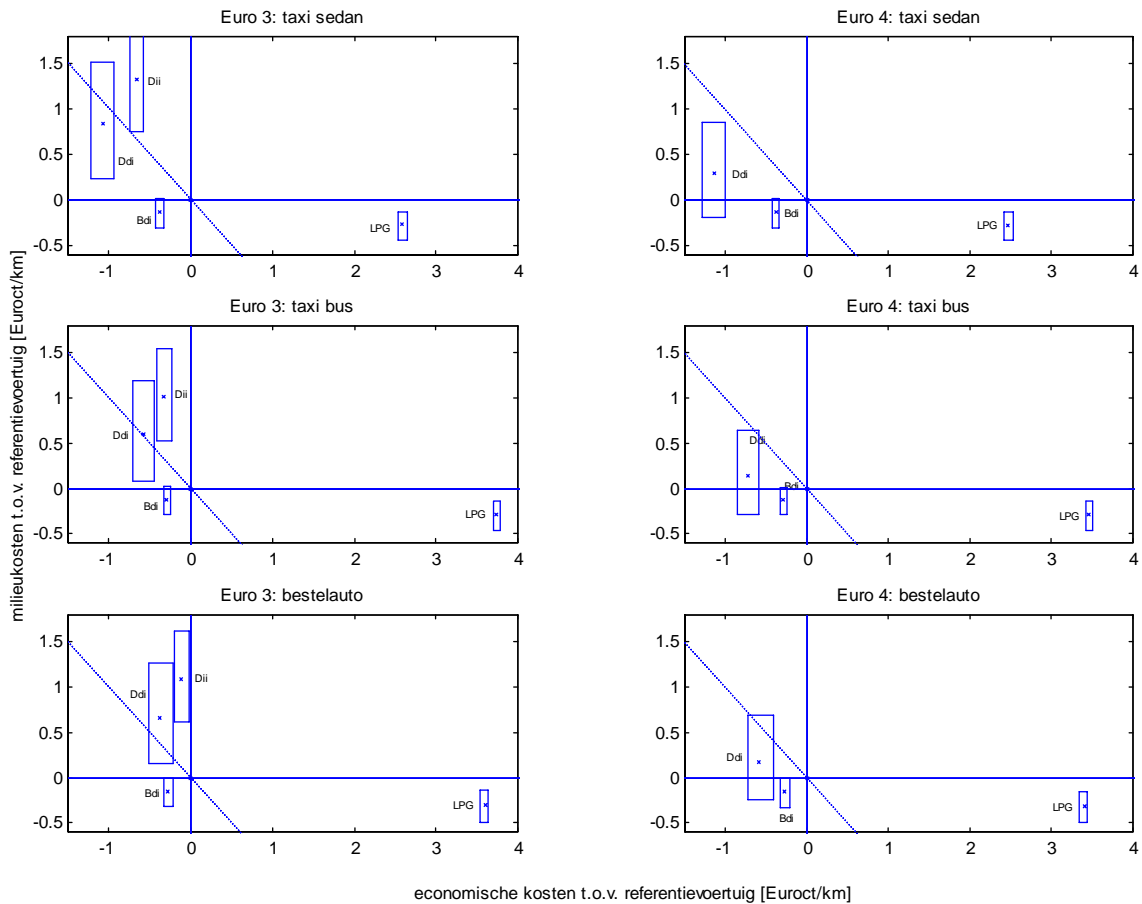
Figuur 52 Milieukosten en economische kosten van personenauto's³²



³² Bdi = benzine directe injectie; Ddi = diesel directe injectie; Dii = diesel indirecte injectie; B/D3L = benzine/diesel 3 liter auto.



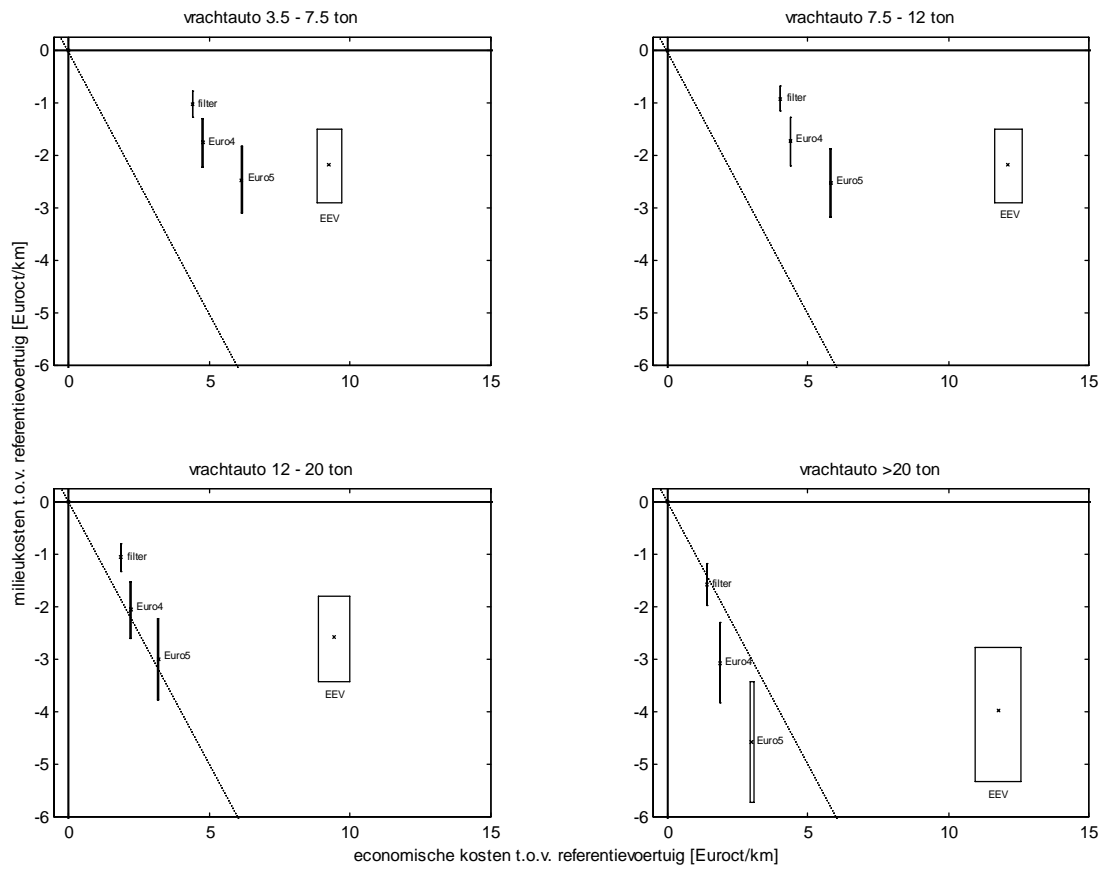
Figuur 53 Milieukosten en economische kosten van taxi's en bestelauto's



Heavy-duty voertuigen

De milieukosten en economische kosten van heavy-duty voertuigen kunnen tussen de aandrijftechnieken behoorlijk verschillen. De milieubaten van Euro-4 en Euro-5 voertuigen ten opzichte van de Euro-3 voertuigen zijn vrij robuust. De extra milieubaten van EEV-voertuigen (LPG) ten opzichte van Euro-5 dieselauto's zijn dat niet. LPG-voertuigen brengen in de meeste gevallen wel duidelijk hogere economische kosten met zich mee.

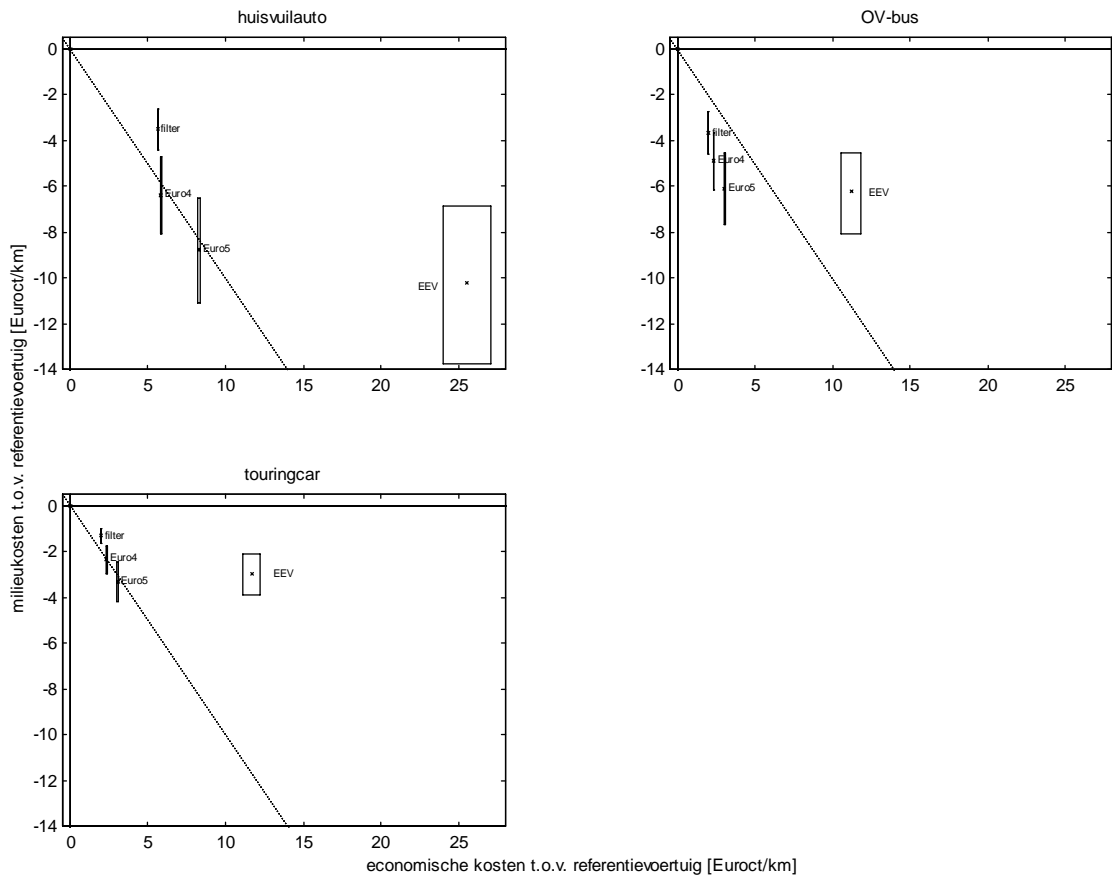
Figuur 54 Milieukosten en economische kosten van vrachtauto's³³



³³ Filter = roetfilter.



