

INTERNALISERING VAN EXTERNE KOSTEN VOOR DE PRODUCTIE EN DE VERDELING VAN ELEKTRICITEIT IN VLAANDEREN

Rudi Torfs, Leo De Nocker, Liesbeth Schrooten, Kristien Aernouts, Inge Liekens

Vito
Integrale Milieustudies
Boeretang 200, 2400 Mol

**Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse
Milieumaatschappij, MIRA**

MIRA/2005/02

April 2005



Dit rapport verschijnt in de reeks MIRA Ondersteunend Onderzoek van de Vlaamse Milieumaatschappij. Deze reeks bevat resultaten van onderzoek gericht op de wetenschappelijke onderbouwing van het Milieu- en natuurrapport Vlaanderen.

Dit rapport is ook beschikbaar via www.milieurapport.be of via www.vmm.be/mira

Contactadres:

Vlaamse Milieumaatschappij – MIRA
Van Benedenlaan 34
2800 Mechelen
tel. 015 45 14 66
mira@vmm.be

Wijze van citeren:

Torfs R., De Nocker L., Schrooten L., Aernouts K., Liekens I. (2005), Internalisering van externe kosten voor de productie en de verdeling van elektriciteit in Vlaanderen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2005/02, Vito.

INHOUDSTAFEL

SAMENVATTING.....	8
INLEIDING.....	8
EXTERNE KOSTEN VAN ELEKTRICITEITSPRODUCTIE	8
PRIJZEN EN TAKSEN VAN ENERGIEGEBRUIK	12
VERGELIJKING VAN EXTERNE KOSTEN EN BELASTINGEN.....	15
CONCLUSIE.....	18
1. INLEIDING	21
1.1. HET BEGRIIP EXTERNE KOSTEN	22
1.2. DEFINITIES.....	24
1.3. TOEPASSING.....	25
2. OVERZICHT VAN DE ELEKTRICITEITSPRODUCTIE IN VLAANDEREN.	27
3. DE EXTERNE KOSTEN VAN ELEKTRICITEITSPRODUCTIE.....	31
3.1. DE EXTERNE METHODE	31
3.2. DE EMISSIE VAN KLASSIEKE POLLUENTEN.	35
3.2.1 De brandstofketen.....	36
3.2.2 De productiefase.....	36
3.2.3 De infrastructuur.....	37
3.3. DE EMISSIE VAN RADIOACTIEVE STOFFEN.....	37
3.4. DE EMISSIE VAN BROEIKASGASSEN	38
3.5. HINDER	39
3.6. ONGEVALLEN.....	40
3.7. OVERZICHT VAN DE EXTERNE KOSTEN	42
3.8. VERGELIJKING MET EXTERNE KOSTEN IN DE EU.	48
4. KOSTEN VAN ENERGIEPRODUCTIE	50
5. PRIJZEN EN TAKSEN VAN ENERGIEGEBRUIK.....	52
5.1. DOELSTELLING EN AFBAKENING ONDERZOEKSVELD	52
5.2. SAMENSTELLING VAN DE PRIJZEN VAN ELEKTRICITEIT	52
5.2.1 Organisatie van productie en verdeling van elektriciteit.....	53
5.2.2 Regulering van verdeling van elektriciteit.....	54
5.2.3 De opbouw van de prijs van elektriciteit	56
5.2.4 De invloed van energie- en milieubeleid op de prijzen van elektriciteit: algemeen.....	57
5.2.5 Effecten op de elektriciteitsprijzen, exclusief taksen.....	58
5.2.6 Heffingen en taksen op elektriciteit.....	65
5.3. OVERZICHT EVOLUTIE VAN PRIJZEN EN TAKSEN VAN ELEKTRICITEIT	68
5.3.1 De methode.....	68
5.3.2 Evolutie van prijzen en taksen.	69
5.3.3 Vergelijking met taksen en prijzen in Europa.....	72
6. VERGELIJKING EXTERNE KOSTEN MET TAKSEN OP ELEKTRICITEIT.....	77
6.1. DENKKADER EN METHODE.....	77
6.1.1 Welke taksen moeten we meenemen in de vergelijking.	77
6.1.2 Moeten we BTW meenemen voor de vergelijking?	77
6.1.3 Kosten van certificaten, quota's of maatregelen?	79
6.1.4 Relatief belang van de onzekerheden en spreiding op gemiddelden.	83
6.2. VERGELIJKING VAN EXTERNE KOSTEN EN TAKSEN.	84
6.2.1 Aannames.....	84
6.2.2 Algemeen beeld van de evolutie van externe kosten en belastingen.....	84
6.2.3 Vergelijking voor consumenten laagspanning, dag- en nachttarief.....	85
6.2.4 Vergelijking voor consumenten midden en hoogspanning.	86
6.3. BESLUITEN.....	91
6.3.1 Externe kosten dalen maar zijn niet geïnternaliseerd.....	91

6.3.2 *De nieuwe economische instrumenten zorgen niet voor internalisering* 92

7. REFERENTIES..... **94**

WOORDENLIJST

BIJLAGEN:

BIJLAGE A: GEBRUIKTE BLOOSTELLINGSEFFECTRELATIES EN MONETAIRE WAARDERING

BIJLAGE B: MARGINALE EXTERNE KOSTEN VAN CO₂ – EEN OVERZICHT VAN DE EVOLUTIE IN EXTERNE

BIJLAGE C: EXTERNE KOSTEN VAN HERNIEUWBARE BRONNEN

BIJLAGE D: AANNAMES BIJ WKK, AFVAL EN BIOMASSA

BIJLAGE E: SCHADE AAN GEWASSEN EN MATERIALEN

FIGUREN

FIGUUR 1: STROOMSCHEMA VOOR DE PRODUCTIE EN CONSUMPTIE VAN ELEKTRICITEIT.....	22
FIGUUR 2: EVOLUTIE VAN DE ELEKTRICITEITSPRODUCTIE PER TECHNOLOGIE/BRANDSTOF COMBINATIE.....	29
FIGUUR 3: EXTERNE METHODE: DE 'ROUTE EFFECT BENADERING'.....	32
FIGUUR 4: OVERZICHT VAN STUDIES OVER DE SCHADEKOSTEN VAN NUCLEAIRE ONGEVALLEN.(BRON: EC, 1995, MARKANDYA, 1998 EN HIRSCHBERG, 1998 EN REFERENTIES HIERIN).....	41
FIGUUR 5: INDICATIEVE WAARDEN VOOR DE MILIEUSCHADEKOSTEN VOOR ELEKTRICITEITSPRODUCTIE PER TECHNOLOGIE EN BRANDSTOF COMBINATIE (VLAANDEREN, 2002).....	FOUT! BLADWIJZER NIET GEDEFINIEERD.
FIGUUR 6: EVOLUTIE VAN DE EXTERNE KOSTEN PER POLLUENT EN IMPACTCATEGORIE OVER VERSCHILLENDE JAREN VOOR VERSCHILLENDE TYPE CENTRALES.....	45
FIGUUR 7: EVOLUTIE VAN DE TOTALE EXTERNE KOSTEN OVER VERSCHILLENDE JAREN VOOR VERSCHILLENDE TYPE CENTRALES.....	46
FIGUUR 8: DE GEVOELIGHEID VAN DE EXTERNE KOSTEN VOOR DE PRODUCTIETECHNOLOGIEËN OP FOSSIELE BRANDSTOFFEN AAN DE EXTERNE KOSTEN VOOR BROEIKASGASEMISSIES (2002).....	47
FIGUUR 9: RELATIEVE EVOLUTIE VAN STROOMPRODUCTIE EN EXTERNE KOSTEN.....	48
FIGUUR 10: EEN VERGELIJKING VAN INTERNE EN EXTERNE KOSTEN VOOR ELEKTRICITEITSPRODUCTIE.....	51
FIGUUR 11: OVERZICHT VAN ACTOREN VOOR PRODUCTIE EN VERDELING ELEKTRICITEIT.....	54
FIGUUR 12: OVERZICHT VAN DE INZET ECONOMISCHE INSTRUMENTEN VOOR PRODUCTIE EN VERDELING VAN ELEKTRICITEIT.....	59
FIGUUR 13: OVERZICHT VAN DE EVOLUTIE VAN DE NAAKTE CONSUMPTIEPRIJZEN, BIJKOMENDE TAKSEN EN BTW VOOR LAAGSPANNING (DAGTARIEF) EN MIDDEN EN HOOGSPANNING (GEMIDDELDE).....	70
FIGUUR 14: ILLUSTRATIE VAN HET ECONOMISCH OPTIMUM VOOR EMISSIEREDUCTIE, BIJ DREMPEL VOOR MILIEUSCHADEKOSTEN.....	80
FIGUUR 15: OVERZICHT VAN DE EVOLUTIE VAN DE NAAKTE CONSUMPTIEPRIJZEN, MET MILIEUSCHADEKOSTEN ZONDER DREMPEL.....	81
<i>FIGUUR 16: EVOLUTIE EXTERNE KOSTEN VAN ELEKTRICITEIT (PRODUCTIEMIX) IN VERGELIJKING MET PRIJZEN (DAGTARIEF EN BELASTINGEN).....</i>	<i>87</i>
<i>FIGUUR 17: EVOLUTIE EXTERNE KOSTEN VAN ELEKTRICITEIT (PRODUCTIEMIX) IN VERGELIJKING MET PRIJZEN (NACHTTARIEF EN DALUREN) EN BELASTINGEN.....</i>	<i>88</i>
<i>FIGUUR 18: EVOLUTIE EXTERNE KOSTEN VAN ELEKTRICITEIT (PRODUCTIEMIX) IN VERGELIJKING MET PRIJZEN (DAGTARIEF) EN BELASTINGEN (RUIME DEFINITIE).....</i>	<i>89</i>
<i>FIGUUR 19 EVOLUTIE EXTERNE KOSTEN VAN ELEKTRICITEIT (PRODUCTIEMIX) IN VERGELIJKING MET PRIJZEN (NACHT-, DALURENTARIEF) EN BELASTINGEN (RUIME DEFINITIE).....</i>	<i>90</i>

TABELLEN

TABEL 1: EVOLUTIE VAN DE TOTALE NETTO ENERGIEPRODUCTIE IN VLAANDEREN (TWH/JAAR).....	27
TABEL 2: AANDEEL VAN DE VERSCHILLENDE TECHNOLOGIE/BRANDSTOF COMBINATIES IN DE TOTALE ELEKTRICITEITSPRODUCTIE.....	28
TABEL 3: IMPORT EN EXPORT VAN ELEKTRICITEIT (IN TWH/JAAR).....	30
TABEL 4: DE VERSCHILLENDE IMPACTS PER ENERGIEDRAGER.....	33
TABEL 5: EEN OVERZICHT VAN DE BELANGRIJKSTE POLLUENTEN EN IMPACTS.....	33
TABEL 6: EVOLUTIE VAN DE EXTERNE KOSTEN METHODE, AAN DE HAND VAN DE EXTERNE KOSTEN PER TON EMISSIE.....	34
TABEL 7: VERDELING VAN DE EXTERNE KOSTEN VOOR EMISSIES VAN NOX, SO2 EN DEELTJES UIT HOGE SCHOUWEN IN VLAANDEREN.....	35
TABEL 8: PERCENTAGE VAN DE TOTALE NETTO PRODUCTIE VAN ELEKTRICITEIT WAARVOOR GEEN MILIEUSCHADEKOSTEN KUNNEN BEREKEND WORDEN.....	37
TABEL 9 : DE BIJDRAGE IN % PER SV EFFECTIEVE DOSIS VOOR EFFECTEN BIJ LAGE DOSISSEN EN LAGE DOSISTEMPO'S.....	38
TABEL 10: OVERZICHT VAN DE EXTERNE KOSTEN VAN ONGEVALLEN (EURO/MWH).....	40
TABEL 11: EXTERNE KOSTEN VOOR VERSCHILLENDE TECHNOLOGIEËN, KENGETALLEN VOOR 2002 IN EURO/MWH.....	43
TABEL 12: OVERZICHT EXTERNE KOSTEN OVER VERSCHILLENDE JAREN.....	45
TABEL 13: EXTERNE KOSTEN VAN ELEKTRICITEITSPRODUCTIE. EEN VERGELIJKING MET CIJFERS VAN HET EUROPESE MILIEUAGENTSCHAP (EURO/MWH).....	49
TABEL 14: INSCHATTING VAN DE PRODUCTIEKOSTEN(EURO/MWH).....	50
TABEL 15: MINIMUMPRIJS VOOR GROENE STROOMCERTIFICATEN (EURO/MWH).....	62

TABEL 16: OVERZICHT VAN TAKSEN OP ELEKTRICITEIT IN VLAANDEREN.....	66
TABEL 17: OVERZICHT VAN EVOLUTIE TAKSEN EN BTW OP ELEKTRICITEIT IN VLAANDEREN, EN VAN HUN AANDEEL IN DE TOTALE PRIJS VAN ELEKTRICITEIT (IN %) VOOR HUISHOUDENS EN INDUSTRIE.....	71
TABEL 18 : OVERZICHT EN VERGELIJKING VAN PRIJZEN EN TAKEN EN BTW IN EUROPA, VOOR HUISHOUDENS. (2002).....	75
TABEL 19 : OVERZICHT EN VERGELIJKING VAN PRIJZEN EN TAKEN EN BTW IN EUROPA, VOOR INDUSTRIE. (2002).....	76
TABEL 20: OVERZICHT VAN DE GEBRUIKTE GEZONDHEIDSFUNCTIES VOOR FIJN STOF (PM ₁₀).....	100
TABEL 21: ACUTE EFFECTEN VAN PM ₁₀ : VERHOOGD RISICO OP RESPIRATOIRE HOSPITAALOPNAMES BIJ TOENAME VAN 10 µG/M ³ PM ₁₀	104
TABEL 22: EFFECTEN BIJ ASTMATISCHE KINDEREN.....	105
TABEL 23: TOENAME IN DE PREVALENTIE VAN ACUTE BRONCHITIS BIJ KINDEREN.....	105
TABEL 24: MARGINALE EXTERNE KOSTEN VOOR BROEIKASGASSEN. ^A	111
TABEL 25: EMISSIES BIJ LCA WINDTURBINE EN HIERAAN GEKOPPELDE EXTERNE KOSTEN.....	114
TABEL 26: DE EXTERNE KOSTEN VAN WINDENERGIE.....	117
TABEL 27: EMISSIES BIJ LCA PV EN HIERAAN GEKOPPELDE EXTERNE KOSTEN.....	118
TABEL 28: INVENTARIS KLEINSCHALIGE WATERKRACHTCENTRALES.....	119
TABEL 29: EMISSIES LCA WATERKRACHT EN BEREKENDE EXTERNE KOSTEN.....	119
TABEL 30: EXTERNE KOSTEN KLEINSCHALIGE WATERKRACHTCENTRALES.....	120

Woord vooraf

In opdracht van de Vlaamse Regering dient VMM de milieurapportering tot stand te brengen in rapporten toegankelijk voor een breed, geïnteresseerd publiek. De rapporten moeten de wetenschappelijke basis voor het gewestelijke milieubeleid bieden; ze moeten het maatschappelijk draagvlak voor dit milieubeleid versterken, en ze moeten in overeenstemming zijn met de internationale standaarden inzake milieukennis. Deze studie past binnen de doelstelling van de milieurapportering van de Vlaamse overheid (MIRA), om op elk niveau van de milieuverstoringsketen (DPSI-R) indicatoren te definiëren voor de evaluatie van het beleid. Externe kosten passen in de categorie impactindicatoren.

In dit rapport worden de externe kosten voor elektriciteitsproductie en –distributie in Vlaanderen uitgewerkt, en getoetst aan prijzen en taksen voor elektriciteitsverbruik. We gaan na of deze externe kosten afnemen in de tijd en of deze vermindering dan gepaard gaat met een internalisering ervan in de prijs voor de gebruiker via taksen, heffingen of via andere economische instrumenten. De externe kosten omvatten in hoofdzaak externe milieukosten ten gevolge van luchtverontreiniging en broeikasgassen, maar ook de schade door ongevallen, door hinder, en door radioactieve stoffen die kunnen vrijkomen.

Dit rapport bevat ook bijkomende informatie bij de resultaten die gepubliceerd werden in MIRA-T 2004. Sinds de publicatie van het MIRA-T rapport werden nog enkele kleine aanpassingen doorgevoerd, die echter het globale resultaat niet beïnvloeden.

Samenvatting

Inleiding

Wanneer we elektriciteit gebruiken, betalen we een bepaalde prijs. Deze prijzen voor de gebruiker omvatten de arbeidskosten, investerings- en uitbatingskosten, brandstofprijzen, accijnzen en een winstmarge. We staan er dan niet bij stil dat de emissies naar lucht, die vrijkomen bij de productie van elektriciteit, een bijdrage leveren tot luchtverontreiniging. Deze uitstoot van vervuilende stoffen, waaraan mensen blootgesteld worden, kan gezondheidsschade en kosten veroorzaken die op de maatschappij afgewenteld worden, en niet vervat zitten in de kostprijs van elektriciteit. Noch de producent, noch de consument dragen de financiële gevolgen van de keuze om elektriciteit te produceren met brandstoffen of technologieën die deze uitstoot veroorzaken. Deze kosten worden dus niet rechtstreeks gedragen door de producent of de consument. We noemen deze kosten de externe kosten.

In deze studie berekenen we eerst de externe kosten voor elektriciteitsproductie in Vlaanderen, en gaan we na hoe deze externe kosten geëvolueerd zijn in de tijd. We maken een onderscheid tussen verschillende fossiele brandstoffen en technologieën, nucleaire energie en hernieuwbare energiebronnen. We steunen in onze berekeningen op de ExternE methodologie. Binnen het ExternE (*Externalities of Energy*) project in opdracht van de Europese Commissie wordt sinds het begin van de jaren '90 gewerkt aan de ontwikkeling van een methode om de externe kosten te becijferen. De methode wordt hier geactualiseerd en toegepast op de elektriciteitsproductie in Vlaanderen. We plaatsen vervolgens deze externe kosten ten opzichte van de productiekosten van elektriciteit voor de verschillende brandstoffen en technologieën. In een derde deel worden de prijzen van elektriciteit uitgebreid besproken. We gaan ten slotte na of deze externe kosten afnemen in de tijd en of deze vermindering dan gepaard gaat met een internalisering ervan in de prijs voor de gebruiker via taksen, heffingen of via andere economische instrumenten.

Externe kosten van elektriciteitsproductie

Voor de berekening van externe kosten maken we gebruik van de ExternE methode. ExternE kwantificeert de marginale impact op de gezondheid en het leefmilieu door de bijkomende uitstoot van vervuilende stoffen te volgen vanaf de bron tot aan de impact. Impacts van energiegebonden emissies worden in een gedetailleerde ketenbenadering gekwantificeerd. Deze 'route-effect' methode (*impact pathway analysis*) integreert de meest actuele kennis in verschillende wetenschappelijke disciplines in één consistent rekenschema. De emissies en andere directe impacts van elke relevante stap in de brandstofketen en van de productietechnologie worden geïnventariseerd. De emissiefactoren, dispersiemodellen, blootstellings-effectrelaties en economische waarderingen werden, speciaal voor het ExternE project, geselecteerd uit de recente wetenschappelijke literatuur door een grote groep experts. De bekomen marginale impact en externe kosten van de verschillende technologieën voor elektriciteitsproductie kunnen gecombineerd (geaggregeerd) worden tot een totale externe kost voor elektriciteitsproductie in een regio, of tot een gemiddelde marginale externe kost voor

elektriciteitsproductie in een regio, rekening houdend met het aandeel van elke technologie in de elektriciteitsmix. Deze methode is evenzeer geschikt om van andere sectoren (bevolking, industrie, transport...) de externe kosten te bepalen.

Externe kosten variëren naargelang de technologie, de gebruikte brandstof, de plaats en het tijdstip. In deze studie houden we rekening met de eerste drie factoren. De tijdsafhankelijkheid wordt uitgemiddeld over een volledig jaar. Deze jaargemiddelde analyse is geschikt om de evolutie van de externe kosten te schetsen.

Om de externe kosten van elektriciteitsproductie te berekenen onderzochten we volgende elementen:

- De uitstoot van pollutanten zoals deeltjes, NO_x, SO₂ en sommige metalen tijdens de productie en aanvoer van brandstoffen, tijdens de productie van elektriciteit, tijdens de bouw en afbraak van centrales en in sommige gevallen tijdens de verwerking van afvalproducten.
- De uitstoot van radioactieve stoffen in de volledige levenscyclus van splijtstoffen (van ontginning tot afval) in het specifieke geval van nucleaire energie.
- De uitstoot van CO₂ van niet-hernieuwbare brandstoffen. Omwille van de grote onzekerheid in de bepaling van de impact van klimaatverandering in de toekomst, wordt gebruik gemaakt van een schaduwprijs voor de uitstoot van CO₂. In deze studie hanteren we een schaduwprijs van 20 euro/ton CO₂.
- Hinder en belevingswaarde door zichtbaarheid, geluid...
- De beroepsongevallen voor zover deze al niet in de kostprijs van de energieproductie zit, bijvoorbeeld via verzekeringsbijdragen.
- De ernstige ongevallen bij het opwekken van nucleaire elektriciteit en bij de ontginning en het transport van fossiele brandstoffen.

De indicatieve marginale externe kosten (in euro/MWh) voor de verschillende technologieën zijn gegeven in Figuur S1. Voor klassieke fossiele centrales zijn de externe kosten hoofdzakelijk een gevolg van de uitstoot van pollutanten zoals NO_x, SO₂ en deeltjes. Deze dalen van ongeveer 80 euro/MWh naar ongeveer 30 euro/MWh wanneer steenkoolcentrales uitgerust worden met rookgaszuivering (DeSO_x en DeNO_x). Klassieke gascentrales hebben door hun lagere uitstoot van deeltjes en SO₂ een externe kost van ongeveer 30 euro/MWh. Efficiënte STEGs met een elektrisch netto rendement van 50 % en meer hebben nog lagere externe kosten, van de orde van 10 euro/MWh. De hoge externe kost bij elektriciteitsproductie uit afvalverbranding is een gevolg van de lage rendementen. Bij olie heeft dit te maken met zowel een laag rendement als met een hoge emissie. Hetzelfde geldt voor WKK op olie. WKK's op aardgas hebben een veel lagere externe kost: ongeveer 20 euro/MWh voor motoren en ongeveer 10 euro/MWh voor de energetisch efficiëntere turbines.

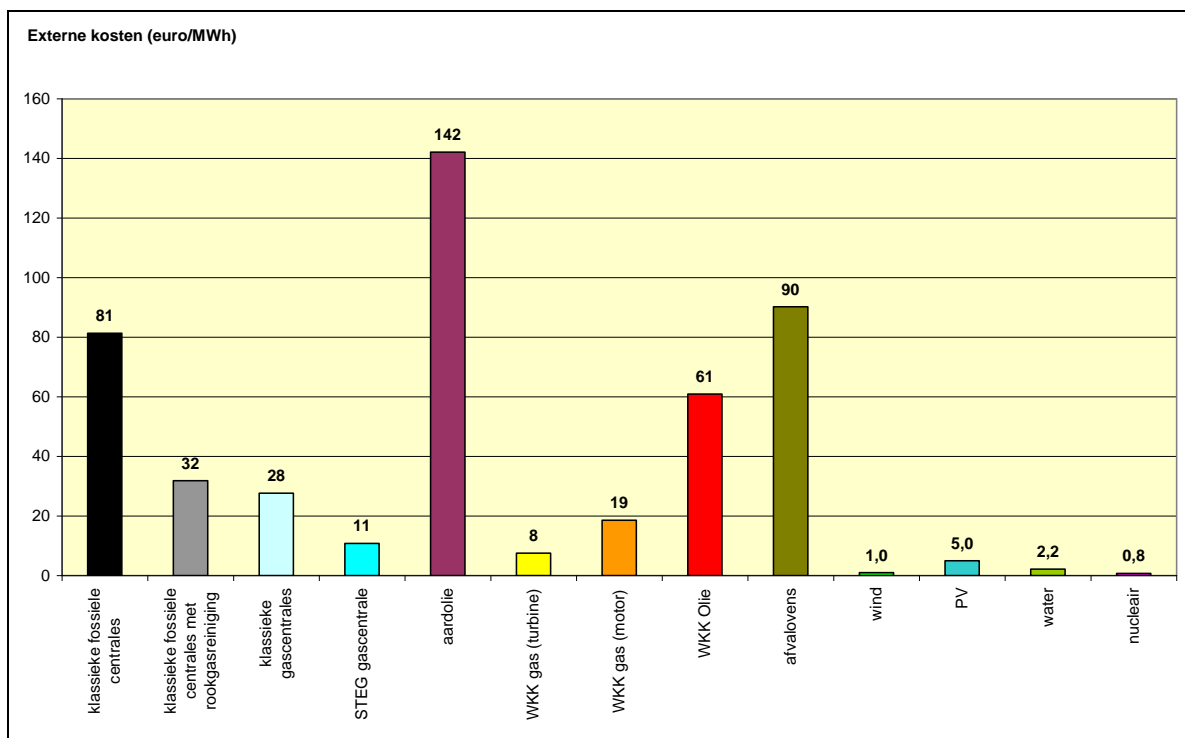
Hernieuwbare bronnen hebben in het algemeen een veel lagere externe kost, die bijna uitsluitend terug te brengen is tot de aanmaak van investeringsgoederen voor de bouw van windturbines, fotovoltaïsche cellen of kleinschalige waterkrachtcentrales.

Nucleaire elektriciteitsproductie heeft een zeer lage externe kost, ondanks de conservatieve inschatting van gezondheidsrisico's door de emissie van radioactieve stoffen in de brandstofketen. Dit heeft te maken met het feit dat zeer weinig uranium nodig is voor de productie van 1 MWh, en het feit dat bij elektriciteitsproductie nagenoeg geen emissies vrijkomen. Het in rekening brengen van risico's bij afvalberging en de waarschijnlijkheid van ernstige ongevallen verandert dit niet. Vanuit milieuperspectief uitgedrukt in externe kosten, kunnen we stellen dat nucleaire elektriciteit een betere optie is dan stroom opgewekt met fossiele brandstoffen. Maar ook uranium is een eindige en dus niet-duurzame grondstof. Bovendien belast kernenergie de komende generaties met het beheer van radioactief afval. Hernieuwbare alternatieven dienen daarom verder te worden uitgebouwd. Er dient een grondig internationaal en Belgisch energiedebat gevoerd te worden om de ambitie voor de lange termijn vast te leggen en de strategie om dit te bereiken, te bepalen. Met het oog op een duurzame energieproductie moeten zowel de sociaal-economische welvaart als de verschillende milieuaspecten bij dit debat betrokken worden.

Op basis van het procentuele aandeel van elke technologie in de jaarlijkse productie van elektriciteit is een gemiddelde marginale externe kost voor elektriciteitsproductie berekend. Deze bedroeg in 1990 ongeveer 45 euro/MWh en in 2002 ongeveer 19 euro/MWh. Deze sterke daling is in hoofdzaak een gevolg van de verminderde uitstoot van SO₂ en NO_x. Ondanks de hoge externe kost per ton PM₁₀ (32 800 euro/ton, *PM = particulate matter*) is de bijdrage van PM₁₀ in de gemiddelde externe kost beperkt. Relatief gezien is de afname in externe kosten via SO₂ (74 % verminderd) en via PM₁₀ (73 % verminderd) het grootste. Drie belangrijke factoren verklaren deze daling van 1990 tot 2002:

- de afbouw van steenkool ten voordele van STEGs;
- de opkomst van WKK op aardgas;
- de installatie van rookgaszuivering in de steenkoolcentrale van Langerlo (Genk).

Externe kosten van CO₂ zijn slechts beperkt afgenomen, en nemen vanaf 2000 niet verder af. Door de stijging van de elektriciteitsproductie (van 36,5 TWh in 1990 naar 45,4 TWh netto in 2002) is de afname van CO₂ emissies bij omschakeling van steenkool naar gas nu grotendeels gecompenseerd.



Figuur S1: Indicatieve waarden voor de marginale externe kosten van de onderzochte technologieën en brandstoffen (Vlaanderen, 2002).

Gesommeerd over de volledige elektriciteitsproductie in Vlaanderen is de externe kost gedaald van 1 654 miljoen euro in 1990 tot 865 miljoen euro in 2002. Het aandeel steenkool hierin is nog altijd het belangrijkste (74 % in 2002). Het aandeel aardgas bedraagt ongeveer 20 %. Nucleaire energie, goed voor zo'n 48 % van de netto productie, is verantwoordelijk voor 2 % van de externe kosten in 2002. De hernieuwbare energiebronnen wind, PV en water dragen slechts 0,007 % bij tot de totale externe kosten in 2002, voor een aandeel van 0,12 % in de productie.

Duidelijke statistieken en gegevens om een evolutie te schetsen van de productiekosten voor elektriciteitsproductie zijn beperkt, deels omwille van de vertrouwelijkheid van deze cijfers in een vrijgemaakte markt. De informatie is samengesteld uit verschillende literatuurbronnen en is dus geen gedetailleerde studie van de productiekosten. Deze productiekosten omvatten in hoofdzaak de investeringskosten, onderhouds- en personeelskosten, brandstofprijzen en kosten gebonden aan ontmanteling en afvalberging.

Tabel S1: Vergelijking van de productiekosten en de externe kosten (in euro/MWh).

Technologie	Productiekost	Externe kost
Klassieke fossiele centrales (steenkool)	25-50	87 – 102
Klassieke fossiele centrales (hoogovengas)		15
Klassieke fossiele centrales met rookgasreiniging	25-50	32
STEG gascentrales	20-56	9,8 – 11,3
WKK gas (turbine)	30-70	7,6 – 8,6
WKK gas (motoren)	40-130	> 4,6
Wind	30-125	0,6 – 2,5
PV	375-625 (800)	3 – 7,5
Water	40-100 (275)	1 – 2,2
Nucleair	30-75*	0,8

De cijfers tussen haakjes zijn extreme waarden uit de literatuur, die ver buiten de meest geciteerde kosten liggen.

* inclusief ontmanteling van een kerncentrale

Bronnen: Vito; KViV (2003); Owen (2004); MIT (2003); ICCEPT (2002), OECD (1998).

Plaatsen we de marginale externe kost naast de productiekost (tabel S1) dan kunnen we het volgende besluiten:

- De externe kosten van hernieuwbare brandstoffen zijn veel kleiner dan de productiekosten. In een analyse van de totale kosten (de som van interne en externe kosten) zal elektriciteitsproductie op basis van fotovoltaïsche cellen nog steeds slecht scoren, omwille van de hoge interne kosten. Kosten zouden tot onder de 100 euro/MWh moeten dalen om enigszins competitief te zijn op het vlak van *centrale* elektriciteitsproductie. We hebben dus geen rekening gehouden met het feit dat in bepaalde omstandigheden, waar de kostprijs voor levering van elektriciteit hoog is ten gevolge van distributiekosten, *decentrale* productie van fotovoltaïsche elektriciteit wel competitief kan zijn. Deze omstandigheden doen zich niet voor in Vlaanderen, waar de transportafstanden nog relatief klein zijn en het aantal uren zonneshijns te beperkt is.
- Ook de nucleaire productiekosten zijn veel groter dan de externe kosten. In een totale kost evaluatie (de som van interne en externe kosten) zou deze optie nog steeds goed scoren, zelfs indien we met de hoge inschatting van de productieprijs rekening houden.
- Totale kosten voor aardgascentrales en steenkoolcentrales voorzien van rookgaszuivering zijn van dezelfde orde van grootte, met een licht voordeel voor STEG centrales, omwille van de lagere externe kosten.
- Indien we voor WKK rekening houden met vermeden brandstofkosten voor warmteproductie, dalen de kosten enigszins en worden vooral WKK turbines op aardgas een interessante optie om de totale kosten te verlagen.

Prijzen en taksen van energiegebruik

Omwille van de veranderingen in functie van de vrijgemaakte elektriciteitsmarkt bespreken we de belastingen op elektriciteit tot het jaar 2004, terwijl de externe kosten slechts bepaald zijn tot 2002. In de periode 1990-2004, en vooral sinds de laatste jaren, zijn er een aantal specifieke taksen op elektriciteit ingevoerd, zowel voor huishoudens en in mindere mate voor industrie. We onderscheiden hierbij specifieke taksen op elektriciteit en BTW. Bij

de specifieke taksen maken we verder onderscheid tussen de retributie, die een vergoeding vormt voor een dienstverlening die rechtstreeks met productie of verdeling van elektriciteit is verbonden, en de andere taksen. In principe mogen we met de retributies immers geen rekening houden voor de vergelijking van externe kosten en belastingen. Het onderscheid tussen retributies en andere taksen is evenwel niet altijd even duidelijk en voor interpretatie vatbaar. In de praktijk beïnvloedt dit echter niet onze conclusies. Voor de vergelijking nemen we eveneens BTW mee, zowel voor consumenten als ondernemingen. We moeten er wel mee rekening houden dat dit een algemene taks is, die nauwelijks invloed heeft op relatieve prijzen.

Voor de bespreking moeten we ook onderscheid maken tussen verschillende soorten consumenten. De consumenten van elektriciteit kunnen ingedeeld worden in klanten van het laagspanningsnet (kleinverbruikers, vooral huishoudens) en het midden- en hoogspanningsnet (industriële (groot)verbruikers). Ten tweede zijn er maatregelen die enkel gelden voor huishoudens (bv. energiebijdrage). Hoewel er veel verschillende tarieven zijn, beperken we ons voor de analyse tot het onderscheid laagspanning en midden- en hoogspanning. Voor beide groepen van consumenten onderscheiden we verder een hoger tarief (dagtarief voor laagspanning en taksen voor huishoudens, gemiddeld voor midden- en hoogspanning + taksen voor industrie) en een lager tarief (nachttarief voor laagspanning en huishoudens, dalurentarief voor industrie). Hiermee dekken we het brede spectrum van tarieven en taksen af.

Tabel S2 geeft de evolutie van de retributies, bijkomende taksen en BTW van 1990 tot en met 2004, en geeft ook aan hoe hoog hun aandeel was in de totale prijs van elektriciteit. Voor huishoudens is de totale taks (alle taksen + BTW) gestegen van 14,6 % in 1990 tot 18,3 % in 2002 van de consumptieprijis overdag. In 2003 en 2004 is dit verder gestegen tot bijna 20 % van de totale consumptieprijis overdag (naakte prijs + taksen + BTW). Voor midden en hoogspanning zijn voor de ganse periode zowel de taksen als de BTW per MWh lager. Het aandeel van de totale taks in de gemiddelde consumptieprijis is gestegen van minder dan 15 % in 1990 tot bijna 20 % in 2004.

De impact van deze taksen op de prijzen is relatief beperkt (+ 2 %). De voornaamste belasting op elektriciteit, uitgedrukt in euro/MWh, is de BTW (21 %). In vergelijking met andere Europese landen zijn onze specifieke taksen laag, en is de BTW relatief hoog. De totale belasting per MWh is vergelijkbaar met het Europese gemiddelde.

Tabel S2: Overzicht van evolutie taksen en BTW op elektriciteit in Vlaanderen, en van hun aandeel in de totale prijs van elektriciteit (in %) voor huishoudens en industrie.

Huishoudens (dagtarief)							
Euro/MWh	1990	1995	2000	2002	2003	2004	2004s
<i>retributies (ter info)</i>	0	0,13	0,25	0,24	0,10	0,10	0,10
bijkomende taksen	0	1,46	1,36	1,39	2,71	3,15	3,15
<i>Elia-heffing + boetes GSC</i>	0	0	0	0	0	0	5,00
totale taks	0	1,46	1,36	1,39	2,71	3,15	8,15
BTW	24,36	26,60	26,38	26,00	26,00	26,00	26,00
totale belasting	24,36	28,06	27,75	27,39	28,71	29,15	34,15
aandeel taks in totale prijs	0 %	0,93 %	0,90 %	0,93 %	1,79 %	2,08 %	5,25 %
aandeel taks + BTW in totale prijs	14,6 %	17,9 %	18,3 %	18,3 %	18,7 %	19,4 %	22,0 %
Industrie (gemiddeld tarief)							
Euro/MWh	1990	1995	2000	2002	2003	2004	2004s
<i>retributies (ter info)</i>	0	0	0	0,12	0,11	0,08	0,08
bijkomende taksen	0	0	0	0,30	1,18	1,31	1,31
<i>Elia-heffing + boetes GSC</i>	0	0	0	0	0	0	2,50
totale taks	0	0	0	0	1,18	1,31	3,81
BTW	9,51	9,13	8,99	9,38	9,38	9,38	9,38
totale belasting	9,51	9,13	8,99	9,68	10,55	10,69	13,19
aandeel taks in totale prijs	0 %	0 %	0 %	0,6 %	2,1 %	2,4 %	6,7 %
aandeel taks + BTW in totale prijs	14,5 %	17,1 %	17,3 %	17,9 %	19,2 %	19,7 %	23,3 %

Alle taksen en prijzen uitgedrukt in prijzen van 2000.

Veronderstelling dat naakte consumptieprijs 2003 en 2004 = 2002

GSC = groenestroomcertificaten

2004s = een sensitiviteitsanalyse met ruimere definitie van taksen = inclusief Elia-heffing + boetes groenestroomcertificaten.

Retributies (CREG bijdrage) zijn weergegeven ter informatie.

Bron : Federale Overheidsdienst Economie, KMO, Middenstand & Energie; elektriciteitsrekeningen en informatie van de CREG.

Voor 2004 is ook een sensitiviteitsanalyse gedaan waarbij we rekening houden met een ruimere interpretatie van de taksen, waarin we ten eerste ook de kosten voor leveranciers met betrekking tot groenestroomcertificaten en WKK-certificaten als een soort taks beschouwen, en waarbij we ten tweede ook de geplande Elia-heffing in rekening brengen. Voor huishoudens verdubbelen dan de specifieke taksen op elektriciteit t.o.v. 2004 en stijgt de totale belasting tot 22 % van de totale consumptieprijs. Voor industrie verdriedubbelen de taksen op elektriciteit t.o.v. 2004 en stijgt de totale belasting tot 23,3 % van de totale consumptieprijs. Hierbij moeten we wel 2 opmerkingen maken. De voornaamste component in deze sensitiviteitsanalyse is de geplande Elia-heffing, waarvan zowel de invoering als eventuele modaliteiten niet vast staan. Ten tweede moeten we voorzichtig zijn met de vergelijking over de tijd. De Elia-heffing zou dienen als compensatie voor het verlies aan inkomsten uit distributie van elektriciteit door gemeenten. Voor de liberalisering was dit dus als een kostencomponent verrekend in de "naakte consumptieprijs" van elektriciteit. Deze evolutie is evenwel niet af te leiden uit onze tijdsreeks voor taksen.

Als een dergelijke Elia-heffing zou worden ingevoerd, zal dit dus de bijkomende taksen erg sterk doen stijgen. Dit verandert echter niet onze conclusie dat de taksen op elektriciteit nauwelijks prijzenprikkels geven in functie van de milieu-impacts verbonden met hun productie (zie verder).

Vergelijking van externe kosten en belastingen.

Als we alle onzekerheden in acht nemen, mogen we globaal stellen dat in 2002 de gemiddelde, marginale externe kosten van elektriciteit (19 euro/MWh) van eenzelfde orde van grootte zijn of hoger zijn als de totale belastingen per MWh.

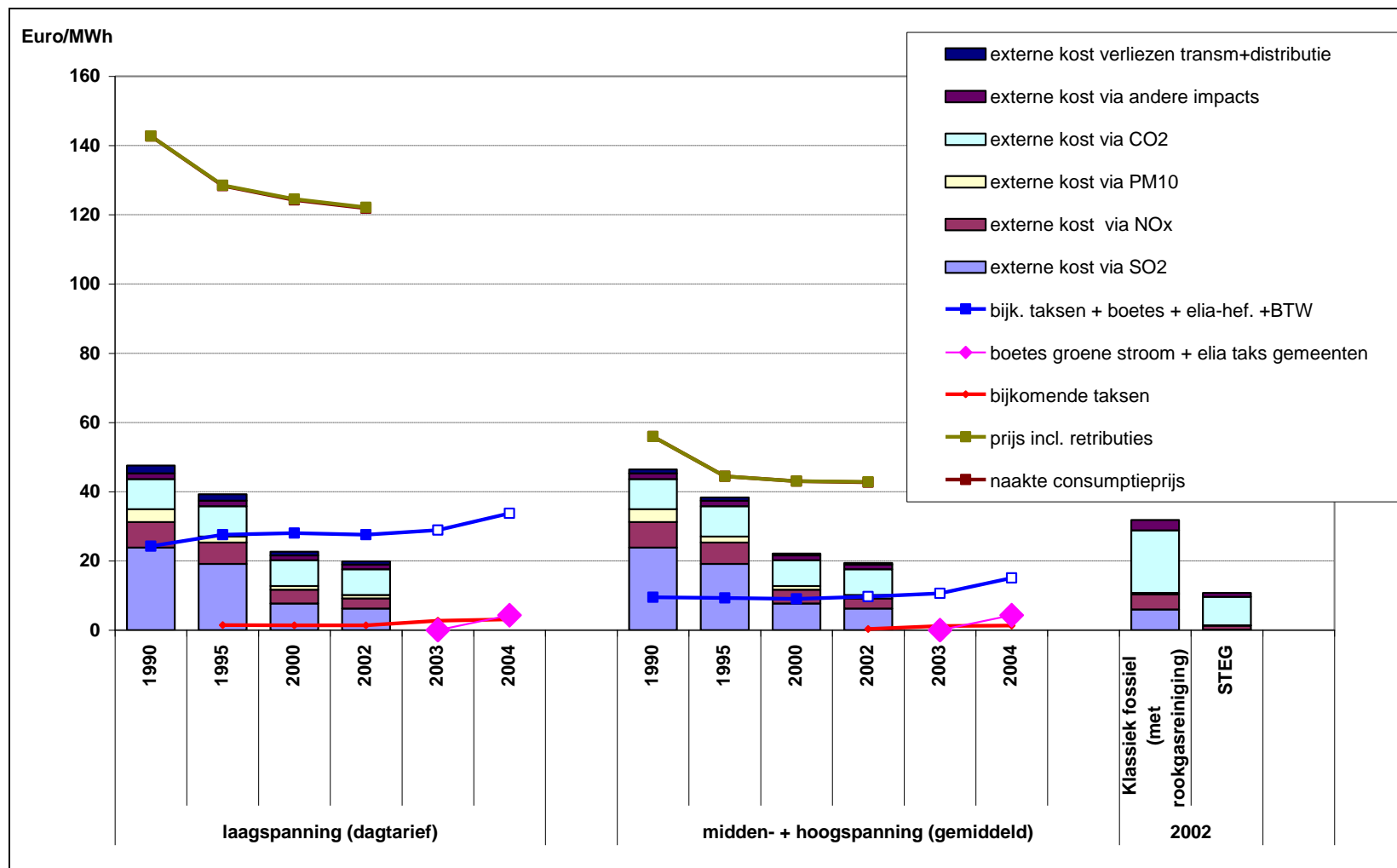
We merken wel een verschil voor enerzijds huishoudens (laagspanningstarieven) en anderzijds de industriële (groot)verbruikers (midden- en hoogspanningstarief) anderzijds. Omdat uitgedrukt per MWh de voornaamste belasting de BTW vormt, is zij automatisch hoger voor duurdere laagspanningstarieven. Zoals hierboven reeds aangegeven verschillen de externe kosten per MWh sterk tussen brandstoffen en technologieën. Een andere productiemix leidt tot een andere externe kost per MWh. We kunnen echter niet beoordelen of de verschillende tarieven overeenkomen met een andere productiemix, met hogere of lagere externe kosten.

Voor 1990 wordt de externe kost voor de elektriciteit voor *laagspanningsklanten* (dagtarief) 2 maal zo hoog ingeschat als de totale belasting (BTW en specifieke taksen) per MWh. Sinds 2000 daalden de externe kosten en zijn voor de laagspanningsklanten de ingeschatte externe kosten van eenzelfde orde van grootte dan de totale belastingen. Voor laagspanning aan dagtarief zijn in 2002 de totale taksen (ongeveer 27,4 euro/MWh (exclusief retributies)) zo'n 35 % hoger dan de inschatting van de gemiddelde marginale externe kost (ongeveer 20 euro/MWh) (figuur S2). Voor laagspanning aan het goedkopere nachttarief zijn de taksen daarentegen zo'n 25 % lager (figuur S3).

Voor het gemiddelde tarief voor *midden- en hoogspanning* zijn voor de ganse periode de totale belastingen per MWh lager dan de gemiddelde marginale externe kost. In 1990 was dit verschil nog zeer groot, en waren de externe kosten van ongeveer 46,4 euro/MWh bijna 5 keer hoger dan de belastingen voor het gemiddelde tarief, tot 10 keer hoger voor een dalurentarief: Door de daling van de externe kosten is dit verschil verminderd. Voor 2002 schatten we de externe kosten nog ongeveer dubbel zo hoog in als de totale belastingen: 19,5 euro/MWh aan externe kosten versus 9,7 euro/MWh aan taksen (exclusief retributies). In de daluren is in het algemeen het marginale tarief voor elektriciteitsverbruik een stuk lager dan het gemiddelde, en omdat BTW zo belangrijk is in de totale belasting daalt deze mee met de prijs. In dit geval liggen de totale belastingen per MWh significant onder de ingeschatte externe kost voor de gemiddelde MWh (figuur S3). Omwille van de zeer kleine retributies is het onderscheid tussen de naakte consumptieprijs en de prijs inclusief de retributies in figuren S2 en S3 nagenoeg niet zichtbaar.

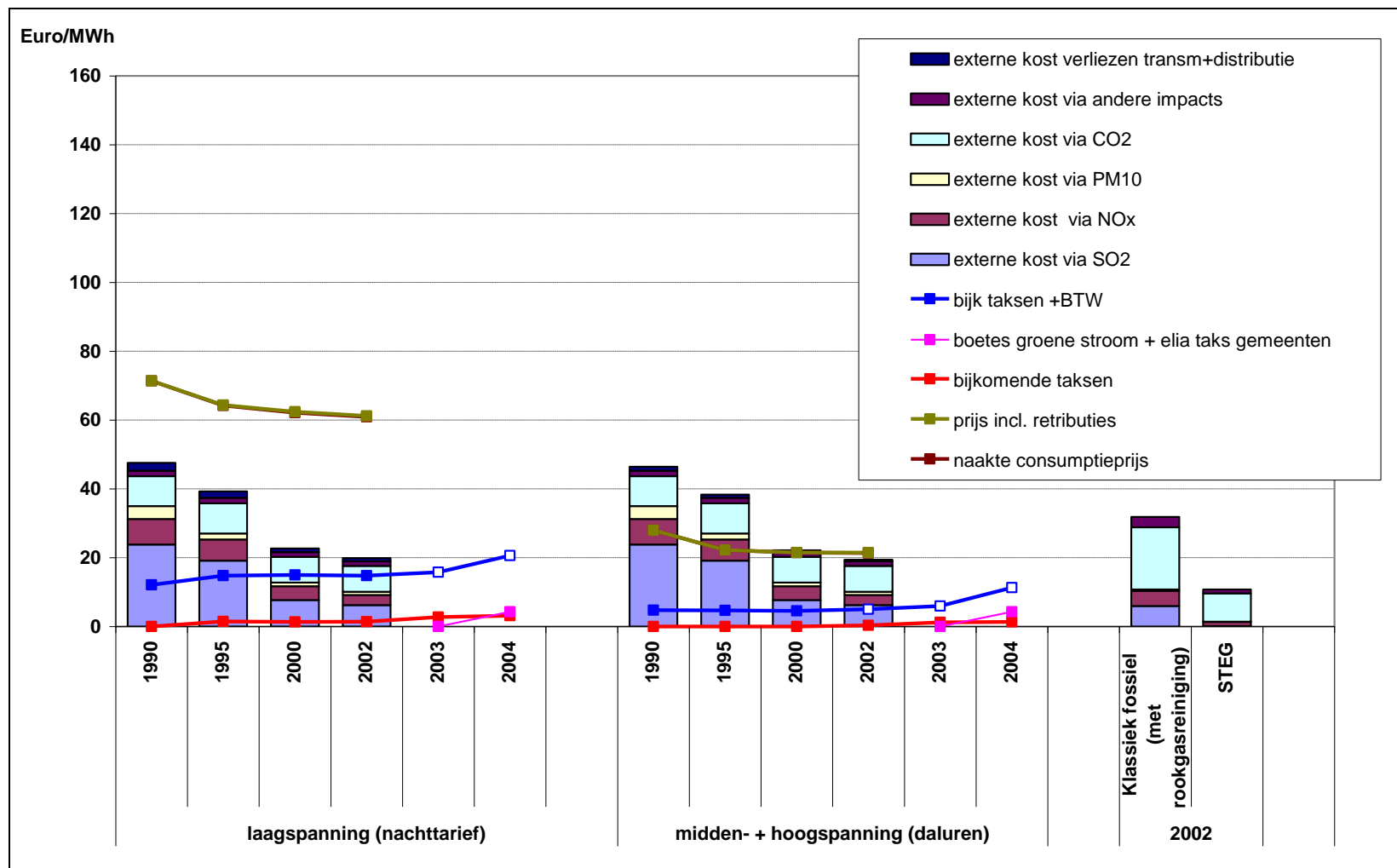
Indien we geen rekening houden met de BTW – omdat het een algemene taks is (die geen specifieke prikkel geeft) – is de conclusie nog eenduidiger: de belastingen op elektriciteit weerspiegelen *voor alle gebruikers in alle omstandigheden* onvolledig de totale maatschappelijke kost van elektriciteitsproductie. De invoering van een 'Elia-heffing' zou de kloof kleiner kunnen maken, maar niet dichten. Bovendien is deze heffing op geen enkele wijze direct verbonden met de externe kosten van de elektriciteitsproductie: geen functie van de gebruikte technologie of brandstof, plaats of tijdstip.

Figuur S2: Evolutie gemiddelde marginale externe kosten van elektriciteit in vergelijking met prijzen (dagtarief voor laagspanning, gemiddeld tarief voor midden- en hoogspanning) en belastingen (ruime definitie).



Bron : Vito; prijzen en belastingen: Federale Overheidsdienst Economie, KMO, Middenstand & Energie; elektriciteitsrekeningen en informatie van de CREG.

Figuur S3: Evolutie gemiddelde marginale externe kosten van elektriciteit in vergelijking met prijzen (nachttarief voor laagspanning, dalurentarief voor midden- en hoogspanning) en belastingen (ruime definitie)..



Bron : Vito; prijzen en belastingen: Federale Overheidsdienst Economie, KMO, Middenstand & Energie; elektriciteitsrekeningen en informatie van de CREG.

Conclusie

ExternE biedt een methode om de externe kosten van energieproductie te berekenen. De resultaten geven tot nog toe de beste en meest volledige antwoorden die in een beleids- en beslissingscontext gebruikt worden, niet enkel om in absolute waarde op te tellen bij de interne productiekosten, maar vooral als maatstaf voor diversificatie van een energiebeleid en als leidraad voor verdere technologieontwikkelingen. ExternE is niet de enige methode om de milieu-impact van menselijke activiteiten te begroten, maar heeft zijn nut bewezen in kosten-batenanalyses en in het kader van scenarioberekeningen voor emissiereducties.

Wind en nucleaire energie vormen de energiedragers en technologieën met de laagste marginale externe kosten, gevolgd door kleinschalige waterkracht, fotovoltaïsche cellen, WKK turbines en moderne STEGs. Steenkoolcentrales, elektriciteitsopwekking uit afval en uit aardolie sluiten de rij.

De gemiddelde¹ marginale externe kost voor elektriciteitsproductie bedroeg 19 euro/MWh in 2002, en ongeveer 20 euro/MWh als we rekening houden met de verliezen voor transmissie en distributie van elektriciteit. Een gemiddeld huishouden in Vlaanderen verbruikt 4 à 4,4 MWh elektriciteit per jaar. De gemiddelde marginale externe kost per MWh is met 58 % gedaald t.o.v. 1990. De daling wordt verklaard door enerzijds technisch-economische ontwikkelingen (zoals de geleidelijke toename van aardgas in de elektriciteitsproductie) en anderzijds door regelgeving (die leidde tot de invoering van rookgaszuivering op één van de grootste steenkoolcentrales in Vlaanderen). Aangezien de economische ontwikkelingen in deze periode een stijging van de elektriciteitsproductie met 25 % veroorzaakten, is de *totale* externe kost van elektriciteitsproductie slechts met 48 % gedaald.

De gemiddelde marginale externe kosten per MWh verbergen dat er grote verschillen bestaan tussen de brandstofketens en technologieën. Enerzijds wordt het gemiddelde sterk naar beneden gehaald door het hoge aandeel van nucleaire elektriciteit, die een lage externe kost heeft. Anderzijds zijn er de oudere klassieke centrales die het gemiddelde naar boven halen. Als voor een bijkomende MWh deze centrales moeten aangesproken worden dan kunnen de marginale externe kosten vijf tot zeven keer hoger zijn dan het gemiddelde.

De dalende trend van de milieuschadeprijzen per MWh zal zich niet noodzakelijk verder zetten. Door nieuwe centrales te bouwen met verbeterde milieuprestaties kunnen de milieuschadeprijzen per MWh nog verder dalen. Als bij afbouw van het aandeel van nucleaire energie dit aandeel wordt vervangen door stoom- en gasturbines (STEGs) of door nieuwe steenkoolcentrales dan zal de gemiddelde marginale externe kost stijgen, omdat deze centrales een hogere CO₂-uitstoot hebben per MWh. Tegen deze achtergrond moeten we toetsen of producenten en consumenten de juiste prijzenprijkkels krijgen.

In vergelijking tot 1990 zijn er twee positieve evoluties. Ten eerste zijn de gemiddelde marginale externe kosten per MWh sterk gedaald. Dankzij de daling van de externe kosten zijn de gemiddelde marginale externe kosten per MWh en de totale belasting per MWh sterk naar elkaar gegroeid in de periode 1990-2003. We zien wel verschillen tussen belastingen voor de hogere en lagere tarieven.

¹ Gemiddelde voor Vlaanderen aan de hand van de marginale milieuschadeprijzen van de verschillende technologieën en hun aandeel in de jaarlijkse totale elektriciteitsproductie.

Voor de relatief hogere tarieven (dagtarief laagspanning), geldt dat de totale belasting per MWh van gelijke orde van grootte tot iets lager is dan de gemiddelde marginale externe kosten per MWh.

Voor de lagere tarieven (nachttarief voor laagspanning, gemiddelde tarieven en daluurtarieven midden- en hoogspanning) is de totale belasting per MWh iets lager tot significant lager dan de externe kosten van de gemiddelde MWh.

Ten tweede zijn er recent economische instrumenten ingevoerd zoals verhandelbare groenestroom- en WKK-certificaten en CO₂-emissierechten, allen gecombineerd met minimumquota (groene stroom) of maximumquota (CO₂). Deze instrumenten garanderen dus enerzijds dat doelstellingen gehaald worden waarbij de verhandelbaarheid van de certificaten prijzenprikkel invoert voor de betrokken actoren (producenten en leveranciers). De kosten zullen worden doorgerekend en zich uiteindelijk vertalen in de consumptieprijzen.

Negatief is echter dat de wijze van belasten van elektriciteit zelf nauwelijks prikkels bevat voor een milieuvriendelijkere elektriciteitsproductie en verhoging van energie-efficiëntie. De specifieke taksen op elektriciteit zijn erg laag in vergelijking met het gemiddelde voor Europese landen en ze maken geen onderscheid in milieuvriendelijkheid. De voornaamste taks is de BTW aan normaal tarief. Dit tarief is in vergelijking met het gemiddelde van de Europese landen hoog. Vanuit milieuoogpunt is deze taks evenwel weinig relevant want zij geeft geen prikkels aan ondernemingen en voor de consumenten is dit een algemene taks die geen prikkel geeft tot energiebesparing of aankoop van producten met lagere energie-intensiteit.

De huidige wijze van belasten zorgt er niet voor dat in elke stap van de keten (van productie tot consumptie) de verschillende actoren de juiste prikkel krijgen om de externe kosten mee te nemen in hun keuzes. Er zijn geen specifieke taksen die rechtstreeks zijn gekoppeld aan emissies of milieuprestaties. Daardoor worden deze externe kosten niet weerspiegeld in de prijzen of tarieven die producenten en leveranciers aan elkaar en hun klanten doorrekenen. De sector hanteert wel uiteenlopende tarieven bv. tussen piek en dalmoment of tussen soorten klanten, en deze weerspiegelen wel de interne kosten maar niet de verschillen in externe kosten verbonden met de productie van elektriciteit.

Een emissietaks op de belangrijkste emissies zou bijvoorbeeld wel garanderen dat met dit aspect als het ware automatisch wordt rekening gehouden bij de veelheid van beslissingen rond elektriciteitsproductie, levering en consumptie.

Zijn externe kosten al niet geïnternaliseerd via certificaten en milieubeleidovereenkomst?

In geval van elektriciteitsproductie worden er verschillende beleidsinstrumenten ingezet om het maatschappelijk aanvaardbare emissieniveau te bereiken. Het beleid hanteert een mix van regulering, een vrijwillige milieubeleidovereenkomst (mbo) en een systeem van verhandelbare certificaten gekoppeld aan minimumquota voor hernieuwbare energie en WKK. In de toekomst komen daar verhandelbare quota bij voor CO₂ emissies, waarbij de sector gratis een bepaald quotum aan emissierechten krijgt. Deze instrumenten geven wel financiële prikkels aan producenten in functie van milieuvriendelijkere of emissiearmere brandstoffen maar garanderen geen automatische en volledige doorrekening van externe kosten.

De stijging van het aandeel groene stroom zal zich verder vertalen in een reductie van de externe kosten. Het systeem van certificaten heeft wel de verdienste dat het de actoren de vrijheid geeft hoe ze de doelstellingen wensen te bereiken en hen hierbij blijvend prijzenprikkel geeft. Vanuit economisch opzicht zijn dit twee voordelen t.o.v. regulering.

Als het systeem van groene certificaten evenwel niet leidt tot het behalen van het gewenste quotum, maar tot het betalen van boetes, dan heeft dit systeem voor een stuk een gelijkaardige effect als een algemene "taks" per kWh op niet-hernieuwbare energie. Ze vervangt evenwel niet een taks op emissies waar hierboven naar verwezen is.

Leidt de invoering van verhandelbare CO₂-emissierechten tot internalisering van de externe kosten voor CO₂?

Het mechanisme voorziet dat de elektriciteitssector gratis over een zeker aantal CO₂ emissierechten kan beschikken. Vanaf moment van invoering, dit is 2005, moeten we de externe kosten van de elektriciteitsproductie met betrekking tot CO₂ berekenen op basis van deze verkregen emissierechten, ongeacht de reële uitstoot van de sector. Als de sector immers meer CO₂ uitstoot dan het verkregen quotum, dan zal zij rechten moeten bijkopen op de markt, en deze kost zal in de naakte consumptieprijs verrekend zijn. De gevolgen op milieu, verbonden aan de gratis verkregen emissierechten, zijn daarentegen niet in de prijzen weerspiegeld, en zijn dus per definitie externe kosten.

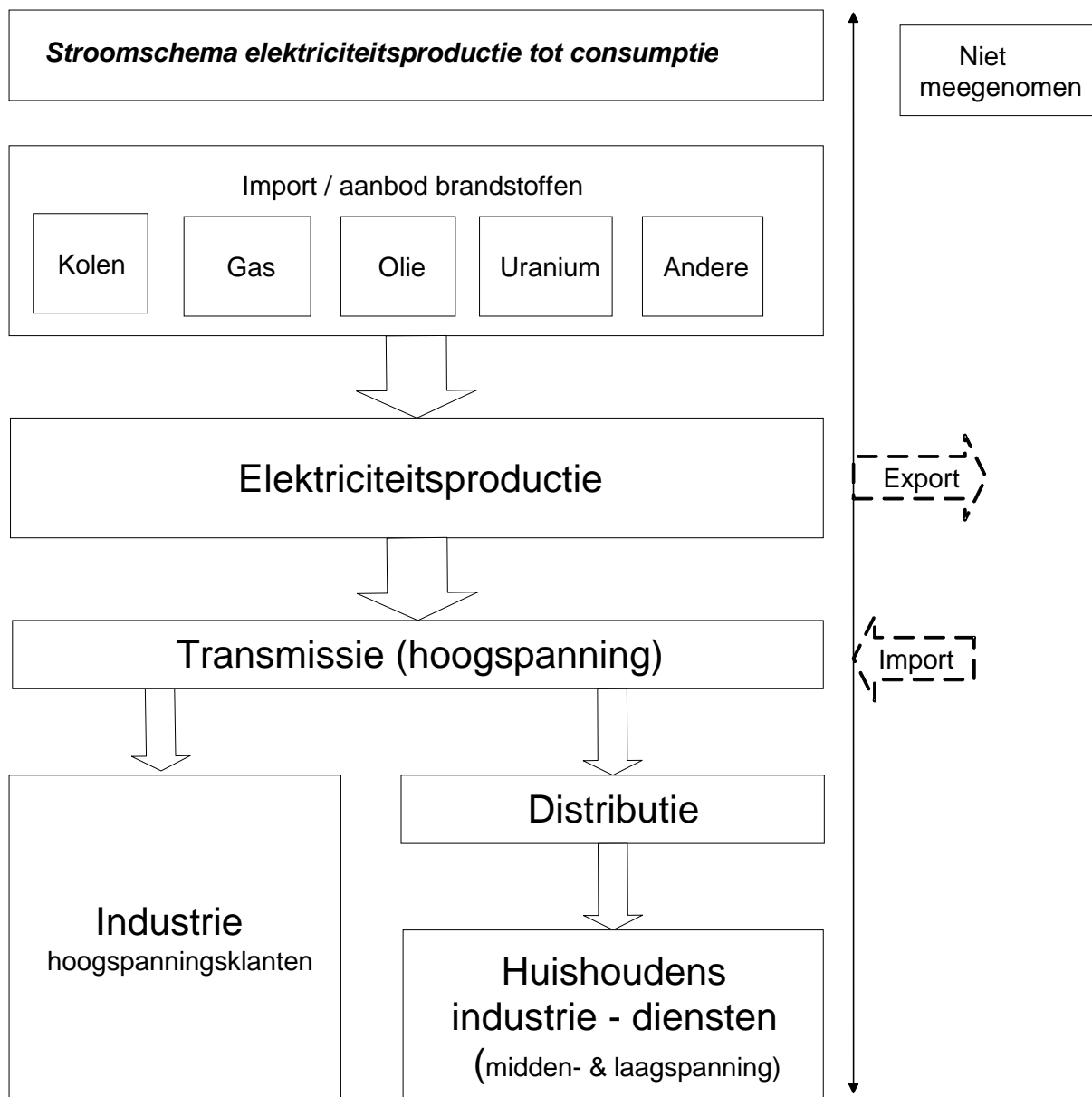
1. Inleiding

In deze studie ontwikkelen we externe kosten als indicatoren voor de milieuvriendelijkheid voor de productie en consumptie van elektriciteit. We analyseren het aanbod van brandstoffen, de productie van elektriciteit zelf en de transmissie en distributie tot bij de klanten. Aan de hand van consumptieprijsen en taksen gaan we na of een deel van deze externe kosten in de loop der jaren (van 1990 tot 2002) in rekening gebracht is. Import en export van elektriciteit is buiten beschouwing gelaten (Figuur 1). De methode om externe kosten te berekenen steunt op het ExternE (Externalities of Energy) project, dat sinds de jaren '90 het toonaangevend project is om externe kosten te bepalen. De externe kosten van energieproductie (en meer specifiek voor de elektriciteitsproductie) en van transport zijn het beste ontwikkeld, en dus het beste toepasbaar. Het ontwikkelen van externe kosten voor andere sectoren is echter methodologisch geen probleem, maar vereist vooral nog dat modellen hiervoor aangepast worden en milieucijfers beschikbaar zijn.

In opdracht van de Vlaamse Regering dient VMM de milieurapportering tot stand te brengen in rapporten toegankelijk voor een breed, geïnteresseerd publiek. De rapporten moeten de wetenschappelijke basis voor het gewestelijke milieubeleid bieden; ze moeten het maatschappelijk draagvlak voor dit milieubeleid versterken, en ze moeten in overeenstemming zijn met de internationale standaarden inzake milieukennis. Deze studie past binnen de doelstelling van de milieurapportering van de Vlaamse overheid (MIRA), om op elk niveau van de milieuverstoringsketen (DPSI-R) indicatoren te definiëren voor de evaluatie van het beleid. Externe kosten passen in de categorie impactindicatoren. We beschrijven kort wat externe kosten zijn en waarom ze best in rekening gebracht worden in de prijs (paragraaf 1.1 en 1.3). Hoewel het in hoofdzaak milieuschadeprijzen zijn, spreken we gemakkelijker over externe kosten.

We ontwikkelen vervolgens in dit rapport indicatoren die de evolutie van de externe kosten voor elektriciteitsproductie tonen. Een kort overzicht van de elektriciteitsproductie, en de evolutie vanaf 1990 tot 2002 in Vlaanderen is te vinden in hoofdstuk 2. Op basis van de ExternE methodologie zijn in het verleden reeds berekeningen gemaakt van de externe kosten van energieproductie. Hier zullen we de laatste inzichten verwerken om de externe kosten aan de aanbodzijde te bepalen in hoofdstuk 3. Een vergelijking met de productiekosten wordt gemaakt (hoofdstuk 4). De berekende externe kosten zijn hoofdzakelijk terug te brengen op de impacts veroorzaakt door de uitstoot van pollutanten naar lucht, maar omvatten nog andere externaliteiten zoals de impact van ernstige ongevallen of hinderaspecten. De volgende energiedragers komen aan bod: steenkool, aardgas (voor WKK, klassieke centrales en STEGs), aardolie, nucleaire energie, zon, water (kleinschalige waterkracht), wind, afval en biomassa. De berekeningen worden ook vergeleken met Europese cijfers. De externe kosten van verdeling van elektriciteit (bijv. impacts op landschap) zijn niet specifiek ingeschat. De externe kosten verbonden met verliezen in verdeling van elektriciteit zijn wel in rekening gebracht.

De oefening in verband met de internalisering van de externe kosten (hoofdstuk 6) zal gebeuren door de externe kosten voor geleverde elektriciteit te toetsen aan de consumptieprijsen en taksen in Vlaanderen. We houden rekening met de verschillende soorten gebruikers, en met de variatie in prijs in functie van tijdstip. We geven eerst een gedetailleerde bespreking van de opbouw van de elektriciteitsprijsen (hoofdstuk 5).



Figuur 1: Stroomschema voor de productie en consumptie van elektriciteit.

1.1. Het begrip externe kosten

Marktprijzen bepalen in grote mate de keuze van brandstoffen en technologieën voor energieproductie. Wanneer we elektriciteit gebruiken -thuis of op het werk- betalen we een bepaalde prijs. Energieprijzen voor de gebruiker omvatten de arbeidskosten, investerings- en uitbatingskosten, brandstofprijzen, accijnzen en een winstmarge. We staan er dan niet bij stil dat de emissies naar lucht die vrijkomen bij de productie van elektriciteit, een bijdrage leveren tot luchtverontreiniging. De toxische stoffen in de emissies kunnen schade en kosten veroorzaken die op de maatschappij afgewenteld worden, en niet vervat zitten in de kostprijs van elektriciteit. Deze kosten worden dus niet gedragen door de producent of de consument. Deze kosten vormen de externe kosten, of de milieuschadeprijzen. De milieuschadeprijs is het welvaartsverlies dat de maatschappij als geheel lijdt door de verontreiniging.

Al sinds decennia argumenteren economen om deze externe kosten in rekening te brengen in de kostprijs. Als externe effecten optreden, is een overheidsoptreden verdedigbaar om de elektriciteitsvoorziening bij te sturen naar maatschappelijk meer aanvaardbare productiemethodes (Eyckmans en Pepermans, 2003). Men tracht via correcties op dit marktmechanisme de externe kosten te internaliseren. In de meest strikte theoretische zin van het woord komt dit erop neer dat de absolute waarde van de marginale externe kosten als taks wordt toegevoegd aan de marginale kostprijs van de vervuulende activiteit. Hierdoor worden de totale kosten verrekend en wordt er gestreefd naar een optimalisatie in functie van zowel productiekosten als externe kosten.

Taksen zijn in theorie het eenvoudigste instrument om externe kosten in rekening te brengen. Maar in de praktijk internaliseren taksen slechts een deel van de externaliteiten. Er zijn praktische problemen om taksen in te voeren die op elk moment en op elke plaats gelijk zijn aan de marginale externe kost. Bovendien is de exacte externe kost niet gekend, door de onzekerheid op de externe kosten of omdat niet alle potentiële externe effecten gekend zijn. Het invoeren van productiequota voor bijvoorbeeld groene stroom of kwalitatieve warmtekrachtkoppeling (WKK), en van emissiequota voor bijvoorbeeld CO₂ leidt tot een marktmechanisme waar certificaten of emissierechten verhandeld worden. Hierdoor wordt een deel van de externe kosten geïnternaliseerd voor zover dat de quota betrekking hebben op de milieuvriendelijkheid van elektriciteitsproductie.

De analyse van de milieuschadeprijzen is een nieuwe benadering om milieuverontreiniging door economische activiteiten te vatten. Deze analyse kan ook gebruikt worden om kosten-batenevaluaties van milieumaatregelen uit te voeren. De baten van het milieubeleid definiëren we als het verschil in milieuschadeprijzen voor de maatschappij voor en na het nemen van maatregelen. De kosten bevatten de economische kosten zoals investerings- en werkingskosten van milieumaatregelen, en de input van kapitaal, arbeid en hulpgoederen. Vooral in de VS is er sinds de jaren 80 een traditie om kosten-batenstudies te hanteren. In Europa is vooral de Europese Commissie de drijvende kracht achter het hanteren van kosten-batenstudies bij het zetten van prioriteiten en selecteren van maatregelen voor de uitvoering van milieubeleid (Navrud, 1997, Pearce, 1998, Howarth 2001).

Ook bij het definiëren van nieuwe luchtkwaliteitsnormen wordt meer en meer rekening gehouden met de externe kosten. Men streeft ernaar om de luchtverontreiniging of de emissies van pollutanten te beperken tot het niveau waar de marginale kosten om reductie-inspanningen te doen, gelijk zijn aan de marginale baten van een verbeterde luchtkwaliteit. De baten kunnen uitgedrukt worden als een vermindering in externe kosten. In economische theorie noemt men dit het optimale emissieniveau. In het Europese CAFE (Clean Air for Europe) programma, ter ondersteuning van de Europese Commissie bij de bestrijding van luchtverontreiniging, en in het kader van de UN-ECE Conventie van Genève voor grensoverschrijdende luchtverontreiniging (LRTAP) worden zowel de kosten als de baten van emissiescenario's in rekening gebracht, om de haalbaarheid van emissiedoelstellingen te bepalen.

1.2. Definities

Voor alle duidelijkheid zetten we de volgende begrippen op een rijtje:

- externe gezondheidskosten;
- milieuschadeprijzen;
- externe kosten;
- marginale externe kost van elektriciteitsproductie met technologie X;
- marginale externe kost van een pollutant Y;
- gemiddelde marginale externe kost van elektriciteitsproductie;
- marginale externe kost van elektriciteitsmix;
- schaduwprijs.

De mogelijke invloed van milieuverstoringen (emissies van pollutanten, concentraties aan stoffen...) op de gezondheid worden begroot aan de hand van *externe gezondheidskosten*. Deze vormen een onderdeel van de *milieuschadeprijzen*, die niet alleen de externe gezondheidskosten omvatten maar ook andere milieuschadeprijzen zoals bijvoorbeeld de aantasting van gebouwen en gewassen door luchtverontreiniging,... Milieuschadeprijzen worden ook externe milieukosten genoemd. Milieuschadeprijzen zijn op zich weer een onderdeel van de *externe kosten*. Externe kosten omvatten alle niet-geïnternaliseerde kosten van een goed. De externe kosten van bijvoorbeeld transport omvatten de economische gevolgen van congestie, de impact van luchtverontreiniging en de maatschappelijke kosten van ongevallen. Al deze kosten zijn niet opgenomen in de aankoopprijs van de wagen of in de kostprijs van de brandstof. Ze zijn extern aan de producent of de gebruiker, maar zijn wel degelijk kosten voor de maatschappij.

Externe kosten variëren naargelang de technologie, de gebruikte brandstof, de plaats en het tijdstip. In deze studie houden we rekening met de eerste drie factoren. De tijdsafhankelijkheid wordt uitgemiddeld over een volledig jaar. Deze jaargemiddelde analyse is geschikt om de evolutie van de externe kosten te schetsen. In een perfecte (theoretische) markt en prijszetting van de geproduceerde elektriciteit zou de prijs op elk moment de ogenblikkelijke productiekosten en externe kosten moeten weerspiegelen.

De *marginale externe kost van de elektriciteitsproductie met technologie X* is de monetaire waarde van de schade per *bijkomende* kWh of MWh geproduceerd door technologie X. In deze studie bepalen we de marginale externe kosten voor verschillende technologieën.

De *marginale externe kost van een pollutant Y*, die uitgestoten wordt bij de productie van elektriciteit is de monetaire waarde per *bijkomende* ton emissie van pollutant Y bovenop de achtergrondemissie van pollutant Y door alle andere bronnen. Ook emissies van pollutanten bij de productie van brandstoffen voor elektriciteitsproductie, of bij de aanmaak van materialen voor de bouw van centrales worden omgerekend naar marginale externe kosten. In deze studie zijn de marginale externe kosten van SO₂, NO_x, deeltjes, CO₂ en zware metalen gebruikt.

De *gemiddelde marginale externe kost voor elektriciteitsproductie* in Vlaanderen is opgebouwd uit de marginale externe kosten van energieproductie met de verschillende

technologieën die bijdragen tot elektriciteitsproductie, rekening houdend met het jaargemiddelde procentuele aandeel van elke technologie in de gemiddelde mix voor elektriciteitsproductie. Dit kan dus jaarlijks gebeuren op basis van de statistieken over de elektriciteitsproductie in Vlaanderen. Een *marginale externe kost van de elektriciteitsmix*, die ook rekening houdt met de ogenblikkelijke verandering van de mix in functie van het tijdstip, wordt in deze studie niet bepaald

De *schaduwprijs* van een stof (bv. CO₂) en voor een regio of sector (bijv. Vlaanderen) is de marginale kost om de vastgelegde emissiedoelstellingen voor deze stof voor die regio of sector te behalen. Het weerspiegelt de reductiekosten die in die regio of sector moeten gemaakt worden om de extra uitstoot van één eenheid van die stof te compenseren.

1.3. Toepassing

Onder impuls van de Europese Commissie is in het begin van de jaren 90 het ExternE (Externalities of Energy) onderzoeksproject opgestart. ExternE is sindsdien toonaangevend om de externe kosten van elektriciteitsproductie te begroten (EC, 1995 en 1999). De ExternE-methodologie is de meest volledige methodologie voor de berekening van energiegebonden impacts. Het ExternE project heeft geleid tot een systematische en consistente vergelijking van verschillende technologieën, brandstoffen en locaties voor elektriciteitsproductie in Europa. Voor België werd er binnen dit Europese project gekeken naar klassieke thermische steenkoolcentrales, STEG centrales op aardgas en nucleaire centrales, waarbij rekening gehouden werd met de volledige levenscyclus van de brandstoffen zelf (EC, 1999; De Nocker, 1999). Deze analyse uit 1999 wordt nu geactualiseerd met de meest recente kennis over de externe kosten, en uitgebreid met enkele hernieuwbare brandstoffen zoals windenergie en biomassa. De berekening van de externe kosten beperkt zich hierbij niet alleen tot de impact van luchtverontreinigende stoffen op mensen, materialen of gewassen. Voor 'emissievrije'² centrales (nucleair, wind) wordt ook gekeken naar ernstige ongevallen en visuele hinder of de gevolgen op het omgevingsgeluid. Toch blijft de uiteindelijk becijferde externe kost een sub totaal, omdat niet alle potentiële gevolgen van elektriciteitsproductie in rekening kunnen gebracht worden. De huidige stand der kennis laat bijvoorbeeld niet toe de risico's van een onzekere bevoorrading of de impact op biodiversiteit volledig en adequaat te vertalen in een externe kost.

De laatste jaren werd op Europees niveau de methodologie hoofdzakelijk verfijnd voor toepassingen in de transportsector (Friedrich en Bickel, 2001), en werden beleidsvoorbereidende kosten-batenanalyses van milieumaatregelen uitgevoerd met de cijfers uit ExternE als basis (Holland, 1998a&b). Vooral voor dit laatste is de ExternE methode zeer succesvol gebleken. De nieuwste methodologische inzichten die hieruit zijn gekomen, zijn in Vlaanderen toegepast voor de berekening van de externe kosten van elektriciteitsproductie of transport, of op het geheel van de energiegebonden emissies (Torfs, 2001; Int Panis, 2001; MIRA-S 2000, MIRA-T 2003a&b). In het kader van CAFE wordt de methodologie opnieuw gebruikt om de batenanalyse van een toekomstig luchtkwaliteitsbeleid te maken

(<http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/activities/cba.htm>).

² de term emissievrij slaat enkel op de gebruiksfase en op de klassieke pollutanten zoals SO₂, NO_x, stof en CO₂. Het spreekt vanzelf dat bij de bouw van een windturbine of nucleaire centrale materialen geproduceerd worden en machines ingezet worden die emissies veroorzaken. Deze zijn in rekening gebracht bij de analyse van de levenscyclus van de brandstofketen en de investeringsgoederen.

In dit rapport baseren we ons op de nieuwste kennis over de berekening van de externe kosten, en gebruiken we dezelfde blootstellings-effectrelaties als voor de hoofdstukken Zwevend stof, Gevolgen voor de mens, Gevolgen voor economie, Transport en Energie. Hiermee verzekeren we de consistentie binnen MIRA-T. Omdat in Vlaanderen al enkele jaren geleden een actualisatie is gemaakt van de impact op gezondheid door zwevend stof, verschillen de externe kosten die hier berekend worden, van andere (oudere) Europese studies. In het kader van CAFE wordt een nieuwe basisset van blootstellings-effectrelaties ontwikkeld, die vermoedelijk invloed zal hebben op de inschatting van externe kosten van luchtkwaliteit in het algemeen en voor energieproductie in het bijzonder. In andere Europese landen circuleren nog steeds de cijfers uit studies van einde jaren '90 (zie bijvoorbeeld de indicatoren van het Europese Milieuagentschap). De Europese Commissie hanteerde dergelijke cijfers ook nog in haar persmededelingen (cfr. Persmededeling Europees Commissaris voor Onderzoek Ph. Busquin van 21/07/2001). Een Europese actualisatie van deze cijfers op basis van de nieuwste inzichten is nodig. Binnen het Europese zesde kaderprogramma ging einde 2004 het project NEEDS van start, waarin alle kennis over de externe kosten van energie zal gebundeld en geactualiseerd worden.

2. Overzicht van de elektriciteitsproductie in Vlaanderen.

In dit hoofdstuk geven we een overzicht van de elektriciteitsproductie (netto) in Vlaanderen. Het is de netto elektriciteitsproductie die verder in dit rapport omgerekend wordt naar externe kosten. Deze netto elektriciteit wordt ook geleverd aan klanten, waarbij nog rekening gehouden wordt met transmissie en distributieverliezen. Op deze elektriciteit aan de klanten worden vervolgens taksen en heffingen geplaatst. We geven aan wat het aandeel van de verschillende technologie/brandstof combinaties in de totale elektriciteitsproductie in Vlaanderen is en we bespreken de import en export van elektriciteit in Vlaanderen.

De netto productiecijfers van elektriciteit werden volledig afgestemd met de Energiebalans Vlaanderen van Vito. Per centrale maakten we een onderscheid tussen elektriciteit afkomstig van biomassa enerzijds en van alle andere brandstoffen anderzijds. We onderscheidden verschillende brandstoftechnologie combinaties met dezelfde karakteristieken. De centrales worden zo gegroepeerd om typische externe kosten voor deze brandstoftechnologie combinatie te berekenen. De verschillende groepen geven we weer in Tabel 2. De grootste groepen zijn de nucleaire centrales (van het type PWR *pressurised water reactor*), de steenkoolcentrales zonder uitgebreide rookgasreiniging (zonder deNOx en deSOx) en STEGs op aardgas.

De verdeling van geproduceerde MWh over biomassa en andere brandstoffen, in eenzelfde centrale, gebeurde volgens de verhouding input biomassa/andere brandstoffen (bron energiebalans). De steenkoolcentrale in Langerlo is in het verleden verbeterd door de installatie van ver doorgedreven rookgasreiniginginstallaties. Voor WKK werd er een opsplitsing gemaakt in motoren en turbines omwille van verschillende emissiecijfers en productiekosten. Elektriciteitsproductie via wind, afval, waterkracht en met behulp van fotovoltaïsche cellen wordt ook afzonderlijk gerapporteerd. Het kleine aandeel van zelfproducenten met een eigen elektriciteitsverbruik is niet opgenomen.

De energieproductie in Vlaanderen is gestegen met 24,4% van 36,5 TWh (netto) in 1990 tot 45,4 TWh (netto) in 2002 (Tabel 1).

Tabel 1: Evolutie van de totale netto energieproductie in Vlaanderen (TWh/jaar).

	1990	1995	2000	2002
Elektriciteitsproductie	36,5	39,1	45,6	45,4

bron: Energiebalans Vlaanderen, Vito.

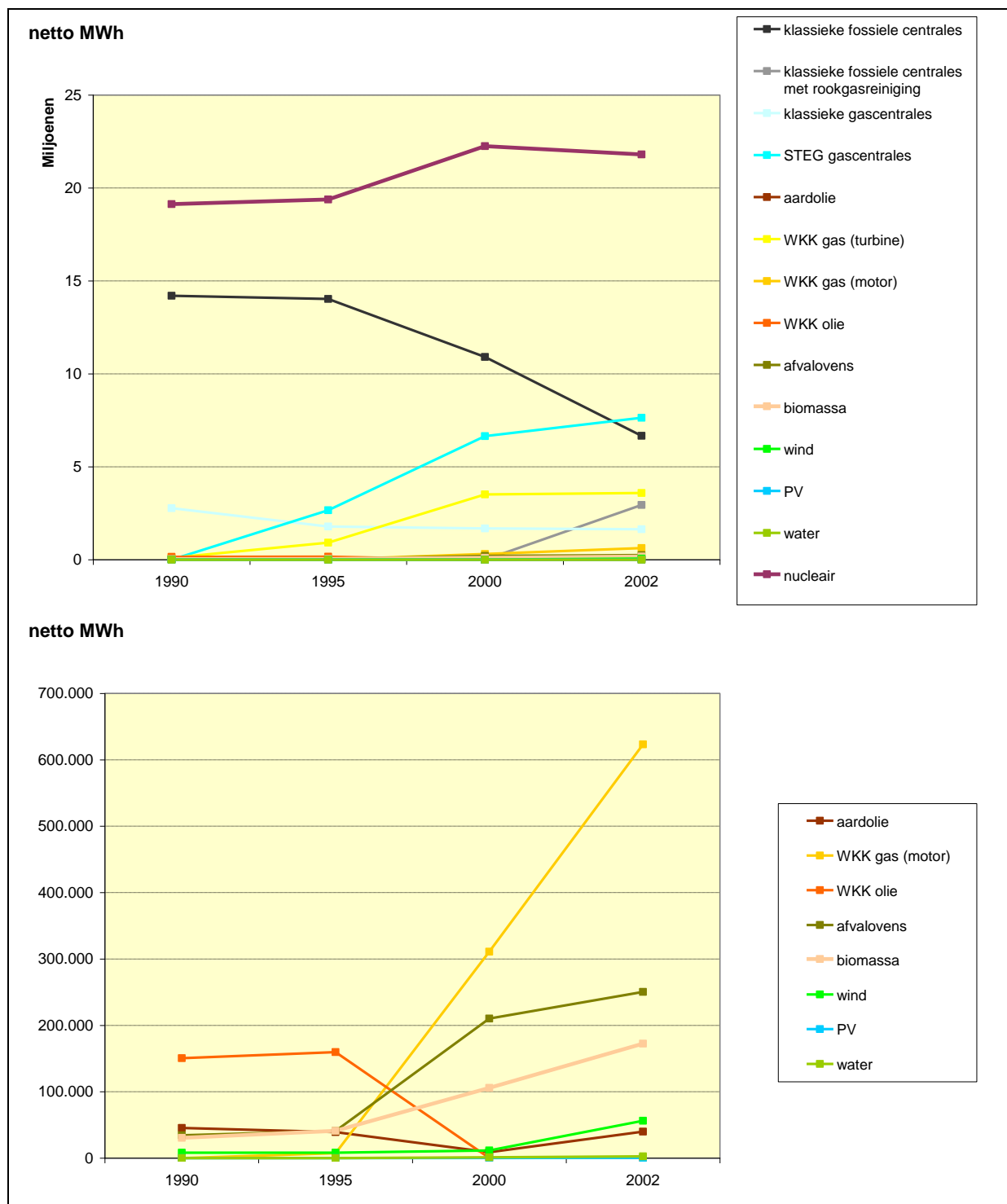
Tabel 2: Aandeel van de verschillende technologie/brandstof combinaties in de totale elektriciteitsproductie.

	1990	1995	2000	2002
nucleair	52 %	50 %	49 %	48 %
klassieke fossiele centrales	39 %	36 %	24 %	15 %
klassieke fossiele centrales met rookgasreiniging	nvt	nvt	nvt	6 %
klassieke gascentrales	8 %	5 %	4 %	4 %
STEG gascentrales	nvt	7 %	15 %	17 %
aardolie	0,12 %	0,10 %	0,02 %	0,09 %
WKK gas (turbine)	0,28 %	2 %	8 %	8 %
WKK gas (motor)	0,0 %	0,02 %	0,68 %	1,37 %
WKK olie	0,41 %	0,41 %	0,00030 %	0 %
afvalovens	0,09 %	0,10 %	0,46 %	0,55 %
biomassa	0,08 %	0,11 %	0,23 %	0,38 %
wind	0,02 %	0,02 %	0,03 %	0,12 %
PV	nvt	0,0001 %	0,0004 %	0,001 %
water	nvt	nvt	0,0025 %	0,01 %

nvt: niet van toepassing

bron: Energiebalans Vlaanderen, Vito

Nucleaire energie is in 2002 verantwoordelijk voor 48 % van de totale netto elektriciteitsproductie. Productie via kolen is stelselmatig afgenomen ten voordele van hoofdzakelijk STEGs op aardgas en WKK op aardgas (Figuur 2). Door de energierecuperatie van afvalverbrandingsinstallaties op te drijven, is het aandeel afval in de elektriciteitsproductie meer dan vervijfvoudigd. Hernieuwbare energiebronnen maken in 2002 ongeveer 0,5 % uit van de totale elektriciteitsproductie (de bijdrage van zelfproducenten is hierin niet opgenomen). De onderste grafiek in Figuur 2 is een uitvergroting van de bovenste, om zo de evolutie van de productie van elektriciteit met aardolie, afval, WKK, en hernieuwbare bronnen te kunnen zien. Deze energieproductiemiddelen dragen elk minder dan 0,7 TWh bij tot de totale netto productie van ongeveer 45 TWh.



Figuur 2: Evolutie van de elektriciteitsproductie per technologie/brandstof combinatie.

Vlaanderen is al geruime tijd een netto invoerder van elektriciteit. In 2003 importeerde Vlaanderen ongeveer 14 % elektriciteit (Tabel 3). In de Energiebalans Vlaanderen wordt de import of export van elektriciteit voor Vlaanderen berekend aan de hand van de totale productiecijfers en de totale verbruikscijfers van elektriciteit in Vlaanderen. Het is echter niet geweten welke bijdrage afkomstig is van Wallonië of het buitenland. In het jaarverslag van de Belgische Federatie van Elektriciteitsproducenten (BFE) is echter wel terug te vinden wat de in- en uitvoer van elektriciteit is tussen enerzijds België en anderzijds Frankrijk, Luxemburg

en Nederland. De netto import van elektriciteit naar Vlaanderen wordt in deze analyse niet gegeven. De berekening van de externe kosten van het elektriciteitsverbruik neemt deze invoer niet mee, omdat binnen deze studie geen gedetailleerde analyse mogelijk was van de herkomst van deze elektriciteit. De fout op de berekende externe kosten van elektriciteitsverbruik is functie van de invoermix. Elektriciteit uit bijvoorbeeld Wallonië is min of meer samengesteld uit dezelfde brandstof- en technologiecombinaties (overwegend nucleair, aangevuld met gas en steenkool) als in Vlaanderen, waardoor de fout niet groot is. Import uit Frankrijk, met overwegend nucleaire elektriciteit, zorgt ervoor dat de gemiddelde externe kosten per verbruikte MWh dalen, indien we deze import zouden meerekenen. Laagspanningsverliezen ten gevolge van distributie van elektriciteit naar de huishoudens kunnen wel meegerekend worden. Deze bedragen ongeveer 10 % waardoor de externe kosten dus ook ongeveer 10 % hoger kunnen zijn.

Tabel 3: Import en export van elektriciteit (in TWh/jaar).

	2003*			2002		
	Invoer	Uitvoer	Saldo	Invoer	Uitvoer	Saldo
Frankrijk	9,5	0,9	8,6	11,6	0,5	11,1
Luxemburg	2,0	1,6	0,4	2,0	1,7	0,3
Nederland	3,2	5,8	-2,6	3,0	6,8	-3,8
TOTAAL	14,7	8,3	6,4	16,7	9,7	7,6

* Voorlopige cijfers

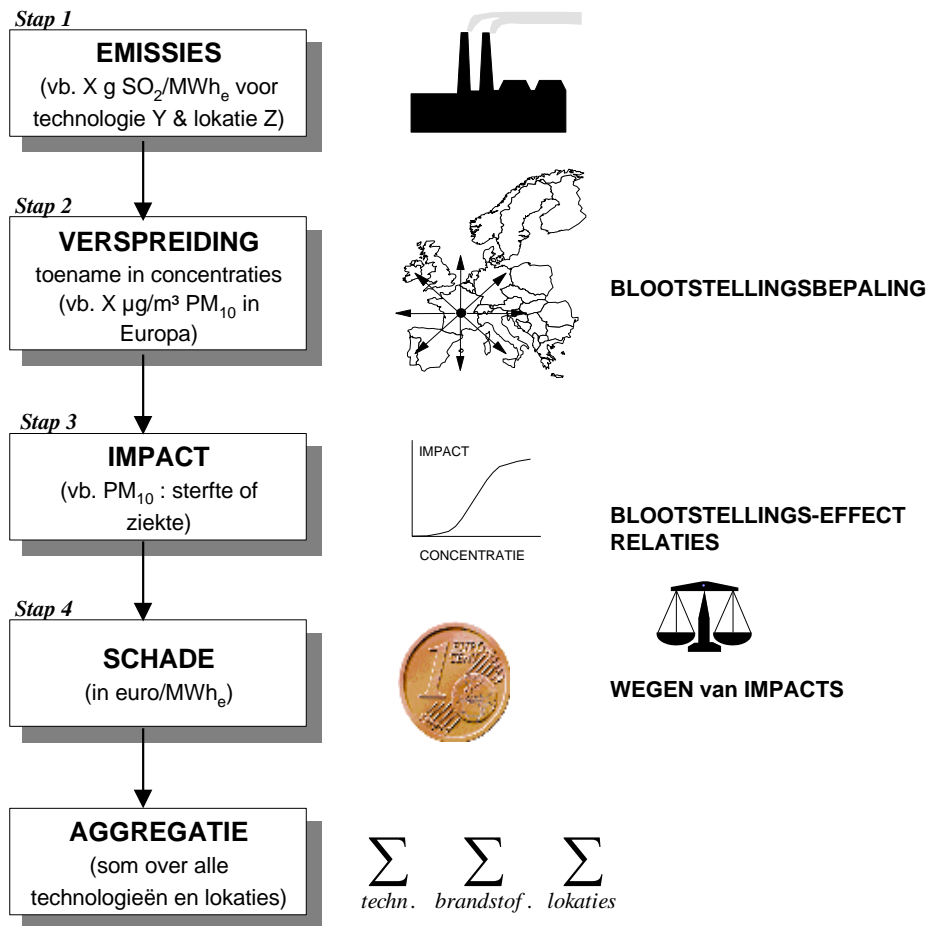
3. De externe kosten van elektriciteitsproductie.

Voor de berekening van externe kosten maken we gebruik van de ExternE methode. We geven hier een beschrijving van deze methode, en overlopen de belangrijkste wijzigingen en verbeteringen in dit rapport ten opzicht van de laatste publicaties van ExternE. Om de externe kosten van elektriciteitsproductie te berekenen onderzochten we volgende elementen:

1. De emissies van pollutanten zoals deeltjes, NO_x, SO₂ en sommige metalen tijdens de productie en aanvoer van brandstoffen, tijdens de productie van elektriciteit, tijdens de bouw en afbraak van centrales en in sommige gevallen tijdens de verwerking van afvalproducten.
2. De uitstoot van radioactieve stoffen in de volledige levenscyclus van splijtstoffen (van ontginning tot afval) in het specifieke geval van nucleaire energie.
3. De emissies van CO₂ van niet-hernieuwbare brandstoffen.
4. Hinder en belevingswaarde door zichtbaarheid, geluid...
5. De beroepsongevallen voor zover deze al niet in de kostprijs van de energieproductie zit, bijvoorbeeld via verzekeringsbijdragen.
6. De ernstige ongevallen bij het opwekken van nucleaire elektriciteit en bij de ontginning en het transport van fossiele brandstoffen.

3.1. De ExternE methode

ExternE kwantificeert de impact op de gezondheid en het leefmilieu door vervuilende stoffen te volgen vanaf de bron tot aan de impact. Marginale impacts van energiegebonden emissies worden in een gedetailleerde ketenbenadering gekwantificeerd. Deze werkwijze wordt samengevat in Figuur 1. Deze 'route-effect' methode (*impact pathway analysis*) integreert de meest actuele kennis in verschillende wetenschappelijke disciplines in één consistent rekenschema. De emissies en andere directe impacts van elke relevante stap in de brandstofketen en van de productietechnologie worden geïnterpreteerd. De emissiefactoren (stap 1), dispersiemodellen (stap 2), blootstellings-effectrelaties (stap 3) en economische waarderingen (stap 4) werden, speciaal voor het ExternE project, geselecteerd uit de recente wetenschappelijke literatuur door een grote groep experts. De bekomen marginale impact en externe kosten van de verschillende technologieën voor elektriciteitsproductie kunnen gecombineerd (geaggregeerd) worden tot een totale externe kost voor elektriciteitsproductie in een regio, of tot een gemiddelde marginale externe kost voor elektriciteitsproductie in een regio, rekening houdend met het aandeel van elke technologie in de elektriciteitsmix.



Figuur 3: ExternE methode: de 'route effect benadering'.

De verschillende impacts per energiedrager zijn weergegeven in Tabel 4. Voor de afgevinkte impacts zijn cijfers beschikbaar. Voor sommige impacts (zoals bijvoorbeeld de visuele of geluidshinder van centrales op fossiele brandstoffen, of beroepsongevallen die ten dele geïnternaliseerd zijn via verzekeringen) zijn de cijfers niet of niet volledig geactualiseerd, omdat andere studies over de externe kosten van elektriciteitsproductie aantonen dat deze impactcategorieën niet belangrijk of verwaarloosbaar blijken in het geheel van de externe kosten voor die bepaalde energiedrager (EC, 1999). Ze zijn wel opgenomen in deze analyse van de externe kosten in Vlaanderen. De impact van verzuring en vermisting op ecosystemen is niet meegenomen in deze analyse. In het Europese NewExt project (in publicatie) is een schaduwprijs berekend voor NO_x en SO₂, om deze impact enigszins mee op te nemen in de analyse. De cijfers zijn echter nog onzeker en er is nog discussie over het gebruik ervan. Wanneer we ze zouden toepassen verhoogt de impact op ecosystemen de externe kosten van NO_x met ongeveer 5 %

Tabel 4: De verschillende impacts per energiedrager.

	Fossiele brandstoffen en afval	Nucleaire brandstoffen	Wind	Biomassa	Fotovoltaïsch en waterkracht
Impacts van emissies tijdens de productie van elektriciteit	✓	✓		✓	
Impacts van emissies tijdens de levenscyclus (productie van brandstoffen en centrales)	✓	✓	✓	✓	✓
Beroepsongevallen	✓	✓	✓	✓	
Ernstige ongevallen	✓	✓	✓		
Visuele hinder	✓		✓		
Geluidshinder	✓		✓		
Impact op ecosystemen	schaduwprijs				

Voor de emissies van vervuilende stoffen tijdens de productie van elektriciteit of in de levenscyclus van brandstoffen of investeringsgoederen zijn in ExternE modellen en berekeningen beschikbaar, die de impact van deze stoffen op gezondheid, (landbouw-) gewassen en constructiematerialen begroot.