Figuur 55 Milieukosten en economische kosten van huisvuilauto's, OV-bussen en touringcars

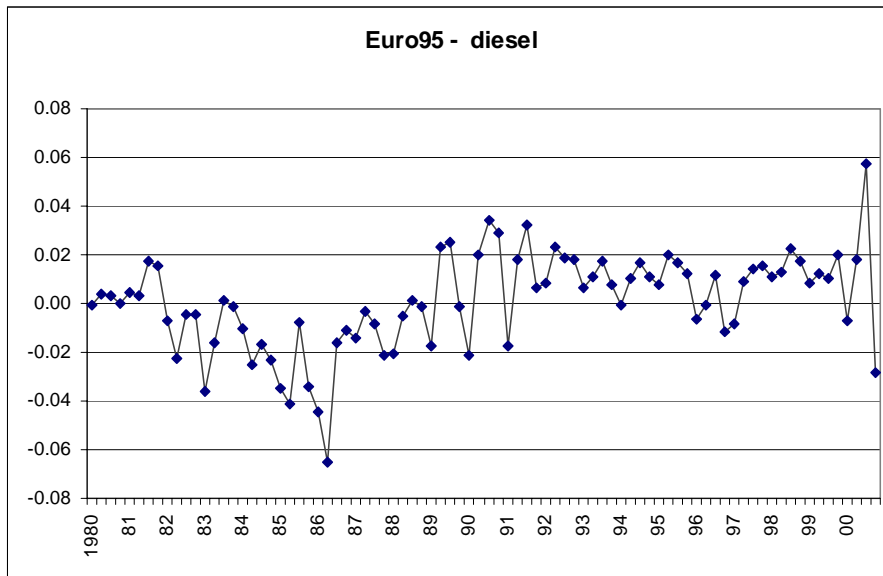




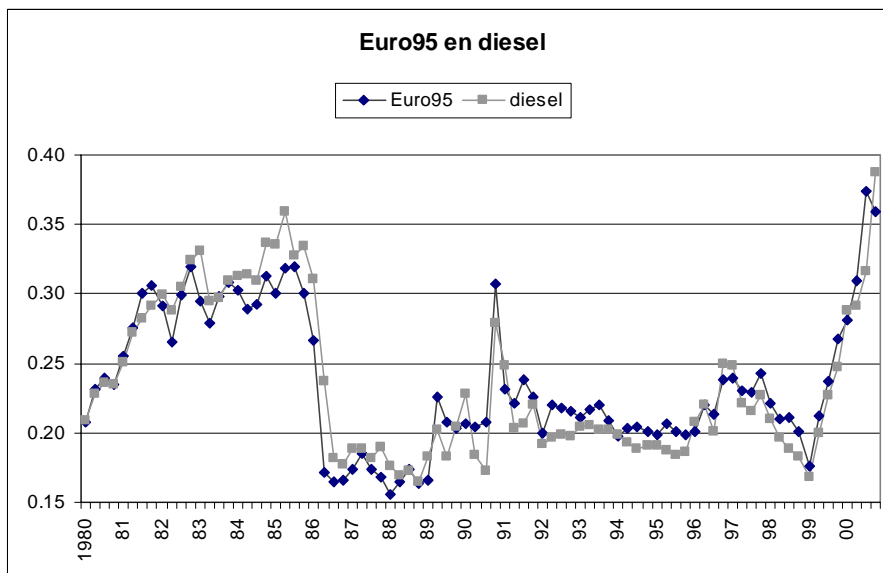
H Historisch verloop brandstofkosten

Het verloop van de kale brandstofprijzen is ontleend aan de gegevens die de Europese Commissie in haar Oil Bulletin verspreidt [Oil Bulletin, 1980-2000]. De afgelopen 10 jaar is de kale prijs van Euro 95 benzine ca. 1 €ct per liter hoger geweest dan die van diesel (zie Figuur 56 en Figuur 57).

Figuur 56 Het gemiddelde verschil in de kale prijs van Euro 95 benzine en diesel in de EU over de afgelopen 21 jaar (in Euroct per liter)



Figuur 57 Nominale kale prijzen van Euro 95 benzine en diesel in de EU over de afgelopen 21 jaar (in Euro per liter)





I Waardering luchtvervuilende emissies

I.1 Inleiding

Er zijn verschillende methoden voor de financiële waardering van emissies van stoffen anders dan CO₂. Deze paragraaf geeft een samenvatting van de huidige schattingen van de financiële waarderingen van milieueffecten van het verkeer. De volgende milieueffecten worden in deze samenvatting meegenomen:

De emissies van:

- NO_x;
- PM₁₀;
- PM_{2.5};
- HC, vluchtige koolwaterstoffen;
- SO₂;
- CO.

In deze paragraaf worden de gevonden literatuurbronnen en de resultaten beschreven. De belangrijkste aannames en opmerkingen zijn, waar mogelijk, ook gepresenteerd.

Als eerste wordt in paragraaf I.2 een overzicht gegeven van de bevindingen en de belangrijkste resultaten. In paragraaf I.3 wordt vervolgens de gehele samenvatting gegeven. Bij sommige literatuurbronnen moesten aanvullende berekeningen worden gemaakt om de kosten per kg emissie te kunnen bepalen.

Omdat iedere studie een andere valuta-eenheid en een ander basisjaar gebruikt hebben we de valuta consequent omgerekend, in €₁₉₉₉. Tabel 23 geeft de gebruikte omrekenfactoren.

Tabel 23 Omrekenfactoren van \$ naar €, CPI-getallen voor deze valuta-eenheden

jaar	CPI (VS, 1989 = 100)	CPI (EU, 1989 = 100)	wisselkoers (1 € =, \$US) ³⁴
1990	105,4	104,1	1,40
1991	109,8	108,4	1,30
1992	113,1	112,4	1,44
1993	116,5	116,0	1,19
1994	119,5	119,1	1,25
1995	122,9	121,8	1,32
1996	126,5	124,8	1,28
1997	129,4	126,8	1,11
1998	131,4	128,2	1,19
1999	134,3	129,6	1,07

Waar in de studies de originele getallen zijn gegeven in een andere valuta, zijn in deze paragraaf de relevante wisselkoersen gegeven.

³⁴ Deze wisselkoers is de end-of-year koers.

Kwalitatieve resultaten

- De kennis van de schadekosten van luchtvervuilende emissies is de laatste jaren enorm verbeterd. Er is met name veel vooruitgang geboekt op het gebied van gezondheidseffecten van vervuilende stoffen van transport. De dosis-effectrelaties en verspreidingsmodellen zijn verbeterd en er is veel minder controverse op het gebied van de financiële waardering van (het verlies van een aantal jaren van) een leven.
- De toename in kennis van deze gezondheidseffecten heeft geleid tot: een toename van financiële waarderingen van praktisch alle emissies, een beter inzicht in de variaties in de waarderingen en hierdoor, rekening houdend met de verklarende factoren achter de spreiding, tot minder spreiding tussen de resultaten. Ter illustratie: verscheidene studies laten zien dat in een gebied als de binnenstad van Parijs, één gram $PM_{2.5}$ -emissie leidt tot gezondheidsschade van enkele Euro's en in dun bevolkte gebieden ligt dit meer in de orde van enkele eurocenten. Dit illustreert dat de prijzen van emissies dynamisch en situatieafhankelijk zijn en dat met een toename van wetenschappelijk inzicht de prijzen eerder zullen stijgen dan dalen.
- De aandacht van de gezondheidseffecten verschuift steeds meer naar fijn stof ($PM_{2.5}$). Uitgebreide analyse in het kader van het ExternE-programma en de WHO-studie van 1999 laten robuuste en significante dosis-effectrelaties zien. Hierdoor worden de aan luchtverontreiniging gerelateerde kosten van wegtransport gedomineerd door de gezondheidseffecten van fijn stof.
- De belangrijkste gezondheidseffecten naast die van $PM_{2.5}$ komen van nitraten en ozon.
- Koolmonoxide, 1.3-butadieën, benzeen en benzo(a)pyreen, vervuilende stoffen die in het verleden verdacht waren, lijken geen toename te geven in significante gezondheidseffecten. Of de blootstelling of de menselijke gevoeligheid zijn relatief laag.
- Helaas moet worden geconstateerd dat de mogelijkheden om zaken als biodiversiteit en effecten op bossen in geld te waarderen, achter lopen op de mogelijkheden om gezondheidseffecten te waarderen.
- Gezondheidsschadekosten zijn over het algemeen hoger dan de preventiekosten die zijn gebaseerd op de marginale kosten om politiek bepaalde doelen te bereiken, zoals de NEC's³⁵. Hierdoor, en door de vorderingen die zijn gemaakt op het gebied van financiële waardering van gezondheidseffecten, wordt de preventiekostenmethode een steeds minder populair instrument voor de financiële waardering van emissies.

Kwantitatieve conclusies per soort emissie

In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de gevonden schattingen. Dit wordt in vijf tabellen gepresenteerd.

Als eerste worden vier overzichten gegeven van de gevonden waarden per emissie (NO_x , $PM_{2.5}$, HC en SO_2). De kosten per emissie worden onderscheiden in kosten gevonden in studies die de schadekostenmethode hanteren en in studies die de preventiekostenmethode hanteren. Tevens proberen we spreidingen te verklaren en presenteren we verschillen tussen de kosten van emissies in stedelijk en in gebieden buiten de bebouwde kom.

³⁵ Theoretisch gezien zijn de marginale preventiekosten die nodig zijn om de doelen van duurzaamheid op het gebied van milieu te bereiken in het optimum gelijk aan de marginale schade kosten.



In de vijfde tabel worden de resultaten geaggregeerd en gemiddeld voor gebruik in deze studie.

Schadekosten

Recente (ExternE) inzichten komen tot schadekosten van 12 €/kg NO_x, inclusief de schade van ozon die gevormd wordt uit de NO_x. Deze waarde is een gemiddelde en varieert tussen de gevonden waarden van 1,9 tot 21 €/kg voor de verschillende Europese landen. Deze spreiding worden voornamelijk verklaard doordat er verschillen zijn in de gezondheidseffecten van de verschillende blootgestelde populaties.

Het ExternE-programma houdt rekening met een groot aantal effecten:

- menselijke gezondheid;
- gewassen;
- hout;
- bouwmaterialen;
- ecologische systemen;
- niet-hout opbrengsten van bossen.

Hoewel de financiële waardering van schade aan ecologische systemen onzeker is, lijken de resulterende marginale kosten per kg NO_x de meest relevante effecten te dekken.

Verder is de financiële waardering van dodelijke slachtoffers aan de hoge kant. De waarde van een statistisch leven die wordt gebruikt door ExternE is €M 3,2. Dit impliceert dat er geen verschil is tussen een sterfgeval, welke anders één dag later zou zijn overleden of nog tien jaar had geleefd. Sommige mensen hebben daarom gesuggereerd om de "Value of Life Years Lost"-methode te gebruiken. Deze methode geeft de contante waarde van de verwachte hoeveelheid levensjaren die zijn verloren. De gemiddelde waarde gebruikt in ExternE zou met deze methode dan lager uitvallen.

IIASA *et al.* (199b) geeft ook de schadekosten, waarin een verschil wordt gemaakt in schattingen gemaakt met de 'Value of Statistical Life'-methode en de (lage) schatting met de 'Value of Life Years Lost'-methode. De schatting waarin gebruik is gemaakt van de 'Value of Life Years Lost' voor sterfte is € 9, de andere is 15 €/kg.

SIKA (1999) komt uit op marginale maatschappelijke kosten van 9 €/kg NO_x voor de Zweedse situatie.

De meeste recente schatting voor de schadekosten van NO_x is gegeven in COWI (2000). Zij maken onderscheid tussen schade in gebieden buiten de bebouwde kom en stedelijke gebieden. Zij komen op 11 €/kg NO_x in gebieden buiten de bebouwde kom en 12 €/kg NO_x in stedelijke gebieden.

Preventiekosten

Recent werk over de schatting van de preventiekosten per kg NO_x is gevonden in studies uitgevoerd door IIASA waarin de kosten worden berekend om de NEC's (National Emission Ceilings) te bereiken. De NO_x-plafonds impliceren een reductie van 55% in Europa in 2010 in vergelijking met 1999. Met dit plafond als basis komt de IIASA op 4,7 €/kg voor de marginale sociale kosten voor de reductie van NO_x.

De belangrijkste factor voor het bepalen van de preventiekostenmethode is de reductiedoelstelling. Agren (1999) stelt dat de Nationale Emissie Plafonds, hoewel ambitieuzer dan de doelstellingen die worden voorgesteld in

het zogenaamde Gothenburg Protocol, tekortschieten wanneer moet worden voldaan aan de milieudoelstellingen van het Vijfde Milieu actie Plan. Deze doelstellingen zijn de doelstellingen die moeten worden bereikt om niet de kritische depositie-niveaus te overschrijden, voor zowel de menselijke gezondheid als de kwetsbare biodiversiteit. Om deze 'duurzame' doelstellingen te bereiken zijn de preventiekosten waarschijnlijk hoger zijn dan 4,7 €/kg.

Kågeson (1993) geeft ook de preventiekosten voor NO_x en hij komt uit op marginale kosten van 4,8 €/kg. Deze waarde was bepaald door de kosten te berekenen van de laatste maatregel die nodig was om een 50% reductie van NO_x-emissies te halen in Europa in 2000 in vergelijking met 1985.

Het niveau van NO_x veranderde in Europa tussen 1985 en 1990 niet zoveel, waaruit we kunnen concluderen dat de kostencurves in Europa ook niet zoveel veranderden. Kågeson merkte op dat de doelstellingen die hij gebruikte voor de berekening van de marginale sociale kosten als interim doelstellingen moeten worden gezien.

Totaal

Geconcludeerd wordt dat voor NO_x de schadekostenbenadering leidt tot hogere marginale kosten dan de preventiekostenbenadering, welke is gebaseerd op de marginale kosten om politiek vastgestelde emissie-reductiedoelstellingen te halen. Dit suggereert dat reductiedoelstellingen strenger moeten zijn om maximale welvaart te halen. Om deze reden baseren wij de waardering van NO_x-emissie op de schadekostenmethode in plaats van op de preventiekostenmethode. We differentiëren tevens naar effecten buiten de bebouwde kom en stedelijke effecten.



Tabel 24 Overzicht van literatuur over de financiële waardering van NO_x-emissies in € 1999, inclusief indirecte schade via ozon

	gemiddeld	spreiding	buiten bebouwde kom	binnen bebouwde kom	opmerking
bronnen voor schade kosten					
ExternE (1999)	12	0.9-21			voornamelijk afhankelijk van bevolkingsdichtheid
ExternE transport (1999)		4-25	4-13	7-25	
IIASA (1999b)	12	9.4-15			afhankelijk van de waardering van menselijk leven
SIKA (1999)	9	7.7-10	7.4	7.7-10	Zweedse situatie, afhankelijk van bevolking
COWI (2000)	11		11	12	basis voor schattingen kunnen niet worden gevonden
IVM (1999)	4.4	0.6-32			Nederlandse situatie, alleen gezondheidseffecten via nitraat en ozon
bronnen voor preventie kosten					
IIASA (1999a)	1.5-3.3				afhankelijk van scenario, doelstellingen waarschijnlijk niet duurzaam
IIASA (1999c)	4.7				
CE (2000)	5.5		5	7	gebaseerd op Auto Olie standaards
Kågeson	4.8				1985-2000 reductie doelstellingen

PM_{2.5} / PM₁₀

Schadekosten

Aangezien gezondheid de meest belangrijke en bepalende schadefactor van PM₁₀ is, behandelen we alleen deze schadekostenschattingen. Deze schadekosten hangen voornamelijk af van de hoeveelheid mensen die in een bepaald gebied wonen. De meeste relevante studies zijn de volgende twee:

- de ExternE projecten met zijn talrijke nevenrapporten;
- de WHO-studie uit 1999 die wordt gebruikt door Infrac/IWW (2000), aangezien deze nieuwe informatie geeft over de dosis-effect-relaties.

In ExternE wordt een praktische benaderingsformule afgeleid: De schadekosten van PM_{2.5} per kg is ongeveer gelijk aan 10+122*bevolkingsdichtheid (in 1.000 personen per km²). Men moet echter wel rekening houden met het feit dat transport is gerelateerd met menselijke activiteiten en dat daarom de meeste transportemissies vrijkomen in gebieden die dichter zijn bevolkt dan het landelijk gemiddelde. Nederland heeft bijvoorbeeld 450 inwoners per km², maar de gemiddelde schadekosten zijn hoger dan 10+122*0.45=65. IVM(1999) komt namelijk, op basis van het ExternE-benadering, op 130 €/kg terwijl Infrac/IWW (2000) op 174 €/kg komt. In het centrum van Parijs variëren de gezondheidskosten van een kilo PM_{2.5} zelfs met duizenden euro's.

De preventiekosten methode wordt minder bruikbaar voor de financiële waardering van emissies nu sterfte en ziekte van mensen als relevante effecten van PM_{2.5} worden beschouwd, de wetenschappelijke kennis over de schade van PM₁₀ enorm zijn verbeterd en als dosis-effectrelaties goed bekend zijn.

Tabel 25 Overzicht van de financiële waardering van PM_{2,5} of PM₁₀-emissies in € 1999

bron van schadekosten	gemiddeld	buiten bebouwde kom	stedelijk	opmerking
Infras/IWW (2000)	73-194			landelijke gemiddelden in de EU, gebaseerd op een WHO studie
ExternE transport (1999)		18-200	200-2000	voornamelijk afhankelijk van bevolkingsdichtheid, hoge waarde = Parijs, lage waarde = gemiddelde Nederlandse dichtheid
SIKA (1999)			85-915	Zweedse situatie, hoge waarde = centrum van Stockholm.
COWI (2000)		24	90	basis voor de schatting is niet gevonden
IVM (1999)	130	18-150	200-942	PM _{2,5} van 'low source' (transport), Nederlandse situatie

Praktisch alle PM-emissies van transport zijn kleiner dan 2,5 micron; daarom passen de '2,5' schattingen het best bij de transportemissiekosten schattingen.

VOS/HC

Schadeposten

Er zijn weinig studies naar de schadekosten van de emissies van VOS/HC. ExternE komt op schattingen van 4-9 €/kg. De hogere schattingen zijn voor steden als Stuttgart en Barnsley. Voor het centrum van Parijs geldt zelfs een waarde van 33 €/kg. SIKA (1999) geeft voor de Zweedse situatie hetzelfde bereik, hoofdzakelijk rekening houdend met de effecten buiten de bebouwde kom: €4-9. COWI (2000) geeft een waarde van 2,7 €/kg.

Preventiekosten

IIASA (1999c) berekent de marginale sociale kosten van een kilogram, maar dit model is weinig verfijnd, aangezien de meeste maatregelen die VOS/HC reduceren tevens NO_x reduceren. Hierdoor zijn over het algemeen alle kosten toegerekend aan één van beide stoffen. Dit leidt tot bijna identieke preventiekosten voor VOS/HC en voor NO_x. De waarde die IIASA (1999c) geeft is 2,7 €/kg.

Totaal

Van de verschillende schattingen lijkt de waarde van 4 €/kg voor de marginale maatschappelijke kosten het best. De COWI-schatting is lager dan de andere twee, en ook Bleijenberg *et al.* (1994) geeft een waarde van € 5.



Tabel 26 Overzicht van de literatuur voor de financiële waardering van HC-emissies in € 1999

bronnen over schadekosten	gemiddeld	bereik	buiten bebouwde kom	stedelijk	opmerking
ExternE transport (1999)		3,9-33	4	4-33	hangt voornamelijk af van de bevolkingsdichtheid, hoge waarde = Parijs
SIKA (1999)		3,6-8,9	3,6	4,1-8,9	Zweedse situatie, afhankelijk van bevolkingsdichtheid, 8,9= centrum van Stockholm
COWI (2000)	2,7		2,7	2,7	basis voor de schatting is niet duidelijk
bronnen met preventiekosten					
IIASA (1999a)	1,5-3,3				afhankelijk van scenario, doelstellingen waarschijnlijk niet duurzaam
IIASA (1999c)	4,6				
CE (2000)	5,5		5	7	gebaseerd op 'Auto-Olie' eisen

SO₂

Schade kosten

Recente (ExternE) inzichten komen tot schadekostenschattingen van 8,5 €/kg SO₂. Deze waarde is een gemiddelde en varieert sterk tussen de Europese landen die in de studie aan bod komen. De spreiding is € 1,5-15,5.

De resulterende marginale schadekosten per kilogram SO₂ omvat alle relevante effecten. De schade aan ecologische systemen is echter onzeker.

Andere schadeschattingen komen van IIASA (1999b), welke een waarde van € 3,5 geeft, en van Kågeson (2000), die een absoluut minimum van € 3,3 geeft. De recente COWI-studie (2000) berekent waarden voor gebieden buiten de bebouwde kom (€ 5,5) en stedelijke gebieden (€ 9,5).

Al met al lijkt de ExternE-waarde over het algemeen te hoog en uit de overige studies concluderen we dat de waarde van Kågeson (2000) and IIASA (1999) het best als een onderste waarde kan worden beschouwd.

Preventie kosten

Recent werk over de bepaling van de preventiekosten per kg SO₂ kunnen wederom worden gevonden in studies die zijn gedaan door het IIASA om de kosten te berekenen om de NEC's te bereiken.

De schatting die afgeleid kan worden uit IIASA (1999c) voor de marginale kosten van een kilo SO₂ was 1,5 €/kg. Deze waarde is gebaseerd op de doelstelling gesteld in de NEC's. Deze doelstelling is een 78%-reductie van SO₂-emissies in Europa in 2010 in vergelijking met 1990.

Opmerkelijk is dat deze waarde erg laag is in vergelijking tot de schadekostenschatting. De te bereiken doelstelling is een belangrijke factor voor het bepalen van de marginale kosten met de preventiekostenmethode. Over deze doelstelling maakt Agren(1999) de volgende opmerking: de NEC's zijn ambitieuzer dan de doelstellingen die zijn voorgesteld in het zogenaamde Gothenburg Protocol, maar zijn nog steeds niet voldoende om aan de doelstellingen van het Vijfde Milieu Actie plan te voldoen. Deze doelstellingen zijn de doelstellingen die moeten worden bereikt om niet de kritische deposi-

tie-niveaus te overschrijden, voor zowel de menselijke gezondheid als de kwetsbare biodiversiteit.

Om die 'duurzame' doelen te bereiken zullen de preventiekosten waarschijnlijk hoger zijn dan € 1,5/kg. Kågeson (1993) geeft ook de preventiekosten van SO₂ en hij komt op marginale sociale kosten van € 1,6/kg. Deze marginale kosten zijn berekend door de kosten te bepalen van de laatste maatregel die nodig is om een SO₂-reductie van 60% in vergelijking tot 1985 in Europa te bereiken.