Tabel 5: Een overzicht van de belangrijkste polluenten en impacts.

	stof (PM ₁₀)	ozon	NO _x	SO ₂	CO ₂	ioniserende straling
Gezondheid (sterfte en ziekte)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Landbouwgewassen		✓	✓	✓		
Materialen/gebouwen				✓		

In hoeverre de aanpassingen van de methodologie, het incorporeren van nieuwe inzichten en cijfers in de berekening van de externe kosten, een invloed hebben op de absolute waarde van de cijfers wordt aangetoond in Tabel 6. Om de veranderingen in de ExternE methodologie te schetsen zijn de externe kosten per ton uitgestoten polluent berekend, voor een aantal typische polluenten op basis van de methodologie van de aangegeven periode in Tabel 6. Voor 1 ton die uitgestoten wordt langs een hoge schouw (van bijvoorbeeld een elektriciteitscentrale) in Vlaanderen is de verspreiding, de blootstelling en de impact in monetaire termen bepaald aan de hand van de ExternE methode, zoals deze ontwikkeld was in de periode die aangegeven is in eerste rij van Tabel 6. De externe kosten per ton geëmitteerde polluent maken abstractie van de technologie die de uitstoot veroorzaakt. Ze zijn alleen plaatsafhankelijk en onderhevig aan de veranderingen in de gebruikte ExternE

methode. Ze wijzigen dus enkel als een andere plaats in Europa gekozen wordt om dezelfde berekening te doen, of als een andere methode gehanteerd wordt. Ze omvatten de impact op gezondheid, gewassen en materialen. Ze omvatten geen impacts door ozon of broeikasgassen, omdat ozon een secundair gevormde pollutant is en de externe kosten van broeikasgassen volledig plaatsonafhankelijk zijn, en houden geen rekening met de impact op ecosystemen door bijvoorbeeld verzuring en vermisting.

Tabel 6: Evolutie van de externe kosten methode, aan de hand van de externe kosten per ton emissie.

euro/ton	ExternE, 1995-1999 (EC, 1999)	ExternE, 2000-2002 (Friedrich en Bickel, 2001)	ExternE, 2004	ExternE, 2004, MIRA-T
SO ₂	12 500	6 000	7 900	12 500
NO _x	12 200	5 000	3 200	5 900
PM ₁₀	27 500	13 000	17 500	32 800

De evolutie van 1995 tot 2004 in het Europese ExternE consortium volgt uit een verbeterde kennis van de waardering van ziekte en verloren levensjaren door sterfte en van een sterke vooruitgang in het kwantificeren van gezondheidseffecten van voornamelijk zwevend stof op basis van epidemiologische informatie (evolutie van ExternE, 1995-1999 tot ExternE, 2004). Het verschil tussen de schattingen van ExternE, 2004 en deze gehanteerd voor het MIRA-T rapport heeft te maken met een verder doorgedreven actualisatie van de blootstellings-effectrelaties voor PM₁₀ in Vlaanderen, waarbij niet alleen voor sterfte maar ook voor ziekte een selectie is gemaakt van nieuwere en betere studies dan deze die nog gehanteerd worden in ExternE (zie Bijlage A). Het verschil heeft dus enkel te maken met de keuze van de set van blootstellings-effectrelaties.

De externe kosten per ton voor de beschouwde pollutanten zijn binnen een factor 2 gewijzigd door de jaren heen, waarbij de meer recente cijfers, ondermeer deze gebruikt in MIRA-T, terughoudend bij de cijfers uit de periode 1995-1999 liggen. Voor deze pollutanten is de impact op de gezondheid dominant. Hierbij speelden twee min of meer compenserende effecten sinds de periode 1995-1999 tot nu: het risico op gezondheidseffecten (inclusief voortijdige sterfte) is in meer recente studies groter geworden, terwijl de monetaire waardering van deze risico's vermindert.

Niet alle elementen zijn voor elke brandstof of elektriciteitscentrale belangrijk. In ExternE is aangetoond dat de externe kosten van beroepsongevallen vrij klein zijn, en dat de bijdrage van de infrastructuur tot de milieulast voor grote fossiele of nucleaire centrales verwaarloosbaar is. Een deel van de milieu-impact gebeurt buiten de grenzen van Vlaanderen of zelfs Europa. De aanvoer van bijvoorbeeld aardolie of steenkool uit andere continenten is minder goed gekend en dus onzekerder dan de berekening van de impact binnen Europa. De emissies van pollutanten in Vlaanderen geven ook aanleiding tot verhoogde concentraties en impact buiten Vlaanderen. De externe kosten zijn dus niet toe te wijzen aan Vlaanderen alleen. Voor een deel van de externe kosten is Vlaanderen direct verantwoordelijk via de productie van elektriciteit en de bijhorende emissies en impacts, voor een ander deel is de impact een gevolg van de nood aan energieproductie in Vlaanderen. In beide gevallen worden impacts buiten Vlaanderen meegenomen in deze analyse.

3.2. De emissie van klassieke polluenten.

Emissies van SO₂, NO_x en deeltjes geven aanleiding tot belangrijke externe kosten. Voor fossiele brandstoffen zijn deze emissies, naast CO₂ emissies, veruit de grootste bijdrage tot de berekenbare externe kosten. Ook voor de emissievrije centrales zoals windturbines, fotovoltaïsche cellen en waterkrachtcentrales dragen deze emissies, die vrijkomen bij de aanmaak van constructiematerialen (ijzer, beton, ...), in belangrijke mate bij tot de externe kosten. Via sulfaat- en nitraat aërosolen dragen SO₂ en NO_x samen met het primaire stof bij tot de vorming van PM₁₀ en PM_{2,5} in de lucht. Blootstelling aan lage concentraties van PM₁₀ of PM_{2,5} kan aanleiding geven tot ziekte en zelfs vroegtijdige sterfte (Katsouyanni, 2001; Pope, 2002; Le Tertre, 2002; Atkinson, 2001). Voor deze impactberekeningen worden geen drempelwaarden gehanteerd omdat ook bij lage concentraties bepaalde groepen in de samenleving gevoelig zijn voor luchtverontreiniging. De grote impact wordt verklaard door het feit dat grote groepen van de bevolking (tot 2 000 km van de centrales) worden blootgesteld aan kleine toenames van luchtverontreiniging.

SO₂ uitstoot draagt bij tot verzuring van landbouwgronden en tot de aantasting van bepaalde gevelstenen. De schade aan gewassen door uitstoot van SO₂ is in verhouding heel miniem (Tabel 7). De totale impact is een saldo van verlies aan landbouwopbrengsten in sommige regio's en een toename (meststofeffect) in andere regio's. We moeten er evenwel mee rekening houden dat slechts voor een beperkt aantal landbouwgewassen blootstellings-effect relaties voorhanden zijn, en dat vooral voor de duurere gewassen geen effecten worden meegerekend. De waardering van de bijdrage tot vervuiling van materialen en gebouwen door luchtverontreiniging houdt, naast de kosten voor reiniging, ook rekening met een minimumschatting voor het verlies van esthetische waarde door vervuiling.

Tabel 7: Verdeling van de externe kosten voor emissies van NO_x, SO₂ en deeltjes uit hoge schouwen in Vlaanderen.

	SO ₂	PM	NO _x
euro/ton	12 500	32 800	5 900
sterfte	30 %	32 %	32,0 %
ziekte	67 %	68 %	68,3 %
landbouw	-0,5 %		-0,3 %
materialen	3 %		

PM : particulate matter

In het Europese NewExt (in publicatie) project werd ook een eerste berekening gemaakt van de externe kosten van enkele zware metalen en van dioxines. Deze polluenten worden hoofdzakelijk door steenkoolcentrales uitgestoten. Berekeningen voor verschillende centrales in Europa hebben uitgewezen dat de bijdrage van zware metalen en dioxines verwaarloosbaar is ten opzichte van de bijdrage ten gevolge van SO₂, NO_x of deeltjes uitstoot (Rabl, 2003). Enkel de kankerverwekkende impact via inademing en via bodem, water en ingestie zijn meegenomen. Voor lood zijn ook andere effecten op gezondheid in rekening gebracht. De gezamenlijke impact van arsenicum, lood, nikkel, chroom en kwik emissies van steenkoolcentrales bedraagt dan 0,09 euro/MWh_e.

3.2.1 De brandstofketen

Onder de brandstofketen verstaan we de ontginning van brandstoffen, de verwerking tot eindproduct, de eventuele afvalstoffen, het transport en de distributie in Vlaanderen. De emissies van SO₂, NO_x en deeltjes, die optreden bij al deze stappen in de levenscyclus van brandstoffen, werden geïnventariseerd en omgerekend naar externe kosten. Verschillende activiteiten vinden plaats buiten Vlaanderen en zelfs buiten Europa. Emissies hiervan zijn in het algemeen minder nauwkeurig. Gegevens uit vorige studies (Torfs, 1999 en 2001; De Nocker, 1999) werden vergeleken met nieuwe levenscyclusdatabanken (EcoInvent, 2003) over brandstoffen. Hieruit bleek dat de vroegere gerapporteerde cijfers voor de emissies van NO_x, SO₂ en deeltjes (en ook van CO₂) nog binnen het bereik van nieuwe studies en emissies liggen. Er is meestal geen duidelijke trend naar lagere milieu-impacts in de brandstofketen, zeker wanneer het transport overzee en ontginning betreft in andere continenten. Bij windenergie dalen de emissies bij de productie van materialen voor de infrastructuur wel duidelijk door bijvoorbeeld strengere Europese emissienormen voor de grondstofleveranciers.

3.2.2 De productiefase

Voor centrales die klassieke pollutanten zoals NO_x, SO₂ en deeltjes (PM, *particulate matter*) uitstoten, gebeurt de berekening van de externe kosten (in euro/MWh) aan de hand van emissiegegevens van SO₂, NO_x, PM (uitgedrukt in ton/jaar) per centrale, de externe kosten per geëmitteerde pollutant (euro/ton), berekend aan de hand van de 'impact pathway methode', en de netto geproduceerde hoeveelheid elektriciteit (MWh/jaar). Door toepassing van de methode berekenen we een plaatsafhankelijke externe kost. Deze externe kost is hoger voor lozingen in dichtbevolkte gebieden, zoals België, Nederland en het westen van Duitsland. In een klein gebied zoals België variëren de kosten per ton pollutant weinig voor emissies uit hoge schouwen op verschillende locaties. De externe kosten van emissies in België zijn in het algemeen wel hoger dan het EU gemiddelde.

Wanneer we de verschillende centrales groeperen volgens type, wordt een gemiddelde externe kost berekend. De gekende emissiegegevens van SO₂, NO_x en PM komen uit de VMM-EIL (Emissie-inventaris Lucht) databank. De netto geproduceerde hoeveelheid elektriciteit werd al in Hoofdstuk 2 besproken. Voor brandstoffen die samen verbrand worden is er geen specifieke toewijzing van emissies aan de verschillende brandstoffen. Omwille van de niet-brandstofgebonden emissies en door de aanwezigheid van rookgasreiniging in sommige gevallen is een berekening van emissies op basis van de elementaire samenstelling van bijvoorbeeld biomassa die co-verbrand wordt in een steenkoolcentrale niet mogelijk. Specifieke brandstofgebonden emissiegegevens zijn over het algemeen niet voorhanden. Meer detail is te vinden in bijlage D.

Omwille van ontbrekende emissiedata kunnen voor enkele type centrales geen milieuschadecosten berekend worden voor enkele zichtjaren. Deze centrales vertegenwoordigen echter slechts een klein percentage van de totale netto productie van elektriciteit (Tabel 8).

Tabel 8: Percentage van de totale netto productie van elektriciteit waarvoor geen milieuschadeposten kunnen berekend worden.

	1990	1995	2000	2002
aardolie	0,12 %			
WKK gas (motor)		0,02 %		1,37 %
WKK olie			0,0003 %	0,001 %
afvalverbrandingsoven	0,09 %			
TOTAAL	0,21 %	0,02 %	0,0003 %	1,37 %

We hebben deze externe kosten bijgeschat door de milieuschadeposten (euro/MWh) van hetzelfde type centrale van het dichtstbijzijnde jaar over te nemen.

3.2.3 De infrastructuur

Voor de hernieuwbare energiedragers wind, zon en water vormen de emissies die vrijkomen bij de aanmaak van de investeringsgoederen (windturbines, kleinschalige waterkrachtcentrales en fotovoltaïsche cellen) de belangrijkste bijdrage tot de externe kosten. Voor deze investeringsgoederen is aan de hand van levenscyclusanalyse (LCA) databanken een inventaris opgesteld van de emissies, rekening houdend met moderne productietechnieken voor de belangrijkste materialen die gebruikt worden bij constructie van de centrales. De externe kosten voor nucleaire elektriciteit zijn opgebouwd uit de impacts in de brandstofketen en ten gevolge van de infrastructuur. Hier is het aandeel van de infrastructuur in de emissie van klassieke pollutanten ongeveer even belangrijk als dat van de brandstofketen. Voor grootschalige centrale elektriciteitsproductie via steenkool en gas is aangetoond dat de bijdrage van de investeringsgoederen tot de totale impact van emissies zoals SO₂, NO_x en PM verwaarloosbaar is (minder dan 1 %, zie Torfs, 1999; Voorspools).

3.3. De emissie van radioactieve stoffen

Voor nucleaire energie is rekening gehouden met de risico's van straling en met de risico's bij de berging van afval, die ook voor het belangrijkste deel te herleiden zijn tot stralingsrisico's. De inschatting van de risico's bij ernstige ongevallen komt verder aan bod (3.6). Voor de inschatting van de risico's van straling baseren we ons op het ICRP (1991), waarbij een lineaire dosis-effect benadering zonder drempel gehanteerd wordt. Bovendien worden effecten op lange termijn niet verdisconteerd, waardoor de externe kosten van nucleaire energie eerder conservatief worden ingeschat. Voor de inventaris van vrijgekomen straling in de ganse levenscyclus baseren we ons op LCA databases, net zoals voor de andere energiedragers. Op dat vlak zijn de data voor nucleair en wind, PV en fossiele brandstoffen gelijkwaardig. Waar mogelijk zijn deze cijfers getoetst aan de Belgische situatie (bijvoorbeeld de herkomst van uranium).

In de eerste ExternE studies is veel aandacht gegaan naar de nucleaire brandstofketen. De bepaling van de externe kosten van de nucleaire cyclus volgt dezelfde filosofie, namelijk de bottom-up benadering. De emissies en prioritaire impacts zijn echter totaal verschillend van deze van klassieke brandstoffen. Er werd voor de Belgische implementatie teruggerepen naar de methodologie en resultaten van de Franse studie van CEPN (EC, 1995), aangezien veel van de stappen in de cyclus vergelijkbaar zijn. De ontginning van uranium is daarentegen sterk verschillend en hiervoor is een eigen literatuurstudie gemaakt. Hieruit is

gebleken dat een belangrijk deel van het uranium dat in Belgische centrales gebruikt wordt als bijproduct wordt gewonnen bij bijvoorbeeld koperontginning. Een aantal negatieve impacts die optreden bij de ontginning van uranium via mijnbouw worden hierbij vermeden (De Nocker, 1999, p45.).

Er wordt voornamelijk gekeken naar emissies van radioactieve isotopen, hun verspreiding en impact op de volksgezondheid. Alle mogelijke radiologische impacts werden in rekening gebracht. Na verspreiding van radionuclides wordt de inname van deze radionuclides (via de voedselketen, via inhalatie,...) bepaald. Deze inname wordt vervolgens omgerekend naar een dosis, volgens de richtlijnen en modellen van de internationale commissie voor stralingsbescherming (ICRP). Individuele doses kunnen opgeteld worden tot een collectieve dosis. De collectieve dosis van een getroffen bevolkingsgroep wordt gebruikt om het verwachte aantal kankers en erfelijke effecten te bepalen. Er wordt hierbij gebruik gemaakt van risicofactoren van het ICRP (ICRP, 1991).

Hiervoor gebruikt men een lineaire dosis-respons relatie, zoals deze ook gehanteerd wordt door ICRP (ICRP,1991). De lineaire dosis-respons relatie is een conservatieve benadering. Reeds geruime tijd is er discussie in wetenschappelijke kringen over het bestaan van drempelwaarden voor radiologische effecten of zelfs een helend effect van radioactiviteit in kleine dosissen toegediend (het zogenaamde Hormesis effect). Tot op heden bestaat er geen onweerlegbaar algemeen geldend bewijs dat hetzij de drempelwaardentheorie, hetzij het Hormesis effect staft, zodat het ICRP de conservatieve benadering van een lineaire relatie hanteert. Een direct gevolg is dat in een marginale analyse de achtergrondstraling niet beschouwd moet worden. Indien met drempelwaarden gewerkt moet worden, hangt de impact van een dosis af van de achtergrond dosis die men al opgelopen heeft. Een lineaire relatie tussen dosis en effect maakt het mogelijk doses op te tellen over een bevolking tot een collectieve dosis. Deze collectieve dosis vat in één getal de radiologische impact van bepaalde nucleaire toepassingen samen. Tegelijk gaan echter details over de hoogste individuele dosis e.d. verloren.

Tabel 9: De bijdrage in % per Sv effectieve dosis voor effecten bij lage dosissen en lage dosistempo's.

	Impact (% per Sv) ³		
	Fatale kankers	niet-fatale kankers	Ernstige erfelijke afwijkingen
Werkers	4,0	0,8	0,8
Publiek	5,0	1,0	1,3

Bron: ICRP 60 (1991); zie ook MIRA-T achtergronddocument bij hoofdstuk 2.6 ioniserende straling

3.4. De emissie van broeikasgassen

De impacts van het broeikas effect zijn onvoldoende gekend om direct bruikbare schattingen van milieuschadetekosten te bepalen. Daarom wordt voor CO₂ een schaduwprijs van 20 euro/ton CO₂ gehanteerd die gebaseerd is op de marginale reductiekost om de Kyoto doelstelling in de EU te halen. Vertrekkende vanuit de veronderstelling dat de

³ Op basis van epidemiologisch onderzoek bij bestraalde populaties (meestal hoge dosissen) schat de Internationale Commissie voor Stralingsbescherming (ICRP) de kans op de ontwikkeling van een fatale kanker op 5 % per Sv voor de bevolking (alle leeftijden, dus inclusief gevoelige groepen) en op 4 % per Sv voor volwassen werknemers (ICRP, 1991). Dit zou betekenen dat iemand gemiddeld 5 kansen op 1 000 heeft om een fatale kanker te ontwikkelen indien die persoon in zijn leven is blootgesteld aan verschillende kleine dosissen waarvan de som 100 mSv bedraagt. Het 'schade'-concept van de ICRP is ruimer dan kankerdood en houdt eveneens rekening met niet-fatale kankers, met erfelijke afwijkingen en met het verlies in levensverwachting (MIRA-T, achtergronddocument bij hoofdstuk 2.6 ioniserende straling).

vooropgestelde doelen die volgen uit internationale onderhandelingen (bijvoorbeeld uit het Kyoto protocol) een benadering zijn van de maatschappelijke wenselijkheid om iets aan het probleem te doen, kan een schaduwprijs afgeleid worden om de externe kosten te benaderen. Dergelijke prijzen variëren dan tussen 7 en 40 euro/ton CO₂, afhankelijk van het feit of handel in CO₂ toegestaan is of niet. In Downing en Watkiss (2003) wordt een brede waaier van studies opgesomd die deze kosten inschatten. De centrale waarde binnen deze range is ongeveer 20 euro per ton. Dit komt ook overeen met de studie van Blok et al. (2001) om kostenefficiënte maatregelen te identificeren om binnen de EU de Kyoto doelstelling te halen, en waarbij zowel 'top-down' als 'bottom-up' benaderingen werden gecombineerd. De kosten om de Kyotodoelstelling te bereiken, hangen grotendeels af van de gevolgde beleidskeuzes om deze doelstelling te bereiken. Als een kostenefficiënte benadering wordt gevolgd kunnen de kosten beperkt zijn tot orde van grootte 20 euro/ton CO₂-eq. als de goedkoopste maatregelen binnen Europa worden genomen. De kost kan lager zijn als de CO₂-reductiedoelstellingen mogen behaald worden via internationale samenwerking (bijvoorbeeld internationale handel tot 5 euro/ton CO₂ eq.).

In deze tekst volgen we ExternE om deze waarde van 20 euro/ton CO₂ equivalent als een centrale schatting voor de marginale reductiekost van CO₂ te hanteren. We passen hem toe op alle broeikasgassen. Dit cijfer is onzeker en betwistbaar, maar is toch een nuttige indicator om publiek en beleid te informeren over de weerslag van keuzes rond technologieën, brandstofketens etc. op broeikasgassen en beleid. Een lager cijfer lijkt ons enkel te verantwoorden als we uitgaan van marginale kosten van maatregelen buiten de EU. Anderzijds argumenteren sommigen dat men meer beperkende lange termijn doelstellingen als referentie moet nemen. Dit uitgangspunt wordt bijvoorbeeld gehanteerd in de Infrac/IWW studie, die rekenen met een kost per ton CO₂ van 135 euro, gebaseerd op ambitieuze, langetermijndoelstellingen (50 % reductie in 2030). Omdat die langetermijndoelstellingen nog niet in concreet beleid zijn vastgelegd kan men deze cijfers moeilijk hanteren als een benadering van de maatschappelijke bereidheid tot betalen voor CO₂-emissies.

De emissies van CO₂ tijdens de productiefase berekenen we aan de hand van emissiefactoren per brandstof en brandstofhoeveelheden (Energiebalans Vlaanderen). Deze rekenen we vervolgens, net zoals de andere klassieke pollutanten, om naar een externe kost per jaar voor de verschillende types van elektriciteitsproductie. Emissies van CO₂ in de brandstofketen of bij de aanmaak van investeringsgoederen worden ook in rekening gebracht.

3.5. Hinder

Hinder ten gevolge van geluid of ten gevolge van de verstoring van de open ruimte is in welbepaalde gevallen belangrijk. Vooral in discussies met betrekking tot grote windturbines worden deze aspecten aangehaald als nadeel voor de inplanting of het gebruik van deze hernieuwbare bron. Verschillende studies hebben getracht een monetaire waardering te hechten aan deze aspecten van beleving. We verwijzen hiervoor naar de uitgebreide analyse van windenergie in bijlage C.

3.6. Ongevallen

Ernstige ongevallen bij de ontginning en het transport van fossiele brandstoffen zijn recent in kaart gebracht (NewExt, 2003). Op basis van historische databases en kansberekeningen is de statistische kans op ongevallen in de brandstofketen bepaald en omgerekend naar schade. Er is ook rekening gehouden met het feit dat een deel van de schade geïnternaliseerd kan zijn, via bijvoorbeeld verzekeringen, en dit deel is dan niet meegenomen in de analyse van de externe kosten. Voor steenkool wordt een onderscheid gemaakt tussen landen van de OESO, landen buiten de OESO en China. Methaan ontploffingen in ondergrondse mijnen zijn de belangrijkste oorzaak. Ongevallen met dodelijke afloop gebeuren bijna 40 keer frequenter in China dan in OECD landen. Import vanuit China is echter beperkt zodat deze ongevalcijfers niet doorwegen. Ongevallen in de transportfase van aardolie en aardgas via pijpleidingen en olietankers zijn het meest in het oog springend. Voor aardolie komen echter ook belangrijke hoeveelheden in het milieu terecht door kleine lekken en lozingen van schepen en installaties.

Ook werden verschillende studies met betrekking tot nucleaire ongevallen geanalyseerd. Voor West-Europese nucleaire reactoren van het type PWR kan het Tsjernobyl accident niet gebruikt worden omdat dit een totaal ander type van nucleaire installatie is, met een inherente instabiliteit die bij de PWR's niet kan voorkomen. De gehanteerde waarschijnlijkheid voor ernstige fouten of ongevallen voor het type PWR-centrale is zeer laag, omdat er geen empirische gegevens over bestaan. Het ongeval in Three Mile Island, Harrisburg, US is tot nog het meest ernstige incident met PWR centrales, met een gedeeltelijke smelting van de kern als gevolg, maar zonder slachtoffers. Typische externe kosten van deze gedetailleerde analyse van kans op ongevallen en de bijhorende schade is samengevat in Tabel 10. De externe kosten zijn in het algemeen vrij klein.

Tabel 10: Overzicht van de externe kosten van ongevallen (euro/MWh).

		Ernstige accidenten			Olielekken en lozingen
		>5 doden	> 10 gewonden	> 200 geëvacueerden	
Steenkool	OECD	3,5E-03	4,5E-05	nvt	nvt
	non-OECD ^a	3,3E-02	2,7E-04	nvt	nvt
Aardolie	OECD	6,5E-03	1,2E-03	nvt	3,7E-02
	non-OECD	9,6E-02	4,7E-03	4,2E-05	5,5E-02
Aardgas	OECD	2,6E-03	6,2E-04	5,3E-05	nvt
	non-OECD	6,3E-03	6,1E-04	2,3E-05	nvt
Nucleair	OECD	nvt	4,0E-05	7,6E-07	nvt
	non-OECD	2,9E-04	2,3E-04	6,3E-05	nvt

^a: zonder China

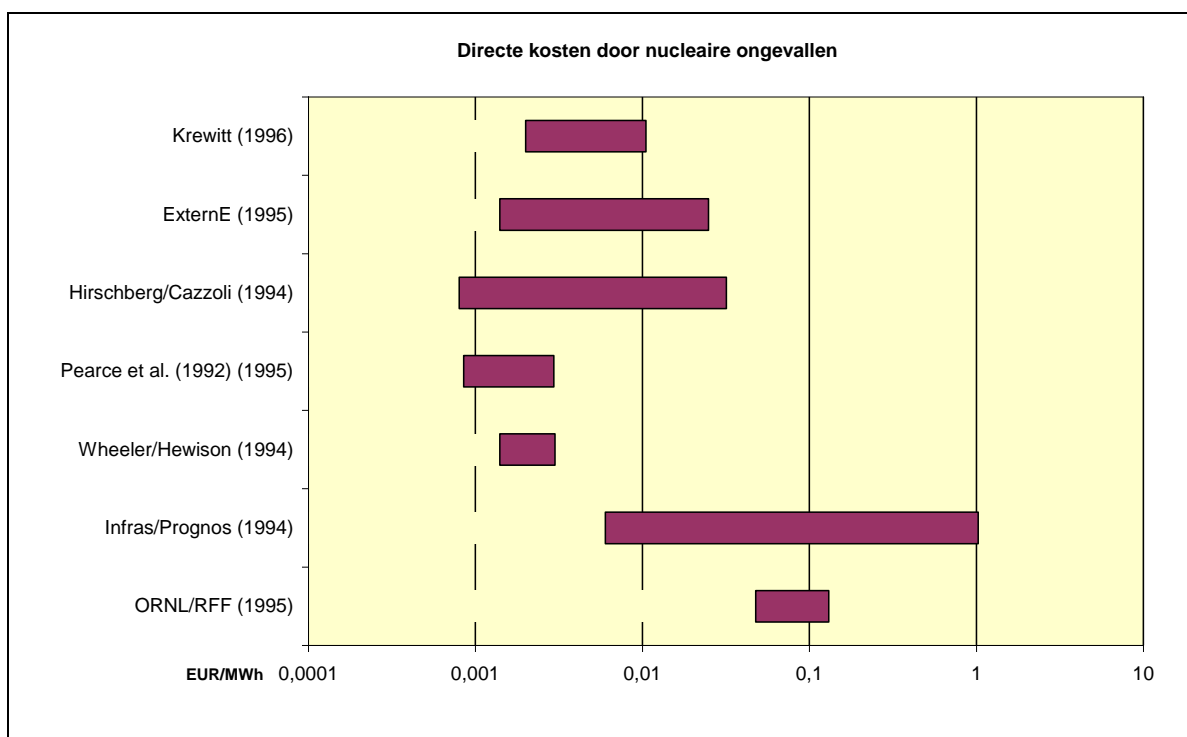
nvt: niet van toepassing: geen historische data

Bron: NewExt

Daarnaast steunt de berekening voor diepe berging en voor ongevallen in de nucleaire cyclus op gegevens uit de ExternE rapporten uit 1995, deel nucleaire energie, waar een Probabilistic Safety Assessment (PSA) voor deze situaties gemaakt is. Hierbij wordt ook de potentiële faalkans van verschillende componenten in rekening gebracht. Het is gebaseerd op het principe van 'waarschijnlijkheid x totale schade'. Het gaat dus over mogelijke ongevallen, op basis van de frequentie van voorkomen, en op basis van de kans dat één incident een ander incident veroorzaakt. De ernstigste situaties zijn deze waarbij verlies aan

koeling van de kern zou kunnen optreden. De economische schade van dergelijke potentiële ongevallen is ook verrekend in de externe kosten. Deze berekening resulteerde in een externe kost van 0,0014 tot 0,0235 euro/MWh. Omwille van de blijvende contradictie tussen de technische-wetenschappelijke inschatting van risico en schade en de eerder afkerige perceptie van burgers ten opzichte van dat risico, wordt er geargumenteed dat de klassieke methodes om risico te waarderen (risico = kans x schade) niet geschikt zijn voor zeer kleine risico's met potentieel zeer grote gevolgen. Onderzoek om voor dit soort risicoaversie te corrigeren heeft niet tot grote correcties op de cijfers geleid (ook al blijven er leemtes). Bovendien geldt deze benadering voor de risico-evaluatie van meerdere technologieën. Het Nuclear Energy Agency (NEA, 2003) vermeldt in dit verband een externe kost van 0,12 euro/MWh voor ongevallen, op basis van de directe economische gevolgen, vermenigvuldigd met een factor 1,25 voor indirecte kosten en rekening houdend met risicoaversie via een factor 20. Het al dan niet verzekeraar zijn van nucleaire centrales is hier niet relevant, want verzekerde risico's zijn geïnternaliseerd en zitten niet in de externe kosten.

Resultaten van andere studies zijn samengevat in Figuur 5. Enkel studies zonder een inschatting van risicoaversie zijn opgenomen, en enkel studies op basis van typische nucleaire centrales in OECD landen. De inschattingen variëren tussen 8E-4 euro/MWh en 1 euro/MWh.



Figuur 4: Overzicht van studies over de schadekosten van nucleaire ongevallen. (Bron: EC, 1995, Markandya, 1998 en Hirschberg, 1998 en referenties hierin).

Studies over terrorisme die een inschatting doen van de kostprijzen bij aanslagen op elektriciteitscentrales, geven sterk uiteenlopende resultaten. Daarom is deze (mogelijke) kost niet meegenomen in de berekeningen voor deze studie.

3.7. Overzicht van de externe kosten

In Tabel 11 geven we indicatieve waarden voor de verschillende brandstof-technologie combinaties weer. Deze cijfers hebben we bepaald op basis van:

- levenscyclusdata voor brandstoffen en infrastructuur;
- emissies in de productiefase;
- beroepsrisico's die niet geïnternaliseerd zijn;
- geluid of andere hinderaspecten.

Voor de besproken technologie-brandstof combinaties zijn deze laatste twee impacts vrij klein. Ook verrekening van de kans op ernstige ongevallen beïnvloedt nauwelijks de totale externe kost van elektriciteitsproductie door de verschillende types centrales: voor de fossiele brandstoffen voegen ze nooit meer dan 0,1 euro/MWh toe aan de totale externe kost, voor nucleaire risico's hanteren we een externe kost van 0,0235 euro/MWh (zie § 3.6).

Tabel 11: Externe kosten voor verschillende technologieën, kengetallen voor 2002 in euro/MWh.

	Productiefase				Risico op ernstige ongevallen	Levenscyclus Brandstofketen en infrastructuur ^g	Totaal
	Impacts via SO ₂ , NO _x en deeltjes	Impacts via zware metalen	Impact via CO ₂	Andere impacts ^e			
Nucleair	0	nvt.	ng.	0,04	0,0235	0,73	0,8
Klassieke fossiele centrales (steenkool)	60 – 75 ^a	0,09	24	0,2	≤ 0,01	2,7	87 – 102
Klassieke fossiele centrales (steenkool) met rookgasreiniging	11	0,09	18	0,2		2,7	32
Gas STEG	0,6 – 2,1 ^b	nvt.	8 – 11	0,04		1,2	9,8 – 11,3
Gas klassiek	11 – 17	nvt.	12	0,06		1,8	25 – 31
Olie	126	nb.	16	nb.		5 – 8 ^h	147 - 150
WKK gas (turbine)	1,4	nvt.	4 – 6	0,04		1,2	6,6 – 8,6
WKK gas (motor)	12,6.	nvt.	4 – 5	0,06		1,8	18,5 – 19,5
WKK olie	nb.	nb.	nb.	nb.		5 – 8 ^h	nb.
Afval	29	nb.	60 ^d	nb.		nvt.	43 – 53
Biomassa	11 – 60 ^c	nvt.	0	0,2 ^c		nb.	11 – 60
Wind	0	0	0	0 – 0,02	0,6 – 2,5	0,6 – 2,5	
PV	0	0	0	nb.	3 – 7,5	3 – 7,5	
Water	0	0	0	nb.	1 – 2,2	1 – 2,2	

nb.: niet beschikbaar

ng.: verwaarloosbaar

nvt: niet van toepassing

^a: centrales op hoogovengas hebben lagere externe kosten (15 euro/MWh) en worden in de berekeningen voor de totale externe kosten bij deze groep gevoegd.

^b: oudere stoom- en gascentrales hebben hogere externe kosten (8,7 euro/MWh) en worden in de berekeningen voor de totale externe kosten bij deze groep gevoegd.

^c: bijstook in steenkoolcentrales. Emissiegegevens voor elektriciteitsproductie via stortgas ontbreken.

^d: enkel afvalverwerking met energieproductie, en enkel niet-hernieuwbare fractie.

^e: lawaaihinder, kleine beroepsrisico's, radioactieve straling, zonder ernstige ongevallen.

^f: betreft ongevallen tijdens de productiefase voor nucleaire centrales en in de volledige levenscyclus voor de fossiele elektriciteitscentrales.

^g: zonder ernstige ongevallen, wel met beroepsrisico's.

^h: op basis van levenscycluscijfers van begin jaren 1990.

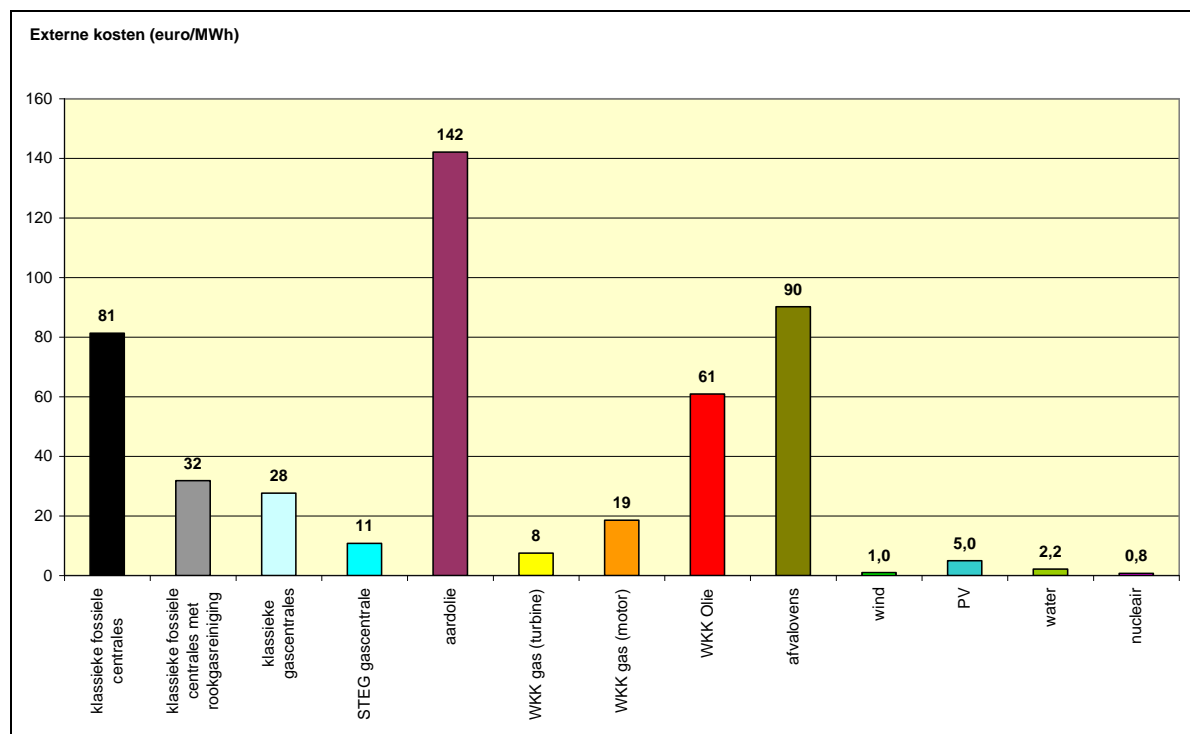
In onderstaande figuur **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** geven we aan in welke mate de externe kosten kunnen variëren⁴. In deze figuur rapporteren we de *gemiddelde* externe kosten, inclusief centrales op hoogovengas en oudere STEGs waardoor dit gemiddelde soms buiten de vork in Tabel 11 ligt. *Voor klassieke fossiele centrales zijn de externe kosten hoofdzakelijk een gevolg van de uitstoot van pollutanten zoals NO_x, SO₂ en deeltjes.* Deze dalen van ongeveer 80 euro/MWh naar ongeveer 30 euro/MWh wanneer steenkoolcentrales uitgerust worden met rookgaszuivering (DeSO_x en DeNO_x). Klassieke gascentrales hebben door hun lagere uitstoot van deeltjes en SO₂ een externe kost van ongeveer 30 euro/MWh. Efficiënte STEGs met een elektrisch netto-rendement van 50 % en meer hebben nog lagere externe kosten, van de orde van 10 euro/MWh. De hoge externe kost bij elektriciteitsproductie uit afvalverbranding is een gevolg van de lage rendementen. Bij olie heeft dit te maken met zowel een laag rendement als met een hoge emissie. Hetzelfde geldt voor WKK op olie. WKK's op aardgas hebben een veel lagere externe kost: ongeveer 20 euro/MWh voor motoren en ongeveer 10 euro/MWh voor de energetisch efficiëntere turbines. Hernieuwbare bronnen hebben in het algemeen een veel lagere externe kost, die

⁴ De cijfers zijn nog licht aangepast ten opzichte van MIRA-T 2004 : voor olie zijn de impacts in de levenscyclus ook in rekening gebracht, voor afvalverbranding en nucleaire energie is de CO₂-emissie-inventaris over de volledige keten licht aangepast.

bijna uitsluitend terug te brengen is tot de aanmaak van investeringsgoederen voor de bouw van windturbines, fotovoltaïsche cellen of kleinschalige waterkrachtcentrales.

Nucleaire elektriciteitsproductie heeft een zeer lage externe kost, ondanks de conservatieve inschatting van gezondheidsrisico's door de emissie van radioactieve stoffen in de brandstofketen. Dit heeft te maken met het feit dat zeer weinig uranium nodig is voor de productie van 1 MWh, en het feit dat bij elektriciteitsproductie nagenoeg geen emissies vrijkomen. Het in rekening brengen van risico's bij afvalberging en de waarschijnlijkheid van ernstige ongevallen verandert dit niet. Vanuit milieuperspectief uitgedrukt in externe kosten, kunnen we stellen dat nucleaire elektriciteit een betere optie is dan stroom opgewekt met fossiele brandstoffen. Maar ook uranium is een eindige en dus niet-duurzame grondstof. Bovendien belast kernenergie de komende generaties met het beheer van radioactief afval. Hernieuwbare alternatieven dienen daarom verder te worden uitgebouwd. Er dient een grondig internationaal en Belgisch energiedebat gevoerd te worden om de ambitie voor de lange termijn vast te leggen en de strategie om dit te bereiken, te bepalen. Met het oog op een duurzame energieproductie moeten zowel de sociaal-economische welvaart als de verschillende milieuaspecten bij dit debat betrokken worden.

Figuur 5: Indicatieve waarden voor de milieuschadeposten voor elektriciteitsproductie per technologie en brandstof combinatie (Vlaanderen, 2002).



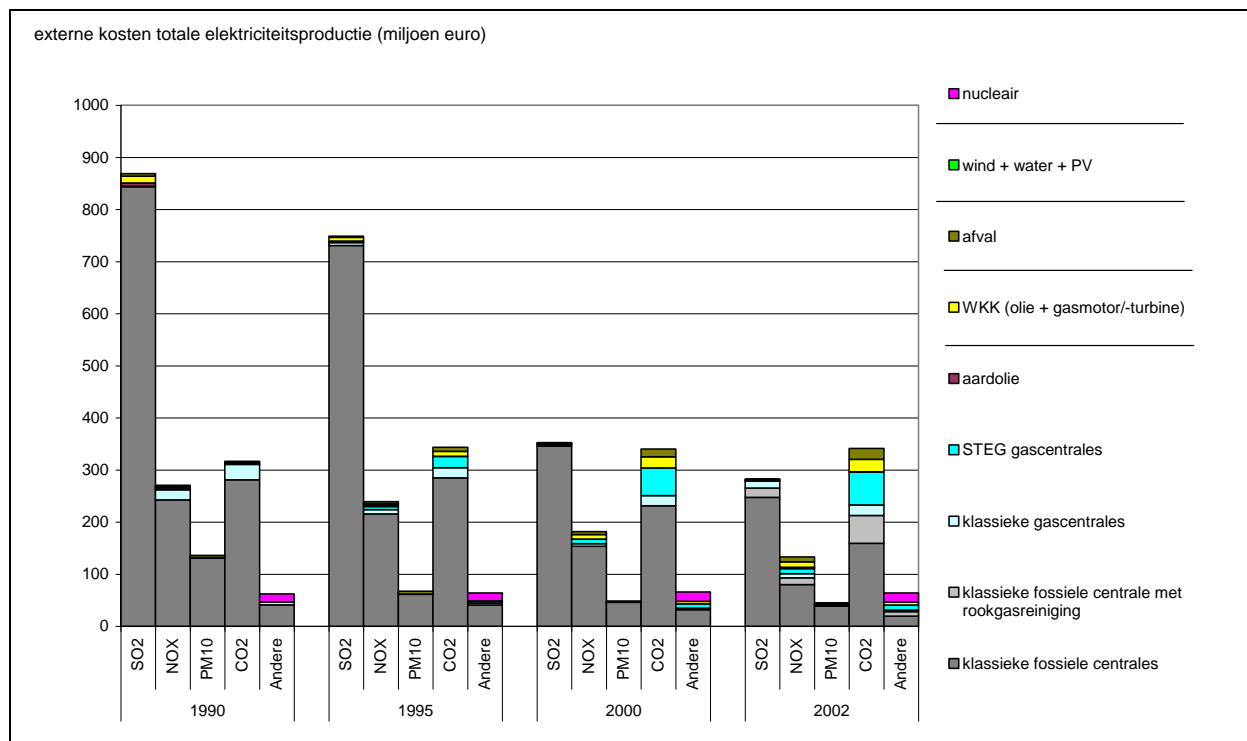
We berekenen de gemiddelde externe kosten voor elektriciteitsproductie in Vlaanderen door de externe kost per eenheid productie te vermenigvuldigen met de respectievelijke productiehoeveelheid. De gemiddelde externe kost is gedaald van ongeveer 45 euro/MWh in 1990 tot 19 euro/MWh in 2002 (Tabel 12). Deze sterke daling is in hoofdzaak een gevolg van de verminderde uitstoot van SO₂ en NO_x. Ondanks de hoge externe kost per ton PM₁₀ (32 800 euro/ton) is de bijdrage van PM₁₀ in de gemiddelde externe kost beperkt. Relatief gezien is de afname in externe kosten via SO₂ (74 % verminderd) en via PM₁₀ (73 % verminderd) het grootste. Drie belangrijke factoren verklaren deze daling van 1990 tot 2002 (Figuur 7):

- de afbouw van steenkool ten voordele van STEGs;
- de opkomst van WKK op aardgas;
- de installatie van rookgaszuivering in de steenkoolcentrale van Langerlo.

Externe kosten van CO₂ zijn slechts beperkt afgenomen, en nemen vanaf 2000 niet verder af. Door de stijging van de elektriciteitsproductie (van 36,5 TWh naar 45,4 TWh netto) is de afname van CO₂ emissies bij omschakeling van steenkool naar gas nu grotendeels gecompenseerd.

Tabel 12: Overzicht externe kosten per eenheid van effectief opgewekte elektriciteit in Vlaanderen over verschillende jaren (in euro/MWh).

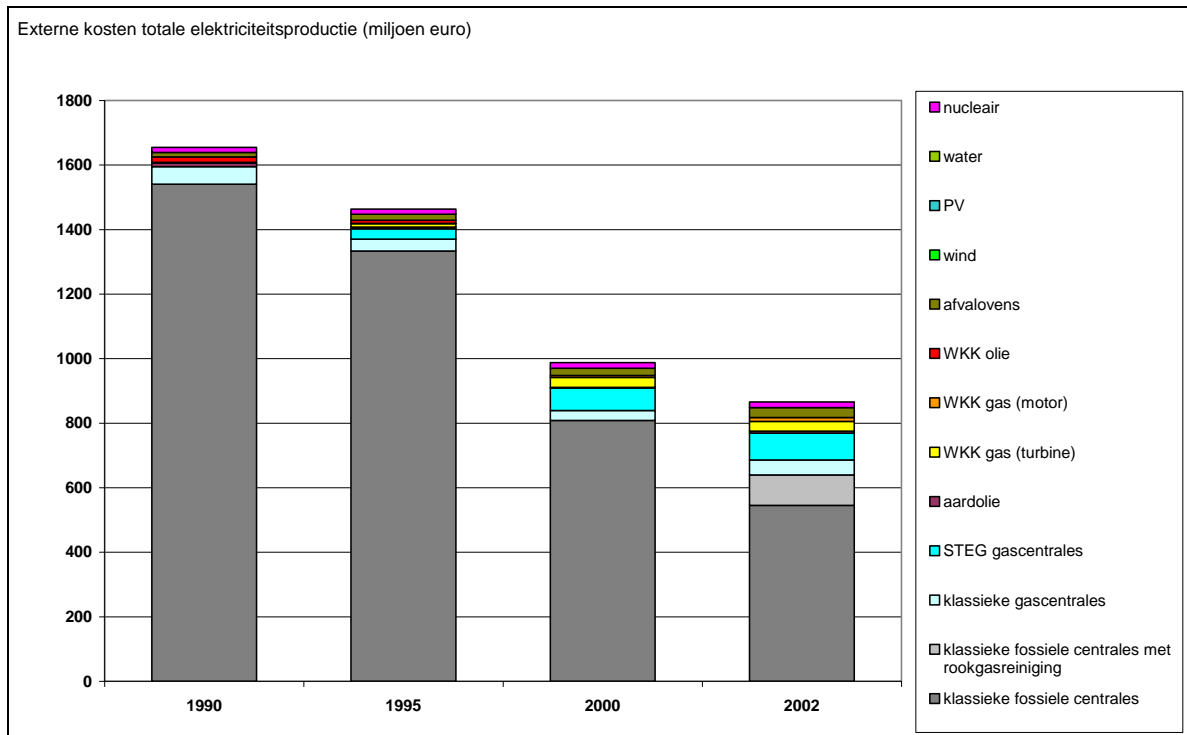
	1990	1995	2000	2002
Externe kost via SO ₂	23,8	19,2	7,7	6,2
Externe kost via NO _x	7,4	6,1	4,0	2,9
Externe kost via PM ₁₀	3,7	1,7	1,0	1,0
Externe kost via CO ₂	8,7	8,8	7,4	7,5
Externe kost via andere impacts	1,7	1,6	1,4	1,4
Totaal	45	37	22	19



Figuur 6: Evolutie van de externe kosten per pollutant en impactcategorie over verschillende jaren voor verschillende type centrales.

De totale berekende externe kosten voor elektriciteitsproductie in Vlaanderen zijn gedaald van 1 654 miljoen euro in 1990 tot 865 miljoen euro in 2002 (Figuur 7). Het aandeel steenkool hierin is nog altijd het belangrijkste (74 % in 2002). Het aandeel aardgas bedraagt ongeveer 20 %. Nucleaire energie, goed voor zo'n 48 % van de netto productie, is verantwoordelijk voor 2 % van de externe kosten in 2002. De hernieuwbare energiebronnen

wind, PV en water dragen slechts 0,007 % bij tot de totale externe kosten in 2002, voor een aandeel van 0,12 % in de productie.