Kågeson (1993) berekend ook de marginale sociale kosten van een reductie van 80% in 2000 ten opzichte van 1985. Deze waarde is € 3,2, wat substantieel hoger is waardoor deze doelstelling niet kan worden gezien als het 'duurzame' niveau van SO₂-emissies.

Totaal

Als we de resultaten vergelijken van de preventiekostenmethoden en de schadekostenmethoden, dan zijn de verschillen klein. Zowel de schadekostenschattingen van IIASA (1999b) als van SIKa (1999) kunnen dienen als een onderste grens en is € 3. Deze waarde is ongeveer gelijk aan de hoogste schatting van de preventiekosten.

Tabel 27 Overzicht van literatuur van de financiële waardering van emissies in € 1999 per kg

bronnen over schade kosten	gemiddeld	bereik	buiten bebouwde kom	stedelijk	opmerking
ExternE (1999)	8,5	1,3-16			variatie tussen EU lidstaten
ExternE transport (1999)			6,8-8,5	10-50	hangt voornamelijk af van de bevolkingsdichtheid
IIASA (1999b)	3,5				afhankelijk van de waardering van menselijk leven
SIKA (1999)	3,3		3,3		Swedish casus, minimum estimate
COWI (2000)	7		5,5	9,5	basis voor de schatting is niet duidelijk
bronnen over preventie kosten					
IIASA (1999a)	1,2				variatie tussen landen, doelstellingen waarschijnlijk niet duurzaam
IIASA (1999c)	1,5	0-5			
CE (2000)	3		3	3	gebaseerd op Auto Oil standaards
Kågeson (1993)	1,6-3,2				afhankelijk van reductie-doelstellingen



Tabel 28 Overzicht van de middelste schattingen uit de recente Europese literatuur voor de financiële waardering van NO_x, PM₁₀, HC en SO₂, per kilogram geëmitteerd, gebaseerd op schadekosten

	gemiddeld	binnen bebouwde kom	buiten bebouwde kom
NO _x	9	12	7
PM ₁₀ / PM _{2,5}	150	300	70
HC	4	6	3
SO ₂	6	10	4

I.3 Volledige samenvattingen van de literatuurbronnen

De volgende literatuur is gevonden voor de financiële waardering van emissies anders dan de emissies van CO₂. Voor iedere bron wordt kort de gebruikte methode en de gemaakte veronderstellingen beschreven. Vervolgens worden de resultaten gepresenteerd.

Infras/IWW, 2000, External costs of transport: accident, environmental and congestion costs in Western Europe, UIC, Zürich/Karlsruhe/Paris

Methode: schadekosten

De volgende effecten zijn in deze studie onderscheiden:

Effecten op de

- menselijke gezondheid;
- materialen en gebouwen;
- oogstverliezen in landbouw;
- schade aan bossen³⁶.

Gezondheid: de methode is gebaseerd op WHO(1999) met PM₁₀ als de belangrijkste indicator voor gezondheidsschade en een financiële waardering van menselijk leven van € 0,9 miljoen. De resultaten van WHO voor Oostenrijk, Frankrijk en Zwitserland zijn geëxtrapoleerd door Infras/IWW door de gewogen PM₁₀ en NO_x-emissies van de verschillende landen te gebruiken. Dit is als volgt gedaan:

Infras/IWW heeft de gezondheidseffecten uit WHO(1999) geëxtrapoleerd (met PM₁₀ als belangrijkste indicator, landen: Oostenrijk, Frankrijk en Zwitserland) voor de EU-lidstaten. Voor de landen waarvan gegevens van PM₁₀ niet algemeen beschikbaar waren heeft de Infras/IWW een indirecte benadering gevolgd. Aangezien de NO_x-concentraties van alle EU-landen algemeen bekend zijn, hebben ze een correlatie gedefinieerd tussen de PM₁₀-concentraties en PM₁₀ en NO_x-concentraties in Frankrijk, Oostenrijk en Zwitserland en deze correlatie gebruikt om de PM₁₀-concentraties van de andere beschouwde landen te bepalen. Om deze taak goed uit voeren, was het tevens nodig om een correctie aan te brengen voor niet-uitlaat-PM₁₀-emissies.

[Toevoeging van CE: Delen van de gezondheidskosten door de deeltjesemissies van transport leidt tot benaderde gezondheidskosten van ongeveer € 100 per kg uitgestoten deeltjes (stedelijk/buiten bebouwde kom gemiddeld voor Frankrijk, Oostenrijk en Zwitserland). Een belangrijke factor voor de gezondheidseffecten van PM₁₀ is bevolkingsdichtheid; deze zijn 107, 96 en 172 voor respectievelijk Frankrijk, Oostenrijk en Zwitserland. Voor een eerste orde benadering kan men een bevolkingsdichtheid-correctie toepassen

³⁶ De laatste categorie is alleen meegenomen in de gevoeligheidsanalyse.

op de PM₁₀ schaduwrijzen, als blootstelling per eenheid van emissie is bij benadering lineair afhankelijk is van bevolkingsdichtheid.

De gezondheidskosten hebben een aandeel van 81% in de totale externe kosten van luchtvervuiling in de beschouwde landen.

Oogstverliezen: de kosten die zijn berekend voor Zwitserland (Infras/Econcept/Prognos, 1996) zijn gebruikt om de kosten voor andere Europese landen te berekenen. De volgende formule is hiervoor gebruikt:

Crop losses = α * (NO_x emissie/landoppervlak) * landbouw productie
met $\alpha = 0.0037$ [m²/ton]

Gemiddeld hebben deze kosten een aandeel van 1% in de totale externe kosten van luchtvervuiling in de beschouwde landen.

Schade aan gebouwen: de methode die is gebruikt om deze kosten te berekenen is dezelfde als de methode die is gebruikt om de oogstverliezen te berekenen. De kosten die berekend zijn in Infras/Econcept/Prognos (1996) zijn geschaald naar andere Europese landen door gebruik te maken van NO_x blootstellingsniveaus en gebouwoppervlakten. De blootstellingsniveau's zijn bepaald door de emissies te delen door het grondoppervlakte en het gebouwoppervlak is geschat met behulp van het bevolkingsaantal. Dit geeft de volgende formule

Schade aan gebouw = β * (NO_x-emissie/grondoppervlakte) * oppervlakte van gebouwen * PPP
met $\beta = 0.322$ [€/ton].

Gemiddeld hebben deze kosten een aandeel van 18% in de totale externe kosten van luchtvervuiling in de beschouwde landen.

[Toevoeging van CE: We hebben de gemiddelde kosten per kilogram PM₁₀ berekend voor de EU landen, gebruik makend van de gegevens over emissies zoals ze worden gebruikt uit de Infras/IWW-rapport. De gemiddelde kosten zijn gelijk aan de marginale kosten, omdat de dosis-effect functies lineair zijn: aangenomen is dat op een bepaalde locatie iedere kilogram hetzelfde effect heeft. Dit resulteert in Tabel 29.



Tabel 29 Overzicht van gemiddeld en marginale schade kosten per kg PM₁₀ emission

land	Marginale sociale kosten (in € ₁₉₉₉) per kilogram PM ₁₀
Oostenrijk	104
België	143
Denemarken	162
Finland	111
Frankrijk	107
Duitsland	135
Griekenland	74
Ierland	109
Italië	129
Luxemburg	194
Nederland	174
Noorwegen	146
Portugal	73
Spanje	78
Zweden	121
Zwitserland	172
Verenigd Koninkrijk	140

Uit de tabel blijkt dat de marginale sociale kosten van PM₁₀ in de beschouwde Europese landen varieert tussen € 73 en 194. De belangrijkste variabelen die deze waarden bepalen zijn bevolkingsdichtheid en de koopkracht (Purchasing Power Parities, PPP), voornamelijk bepaald door het inkomen per hoofd van de bevolking.

Vergelijking van de resultaten met de ExternE bottom-up benadering

In Infrac/IWW hebben de auteurs ook een vergelijking gemaakt tussen de top-down benadering(WHO) en de ExternE bottom-up benadering. Infrac/IWW stelt dat er significante verschillen tussen deze twee benaderingen zijn; WHO leidt tot hogere schadekosten dan ExternE. De studie vergelijkt echter niet direct de eenheidswaarden per kg PM₁₀-emissie uit beide studies.

Vergelijking van CE van de bottom-up en de top-down schade benadering per passagier of tonkilometer in de Infrac/IWW studie leidt tot de conclusie dat de top-down waarden die gebruikt worden door de WHO gemiddeld 2 tot 3 keer hoger zijn dan de bottom-up waarden zoals geschat met de ExternE benadering. Deze conclusie komt overeen met de resultaten van beide studies zoals besproken in deze annex.

Infrac/IWW verklaart dit verschil als volgt:

- De verspreidingsmodellen voor gezondheidsschadelijke emissies: Waar de top-down benadering, gebaseerd op de WHO-studie (1999), een op deeltjes gebaseerd model gebruikt (inclusief deeltjes van banden en koppelingen), baseert het ExternE-model haar modellen op uitlaatgas-emissies van transport en deelt deze door een regionaal en een lokaal deel.
- De bruikbaarheid van VSL (Value of Statistical Life) voor gezondheidskosten: waar de WHO-studie is gebaseerd op een VSL van 1,4 M€ baseert ExternE zijn veronderstellingen op een VSL van 3,2 M€.
- De schade aan gebouwen, gebaseerd op schattingen van het tekort aan renovatiecycli of schade aan culturele gebouwen worden expliciet beschouwd in het ExternE-model. Hun benadering voor schade aan materialen kunnen daarom een onderschatting zijn.

Vergelijken van de gezondheidseffecten van de twee benaderingen laten zien dat de gemiddelde waarden die zijn gebaseerd op de WHO-studie gelijk zijn aan de resultaten van ExternE. De onzekerheid kan dus niet worden verklaard door de onzekerheden in de dosis-effect-relaties.

COWI, 2000, Civil aviation in Scandinavia – an environmental and economic comparison of different transport modes, Lyngby, Denmark

Methode: schadekosten

De categorieën voor de schadekosten die zijn gebruikt zijn:

- ziekte;
- sterfte van kinderen en adolescenten;
- verminderde veeteelt- en houtopbrengsten;
- vieze en door corrosie aangetaste gebouwen.

In deze studie zijn de marginale externe kosten van emissies berekend. Door gebruik te maken van de dosis-effect-relaties komen ze tot de volgende waarden.

Tabel 30 Schadekosten schattingen volgens COWI (2000)

Stof	Marginale sociale kosten (in € ₁₉₉₉) per kilogram	
	buiten de bebouwde kom	binnenstedelijk
NO _x	11	12
particulates	24	90
HC	2,7	2,7
SO ₂	5,5	9,5
CO	0	0

Er is geen verdere informatie beschikbaar over de specifieke functionele vorm van de dosis-effect-relaties die zijn gebruikt.

CE / TNO, Early introduction of cleaner petrol and diesel fuel in the Netherlands; analysing emission reduction potentials and cost effectiveness [‘Vervroegde introductie van schonere benzine en diesel in Nederland: een analyse van emissiepotentieel en kosteneffectiviteit’], Kampman, B.E., J.M.W. Dings, R. Gense, E. van de Burgwal, Delft, 2000

Methode: overzicht van schattingen van de gebruikte schaduwprizen.

Deze studie gebruikt voornamelijk de schaduwprizen die eerder zijn gebruikt in de studies (CE 1999) en (CE 1997). De schattingen voor NO_x, HC en SO₂ zijn gebaseerd op de marginale preventiekostenmethode zoals gebruikt in (CE 1994) en aanvullend voor NO_x en HC op de kosten om aan de nieuwste EU-voertuig emissie- en brandstofeisen. Voor de PM₁₀-emissie is een nieuwe schadekosten-schatting gebruikt die is gebaseerd op WHO(1999) en In-



fras/IWW (2000). CE (2000)³⁷ is aanvullend gebruikt om de schadekosten-schatting te splitsen voor PM₁₀ naar een stedelijke component en een component voor buiten de bebouwde kom.

De volgende schattingen van marginale maatschappelijke kosten worden in CE (2000) gebruikt:

Tabel 31 Marginale-kostenschattingen gebruikt in (CE 2000), gebaseerd op zowel schadekosten als preventie kosten

stof	benadering	marginale sociale kosten (in € ₁₉₉₉) per kg	
		gebied buiten de bebouwde kom	stedelijk gebied
NO _x	preventie	5	7
PM ₁₀	schade	35 – 70	150 – 300
HC	preventie	5	7
SO ₂	preventie	3	3

European Commission, DG XII, ExternE – Externalities of Energy, 1999
(<http://externe.jrc.es/overview.html>), Brussels, Belgium

Methode: schadekosten

model: Voor iedere vervuilende stof is een effect-route gedefinieerd. Dit houdt in dat voor iedere vervuilende stof: alle mogelijke effecten zijn bekeken, de blootstelling-niveaus zijn vastgesteld (bijvoorbeeld hoeveel mensen aan welke concentratie worden blootgesteld), de effecten zijn gemodelleerd (bijvoorbeeld hoeveel mensen voortijdig sterven) en vervolgens zijn deze effecten financieel tegen kosten gewaardeerd (bijvoorbeeld hoeveel is een leven waard). Deze benadering is gevolg voor alle verschillende effecten voor zover dat mogelijk was.

Deze methode is vervolgens voor alle EU-landen uitgewerkt. De studie heeft zich vooral gericht op de verschillende manieren van energieproductie Dit betekent dat de resultaten moeten worden gezien als de financiële waardering van emissies op grondniveau.

Er is alleen rekening gehouden met de belangrijkste effecten. In de uiteindelijke schatting voor de schade zijn de volgende kostencategorieën onderscheiden:

- gewassen;
- hout;
- bouwmaterialen;
- menselijke gezondheid;
- ecologische systemen;
- niet-hout opbrengsten van bossen.

³⁷ Deze bron is niet opgenomen in de literatuurlijst, omdat het geen schaduwprizen geeft. Het geeft echter wel informatie over de effecten van deeltjesemissies op concentratieniveaus in stedelijke gebieden en gebieden buiten de bebouwde kom. De informatie uit (CE 2000) is gebruikt om het verschil in marginale maatschappelijke kosten in stedelijke gebieden en gebieden buiten de bebouwde kom te berekenen. Dit heeft geleid tot een ratio 4,5, wat inhoudt dat de waarde van de marginale sociale kosten in gebieden buiten de bebouwde kom wordt gevonden door die van de stedelijke gebieden te delen door 4,5.

Voor de laatste drie 'goederen' zijn alternatieve technieken ontwikkeld voor de financiële waardering, namelijk hedonische prijzen, reiskostenmethode en contingent valuation. Voor de overige goederen, zoals hout, gewassen, enz. was het mogelijk om de marktprijzen te gebruiken.

De schade kosten door de vervuulende stoffen SO₂, NO_x (inclusief de schade van de vorming van ozon) en PM₁₀ zijn vastgesteld.

De resultaten zijn van ieder land apart gegeven op de ExternE website. We laten hier alleen het bereik zien van de verschillende lidstaten en een gemiddelde waarde die is gevonden door de waarden van de lidstaten te wegen naar de bevolking.

We willen benadrukken dat de schadekosten, zoals die wordt gegeven in ExternE, sterk afhankelijk zijn van de blootstellingsniveau's en dus niet alleen sterk fluctueren *tussen*, maar ook *binnen* de verschillende landen.

Tabel 32 Schadekosten van de EU-lidstaten van NO_x-, SO₂- en PM₁₀-emissies volgens de ExternE-studie

stof	Marginale sociale kosten (in € ₁₉₉₉) per kg	
	gewogen schatting	bereik
NO _x	12	2.1 – 21
PM ₁₀	14	2.1 – 198
PM _{2.5}	23	hoge schatting: 75
SO ₂	8.5	1.1 – 16

IER, *External costs of transport in ExternE, with contributions by IER, ETSU, IVM, ARMINES, LIEE, INERIS, IEFÉ, ENCO, IOM, IFP, EEE, DLR, EKONO, 1999*

In de transport sectie van het ExternE onderzoek zijn enkele transport-casussen onderzocht. In deze overzichtstudie zijn enkele casussen samengevat in termen van mEUR per gereden kilometer. De waarden zijn getoond in Tabel 33. Deze waarde zijn omgerekend naar eenheden per kg emissie door emissie-factoren te gebruiken zoals gesteld in de Duitse case-studie³⁸ en modificatie-factoren voor deze emissiefactoren zoals genoemd in het rapport.

Verder nemen we aan dat de schade van ozon voor 50% wordt veroorzaakt door HC-emissies en voor 50% door NO_x-emissies.

Deze benadering leidt tot de resultaten gegeven in Tabel 33.

³⁸ IER 1998, Transport externalities due to airborne pollution in Germany - application of the ExternE approach, Bickel, P. et al., Stuttgart, 1998.



Tabel 33 Schadekostenschattingen (alleen voertuiggebruik) voor diesel personenauto's, stedelijke en binnenstedelijke gebieden, gegeven als 'beste schatting' in 1995 m€/vkm en omgerekend naar 1999 €/kg vervuilende stof

	agglomeraties	stedelijke gebieden			binnenstedelijke gebieden		onzekerheid*
	Parijs	Stuttgart	Amsterdam	Barnsley	Stuttgart-Mannheim (motorway)	Tiel	
primaire effecten							
PM _{2,5}	534,09	50,43	78,60	97,40	18,77	29,50	B
SO ₂	0,93	1,12	0,71	0,80	0,60	0,32	A/B
CO	0,02	0,003	0,003	0,005	0,001	0,0004	B
carcinogenen	4,02	0,54	0,57	1,25	0,18	0,22	B
secundaire effecten							
Sulfaten	0,59	0,82	1,30	0,63	0,68	1,10	B
Nitraten	18,18	9,14	2,70	2,82	7,24	3,80	B?
Ozon	1,29	0,96	0,90	0,93	0,78	1,20	B
schadekosten per kg emissie							
PM _{2,5}	4,800	640	620	560	240	180	B
NO _x	26	17	5,7	7,4	14	4,7	B
SO ₂	54	14	11	20	9,1	7,2	B
HC	36	7,8	5,5	9,3	4,3	4,2	B

* A = grote betrouwbaarheid (factor 2,5 tot 4); B = middelmatige betrouwbaarheid (factor 4 tot 6); C = lage betrouwbaarheid (factor 6 tot 12); „?“ = bewijs is zwak

Tabel 33 laat zien dat het grootste deel van de externe effecten veroorzaakt wordt door PM_{2,5} en nitraat.

Een studie van NTNU/DNV³⁹ heeft functies ontwikkeld voor de berekening van de ExterneE schadekosten, uitgedrukt in EUR per kg vervuilende stof per 1.000 inwoners per vierkante kilometer:

$$\begin{aligned} \text{PM}_{2,5}: & \quad 10 + 122 * \text{pop} \\ \text{nitraten}: & \quad 2,1 + 6,4 * \text{pop} \end{aligned}$$

World Health Organization, 1999, Health Costs due to road traffic-related air pollution: an impact assessment project of Austria, France and Switzerland, prepared for the WHO ministerial conference on environment and health, London, June 1999

Methode: schadekosten

model: ontwikkeling van dosis-effectrelaties tussen PM₁₀-emissies en menselijke gezondheidseffecten.

Deze studie gebruikt een dosis-effect modelleringsexercitie. Het effect van emissies van PM₁₀ op de menselijke gezondheid is gemeten in Zwitserland, Frankrijk en Oostenrijk. PM₁₀ wordt niet als enige luchtverontreinigende stof gezien, maar uit andere studies blijkt dat PM₁₀ de sterkste correlatie vertoont met gezondheidseffecten en dat deze stof wordt gebruikt als een indicator voor stedelijke luchtverontreiniging.

³⁹ Environmental performance of transportation -a comparative study, Magerholm Fet, A. et al., IØT-Report nr 3/2000.

De volgende gezondheidseffecten zijn beschouwd in de studie:

- totale sterfte gebaseerd op cohort studies⁴⁰;
- ziekenhuisopnames wegens luchtwegproblemen;
- ziekenhuisopnames wegens hart/vaatproblemen;
- chronische bronchitis bij volwassenen;
- acute bronchitis bij kinderen;
- dagen met beperkte activiteit bij volwassenen;
- astma-aanvallen bij kinderen en volwassenen.

Een potentieel belangrijk gezondheidseffect dat niet is meegenomen in de modellering is acute sterfte.

De dosis-effectmodellering is gedaan volgens de volgende effectenroute:

Emissies → concentratie → blootstelling → imissie → gezondheids-effect (ziekte/sterfte) → kosten.

Enkele belangrijke opmerkingen over de dosis-effect-relaties:

- alle luchtverontreinigingsgerelateerde gezondheidseffecten zijn alleen beschouwd voor de leeftijdsgroepen die in epidemiologische studies zijn behandeld en boven het laagste bestudeerde blootstellingsniveau van $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$;
- Voor de financiële waardering is WTP gebruikt;
- Alleen PM_{10} is als leidende indicator genomen (de jaarlijkse gemiddelde concentratie is genomen als een indicator voor stedelijke luchtvervuiling).

De financiële waardering die is gebruikt voor (sommige van de belangrijke) de gezondheidseffecten is als volgt:

- € 0,9 miljoen per voorkomen sterfgeval (de totale kosten voor sterfte is groter dan 70% in drie landen);
- € 0,21 miljoen per voorkomen geval van chronische bronchitis (74% van de kosten van ziekte);
- € 94 per vermeden dag met beperkte activiteit (22% van de kosten van ziekte).

WHO stelt dat de meest recente empirische waarde voor de 'willingness to pay' van een risicoafname van dodelijk verkeersongelukken € 1,4 miljoen is. WHO corrigeert deze waarde tot € 0,9 miljoen om de lagere 'willingness to pay' van de hogere gemiddelde leeftijdsklasse voor de aan luchtverontreiniging gerelateerde slachtoffers, te kunnen beschouwen.

Helaas zijn de resultaten niet omgerekend naar waarden per emissie-eenheid. Dit is gedaan door Infrac/IWW (2000) zoals hiervoor beschreven.

SIKA, 1999, *Översyn av samhällsekonomiska kalyfprinciper och kalkylvärden på transportområdet*, SIKA nr. 6, Stockholm (samenvatting in een memo gestuurd door *Kågeson, P.*, 'Calculation values used by Swedish State Agencies in the transport sector')

⁴⁰ Een toename in premature sterfte is alleen beschouwd voor volwassenen ouder dan 30 jaar en ouder. Tevens detecteren de cohort-studies alleen de lange-termijn effecten, dus acute sterfte wordt niet meegenomen.