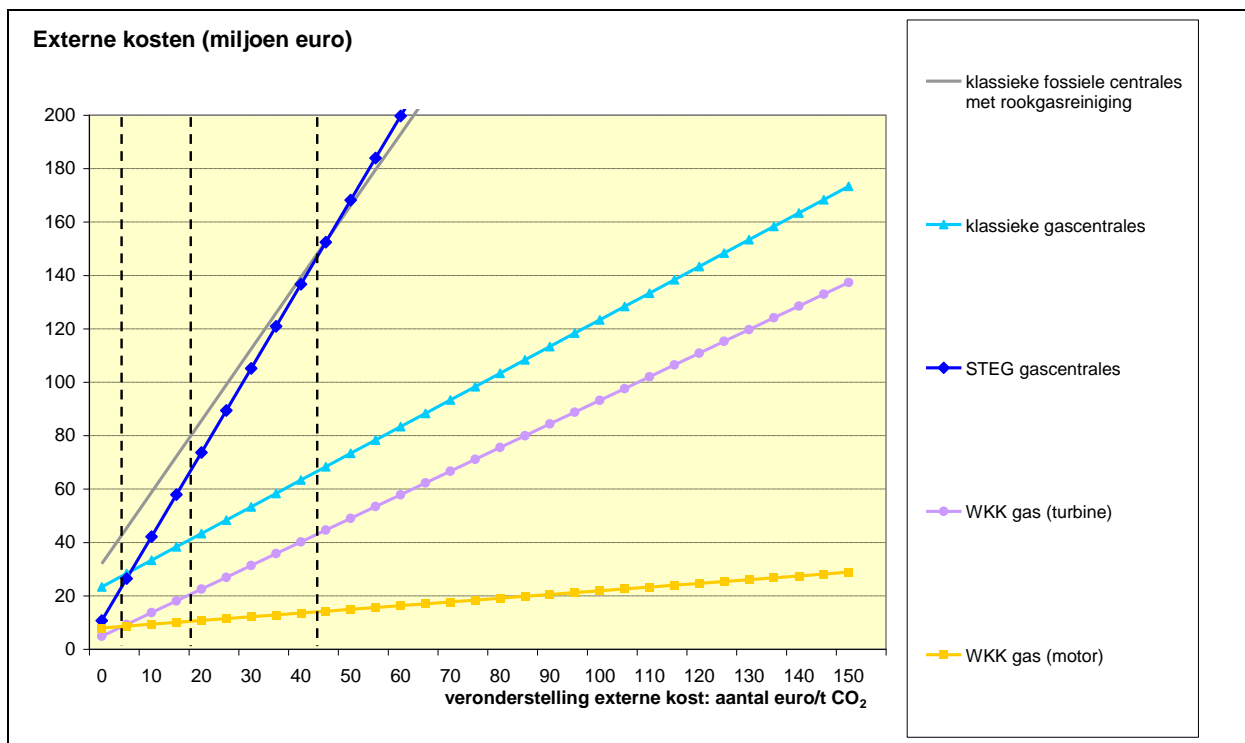


Figuur 7: Evolutie van de totale externe kosten over verschillende jaren voor verschillende type centrales.

Naarmate de externe kosten van SO_2 , NO_x en deeltjes emissies dalen, neemt uiteraard het relatieve aandeel van de potentiële impact van broeikasgassen toe in de totale externe kosten.

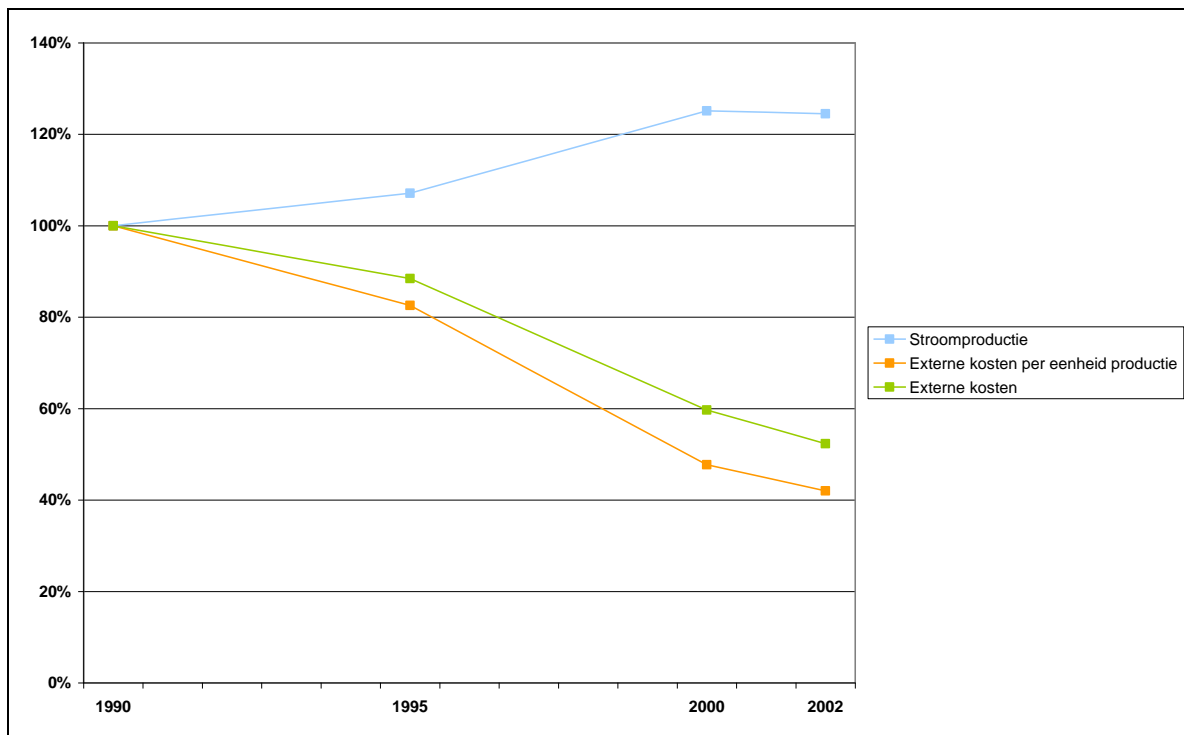
In 2002 is het aandeel van de CO_2 emissies in de gemiddelde externe kost voor elektriciteitsproductie in Vlaanderen bijna 40 %: namelijk 7,5 euro op een totale externe kost van 19 euro/MWh). Bij de veronderstelling van een lagere externe kost van 5 euro/ton CO_2 zou het aandeel van de broeikasgassen zakken tot 15 % van de totale externe kosten (of 2 euro ten opzichte van 13 euro/MWh). In Figuur 8 zijn de totale externe kosten (2002) per technologie en brandstof uitgezet in functie van een kost per ton CO_{2-eq} . We gaan hiermee na in hoeverre het aandeel van de verschillende technologieën in de totale externe kosten voor elektriciteitsproductie gevoelig is aan de onzekere externe kost voor broeikasgassen. Als basis hebben we 20 euro per ton CO_{2-eq} gebruikt. We stellen vast dat het aandeel van de WKK gasturbines belangrijker wordt dan dit van de WKK gasmotoren vanaf 5 euro/t CO_{2-eq} . De bijdrage van STEGs tot de totale externe kosten wordt ook groter dan deze van de klassieke gascentrales vanaf 5 euro/t CO_{2-eq} . Per MWh is de uitstoot van CO_2 lager bij STEGs dan bij klassieke gascentrales, omwille van het hogere elektrische rendement. Maar door het grotere aandeel van de STEGs in de elektriciteitsmix in Vlaanderen worden deze CO_2 emissies vanaf 5 euro/t CO_{2-eq} doorslaggevend in de bepaling van de externe kost van de STEGs en overstijgen ze in totaal de externe kosten van klassieke gascentrales. Er is geen invloed op de rangschikking van gas ten opzichte van steenkool in het gebied 0 tot 45 euro/t CO_{2-eq} . Vanaf 45 euro/t CO_2 wordt de bijdrage van de STEGs groter dan deze van de steenkoolcentrales met rookgaszuivering. Dezelfde reden geldt hier: er wordt veel meer elektriciteit met STEGs geproduceerd, waardoor vanaf dit punt de totale CO_2 emissies van

de STEGs zwaarder beginnen door te wegen op de externe kosten dan deze van de steenkoolcentrales met rookgaszuivering.



Figuur 8: De gevoeligheid van de externe kosten voor de productietechnologieën op fossiele brandstoffen aan de externe kosten voor broeikasgasemissies (2002).

Door de gestegen stroomproductie zijn de totale externe kosten minder sterk afgenomen dan de externe kosten per MWh (Figuur 9). We stellen vast dat de externe kosten ontkoppeld zijn van de elektriciteitsproductie. Maar de gemiddelde externe kosten per MWh verbergen dat er grote verschillen bestaan tussen de brandstofketens en technologieën. Enerzijds wordt het gemiddelde sterk naar beneden gehaald door het hoge aandeel van nucleaire elektriciteit, die een lage externe kost heeft. Anderzijds zijn er de oudere klassieke centrales die het gemiddelde naar boven halen. Als voor een bijkomende MWh deze oudere centrales moeten aangesproken worden dan kunnen de marginale externe kosten vier tot zeven keer hoger zijn dan het gemiddelde. De dalende trend van de externe kosten per MWh zal zich niet noodzakelijk verder zetten. Door nieuwe centrales te bouwen met verbeterde milieuprestaties kunnen de milieuschadetekosten per MWh nog verder dalen. Als bij afbouw van het aandeel van nucleaire energie dit aandeel wordt vervangen door stoom- en gasturbines (STEGs) of door nieuwe steenkoolcentrales dan zal de gemiddelde externe kost stijgen.



Figuur 9: Relatieve evolutie van stroomproductie en externe kosten.

3.8. Vergelijking met externe kosten in de EU.

Europese cijfers steunen op de ExternE methodologie en berekeningen van het einde van de jaren '90 (EC, 1995 en 1999). Sindsdien is de methode verder ontwikkeld. Nieuwe berekeningen zullen dus enigszins afwijken van de cijfers die bijvoorbeeld door het Europees Milieuagentschap (EMA) worden gebruikt (Tabel 13). Hieruit blijkt dat de cijfers –ondanks alle methodologische aanpassingen en veranderingen – niet sterk veranderd zijn. Tegelijk is de rangschikking van de technologieën ook niet gewijzigd. Relatief gesproken zijn de externe kosten voor de nucleaire brandstofketen van elektriciteitsproductie het sterkste gewijzigd, omdat hier rekening gehouden is met een andere herkomst van het uranium, waardoor de impact van ontginning van uranium kleiner is (De Nocker, 1999). Omwille van onze centrale ligging in Europa, zijn de externe kosten voor Belgische elektriciteitscentrales in het algemeen hoger dan voor elektriciteitsproductie in andere landen. Emissies van centrales in Vlaanderen worden verspreid over zeer dichtbevolkte gebieden in Nederland, Duitsland en Frankrijk, waardoor de blootstelling aan vervuilende stoffen en dus de impact op gezondheid van deze emissies groter is in vergelijking met dezelfde centrale in dun bevolkte gebieden. In recentere Europese projecten worden iets lagere externe kosten voor steenkool en gas berekend: 30 tot 63 euro/MWh voor steenkooltechnologieën in België, en 8 euro/MWh voor STEGs (bron: NewExt project, nog niet gepubliceerd).

Tabel 13: Externe kosten van elektriciteitsproductie. Een vergelijking met cijfers van het Europese Milieuagentschap (euro/MWh).

	Deze studie	EMA, cijfers voor België	EMA, cijfers voor NL, Fr, DE
Nucleair	0,8	4 – 4,7	2,5 – 7,4
Klassieke fossiele centrales	87 – 102	37 – 150	28 – 99
Klassieke fossiele centrales met rookgasreiniging	32		
Gas STEG	9,8 – 11,3	11 – 23	5 – 35
Gas klassiek	25 – 31		
Olie	147 - 150	nb.	84 – 109
WKK gas (turbine)	7,6 – 8,6	nb.	nb.
WKK gas (motor)	> 4,6	nb.	nb.
Afval	43 – 53	nb.	15 – 92
Biomassa	11 – 60	nb.	4 – 14
Wind	0,6 – 2,5	nb.	0,5 – 2,6
PV	3 – 7,5	nb.	1,4 – 3,3
Water	1 – 2	nb.	nb.

nb: niet beschikbaar.

Bron:EMA Indicator Fact Sheet EN35: External costs of electricity production, gepubliceerd in 2002; EC, 1999, <http://externe.jrc.es>

4. Kosten van energieproductie

De kosten voor elektriciteitsproductie zijn in hoofdzaak op te delen in investeringskosten, en variabele brandstofprijzen. Duidelijke statistieken en gegevens om een evolutie te schetsen zijn beperkt, deels omwille van de betrouwbaarheid van deze cijfers in een vrijgemaakte markt. Indicatieve cijfers op basis van verschillende bronnen zijn samengevat in Tabel 14. Lagere cijfers slaan in het algemeen op productiekosten voor nieuwe en toekomstige technologieën. Uitschieters zijn tussen haakjes toegevoegd. Een gedetailleerde analyse van de kostprijs, die rekening houdt met het elektrische rendement of de gebruikte interestvoeten voor de afschrijving van investeringen valt buiten het opzet van deze studie. We zien echter dat de kostprijzen die in verschillende studies geciteerd worden niet ver uiteen liggen, ondanks de verschillen in onderliggende kostenstructuur en de gemaakte veronderstellingen over interestvoeten.

Tabel 14: *Inschatting van de productiekosten(euro/MWh).*

Klassieke fossiele centrales* (steenkool)	25-50
STEG gascentrale	20-56
WKK gas (turbine)	30-70
WKK gas (motoren)	40-130
WKK olie (motoren)	40-130
Wind	30-125
PV	375-625 (800)
Water	40-100 (275)
Nucleair*	30-75

De cijfers tussen haakjes zijn extreme waarden uit de literatuur, die ver buiten de meest geciteerde kosten liggen.

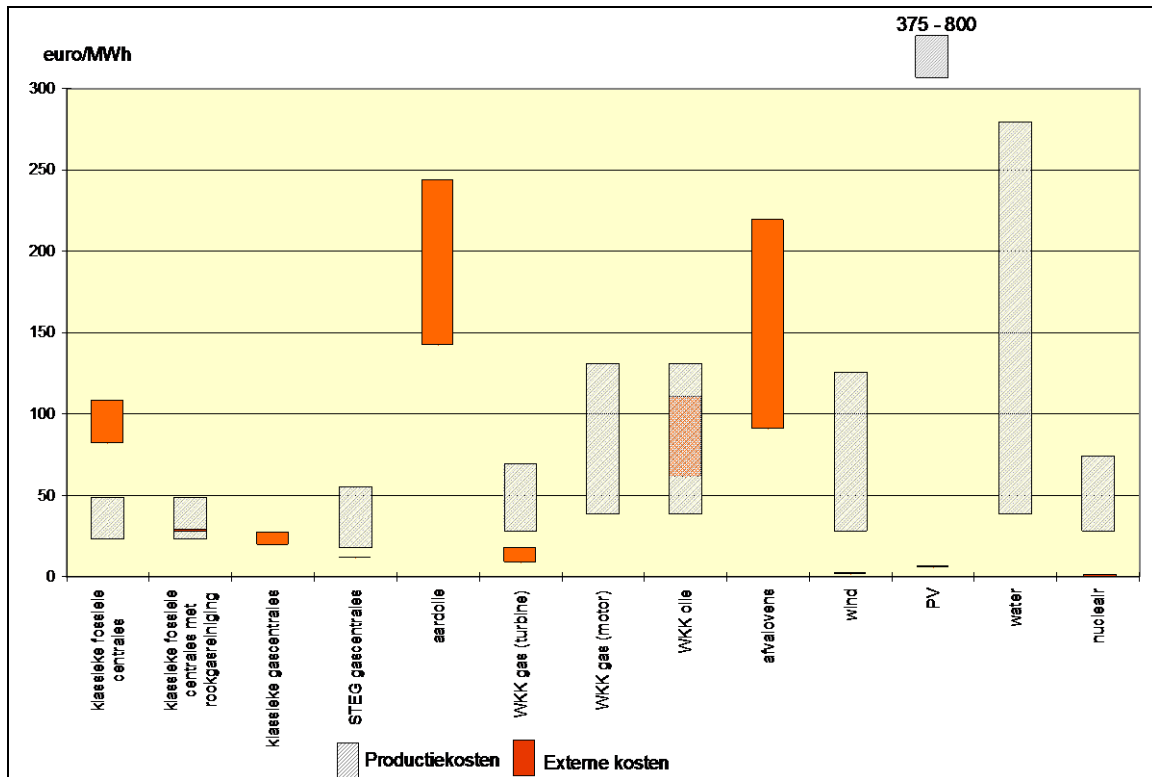
* inclusief de kosten voor afvalverwerking / -berging

Bronnen: Vito; KViV (2003); Owen (2004); MIT (2003); ICCEPT (2002), OECD (1998).

Op basis van deze cijfers hebben we een vergelijking gemaakt met de externe kosten die in we in deze studie berekend hebben. In Figuur 10 is telkens een bereik van indicatieve waarden aangegeven. Voor de externe kosten worden onder- en bovengrens bepaald aan de hand van de externe kosten voor resp. 2002 en 1990, of het eerste jaar waarin deze technologie voorkwam. Op basis van deze cijfers kunnen we de volgende conclusies trekken:

- De externe kosten van hernieuwbare brandstoffen zijn veel kleiner dan de productiekosten. In een analyse van de totale kosten (de som van interne en externe kosten) zal elektriciteitsproductie op basis van fotovoltaïsche cellen nog steeds slecht scoren, omwille van de hoge interne kosten. Kosten zouden tot onder de 100 euro/MWh moeten dalen om enigszins competitief te zijn op het vlak van *centrale* elektriciteitsproductie. We hebben dus geen rekening gehouden met het feit dat in bepaalde omstandigheden, waar de kostprijs voor levering van elektriciteit hoog is ten gevolge van distributiekosten, *decentrale* productie van fotovoltaïsche elektriciteit wel competitief kan zijn. Deze omstandigheden doen zich niet voor in Vlaanderen, waar de transportafstanden nog relatief klein zijn en het aantal uren zonneshijnt te beperkt is.
- Ook de nucleaire productiekosten zijn veel groter dan de externe kosten. In een totale kost evaluatie (de som van interne en externe kosten) zou deze optie nog steeds goed scoren, zelfs indien we met de hoge inschatting van de productieprijs rekening houden.

- Totale kosten voor aardgascentrales en steenkoolcentrales voorzien van rookgaszuivering zijn van dezelfde orde van grootte, met een licht voordeel voor STEG centrales, omwille van de lagere externe kosten.
- Indien we voor WKK rekening houden met vermeden brandstofkosten voor warmteproductie, dalen de kosten enigszins en worden vooral WKK turbines op aardgas een interessante optie om de totale kosten te verlagen.



Voor klassieke gascentrales, centrales op aardolie en afvalverbrandingsinstallaties zijn geen productiecosten per MWh beschikbaar.

Figuur 10: Een vergelijking van interne en externe kosten voor elektriciteitsproductie.

5. Prijzen en taken van energiegebruik

5.1. Doelstelling en afbakening onderzoeksveld

De doelstelling van dit hoofdstuk is om de evolutie van prijzen van elektriciteit en taken en belastingen te schetsen van 1990 tot heden, om te toetsen in welke mate de externe kosten verrekend zijn in de prijzen en in welke mate prijzen voor consumenten en producenten de juiste prikkels geven om bij beslissingen met de milieu-impact rekening te houden.

Omdat elektriciteit een specifiek economisch goed is, heeft de overheid specifieke mogelijkheden om deze sector te reguleren en bijvoorbeeld openbare dienstverplichtingen op te leggen. We gaan daarom meer uitvoerig in op de componenten van de prijs van elektriciteit en hoe verschillende overheidsmaatregelen hierop ingrijpen. In deze zin kijkt deze studie iets ruimer dan enkel milieu- of andere taken.

Omdat er de laatste jaren vele ontwikkelingen zijn geweest, zowel ten gevolge van de liberalisering van de elektriciteitsmarkt als door de invoering van nieuwe beleidsinstrumenten met betrekking tot het aanmoedigen van hernieuwbare elektriciteit (groene stroom), warmtekrachtkoppeling (WKK) en verhandelbare emissierechten voor CO₂ wordt het tijdsbestek voor deze analyse uitgebreid, en houden we ook rekening met alle evoluties na 2002. Voor de volledigheid houden we ook rekening met beleidsmaatregelen waarvan de juiste modaliteiten nog niet helemaal gekend zijn.

Leeswijzer voor dit hoofdstuk. In eerste instantie bespreken we in detail de samenstelling en opbouw van de prijzen van elektriciteit (paragraaf 5.1). Dit deel richt zich tot mensen die niet vertrouwd zijn met de sector. Daarna bespreken we hoe recente elementen uit het milieu- en energiebeleid, en in het bijzonder minimum quota en certificaten en verhandelbare emissierechten deze prijzen beïnvloeden (paragraaf 5.2). Pas daarna bespreken we de evolutie van de prijzen sinds 1990. In het volgende hoofdstuk worden zij vergeleken met de externe kosten, zoals ingeschat in vorige hoofdstukken.

5.2. Samenstelling van de prijzen van elektriciteit

Deze paragraaf heeft een meervoudige doelstelling:

- Uiteenzetten hoe elektriciteitsprijzen voor consumenten zijn opgebouwd uit verschillende delen;
- Aangeven hoe milieubeleid via regulering en economische instrumenten (certificaten, taken, subsidies,...) deze kostenposten beïnvloedt;
- Aangeven hoe verschillende verplichtingen, bv. rond sociaal beleid, in deze prijzen doorwerken, inclusief specifieke heffingen of taken;
- Selecteren van de elementen die we moeten meenemen in het kader van de bespreking in welke mate externe kosten zijn geïnternaliseerd.

5.2.1 Organisatie van productie en verdeling van elektriciteit

Om de opbouw van de prijzen en taksen voor elektriciteit goed te begrijpen is het noodzakelijk om de productie- en distributieketen van elektriciteit te kennen en te weten welke actoren hierbij betrokken zijn. Door de liberalisering van de elektriciteitsmarkt zijn de actoren en/of hun rol ingrijpend gewijzigd. Deze kennis is ook nodig om de werking van instrumenten zoals de groenestroomcertificaten, en hoe ze ingrijpen op de prijs, te kunnen begrijpen. De mate waarin we deze kostencomponenten moeten meenemen voor de vergelijking van externe kosten en taksen wordt besproken in hoofdstuk 6.1.

Elektriciteit is een zeer specifiek economisch goed:

- Het is een uniform goed, en voor de klant/gebruiker is de aard of kwaliteit onafhankelijk van wie, waar of hoe het werd geproduceerd.
- De verdeling ervan loopt over transmissie en distributienetten die een natuurlijk monopolie vormen.
- Het is nauwelijks (economisch zinvol) te stockeren zodat vraag en aanbod quasi permanent in evenwicht moeten zijn.
- Dit betekent dat producenten meer moeten investeren om een piekvermogen te kunnen garanderen, bij hoge vraag (bv. dag, winter), terwijl in de dalmomenten (bv. nacht, zomer) er onvoldoende vraag is om alle productiecapaciteit in te zetten.

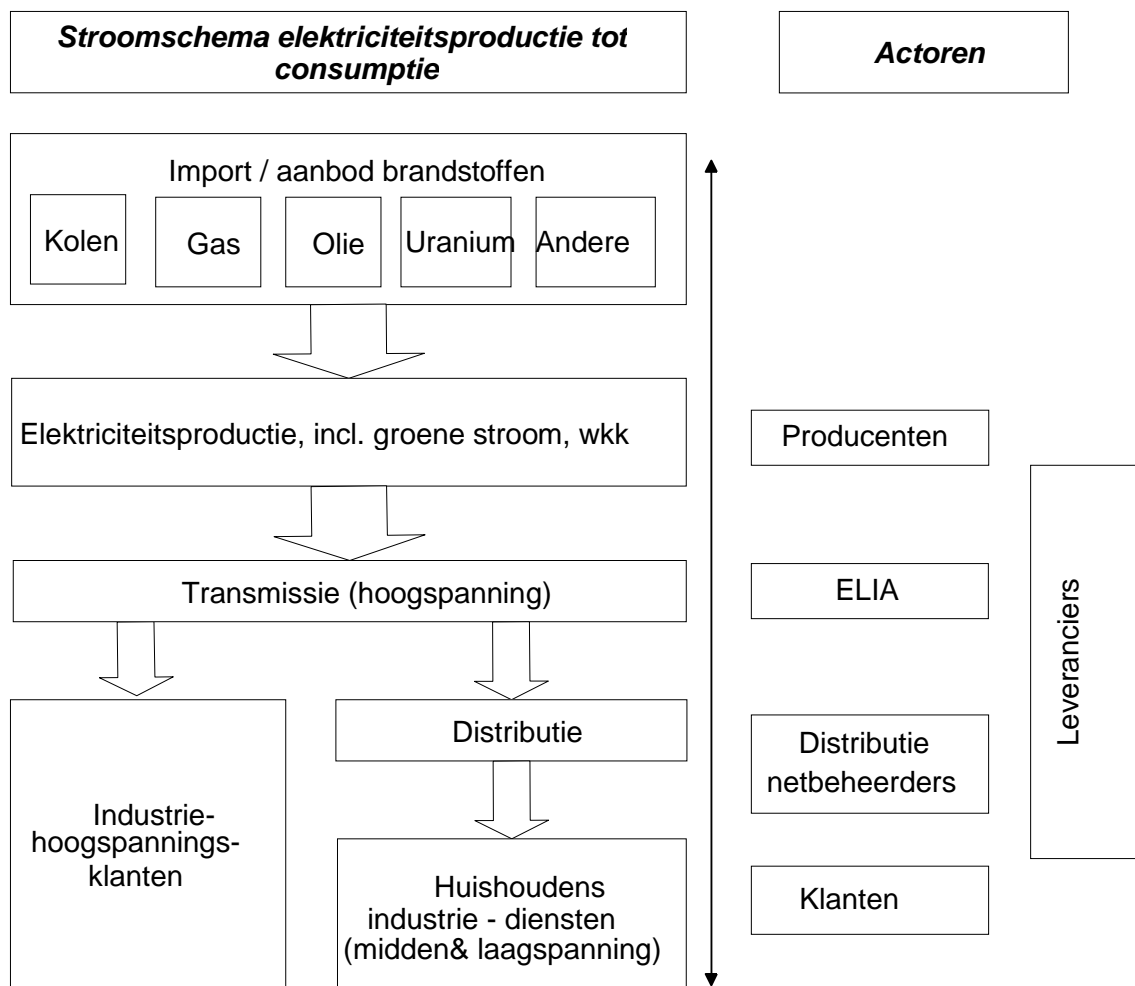
Deze kenmerken bepalen sterk de wijze waarop de markten zijn georganiseerd en hoe het beleid deze sector reglementeert en controleert.

De elektriciteitsproductie wordt door onafhankelijke producenten geïnjecteerd op het hoogspanningsnet net. Dit zorgt voor de transmissie van de elektriciteit onder hoge spanning (70kV – 380 kV) naar hoogspanningsklanten op het distributienet. De elektriciteit wordt verder verdeeld naar:

- hoogspanningsklanten (die rechtstreeks op het hoogspanningsnet zijn aangesloten);
- distributienet waarop klanten op middenspanning (400 V- 70 kV) of laagspanning (240-400V) zijn aangesloten.

Deze beschrijving en Figuur 11 maken abstractie van :

- zelfproductie en eigen verbruik door producenten: deze elektriciteit komt niet op het net.
- een beperkt deel van de productie (vnl. WKK en hernieuwbare) dat is aangesloten op distributienetten met een lagere spanning.
- import naar en export vanuit België. Daarnaast is er nog import en export tussen de gewesten.



Figuur 11: Overzicht van actoren voor productie en verdeling elektriciteit.

5.2.2 Regulering van verdeling van elektriciteit

De exploitatie en uitbouw van het transmissienet is een natuurlijk monopolie, toevertrouwd aan Elia NV., en gereguleerd door de CREG (Commissie voor de Regulering van de Elektriciteit en het Gas). De CREG bepaalt ook de tarieven die Elia aanreken voor de transmissie. De distributienetten zijn de netten die de elektriciteit verdelen vanaf het nationale transmissienet tot aan de uiteindelijke klant (70 kV tot 220V). Tot voor de liberalisering van de elektriciteitsmarkt was de distributie een gemeentelijk monopolie en in de praktijk georganiseerd door zuivere intercommunales, gemengde intercommunales (met privé partner) of gemeentelijke regies. Sinds de liberalisering zijn levering van elektriciteit en beheer van distributienet gescheiden. De beheerders van deze netten worden aangesteld door de VREG (Vlaamse Reguleringsinstantie voor de Elektriciteits- en Gasmarkt). In de praktijk zijn dit de intercommunales of gemeentelijke regies. Omwille van deze natuurlijke monopolies worden de tarieven vastgelegd door de overheid, met name door de CREG (Commissie voor de Regulering van de Elektriciteit en het Gas).

Sinds de liberalisering zijn deze actoren onderscheiden van de leverancier. Leveranciers kopen elektriciteit in bij producenten (of produceren zelf) en verkopen deze door aan klanten. Zij vergoeden Elia en de distributienetbeheerders voor transmissie en distributie.

De grootste producent van elektriciteit in Vlaanderen is Electrabel, maar er zijn ook relatief heel kleine producenten (bv. Aquafin die elektriciteit produceert uit gas van zuiveringsslib). Sinds de liberalisering zijn er verschillende erkende leveranciers en de Vreg maakt hierbij onderscheid naar leveringen aan particulieren, bedrijven en overheden. Voorbeelden van leveranciers van elektriciteit aan particulieren zijn⁵ citypower, ebem, ecopower, electrabel Customer Solutions, Essent Belgium, Luminus, Nuon. Particulieren kunnen vrij hun leverancier kiezen, op voorwaarde dat hij levert in hun woongebied. Sinds de liberalisering kunnen twee bureaus verschillende leveranciers hebben, en hierdoor verschillende tarieven.

Distributienetbeheerders zijn typisch intercommunales of gemeentelijke regies. Voorbeelden zijn IMEA (Intercommunale Maatschappij voor Energievoorziening Antwerpen), MEWO (Intercommunale Maatschappij voor Energievoorziening in West- en Oost-Vlaanderen), INTERELECTRA INTERGEM (Intercommunale Vereniging voor Energieleveringen in Midden-Vlaanderen), IVEKA (Intercommunale Vereniging voor de Elektriciteitsdistributie in de Kempen en het Antwerpse) IVERLEK, ... De distributienetbeheerder hangt af van de plaats van levering (woonplaats) en is dus niet vrij te kiezen. Omdat de vergoedingen voor distributie verschillen tussen distributienetbeheerders kunnen twee klanten van dezelfde leverancier voor hetzelfde type contract verschillende tarieven hebben, afhankelijk van hun distributienetbeheerder.

Zowel de producenten, distributienetbeheerders (incl. Elia) en leveranciers kregen van de overheid een reeks van verplichtingen opgelegd in het kader van sociaal beleid, energie- of milieubeleid. De kosten die hiermee samenhangen, vertalen zich in de prijzen voor elektriciteit. Dit wordt in een volgende paragraaf besproken.

Voor de bespreking van de prijzen en taksen maken we onderscheid tussen klanten van het laagspanningsnet (kleinverbruikers, vooral huishoudens) en het midden- en hoogspanningsnet (industriële (groot)verbruikers). We maken dit onderscheid omwille van deze redenen:

- Per kWh geconsumeerd liggen de gemiddelde externe kosten voor klanten van het laagspanningsnet iets hoger omdat naast de verliezen in het hoogspanningsnet (ruwweg ingeschat op 2,5 %⁶ ook de verliezen voor de distributie van elektriciteit in het laagspanningsnet van belang zijn (ingeschat op een bijkomende 2,5 %).
- Ten tweede zijn de prijzen/tarieven aangerekend door de leveranciers verschillend omdat grotere klanten meer onderhandelingsmacht hebben dan kleinverbruikers. Bovendien is er een extra kost voor distributie van elektriciteit in het laagspanningsnet.
- Ten derde zijn er verschillen in taksen voor industrie en andere klanten. Dit weerspiegelt de vrees van overheden dat taxatie van energie de concurrentiepositie van de industrie nadelig kan beïnvloeden.

Alhoewel er vele tarieven zijn hanteren we 4 type klanten en tarieven. We onderscheiden klanten van het laagspanningsnet (kleinverbruikers: vooral huishoudens) die hogere tarieven kennen dan de klanten van het midden- en hoogspanningsnet (industriële (groot)verbruikers). Ten tweede zijn er taksen die enkel gelden voor huishoudens (bv. energiebijdrage). Voor beide groepen van consumenten onderscheiden we verder een hoger

⁵ Op basis lijst vreg, in alfabetische volgorde. Voor overzicht zie www.vreg.be

⁶ Dit geeft eerder de orde van grootte weer dan een juiste opsplitsing. De totale verliezen voor transport en distributie werden voor de eenvoud afgerond naar boven en evenredig verdeeld over transmissie en distributie.

tarief (dagtarief voor laagspanning en taksen voor huishoudens, gemiddeld voor midden- en hoogspanning + taksen voor industrie) en een lager tarief (nachttarief voor laagspanning-huishoudens, dalurentarief voor industrie).

5.2.3 De opbouw van de prijs van elektriciteit

In een vrije markt kan de leverancier de prijs van elektriciteit bepalen, maar de markt zal hem dwingen om een zo laag mogelijke prijs aan te bieden. De totale prijs van elektriciteit voor de consumenten bestaat uit verschillende componenten. Voor de bespreking ervan volgen we het onderstaande lijstje. De nadruk hierbij ligt op de wijze waarop verschillende beleidsinstrumenten ingrijpen op deze prijscomponenten, en al dan niet bijdragen aan de internalisering van de externe milieukosten. De onderscheiden componenten worden verderop in detail besproken. Eerst bespreken we de definities, in de volgende paragrafen bespreken we de omvang van de verschillende onderdelen.

1. de “naakte” consumptieprijs, welke omvat:

a) Productiekosten van elektriciteit, waaronder.

- vergoeding voor inzet kapitaal, brandstoffen, arbeid en risico⁷;
- ontvangsten voor levering van groenestroomcertificaten en WKK certificaten;
- (in de toekomst) de kost voor verwerven van CO₂ emissierechten.

Deze kosten hangen af van waar en tegen welke voorwaarden de leverancier zijn elektriciteit inkoopt. Deze prijzen zijn niet gekend.

b) Vergoeding voor transmissie en distributie van elektriciteit, waaronder:

- vergoeding voor kosten transmissie en distributie;
- kosten verbonden met de openbare dienstverplichtingen;
- vergoeding voor gemeenten (vóór de liberalisering van kracht werd).

Deze prijzen zijn vastgelegd door de CREG (zie verder) en iedereen betaalt dezelfde prijs voor eenzelfde dienst op hetzelfde net. De prijzen verschillen wel tussen netbeheerders.

2. Vergoeding voor de leverancier, waaronder:

- vergoeding voor zijn beheerskosten, commerciële kosten, risico's;
- kost voor verwerven van groenestroomcertificaten en voor WKK certificaten.

Deze prijzen verschillen tussen de leveranciers, en zijn niet gekend. Leveranciers kunnen hun kosten voor certificaten wel apart vermelden op de factuur.

3. Taksen, waaronder

⁷ In deze optiek is de winst een vergoeding voor ingezette eigen kapitalen en bedrijfsrisico's.

- retributies;
- bijkomende taksen (en heffingen);
- BTW.

Retributies vormen vergoedingen voor diensten rechtstreeks verbonden met de productie of consumptie van elektriciteit. Fiscaal technisch kan het om een taks gaan, maar voor de vergelijking met externe kosten mag het niet tot de taksen gerekend worden. Dit onderscheid wordt verder uitgewerkt.

Taksen zijn voor alle leveranciers in Vlaanderen dezelfde, maar er kan afhankelijk van de taks wel een verschil zijn tussen klanten (bv. huishoudens en industrie.). Deze kostenpost is gekend.

De kenmerken van de markt vertalen zich ook in enkele specifieke kenmerken van de prijzen van elektriciteit.

- Voor de consumenten is de prijs van elektriciteit vrij uniform, zonder direct zichtbare band met de wijze van productie.
- Omwille van de regulering van transmissie en distributie is (in grote lijnen) deze kost voor ieder type consument gelijk.
- Voor huishoudelijke consumenten is er het onderscheid tussen dag en nachttarief, waarbij dagtarief ongeveer tweemaal zo duur is als het nachttarief.
- Voor grotere consumenten (industrie) is de prijs meer complex opgebouwd, met een onderscheid tussen vaste termen (bijvoorbeeld in functie van piekvermogen) en variabele termen (bijvoorbeeld opgenomen elektriciteit in stille en piekuren). Er kan ook een onderscheid gemaakt worden in de mate de klant afschakelbaar⁸ is. De variabele kost voor opnames in piekuren kunnen twee tot drie keer zo hoog zijn als de kost in daluren.

Voor de vergelijking van de externe kosten met de prijzen, en hun evolutie in de tijd focussen we op de gemiddelde prijs voor industrie en dagtarief voor consument.

In de volgende paragrafen bespreken we meer in detail de verschillende onderdelen van deze componenten, en hoe het beleid dit beïnvloed. In paragraaf 5.3 bespreken we de hoogte van deze componenten en hun evolutie van 1990 tot heden.

5.2.4 De invloed van energie- en milieubeleid op de prijzen van elektriciteit: algemeen

Zoals we al aangehaald hebben legt de overheid aan zowel de producenten, distributienetbeheerders (incl. Elia) en leveranciers een reeks van verplichtingen op, in het kader van een sociaal, energie- of milieubeleid. De kosten die hiermee samenhangen, vertalen zich in de prijzen voor elektriciteit.

Voor onze studie onderscheiden we drie types van maatregelen.

⁸ Als klanten afschakelbaar zijn kan de leverancier bij zeer hoge vraag, en dus dure prijzen, de levering verminderen. Dit vertaalt zich ook in de prijs naar die klanten.

1. Een eerste reeks van milieumaatregelen bevindt zich op het niveau van de producenten, met name regelgeving en afspraken (milieubeleidovereenkomst) om emissies te beperken. In Vlaanderen zijn er geen rechtstreekse taken op de uitstoot van deze emissies. In het kader van de implementatie van het Europese beleid met betrekking tot beperking van uitstoot van broeikasgassen worden in 2005 wel verhandelbare CO₂ emissierechten ingevoerd. (zie verder)
2. In een vrije markt kan de overheid de producenten niet dwingen om bijvoorbeeld te investeren in groene stroom of WKK. In het kader van het energiebeleid zijn de leveranciers verplicht om een minimum percentage van groene stroom of WKK-stroom in te kopen. Dit wordt vorm gegeven via de zogenaamde groenestroomcertificaten en WKK certificaten. Producenten van groene stroom en WKK krijgen van de overheid deze certificaten. Dit is dus een bijproduct van hun elektriciteitsproductie, die naast de waarde van de “grijze stroom”, een waarde voor “groene of WKK stroom” levert. Deze certificaten kunnen zij vervolgens verkopen aan de meest biedende leveranciers. Daarnaast zijn er een reeks andere verplichtingen, van sociale aard (minimum levering) of energiebeleid (rationeel energiebeleid, gratis distributie groene stroom,..). Al deze kosten worden doorgerekend aan de consument in de tarieven. Hierbij worden zij soms – al dan niet volledig – voorgesteld als een soort belasting, bijvoorbeeld op de factuur voor de consument.
3. Er zijn tenslotte een reeks van bijkomende belastingen, taken, heffingen, BTW die dienen om specifieke fondsen en beleid te financieren, of om gevoegd te worden bij de algemene middelen.

5.2.5 Effecten op de elektriciteitsprijzen, exclusief taken

De “naakte” consumptieprijs, omvat de volgende componenten.

1) Productiekosten van elektriciteit.

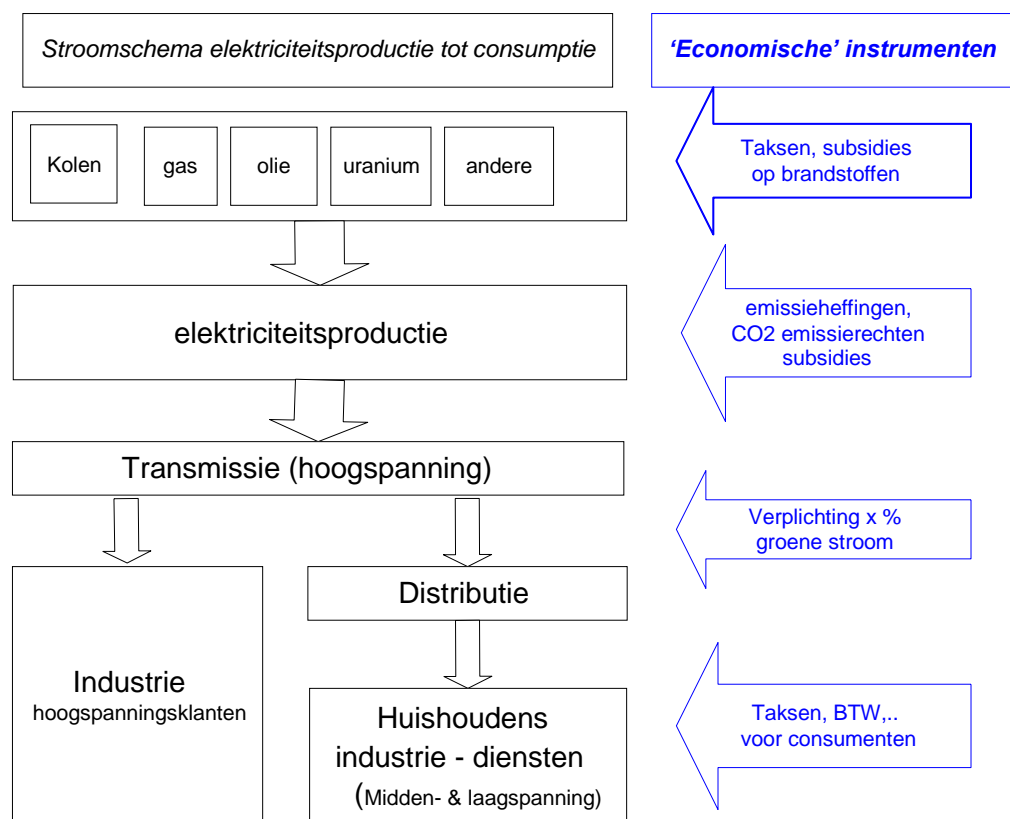
Deze prijs omvat de door de producenten gevraagde vergoeding voor inzet van al de productiemiddelen (brandstoffen, geleend kapitaal, arbeid) en een vergoeding (winstmarge) voor eigen kapitaal en ondernemingsrisico. De producenten kiezen de brandstoffen en technologieën die naar hun inschatting de goedkoopste manier vormen om een kWh te produceren. Zij houden bij de afweging ook rekening met de gecombineerde gevolgen van de milieubeleidsmaatregelen:

- emissienormen voor specifieke installaties, (bv. kosten voor bijkomende filters voor SO₂ of NO_x om te voldoen aan VLAREM);
- afspraken in de milieubeleidovereenkomst (mbo) om voor de sector als geheel emissieplafonds voor SO₂ en NO_x te respecteren. Deze kaders in de uitvoering van de internationale afspraken over emissieplafonds voor deze stoffen;
- ontvangsten uit groenestroomcertificaten (zie ook verder);
- ontvangsten voor WKK certificaten (zie ook verder);

- mogelijke ontvangsten of uitgaven door verkoop of aankoop van CO₂ emissierechten (zie ook verder);
- normen met betrekking tot nucleair afval en provisies voor het beheer en verwijderen van nucleair afval;
- normen met betrekking tot veiligheid en kosten voor verzekering e.d. om aansprakelijkheid met betrekking tot accidenten te dekken.

Het cumulatief effect van deze elementen uit het milieubeleid zal de producenten leiden tot het bijsturen van hun voorkeuren voor brandstoffen (bijvoorbeeld van kolen naar gas of hernieuwbare) of voor technologieën. Omdat dit milieubeleid bijkomende randvoorwaarden voor de productie stelt, zal dit leiden tot een hogere productieprijs per kWh. Anderzijds leidt dit tot lagere emissies en dus lagere externe kosten voor de maatschappij.

We merken op dat de prijzen mogelijk zijn vertekend omwille van subsidies en/of taksen, hetzij voor brandstoffen (bv. in land van herkomst), kapitaalinvesteringen (hernieuwbare, WKK), onderzoek en ontwikkeling, etc. Hier wordt verder in de studie verder geen aandacht aan geschonken.



Figuur 12: Overzicht van de inzet economische instrumenten voor productie en verdeling van elektriciteit.

2. Ontvangsten voor levering van groenestroomcertificaten.

*Wat zijn groenestroomcertificaten?*⁹ Producenten van de zogenaamde groene stroom in Vlaanderen kunnen voor elke MWh geproduceerde groene stroom een groene stroomcertificaat bij de VREG aanvragen. Deze certificaten hebben voor de producenten een positieve marktwaarde, want de leveranciers van elektriciteit moeten een minimaal aantal groene stroomcertificaten (geleverd door de VREG of CREG), inleveren. Dit minimum aantal hangt af van de totale MWh door hen geleverd, en het vastgelegde minimum percentage voor groene stroom (van 0,8 % in maart 2003, over 1,2 % en 2 % in respectievelijk maart 2004 en maart 2005 tot 6 % in 2010). De lijst van energiebronnen die als groene stroom erkend worden zijn:

- Zonne-energie
- Windenergie
- Waterkracht
- Getijdenenergie
- Golfslagenergie
- Geothermie
- Biogas
- Stortgas
- Rioolwaterzuiveringsgas
- Biomassa (Biomassa is de biologisch afbreekbare fractie van producten, afvalstoffen en residuen van de landbouw (met inbegrip van plantaardige en dierlijke stoffen), de bosbouw en aanverwante bedrijfstakken, evenals de biologische fractie van industrieel en huishoudelijk afval)

Wat is het effect van groenestroomcertificaten op de productie en prijs van elektriciteit?

De maatregel beoogt om de productie van groene stroom, die duurder is dan conventionele of grijze stroom, te bevorderen en een minimum percentage aan groenestroomproductie te

⁹ Op het moment van afsluiting van deze studie (feb 2005) is er enige onduidelijkheid gerezen over de toepassing van het systeem van groene stroomcertificaten. De Raad van State schorste immers op 23 december 2004 de artikels 15 en 18 van het uitvoeringsbesluit van 5 maart 2004 inzake de bevordering van elektriciteitsopwekking uit hernieuwbare energiebronnen. Artikel 18 betreft de gratis distributie van groene stroom. Dit artikel werd reeds opgeheven ingevolge Hoofdstuk XI van het programmadecreet van 24 december 2004. Artikel 15 van het besluit hernieuwbare energie bepaalt welke certificaten in aanmerking komen om te voldoen aan de certificatenverplichting. Door de schorsing van dit artikel kunnen op 31 maart 2005 geen certificaten voorgelegd worden om te voldoen aan de verplichting; dit terwijl de certificatenverplichting wél blijft bestaan. Volgens de Raad van State kan de beperking van de aanvaarding van certificaten tot certificaten toegekend voor elektriciteitsproductie in het Vlaamse Gewest, of van off-shore gebieden, een miskennis betekenen van het vrij verkeer van goederen binnen de Belgische economische en monetaire Unie. De implicaties van deze schorsing en hoe de Vlaamse regering dit probleem zal oplossen zijn op het moment van afsluiten van de studie niet gekend.

garanderen. Groenestroomproductie zal rendabel worden als de marktwaarde van de certificaten de meerkost van groene stroom productie compenseert. Productie van groene stroom wordt dus rendabel als de ontvangsten uit groenestroomcertificaten die meerkosten compenseren. Ter illustratie: In 2003 werden bv. bijna 300.000 certificaten uitgereikt door de VREG. Eén certificaat komt overeen met 1 MWh groene stroom.

De waarde van de verhandelde groenestroomcertificaten wordt enerzijds bepaald door de markt en anderzijds door begeleidende maatregelen die leiden tot de facto minimum- en maximumtarieven. De gemiddelde marktwaarde voor periode 1/4/04 tot 31/10/04 gemiddeld 108 euro. De VREG noemt de markt voor groenestroomcertificaten 'weinig liquide en vrij intransparant'. De prijzen lijken dicht aan te leunen bij de voorziene boetes.

De marktwaarde van een certificaat kan in principe niet hoger zijn dan de boete die leveranciers krijgen als zij over onvoldoende certificaten beschikken. De voorziene administratieve boetes lopen op van 75 euro per ontbrekend certificaat in 2003, 100 euro in maart 2004 tot 125 euro vanaf maart 2005. Zij spijzen het Fonds hernieuwbare Energiebronnen. Als dit bedrag niet volstaat om de meerkosten van groene energie te compenseren, zal het systeem niet leiden tot meer hernieuwbare energie, maar tot het betalen van boetes. In dit geval werkt het certificaten systeem ongeveer als een heffing, waarvan de opbrengst terug naar de sector wordt gerecycleerd voor de financiering van allerlei maatregelen ter stimulering van hernieuwbare energie.