Methode: schadekosten

Deze memo is een engelse samenvatting van de waarden die in het Zweedse transportbeleid wordt gebruikt. Deze waarden zijn berekend in SIKA (1999)⁴¹. De waarden zijn overeengekomen door de overheidsorganen voor de verschillende transportmodaliteiten (road, rail, water and air), het Zweedse Milieu BeschermingsBureau en het Zweedse Instituut for Transport en Communicatie Analyse (SIKA). Ze worden gebruikt in kosten-baten-analyses.

De waarderingen van NO_x, SO₂, VOV en PM₁₀ zijn gebaseerd op de schadekostenmethode. De totale schade komt voort uit de lokale schade als ook uit de regionale en de mondiale schade. De gebruikte kostencategorieën zijn:

- menselijke gezondheid;
- schade aan bossen en gewassen;
- materiële schade.

Voor de berekening van de totale marginale schadekosten kunnen de twee waarden worden opgeteld. Tabel 34 geeft het bereik in regionale waarden, lokale waarden en totale waarden die in Zweden worden gebruikt.

Tabel 34 Marginale schadekosten zoals aangegeven in SIKA (1999)

Vervuilende stof	Marginale sociale kosten (in € ₁₉₉₉) per kilogram		
	regionale schade	lokale schade*	Totaal
NO _x	7,4	0,3 – 2,9	7,8 – 10
PM ₁₀	0	85 – 915	85 – 915
HC	3,6	0,48 – 5,3	4,1 – 8,9
SO ₂	2,1	1,2 – 26	3,3 – 28

- voornamelijk afhankelijk van bevolkingsdichtheid, de figuren weerspiegelen de verschillen tussen Noord-Zweden en het Stockholm stadscentrum.

Ågren, C., 1999, *Getting more for less: an alternative assessment of the NEC Directive, Air pollution and Climate series 13, T&E 99/9, Brussels*

Methode: preventiekostenmethode

Deze studie maakt een kritische beschouwing van IIASA *et al.* (1999a,b). Deze studie geeft geen nieuwe schattingen voor de marginale kosten voor iedere vervuilende stof, maar geeft de (lage) schattingen voor de totale kosten die nodig zijn om de NEC's in de verschillende EU-landen te halen.

We beschrijven de belangrijkste kritiekpunten bij de bespreking van IIASA *et al.* (1999a,b).

IIASA, DNMI and RIVM, 1999a, *Economic evaluation of a directive on National Emission Ceilings for certain atmospheric pollutants: part A, Cost-effectiveness analysis, Laxenburg, Austria/ Oslo, Norway/ Bilthoven, The Netherlands*

⁴¹ De volle titel van deze publicatie is: SIKA, 1999, Översyn av samhällsekonomiska kalyfprinciper och kalkylvärden på transportområdet, SIKA nr. 6, Stockholm

Methode: preventiekosten

Gebruikt model: RAINS (Regional Air pollution Information and Simulation), gericht op NO_x, SO₂, NH₃ en VOC. Voor deze vervuilende stoffen zijn emissiebeheersende maatregelen geïdentificeerd en de kosten hiervan zijn bepaald. Deze kosten bestaan uit investeringsgerelateerde en operationele kosten. Alle investering zijn contant gemaakt met een rentevoet van 4%.

Niet alle emissiebeheersende maatregelen zijn ingebouwd in het model. Alleen de belangrijkste voor de economische activiteiten die de grootste bijdrage hebben. Voor NO_x en VOC zijn alleen de emissiebeheersende maatregelen (en emissies) behandeld die aangrijpen op mobiele bronnen. Het weglaten van de kosten voor stationaire bronnen veroorzaakt onzekerheid in de resultaten.

In de rest van de beschrijving kijken we alleen naar de emissieplafonds van 15 Europese landen (EU-15) en de corresponderende bestrijdingsmaatregelen en kosten. IIASA *et al.* geeft tevens de uitkomsten voor niet-EU-landen in Europa, maar deze uitkomsten zijn niet erg betrouwbaar en komen ook niet voor in de samenvattende tabellen in het rapport.

Er zijn verschillende scenario's gebruikt, met één centraal scenario waarin de emissies van verschillende stoffen overal in de EU als volgt worden gereduceerd:

- NO_x: -55%
- VOC: -60%
- SO₂: -78%

Deze reducties zijn de resultaten van het minimaliseren van de kosten om milieudoelstellingen te bereiken. Deze milieudoelstellingen komen voort uit de verzuring- en ozonblootstellings-strategieën die ook zijn opgenomen in de UN/ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, waar voor alle gebieden een doelstelling van het dichten van 60% van het gat tussen feitelijke en kritische depositie was afgesproken. IIASA (p.96) stelt echter dat de doelstellingen die gesteld worden in dit rapport onvoldoende zijn om in de komende één of twee decennia de lange-termijn milieudoelstellingen overal in Europa te bereiken (the no-damage levels).

Er worden drie scenario's gebruikt:

- 1 Een basis-casus 'centraal' energie scenario, die leidt tot een 9% toename van CO₂-emissies tussen 1990 en 2010.
- 2 Een 'lage CO₂ scenario' die de afspraken gebruikt van het Kyoto Protocol welke neerkomen op een afname van CO₂-reductie van 7% in 2010 in vergelijking tot 1990. Dit leidt tot een reductie van bestrijdingskosten voor NO_x en VOC en aan afname van 28% in alle kosten om de milieudoelstellingen van NH₃, NO_x en VOC in Europa te bereiken.
- 3 Een 'laag NH₃-scenario', die is gebaseerd op een 10%-afname in vee-stapel in heel Europa die volgt uit een verwachte verandering in de Common Agriculture Policy. Deze nieuwe 'basis'-casus, die puur op hypothesen is gebaseerd, resulteert in lagere kosten voor SO₂-maatregelen. De effecten op de kosten van NO_x- en VOC reducerende maatregelen zijn klein.



Tabel 35 Afleiding van de *gemiddelde preventiekosten* IIASA (1999a) in drie scenario's (alle getallen zijn relatief ten opzichte van het referentie-scenario)

	centraal	lage CO ₂	lage NH ₃
NO _x reductie (kton)	927	856	607
HC reductie (kton)	1,547	1,312	1,470
NO _x + HC reductie kosten (M€)	4,508	2,567	5,538
gemiddelde NO _x + HC preventiekosten in €/kg	2.2	1.5	3.3
SO ₂ reductie (kton)	1,050	1,368	827
SO ₂ reductie kosten (M€)	861	994	782
gemiddelde SO ₂ preventiekosten in €/kg	1.0	1.0	1.2

Zoals we genoemd hebben onder het kopje Agren (1999) zijn de resultaten van deze IIASA-studie bekritiseerd. De belangrijkste kritiekpunten zijn:

- Het ambitieniveau is erg laag: Ondanks dat de milieudoelstellingen in het centrale scenario strenger zijn in vergelijking met die in het Gothenburg Protocol, is het ambitieniveau niet voldoende om de doelen van het Vijfde MilieuActieplan te bereiken. Het doel op de lange termijn is dat kritische depositie-niveau's voor zowel menselijke gezondheid als de kwetsbare biodiversiteit nooit overschreden mag worden.
- De kosten om de NECs te bereiken wordt overschat omdat:
 - Het energiescenario dat als input dient voor de toekomstige emissies is niet gebaseerd op het halen van de Kyoto-doelstellingen.
 - De lijst van maatregelen die genomen kunnen worden om de milieudoelstellingen te bereiken bevat alleen maar end-of-pipe maatregelen. Maatregelen die aangrijpen op het omschakelen op een andere brandstof en/of vervoersefficiency worden genegeerd. Deze methode negeert dus de maatregelen die tegen nulkosten genomen kunnen worden.
 - er wordt geen rekening gehouden met technische verbeteringen (zoals goedkopere technologie).

Agren (1999) geeft geen andere gemiddelde preventiekosten schattingen, maar geeft een alternatief energiescenario en de kostenconsequenties hiervan. Deze brengt de CO₂-emissies omlaag met 15% in 2010 in vergelijking met 1990. De totale kosten om de NEC-richtlijnen te halen, dalen in dit scenario van € 7,5, miljard (IIASA, 1999a) tot € 2,7 miljard.

IIASA and AEA Technology, 1999b, Economic evaluation of a directive on National Emission Ceilings for certain atmospheric pollutants: part B, Benefit Analysis, Laxenburg, Austria/ Culham, United Kingdom

Methode: schadekosten

Gebruikt model: ALPHA. Dit model maakt een analyse van de effecten van de vervuulende stoffen zwavel/stikstofoxiden en ozon op de volksgezondheid, materialen, gewassen, bossen, ecosystemen en zichtbaarheid.

Niet alle categorieën zijn tot in detail gekwantificeerd en de auteurs benadrukken dan ook dat de resultaten die in het rapport worden gegeven moeten worden gezien als 'subtotalen'. De emissiereductie van NO_x, SO₂, NH₃ en ozon en de bijbehorende opbrengsten zijn voor verschillende beleidsscenario's berekend.

De scenario's verschillen in de doelstellingen voor de verschillende vervuulende stoffen.

Een groot gedeelte van de opbrengsten komen door een lagere ziekte en sterfte. De uitkomsten zijn daarom sterk afhankelijk van de methode die wordt gebruikt om deze gezondheidseffecten te waarderen. Twee methoden zijn onderzocht in deze studie: de Value of a Statistical Life (VOSL) en de Value of a Life Year lost (VOLY).

Het belangrijkste verschil tussen deze twee benaderingen zit hem in het feit dat in het geval van de VOSL ieder leven tegen dezelfde prijs wordt gewaardeerd en dat in de VOLY-benadering verloren levensjaren voor jonge en voor oude mensen verschillend worden gewaardeerd.

De resultaten voor de verschillende politieke scenario's zijn bijna identiek als wordt gekeken naar de schadekosten per ton NO_x-, SO₂- en NH₃-reductie. We geven daarom in Tabel 36 alleen de gemiddelden voor NO_x en SO₂.

Tabel 36 Marginale schadekosten van NO_x en SO₂ gevonden in IIASA (1999b)

Vervuulende stof	Marginale sociale kosten (in € ₁₉₉₉) per kilogram	
	Lage schatting (VOLY)	Hoge schatting (VOSL)
NO _x	9,4	15
SO ₂	3,5	6,9

Agren (1999) geeft aan dat de volgende voordelen niet zijn gekwantificeerd:

- minder verzuring van bodem en water;
- minder eutrofiëring;
- minder effecten op de biologische diversiteit;
- minder lange-termijn effecten door verminderde bos-opbrengsten;
- gereduceerde directe gezondheidseffecten van NO_x en VOS's;
- minder schade aan historische gebouwen en monumenten.

IIASA, 1999c, Further analysis of scenario results obtained with the RAINS model, Laxenburg, Austria

Methode: preventiekosten

Gebruikt model: RAINS (Regional Air pollution Information and Simulation), gericht op NO_x, SO₂, NH₃ en VOC. Voor deze vervuulende stoffen zijn emissiebeheersende maatregelen geïdentificeerd en de kosten hiervan zijn bepaald. Deze kosten bestaan uit investeringsgerelateerde en operationele kosten. Alle investering zijn contant gemaakt met een rentevoet van 4%.