Voor groene stroom uit nieuwe installaties is een minimumwaarde van de certificaten gewaarborgd, teneinde de groene stroomproducenten een minimum aan zekerheid te geven om hun investeringen terug te verdienen. Concreet vertaalt zich dit in een minimumprijs waaraan producenten van groene stroom hun certificaten kunnen verkopen. Ten eerste bestaat een federale regeling die minimumprijzen garandeert (zie Tabel 15), en in dit kader Elia verplicht om aan vastgestelde minimumprijzen groenestroomcertificaten op te kopen. Deze steunmaatregel loopt over 10 jaar. Ten tweede bestaat een Vlaamse regeling. Voor Vlaanderen is in april 2004 een wijziging goedgekeurd van het elektriciteitsdecreet die de netbeheerders verplicht een minimumsteun toe te kennen die hoger is dan deze in het koninklijk besluit¹⁰ (exclusief off shore) (zie Tabel 15). Voor zonne-energie loopt deze maatregel over 20 jaar, en gaat deze regeling in voor nieuwe installaties vanaf 2006.

Elia en/of de netbeheerders in Vlaanderen kunnen deze certificaten dan verder verkopen op de markt. Uiteindelijk zal de eventuele meerkost zich dan vertalen in de tarieven voor transmissie (Elia) en/of distributie. Deze totale kost wordt voor Elia als beperkt ingeschat¹¹. Voor netbeheerders in Vlaanderen hebben we geen informatie.

De gegarandeerde minimumprijzen voor de certificaten zijn afhankelijk van het soort brandstof/technologie. Merk op dat de minimumprijs voor zonne-energie hoger is dan de marktprijs en boete voor een certificaat. Dit betekent dat het systeem van certificaten niet neutraal is voor de verschillende hernieuwbare bronnen en dat zonne-energie een belangrijk bijkomende financiële steun krijgt die de hoge kostprijzen enigszins compenseert.

¹⁰ <http://jsp.vlaamsparlement.be/docs/stukken/2003-2004/g2188-5.pdf>

¹¹ Bron: User Groep Elia schat dit in op 20000 euro.

Tabel 15: Minimumprijs voor groenestroomcertificaten (euro/MWh).

Technologie	Federaal via Elia	Vlaanderen, via netbeheerders
Off shore windenergie	90	
On Shore windenergie	50	80
Waterkracht	50	95
Zonne-energie	150	450
Andere (waaronder biomassa en biogas)	20	80

De steunmaatregelen lopen over 10 jaar voor nieuwe installaties vanaf 2006 (voor zonne-energie in Vlaanderen over 20 jaar).

Bron : www.elia.be (november 2004), en <http://jsp.vlaamsparlament.be/docs/stukken/2003-2004/g2188-5.pdf>

De houders van certificaten kunnen – binnen bepaalde perken - ook certificaten opsparen voor de volgende jaren. Gelet op de stijgende boetes kan dit een interessante investering zijn. In de eerste jaren van invoering heeft dit systeem zowel geleid tot uitkering en verhandeling van certificaten, tot het opsparen van certificaten als tot betaling van boetes (VREG, 2003). Voor 2002 werden echter maar 37 % van de nodige certificaten ingeleverd, voor de rest werd dus een boete betaald. Er werden echter meer certificaten uitgereikt (namelijk voor 64 % van het quotum), deze certificaten werden dus door de sector opgespaard.

Doorrekening van de kosten naar de consument.

De certificaten worden aangekocht door de leveranciers van elektriciteit, welke op het einde van elke inleveringsronde over voldoende certificaten moeten beschikken. De aankoopkost van deze certificaten verschijnt dus terug als een extra kost van de distributie van elektriciteit. Uiteindelijk betaalt de consument de meerkost voor een gegarandeerd aandeel van groene stroom. De financiële stromen tussen de actoren onderling beïnvloeden deze kostprijs niet.

De kosten verbonden aan het systeem van groenestroomcertificaten worden door de leveranciers vaak voorgesteld alsof het een heffing of taks is van de overheid (bijvoorbeeld onder de hoofdding “bijdrage groene stroom” op de factuur), terwijl het weliswaar een verplichting is maar met de bedoeling en mogelijkheid voor de leverancier die zo efficiënt mogelijk in te vullen.

De VREG merkt op dat het bedrag dat op deze wijze wordt doorgerekend niet lijkt overeen te stemmen met de werkelijke meerkost die een leverancier door deze verplichting te dragen heeft (VREG, 2003). Anderzijds zijn het ook niet de totale kosten, omdat er ook kosten bij producenten en netbeheerders kunnen zitten.

Op basis van de post ‘bijdrage groene stroom op de factuur’ was de orde van grootte van de kost van deze maatregel voor 2003 1,1 euro/MWh. Hoewel het systeem is ingevoerd sinds 2002 hebben we voor 2002 geen data aangezien ze toen nog niet apart vermeld werden op factuur.

Als we ervan uitgaan dat de boete een bovengrens vormt voor deze kost, dan kunnen we de meerkost van deze maatregel voor de inleverperiode 2002-2003 inschatten op maximaal 0,6 euro/MWh (0,8 % aandeel groene stroom aan 75 euro per certificaat of 75 euro per MWh).

Volgens deze redenering stijgt de kost jaarlijks van bijvoorbeeld 1,2 euro/MWh voor 2003-2004 tot maximaal 7,5 euro/MWh voor 2010 (6 % aandeel groene stroom aan 125 euro per certificaat of 125 euro per MWh).

In alle gevallen zullen de certificaten de prijs, die leveranciers betalen aan producenten voor elektriciteit zelf (de prijs voor grijze stroom of de grijswaarde van groene stroom), niet fundamenteel beïnvloeden. De leverancier van elektriciteit zal de kost voor certificaten of boetes doorrekenen aan de consument.

De kost van de certificaten kunnen we dus niet als een taks beschouwen. De boetes die betaald worden hebben wel het karakter van een taks. Boetes betekenen dat er te weinig groene stroom wordt geproduceerd, en dit vertaalt zich in hogere externe kosten dan wanneer de doelstelling zou worden gehaald. Voor deze studie rekenen we daarom deze boetes mee als een soort taks. Deze boetes mag men wel niet bovenop de prijzen tellen, want ze zitten al verrekend in de tarieven voor de consumenten.

3. Ontvangsten voor levering van warmtekrachtcertificaten.

Wat zijn warmtekrachtcertificaten, (afgekort WKK-certificaat) ? Hiervoor geldt dezelfde redenering als voor groenestroomcertificaten. (vanaf 2005). Ook hier zijn voor de leveranciers verplichtingen opgelegd om voor een minimaal aandeel elektriciteit te leveren uit kwalitatieve WKK. Zij lopen op van 1,19 % in 2005 tot 5,23 % in 2010. Als de leveranciers van elektriciteit onvoldoende certificaten kunnen voorleggen, zullen zij een administratieve boete moeten betalen van 45 euro per ontbrekend certificaat.

Wat is het effect op de prijs? Het effect is gelijkaardig als dat van groenestroomcertificaten.

Als we er ook hier van uitgaan dat de boete een bovengrens vormt voor deze kost, dan kunnen we de meerkost van deze maatregel tegen 2010 inschatten op 2,35 euro/MWh (5,23 % aandeel groene stroom aan 45 euro per certificaat of 45 euro per MWh).

4. Kost voor verwerven van CO₂-emissierechten.

Met ingang van 2005 zal de producent ook emissierechten moeten hebben voor zijn CO₂ emissies. Het gedrag van producenten en de prijzen van elektriciteit kunnen hierdoor op drie manieren wijzigen:

- In de mate dat hij er in het kader van de invoering van de verhandelbare emissierechten te weinig of teveel heeft, zal hij er moeten bijkopen of eventueel verkopen.
- Producenten zullen overschakelen naar minder CO₂-intensieve brandstoffen of technologieën als dit goedkoper is dan het aankopen van extra CO₂ emissierechten.
- Als bovenvermelde opties duurder zijn dan de boete, kan de producent ook de boete betalen.

De kosten van zowel aankoop emissierechten als overschakelen naar andere brandstoffen of technologieën zullen dan ook weerspiegeld worden in de productiekost van elektriciteit.

5. Vergoeding voor transmissie en distributie van elektriciteit

Deze onkostenpost omvat drie luiken.

- A) De vergoeding voor ingezette productiemiddelen voor transmissie en distributie van elektriciteit, vergelijkbaar met deze voor de productie van elektriciteit.
- B) Kosten die voortvloeien uit openbare dienstverplichtingen, zoals gratis distributie groene stroom, aankoop groenestroomcertificaten tegen minimumprijzen, rationeel energiegebruik en sociale dienstverplichtingen.
- C) Vergoeding aan gemeenten voor gebruik van hun monopolierecht op distributie.

A) Kosten van transmissie en distributie:

Met transmissiekosten wordt hier bedoeld de kosten om gebruik te maken van het nationale transmissienet, onder hoge spanning. (70 tot en met 380 kV). De exploitatie en uitbouw van het transmissienet is een natuurlijk monopolie, toevertrouwd aan Elia. De distributienetten zijn de netten die de elektriciteit verdelen vanaf het nationale transmissienet tot aan de uiteindelijke klant (70 kV tot 220V). De beheerders van deze netten worden aangesteld door de VREG. In de praktijk zijn dit de intercommunales of gemeentelijke regies.

Omwille van deze natuurlijke monopolies legt de overheid, met name de CREG (Commissie voor de Regulering van de Elektriciteit en het Gas), de tarieven vast. De CREG baseert zich voor het goedkeuren van de transport- en distributietarieven op reële kosten en een redelijke winstmarge. Ze houdt rekening met de verschillen in kosten tussen de verschillende netbeheerders. De werkelijke kosten voor het beheren van het transportnet (transmissienet) zijn anders dan deze van de distributienetten, en de werkelijke kosten van de verschillende distributienetbeheerders verschillen onderling omdat de distributienetten niet steeds dezelfde structuur hebben (bijvoorbeeld omwille van verschillen tussen agrarische en stedelijke gebieden).

B) Kosten met betrekking tot openbare dienstverplichtingen.

In deze tarieven zitten ook een reeks van kosten verrekend die te maken hebben met openbare dienstverplichtingen.

- In uitvoering van het elektriciteitsdecreet moeten netbeheerders de distributie van elektriciteit uit hernieuwbare energiebronnen, met uitzondering van aansluiting, gratis uitvoeren. In de uitvoering van dit principe gold dit eerst voor zowel Vlaamse als niet-Vlaamse groene stroom, waarna dit beperkt is tot Vlaamse en tenslotte Belgische elektriciteit. De meerkost voor Elia wordt ingeschat op 0,085 euro/MWh; de meerkost voor de distributie is niet gekend. Deze verplichting wordt afgeschaft in 2004 (Elia users group, 2003, p31).
- De netbeheerders hebben verplichtingen om rationeel energiegebruik bij hun klanten te stimuleren. Elia rekent deze kost aan als een tarief toeslag (0,077 euro/MWh) (Elia users group, 2003). Bij andere netbeheerders zit dit verrekend in het tarief.
- Sinds 2002 heeft elk huishouden in Vlaanderen recht op een jaarlijkse toekenning van een hoeveelheid gratis elektriciteit (minimum 100 kWh + 100 kWh per gezinslid).

- Er is verder een minimale levering van elektriciteit gegarandeerd.
- Verplichtingen m.b.t. openbare verlichting.

C) Vergoeding voor gemeenten

Omdat de gemeenten ingevolge de wet van 1925 een monopolie hebben op de distributie van elektriciteit, konden zij een soort monopolierente verwerven op deze distributie. Per verkochte kWh ging een winst naar de gemeenten in orde van grootte van 12,5 tot 17,5 euro/MWh (Pepermans, 2002). In het kader van de liberalisering van de energiemarkt is het beheer van de distributienetten en de levering van elektriciteit van elkaar losgekoppeld. In de nieuwe situatie krijgen de beheerders van de netten een vastgestelde vergoeding (zie hierboven). De gemeenten verliezen op deze wijze hun vroegere inkomsten. Om de inkomensverliezen voor de gemeenten te compenseren is een nieuwe taks, de zogenaamde Elia-heffing, voorgesteld (zie verder).

De orde van grootte van de kost voor transmissie en distributie bedraagt 50 euro/MWh, en distributie neemt 80 % van deze kost voor zijn rekening. De kosten van distributie verschillen sterk tussen de netbeheerders en variëren van 36 tot 69 euro/MWh (CREG, 2003, p. 40, range voor België).

5.2.6 Heffingen en taksen op elektriciteit

In deze paragraaf bespreken we de belastingen op elektriciteit. We maken hierbij onderscheid tussen retributietaksen en bijkomende heffingen en taksen op elektriciteit, en volgen dus bijvoorbeeld niet de vaak gemaakte indeling tussen federale en Vlaamse taksen. De voornaamste heffingen en taksen zijn samengebracht in Tabel 16.

Tabel 16: Overzicht van taksen op elektriciteit in Vlaanderen.

Benaming taks	Retributie	Bijkomende taksen	Huis houdens	Industrie
Federale heffing: bijdrage voor financiering CREG	X		2001	2001
Kyoto fonds		X	2003	2003
denuclearisatiefonds	x(2)	x (2)	2003	2003
sociaal fonds energie		X	2002	2002
Energiebijdrage, fonds sociale zekerheid		X ¹²	1993	
Voorstel voor zgn. Elia-heffing financiering gemeenten		X	Voorstel (1)	Voorstel(1)
BTW		X	voor 1990	voor 1990

(1) De Elia-heffing is momenteel niet in voege (januari 2005); de Vlaamse Regering zal nog beslissen of deze heffing effectief zal worden ingevoerd. De industrie zou tot op zekere hoogte worden vrijgesteld.

(2) Dit kan zowel als een retributie of als een taks worden beschouwd. Wij verrekenen het mee als een taks.

Bron : Federale Overheidsdienst Economie, KMO, Middenstand & Energie; elektriciteitsrekeningen en informatie van de CREG.

De federale bijdrage wordt geheven op de tarieven voor transmissie (Elia tarieven), en is dus toepasbaar op alle gebruikers. Ze financiert 4 onderscheiden fondsen. De hoogte van de bijdrage per kWh wordt berekend aan de hand van de nodige opbrengst voor het fonds en dit te delen door de afgenomen kWh. De energiebijdrage is enkel voor klanten laagspanning.

1. Retributies

Onder retributies verstaan we taksen of heffingen die dienen als financiering voor dienst die rechtstreeks verband houdt met het gebruik dat men hiervan maakt.

De CREG (Commissie voor de Regulering van de Elektriciteit en het Gas) is een het autonoom, federaal organisme voor de regulering van de gas- en de elektriciteitsmarkt in België. Het is een autonoom organisme dat naast een adviserende rol toezicht en controle uitoefent op de toepassing van de wetten en reglementen met betrekking tot elektriciteit en gas. De financiering van de CREG gebeurt via het CREG-fonds dat gespijsd wordt door de transmissienetbeheerder voor elektriciteit, Elia, en de aardgasleveranciers. Elia rekent deze heffing door aan zijn klanten. (8 miljoen euro in 2003)(enkel luik elektriciteit). Wij beschouwen dit als een retributie omdat de bijdrage dient om een specifieke controledienst te financieren die rechtstreeks verband houdt met het gebruik van elektriciteit.

De bijdragen voor de andere fondsen gefinancierd met de federale bijdrage rekenen we tot bijkomende taksen en heffingen omdat zij de financiering van andere doelstellingen betreft. (zie verder).

De werkingskosten van de VREG worden betaald uit de algemene middelen van de Vlaamse begroting¹³. Het Elektriciteitsdecreet voorziet wel de invoering van een heffing op de exploitatie van een distributienet met een maximale opbrengst van euro 2,231 miljoen. De

¹² Merk op dat in de synthesesetekst van het MIRA-T 2004 rapport deze taks verkeerd als een retributie is voorgesteld. Het is echter een taks, ingevoerd ter vrijwaring van de competitiviteit en spijst het fonds voor de sociale zekerheid. Industrie is vrijgesteld van deze taks.

¹³ Bron: VREG, veel gestelde vragen, www.vreg.be

middelen komen terecht in de globale middelenbegroting. De globale opbrengst stemt overeen met de dotatie die de VREG ontvangt van de Vlaamse overheid.

2. Bijkomende heffingen en taksen

Federale bijdrage:

Naast de financiering van de CREG (zie hierboven) zijn er nog drie componenten van de federale bijdrage op elektriciteit.

- Bijdrage voor de financiering van de denuclearisatie van de nucleaire sites, (ook fonds voor het nucleair passief genoemd of aangeduid met NIRAS-fonds omdat het NIRAS dit fonds beheert). (38 miljoen euro in 2003) De financiering van de denuclearisatie van de sites in Mol-Dessel gebeurde vroeger door de producenten (Elia users group, 2003, p10). Deze bijdrage zien we niet (volledig) als een retributieheffing. Het betreft weliswaar een financiering van een dienst die rechtstreeks te maken heeft met (nucleaire) elektriciteitsproductie. Omdat ze geheven wordt op alle elektriciteit is er echter geen rechtstreekse band meer met deze dienst.
- Bijdrage voor het Kyoto fonds (25 miljoen euro in 2003):
- Bijdrage aan het "Sociaal fonds voor Energie" voor de financiering van de openbare dienstverplichtingen (ODV). (25 miljoen euro in 2003) Deze bijdrage wordt soms ook de ODV bijdrage genoemd. Via een heffing op elektriciteit (en aardgas) wordt het "Sociaal fonds voor Energie" bij de CREG gespijsd dat op zijn beurt OCMW's in België financiert voor de begeleiding en financiële steunverlening aan de meest hulpbehoevenden inzake energielevering. De bijdrage per kWh wordt berekend aan de hand van de nodige middelen voor het fonds en de verbruikt kWh. Noteer dat voor 2002 het lijkt alsof de heffing veel hoger was dan voor 2003, maar in 2002 werd zij enkel geheven op elektriciteit verbruikt in de laatste 2 maanden.

Energiebijdrage.

De energiebijdrage vindt zijn grondslag in de wet van 22 juli 1993 tot instelling van een bijdrage op de energie ter vrijwaring van het concurrentievermogen en de werkgelegenheid. Deze bijdrage wordt onder meer geheven op het verbruik van elektrische energie en aardgas. De middelen zijn bestemd voor de financiering van de sociale zekerheid (Fonds voor het financieel evenwicht van de sociale zekerheid). De bijdrage moet enkel betaald worden door de laagspanningsklanten en werd in augustus 2003 verhoogd van 1,3634 euro/MWh tot 1,9088 euro/MWh. De energiebijdrage wordt geïnd via de leveranciers.

Voorstel voor Elia-heffing ter financiering van de gemeenten.

Dit voorstel voor taks dient ter compensatie van de inkomensverliezen voor gemeenten tengevolge de liberalisering van de elektriciteitsmarkt. Dit zou gebeuren door een toeslag op de tarieven van Elia, de zogenaamde "Elia-heffing". Het artikel over de financiering van de gemeenten werd niet uitgevoerd in 2003. De Kamer keurde op 16.07.2004 het ontwerp op de "Elia-heffing" goed, die zij met terugwerkende kracht vanaf 01.05.2004 wil invoeren. In Vlaanderen zou deze heffing 4,3 euro/MWh bedragen en bedrijven zouden niet worden belast op hun gebruik boven een plafond van 25 GWh/jaar. De Elia-heffing is momenteel niet in voege (november 2004) en de Vlaamse Regering zal nog beslissen of deze heffing effectief zal worden ingevoerd.

3. BTW

De belasting op toegevoegde waarde wordt geheven op alle kostencomponenten, inkooprij elektriciteit, vergoeding transmissie en distributie en taksen. Het BTW-tarief is van 17 % in 1990 gestegen naar 21 %.

In tegenstelling tot bovenvernoemde taksen is dit een algemene taks, die geldt voor alle economische activiteiten. Hij wordt om die reden vaak niet meegenomen voor de vergelijking van externe kosten en taksen. Voor onze vraagstelling nemen we BTW wel mee maar houden we hem apart. De redenen waarom zijn uitgewerkt in paragraaf 6.1.2.

5.3. Overzicht evolutie van prijzen en taksen van elektriciteit

5.3.1 De methode

Voor de vergelijking van de externe kosten met de prijzen, en hun evolutie in de tijd, hanteren we de gemiddelde prijs voor midden- en hoogspanning (industrie) en als indicator voor laagspanning hanteren we het dagtarief voor de huishoudens. Voor beide groepen van consumenten bekijken we in hoofdstuk 6.2 (vergelijking externe kosten met taksen) daarnaast ook lagere tarieven voor de daluren (voor huishoudens is dit het nachttarief).

De lopende totale consumptieprijzen in euro/GJ (MIRA) werden omgerekend naar constante prijzen voor 2000 in euro/MWh. Verder werd, aan de hand van een analyse van taksen en heffingen, elektriciteitsrekeningen en informatie van de CREG, deze totale consumptieprijs opgesplitst naar een 'naakte consumptieprijs' (energie, transport en distributiekosten, vergoedingen leveranciers), 'extra taksen en bijdragen' en 'BTW'.)

Sinds de liberalisering is er geen systematische informatie meer over de prijzen voor industriële klanten. We hebben de evolutie van de prijzen zoals Eurostat die inschat meegenomen om op basis van de gegevens voor 2000 de prijzen tot 2002 in te schatten. Dit is evenwel een benadering, gebaseerd op de steekproef van Eurostat.

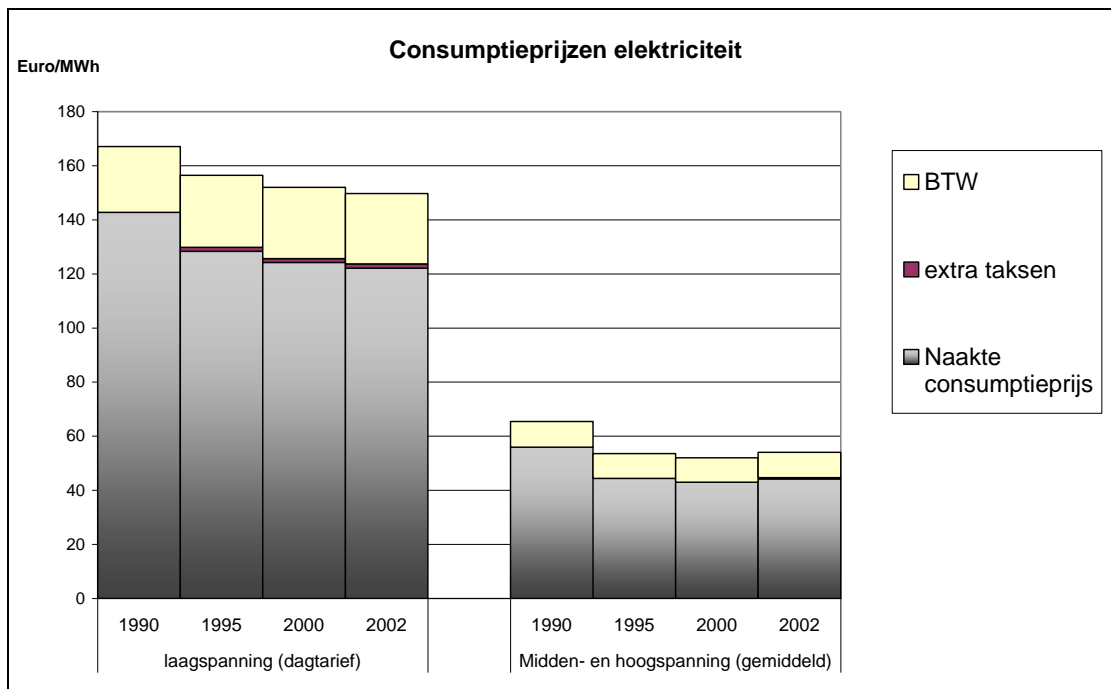
Bij de data voor Figuur 13 rekenen we groenestroom- of WKK-certificaten niet tot de taksen, omdat dit geen taksen zijn (ook al kunnen facturen het anders laten vermoeden). We houden evenmin rekening met de boetes die betaald worden voor gebrek aan certificaten, omdat

deze informatie ons niet gekend is, en eventuele boetes zullen doorgerekend zijn in de marge die de leverancier aan zijn klanten aanrekent. Zoals hierboven vermeldt zou men eventuele boetes wel tot de 'taksen' kunnen rekenen, op basis van bv. de OECD definitie van milieutaksen.

5.3.2 Evolutie van prijzen en taksen.

Figuur 13 illustreert de volgende grote lessen:

- De naakte consumptieprijs is sinds 1990 stapsgewijs gedaald voor zowel huishoudens (gemiddeld - 15 % in 2002 t.o.v. 1990) als voor industrie (gemiddeld - 23 % in 2000 t.o.v. 1990)
- De extra taksen en bijdragen zijn gestegen in die periode, vooral de stijging van het BTW-tarief van 17 % naar 21 % is hiervoor belangrijk.
- De invoering van specifieke taksen op elektriciteit, in het bijzonder de energiebijdrage (1993) en een reeks bijkomende taksen sinds 2001, zijn in verhouding weinig belangrijk. Ze maakten in 2002 amper 1,2 % uit van de totale prijs (dagtarief) voor huishoudens en 0,65 % voor industrie (gemiddelde prijs).
- Het samenspel van al deze factoren resulteert in een daling van de totale prijs van elektriciteit inclusief taksen, met 10 % voor huishoudens (2002 t.o.v. 1990, dagtarief) en 18 % voor industrie.
- Uitgedrukt in euro/MWh vormt de BTW de belangrijkste taks. Het absolute bedrag varieert mee met de prijs van elektriciteit.



Figuur 13: Overzicht van de evolutie van de naakte consumptieprijzen, bijkomende taken en BTW voor laagspanning (dagtarief) en midden en hoogspanning (gemiddelde).

Na 2002 zijn de bijkomende taken nog wel verder gestegen (energiebijdrage) of bijkomend ingevoerd (federale bijdrage). Tabel 17 toont dat de laatste jaren de bijkomende taken sterk gestegen zijn.

Tabel 17 geeft de evolutie van de retributies, bijkomende taken en BTW van 1990 tot en met 2004, en geeft ook aan hoe hoog hun aandeel was in de totale prijs van elektriciteit. De impact van deze specifieke taken op de prijzen is relatief beperkt (+ 2 %). De voornaamste belasting op elektriciteit, uitgedrukt in euro/MWh is de BTW (21 %). In vergelijking met andere Europese landen zijn onze specifieke taken laag, en is de BTW relatief hoog. De totale belasting per MWh is vergelijkbaar met het Europese gemiddelde.

Voor huishoudens is de totale belasting (alle taken + BTW) gestegen van 14,6 % van de totale consumptieprijs (naakte prijs + taken + BTW) in 1990 tot 18,3 % in 2002. In 2003 en 2004 is dit verder gestegen tot iets bijna 20 %.

Voor de industrie zijn voor de ganse periode zowel de taken als de BTW per MWh lager. De BTW is hierbij berekend aan het gemiddelde tarief voor midden- en hoogspanning. Het aandeel van de totale taks is gestegen van minder dan 15 % in 1990 tot bijna 20 % in 2004.

Tabel 17: Overzicht van evolutie taksen en BTW op elektriciteit in Vlaanderen, en van hun aandeel in de totale prijs van elektriciteit (in %) voor huishoudens en industrie.

Huishoudens (dagtarief)							
Euro/MWh	1990	1995	2000	2002	2003	2004	2004s
<i>retributies (ter info)</i>	0	0,13	0,25	0,24	0,10	0,10	0,10
bijkomende taksen	0	1,46	1,36	1,39	2,71	3,15	3,15
<i>Elia-heffing + boetes GSC</i>	0	0	0	0	0	0	5,00
totale taks	0	1,46	1,36	1,39	2,71	3,15	8,15
BTW	24,36	26,60	26,38	26,00	26,00	26,00	26,00
totale belasting	24,36	28,06	27,75	27,39	28,71	29,15	34,15
aandeel taks in totale prijs	0 %	0,93 %	0,90 %	0,93 %	1,79 %	2,08 %	5,25 %
aandeel taks + BTW in totale prijs	14,6 %	17,9 %	18,3 %	18,3 %	18,7 %	19,4 %	22,0 %
Industrie (gemiddeld tarief)							
Euro/MWh	1990	1995	2000	2002	2003	2004	2004s
<i>retributies (ter info)</i>	0	0	0	0,12	0,11	0,08	0,08
bijkomende taksen	0	0	0	0,30	1,18	1,31	1,31
<i>Elia-heffing + boetes GSC</i>	0	0	0	0	0	0	2,50
totale taks	0	0	0	0	1,18	1,31	3,81
BTW	9,51	9,13	8,99	9,38	9,38	9,38	9,38
totale belasting	9,51	9,13	8,99	9,68	10,55	10,69	13,19
aandeel taks in totale prijs	0 %	0 %	0 %	0,6 %	2,1 %	2,4 %	6,7 %
aandeel taks + BTW in totale prijs	14,5 %	17,1 %	17,3 %	17,9 %	19,2 %	19,7 %	23,3 %

Alle taksen en prijzen uitgedrukt in prijzen van 2000.

Veronderstelling dat naakte consumptieprijs 2003 en 2004 = 2002

GSC = groenestroomcertificaten

2004s = een sensitiviteitsanalyse met ruimere definitie van taksen = Elia-heffing + boetes groenestroomcertificaten, veronderstellingen, zie wetenschappelijk achtergronddocument.

Retributies (CREG bijdrage) zijn weergegeven ter informatie. (ter info)

Bron : Federale Overheidsdienst Economie, KMO, Middenstand & Energie; elektriciteitsrekeningen en informatie van de CREG.

Voor huishoudens is de totale belasting (alle taksen + BTW) gestegen van 14,6 % van de totale consumptieprijs (naakte prijs + taksen + BTW) in 1990 tot 18,3 % in 2002. In 2003 en 2004 is dit verder gestegen tot iets bijna 20 %.

Voor de industrie zijn voor de ganse periode zowel de taksen als de BTW per MWh lager. De BTW is hierbij berekend aan het gemiddelde tarief voor midden- en hoogspanning. Het aandeel van de totale taks is gestegen van minder dan 15 % in 1990 tot bijna 20 % in 2004.

Voor 2004 is ook een sensitiviteitsanalyse gedaan waarbij we rekening houden met een ruimere interpretatie van de taksen, en hebben we de geplande Elia-heffing en de boetes voor groenestroomcertificaten in rekening gebracht. Voor huishoudens verdubbelen dan de specifieke taksen op elektriciteit t.o.v. 2004 en stijgt de totale belasting tot 22 % van de totale consumptieprijs. Voor industrie verdriedubbelen op elektriciteit t.o.v. 2004 en stijgt de totale belasting tot 23,3 % van de totale consumptieprijs. Hierbij moeten we wel 2 opmerkingen maken. De voornaamste component is deze sensitiviteitsanalyse is de geplande Elia-heffing, waarvan zowel de invoering als eventuele modaliteiten niet vast staan. Ten tweede moeten we voorzichtig zijn met de vergelijking over de tijd. Voor de liberalisering droeg de consument van elektriciteit reeds bij aan de financiering van de gemeenten, via de

dividenden die de gemeenten ontvingen uit de verkoop van elektriciteit via de intercommunales. Deze 'indirecte taks' werd verrekend in de naakte consumptieprijis. Deze evolutie blijkt evenwel niet uit onze tijdsreeks voor taksen.

Bovenstaande analyse is gebaseerd op gemiddelde prijzen. Prijzen kunnen echter sterk uiteenlopen voor verschillende groepen (groot of kleinverbruikers) en afhankelijk van het aandeel van afname tijdens piek- of daluren. Voor zowel huishoudens als industrie geldt dat de tarieven in de daluren goedkoper kunnen zijn (afhankelijk van contract en bijvoorbeeld plaatsing meter nachttarief bij huishoudens).

Bij de huishoudens is de daling van de energieprijzen na 1995 vooral van toepassing voor kleine gezinsgebruikers, maar bleven ze stabiel voor grote gezinsgebruikers (Eurostat). Elektriciteit was in 2003 voor de grootste gebruikers nog meer dan de helft goedkoper dan voor de kleinste gebruikers, wegens een groter aandeel van goedkope nachtstroom.

Naar verhouding wegen de bijkomende taksen zwaarder door voor de lagere tarieven en – naar verhouding voor de grotere verbruikers. Omdat bijvoorbeeld nachttarief ongeveer half zo duur is als dagtarief, is het aandeel van de bijkomende taksen in de prijs voor nachttarief ongeveer dubbel zo hoog. Anderzijds zijn de BTW opbrengsten een vast percentage (21 %) van de totale prijs excl. BTW, zodat de totale taks (BTW + bijkomende taks) lager is voor deze goedkopere elektriciteit.

In het algemeen geldt dus dat grotere verbruikers die meer afnemen in daluren relatief minder belastingen per MWh betalen.

5.3.3 Vergelijking met taksen en prijzen in Europa.

Methode

Tabel 18 en Tabel 19 tonen voor respectievelijk huishoudens en industrie enerzijds de hoogte van de naakte consumptieprijzen en de taksen en BTW op deze prijzen, gebaseerd op gegevens van Eurostat voor 2002. Eurostat baseert zich hiervoor niet op gemiddelden maar op type situaties, met een wel gespecificeerd gebruik (zie onderschrift van de tabellen), wat vergelijking tussen landen zou moet vergemakkelijken. We moeten hierbij wel opmerken dat de vergelijking van zowel prijzen als taksen niet volledig correct is omdat het beleid rond taksen of heffingen en verplichtingen erg uiteenlopen. Een aantal verplichtingen is doorgerekend in tarieven, zonder dat ze als taksen worden geregistreerd (Elia users group, 2003).

We moeten verder opmerken dat de prijzen van de type situaties die Eurostat opneemt sterk verschillen van de gemiddelde prijzen uit de tijdsreeksen uit tabel 13. Ook de evolutie in de tijd verloopt niet gelijk. Dit illustreert dat het niet evident is om de prijzen voor industrie te vatten in één enkele indicator, en dat noch gemiddelden, noch typesituaties representatief zijn voor het geheel van de industrie. Voor de vergelijking van specifieke taksen met externe kosten heeft deze opmerking geen belang. Prijzen zijn hier enkel belangrijk voor de absolute hoogte van de BTW.

Algemeen beeld

Tabel 18 en Tabel 19 toont dat zowel naakte consumptieprijzen, taksen en BTW op elektriciteit sterk verschillen van land tot land. Voor huishoudens zit er bv. een prijsverschil tot 100 % op de naakte consumptieprijs en tot 300 % op de prijs inclusief taksen en BTW. Voor bijna alle landen geldt dat prijzen, taksen en BTW hoger zijn voor huishoudens dan voor industrie. Voor de EU-15 bedraagt de totale belasting (taks + BTW) op elektriciteit 20 euro/MWh voor de industrie en 31 euro/MWh voor de huishoudens. Omdat naakte prijzen hoger zijn voor huishoudens stijgt de prijs voor beide groepen van consumenten met 31 %. Voor het geheel van alle Europese landen (inclusief (enkele) nieuwe lidstaten van de EU en Noorwegen) zijn deze bedragen ongeveer gelijk voor de huishoudens (30,1 euro/MWh of 30 % van de naakte prijs) maar lager voor de industrie (14,3 euro/MWh of 23 % van de naakte prijs).

In België zijn de naakte consumptieprijzen relatief hoger, zijn de taksen veel lager, en is de BTW een heel stuk hoger. Samen maakt dit dat voor de huishoudens de totale belasting in België 26 euro/MWh bedraagt, en dus iets onder het gemiddelde voor alle landen en de EU-15 zit. Voor de industrie bedraagt dit 17 euro/MWh, en hiermee zit België tussen het gemiddelde van alle landen en dat van de EU-15.

We moeten hierbij opmerken dat de BTW geen specifieke belasting is, en dus geen specifieke prijzenprikkels genereert. (zie ook paragraaf 6.1.2). Als we abstractie maken van BTW dan is taxatie van elektriciteit in België een heel stuk lager dan het gemiddelde van de Europese landen.

Huishoudens

Tabel 18 toont dat voor huishoudens de naakte consumptieprijs in België iets boven het EU gemiddelde ligt (+ 8 %). De taks van 1.8 €/MWh zit België zit een heel stuk onder het gemiddelde van de EU-15 (12 % van dit gemiddelde). Dit gemiddelde wordt erg omhooggetrokken door een beperkt aantal landen (Denemarken, Nederland, Italië, Zweden) met erg hoge taksen (in eenzelfde orde van grootte als de kost van elektriciteitsproductie of distributie). Anderzijds zijn er een hele reeks landen met een zero taks op nog lagere taks. Naar rangorde neemt België de 10^e plaats in op 23 landen.

Noteer dat deze tabel informatie geeft voor 2002, en voor de landen met zero taksen of zeer lage taksen zal het beeld in 2004 zijn aangepast om te voldoen aan het minimum niveau binnen de EU. Voor de Europese Unie geldt sinds 1/1/2004 een minimumniveau voor taksen op elektriciteit van 0,5 euro per MWh voor zakelijk gebruik en 1 euro per MWh voor niet-zakelijk gebruik.¹⁴ De federale heffingen (energiebijdrage en federale bijdragen) volstaan om aan dit minimum te voldoen.

Het BTW-tarief in België is hoger dan de meeste landen, en dit leidt in combinatie met relatief hoge prijzen tot een hoge BTW per MWh. De totale belasting (taks + BTW) van 26 €/MWh is lager dan het EU-15 gemiddelde (32 euro/MWh) en lager dan het gemiddelde van alle landen waarover informatie bestaat (30 euro/MWh). Omdat de naakte prijs hoger is dan het gemiddelde ligt de totale kostprijs per MWh inclusief taksen en BTW voor België net iets

¹⁴ Europese richtlijn 2003/96/EU van 27 oktober 2003

hoger dan gemiddelde voor EU-15 en 10 % hoger dan het gemiddelde van alle landen waarvoor info.

Industrie

Voor prijzen en taksen voor industrie gelden ongeveer dezelfde conclusies (Tabel 19). Net als in België is de prijs voor elektriciteit voor industrie een heel stuk lager dan voor huishoudens en zijn de taksen in verhouding laag. (Italië is een uitzondering op deze regel). De naakte prijs is in België iets hoger dan het gemiddelde voor EU-15 (+ 18 %). De taksen bedroegen maar 5 % van het EU-15 gemiddelde en 10 % van het gemiddelde van alle landen uit Tabel 19. Het BTW-tarief is hoger en in combinatie met de prijs maakt dat de BTW per MWh bijna de helft hoger is dan het gemiddelde van al de landen in de tabel. Het netto effect van deze elementen samen is dat de prijs inclusief taksen en BTW 10 % hoger is dan het EU-15 gemiddelde en 21 % hoger dan het gemiddelde van alle landen uit de tabel.

Tabel 18 : Overzicht en vergelijking van prijzen en taken en BTW in Europa, voor huishoudens. (2002)

huishoudens	In absolute cijfers (Euro/MWh)				In % stijging bovenop naakte prijs			Vergelijking tussen landen (EU15=100 %)			
	naakte prijs	taksen	BTW	incl. taken & BTW	taksen	BTW	taks + BTW	naakte prijs	taksen	BTW	taks+ BTW
EU-15	103	14,8	17	136	14,3 %	15 %	31 %	100 %	100 %	100 %	100 %
gemiddelde *	94	13	17	125	13 %	15 %	31 %	91 %	88 %	99 %	92 %
België	112	1,8	24	138	1,6 %	21 %	23 %	108 %	12 %	138 %	102 %
Tsjechië	65	0,0	14	80	0,0 %	22 %	22 %	63 %	0 %	83 %	59 %
Denemarken	95	89,6	46	230	94,6 %	25 %	143 %	92 %	605 %	266 %	170 %
Duitsland	127	20,5	24	171	16,2 %	16 %	35 %	123 %	139 %	136 %	126 %
Estland	55	0,0	10	65	0,0 %	18 %	18 %	53 %	0 %	57 %	48 %
Griekenland	61	0,0	5	65	0,0 %	8 %	8 %	59 %	0 %	28 %	48 %
Spanje	87	4,4	15	106	5,0 %	16 %	22 %	84 %	30 %	85 %	78 %
Frankrijk	89	7,8	16	112	8,8 %	16 %	26 %	86 %	53 %	90 %	83 %
Ierland	101	3,3	14	118	3,3 %	13 %	17 %	97 %	22 %	81 %	87 %
Italië	145	35,5	18	198	24,5 %	10 %	37 %	140 %	240 %	104 %	146 %
Cyprus	92	0,0	14	105	0,0 %	15 %	15 %	88 %	0 %	79 %	78 %
Luxemburg	119	6,8	8	134	5,7 %	6 %	12 %	115 %	46 %	44 %	99 %
Hongarije	73	0,0	9	82	0,0 %	12 %	12 %	71 %	0 %	51 %	61 %
Malta	60	0,0	0	60	0,0 %	0 %	0 %	58 %	0 %	0 %	45 %
Nederland	97	50,8	28	176	52,4 %	19 %	81 %	94 %	343 %	162 %	130 %
Oostenrijk	93	20,0	23	135	21,6 %	20 %	46 %	90 %	135 %	131 %	100 %
Polen,	72	0,0	16	88	0,0 %	22 %	22 %	70 %	0 %	91 %	65 %
Portugal	126	0,2	6	132	0,2 %	5 %	5 %	122 %	1 %	36 %	98 %
Finland	74	7,4	18	99	10,0 %	22 %	34 %	71 %	50 %	103 %	73 %
Zweden	84	24,1	27	135	28,8 %	25 %	61 %	81 %	163 %	156 %	100 %
UK	96	0,0	5	101	0,0 %	5 %	5 %	93 %	0 %	27 %	74 %
Noorwegen	157	13,0	41	211	8,3 %	24 %	34 %	152 %	88 %	236 %	155 %

* gemiddelde = gemiddelde alle landen in de tabel

Aannames: jaarlijks verbruik van 3500 kWh waarvan 1300 kWh nachttarief,

bron : Vito, op basis van Eurostat

Tabel 19 : Overzicht en vergelijking van prijzen en taken en BTW in Europa, voor industrie. (2002)

Industrie	In absolute cijfers (Euro/MWh)				In % stijging bovenop naakte prijs			Vergelijking tussen landen (EU15=100 %)			
	naakte prijs	taksen	BTW	incl. taks & BTW	taksen	BTW	taks + BTW	naakte prijs	taksen	BTW	incl. taks & BTW
EU-15	65	8,6	12	85	13,3 %	16 %	31 %	100 %	100 %	100 %	100 %
gemiddelde*	63	3	11	77	5 %	17 %	23 %	97 %	36 %	97 %	91 %
België	76	0,4	16	93	0,5 %	21 %	22 %	118 %	5 %	140 %	110 %
Tsjechië	50	0,0	11	61	0,0 %	22 %	22 %	77 %	0 %	97 %	72 %
Denemarken	70	6,7	40	116	9,6 %	52 %	67 %	108 %	78 %	346 %	137 %
Duitsland	70	12,3	13	95	17,6 %	16 %	36 %	108 %	143 %	114 %	112 %
Estland	46	0,0	8	54	0,0 %	18 %	18 %	70 %	0 %	71 %	63 %
Griekenland	61	0,0	5	66	0,0 %	8 %	8 %	95 %	0 %	43 %	78 %
Spanje	53	2,7	9	64	5,1 %	16 %	22 %	82 %	31 %	77 %	76 %
Frankrijk	53	3,3	9	65	6,2 %	15 %	23 %	82 %	38 %	76 %	77 %
Ierland	76	1,4	11	88	1,8 %	14 %	16 %	118 %	16 %	91 %	104 %
Italië	83	25,2	11	119	30,5 %	10 %	44 %	128 %	293 %	94 %	140 %
Cyprus	96	0,0	14	111	0,0 %	15 %	15 %	149 %	0 %	125 %	130 %
Litouwen	55	0,0	10	65	0,0 %	18 %	18 %	85 %	0 %	86 %	77 %
Luxemburg	68	6,0	4	78	8,9 %	6 %	15 %	104 %	70 %	38 %	92 %
Hongarije	60	0,0	7	68	0,0 %	12 %	12 %	93 %	0 %	63 %	80 %
Malta	67	0,0	0	67	0,0 %	0 %	0 %	103 %	0 %	0 %	79 %
Polen,	57	0,0	12	69	0,0 %	22 %	22 %	87 %	0 %	108 %	81 %
Portugal	67	0,0	3	71	0,0 %	5 %	5 %	104 %	0 %	29 %	83 %
Finland	57	4,5	13	75	8,0 %	22 %	32 %	87 %	52 %	117 %	88 %
Zweden	67	0,0	17	83	0,0 %	25 %	25 %	103 %	0 %	145 %	98 %
UK	54	2,4	10	66	4,5 %	18 %	23 %	83 %	28 %	86 %	78 %
Noorwegen	56	0,0	13	69	0,0 %	24 %	24 %	87 %	0 %	117 %	82 %
Roemenië	41	3,6	8	53	8,9 %	19 %	30 %	63 %	42 %	73 %	62 %

* gemiddelde = gemiddelde alle landen in de tabel (Voor Nederland en Oostenrijk zijn geen cijfers beschikbaar)

Aannames: jaarlijks verbruik van 2000 MWh , maximum vraag (500 kW) , jaarlijkse vraag verspreid over 4000 uren.

bron : Vito, op basis van Eurostat

6. Vergelijking externe kosten met taksen op elektriciteit

6.1. Denkkader en methode

6.1.1 Welke taksen moeten we meenemen in de vergelijking.

De vraagstelling van onze studie is in welke mate de externe kosten van elektriciteit worden weerspiegeld in het prijsmechanisme, en in welke mate die prijzen aan de economische actoren adequate prikkels geven om bij hun beslissingen rekening te houden met de milieu-impact van hun beslissingen. In dit kader is de naam of de doelstelling van de taks niet belangrijk, maar wel welk effect hij heeft. Deze zienswijze wordt ook gevolgd door bv. de OECD¹⁵ en EEA bij hun ontwikkeling van dergelijke indicatoren (OECD, 2004, EEA, 2004)

Daarom zullen we in de volgende paragrafen in detail nagaan hoe we de verschillende taksen en andere (economische) instrumenten (in het bijzonder verhandelbare certificaten) moeten verrekenen in onze studie.

6.1.2 Moeten we BTW meenemen voor de vergelijking?

Een eerste belangrijke vraag is hoe we omgaan met BTW. BTW (belasting over de toegevoegde waarde) is een belasting op goederen en diensten die uiteindelijk door de eindverbruiker wordt gedragen en die stapsgewijs wordt geïnd, namelijk bij elke transactie in het productie- en distributieproces. Doordat in elke schakel van het productie- en distributieproces de belasting welke betaald is op de aankoop van grondstoffen, hulpgoederen etc. kan worden afgetrokken, wordt enkel de toegevoegde waarde in die schaal belast (FOD economie, 2004). Ondernemingen moeten enerzijds de BTW die zij aan hun klanten moeten doorrekenen doorstorten aan de overheid (ministerie van financiën, BTW administratie) maar kunnen anderzijds de BTW die zij op hun aankopen hebben betaald terugvorderen van diezelfde administratie. Door dit cascade systeem wordt in elke stap van het productieproces een belasting geheven op de toegevoegde waarde voor die productiestap. Consumenten betalen BTW op hun aankopen en kunnen die niet terugvorderen (tenzij speciale gevallen van bv. terugname van goederen).

Het algemene BTW-tarief in België in 2004 is 21 %, en dit geldt ook voor elektriciteit. Er zijn daarnaast verschillende andere tarieven voor welomschreven categorieën van goederen en diensten of omstandigheden. Deze tarieven gaan van 0 % voor dagbladen over 6 % voor voedingsmiddelen of renovatie van gebouwen tot 12 % voor bv. kolen (FOD economie, 2004).

¹⁵ ".....For the purpose of this project, environmentally related **taxes** are defined as **any compulsory, unrequited payment to general government levied on tax-bases deemed to be of particular environmental relevance**. Taxes are unrequited in the sense that benefits provided by government to taxpayers are not normally in proportion to their payments.The **name**, or the **expressed purpose**, of a given tax is not a criterion in this project. The focus is instead on the potential environmental effects of the given tax, which is determined by the tax impacts on the producer and consumer prices in question, in conjunction with the relevant price elasticities. " (OECD, 2004)

Zoals we reeds hebben aangetoond, is BTW de belangrijkste taks op elektriciteit. Omdat BTW evenwel een algemene taks is die in principe geldt voor alle goederen en diensten geeft hij geen specifieke prijzenprikkels. Als het normale BTW-tarief wordt toegepast geef je geen prijzenprikkels tot energiebesparing of tot het consumeren van producten die op een energie-efficiëntere manier zijn geproduceerd. Als de consument 21 % BTW betaalt op zowel de elektriciteit als op een spaarlamp, geeft die 21 % BTW op de elektriciteit geen extra prikkel om te investeren in de spaarlamp. Vanuit deze redenering houdt bv. de OECD in haar overzichten van milieutaksen, heffingen en bijdragen geen rekening met de BTW. (OECD, Environmentally Related Taxes database). Omgekeerd worden verlaagde BTW-tarieven wel als een subsidie opgenomen (OECD, 2004) en deze zienswijze wordt ook gehanteerd in meerdere studies (Nash, 2002)

We hebben in deze studie de BTW wel meegenomen bij de vergelijking van externe kosten en taksen, maar we blijven BTW afzonderen van de andere taksen. De voornaamste redenen om hem mee te nemen zijn:

- Het is in elk geval belangrijk om aan te geven aan welk BTW-tarief elektriciteit wordt belast.
- Voor de prijzen voor de consument vormt de BTW een belangrijk onderdeel van de totale prijs (nu 21 %).
- Omdat het BTW-tarief is veranderd in de tijd is het een element van de bespreking van de evolutie in de tijd.
- BTW-tarieven op elektriciteit verschillen tussen landen en zijn een belangrijk element in de bespreking van de vergelijking van totale prijzen en totale taksen per land. (zie paragraaf 6.1.2)
- Het al dan niet hanteren van lagere BTW-tarieven op specifieke energiegebruiken is regelmatig voorwerp van discussie.