Dit rapport geeft voor ieder land de marginale sociale kosten om de milieudoelstellingen van verzuring en ozon op grondniveau te bereiken zoals gesteld in het Seventh Interim Report tot the European Commission. Deze doelstellingen zijn voor de gehele EU als volgt:

- NO_x -55%
- VOC: -60%
- SO₂: -78%

De marginale preventiekosten kunnen tussen de verschillende landen sterk variëren (ieder land heeft zijn eigen specifieke doelstellingen) en tussen



economische sector. In Tabel 37 presenteren we twee resultaten: 'gemiddelde' marginale preventiekosten en een spreiding van waarden van marginale preventiekosten. In beide gevallen zijn de hoogste preventiekosten over de economische sectoren als referentie genomen. De gepresenteerde spreiding is de spreiding van deze marginale kosten van alle landen; de 'gemiddelde' waarden zijn de gemiddelden van alle landen.

IIASA geeft in Tabel 37 van het rapport de volgende marginale preventiekosten.

Tabel 37 Marginale preventiekosten volgens IIASA (1999c)

stof	Marginale sociale kosten (in € ₁₉₉₉) per kg	
	Average over all countries	Spreiding per land over alle sectoren
NO _x	4,7	0 – 13
VOC	4,6	0 – 11
SO ₂	1,5	0 – 5,0

IVM 1999, Monetising the benefits of environmental policy: an exploratory investigation ['Monetarisering van baten van milieubeleid: een verkennend onderzoek'], Kuik, O.J., C. Dorland, and H.M.A. Jansen, Institute for Environmental Studies (IVM), Amsterdam, 1999

Methode: schadekosten

Dit literatuuronderzoek poogt een schatting te maken van de positieve effecten van de milieubeleid van Nederland. In de meeste gevallen zijn deze schattingen gemaakt op basis van Europese (ExternE) dosis-effectrelaties en andere onderliggende gegevens.

De volgende categorieën zijn in beschouwing genomen:

- klimaatverandering;
- menselijke gezondheid;
- materiële schade;
- landbouwschade;
- natuur en biodiversiteit.

De emissies die zijn meegenomen zijn PM₁₀, PM_{2,5}, NO_x en CO₂. De effecten van deze emissies op bovenstaande categorieën zijn bepaald en financieel gewaardeerd. De auteurs onderscheidden 'hoge bronnen' en 'lage bronnen'. De meeste industriële bronnen worden beschouwd als 'hoge bronnen', terwijl transport wordt gerekend tot 'lage bronnen'.

De auteurs stellen tevens dat het effect van een vervuilende stof sterk verschilt per locatie. Zelfs voor een klein land als Nederland is er een factor 10 verschil tussen hoge en lage schattingen. De auteurs geven echter alleen de waarde voor een gemiddelde locatie. Voor de 'hoge bronnen' is deze gemiddelde locatie Amsterdam. Voor de 'lage bronnen' is om de gemiddelde locatie te bepalen het gemiddelde van de emissies op verschillende locaties in Nederland bepaald.

Het onderscheid tussen 'hoge' en 'lage' bronnen wordt in de resultaten als volgt gemaakt: voor lage bronnen, hoofdzakelijk verkeer, is voor de deeltjes-emissie gekozen voor de emissies van deeltjes met een diameter kleiner dan 2,5 micron (PM_{2,5}). Voor hoge bronnen bestaat de deeltjes-emissie voornamelijk uit deeltjes met een diameter kleiner dan 10 micron (PM₁₀).

De resulterende marginale sociale kosten die zijn gevonden in IVM (1999) zijn gepresenteerd in Tabel 38.

Tabel 38 Marginale schadekosten gevonden in IVM (1999)

stof	Marginale sociale kosten (in € ₁₉₉₉) per kilogram	
	gemiddelde schatting	spreiding
NO _x (via nitraat)	2,9	0,4 – 21
NO _x (via ozon)	1,6	0,2 – 11
NO _x (totaal)	4,4	0,6 – 32
PM ₁₀ ('hoge bron')	12	1,6 – 85
PM _{2,5} ('lage bron')	130	18 – 942

De belangrijkste baten van milieubeleid zijn de voordelen op de menselijke gezondheid. Deze voordelen kunnen met verschillende methoden financieel worden gewaardeerd. In de bovenstaande tabel is de gemiddelde schatting en de daarbij behorende spreiding bepaald door voor het risico van voortijdige sterfte een vast geldbedrag te nemen. Deze is gesteld op k€ 150 voor één jaar leeftijdsvermindering bij acute sterfte en k€ 50 voor één jaar leeftijdsvermindering voor chronische sterfte.

De auteurs merken op dat de gegeven spreiding de onzekerheden weerspiegelen van de atmosferische verspreiding, aantallen blootgestelde en de dosis-effectrelaties. De auteurs hebben ook hun schattingen vergeleken met internationale studies⁴² die gaan over de vermeden schade door milieubescherming en de auteurs concluderen het volgende:

- de gemiddelde schattingen voor PM₁₀ en NO_x zijn gelijk aan die uit internationale studies;
- de gemiddelde schatting voor PM_{2,5} ligt dicht bij de bovenste grens van de schattingen die zijn gevonden in de internationale literatuur. Dit is voornamelijk het gevolg van het feit dat in de andere studies de dosis-effectrelaties voor 'lage bronnen', en dus voor PM_{2,5} niet op hetzelfde detailniveau zijn gemodelleerd als in Kuik *et al.*

ECMT, 1998, Policies for internalisation of external costs, ECMT/OECD. Paris, France

Deze studie leunt zwaar op CE (1994) en CE (1997) en wordt daarom in deze studie niet verder uitgewerkt.

Delucchi. M.A. 1996-1998, Report series 'The annualized social cost of motor-vehicle use in the United States based on 1990-1991 data', University of California, Institute of Transportation Studies, 1996-1998

- 1998, de geactualiseerde sociale kosten van motor-voertuig-gebruik in de Verenigde Staten 1990-1991, samenvatting van de theorie, methoden en resultaten; Report #1 van een serie, juni 1998.
- 1997, de financiële waardering van niet in geld waardeerbare externe effecten. Rapport #9 van een serie, juni 1998.

IWW et al., 1998, Entwicklung eines Verfahrens zur Aufstellung umweltorientierter Fernverkehrskonzepte als Beitrag zur Bundesverkehrswegeplanung, Karlsruhe, Germany

⁴² De meeste bronnen die worden aangewend worden elders in deze studie behandeld.



Methode: schadekosten

Deze studie gaat in op schade die wordt veroorzaakt door NO_x, VOS en dieseldeeltjes.

De volgende schadecategorieën voor Duitsland in 2010 zijn behandeld:

- gezondheid;
- materialen en gebouwen;
- bossen;
- gewassen en dieren.

Tabel 39 Schattingen van gemiddelde schadekosten van vervuilende stoffen in Duitsland in 2010, volgens IWW *et al.* (1998)

vervuilende stof	Gemiddelde sociale kosten (in € ₁₉₉₉) per kg		
	Totaal	waarvan gezondheid	waarvan gewassen
NO _x (via ozon)	0,23	0,16	0,07
HC (via ozon)	0,30	0,20	0,1
Diesel deeltjes*	37 (in stedelijke gebieden)	-	-

- Gebaseerd op Planco, Berücksichtigung wissenschaftlicher Erkenntnisfortschritte im Umweltschutz für die Bundesverkehrswegeplanung (BVWP, Schlussbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, 1995)

De studie geeft geen indicatie voor het gebruikte basisjaar, maar de resultaten suggereren dat alle geldwaarden in DM₁₉₉₅ zijn en de wisselkoers van de ECU die is gebruikt in het rapport 1,85 DM tegen 1 ECU is. Deze waarden hebben we ook gebruikt en gecorrigeerd voor ontwikkelingen in het CPI tussen 1995 en 1999.

De gepresenteerde schattingen kunnen worden gebruikt als onderste waarden voor de marginale schade per kg, omdat:

- Niet alle effectcategorieën zijn financieel gewaardeerd; alleen de acute gezondheidsschade en schade aan gewassen zijn meegenomen.
- De waarden zijn gemiddelde schadekosten in plaats van marginale schadekosten.

CE 1997, *Optimizing the fuel mix for road transport*, Dings, J.M.W. et al., Delft, May 1997

Dient als basis voor CE(2000), zie daarom CE (2000).

IPCC, 1996, *Climate change 1995: economic and social dimensions of climate change, contribution of Working group III to the second assessment report of IPCC, UNEP/ WMO*

Overzicht van verschillende schade-schattingen: De sociale kosten van luchtverontreiniging worden in dit model genoemd als tweede-orde effecten van de reductie van CO₂. Dit zijn de volgende waarden.

Tabel 40 Schatting van marginale schadekosten van vervuilende stoffen in IPCC (1996)

Pollutant	Marginale sociale kosten (in € ₁₉₉₉) per kilogram				
	VK	UN ECE*	Noorwegen	VS	VS
bron:	Pearce (1994)	Pearce (1994)	Alfsen et al. (1992)	Ottinger et al. (1990)	Scheraga and Leary (1994)
NO _x	0,2	0,7	2,2 – 44	2,8	0,1 – 1,4
deeltjes	30	30	2,9 – 39	3,8	0,5 – 16
SO ₂	0,5	0,9	0,7 – 11	6,7	0,4 – 2,6

Schade in West- en Oost Europa door een ton emissies uit het Verenigd Koninkrijk, inclusief het Verenigde Koninkrijk (UN ECE-gebied)

ITS 1996, *The full costs of intercity transportation, a comparison of high-speed rail, air and highway transportation in California*, Levinson, D. et al., Institute of Transportation Studies, Berkely, 1996

Deze studie gebruikt schattingen voor gezondheidskosten van diverse bronnen uit 1977 tot 1990. Deze studie wordt niet beschouwd omdat de studie geen recente gegevens gebruikt.

IWW/Infras, 1995, *External effects of transport*, UIC, Karlsruhe/Zürich/Paris

We gaan niet in detail in op deze studie, omdat het een vergelijkbare studie is als de studie die is afgerond in 2000. We gebruiken daarom de update van 2000 (zie ook Infras/IWW, 2000).

Bleijenberg, A.N., Van den Berg, W.J. and G. de Wit, 1994, *The social costs of traffic, literature overview*, CE, Delft

Methode: literatuurstudie.

Deze studie biedt een uitgebreide studie over de bestaande literatuur over de financiële waardering van de externe effecten die samenhangen met transport. De literatuur behandelt WTP-studies, schadekosten-schattingen en preventiekosten-schattingen.

Tabel 41 Samenvatting van de resultaten van Bleijenberg et al (1994)

Vervuilende stof	Marginale sociale kosten in € ₁₉₉₉ per kilogram		
	Laag	Middel	hoog
NO _x	1,0	5,0	6,4
HC	1,9	5,0	7,3
SO ₂	0,43	1,0	3,7



De volgende studies zijn in dit literatuuronderzoek onder de loep genomen:

- Grupp, 1986;
- Quinet, 1990;
- Dogs and Platz, 1990;
- Klaasen, 1992;
- Teufel et al., 1993;
- Kågeson, 1993;
- Neuenschwander et al., 1992;
- Maibach et al., 1992.