De situatie is iets ingewikkelder voor BTW op elektriciteit voor ondernemingen, maar nadere analyse leert ons dat de situatie in wezen niet verschilt.

- Voor de ondernemer lijkt BTW op het eerste zicht misschien een belangrijk element in de totale prijs van elektriciteit, maar hij is terugvorderbaar en we mogen aannemen dat ondernemingen hun beslissingen nemen op basis van relatieve prijzen exclusief BTW. Dit geldt echter ook voor de aankoop van andere inputs voor het productieproces. Dit betekent dat een onderneming zowel de kosten van een investering in energiebesparing als de besparing op de elektriciteitsrekening zal maken op basis van prijzen exclusief BTW. In die zin zijn de relatieve verhoudingen voor een consument en een ondernemer dezelfde.
- Vanuit het oogpunt van de schatkist is het feit dat de BTW terugvorderbaar is, enkel maar uitstel van betaling, want uiteindelijk zal de finale consument 21 % BTW betalen op de elektriciteit die nodig was om de producten te produceren. In deze zin maakt het bv. niet uit of een onderneming een batterij oplaadt, en die dan geladen verkoopt, of hij een ongeladen batterij verkoopt die door de consument wordt

opgeladen. In beide gevallen zal uiteindelijk 21 % BTW worden betaald op de elektriciteit die nodig was om de batterij te laden.

- Deze redenering geldt niet voor producten die worden geëxporteerd.

Op basis van bovenstaande overwegingen hebben we BTW meegenomen bij de totale taksen, maar houden we hem apart in zowel de data en figuren, en bij de bespreking van de effecten.

6.1.3 Kosten van certificaten, quota's of maatregelen?

De centrale vraag is of externe kosten van elektriciteit voldoende worden weerspiegeld in de prijs van elektriciteit, en de mechanismen die de prijsvorming bepalen.

In hoofdstuk 3 hebben we gezien dat de externe kosten van elektriciteit voornamelijk verbonden zijn met de emissies naar de lucht van enerzijds de traditionele pollutanten zoals SO₂, NO_x, en stofdeeltjes, en anderzijds de uitstoot van broeikasgassen. Andere impacts zijn naar verhouding minder belangrijk.

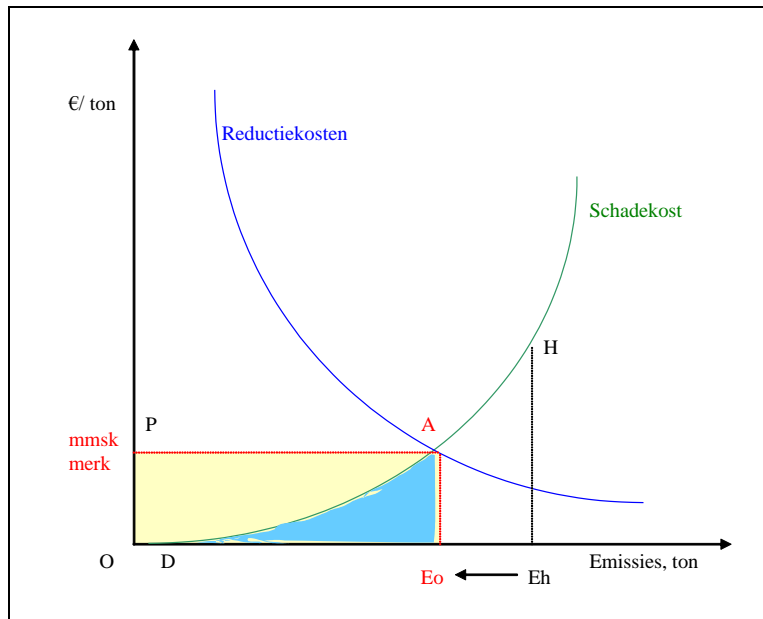
Wat betekent internalisering van externe kosten als er al een reeks van beleidsmaatregelen worden toegepast?

Voor beide groepen van stoffen geldt dat het beleid verschillende mechanismen hanteert om deze emissies terug te brengen tot op een door de overheid aanvaardbaar geacht niveau. De kosten om de emissies te reduceren tot op dat niveau zijn geïnternaliseerd in de naakte consumptieprijs van elektriciteit (prijs exclusief taksen en BTW). Het gaat hierbij zowel om regulering, afspraken, minimale aandelen voor groene stroom en - vanaf 2005- voor WKK en verhandelbare CO₂ emissierechten.

Het uitvoeren van al deze elementen van het milieubeleid betekent evenwel niet dat de externe milieukosten geïnternaliseerd zijn. Ten eerste is het mogelijk dat het niveau van de restemissies hoger of lager dan (in economische termen) maatschappelijk optimum, dit is het niveau waarbij de marginale kosten van de emissies en van de emissiebeperkende maatregelen gelijk zijn. Ten tweede worden door deze instrumenten de externe kosten van de restemissies niet doorgerekend, in tegenstelling tot het principe dat de vervuiler betaalt.

Beide elementen worden verder uitgelegd en geïllustreerd, in Figuur 14 voor een geval met en zonder drempel voor milieuschadeprijzen en in Figuur 15 voor het geval indien er geen drempel is. Figuur 14 toont het klassieke voorbeeld uit de handboeken milieueconomie. We zien enerzijds de kostencurve voor het reduceren van emissies (in euro per ton emissie), die toont dat naarmate er minder emissies worden uitgestoten (naar links op de curve) de kosten steeds hoger oplopen. Anderzijds toont de curve van de milieuschadeprijzen (in euro per ton emissie) dat deze kosten voor de maatschappij stijgen naarmate de emissies stijgen. Er is een drempel (emissioniveau D) waarbij er geen impacts meer zijn en deze externe kosten dus terugvallen op 0. Het optimale emissieniveau is dat waarop emissies zijn gereduceerd tot op het punt waarbij de marginale milieuschadeprijs (externe kost) en de marginale reductiekost) aan elkaar gelijk zijn. Als men de emissies minder ver reduceert, (rechts van het punt E₀) dan zijn de externe kosten hoger dan de

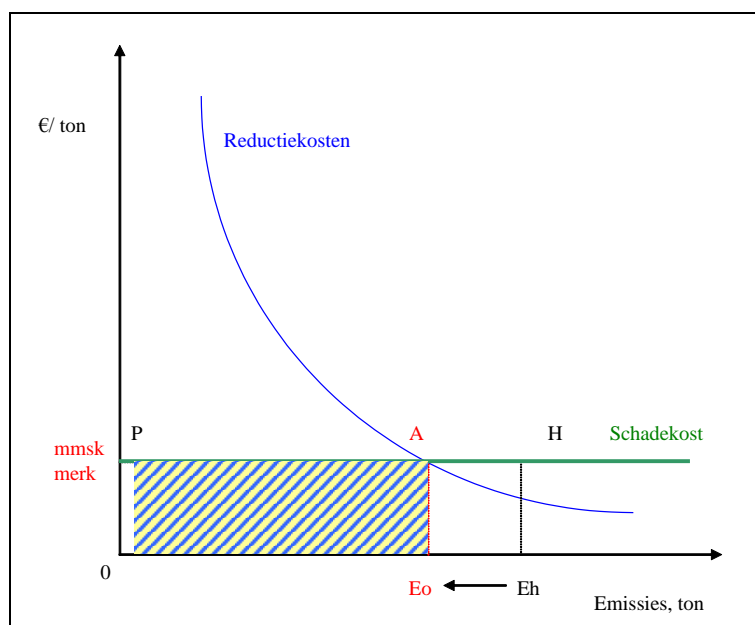
reductiekosten. Als men verder reduceert (links van punt E_o) dan zijn de reductiekosten hoger dan de marginale schadekosten.



- H, Eh = huidig emissieniveau
- E_o = optimaal emissieniveau (msk = mrd)
- A = snijpunt tussen reductiekostencurve en milieuschadekostencurve
- mmsk = marginale milieuschadekost bij het optimaal emissieniveau
- merk = marginale emissiereductiekost bij optimaal emissieniveau
- D = drempel, emissies boven de drempel hebben een toenemende marginale milieuschadekost
- Driehoek 'ADEo' = totale milieuschadekost bij optimaal emissieniveau
- Vierhoek POAEo = totale opbrengst van een milieutaks indien milieutaks optimale mmsk, optimale merk

Figuur 14: Illustratie van het economisch optimum voor emissiereductie, bij drempel voor milieuschadekosten.

Als de taksen even groot zijn als de marginale milieuschadekosten dan zal – bij de veronderstelling van een perfect werkende markt – de onzichtbare hand van het marktmechanisme er automatisch voor zorgen dat emissies tot op optimale niveau worden gereduceerd. De marginale emissietaks wordt dan betaald voor alle restemissies (E_o) en de totale ontvangsten van de taksen zijn het product van deze emissies en de marginale schadekost p (in figuur weergegeven als de rechthoek (AEoPO)). Merk op dat deze ontvangsten groter kunnen zijn dan de resterende totale milieuschadekosten ingeval van een drempel waaronder er geen impacts te verwachten zijn. Voor de voornaamste effecten van emissies uit elektriciteitsproductie geldt er evenwel geen drempel. Dit geval is grafisch weergegeven in Figuur 15. In dit geval zijn de milieuschadekosten van de restemissies gelijk aan het product van de restemissies en de ingeschatte milieukost per ton. We moeten dus toetsen of deze externe kosten geïnternaliseerd zijn in het geval van de elektriciteitsproductie.



- E_h = huidig emissieniveau
- E_o = optimaal emissieniveau (msk = mrd)
- A = snijpunt tussen reductiekostencurve en milieuschadecostencurve
- mmsk = marginale milieuschadecost bij het optimaal emissieniveau
- merk = marginale emissiereductiekost bij optimaal emissieniveau
- Msk = marginale milieuschadecost bij het optimaal emissieniveau
- Mrd = marginale emissiereductiekost bij optimaal emissieniveau
- Vierhoek POAEo Driehoek 'ADEo' = totale milieuschadecost bij optimaal emissieniveau
- Vierhoek POAEo = totale opbrengst van een milieutaks indien milieutaks optimale mmsk, optimale merk

Figuur 15: Overzicht van de evolutie van de naakte consumptieprijzen, met milieuschadecosten zonder drempel.

Zijn externe kosten al niet geïnternaliseerd via certificaten en milieubeleidsvereenkomst ?

Het antwoord is neen, maar eventuele boetes moeten als taksen – in de filosofie van de OECD definitie- worden beschouwd. In geval van elektriciteitsproductie worden er andere beleidsinstrumenten ingezet om het maatschappelijk aanvaardde emissieniveau te bereiken. Het beleid hanteert een mix van regulering, een vrijwillige milieubeleidsvereenkomst (mbo) en een systeem van verhandelbare certificaten gekoppeld aan minimumquota voor hernieuwbare energie en WKK. In de toekomst komen daar verhandelbare quota bij voor CO₂ emissies, waarbij de sector gratis een bepaald quotum aan emissierechten krijgt.

De kosten van de groenestroomcertificaten en WKK certificaten moeten we in dit kader niet als een internalisering van de externe kosten van de restemissies beschouwen. We moeten we ze hetzelfde behandelen als de emissiereductiekosten van de andere maatregelen. De certificaten zorgen wel voor een specifieke wijze waarop de meerkosten voor het behalen van de minimumquota worden doorgerekend aan de consument. De stijging van het aandeel groene stroom zal zich dan verder vertalen in een reductie van de externe kosten. Het systeem van certificaten heeft wel de verdienste dat het de actoren de vrijheid geeft hoe ze de doelstellingen wensen te bereiken en hen hierbij blijvend prijzenprikkel geeft. Vanuit economisch opzicht zijn dit twee voordelen t.o.v. regulering.

Als het systeem van groene certificaten echter niet leidt tot het behalen van het gewenste quotum, maar tot het betalen van boetes, dan heeft dit systeem voor een stuk een gelijkaardig effect als een milieutaks. De hoogte ervan is beduidend hoger dan de gemiddelde marginale externe kost van elektriciteitsproductie in 2002, en ook beduidend hoger dan de bv. de marginale kosten van productie uit een klassieke fossiele centrale met rookgasreiniging. Deze boetes betekenen evenwel niet dat de externe kosten volledig zouden zijn geïnternaliseerd omdat ze maar op een klein gedeelte van het totaal aantal geproduceerde MWh worden toegepast, met name op het aantal MWh waarvoor er onvoldoende groenestroomcertificaten kunnen voorgelegd worden.

We houden verder wel rekening met de betaalde boetes. De opbrengsten gaan echter niet naar de algemene middelen begroting, maar financieren een specifiek fonds. In de praktijk zien we dat enerzijds het quotum groenestroomproductie niet wordt gehaald, terwijl er certificaten worden opgespaard. Hiervoor maken we dan ook een verdere correctie op de omvang van de boetes.

Leidt de invoering van verhandelbare CO₂-emissierechten tot internalisering van de externe kosten voor CO₂?

Het antwoord is neen, tenzij voor het deel CO₂ emissies boven de gratis verkregen emissiequota. Het mechanisme voorziet dat de sector gratis over een zeker aantal CO₂ emissierechten kan beschikken. Vanaf moment van invoering, dit is 2005, moeten we de externe kosten van de elektriciteitsproductie met betrekking tot CO₂ berekenen op basis van deze verkregen emissierechten, ongeacht de reële uitstoot van de sector. Als de sector immers meer CO₂ uitstoot dan het verkregen quotum, dan zal zij rechten moeten bijkopen op de markt, en deze kost zal in de naakte consumptieprijzen verrekend zijn. Als de sector minder uitstoot, zal hij inkomsten halen uit de verkoop van de rechten, en dit zal eveneens in de prijzen verrekend worden.

De externe kosten verbonden aan de gratis verkregen emissiequota weerspiegelen dat de sector een schaars goed gebruikt, met name een deel van de beperkte ruimte voor emissie van broeikasgassen, zonder dat het daarvoor een prijs betaalt.

Omdat dit systeem pas in voege treedt in 2005 is deze zienswijze verder nergens verrekend.

Verder zal de invoering van dergelijk systeem ook andere effecten hebben op de markt, zoals de mogelijkheid voor producenten van CO₂ vrije of CO₂ arme brandstoffen om hun concurrentiepositie te verbeteren of hun winstmarges te verhogen.¹⁶ Dit doet evenwel geen afbreuk aan bovenstaande redenering.

¹⁶ De meeste studies wijzen uit dat de CO₂-emissiehandel zich zal vertalen in een prijsstijging voor de consument, vooral door de zogenaamde 'windfall profits'. Emissiehandel brengt de mogelijkheid van een 'windfall profit' voor de elektriciteitsproducenten met zich mee indien de extra winst door de prijsstijging van elektriciteit als gevolg van emissiehandel groter is dan de extra kosten door het aankopen van bijkomende emissierechten. In een concurrentiële markt wordt de evenwichtsprijs onder andere bepaald door de marginale kosten. Emissiehandel brengt een verhoging van de marginale kost van (fossiele) elektriciteitsproductie met zich mee (onafhankelijk van de allocatiemethode) wat dus leidt tot een prijsstijging. Die prijsstijging wordt ook toegepast op elektriciteit geproduceerd door bijvoorbeeld nucleaire centrales waarvoor er geen extra kosten voor emissierechten zijn, zodat het 'windfall profit' aanzienlijk kan zijn.

6.1.4 Relatief belang van de onzekerheden en spreiding op gemiddelden.

In Figuur 16, Figuur 17, Figuur 18 en Figuur 19 zijn de schattingen van externe kosten naast de belastingen gezet, met onderscheid tussen huishoudens en industrie.

Bij de vergelijking van externe kosten en taksen moeten we de onzekerheden en de spreiding rond de gemiddelde cijfers goed voor ogen houden. Bij de externe kosten gaat het hierbij om 2 factoren.

- Ten eerste is er het onderscheid tussen de verschillende technologieën. In de figuren maken we daarom niet enkel een vergelijking met de gemiddelde externe kost voor het geheel van elektriciteitsproductie in België (gemiddelde productiemix) maar ook een vergelijking met de marginale milieuschadeprijzen van moderne steenkoolcentrales en een STEGs (gas). De externe kost van de gemiddelde mix wordt immers sterk beïnvloed door het aandeel van nucleaire centrales enerzijds en het aandeel oudere, fossiele centrales anderzijds.
- De externe kosten voor de klassieke kolencentrale met rookgaszuivering en de STEG geven aan in welke richting de gemiddelde externe kost per MWh kan evalueren als op langere termijn het ganse park enerzijds moderniseert, en anderzijds als het nucleaire aandeel wordt vervangen door deze fossiele brandstoffen.
- Ten tweede moeten we de onzekerheid op de inschattingen van impacts en externe kosten zelf voor ogen houden. In de figuren geven we enkel de centrale inschatting weer van de externe kost, met een onderscheid naar pollutanten die hiertoe bijdragen. Voor een vergelijking met taksen moeten deze cijfers eerder gezien worden als een indicatie van de orde van grootte, en mogen ze niet gelezen worden als een inschatting die tot op de euro nauwkeurig is. We moeten verder opmerken dat de inschatting van externe kosten onvolledig is. Vooral het ontbreken van een goede inschatting van de externe kosten van impacts op verzuring van ecosystemen zou een belangrijke leemte kunnen zijn.
- Voor de bespreking van de evolutie van deze externe kosten in de tijd zijn de cijfers wel goed bruikbaar en redelijk nauwkeurig. We moeten wel opmerken dat tussen 1990 en 2002 vooral de externe kosten van de traditionele pollutanten zijn gedaald. Dit maakt dat het aandeel van de externe kost van CO₂ emissies over die periode is gestegen. Omdat de inschatting van de externe kosten van broeikasgassen veel onzekerder is, stijgt de totale onzekerheid. Dit beperkt de nauwkeurigheid op de vergelijkbaarheid in de tijd. Deze opmerking is nog belangrijker voor de externe kosten van een STEG.

In vergelijking met de externe kosten is de onzekerheid op de inschatting van de taksen verwaarloosbaar.

- Omdat de BTW rechtstreeks samenhangt met de spreiding op de consumentprijzen, zit op deze taks een spreiding evenredig met de spreiding op de naakte consumptieprijzen + taksen. Voor huishoudens onderscheiden we 2 tarieven, het gemiddelde dagtarief (Figuur 16) en een eenvoudige inschatting van het nachttarief (Figuur 17). Voor midden en hoogspanning zijn de tarieven geven we in Figuur 16 een gemiddelde weer. Op dit tarief zit eveneens een grote spreiding zit. Dit geldt ten eerste tussen klanten onderling in functie van contract, omvang. Ten tweede geldt dit voor één klant met onderscheid

tussen gemiddelde prijs en marginale meerkost van een extra MWh. De marginale prijs voor één MWh voor daluren in de zomer kan bv. twee tot drie keer lager zijn dan de gemiddelde prijs die wij hanteren voor figuren¹⁷ Om dit te illustreren gaan we in Figuur 17 en Figuur 19 uit van een lagere kost, ingeschat op de helft van het gemiddelde.

- Een tweede element van onzekerheid op de taksen is de vraagstelling welke taksen we al dan niet meenemen. We hebben hier een sensitiviteitsanalyse uitgevoerd om te toetsen of onze conclusies zouden veranderen indien we een deel van de boetes te betalen in het kader van de groenestroomcertificaten zouden meerekenen. Ten tweede hebben we ook getoetst of deze conclusies blijven gelden mocht de Elia-heffing ter financiering van de gemeentes worden ingevoerd. Deze sensitiviteitsanalyse toont dan ongeveer een bovengrens voor de taksen. Beide sensitiviteitsanalyses worden getoond in Figuur 18, voor dagtarief consumenten en gemiddelde prijs midden en hoogspanning en Figuur 19 voor nachttarief consumenten en lagere prijs midden en hoogspanning.

6.2. Vergelijking van externe kosten en taksen.

6.2.1 Aannames.

Figuur 16, Figuur 17, Figuur 18 en Figuur 19 tonen de centrale schattingen van externe kosten samen met de belastingen. Elke figuur maakt een onderscheid tussen laagspanning (huishoudens) en midden en hoogspanning (industrie). Voor beide groepen van consumenten is de vergelijking gemaakt voor een hoger tarief, (dagtarief huishoudens, gemiddeld tarief industrie) en voor een lager tarief (nachttarief huishouden en dalurentarief industrie). De externe kosten zijn berekend tot en met 2002, er zijn geen gegevens voor 2003 en 2004 voorhanden. Zowel de externe kosten als de prijzen en belastingen zijn uitgedrukt in constante prijzen van 2000. De holle symbolen duiden op de prijzen en belastingen sinds 2002-2003 na de liberalisering van de elektriciteitsmarkt. Voor 2003 en 2004 hebben we de BTW per MWh ingeschat op basis van de consumptieprijzen van 2002. Er is een sensitiviteitsanalyse gemaakt waarbij een ruimere definitie van taksen wordt gehanteerd, en waarbij het effect van de invoering van de Elia-heffing wordt getoetst.

6.2.2 Algemeen beeld van de evolutie van externe kosten en belastingen.

We kunnen hier verschillende lessen uit trekken, waarbij we onderscheid maken tussen tarieven voor laagspanning (huishoudens) en voor klanten voor midden- en hoogspanning.

Figuur 16 toont de grote lijnen: de externe kosten uitgedrukt in euro per MWh zijn tussen 1990 en 2002 iets meer dan gehalveerd. In diezelfde periode zijn de naakte consumptieprijzen voor zowel laag als midden en hoogspanning ook gedaald (met respectievelijk 15 en 24 %). Tussen 1990 en 2004 zijn BTW en bijkomende taksen, uitgedrukt in euro/MWh, licht toegenomen, met respectievelijk + 21 % voor laagspanning en + 13 % voor midden en hoogspanning. We moeten deze vaststelling wel wat nuanceren want voor de liberalisering van de elektriciteitsmarkt droegen consumenten van elektriciteit wel bij aan de financiering van de gemeenten, via de dividenden die deze ontvingen uit de

¹⁷ Bv. op basis van de veranderlijke termen in de tarieven voor hoogspanning, zoals gepubliceerd en aanbevolen door het Controlecomité voor Wallonië en het Brusselse Gewest.

distributie van elektriciteit. Het cumulatieve effect van evolutie van naakte prijzen en taken maakt dat de prijs inclusief alle taken daalt met 11 % voor laagspanning (periode 1990-2002) en met 20 % voor midden en hoogspanning.

Over gans de periode geldt dat de naakte consumptieprijzen en bijkomende taken hoger zijn voor laagspanning dan voor midden- en hoogspanning. Omdat de totale belasting per MWh voornamelijk uit BTW bestaan, zijn hierdoor zijn de totale belastingen (BTW + bijkomende taken) ongeveer 2,5 keer hoger voor laagspanning dan voor midden en hoogspanning. De externe kosten daarentegen zijn voor beide groepen ongeveer gelijk (een kleine meerkost voor verliezen bij distributie voor laagspanning). Dit verschil in totale belastingen maakt dat de conclusies m.b.t. de vergelijking van taken en externe kosten verschillen voor laagspanning en midden- en hoogspanning.

6.2.3 Vergelijking voor consumenten laagspanning, dag- en nachttarief.

Voor laagspanning aan dagtarief was in 1990 de centrale schatting voor de externe kosten nog dubbel zo hoog als de totale belasting (BTW +taken), beide uitgedrukt in euro/MWh (Figuur 16).

Als we enerzijds rekening houden met de onzekerheden op de externe kosten en anderzijds de BTW meerekenen bij de taken, dan moeten we stellen dat sinds 2000 externe kosten (centrale schatting voor de gemiddelde productiemix) en belastingen van een gelijke orde van grootte zijn. Kijken we enkel naar de specifieke taken, dan blijven ook na 2000 in alle gevallen de specifieke taken een heel stuk beneden de inschatting van externe kosten.

We kunnen deze uitspraak nog wel verder nuanceren door op de cijfers in te zoomen, ook al maken we dan wat abstractie van de onzekerheden en spreidingen op de cijfers. Uit de centrale en gemiddelde cijfers blijkt dan dat sinds 2000 de centrale schatting van de externe kost iets lager is dan de totale belasting per MWh. De stijging van de bijkomende taken in de laatste jaren veranderen deze conclusies niet wezenlijk. Ook als we een ruimere definitie van belastingen hanteren en voor 2003 en 2004 een deel van de boetes en geplande Elia-heffing meerekenen dan blijven de grote lijnen van deze conclusie dezelfde. (Figuur 18) De Elia-heffing zou de bijkomende taken wel gevoelig verhogen.

Deze vergelijking gaat ervan uit dat de externe kost van de gemiddelde productiemix voor een jaar een goede indicatie geeft voor de reële productiemix ingezet gedurende de daguren. Omdat het aandeel nucleaire brandstof lager zal zijn voor de daguren, is dit cijfer evenwel een onderschatting. Daarom vergelijken we de belasting ook met de externe kosten voor kolen- en gascentrales. De totale belasting per MWh is voor deze groep van consumenten in 2004 van dezelfde orde van grootte als de externe kost van een klassieke fossiele centrale (kolen) met rookgaszuivering. Ze is beduidend hoger (3 maal hoger) dan de externe kosten van een MWh geproduceerd met een STEG.

Deze conclusies gelden niet voor de belastingen op laagspanning bij nachttarief (Figuur 17). Omdat er geen volledige tijdsreeks beschikbaar is voor het nachttarief is in Figuur 17 eenvoudig aangenomen dat voor de ganse periode de naakte consumptieprijzen voor het nachttarief de helft bedraagt van het dagtarief. Dit maakt dat in verhouding de BTW per

MWh ook bijna¹⁸ de helft lager is. Dit maakt dat ook na 2000 de centrale schatting voor de externe kosten per MWh voor de gemiddelde productiemix niet onder het niveau van de totale belastingen duiken. Beide elementen blijven van een gelijke orde van grootte. Deze vergelijking moeten we evenwel nuanceren, omdat voor het nachttarief een andere productiemix geldt. In de mate dat er enerzijds geen oudere centrales met hoge externe kosten worden ingezet, en anderzijds een hoger aandeel heeft van nucleaire, zijn ook de externe kosten per MWh lager.

Als we de totale belastingen bij laagspanning –nachttarief in 2004 vergelijken met externe kosten per technologie zien we dat zij iets hoger zijn dan de externe kosten van een STEG, maar lager dan deze van een kolencentrale met rookgaszuivering.

6.2.4 Vergelijking voor consumenten midden en hoogspanning.

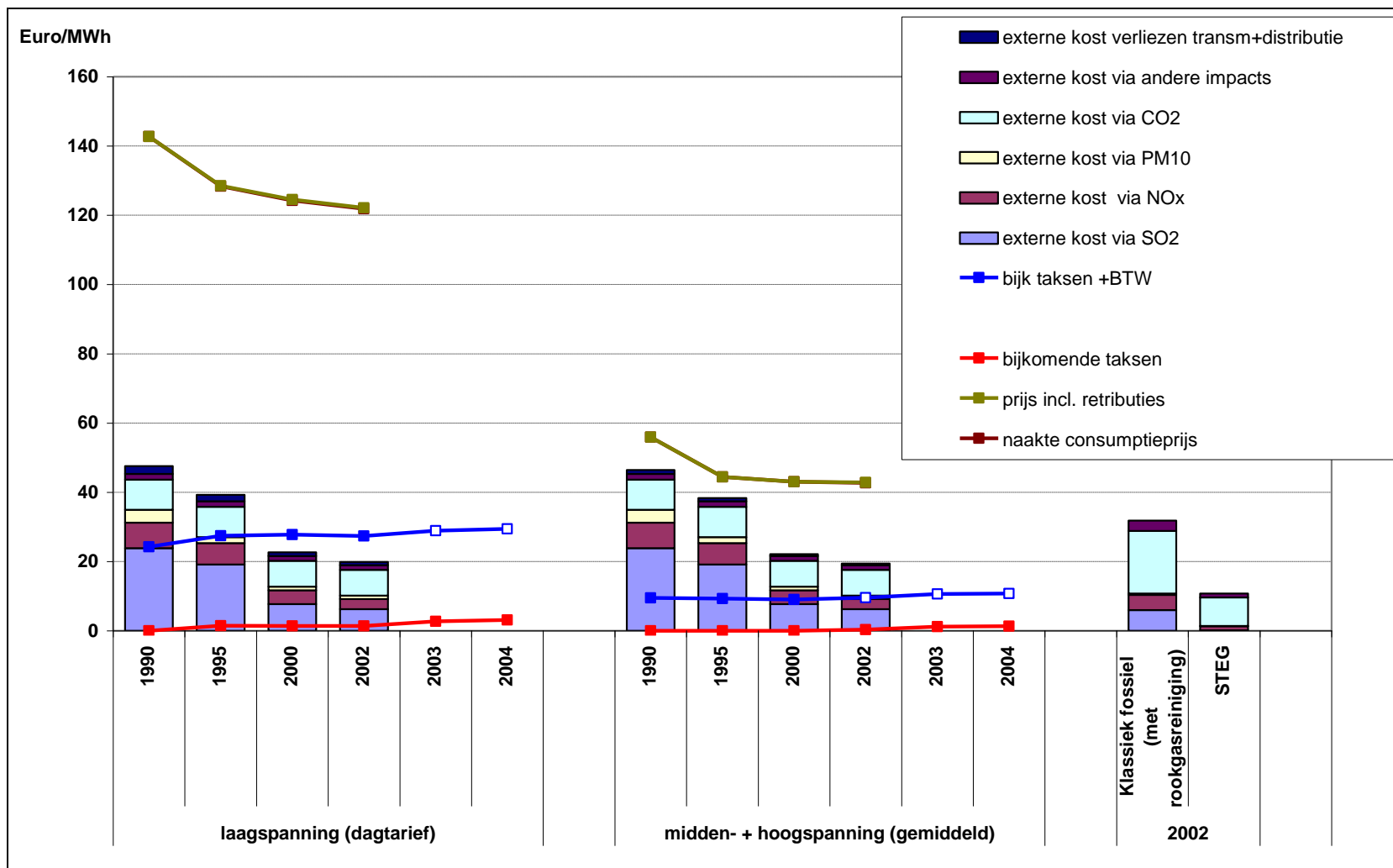
Voor midden- en hoogspanning is het globale beeld dat de centrale schattingen van de externe kosten voor de productiemix altijd hoger zijn dan de totale belastingen, ook als we BTW meenemen. Omdat de gemiddelde naakte consumptieprijs voor deze groep van consumenten lager is dan voor laagspanning, en omdat zij zijn vrijgesteld van de energiebijdrage, zijn de totale belastingen per MWh ongeveer 3 keer lager. In 1990 waren de externe kosten meer dan 4 keer zo hoog als de totale belastingen. In 2000 dalen de externe kosten van de traditionele pollutanten ongeveer tot op het niveau van de belasting. (Figuur 16) Deze gemiddelde belasting volstaat evenwel niet om de externe kosten van broeikasgassen te dekken.

De belastingen bij het gemiddelde tarief voor midden en hoogspanning zijn in 2004 ongeveer even groot dan de centrale schatting van de externe kost per MWh voor de STEG, maar zijn tot 3 keer lager dan deze van een kolencentrale met rookgaszuivering.

In de dal- of stille uren kan de marginale naakte consumptieprijs per bijkomende MWh 2 tot 3 keer lager zijn dan de gemiddelde prijs. Bijgevolg is ook de BTW lager. Als we voor deze situatie de totale belasting vergelijken met de externe kost van de gemiddelde productiemix dan worden bovenstaande conclusies alleen maar scherper: de belastingen zijn lager dan de externe kosten, en zelfs lager dan de enkel de externe kosten met betrekking tot emissies van niet-broeikasgassen. Toch geldt hier dezelfde opmerking als hierboven, met name of de externe kosten van de gemiddelde productiemix relevant zijn voor deze daluren (Figuur 17).

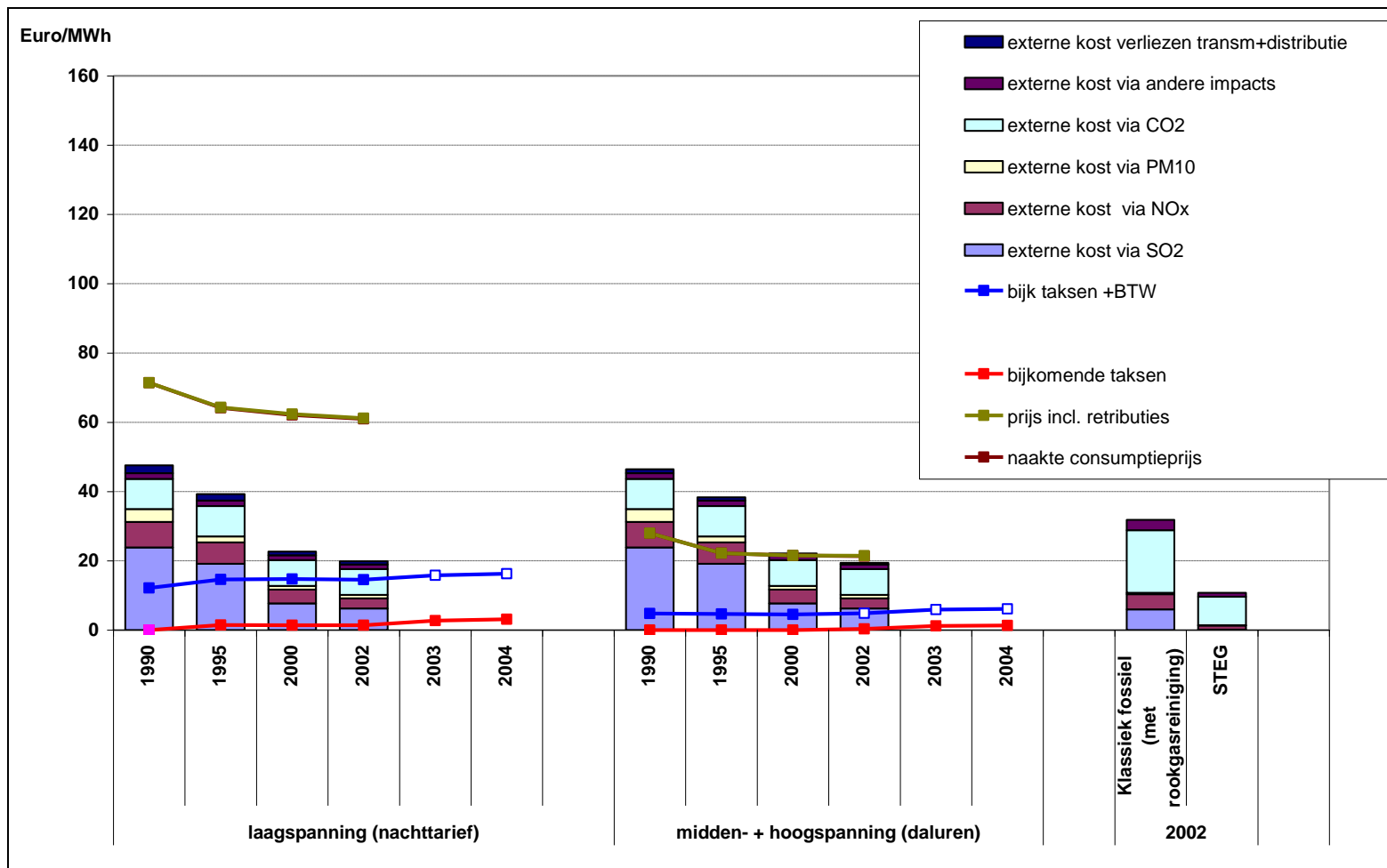
Omdat zowel BTW als bijkomende heffing relatief laag zijn, zal de totale belasting sterk stijgen als we een deel van de boete voor tekort aan groenestroomcertificaten meerekenen en vooral als we de geplande Elia-heffingen beschouwen (Figuur 18). In dit geval stijgen de belastingen met meer dan 60 % voor gemiddelde tarieven en voor de daluurtarieven verdubbelen de belastingen zelfs. Ze worden dan van een gelijke orde van grootte of iets groter dan de externe kosten van een STEG.

¹⁸ Bijna, want ook op de retributies en bijkomende taksen wordt BTW geheven.



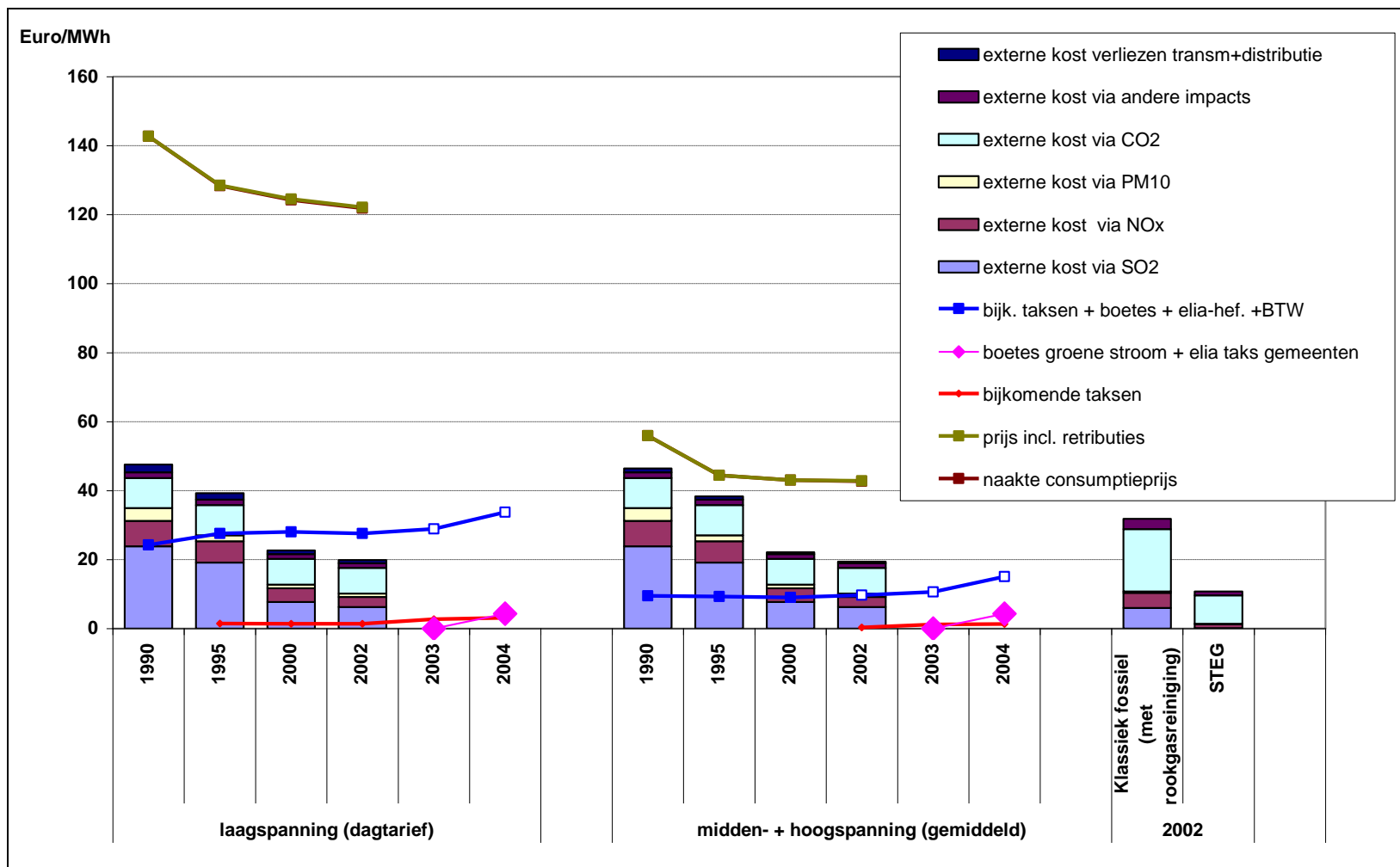
Bron : Vito; prijzen en belastingen: Federale Overheidsdienst Economie, KMO, Middenstand & Energie; elektriciteitsrekeningen en informatie van de CREG.

Figuur 16: Evolutie externe kosten van elektriciteit (productiemix) in vergelijking met prijzen (dagtarief en belastingen).



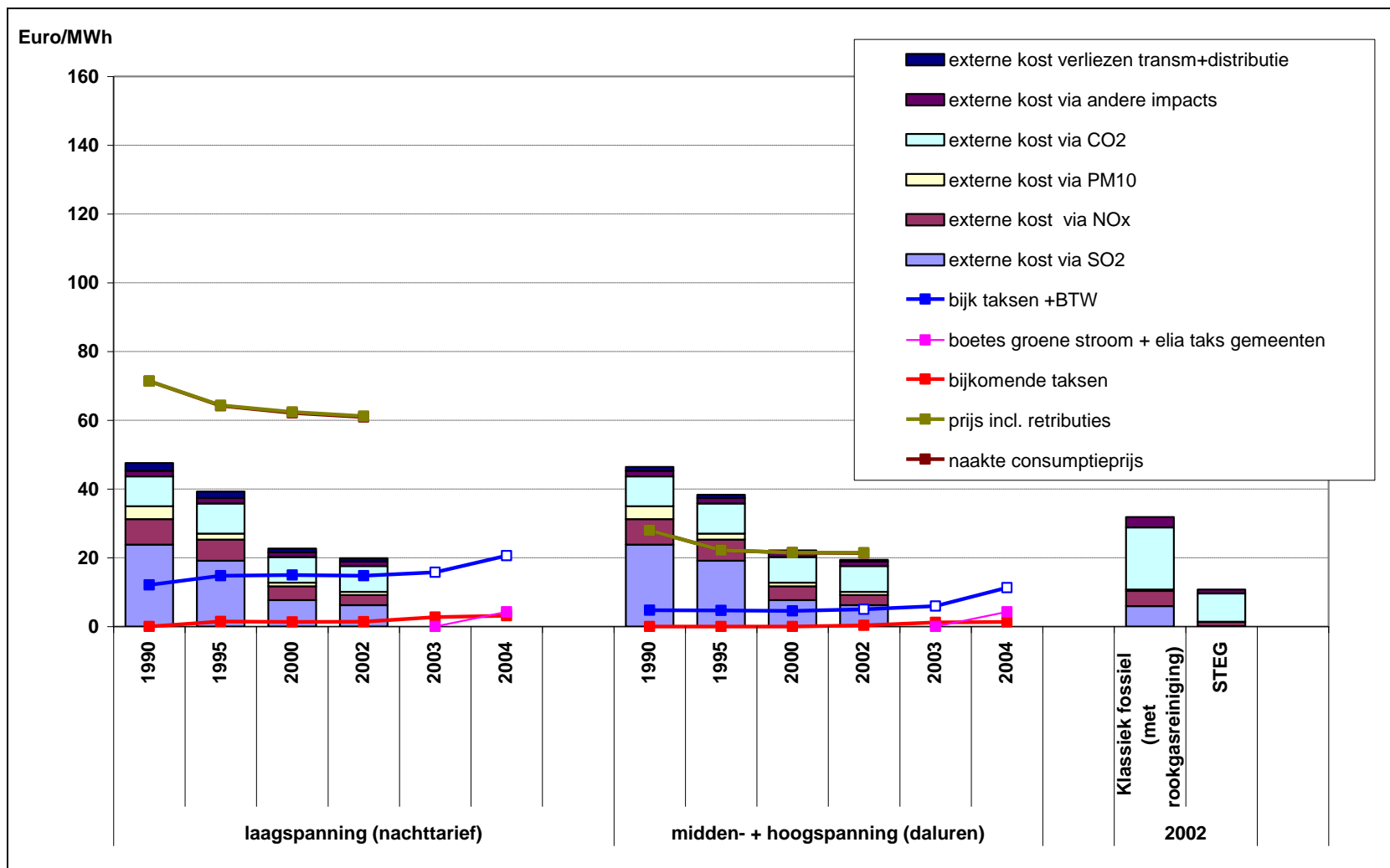
Bron : Vito; prijzen en belastingen: Federale Overheidsdienst Economie, KMO, Middenstand & Energie; elektriciteitsrekeningen en informatie van de CREG.

Figuur 17: Evolutie externe kosten van elektriciteit (productiemix) in vergelijking met prijzen (nachttarief en daluren) en belastingen.



Bron : Vito; prijzen en belastingen: Federale Overheidsdienst Economie, KMO, Middenstand & Energie; elektriciteitsrekeningen en informatie van de CREG.

Figuur 18: Evolutie externe kosten van elektriciteit (productiemix) in vergelijking met prijzen (dagtarief) en belastingen (ruime definitie).



Bron : Vito; prijzen en belastingen: Federale Overheidsdienst Economie, KMO, Middenstand & Energie; elektriciteitsrekeningen en informatie van de CREG

Figuur 19 Evolutie externe kosten van elektriciteit (productiemix) in vergelijking met prijzen (nacht-, dalurentarief) en belastingen (ruime definitie)..

6.3. Besluiten

6.3.1 Externe kosten dalen maar zijn niet geïnternaliseerd.

Dankzij de daling van de externe kosten zijn de externe kosten van de gemiddelde MWh en de totale belasting per MWh, inclusief BTW, sterk naar elkaar gegroeid in de periode 1990-2003.

Als we BTW meerekenen bij de taksen, zien we wel verschillen tussen belastingen voor de hogere en de lagere tarieven voor elektriciteit.

- Voor de relatief hogere tarieven (dagtarief laagspanning) geldt dat sinds 2000 de totale belastingen per MWh van gelijke orde van grootte tot hoger zijn dan de gemiddelde marginale externe kosten.
- Voor de lagere tarieven (nachttarief voor laagspanning, gemiddelde tarieven midden en hoogspanning) geldt het omgekeerde en is de totale belasting per MWh iets tot significant lager dan de externe kosten van de gemiddelde MWh.

Als we BTW niet meenemen – omdat het een algemene taks is (die geen specifieke prikkel geeft) – dan is de conclusie veel éénduidiger: de belastingen op elektriciteit zijn voor alle gebruikers in alle omstandigheden minstens een orde van grootte lager dan de inschatting van de externe kosten; de belastingen op elektriciteit weerspiegelen dus onvolledig de totale maatschappelijke kost van elektriciteitsproductie. De invoering van een Elia-heffing zou deze kloof kleiner kunnen maken, maar niet dichten. Bovendien is deze heffing op geen enkele wijze direct verbonden met de externe kosten van de elektriciteitsproductie.

Negatief is ook dat de wijze van belasten van elektriciteit zelf nauwelijks prikkels bevat voor een milieuvriendelijkere elektriciteitsproductie en verhoging van energie-efficiëntie. De specifieke taksen op elektriciteit zijn erg laag in vergelijking met het gemiddelde voor Europese landen en ze maken geen onderscheid in milieuvriendelijkheid. De voornaamste taks is de BTW aan normaal tarief. Dit tarief is in vergelijking met het gemiddelde van de Europese landen hoog. Vanuit milieuoogpunt is deze taks evenwel weinig relevant want zij geeft geen prikkels aan ondernemingen en voor de consumenten is dit een algemene taks die geen prikkel geeft tot energiebesparing of aankoop producten met lagere energie-intensiteit.

De huidige wijze van belasten zorgt er niet voor dat in elke stap van de keten (van productie tot consumptie) de verschillende actoren de juiste prikkel krijgen om de externe kosten mee te nemen in hun keuzes. Er zijn geen specifieke taksen die rechtstreeks zijn gekoppeld aan emissies of milieuprestaties. Daardoor worden deze externe kosten niet weerspiegeld in de prijzen of tarieven die producenten en leveranciers aan elkaar en hun klanten doorrekenen. De sector hanteert wel uiteenlopende tarieven bv. tussen piek en dalmoment of tussen soorten klanten, en deze weerspiegelen wel de interne kosten maar niet de verschillen in externe kosten verbonden met de productie van elektriciteit.