We hebben deze bronnen niet apart geanalyseerd behalve de studie van Kågeson (1993).

Pearce, D.W., 1994, *Costing the environmental damage from energy production, mimeo, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University College London and University East Anglia, Norwich*

Deze studie is ook meegenomen in de literatuurstudie van IPCC (1996). We laten daarom de resultaten niet apart zien.

Scheraga, J.D. and N.A. Leary, 1994, *Costs and side benefits of using energy taxes to mitigate global climate change, in: Proceedings of the 86th Annual Conference, National Tax Association, Washington DC, USA*

Deze studie is ook meegenomen in de literatuurstudie van IPCC (1996). We laten daarom de resultaten niet apart zien.

Teufel, D., P. Bauer, G. Bekez, E. Gauch, S. Yäkel, T. Wagner, 1993, *Ökologische und soziale Kosten der Umweltbelastung in der Bundesrepublik Deutschland, Umwelt un Prognose Institut, Heidelberg, Germany*

Deze studie is ook meegenomen in de literatuurstudie van Bleijenberg *Et al.* (1994). We laten daarom de resultaten niet apart zien.

Kågeson, P., 1993, *Getting the prices right, European Federation for Transport and the Environment*

Methode: preventiekosten

Milieudoelstellingen voor SO₂ en NO_x zijn vastgesteld, uitgedrukt in emissie-reductie in 2000 ten opzichte van het niveau in 1985. De doelstellingen zijn verschillend voor de verschillende Europese landen en voor ieder land is er een hoge en een lage schatting gemaakt.

IIASA heeft nationale preventiekostencurven gemaakt en de bijbehorende schattingen voor de marginale sociale kosten van SO₂ en NO_x. De volgende tabel geeft de resultaten voor beide vervuilende stoffen en de verschillende doelstellingen.

Tabel 42 Marginale preventie-kosten volgens Kågeson (1993)

stof	Marginale sociale kosten (in € ₁₉₉₉) per kilogram		
	Doelstelling (relatief tov 1985)	Gemiddelde waarde	Spreiding
NO _x (inclusief ozon)	- 50%	4,8	3,2 - 6,4
SO ₂	- 60%	1,6	0,47 - 3,9
SO ₂	- 80%	3,2	0,47 - 21 1,2 - 5,8 ⁴³

Noot: de waarden in het rapport zijn in DM₁₉₈₅; om te komen tot €₁₉₉₉ hebben we de volgende omrekenfactoren gebruikt: 1 DM₁₉₈₅ is gelijk aan 1,2 DM₁₉₉₃, wisselkoers in 1993 is 1 € = 2 DM en uiteindelijk hebben we de CPI gebruikt om te komen tot €₁₉₉₃ tot €₁₉₉₉.

Kågeson vermeldt ook dat de marginale sociale kosten van NO_x ook toepasbaar is voor VOS. Het IIASA model is niet geschikt om doelstellingen voor VOS apart te beschouwen en hiermee de bestrijdingskostencurve te maken. Om deze reden stelt Kågeson voor om de waarde gevonden voor NO_x eveneens te gebruiken voor VOS.

Alfsen, K.H., A. Brendemoen and S. Glomsrød, 1992, Benefits of climate policies: some tentative calculations, Discussion paper no. 69, Norwegian Central Bureau of Statistics, Oslo, Norway

Deze studie is ook meegenomen in de literatuurstudie van IPCC (1996). We laten daarom de resultaten niet apart zien.

Klaassen, G., 1992, Marginal and average costs of reducing nitrogen oxides and sulfur dioxide emissions in Europe – A contribution to internalizing the social costs of transport, T&E, Brussels, Belgium

Deze studie is ook meegenomen in de literatuurstudie van Bleijenberg *Et al.* (1994). We laten daarom de resultaten niet apart zien.

Maibach, M., R. Iten and S. Mauch, 1992, Internalisieren des Externen Kosten des Verkehrs, Fallbeispiel Agglomeration Zürich, INFRAS, Zürich, Switzerland

Deze studie is ook meegenomen in de literatuurstudie van Bleijenberg *Et al.* (1994). We laten daarom de resultaten niet apart zien.

Neuenschwander, R., and F. Walter, 1992, External costs of transport: an overview, Ecoplan, Bern, Austria

Deze studie is ook meegenomen in de literatuurstudie van Bleijenberg *Et al.* (1994). We laten daarom de resultaten niet apart zien.

⁴³ Range excluding the extreme cases of Germany (€ 0,47 per kg) and Sweden (€ 21 per kg).



Umwelt Bundesamt, 1991, Advantages of environmental protection/ Costs of environmental pollution: an overview of the research programme Costs of environmental pollution/ Advantages of environmental protection, UBA, Berlin, Germany

Dit setje sheets geeft een overzicht van de verschillende kosten (van milieuvervuiling) en opbrengsten (van milieubescherming) in Duitsland. Categorieën als menselijke gezondheid, uitwerking op de biodiversiteit en materiële schade zijn meegenomen, maar de kosten en opbrengsten zijn niet gerelateerd naar eenheden van vervuiling. Om deze reden is deze studie niet relevant

Dogs, E. and H. Platz, 1990, Externe Kosten des Verkehrs, PLANCO Consulting – GmbH, Essen, Germany

Deze studie is ook meegenomen in de literatuurstudie van Bleijenberg *Et al.* (1994). We laten daarom de resultaten niet apart zien.

Ottinger, R.L., D.R. Wooley, N.A. Robinson, D.R. Hodas and S.E. Babb, 1990, Environmental costs of electricity, Pace University Center for Environmental and Legal Studies, Oceana Publications, New York, USA

Deze studie is ook meegenomen in de literatuurstudie van IPCC (1996). We laten daarom de resultaten niet apart zien.

Quinet, E., 1990, The social costs of land transport, OECD, Paris

Deze studie is ook meegenomen in de literatuurstudie van Bleijenberg *Et al.* (1994). We laten daarom de resultaten niet apart zien.

Grupp, H., 1986, Die sozialen Kosten des Verkehrs, in: Verkehr und Technik, 1986/9, nr. 10

Deze studie is ook meegenomen in de literatuurstudie van Bleijenberg *Et al.* (1994). We laten daarom de resultaten niet apart zien.



J Waardering van CO₂-emissie

J.1 Waardering van CO₂

De belangrijkste gebruikte methoden om schaduwrijzen te bepalen voor kooldioxide (CO₂) zijn directe schadewaardering en de preventiekostenmethode.

Gezien de grote onzekerheid in de effecten van het versterkte broeikaseffect, waaraan de emissie van CO₂ bijdraagt, zijn ook directe schadewaarderingstudies met grote onzekerheden en p.m.-posten omgeven. Deze onzekerheid wordt soms verbloemd door het feit dat vele studies resultaten opleveren in dezelfde orde van grootte. Reden hiervan is slechts dat de studies dezelfde veronderstellingen hanteren. Wij illustreren de noodzaak om zorgvuldig om te gaan met directe schadewaarderingstudies aan de hand van het volgende voorbeeld. In vele studies (waaronder de gezaghebbende studie van Nordhaus, 1991) wordt het maximale welvaartsverlies ten gevolge van schade aan de landbouw door het versterkte broeikaseffect geschat op 3% van het wereld-BNP, aangezien dit ook de bijdrage is van de landbouw aan het wereld-BNP. Dat een dergelijke raming ten onrechte hogere orde-effecten bij een wegvallen van de landbouw verwaarloost, zal evident zijn. Hoe zou een wereld(economie) kunnen draaien zonder voedsel? Het genoemde voorbeeld is echter illustratief voor de grote onzekerheden in directe schadewaarderingen in het geval van de uitstoot van broeikasgassen, zoals CO₂.

Preventiekostenmethode

Wij nemen daarom in deze studie de preventiekostenmethode, waarbij de schaduwprijs voor CO₂ wordt afgeleid uit de kosten die moeten worden gemaakt om te voldoen aan de overheidsdoelstellingen. Wij gaan er hierbij vanuit dat de doelstelling een juiste weerspiegeling is van zowel de thans beschikbare kennis over risico's en schade van klimaatverandering⁴⁴ en de maatschappelijke bereidheid om kosten te maken om de risico's te verminderen. De overheidsdoelstelling en de kosten die daarvoor worden gemaakt, geven daarmee naar ons inzicht de meest betrouwbare indicatie van de maatschappelijke kosten van de uitstoot van CO₂.

Dat de preventiekostenmethode met name in het geval van CO₂-emissies tot zinvolle resultaten leidt, is als volgt te beredeneren. De Nederlandse regering heeft volgens de Kyoto-onderhandelingen en de verdeling van verplichtingen binnen de EU als doel de emissie van broeikasgassen in de periode tot 2008-2012 met 6% ten opzichte van 1990 te reduceren. Deze verplichting is hard en onafhankelijk van mogelijke groei van sectoren of andere (on)voorzien omstandigheden. Deze situatie impliceert dat de marginale maatschappelijke kosten van extra CO₂-emissie niet worden bepaald door extra optredende (ecologische) schade. De doelstelling en daarmee de getolereerde ecologische schade staan immers vast. De extra maatschappelijke kosten worden daarentegen bepaald door de kosten die optreden doordat in de samenleving extra emissiereducerende maatregelen moeten worden getroffen.

⁴⁴ Hierbij is ook rekening gehouden met informatie over mogelijke baten van klimaatverandering, zoals de mogelijk gunstigere omstandigheden voor landbouw in momenteel koude gebieden.

Hoe hoog zijn deze kosten?

Onlangs heeft de regering in de Uitvoeringsnota Klimaatverandering een basispakket maatregelen voorgesteld waarmee de Kyoto-doelstelling kan worden behaald. Ook is een aanvullend pakket maatregelen voorgesteld, dat wordt ingezet indien de doelstelling dreigt niet te worden gehaald. Indien de pakketten aan maatregelen kosteneffectief zijn vormgegeven – dat wil zeggen goedkope maatregelen het eerst -, zou de duurste maatregel uit het basispakket ongeveer gelijk in prijs (in € per vermeden kilo CO₂) moeten zijn aan de goedkoopste maatregel uit het aanvullende pakket. De marginale maatschappelijke kosten van extra CO₂-emissie zouden dan gelijk zijn aan deze prijs van de goedkoopste maatregel in het aanvullende pakket. Extra emissies leiden immers tot de inzet van maatregelen uit het aanvullende pakket en minder emissies tot het achterwege laten van maatregelen uit het basispakket. Probleem is echter dat ook andere overwegingen dan kosteneffectiviteit aan de maatregelenpakketten ten grondslag liggen, zoals een spreiding over de doelgroepen. Vandaar dat de duurste maatregel uit het basispakket circa € 85 per ton vermeden CO₂ kost en de goedkoopste maatregel uit het reservepakket circa € 15 per ton vermeden CO₂ (ECN, 1998). Het gehele pakket aan maatregelen uit de Uitvoeringsnota Klimaatverandering in ogenschouw nemend, lijkt ons een schaduwprijs voor CO₂ van circa € 50 resp. € 100 en € 30 goede uitgangspunten voor de midden-variant resp. de hoge en lage variant voor waardering van CO₂.