Een emissietaks op de belangrijkste emissies zou bv. wel garanderen dat met dit aspect a.h.w. automatisch wordt rekening gehouden bij de veelheid van beslissingen rond elektriciteitsproductie, levering en consumptie.

6.3.2 De nieuwe economische instrumenten zorgen niet voor volledige internalisering.

Daarnaast zijn er de laatste jaren recent economische instrumenten ingevoerd zoals verhandelbare groenestroom- en WKK-certificaten en CO₂-emissierechten, allen gecombineerd met minimumquota (groene stroom) of maximumquota (CO₂). Deze instrumenten garanderen dat doelstellingen gehaald worden waarbij de verhandelbaarheid van de certificaten prijzenprikkel invoert voor de actoren (producenten en leveranciers). De kosten zullen worden doorgerekend en zich uiteindelijk vertalen in de consumentenprijzen.

Zijn externe kosten al niet geïnternaliseerd via certificaten en milieubeleidsvereenkomst ?

In geval van elektriciteitsproductie worden er verschillende beleidsinstrumenten ingezet om het maatschappelijk aanvaardbare emissieniveau te bereiken. Het beleid hanteert een mix van regulering, een vrijwillige milieubeleidsvereenkomst (mbo) en een systeem van verhandelbare certificaten gekoppeld aan minimumquota voor hernieuwbare energie en WKK. In de toekomst komen daar verhandelbare quota bij voor CO₂-emissies, waarbij de sector gratis een bepaald quotum aan emissierechten krijgt. Deze instrumenten geven wel financiële prikkels aan producenten in functie van milieuvriendelijkere of emissiearmere brandstoffen maar garanderen geen automatische en volledige doorrekening van externe kosten.

De stijging van het aandeel groene stroom zal zich verder vertalen in een reductie van de externe kosten. Het systeem van certificaten heeft wel de verdienste dat het de actoren de vrijheid geeft hoe ze de doelstellingen wensen te bereiken en hen hierbij blijvend prijzenprikkel geeft. Vanuit economisch opzicht zijn dit twee voordelen t.o.v. regulering.

Als het systeem van groene certificaten evenwel niet leidt tot het behalen van het gewenste quotum, maar tot het betalen van boetes, dan heeft dit systeem voor een stuk een gelijkaardig effect als een algemene "taks" per kWh op niet-hernieuwbare energie. Ze vervangt evenwel niet een taks op emissies waar hierboven naar verwezen is.¹⁹

Leidt de invoering van verhandelbare CO₂-emissierechten tot internalisering van de externe kosten voor CO₂ ?

Het mechanisme voorziet dat de elektriciteitssector gratis over een zeker aantal CO₂ emissierechten kan beschikken. Vanaf moment van invoering, dit is 2005, moeten we de externe kosten van de elektriciteitsproductie met betrekking tot CO₂ berekenen op basis van deze verkregen emissierechten, ongeacht de reële uitstoot van de sector. Als de sector immers meer CO₂ uitstoot dan het verkregen quotum, dan zal zij rechten moeten bijkopen op de markt, en deze kost zal in de naakte consumptieprijs verrekend zijn. De gevolgen op

¹⁹ De hoogte ervan is beduidend hoger dan de gemiddelde marginale externe kost van elektriciteitsproductie in 2002, en ook beduidend hoger dan de bv. de marginale kosten van productie uit een klassieke fossiele centrale met rookgasreiniging. Deze boetes betekenen evenwel niet dat de externe kosten volledig zouden zijn geïnternaliseerd omdat ze maar op een klein gedeelte van de totale MWh worden toegepast, met name op het aantal MWh waarvoor er onvoldoende groene stroomcertificaten kunnen voorgelegd worden.

milieu, verbonden aan de gratis verkregen emissierechten, zijn daarentegen niet in de prijzen weerspiegeld, en zijn dus per definitie externe kosten.

7. Referenties

ABBEY DE, LEBOWITZ MD, MILLS PK, PETERSEN FF, LAWRENCE BEESON W, BURCHETTE RJ. Long term ambient concentrations of particulates and oxidants and development of chronic disease in a cohort of nonsmoking California residents. *Inhalation Toxicology*, 1995; 7: 19-34.

ALSEMA EA. Energy Requirements and CO₂ Mitigation Potential of PV systems. BNL/NREL Workshop "PV and the Environment", Keystone, CO, 1998; No. 98054.

ALSEMA, E., Duurzaamheid van fotovoltaïsche systemen op basis van geavanceerde silicium technologie, Utrecht centrum voor energieonderzoek, Nederland, 2003; IBN 90-393-3581-8, NWS-E-2003-17

AMERICAN THORATIC SOCIETY. What constitutes an adverse health effect of air pollution? *Am J Respir Crit Care Med*, 2000; 161: 665-673.

AMPERE. Rapport van de Commissie voor de Analyse van de Productiemiddelen van Elektriciteit en de Reoriëntatie van de Energievectoren (AMPERE) aan de Staatssecretaris voor Energie en duurzame Ontwikkeling, 2000; (http://mineco.fgov.be/energy/ampere_commission/home_nl.htm).

ANCONA D, McVEIGH J. Wind turbine-materials and manufacturing Fact sheet, 2001.

ATKINSON RW, ANDERSON HR, SUNYER J, AYRES J, BACCINI M, VONK JM, BOUMGHAR A, FORASTIERE F, FORSBERG B, TOULOUMI G, SCHWARTZ J, KATSOUYANNI K. Acute Effects of Particulate Air Pollution on Respiratory Admissions . Results from APHEA 2 Project., *Am. J. Respir. Crit. Care Med*, 2001; 164: 1860-1866.

BJORNER TB. Comparing the value of Quit from Contingent Valuation and Hedonic Pricing Methods, 2004.

BLOK ET AL. Economic Evaluation of Sectoral Emission Reduction Objectives for Climate Change Comparison of 'Top-down' and 'Bottom-up' Analysis of Emission Reduction Opportunities for CO₂ in the European Union. Study for DG Environment, European Commission by Ecofys Energy and Environment, AEA Technology Environment and National Technical University of Athens, September 2001.

BOEZEN HM, VAN DER ZEE SC, POSTMA DS, VONK JM, GERRITSEN J, HOEK G, BRUNEKREEF B. Effects of ambient air pollution on upper and lower respiratory symptoms and peak expiratory flow in children. *The Lancet*, 1999; 353: 874-878.

BRAUN-FAHRLANDER C, VUILLE JC, SENNHAUSER FH et al. Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren. SCARPOL Team. Swiss Study on Childhood Allergy and Respiratory Symptoms with Respect to Air Pollution, Climate and Pollen. *Am J Respir Crit Care Med*, 1997; 155: 1042-1049.

BROUWERS E, D'HAESELEER W. Indirecte emissies te wijten aan de levenscyclus van elektrische centrales—constructie, onderhoud, afbraak— Eindrapport CO₂-project 'Kennis van CO₂-emissies' (SP-I) fase 1-bis. 2001; TME-report TME/WDH/98-06/FIN.

BRUNEKREEF. NO₂ the gas that won't go away. *Clin Exp Allergy*, 2001 Aug; 31(8): 1170-2.

CREG. Jaarverslag 2003. <http://www.creg.be/pdf/Ra/2003/rep2003nl.pdf>

D'HAESELEER W. Energievoorziening in België: de mogelijkheden, de uitdagingen en de realiteit.. KViV. Energiesymposium, 25 november 2003, Koninklijke Militaire School, Brussel

DAS GRÜNE EMISSIONSHAUS. Berechnung der ökobilanz für eine windenergieanlage. 2004; (<http://www.das-gruene-emissionshaus.de>).

DAVIDSON M. ET AL. Financiële waardering van milieuemissies op basis van Nederlandse overheidsdoelen. CE, 2003.

DE NOCKER L., TORFS R., WOUTERS G. Externe kosten van elektriciteitsproductie. 1999; Vito rapport in opdracht van Electrabel/SPE 1999/PPE/R/019

DEBOOSERE H. Windparken in de Noordzee. ODE Vlaanderen vzw, 2002.

DOCKERY DW, CUNNINGHAM J, DAMOKOSH AI, NEAS LM, SPENGLER JD, KOUTRAKIS P, WARE JH, RAIZENNE M, SPEIZER FE. Health effects of acid aerosols on North American children: respiratory symptoms. *Environ. Health Perspect.*, 1996; 104: 500-505.

DOCKERY DW, POPE CA III, XIPING X, SPENGLER JD, WARE JH, FAY MA, FERRIES BG JR, SPEIZER FE. An association between air pollution and mortality in six US cities. *N Engl J Med*, 1993; 329: 1753-1759.

DOCKERY DW, SPENGLER JD, NEAS LM, SPEIZER FE, FERRIS BG JR, WARE JH, BRUNEKREEF B. An epidemiologic study of respiratory health status and indicators of indoor air pollution from combustion sources. In: Harper, J. P., ed. *Combustion processes and the quality of the indoor environment: transactions of an international specialty conference; September 1988; Niagara Falls, NY*. Pittsburgh, PA: Air & Waste Management Association; 1989; 262-271. (A&WMA transactions series: TR-15).

DOWNING AND WATTKISS. Overview: The Marginal Social Costs of Carbon in Policy, Making: Applications, Uncertainty and a Possible Risk Based Approach, paper presented at the conference 'The Marginal Social Costs of Carbon in Policy Making', Defra, UK, July 2003. Making: Applications, Uncertainty and a Possible Risk Based Approach. Paper presented at the conference 'The Marginal Social Costs of Carbon in Policy Making', Defra, UK, July 2003.

ECLIPSE, FRANKL, CORRADO AND LOMBARDELLI. Photovoltaic (PV) Systems, final Report ECLIPSE, 2004.

ECOINVENT CENTRE. ecoinvent data v1.01. Final reports ecoinvent 2000 no. 1-15. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CD-ROM, 2003.

ELIA Users Group. Nota van 17-11-2003. Krachtlijnen voor een beleid inzake heffingen, toeslagen en openbare dienstverplichtingen. http://www.elia.be/news/2003_11_17_UsersGroup_nota_toeslagen.pdf

EEA 2004, Transport price signals, monitoring changes in European transport prices and charging policy in the framework of TERM, EEA technical report N° 3/2004, European Environment Agency, Copenhagen, 2004.

EUROPEAN COMMISSION, DGXII, Science Research and Development, JOULE. ExternE, Externalities of Energy. Report numbers EUR 16520 EN to 16525 EN, (zie website: <http://externe.jrc.es/>) European Commission, Brussels, Belgium, 1995.

EUROPEAN COMMISSION, DGXII, Science Research and Development, JOULE. ExternE, Externalities of Energy, vol. 7 Methodology 1998 update. European Commission, Brussels, Belgium, 1999a.

EUROPEAN COMMISSION, DGXII, Science Research and Development, JOULE. ExternE, Externalities of Energy, vol. 8: Analysis of Global Warming Externalities, European Commission, Brussels, Belgium, 1999b.

EUROPEAN COMMISSION, DGXII, Science Research and Development, JOULE. ExternE, Externalities of Energy, vol. 9: National Implementation, European Commission, Brussels, Belgium, 1999c.

EUROPEAN COMMISSION. External costs, research results on socio-environmental damages due to electricity and transport. EUR 20198; 2003.

EVERAERT J. Windturbines en vogels in Vlaanderen: voorlopige onderzoeksresultaten. *Natuurorielus*, 2003; 69 (4): 145-155.

EWEA the European Wind Energy Association and EC DG TREN European Commission's Directorate General for Transport and Energy. Wind Energy The Facts - an analysis of wind energy in the EU-25. May 2004. (<http://www.ewea.org>).

Eyckmans J., Pepermans G. (2003) Is er een toekomst voor kernenergie in België? Working paper n°2003-13. Faculty of Economics and applied economic science, center for economic studies.

Eurostat 2004, MetadataEurostat Metadata Energy prices, electricity, te consulteren via <http://epp.eurostat.cec.eu.int>, nov. 2004

FOD Economie (2004) : Vademecum van de onderneming, Federale Overheidsdienst Economie, KMO, Middenstand & Energie, Brussel, 2004, webversie feb 2004, <http://mineco.fgov.be>

FRIEDRICH AND BICKEL (EDS.). Environmental External Costs of Transport. Springer Verlag, Heidelberg, 2001.

- GRYPARIS A, FORSBERG B, KATSOUYANNI K, ANALITIS A, TOULOUMI G, SCHWARTZ J, SAMOLI E, MEDINA S, ANDERSON HR, NICIU EM, WICHMANN E, KRIZ B, KOSNIK M, SKORKOVSKY J, VONK JM, DORTBUDAK Z. Acute Effects of Ozone on Mortality from the "Air Pollution and Health: A European Approach" Project. *Am J Respir Crit Care Med*, 2004 Jul 28 [Epub ahead of print].
- HASSING H, VARMING S. Life cycle assessment for wind turbines. 2001.
- HEINRICH J, HOELSCHER B, WICHMANN HE. Decline of ambient air pollution and respiratory symptoms in children. *Am J Respir Crit Care Med*, 2000; 161: 1930-1936.
- HIRSCHBERG S, SPIEKERMAN G., AND DONES R. Severe accidents in the energy sector. First edition, 1998; PSI-Bericht Nr. 98-16.
- HOLGATE EN BRUNEKREEF (2003). Air pollution and health. *Lancet*, 2002; 360(9341): 1233-42.
- HOLGATE ST, SAMET JM, KOREN HS, MAYNARD RL. Air pollution and health,. 1999; Academic Press, Londen, UK.
- HOLLAND M, FORSTER D, KING K. Economic evaluation of proposals for emission ceilings for atmospheric pollutants. AEA Technology, UK. Report for IIASA, 1998a.
- HOLLAND M. Economic Evaluation of Air Quality Targets for Tropospheric Ozone. EC DGXI, AEA Technology, UK, 1998b.
- HOWARTH A., PEARCE DW ET AL. Valuing the benefits of environmental policy: the Netherlands RIVM-EFTEC report 481 505 024, 2001.
- ICCEPT. Assessment of technical options to address climate change. A report to the Prime Minister's strategy unit. Imperial College Centre for Energy Policy, 2002.
- ICRP. Recommendations of the International commission on radiological protection, ICRP publication 60, Annals 21, Nr 1-3, Pergamon press, London, UK, 1991
- INFRAS/IWW (2000) External Costs of Transport - Accident, Environmental and Congestion Costs of Transport in Western Europe, Study for the International Union of Railways, ISBN:2-7461-0184-X, Paris.
- INT PANIS L, DE NOCKER L, DE VLIET I, TORFS R. Externe Milieukosten van wegverkeer in België. XIXe Belgische Wegencongres Genval, LIN afdeling wegenbeheer en beleid, Genval, 2001.
- KATSOUYANNI K, TOULOUMI G, SPIX C, SCHWARTZ J, BALDUCCI F, MEDINA S, ROSSI G, WOTJTYNIAK B., SUNYER J, BACHAROVA L, SCHOUTEN JP, PONKA A, ANDERSON HR. Short term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 european cities: results from time series data from the APHEA project. 1997; *BMJ* 314: 1658-1663.
- KATSOUYANNI K., TOULOUMI G, SAMOLI E, GRYPARIS A, LE TERTRE A, MONOPOLIS Y, ROSSI G, ZMIROU D, BALLESTER F, BOUMGHAR A, ANDERSON HR, WOJTYNIAK B, PALDY A, BRAUNSTEIN R, PEKKANEN J, SCHINDLER C, SCHWARTZ J. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology*, 2001; 12(5): 521-531
- KLIMPT, RIVERO, PURANEN, KOCH. Recommendations for sustainable hydroelectric development. *Energy Policy*, nov 2002; 30 (14): 1305-1312
- KVIV, ENERGIESYMPIOSIUM - 25 NOVEMBER 2003 - KONINKLIJKE MILITAIRE SCHOOL, BRUSSEL.
- LE TERTRE A, MEDINA S, SAMOLI E, FORSBERG B, MICHELOZZI P, BOUMGHAR A, VONK JM, BELLINI A, ATKINSON R, AYRES JG, SUNYER J, SCHWARTZ J, KATSOUYANNI K. Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities. *J Epidemiol Commun Health*, 2002; 56: 773-779.
- MARKANDYA A., DALE N, SCHNEIDER T. (1998) Improvement of the assessment of the external costs of severe nuclear accidents. CEPN report N°260.
- Milieu-effectrapport van een Vlaams windproject. 2003.
- MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP. Omzendbrief van 17 juli 2000 "Afwegingskader en randvoorwaarden voor de inplanting van windturbines", 2000; EME/2001.01.
- MIRA-S 2000, Milieu- en natuurrapport Vlaanderen: scenario's, 2000; Garant, Leuven.

MIRA-T 2003a, Milieu- en natuurrapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2003, 2.5 | Verspreiding van zwevend stof, Torfs R; Bossuyt M., Vlaamse Milieumaatschappij, 2003; (<http://www.milieuraapport.be>).

MIRA-T 2003b Milieu- en natuurrapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2003, 3 | 3 Economie, De Ceuster G., Torfs R., Van Laer J., Vlaamse Milieumaatschappij, (<http://www.milieuraapport.be>)

MIT. The future of nuclear power. An interdisciplinary MIT study. 2003; ISBN- 0-615-12420-8

MUNKSGAARS J, LARSEN, A. Socio-economic assessment of wind power-lessons from Denmark. Energy Policy, 1998; 26 (2): 85-93.

NAVRUD S, PRUCKNER GJ. Environmental Valuation – to use or not to use ? a comparative study of the United States and Europe. Environmental and resource economics, 1997; 10: 1-26.

Nash Ch. et al (2002) , OECD Workshop on environmental harmful subsidies, the environmental impact of transport policies, Paris, 7-8 November 2002, available from www.oecd.org

NEA 2003. Nuclear energy generation. What are the external costs? NEA report 4372. ISBN 92-64-02153-1.

NEWEXT. New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies. EU 5th Framework Programme (NNE5-2000-00045). In press.

OECD, Environmentally Related Taxes database, te consulteren via www.oecd.org

OECD. Nuclear electricity generation: what are the external costs? NEA report NEA4372, 2003; ISBN 92-64-02153-1.

OECD. Projected costs of generating electricity. Update 1998.

OWEN DA. Environmental externalities, market distortions and the economics of renewable energy technologies. The Energy Journal, 2004, 25(3): 127-156.

PARISH, O. Small hydropower: technology and current status. Renewable and Sustainable energy reviews, dec. 2002; 6: 537-556.

PEARCE D. Cost-Benefit analysis and environmental policy. Oxford review of economic policy, 1998; 14 (4): 84-100.

Pepermans G., Proost S. De distributie van elektriciteit in Vlaanderen. Verslag van taak 1 van het Project PBO98/KUL/22, getiteld Op zoek naar een nieuw winstmechanisme voor de elektriciteitsdistributie in een geliberaliseerde elektriciteitsmarkt. KULeuven, Energie Instituut, 25 oktober 2002.

POPE CA III, BURNETT RT, THUN MJ ET AL. Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution. JAMA, 2002; 287: 1132-1141.

POPE CA III, DOCKERY DW. Acute health effects of PM₁₀ pollution on symptomatic and asymptomatic children. Am Rev Respir Dis, 1992; 145: 1123-1126.

POPE CA III, THUN MJ, NAMBOODIRI MM, DOCKERY DW, EVANS JS, SPEIZER FE, HEATH CW JR. Particulate air pollution as predictor of mortality in a prospective study of US adults. Am J Resp Crit Care Med, 1995; 151: 669-674.

PROTEC ENGINEERING. Veiligheidsstudies in kader MER voor plaatsing 3 turbines langs een belangrijke verkeerswisselaar. 2003.

RABL A, BACHMANN T, TORFS R, INT PANIS L. Assessment of environmental impacts and resulting externalities from multi-media (air/water/soil) impact pathways. Contribution the NewExt project, 2003.

ROEMER W, HOEK G, BRUNEKREEF B. Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms. Am Rev Respir Dis, 1993; 147: 118-124.

SÁ DA COSTA A. Small hydropower is it a true alternative or just a myth? ESHA, conference on Renewable Energy-Intelligent Policy Options, Berlin, 19-21 januari 2004

SAMET JM, DOMNICI F, CURRIERO FC, COURSAK I, AND ZEGER SL. Fine Particulate Air Pollution and Mortality in 20 U.S. Cities 1987-1994. New England Journal of Medicine, 2000b; 343: 1742-1749.

SCHLEISNER L. Life cycle assessment of a wind farm and related externalities, 1999.

- THURSTON G.D., ITO K. Epidemiological studies of ozone exposures. In Air pollution and health. Holgate S.T., Samet J.M., Koren H.S and Maynard R.L. (Eds). 1999; Academic press.
- TORFS R, DE NOCKER L, INT PANIS L The introduction of renewables to reduce externalities of power production. In Proceedings of the International Conference "Sustainable development and power generation" 8-9/10/2001, Association des Ingénieurs de Montefiore (eds.)
- TORFS R. ET AL. Evaluatie van beleidsscenario's met betrekking tot fijn stof (PM_{2,5}). 2004, Vito rapport 2004/IMS/R/069.
- TORFS R. Externe kosten van elektriciteitsproductie - Fase 3 van het CO2 project. 2001, Vito rapport in opdracht van Electrabel. 2001/IMS/R/123
- TORFS R. Kwantificering van gezondheidsrisico's aan de hand van DALY's en externe gezondheidskosten. 2003; Vito rapport in opdracht van VMM. 2003/IMS/R/077.
- TORFS R., HUYBRECHTS D., WOUTERS G. Broeikasgasemissies, verzurende emissies en energiegebruik voor levering van energiedragers vanaf de ontginning tot aan de eindgebruiker. 1998; Vito rapport in opdracht van Electrabel/SPE.
- TORFS R., SCHOETERS G., HOET P. Risico's van inhaleerbaar stof. Tijdschr. voor geneeskunde, 2004; 60 (13): 915-926.
- TORFS R., WOUTERS G., D'HAESELEER W., MATHIEU PH. Emissies en energieverbruik van energiedragers. Synthese van het subproject 1 van het CO2-project fase1/1bis. 1999; Vito rapport 1999/PPE/R/128
- VAN DEN BERG, F. Windturbines: een verschil van dag en nacht. Geluid, 2004; 27 (1): 14-18.
- VAN DEN BERG, GP. Effects of the wind profile at night on wind turbine sound. Journal of sound and vibration, 2003.
- VAN KEMPEN E.E.M.M. Een schatting van de baten van geluidsmaatregelen. 2001; RIVM rapport 715120 004.
- VANUYTSEL G. EN KRETZSCHMAR J.G. Groene stroom, studiedag 25/10/2001, Vito.
- VREG. Jaarverslag 2003.
http://www.vreg.be/vreg/documenten/Jaarverslagen/jaarverslag_VREG_2003.pdf
- VOORSPOOLS K., BROUWERS E., D'HAESELEER W. Indirecte broeikasgasemissies van 'emissievrije' centrales. KULeuven.
- WHITTEMORE AS, KORN EL. Asthma and air pollution in the Los Angeles area. Am J Public Health, 1980; 70: 687-696.
- WHO, World Health Organisation. Air quality guidelines for Europe - Second edition, 2000: WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
- WHO, World Health Organisation. Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. WHO, Bonn, Germany, 2003 (<http://www.euro.who.int/document/e79097.pdf>).
- WHO, World Health Organisation. Quantification of the health effects of exposure to air pollution. 2001; report on a WHO working group. Bilthoven, Netherlands, 20-22 november 2000.

WOORDENLIJST

ANRE	Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap Afdeling natuurlijke rijkdommen en energie
BFE	Belgische Federatie Elektriciteitsproducenten
CAFE	Clean air for Europe, Europees programma ter ondersteuning van de Europese Commissie bij de bestrijding van luchtverontreiniging
CEPN	Centre d'étude sur l'Evaluation de la Protection dans la domaine Nucléaire, Frankrijk
CREG	Commissie voor de Regulering van de Elektriciteit en het Gas
CO ₂	Koolstofdioxide, een belangrijk broeikasgas
DPSI-R	DPSIR wordt een milieuverstoringsketen of milieuprobleemketen genoemd. De letters van de verschillende schakels staan voor Driving forces, Pressure, State, Impact, Respons
EC	Europese commissie
ECE	Economische Commissie van Europa
EMA	Europees Milieuagentschap
EU	Europese Unie
ExternE	Externalities of Energy. Europees onderzoeksproject dat de impact op de gezondheid en het leefmilieu kwantificeert door vervuilende stoffen te volgen vanaf de bron tot aan de impact
ICRP	International Commission on Radiological Protection. De ICRP geeft met regelmatige tijdsintervallen aanbevelingen en richtlijnen uit betreffende stralingshygiëne. De Commissie beschikt hiertoe over een eigen tijdschrift (Annals of the ICRP).
LCA	Levenscyclusanalyse
LRTAP	Long-Range Transboundary Air Pollution, verdrag over grensoverschrijdende luchtverontreiniging over lange afstand afgesloten in Genève
NEEDS	New Energy Externalities Development for Sustainability. Project gefinancierd door EC 6th framework programme (2003-2007); Sustainable Energy Systems.
NewExt	New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies. Project gefinancierd door EC 5th Framework Programme (1998 – 2002), Thematic programme: Energy, Environment and Sustainable Development, Contract No: ENG1-CT2000-00129
NO _x	Stikstofoxiden
ODV	Openbare Dienstverplichtingen, bijdrage op de elektriciteitsprijzen voor het sociaal fonds.
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development
PM ₁₀ , PM _{2,5}	Zwevend stof met aërodynamische diameter kleiner dan 10 resp. 2,5 µm. Dit is de verzamelnaam voor zwevende deeltjes in de lucht die hetzelfde gedrag hebben als sferische deeltjes met die bepaalde diameter (10 of 2,5 µm)
PV	photovoltaic
PWR	Pressurised water reactor, type nucleaire reactor in België gebruikt.
STEG	Stoom en gasturbine
TWh, MWh	Terra watt uur= 10 ¹² kWh respectievelijk Megawatt uur = 10 ³ kWh
US-EPA	United States- Environmental Protection Agency
VMM-Eil	Vlaamse Milieumaatschappij-Emissie-inventaris Lucht
WHO	World Health Organisation
WKK	WarmteKrachtKoppeling

BIJLAGE A: GEBRUIKTE BLOOTSTELLINGS-EFFECTRELATIES EN MONETAIRE WAARDERING

Tabel 20: Overzicht van de gebruikte gezondheidsfuncties voor fijn stof (PM_{10}).

Effect	receptor (risicogroep)	Bron	gevallen per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} en 100 000 receptoren per jaar	monetaire waarde	
Acute sterfte	Totaal	Katsouyanni (2001)	0,06 %*		
Respiratoire ziekenhuisopnames	65+	Atkinson (2001)	0,057	4320	euro/geval
Cardiovasculaire ziekenhuisopnames	totaal	Le Tertre (2002)	0,73	14733	euro/geval
Gebruik van bronchodilatoren	astmatische kinderen	Roemer (1993)	7700	40	euro/geval
Prevalentie van acute bronchitis	kinderen	Braun-Fahrlander (1997)	50270	240	euro/geval
Incidentie van chronische bronchitis	30+	Abbey (1995)	4 tot 5	169930	euro/geval
Chronische sterfte**			%toename in sterfte per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2.5}$		
Totaal	30+	Pope (2002)	0,39 % (48 Yoll+)	50000	euro/Yoll
Cardio-respiratoir	30+	Pope (2002)	0,58 % (71 Yoll)	50000	euro/Yoll
Longkanker	30+	Pope (2002)	0,77 % (94 Yoll)	50000	euro/Yoll

* %toename in sterfte per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per jaar.

** men gebruikt ofwel de totale sterfte ofwel de twee specifieke eindpunten

†: Yoll = years of life lost: het aantal verloren levensjaren in een populatie.

In de loop van verschillende ExternE studies (EC, 1995; EC, 1999; Friedrich and Bickel, 2001) is een set van gezondheidsfuncties opgesteld op basis van een doorgedreven review van de bestaande internationale kennis. Als basis voor het model voor de berekeningen van de impact op gezondheid dienen de meest robuuste blootstellings-effectrelaties, meestal deze die een verband leggen tussen sterfte en opname in een ziekenhuis ten gevolge van kortetermijnblootstelling aan verhoogde concentraties van de beschouwde pollutanten. Voor deze effecten is een vrij grote set van literatuurgegevens beschikbaar. Daarnaast wordt ook rekening gehouden met wat men 'de piramide van effecten' noemt (WHO, 2001): op basis van de vaststelling dat luchtverontreiniging een impact heeft op bepaalde (ernstige en dus meetbare) gezondheidseffecten, kan men verwachten dat er ook lichtere effecten en symptomen optreden. Voorbeelden hiervan zijn o.m. dat een kwantitatieve berekening van de impact op astmatici wordt in rekening gebracht, hoewel de epidemiologische studies niet-statistisch-significante resultaten opleveren. Maar zowel WHO, als Amerikaans studies (Whittemore, 1980 o.a.) erkennen dat er een plausibel effect is, en dat astmatici een kwetsbare groep zijn.

Niet alle ontwikkelingen van de laatste jaren op het vlak van luchtverontreiniging en gezondheid zijn verwerkt in dit model. Te verwachten is dat in het kader van de kosten-baten analyse van luchtkwaliteitsscenario's voor CAFE (*Clean Air For Europe*), en in het zesde

kader ExternE project NEEDS een nieuwe set van blootstellings-effectrelaties zal gedefinieerd worden, die rekening houdt met de aanbevelingen van de WHO (2003), en met de belangrijkste gezondheidsstudies in Europa en de VS. In dit rapport zijn al enkele aanpassingen doorgevoerd als gevolg van eigen werk o.m. voor MIRA-T. De belangrijkste zijn een volledige actualisatie van de functies voor fijn stof, en een gedeeltelijke voor ozon. Waar mogelijk worden Europese studies gehanteerd, die gebaseerd zijn op een grote onderzoekspopulatie zoals APHEA (*Air Pollution and Health an European Approach*).

Uit de vorige Europese ExternE studies is gebleken dat de impact van luchtverontreiniging op de volksgezondheid domineerde in het geheel van de gekende externe kosten. Epidemiologische studies wereldwijd hebben ondertussen consistent aangetoond dat er een verband is tussen luchtverontreiniging en ernstige gezondheidseffecten (WHO, 2004; Holgate en Brunekreef, 2003; Katsouyanni, 2001). Voornamelijk de vorming van PM₁₀ of PM_{2,5}²⁰ in de lucht, door toedoen van SO₂, NO_x en stofemissies²¹, speelt hierin een belangrijke rol. Deze informatie is in ExternE aangewend om een model te construeren waarin PM₁₀ (PM_{2,5}) beschouwd wordt als de belangrijkste component in de mix van pollutanten in de buitenlucht. Daarbij worden effecten van ozon toegevoegd, en zijn er mogelijke directe effecten van SO₂ en NO_x concentraties in gevoeligheidsanalyses in rekening gebracht. Gezondheidseffecten van CO emissies worden in de literatuur enkel in relatie tot verkeer beschouwd, en zijn hier minder van toepassing (bovendien zijn de externaliteiten vrij klein). De impact van zware metalen-emissies kan berekend worden indien de emissiecijfers beschikbaar zijn, maar de externe kosten ervan zijn in vergelijking met bovenvermelde pollutanten verwaarloosbaar. PM₁₀ wordt in het model beschouwd als de indicator waaraan de effecten van luchtverontreiniging worden opgehangen, zonder de causale factor binnen de mix van pollutanten effectief te kennen. Dit is een werkwijze die zeker nog verbeterd kan worden, maar consistent is met de wijze waarop de epidemiologische studies worden uitgevoerd en met de wijze waarop internationaal risico evaluaties van luchtverontreiniging worden gedaan.

De gepresenteerde werkwijze van het ExternE gezondheidsimpact model is gebaseerd op evidentie over de algemene luchtkwaliteit. Specifieke bronnen zoals verkeer, huishoudens en industrie dragen in meerdere of mindere mate bij tot deze luchtkwaliteit; maar hebben enigszins verschillende emissiekenmerken. In hoeverre specifieke bronnen belangrijker zijn met betrekking tot de toxiciteit van het mengsel aan pollutanten in de lucht is nog steeds een punt van onderzoek en discussie. Fijne tot ultrafijne stofemissies van verkeer zijn de meest vernoemde en potentieel belangrijkste bijdrage tot de gezondheidseffecten, maar de stofemissies van andere bronnen, als drager van toxische componenten, mogen niet genegeerd worden. Noch de US-EPA, noch de WHO is op dit ogenblik echter voorstander van een onderscheid tussen bronnen. Binnen ExternE is vroeger al een eerste indicatief onderscheid tussen bronnen gemaakt namelijk dat de effecten van sulfaten en van PM_{2,5} emissie van verkeer zwaarder doorwegen dan de effecten van nitraten en van stofemissies van elektriciteitscentrales. In deze optiek wordt bovenstaand gezondheidsimpact model toegepast op deze specifieke bronnen, na omrekening van hun emissies tot concentraties waaraan mensen blootgesteld worden.

20 PM₁₀, PM_{2,5} : zwevend stof met aërodynamische diameter kleiner dan 10 resp. 2,5 µm. Dit is de verzamelnaam voor zwevende deeltjes in de lucht die hetzelfde gedrag hebben als sferische deeltjes met die bepaalde diameter (10 of 2,5 µm).

21 PM₁₀ in de buitenlucht is een complexe mengeling van organische stoffen (roet, koolwaterstoffen,...) anorganische stoffen zoals ammoniumzouten (hoofdzakelijk ammoniumnitraten en -sulfaten, secundaire aërosolen gevormd uit de emissies van gassen zoals NO_x en SO_x), metalen, gebonden op primaire stofemissies enz.

Een aantal aspecten van dit model staat nog ter discussie, de belangrijkste die we in het achterhoofd moeten houden zijn:

- Kan de impact van langdurige blootstelling (de chronische impact) en de impact van acute blootstelling tegelijk beschouwd worden? Het is nu gangbaar om in geval van fijn stof de impact aan de hand van de cohort studies (lange termijn) te berekenen, omdat deze de kortetermijn-impact omvatten. Het is nog niet duidelijk of de kortetermijn-impact van gassen zoals SO₂ opgeteld mag worden bij de langetermijn-impact van stof.
- Er is meer dan voldoende bewijs om de impactevaluatie tot kinderen uit te breiden (inc. sterfte). Tot nog toe is dit niet gebeurd.
- Het ontstaan van een (milde vorm) van chronische bronchitis steunt op één studie (Abbey, 1995), en er worden vrij hoge externe kosten aan gehecht.
- "*NO₂, the gas that won't go away*" (Brunekreef, 2001) vat samen dat, ondanks het feit dat we weinig directe evidentie hebben over de effecten van NO₂, tenzij dan bij hoge concentraties, deze voorloper van gasvormig NO₃, van ozon en van nitraataërosolen een sleutelrol speelt in de luchtkwaliteit. Deze rol is nog niet helemaal uitgeklaard.
- De discussie over drempels bij effecten van ozon is de laatste jaren geëvalueerd naar lagere drempels tot zelfs geen drempels. Eenduidigheid is hierover nog zoek.

Deze annex spitst zich toe op de veranderingen, en is dus geen uitgebreide beschrijving van alle blootstellings-effect relaties voor gezondheid. In het hoofdstuk zwevend stof van MIRA-T is al rekening gehouden met deze veranderingen. Om consistentie te verzekeren binnen MIRA-T zullen deze aanpassingen met betrekking tot PM₁₀ en PM_{2,5} ook hier toegepast worden. We bespreken daarom kort de gehanteerde blootstellings-effect relaties.

STERFTE

Twee prospectieve semi-individuele cohortstudies vormen de basis voor het verband tussen een langdurige blootstelling aan zwevend stof en vervroegde sterfte. Dockery et al. (1993) volgden een cohorte op van 8000 volwassenen in zes steden van de VS, met verschillende luchtkwaliteitsniveau's van 1974-1991. De studie wordt vaak de "*Six Cities study*" genoemd. Pope et al. (1995) voerden een studie uit op een cohorte voor de *American Cancer Society* (ACS), vanaf 1980, waarbij ongeveer een half miljoen personen in 151 steden opgevolgd werden. Beide studies geven significante en belangrijke associaties tussen sterfte en langdurige blootstelling aan PM_{2,5}, sulfaten en PM₁₀ aan. In een vervolg van de studie van Pope et al. (1995) worden de associaties van langdurige blootstelling aan PM_{2,5} met vervroegde sterfte bevestigd en verfijnd (Pope, 2002). Deze nieuwe studie houdt uitgebreider rekening met verstoringsfactoren. Op basis van de verschillen in blootstelling aan PM_{2,5} in verschillende steden komt men tot een verhoogd risico van 8 % voor longkanker, 6 % voor cardiorespiratoire sterfte of 4 % voor totale niet-accidentele sterfte, toe te schrijven aan een verhoging met 10 µg/m³ PM_{2,5}. Deze nieuwe resultaten werden in MIRA-T geïmplementeerd, en worden nu in het kader van CAFE voor het eerst ook in Europese studies gebruikt.

CHRONISCHE BRONCHITIS

Abbey et al. (1995) bestudeerden in de AHSMOG studie een groep van niet-rokende "seventh day adventists". Hier beschikt men over vrij uitgebreide blootstellingsgegevens (20 jaar), en geconverteerde luchtkwaliteitsdata over PM₁₀ uit TSP waarnemingen. Omgerekend leiden de resultaten tot een schatting van ongeveer 4 à 5 nieuwe gevallen van chronische bronchitis per jaar en per µg/m³ PM₁₀.

HOSPITAALOPNAMES

Respiratoire ziekenhuisopnames

Ziekten van de ademhalingswegen zijn in de ICD-9 ("international classification of disease") opgenomen in hoofdgroep 8 (code 460-519). Het gaat hier om ziekten van de ademhalingswegen, ziekten van de luchtwegen en de longen. Er zijn zes subgroepen in deze hoofdgroep.

- acute luchtweginfecties (code 460-466) (sinusitis, laryngitis, acute bronchitis...);
- andere aandoeningen van de bovenste luchtwegen (code 467-479);
- longontsteking en influenza (code 480-487);
- COPD en aanverwante condities (code 490-496) (chronische bronchitis; emphysema; niet-allergische astma);
- pneumoconiosis e.a. (code 500-508);
- andere ziekten van de luchtwegen (code 510-519) .

APHEA2 bevestigt de relatie tussen luchtverontreiniging door PM₁₀ en opnames voor COPD, astma en totaal (Atkinson et al., 2001). De gecombineerde analyse van 8 Europese steden geeft een verhoogd risico van ongeveer 1 % aan ten opzichte van een gemiddeld aantal ziekenhuisopnames voor een toename van 10 µg/m³ PM₁₀ (Tabel 21). Interessant is wel dat Nederland als dichtbevolkt gebied in zijn geheel in de analyse is opgenomen. De Nederlandse resultaten zijn niet significant voor opnames van kinderen en volwassenen met astma. De gecombineerde schattingen voor ziekenhuisopnames door astma worden gereduceerd tot bijna nul of zijn niet significant meer wanneer rekening gehouden wordt met NO₂ in het epidemiologische regressiemodel. Opvallend is de invloed van gemiddelde ozonwaarden in elke stad. Deze verklaart voor een deel de verschillen in risico's voor 65+ers in de verschillende steden. Niet de dag tot dag co-variatie tussen PM₁₀ en O₃ is belangrijk, wel de jaargemiddelde waarde. Een mogelijke verklaring hiervoor wordt gezocht in de gelijkaardige vormingsmechanismen voor ozon en secundaire aërosolen.

Om dit toe te passen op Belgische data hebben we ons beperkt tot de respiratoire opnames voor algemene luchtwegaandoeningen voor 65+. Het risico van 0,9 % per 10 µg/m³ is equivalent met een risico van 0,09 % per µg/m³. Op basis van hospitalisatiegegevens leidden we af dat er ongeveer 65 hospitalisaties per 100000 65plussers gebeuren jaarlijks voor deze impactcategorie. Wanneer we dan het percentage toepassen, levert dit een toename in hospitalisatie van **0,057 hospitalisaties voor luchtwegaandoeningen per 100 000 65-plussers en per µg/m³ PM₁₀**. In de ExternE methodologie is deze impact enkel toegepast op

een totale populatie en op basis van vroegere APHEA studies. dit leverde toen een toename op van 0,207 hospitalisaties per 100 000 mensen (dus niet beperkt tot 65+) en per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} (EC, 1999).

Tabel 21: Acute effecten van PM_{10} : verhoogd risico op respiratoire hospitaalopnames bij toename van $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} .

	Gecombineerde analyse	Nederlandse studie
Opnames voor astma (0-14 jaar)	1,2 % (0,2 %-2,3 %)	0,9 % (-2,1 %-0,4 %)
Opnames voor astma (15-64 jaar)	1,1 % (0,3 %-1,8 %)	0,4 % (-0,9 %-1,8 %)
Opnames voor astma en COPD (65+)	1,0 % (0,4 %-1,5 %)	1,1 % (0,5 %-1,7 %)
Totaal (65+)	0,9 % (0,6 %-1,3 %)	1,2 % (0,7 %-1,6 %)

Cardiovasculaire ziekenhuisopnames

Cardiovasculaire ziekten zijn in ICD-9 gegroepeerd onder categorie 9 (ICD 390-459). Resultaten van de verschillende multi-steden studies suggereren een belangrijk effect van PM op ziekenhuisopnames door cardiovasculaire aandoeningen. In APHEA2 kan men een risico van 0,5 % (0,2 %-0,8 %) voor een toename van $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} afleiden voor de opname voor hartklachten (ICD9 390-429) (Le Tertre, 2002). Het is deze studie die we hebben gebruikt om een kwantitatieve inschatting te maken en externe kosten te berekenen. Op basis van dit risico en een hospitalisatiegraad voor deze categorie van 1472 per 100000 inwoners in Vlaanderen en per jaar komt men tot een verhoogde hospitalisatie voor hartaandoeningen van **0,73 gevallen per 100000 inwoners, per jaar en per $\mu\text{g}/\text{m}^3$** .

ASTMATISCHE KINDEREN

In een panelstudie bij kinderen die nog geen chronische respiratoire symptomen ontwikkeld hadden, maar bij wie de aanleg aanwezig was, werden significante verhogingen van de symptomen van de onderste luchtwegen gemeten bij toegenomen PM_{10} (Boezen, 1999). Dit resultaat wordt ondersteund door vroegere studies door Roemer et al. (1993) bij astmatische kinderen in relatie tot luchtverontreiniging in de winter. De associatie wordt nog in andere studies bevestigd. Het gebruik van bronchodilatoren en het voorkomen van hoesten in relatie tot verhoogde concentraties aan PM_{10} is weinig beschreven in de epidemiologische literatuur. Roemer (1993) vinden een significante associatie. Voor hoesten leiden Pope en Dockery (1992) een associatie af bij kinderen in de buurt van een staalfabriek. De WHO (2000) ondersteunt al deze eindpunten ook, en vat ze samen in een gecombineerd risico, waarbij zowel studies over kinderen als over volwassenen door elkaar gebruikt worden.

Kwantificering van deze effecten per dag in de winter kan direct afgeleid worden uit de effectschatting in de verschillende studies. Extrapolatie tot een jaar houdt bijkomende onzekerheid in:

- de samenstelling van PM_{10} kan veranderen;
- de prevalentie kan veranderen.

We hanteren nog steeds de functie van Roemer(1993) die onveranderd in ExternE is toegepast.

Tabel 22: Effecten bij astmatische kinderen.

Bron	Odds Ratio (OR)	Toepassingsgebied	Toename in prevalentie van acute effecten ^a
Boezen (1999), onderste luchtwegen	1,36 (1,13-1,65) per 100 µg/m ³ PM ₁₀	121 astmatische kinderen van 7-11 jaar	3,25 (1190)
Roemer (1993), onderste luchtwegen (wheeze)	1,033 (1,013-1,05) per 10 µg/m ³ PM ₁₀	73 astmatische kinderen van 8-12 jaar	2,8 (1030)
Roemer (1993), bronchodilatorgebruik	1,023 (1,007-1,039) per 10 µg/m ³ PM ₁₀	73 astmatische kinderen van 8-12 jaar	2,1 (770)
Pope en Dockery (1992), hoesten	1,66 (SE 0,143) per 100 µg/m ³ PM ₁₀	39 kinderen	7,3 (2700)

^a: per 10 µg/m³ PM₁₀ en per 1000 astmatische kinderen per dag (per jaar).

DE VERANDERING IN PREVALENTIE VAN ACUTE BRONCHITIS BIJ KINDEREN

Het verhoogde voorkomen van bronchitis bij kinderen (10-12 jaar) werd het eerst door Dockery et al. (1989) in zes steden van de US onderzocht. Acute bronchitis werd hier omschreven als "door een huisarts vastgestelde bronchitis". Een odds ratio van 2,5 (1,1-6,1) werd vastgesteld voor acute bronchitis bij een verhoging van 20,1 µg/m³ PM₁₅. Een vervolgstudie in 24 steden (Dockery et al., 1996) bij kinderen van 8 tot 12 stelde eveneens een verband vast tussen het voorkomen van bronchitis en PM_{2,5} (OR 1,5 (0,91-2,47 bij 14,8 µg/m³ PM_{2,5}). De WGO hanteert deze studie van Dockery en weerhoudt een relatief risico voor acute bronchitis bij kinderen: 1,34 (0,94-1,99) per 10 µg/m³ PM_{2,5}, of 1,29 (0,96-1,83) per 10 µg/m³ PM₁₀.

De Zwitserse SCARPOL studie onderzocht de effecten van langdurige blootstelling bij kinderen van 6 tot 15 jaar (Braun-Fahrlander, 1997). Zowel chronische hoest als acute bronchitis was positief geassocieerd met een geografische toename in PM₁₀. De odds ratio voor bronchitis bedraagt hier 2,17 (1,21-4,89) bij een toename van 23 µg/m³ PM₁₀. Er wordt op gewezen dat de toename in bronchitis groter is bij een subgroep van kinderen met een familiale voorgeschiedenis van astma of allergie, maar niet significant verschillend was van het risico voor alle kinderen. Toch kan er dubbeltelling met andere functies optreden (bijvoorbeeld met acute luchtwegsymptomen bij astmatische kinderen). Toepassing van de verschillende studies op basis van de in de studie opgegeven prevalenties voor acute bronchitis, is samengevat in Tabel 23.

Tabel 23: Toename in de prevalentie van acute bronchitis bij kinderen.

Bron	OR	Toepassingsgebied	Toename in prevalentie van acute bronchitis ^a
Dockery (1989)	2,5 (1,1-6,1) per 37,8 µg/m ³ PM ₁₅	5422 kinderen van 8-10 jaar	1650
Dockery (1996)	1,5 (0,91-2,47) per 14,9 µg/m ³ PM _{2,5}	13369 kinderen van 8-12 jaar	695
Braun-Fahrlander (1997)	2,17 (1,21-4,89) per 23 µg/m ³ PM ₁₀	4470 kinderen van 6-15 jaar	5027

^a: per 10 µg/m³ PM₁₀ en per 100 000 kinderen

Kwantificering van dit effect leidt dus tot een brede waaier van mogelijke gevallen. Dit wordt o.m. sterk bepaald door de prevalentie in de studies. Waar Dockery et al. een prevalentie van 4,4 % tot 6,5 % hanteren, is de prevalentie in de scarpol studie van de orde van 10 tot 13 %. De bevindingen in deze studies worden ondersteund door een studie van Heinrich et al. (2000), waarin de afname in de tijd van luchtwegsymptomen bij kinderen gerelateerd wordt aan een afname in luchtverontreiniging.

MONETAIRE WAARDERING

Het principe van monetaire waardering bestaat erin om verschillende impacts te wegen in functie van het belang dat de man in de straat hieraan hecht. Hiertoe tracht men de bereidheid tot betalen (willingness to pay) van een individu in te schatten om bepaalde negatieve effecten te vermijden of om positieve effecten, goederen of diensten te verkrijgen. Voor sommige impacts kan men zich hierbij op marktprijzen baseren. Dit is bijvoorbeeld het geval voor het verlies van landbouwopbrengsten of voor kosten met betrekking tot het herstel of reinigen van gebouwen. Voor andere impacts kan men bereidheid tot betalen afleiden van marktprijzen. Ook de verplaatsingskosten die mensen bereid zijn te betalen om bijvoorbeeld naar een bos te gaan zijn een indicator voor de waarde die zij hechten aan die locatie om zich te ontspannen. Wanneer al deze methodes tekort schieten moet men beroep doen op enquêtes om via gerichte vragen de waardering van individuen in te schatten. In de praktijk zijn er vooral gegevens over de waardering van gezondheidseffecten, en is de toepassing ervan op nationaal of Europees niveau vrij goed onderbouwd.

Op globale schaal ontstaat er een ethisch probleem van gelijkheid. Wordt bijvoorbeeld de potentiële impact in ontwikkelingslanden ten gevolge van emissies in Europa op eenzelfde manier gewaardeerd of hanteert men een andere (lagere?) waardering? Vooral m.b.t. klimaatverandering kan dit resulteren in externe kosten per ton CO₂, die ordes van grootte kunnen verschillen. Ten slotte hangen de externe kosten van de impact die zich op lange termijn zal voordoen, sterk af van de keuze van de verdiscontering.

Economische waardering van gezondheidseffecten

De waardering van de schade aan de gezondheid moet gebeuren aan de hand van de individuele 'bereidheid tot betalen' (WTP, willingness to pay) van de burger om deze specifieke gezondheidseffecten of een verhoogd risico op vroegtijdig overlijden te vermijden, of de bereidheid om een compensatie voor de negatieve impact te aanvaarden (WTA, willingness to accept). Omdat WTP en WTA de individuele preferentie registreert, is ze niet hetzelfde voor iedereen. Mensen hebben verschillende houdingen ten opzichte van risico, iets wat hun WTP beïnvloedt (voorbeelden zijn mensen met een risico vermijdend gedrag, met risico aversie, of met een egalitaire houding...). De WTP hangt ook af van inkomen. Het inkomen bepaalt in zekere zin de bovengrens (de '*budget constraint*'), maar dit is geen absolute vaststelling. Rijke mensen kunnen een lagere WTP hebben omwille van hun houding of levensstijl.

Om de WTP op te bouwen kunnen we vertrekken van de maatschappelijke kosten van toegenomen gezondheidsklachten (bijvoorbeeld van medicijnen en ziekenhuisopname), en ook van de kosten in gevolge van het verlies van inkomen bij ziekte en vroegtijdig overlijden. Deze kosten ('*cost of illness*', COI) kunnen redelijk eenvoudig worden bepaald. Hier bovenop moet men ook rekening houden met de bereidheid tot betalen om het lijden m.b.t. ziektes en

overlijden te vermijden, zowel voor de betrokkene als voor zijn omgeving. Daarenboven hechten we nog een bijkomende waarde aan 'niet-vroegtijdig overlijden', zowel voor onszelf als voor onze naasten. Om al deze aspecten te vatten kunnen we geen beroep doen op marktprijzen maar moeten we methodes uit de (milieu)-economie hanteren.

Sommige studies proberen aan de hand van het gedrag van consumenten op verwante markten (bijvoorbeeld het kopen van extra veiligheid via een airbag) na te gaan hoeveel mensen bereid zijn te betalen om de kans op vroegtijdig overlijden te verlagen. Aan de hand van de uitgaven die mensen willen doen om te kunnen genieten van bepaalde voordelen die het milieu biedt, kan men ook een WTP afleiden.

Een andere methode bestaat erin om deze bereidheid te achterhalen via bevraging (CVM of '*contingent valuation method*'). Men gaat ervan uit dat deze laatste methode de meest volledige waardering vervat, die zowel directe kosten als de minder tastbare waarde van lijden of vervroegd sterven omvat. Een uitgebreide tekst over economische waarderingstechnieken en hun toepassing in relatie tot milieu is te vinden in o.m. MIRA-S (2000), EC (1995 en 1999) en Howarth and Pearce (2001).

Voor morbiditeit zijn er recent een reeks enquêtes gevoerd in Europa om in verschillende landen een vijftal belangrijke morbiditeiteindpunten te waarderen en deze waarden hebben wij verder gebruikt, aangevuld met literatuur uit vooral Amerikaanse studies (voor meer informatie zie o.m. Torfs, 2003)

Effecten op mortaliteit worden gewaardeerd op basis van de waarde die mensen hechten aan een verlaging van kleine risico's op fatale accidenten of vroegtijdig overlijden. Deze waarden kunnen worden afgeleid uit het gedrag van mensen (bijvoorbeeld aankopen van veiligheidsvoorzieningen zoals een airbag; veiligheidspremies die men vraagt om jobs uit te voeren met hogere risico's op fatale accidenten) en op basis van enquêtes (contingente waarderingstudies) waarbij mensen worden gepeild naar hun bereidheid tot betalen voor het verlagen van risico's op dergelijke accidenten. Deze verandering in de kans op vroegtijdig overlijden wordt omgerekend in een 'waarde van een statistisch leven', wat evenwel geen maatstaf is voor de intrinsieke waarde van een leven.

Dit concept zegt niks over de waarde van een leven op zich (en is daarom misschien een ongelukkige formulering, en aanleiding tot felle kritiek), maar is afgeleid uit inschattingen van de bereidheid tot betalen om risico's op vroegtijdig overlijden te veranderen. Indien bijvoorbeeld de bereidheid tot betalen of WTP 100 euro bedraagt om een risico sterfte met 1 kans op 10 000 te verminderen, dan is de waarde voor een statistisch leven dat hieruit afgeleid wordt $100 \times 10\,000 = 1\,000\,000$ euro. Of anders gezegd, indien 10 000 mensen bereid zijn 100 euro te betalen om een risico met 1/10 000 te verminderen, dan spaart men – statistisch gezien – 1 mensenleven uit, gespreid over 10 000 mensen, ter waarde van 1 000 000 euro. De waarde van een statistisch leven (VSL, value of a statistical life) is dus 1 miljoen euro. Het is echter belangrijk te benadrukken dat niemand gevraagd wordt dit bedrag effectief te betalen, het is niet meer dan de som van de WTP's over een groep mensen die het risico wensen te verminderen. In dit opzicht is de term "waarde van een leven" eerder slecht gekozen. Het is slechts de waardering van kleine veranderingen in het risico, geaggregeerd over een grote groep mensen.

Voor de waardering van vroegtijdig overlijden door luchtverontreiniging moet deze waardering uitgedrukt worden in een waarde per verloren levensjaar. Hiertoe dient verder

een omrekening te gebeuren. In ExternE is uitgegaan van de waardering van verloren levensjaren als de meer correcte maat voor de effecten van milieuverstoringen op gezondheid. De basis hiervoor is de vaststelling dat dezelfde waarde niet kan toegekend worden aan een vroegtijdige sterfte op verschillende leeftijden, met dus een verschillende levensverwachting. Iemand die overlijdt op 35 jaar, heeft nog een levensverwachting van om en bij de 40 jaar, terwijl vroegtijdige sterfte op 75 een reductie in levensverwachting met hooguit enkele jaren veroorzaakt. Anderzijds volgt niet uit studies dat oudere mensen een veel lagere waarde hechten aan risicovermindering dan jongere. De VSL is dus vermoedelijk leeftijdsafhankelijk, maar concrete studies hierover zijn beperkt en de resultaten niet eenduidig. Het is ook niet duidelijk of mensen die gevoelig zijn aan bijvoorbeeld luchtverontreiniging, en een zwakkere gezondheid hebben, een hogere WTP hebben. Een uitgebreide discussie van de elementen die een rol spelen in de waardering van sterfte ten gevolge van milieuverstoringen en mogelijke alternatieve berekeningswijzen valt buiten de opzet van deze studie

In de economische literatuur worden waarden gerapporteerd die variëren van 0,3 miljoen euro tot 8 miljoen euro. Gegeven deze spreiding zijn recent gedetailleerde studies uitgevoerd specifiek gericht op het waarderen van effecten op mortaliteit door luchtverontreiniging. Op basis van een vragenlijst die vroeger reeds werd gebruikt in de VSA, Canada en Japan is in het kader van het Europese onderzoeksproject NewExt een bevraging georganiseerd in het VK, Italië en Frankrijk (telkens ongeveer een 300 tal mensen). Deze bevraging resulteert in een statische 'waarde van een statistisch leven' van 1,05 miljoen euro, met 3,3 miljoen euro als een bovengrens. De verschillen tussen de landen zijn hierbij relatief beperkt (van 0,75 miljoen euro tot 1.5 miljoen euro). Deze waarden sluiten nauw aan bij deze van gelijkaardige enquêtes in de VS en het kengetal dat de Europese Commissie oplegt voor de evaluatie van kosten en baten van milieumaatregelen voor de EU (EC, DG ENV). Deze waardering door burgers in de EU kan men verder omrekenen tot een waarde van een verloren levensjaar, en die wordt dan ingeschat op 75 000 euro, met een bandbreedte van 18 000 euro tot 225 000 euro. Met andere woorden: men is bereid 7,5 euro te betalen om het onmiddellijke risico op sterfte met 1/10 000 te verminderen. Voor langetermijn effecten wordt dit omgerekend naar 50 000 euro per verloren levensjaar.

BIJLAGE B: MARGINALE EXTERNE KOSTEN VAN CO₂ – EEN OVERZICHT VAN DE EVOLUTIE IN EXTERNE

INLEIDING

Het modelleren van de (gezondheids-)effecten ten gevolge van klimaatsverandering is onderhevig aan specifieke problemen:

- Tot voor kort werd aangenomen dat klimaatsverandering nog geen directe impacts veroorzaakte. De impacts en externe kosten zijn ingeschat op basis van voorspellingen van IPCC die wijzen op ernstige gevolgen in de verre toekomst (2100) door toename van broeikasgasemissies nu. Dit heeft tot gevolg dat men zich moet baseren op scenario's en modellen die niet experimenteel kunnen gevalideerd worden. De eerste effecten zijn volgens een aantal studies echter nu reeds zichtbaar (zie ook het Achtergronddocument Klimaatsverandering op de website www.milieurapport.be).
- De kwetsbaarheid van de bedreigde systemen is afhankelijk van de graad van ontwikkeling van de maatschappij en van de economie. Sommige effecten kunnen immers vermeden worden, indien ze tijdig aangepakt worden.
- Temperatuurstijging heeft ook positieve effecten op gezondheid, die negatieve effecten elders kunnen compenseren.
- Broeikasgasemissies veroorzaken mondiale veranderingen.

Er bestaat nog steeds een grote onenigheid over de grootte van de gevolgen van globale opwarming. De mogelijk grote impact ten gevolge van broeikasgasemissies zijn dus zeer onzeker. Nochtans is klimaatsverandering één van de belangrijkste drijvende krachten achter het energiebeleid in Europa.

MARGINALE SCHADE DOOR KLIMAATSVERANDERING

De studies met betrekking tot de economische evaluatie van klimaatsverandering geven totale schadekosten. In de context van ExternE is men echter geïnteresseerd in de marginale schadekosten ten gevolge van de bijkomende uitstoot van een eenheid broeikasgassen (bijvoorbeeld 1 Mton CO₂). In EC (1999) hebben Eyre et al. aan de hand van twee modellen de marginale externe kosten van klimaatwijziging ingeschat: het FUND model en het Open Framework Model.

Marginale externe kosten van CO₂: stand der kennis 1995-1998

Deze tekst is een samenvatting van Eyre et al. (in EC, 1999) en van De Nocker et al. (1999). In 1996-1997 heeft men binnen het ExternE project een eigen inschatting gemaakt van de impact van het broeikaseffect, aan de hand van twee bestaande modellen: het Fund model en het Open Framework model. Het laatste behandelt geen effecten op gezondheid, en is dus minder geschikt, maar werd in deze eerste fase van de inschatting van de marginale externe kosten gebruikt ter vergelijking van de totale externe kosten. Het FUND model behandelt "dryland loss", "wetland loss", bescherming van kustgebieden, migratie, landbouw, hittestress, koudestress, verspreiding van malaria door het verschuiven van klimaatgordels,

(uitzonderlijke) tropische stormen, investeringen voor hogere dijken tegen overstromingen, onbeheerde ecosystemen, en berekent net als alle andere modellen de totale schade. Het werd voor ExternE aangepast om marginale effecten van de toename van de emissies van CO₂, N₂O en CH₄ met 1 Mton te bepalen ten opzichte van de referentie (het IPCC IS92a scenario). Toch kon niet de totale impact worden gekwantificeerd en blijven onzekerheden op vele vlakken groot. Daarom zijn met beide modellen verschillende scenario's doorgerekend om zodoende het belang van verschillende uitgangspunten af te tasten. De resultaten hangen niet enkel af van het gebruikte uitgangsscenario (bijvoorbeeld voor verwachte bevolkings- en economische groei) maar vooral van bepaalde uitgangspunten en keuzes met betrekking tot de discontovoet en het al dan niet gelijkwaardig waarderen van de impact in armere landen en rijke landen. Daarnaast zijn er nog de wetenschappelijke onzekerheden over het kwantificeren van de impact en het inschatten van de economische weerslag.

Het niet gelijkwaardig waarderen van de impact in arme en rijke landen stelt ethische problemen. Toch is in ExternE geopteerd om een BNP of inkomens gewogen "*Willingness to pay*" (WTP) te hanteren, wat impliceert dat de WTP om impact te voorkomen in arme landen lager is dan in rijke. Deze "onethische" benadering van de marginale externe kosten wordt enigszins rechtgezet door bij de aggregatie van de marginale schade een weging door te voeren. Verdisconteren van impact die zich in de verre toekomst zouden voordoen heeft een belangrijk effect op de marginale externe kosten nu. De keuze van discontovoet is echter niet eenduidig te bepalen. Men ging uit van 0 % tot 10 %.

De conclusie is dat men het broeikas effect niet kan evalueren aan de hand van één cijfer, maar dat de kennis van zaken beter wordt weergegeven door het belang van het broeikas effect af te tasten aan de hand van een waaier van 4 verschillende cijfers: de spreiding voor de beste inschatting ging van 18 tot 46 euro per ton CO₂-equivalent. Dit komt respectievelijk overeen met de beste schatting van de modellen voor de 3 % en 1 % discontovoet. Als een meer conservatieve inschatting werd een waaier van 3,8 tot 139 euro per ton CO₂-equivalent naar voor geschoven, wat de boven- en ondergrens weergeeft van het 95 % betrouwbaarheidsinterval voor de 'beste' schattingen. Deze brede waaier dekt meteen de uitkomsten voor de verschillende scenario's en uitgangspunten die werden doorgerekend.

Marginale externe kosten van CO₂: situatie vanaf 1998

De inschatting gebeurt vanaf 1998 nog altijd op basis van dezelfde modellen, met dezelfde emissiescenario's en verdiscontering (0 % tot 3 %). De centrale schatting van de externe kosten per ton is verder gebaseerd op impact in Europa op basis van Europese monetaire waarden plus de globale impact, gewaardeerd volgens een globaal gemiddelde.

Daarnaast wordt er aandacht besteed aan de onzekerheden. Er worden twee onzekerheden gedefinieerd:

- Parametrische onzekerheid beperkt zich tot de onzekerheid of spreiding gerapporteerd in de literatuur met betrekking tot mechanismen e.d. Deze wordt via Monte Carlo analyse ingeschat.
- "Echte" onzekerheid ("real" of "comprehensive" uncertainty genoemd) heeft te maken met de onmogelijkheid de toekomst (het gedrag van mensen, de evolutie van de

economie...) te voorspellen. Hiervoor wordt een sensitiviteitsanalyse doorgevoerd, om de (zeer grote) spreiding op de resultaten te illustreren.

Ten slotte hebben secundaire aërosolen ten gevolge van zwavel en stikstofemissies een mogelijk matigend effect op het broeikas effect. Door de korte verblijfsduur van deze aërosolen in de atmosfeer (vergeleken met de broeikasgassen), worden hun effecten bijna niet verdisconteerd en zijn de marginale kosten van S- en N- emissies (de laatste van vliegtuigemissies boven EU) voor het broeikas effect redelijk hoog.

De resultaten die uiteindelijk weerhouden werden, waren dus verre van finale schattingen.

- De impact die door de modellen in rekening gebracht worden zijn beperkt.
- Een belangrijke deel van de impact is onbekend.
- Lange termijn inschattingen van klimaatsverandering blijft bovendien moeilijk te modelleren. Aanpassing van mensen bijvoorbeeld is zeer complex.
- Sommige impacts kunnen nog niet vertaald worden in geldtermen.
- De kennis van atmosferische chemie is nog te beperkt.

Al deze aspecten en beperkingen in acht genomen, werden volgende externe kosten aanbevolen (*Tabel 24*).

Tabel 24: Marginale externe kosten voor broeikasgassen.^a

	Minimum ^b	Laag ^c	Centrale schatting ^d	Hoog ^c	Maximum ^b
CO ₂ (euro/tCO ₂)	0,1	1,4	2,4	4,1	16,4
N ₂ O (euro/tN ₂ O)	24,3	440,2	748,3	1 272,1	5 242,1
CH ₄ (euro/tCH ₄)	1,9	28,2	44,9	71,5	257,0
N (euro/kgN) ^e	-5,5	198,2	337,0	527,9	1 270,2
S (euro/kgS)	-35,8	-16,6	-9,8	-5,8	0,0

^a Emissies voor de periode 2000-2009.

^b Minimum en maximum rekening houdend met "real uncertainty"

^c Hoog en laag ongeveer het 67 % betrouwbaarheidsinterval.

^d 1 % verdiscontering. Globaal gemiddelde waarden.

^e Enkel vliegtuigemissies boven Europa.

Pragmatisch gesproken is een bereik van 0 tot 16 euro per ton CO₂ te hanteren (vergeleken met de vroegere 18 tot 46 euro per ton). De positieve effecten van zwavelemisssies kunnen als sensitiviteitsanalyse gehanteerd worden, maar zijn toch controversieel.

Schaduwrijzen als benadering voor de schadekosten van CO₂

Gezien het enorme belang dat gehecht wordt aan de vermindering van broeikasgasemissies, was een goede inschatting van de externe kosten ten gevolge van klimaatsverandering belangrijk. De berekening van de milieuschadeprijs per ton CO₂ werd echter bemoeilijkt door onze beperkte kennis van mogelijke impact in de toekomst. Uiteenlopende scenario's van IPCC gaven aanleiding tot een brede waaier van externe kosten. Indien bovendien enkele potentiële milderende effecten van de opwarming van de aarde in rekening gebracht werden, zoals het feit dat minder mensen sterven door "koude-stress", en verhoogde landbouwopbrengsten in mildere klimaten, werden de schattingen nog verder bemoeilijkt.

Ten slotte zijn er parameters, zoals de mate waarin de mens zich aanpast aan nieuwe omstandigheden, of het verlies aan biodiversiteit, die met de huidige kennis niet kunnen worden ingeschat en/of doorgerekend in geldtermen. Binnen ExternE heeft men verschillende modellen aangewend, en kwam men uiteindelijk tot een schatting voor de impact tot 2100 die varieerde tussen 0 en 16 euro/ton CO₂, met als centrale waarde 2,4 euro/ton. Deze spreiding verhult eigenlijk nog een veel grotere onzekerheid, en men is meer en meer van oordeel dat een andere aanpak nodig is om marginale externe kosten van CO₂ emissies te bepalen.

Vertrekkende vanuit de veronderstelling dat de vooropgestelde doelen die volgen uit internationale onderhandelingen (bijvoorbeeld uit het Kyoto-protocol), een benadering zijn van de maatschappelijke wenselijkheid om iets aan het probleem te doen, kan een schaduwprijs afgeleid worden om de externe kosten te benaderen. Dergelijke prijzen variëren dan tussen 18 en 40 euro/ton CO₂, afhankelijk van het feit of handel in CO₂ toegestaan is of niet. Deze getallen zijn robuuster dan de partiële schadekosten uit ExternE. Voor dit rapport rekenen we met een kost van 20 euro/ton CO₂ equivalent.

De kosten om de Kyotodoelstelling te bereiken, hangen grotendeels af van de gevolgde beleidskeuzes om deze doelstelling te bereiken. Als een kostenefficiënte benadering wordt gevolgd (bijvoorbeeld via het instrument van emissiehandel) kunnen de kosten beperkt zijn (tot orde van grootte 20 euro/ton CO₂-eq. als de goedkoopste maatregelen binnen Europa worden genomen). De kost kan nog lager als de CO₂-reductiedoelstellingen mogen behaald worden via internationale samenwerking (bijvoorbeeld internationale handel tot 5 euro/ton CO₂ eq.).

Men zou kunnen argumenteren dat als de doelstellingen volledig op nationaal niveau moeten gehaald worden, de kosten hoger zijn, bijvoorbeeld tot 90 euro/ton voor België. Voor Nederland hanteert men een schaduwprijs van 50 euro/ton CO₂-eq (Blok, 2001). Als we evenwel de recente invulling van de Kyotodoelstellingen analyseren dan zien we een streven naar kostenefficiënte oplossingen met inbegrip van emissiehandel en de zogenaamde flexibele Kyotomechanismen. Daarenboven kan men argumenteren dat in de besluitvorming rond klimaatbeleid er rekening is gehouden met de zogenaamde no-regret baten, en dat beleidsmakers ermee hebben rekening gehouden dat een eerste reeks van beperkte reducties van CO₂ uitstoot eveneens tot baten op andere terreinen leidt zoals luchtverontreiniging of energiezuikerheid. Er zijn bijgevolg weinig argumenten om hogere schaduwrijzen dan 20 euro/ton CO₂ te hanteren. (NewExt, De Nocker, 2004)

In andere studies wordt eerder naar langetermijndoelstellingen gekeken. Dit uitgangspunt wordt bijvoorbeeld gehanteerd in de Infrac/IWW studie (2000), die rekenen met een kost per ton CO₂ van 135 euro, gebaseerd op ambitieuze, langetermijndoelstellingen (50 % reductie in 2030). Aangezien die langetermijndoelstellingen nog niet in concreet beleid zijn vastgelegd kan men deze cijfers moeilijk hanteren als een benadering van de maatschappelijke bereidheid tot betalen voor CO₂ emissies.

Een andere benadering voor waardering van CO₂ uitstoot is de bevraging van de bevolking. In een recente studie zijn de resultaten van de referenda in Zwitserland met betrekking tot energiebeleid geïnterpreteerd in termen van waardering van de bevolking voor CO₂ reducties. Omdat bepaalde referenda duidelijke kosten naar voor schuiven om beleidsdoelstellingen te bereiken kan men deze referenda interpreteren op dezelfde wijze als een bod wordt geëvalueerd in een contingente waarderingstudie. Op deze basis leiden de

onderzoekers een gemiddelde bereidheid tot betalen af van 6 tot 22 euro/ton CO₂, met een beste schatting rond 19 euro/ton CO₂. Deze schatting is een stuk lager dan de schaduwprijs voor Zwitserland om op eigen houtje zijn CO₂ doelstellingen te realiseren, en die boven de 100 euro/ton CO₂ worden geschat. Het is evenwel onduidelijk of deze resultaten ook toepasselijk zijn voor andere EU landen zoals België.

BIJLAGE C: EXTERNE KOSTEN VAN HERNIEUWBARE BRONNEN

WINDENERGIE

Inventaris

In Vlaanderen zijn 60 windturbines geïnstalleerd, waarvan 25 in Zeebrugge. In 2001 werden negenentwintig windturbines opgericht, dit betekende meer dan een verdubbeling van het tot dan toe geïnstalleerde vermogen. In 2002 werden slechts drie turbines gebouwd. In 2003 zijn tot mei vier turbines opgericht. De bouw van zeven bijkomende en vergunde werd gepland. Dit brengt het geïnstalleerde vermogen op 50 MW.

Belangrijkste impact

Een doorgedreven analyse van windenergie toonde in het verleden al aan dat de emissies die gepaard gaan met de productie van staal en beton -de belangrijkste materialen bij de bouw- de belangrijkste impact veroorzaken (EC 1995; EC 1999). Moderne productietechnologieën en strenge emissienormen voor bijvoorbeeld de staalindustrie halen deze impact in de toekomst verder omlaag. Zowel geluidsimpact als mogelijke accidenten dragen niet veel bij tot de externe kosten. Visuele hinder wordt aanzien als een potentieel belangrijke impact, maar is sterk locatieafhankelijk. Een doorgedreven planning en communicatie kan (de perceptie van) deze visuele impact verminderen. Het Windplan Vlaanderen geeft een inschatting van de meest geschikte locaties met te nemen maatregelen voor het voorkomen of beperken van milieu-impact.

Levenscyclusanalyse (LCA) van windturbines

Tabel 25: Emissies bij LCA windturbine en hieraan gekoppelde externe kosten.

Studie	Schleisner 2000 500kW op land	Schleisner 2000 500kW off- shore (1250 MWh/a)	Torfs 2001 600 kW (1800 MWh/a)	Grüne Emissionshaus 2003 1,8 MW land (3960 MWh/a)	EcolInvent 2003 2MW off-shore (5260MWh/a)
CO ₂ (g/kWh)	9,7	16	14,3	11,44	12,45
SO ₂ (g/kWh)	0,02	0,03	0,03	0,02	0,04
NO _x (g/kWh)	0,03	0,05	0,04	0,02	0,06
PM _{2,5} ²² (g/kWh)	nb	nb	0,05 PM ₁₀	nb	0,02
Externe kost (euro/MWh)*	0,6	1,0	0,9 + 1,64	0,6	1,1 + 1,1

* eigen berekeningen, in het totaal wordt de externe kost van PM_{2,5} apart vermeld, zodat een vergelijking met andere gevalstudies waar deze deeltjes niet geïnventariseerd werden, mogelijk wordt
nb: niet beschikbaar

Enkele recente internationale studies hebben een LCA uitgevoerd voor de productie van verschillende types windturbines. De hoeveelheden materiaal variëren van type tot type. De meest gebruikte materialen zijn staal en beton. Hierboven worden een aantal emissies weergegeven (Tabel 25).

²² Er wordt verondersteld dat 60% van de PM₁₀-fractie bestaat uit PM_{2,5}

De extra kosten voor offshore zijn te wijten aan een grotere hoeveelheid beton en versterkt ijzer voor de fundering en de productie van zeekabels. Vergelijkt men deze cijfers met ExternE (1999) dan liggen ze lager. Omwille van strenger wordende emissiereglementeringen kan men uitgaan van een daling van deze externaliteiten.

Geluidshinder en zichtbaarheid

Windturbines produceren geluid dat zijn oorsprong vindt in de bewegende mechanische delen (praktisch verwaarloosbaar bij de nieuwste modellen) en in de aërodynamische effecten van de interactie van de turbinebladen met de lucht. Windturbines produceren indien goed ingeplant weinig overlast. Hierbij moet rekening gehouden worden met het windklimaat op de locatie om de geluidproductie en de beleving ervan goed te kunnen voorspellen. Vooral 's nachts kan het geluid onderschat worden, indien men geen rekening houdt met het windklimaat (Van den Bergh, 2003).

De blootstelling aan geluid en de hinder die mensen er van ondervinden is erg subjectief. Daarom is het niet zo evident om een externe kost hiervoor te berekenen. In ExternE wordt gebruik gemaakt van de willingness to pay (WTP) per persoon van 1 euro per maand voor een reductie van lawaai met 1dB(A). In ExternE studies wordt rekening gehouden met een externe kost van 0,0004-0,02 euro/MWh voor geluidshinder. In een recente studie van Bjorner (2004) rekent men met een WTP per jaar per huishouden afhankelijk van het reeds bestaande geluidsniveau. Voor de reductie van 1 dB(A) bij een geluidsniveau van 50 dB komt men op 1,28 euro per jaar per gezin. Dit betekent een kost van 0,0001 euro/MWh per gezin per te verminderen dB(A).

Windturbineparken zijn in tamelijk open gebieden goed zichtbaar over grote afstanden. Studies uit Nederland en Duitsland wijzen uit dat turbines van 90-100 m hoogte visueel in het landschap waarneembaar zijn tot een afstand van ca. 6-8 km. De belevingswaarde van een landschap en de impact van windturbines op deze belevingswaarde is zeer moeilijk te kwantificeren. De individuele perceptie is afhankelijk van de houding tegenover het landschap en natuurschoon, het bestaande niveau van visuele aantrekkelijkheid van het landschap en de kennis over en algemene houding ten opzichte van windenergie van de betrokkenen (Manwell, 2002). Enkele studies hebben pogingen ondernomen om visuele hinder toch te kwantificeren. Een Deense studie (Munksgaars&Larsen, 1998) vindt een WTP van 0,003 euro/MWh (parken) tot 0,019 euro/MWh (alleenstaande turbine) per jaar voor het vermijden van geluids- en visuele hinder van windturbines samen. Voor visuele hinder wordt binnen ExternE in Duitsland 0,6 euro/MWh als maximumgrens beschouwd. In Spanje en Griekenland zijn de berekende kosten verwaarloosbaar klein.

Door een goede locatiekeuze kan men geluids- en visuele hinder sterk beperken. Van offshore windparken verwacht men minder visuele hinder als ze ver genoeg uit de kust liggen.

Externe risico's op ongevallen

De technologie van windturbines heeft een belangrijke evolutie ondergaan en dit voornamelijk wat betreft betrouwbaarheid, beveiliging en kwaliteit van de elektriciteitsproductie. Toch moet men bij de aanleg van een windturbine een veiligheidsrapport maken om een inschatting te maken van risico's op ongelukken/doding van passanten door neervallen mast of rotorblad op de auto of door brokstukken op de weg. De kans hierop is erg klein. Om hier een idee van te krijgen, wordt een verwachtingswaarde berekend. Dit is het aantal doden dat per jaar gemiddeld kan verwacht worden door het bijkomend risico veroorzaakt door de windturbines. In Nederland wordt hier een acceptabel maatschappelijk risiconiveau voor industriële installaties gehanteerd van $2 \cdot 10^{-3}$ doden per jaar. Het cijfer lijkt sterk overdreven aangezien zelfs in het verkeer het maatschappelijk risico veel lager ligt. Bovendien wil dit cijfer niet zeggen dat het jaarlijks voorvalt. In een veiligheidsstudie van Protec engineering (2003) schatte men de verwachtingswaarde van 3 windturbines langs een belangrijke verkeerswisselaar in op $1,4 \cdot 10^{-3}$ doden per jaar. Het zijn 2 MW turbines. We veronderstellen dat ze 2000 u per jaar draaien. Dit betekent 1 dode per 10^7 MWh of een externe kost van 0,14 euro/MWh. Dit is niet algemeen bruikbaar. Situatie per situatie moet het maatschappelijk risico bekeken worden.

Andere Impact

Windturbines hebben een impact op de fauna in het gebied en dan voornamelijk op vogels. Onderzoek toont aan dat vogels tijdens het vliegen in botsing kunnen komen met windturbines of dermate verstoord worden dat ze gebieden met windturbines vermijden. In een studie van het Instituut voor Natuurbehoud (2003) werd de aanvaringskans op rotorhoogte ingeschat van 1 op 12.000 tot 1 op 600 overvliegende vogels afhankelijk van de locatie en de soort vogels. Vergelijkt men het aantal vogelslachtoffers door windturbines echter met andere menselijke activiteiten dan blijft het effect van de windturbines klein (jacht: 1 500 000 vogels, verkeer 8 700 000 vogels). Ook hier kan een goede inplanting veel schade voorkomen.

Naast bovenstaande effecten kunnen eventueel interferenties met elektromagnetische golven of communicatiesystemen plaatsvinden en kan de slagschaduw van de wieken overlast veroorzaken. Door een goede planning kunnen deze effecten volledig worden voorkomen. Verder moet rekening worden gehouden dat de bouwhoogten van potentiële gebouwen en infrastructuur in de omgeving van een windmolen beperkt moet blijven (zie omzendbrief EME/2000.01).

Conclusie

Windenergie veroorzaakt weinig milieueffecten. Windturbines stoten tijdens hun werkingsperiode praktisch geen emissies uit in tegenstelling tot klassieke elektriciteitscentrales. De grootste impact op het milieu van windturbines kan gevonden worden in het productieproces van de windturbines zelf. Op basis van de materialen kan een balans gemaakt worden. Een veel kleinere bijdrage wordt geleverd door geluidshinder. Naast geluidshinder kunnen ook visuele hinder en hinder voor vogels externe kosten meebrengen, maar deze zijn niet of nauwelijks kwantificeerbaar.

Tabel 26: De externe kosten van windenergie.

Impact (euro/MWh)	500kW tot 2MW land	500kW tot 2MW off-shore
LCA	0,6 - 2,5	1 - 2,2
Geluid	ng (0,0001 – 0,02)	0
Visuele hinder	ng (<0,6)	ng (<0,6)
Fauna en flora	ng	ng
Externe accidenten	nb (0,14)	nb

ng: verwaarloosbaar
nb: niet beschikbaar

FOTOVOLTAÏSCHE ELEKTRICITEITSPRODUCTIE

Inventaris

Fotovoltaïsche cellen (PV cellen) kunnen op verschillende wijzen gebruikt worden. Enerzijds op daken bij huishoudens, anderzijds zijn er nieuwe toepassingen in de integratie van cellen in gevels van gebouwen. In Vlaanderen staat ongeveer 6700 m² PV-panelen opgesteld voor elektriciteit (bron: Vlaamse Gemeenschap, ANRE). Het gaat hier om PV-systemen op gebouwen die onder de subsidieregeling vallen. PV-systemen die niet onder de subsidieregeling vallen zijn niet opgenomen onder deze totale oppervlakte.

Belangrijkste impact

De grootste milieu-impact van de fotovoltaïsche cellen komt van de emissies van fijn stof, SO₂, NO_x en CO₂ tijdens de productie en installatie van de modules. Eens geïnstalleerd hebben fotovoltaïsche cellen geen negatieve impact meer op het milieu (geen gasemissies, geen lawaai, geen productie van afval). Centrale PV-grondsystemen, kunnen een kleine impact hebben op ruimtegebruik en zichtbaarheid. Als de cellen kunnen geïntegreerd worden op daken of in gevels van gebouwen valt deze impact weg.

Levenscyclus analyse van PV-cellen

Bij een levensduur van 20 jaar van modules opgesteld in België worden de emissies geschat op 77 g CO₂/kWh, 0,30 g SO₂/kWh en 0,20 g NO_x/kWh. In zonnrijke gebieden liggen de emissies heel wat lager. De emissies van CO₂ bij het maken van fotovoltaïsche cellen zijn dus niet te verwaarlozen, maar t.o.v. een STEG-centrale (emissies in de orde van 350 g CO₂/kWh) vermijden zij een CO₂-uitstoot van ongeveer 275 g per kWh. Op middellange termijn zullen de SO₂ en NO_x-emissies ongeveer halveren. Ook de CO₂-emissies kunnen dalen door dunner kristallijne silicium en andere types zonnecellen (commissie AMPERE, 2000).

Tabel 27: Emissies bij LCA PV en hieraan gekoppelde externe kosten.

Studie	ExternE 1999 PV home module (3494 kWh/a)	ExternE 1999 PV facade appl (zonder frame) (8190 kWh/a)	Commissie AMPERE 2000 België	Eclipse 2004 multi-crystalline retrofit roof silicon PV System	EcoInvent 2003 Dak, pc-Si (2655kWh/a)	EcoInvent 2003 Dak, mc-Si (2655kWh/a)
CO ₂ (g/MWh)	53 300	49 300	77 000	48 000	52 000	65 000
SO ₂ (g/MWh)	104,1	113,7	300	215	160	200
NO _x (g/MWh)	99	81,7	200	99	240	250
PM _{2,5} ²³ (g/MWh)	6,1 (PM ₁₀)	-	30 (PM ₁₀)	31 (PM ₁₀)	20	22
Externe kost (euro/MWh)*	3,15	2,87	7,45	5,26	5,5	6,5

*eigen berekening

Vergeleken met cijfers van 1995 (ExternE 1999), zal de milieu-impact van toekomstige technologische verbeterde PV systemen zeer sterk dalen. Verwacht wordt dat de terugverdiensijd, afhankelijk van de gebruikte technologie, van 4-5 jaar naar 1-2 jaar gaat. Een studie van Alsema (1998) vermeldt dat "grid-connected" systemen in de toekomst slechts 20 000 tot 30 000 g CO₂/MWh zullen uitstoten. In een recentere studie (Alsema, 2003) besluit de auteur dat de externe kost voor 'global warming' zal dalen naar 2,1 euro/MWh voor mc-Si dak PV systemen (in Nederland, in Zuid-Europa ligt deze kost veel lager) en 0,9 euro/MWh voor toekomstige draadloze daksystemen.

Conclusie

De belangrijkste impact van de PV-cellen zijn de emissies bij de productie. De externe kosten zijn daarom relatief hoog ten opzichte van bijvoorbeeld wind, maar blijven toch nog aanzienlijk lager dan centrales op basis van gas of steenkool. Voor het overige hebben de cellen nauwelijks een milieu-impact.

²³ We veronderstellen dat deze fractie 60% uitmaakt van de totale PM₁₀-fractie.

KLEINSCHALIGE WATERKRACHTCENTRALES

Inventaris

De volgende waterkrachtcentrales worden meegerekend in de berekening van de netto elektriciteitsproductie in Vlaanderen. Na 2002 is er in Gent, Aarschot en Overijse een waterkrachtcentrale bijgebouwd. Hiermee is nog geen rekening gehouden in de berekeningen.

Tabel 28: Inventaris kleinschalige waterkrachtcentrales.

locatie	eigenaar	Vermogen (kW)
Rotselaar	EGPF	88,2
Hoegaarden	EGPF	29,8
Wijnegem	Vlaamse Gemeenschap, dienst voor scheepvaart	250
Leuven	EGPF	25
Bocholt	Interelectra	60
Lozen	Interelectra	100
40 kleine watermolens		285
Totaal		838

Bron: inventaris ODE (2002)

Belangrijkste impact

Het belangrijkste effect van grote waterkrachtcentrales (b.v. dam) is de impact op de stroomsnelheid en de fysico-chemische parameters (bijvoorbeeld wegnemen van zuurstof) van het water in de rivier. Deze veranderingen kunnen een invloed hebben op lokale landbouw en natuurlijke ecosystemen (vooral de aquatische bijvoorbeeld op vismigratie). Indien reservoirs noodzakelijk zijn nemen ze uiteraard ook ruimte in. Bij kleinschalige waterkrachtcentrales is deze impact in verhouding met de grote centrales relatief klein. Ook de emissies bij de bouw van de kleinschalige waterkrachtcentrale zijn zeer beperkt. In veel mindere mate kunnen visuele hinder en geluidshinder voorkomen. Deze zijn echter verwaarloosbaar klein.

Levenscyclusanalyse kleinschalige waterkrachtcentrales

Levenscyclusanalyse van de types waterkrachtcentrale die in Vlaanderen voorkomen, wijst uit dat de indirecte emissies zeer beperkt zijn.

Tabel 29: Emissies LCA waterkracht en berekende externe kosten.

Studie	Brouwers et al (1998) pompsystemen	Brouwers et al (1998) Micro installaties
CO ₂ (g/kWh)	8,1	14
SO ₂ (g/kWh)	0,029	0,045
NO _x (g/kWh)	0,025	0,043
PM ₁₀ (g/kWh)	0,01	0,033
Externe kost (euro/MWh)*	0,99	2,16

* eigen berekeningen

Conclusie

Kleinschalige waterkrachtcentrales hebben slechts een beperkte externe kost. Bovendien is de impact erg locatie afhankelijk zodat een doordachte inplanting veel hinder kan voorkomen. Zo kan bijvoorbeeld langs de waterkrachtcentrale een vistrap worden gebouwd zodat vissen de waterkrachtcentrale zonder problemen kunnen passeren of door technische specifieke ontwerpen kan voldoende zuurstof in het water gebracht worden. Naast een negatieve milieu-impact hebben waterkrachtcentrales ook positieve effecten. Uiteraard vermijden zij CO₂-emissies ten opzichte van klassieke centrales. Zij kunnen echter ook het risico op overstromingen verminderen en een deel van vuilnis dat in de rivier verzeild raakt eruit halen. De totale externe kost van verschillende types en groottes van waterkrachtcentrales ligt tussen de 0,3-10 euro/MWh (ExternE, Sá da Costa, 2004). De Belgische types liggen dichterbij de ondergrens toe.

Tabel 30: Externe kosten kleinschalige waterkrachtcentrales.

Impact (euro/MWh)	pompsysteem	Microcentrales
LCA	0,99	2,16
Fauna en flora	ng (vermijdbaar)	ng (vermijdbaar)
Effect op waterkwaliteit en kwantiteit	ng (vermijdbaar)	ng (vermijdbaar)

ng: verwaarloosbaar

BIJLAGE D: AANNAMES BIJ WKK, AFVAL EN BIOMASSA

ALLOCATIE VAN EMISSIES EN KOSTEN BIJ WKK.

WKK vervangt gescheiden opwekking van warmte en elektriciteit waardoor de efficiëntie van de energieproductie stijgt en de kosten en de emissies dalen. In een analyse van de externe kosten (te wijten aan emissies) en interne productiekosten van elektriciteit kan bij een WKK niet de volledige impact toegewezen worden aan de elektriciteitsproductie van de WKK. Er moet een verdeling gebeuren tussen de schijf warmte en de schijf elektriciteit, die geproduceerd worden in de WKK. Verschillende werkwijzen kunnen hierbij gehanteerd worden. We zetten ze hier op een rijtje om aan te geven hoe groot de vork is waartussen (externe) kosten voor elektriciteitsproductie door WKK zich kunnen bevinden.

Volledige toewijzing aan elektriciteit. Dit is duidelijk een absolute bovengrens, waarbij de warmteproductie zonder kosten en impact naar mens en milieu gebeurt. Dit is niet realistisch, maar wel gemakkelijk hanteerbaar.

Toewijzing volgens de exergie-inhoud van de energie. De nuttige bruikbare warmte in rookgassen of stoom van een bepaalde temperatuur is gelimiteerd door de omgevingstemperatuur, terwijl elektriciteit voor 100 % kan benut worden. In exergetische termen wordt warmte minder belangrijk dan elektriciteit, en wordt een groter aandeel van de kosten en emissies toegewezen aan de elektriciteit dan wanneer de opdeling zou gebeuren op basis van de energie-inhoud

Toewijzing volgens de energie-inhoud. De verhouding warmte op elektriciteit bepaalt hier de verdeling. Een variatie hierop is terug te vinden in de bepaling van de primaire energiestromen in de benchmark convenanten, en waarbij de primaire energie (brandstof) voor de WKK opgedeeld wordt in een warmteschijf en een elektriciteitschijf (Verificatiebureau Benchmarking Vlaanderen, Toelichting 09 op het Convenant Benchmarking energie efficiëntie, Warmte Kracht koppeling)

Voorbeeld:

Een WKK produceert (voor de eenvoud²⁴) 60 TJ warmte met temperatuur 580° en 30 TJ elektriciteit op basis van een brandstof input van 100 TJ. De kostprijs voor het geheel bedraagt K euro en na verbranding wordt een emissie van N kg pollutant gegenereerd.

volledige toewijzing: N/30 TJ emissie en K/30 TJ kost

exergie:

$$\text{exergie-inhoud warmte} = 60 \times (1 - 290/580) = 30 \text{ TJ}$$

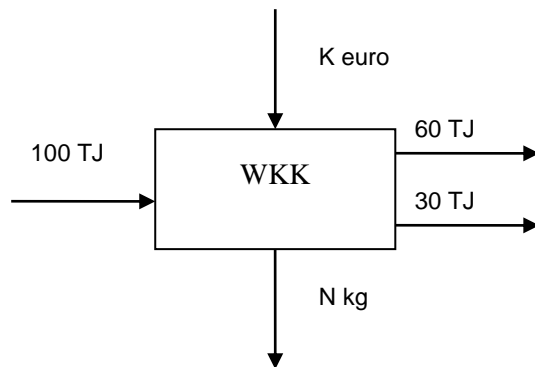
$$\text{exergie-inhoud elektriciteit} = 30 \text{ TJ}$$

toewijzing: 50 % aan elektriciteit: K/2 per 30 TJ en N/2 per 30 TJ

energie:

²⁴ in werkelijkheid is dit warmerendement enigszins hoog, realistischer zou 55 à 57 TJ zijn.

toewijzing: 30/90 % aan elektriciteit: K/3 per 30 TJ en N/3 per 30 TJ



Hieruit blijkt dat de vork bijna een factor 3 kan zijn. In deze studie wordt gekozen om de emissietoewijzing volgens de energie-inhoud te doen, daar de toewijzing via exergie-inhoud niet mogelijk is omwille van ontbrekende data over soort toepassing van de WKK's (warmtevraag, belasting per jaar...).

AFVAL EN BIOMASSA

Hout afkomstig van plantages (de zogenaamde energieteelten, kort roterende gewassen) zowel als schoon afvalhout (uit industrie en bosbouw) kan mits een voorbehandeling (verkleining) rechtstreeks meegestookt worden in een steenkoolcentrale. Deze technologie is bewezen, en vrij goedkoop in vergelijking met andere technologieën of biomassastromen. Een alternatief om de voorbehandeling van hout te vermijden is vergassing van hout, waarna het ongezuiverde productgas in de steenkoolcentrale meegestookt wordt. In het algemeen wordt hoogstens 10 % (in massa of in energie) biomassa meegestookt, en stelt men vast dat ten opzichte van uitsluitende productie met steenkool:

- SO_2 en stof emissies licht dalen, omdat schoon hout proportioneel minder zwavel bevat en een lager asgehalte heeft dan steenkool
- NO_x emissies licht afnemen, afhankelijk van de brandertechnologie;
- de netto-elektrische efficiëntie van de centrale licht afneemt; en
- de CO_2 emissies van steenkool vervangen worden door "neutrale" CO_2 emissies.

Ten gevolge van de kleine fracties hout die meegestookt worden, zijn de veranderingen in de globale externe kosten niet significant. Het bijstoken van hout (al dan niet voorafgegaan van vergassing) in een steenkoolcentrale, resulteert in een daling van de externe kost met ongeveer 6 %. Bijstook van biomassa is - naast windenergie - potentieel één van de belangrijkste bijdragen tot het behalen van de groene stroom verplichting (Ampere, 2000). Hoewel de technologie kan bijdragen tot een beperking van de CO_2 uitstoot, leidt dit dus niet tot een wezenlijke vermindering van luchtverontreiniging.

Het gaat hier niet enkel om de bijstook van hout, maar ook gebruik van stortgas, slib, olijfpitten en biomassa afval.

De Provinciale Brabantse Energiemaatschappij (PBE) gebruikt als hoofdbrandstof stortgas, net zoals enkele WKK motoren in 2002. In 2002 werd een klein deel stortgas meegestookt bij Gemeentelijke Elektriciteitsdienst Essen (GED Essen). In de centrales van Mol werd in het jaar 2000 slib meegestookt. In het jaar 2002 werden in de centrales van Langerlo slib en olijfpitten meegestookt, in de centrale van Rodenhuize en Ruien olijfpitten.

De productiecijfers voor biomassa in dit rapport kunnen verschillen van andere bronnen omdat hier rekening is gehouden met de totale gebruikte biomassa in tegenstelling tot andere bronnen waar enkel de hoeveelheden die als biomassa worden bekeken in het kader van de groenestroomcertificaten (besluit van de Vlaamse regering van 5 maart 2004 inzake de bevordering van elektriciteitsopwekking uit hernieuwbare bronnen.) worden meegenomen. Een deel van de fractie die verbrand wordt in afvalovens wordt sinds 23 maart 2004 (op die dag verschenen in Belgisch Staatsblad) beschouwd als biomassa.

BIJLAGE E: SCHADE AAN GEWASSEN EN MATERIALEN

GEWASSEN

De studie van de effecten van luchtverontreiniging op planten is beperkt tot landbouwgewassen. Toxicologische studies wijzen duidelijk op effecten. In ExternE wordt op dit ogenblik aangenomen dat NO_x geen schade veroorzaakt. NO_x speelt echter een belangrijke rol bij ozonvorming, en kan de effecten van SO₂ op planten verergeren, maar dit synergetisch effect wordt niet gekwantificeerd. NO_x depositie draagt ook bij tot verzuring van de bodem. Het belangrijkste effect van NO_x is een bemestingseffect. Bij landbouwgewassen verhoogt dit de productie. In natuurlijke ecosystemen is N een gelimiteerde nutriënt, zodat bijkomende stikstofdepositie kan leiden tot een wijziging in het ecosysteem. Dit effect wordt niet meegenomen in ExternE. SO₂ heeft een direct toxisch effect en leidt ook tot verzuring, maar aan de andere kant draagt S-depositie ook bij tot verhoging van productie van landbouwgewassen. Ozon is voor landbouwgewassen de belangrijkste pollutant. Ozon is een zeer reactief gas, dat celmembranen en de stomata van planten kan aantasten. Uitgebreide studies bij een reeks soorten hebben uitgewezen dat ozon al schade kan veroorzaken vanaf 40 ppb (80 µg/m³). In ExternE zijn voor verschillende landbouwgewassen blootstellings-effectrelaties afgeleid. De globale impact op landbouwgewassen is in vergelijking met gezondheidseffecten echter klein.

MATERIALEN

Aantasting door SO₂ vermindert de levensduur van bepaalde materialen. ExternE hanteert hiervoor enkele functies, in overeenstemming met studies van de UN-ECE. Wegens de beperkte informatie over de hoeveelheden aan materialen die blootgesteld worden, werd een Europees gemiddelde gedefinieerd. De impact op materialen is bijgevolg zeer onzeker, maar blijft relatief klein ten opzichte van de impact op gezondheid.