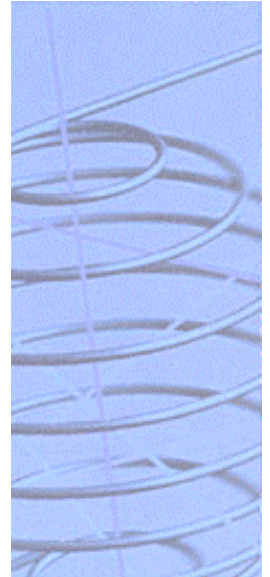


Economische impactmodules voor het EUROS model

Eindrapport

VITO - ECONOTEC



Changement global et développement durable
Sous-programme 2 : appui scientifique à la politique belge

Global change en duurzame ontwikkeling
Deelprogramma 2: wetenschappelijke ondersteuning van het beleid in België

N° CG/67/28a & CG/E1/28b

Développement durable | Duurzame ontwikkeling



FEDERALE DIENSTEN VOOR
WETENSCHAPPELIJKE, TECHNISCHE
EN CULTURELE AANGELEGHEDEN
Wetenschapsstraat 8 ■ B-1000 BRUSSEL
Tel. 02 238 34 11 ■ Fax 02 230 59 12
URL : www.belspo.be

SERVICES FEDERAUX DES
AFFAIRES SCIENTIFIQUES,
TECHNIQUES ET CULTURELLES
rue de la Science 8 ■ B-1000 BRUXELLES
Tél. 02 238 34 11 ■ Fax 02 230 59 12
URL : www.belspo.be



D/2001/1191/37
Uitgeven in 2001 voor de
Federale diensten voor wetenschappelijke, technische en culturele aangelegenheden
Publié en 2001 par les
Services fédéraux des affaires scientifiques, techniques et culturelles

Voor meer informatie / Pour d'autres renseignements :

Madame A. Fierens
DWTC/SSTC
Wetenschapstraat 8 rue de la science
Brussel 1000 Bruxelles
Tel. : +32-2-238.36.60
Fax. : +32-2-230.59.12
E-mail : fier @belspo.be
Internet : <http://www.belspo.be>

Noch de Federale diensten voor wetenschappelijke, technische en culturele aangelegenheden (DWTC), noch eenieder die handelt in de naam van de DWTC is verantwoordelijk voor het gebruik dat van de volgende informatie zou worden gemaakt.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een gegevensbestand of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën of enige andere manier zonder de aanduiding van de referentie.

Les services fédéraux des Affaires scientifiques, techniques et culturelles (SSTC) ainsi que toute personne agissant en leur nom ne peuvent être tenus pour responsables de l'éventuelle utilisation qui serait faite des informations qui suivent.

Cette publication ne peut ni être reproduite, même partiellement, ni stockée dans un système de récupération ni transmise sous aucune forme ou par aucun moyens électronique, mécanique, photocopies, enregistrement ou autres sans y avoir indiqué la référence.

Algemene verspreiding

(Contracten CG/67/28a, CG/E1/28B)

Economische impactmodules voor het EUROS model

Eindrapport

K. Marien, J. Duerinck & R. Torfs (Vito)
F. Altdorfer (ECONOTEC)

**Studie uitgevoerd in opdracht van de Federale Diensten
voor wetenschappelijke, technische en culturele aangelegenheden**

2001/IMS/R/140

Vito & ECONOTEC

Augustus 2001

EXECUTIVE SUMMARY

The project 'Economic Impactmodules for the EUROS-model' was worked out by VITO – Flemish Institute for Technological Research – in cooperation with ECONOTEC – a private consultancy company with a strong specialisation in environmental subjects.

In summertime, there are often high ozone concentrations. Because of its oxidising character, ozone is damaging for public health and vegetation. The formation of ozone results from the oxidation of volatile organic compounds (VOCs) in the presence of nitrogen oxides (NO_x) and sunlight. If the ozone concentration is higher than 180µg/m³, the government warns the public for negative impacts on health. To reduce the ozone concentrations, both long-term and short-term measures have to be taken by the government. The Göteborg Protocol to the Convention on Long-Range Transboundary Atmospheric Pollution (CLRTAP) of the UN/ECE prescribes emission ceilings for the emissions of NO_x, NMVOC, SO_x and NH₃ in 2010. The European directive on National Emission Ceilings (NEC) is even stricter.

EUROS is a atmospheric dispersion model developed by RIVM (Netherlands) and adapted for Belgium by Vito, calculating ozone concentrations as a function of NMVOC and NO_x emissions as well as meteorological and geographical data. The aim of the present project was to built a module for evaluation of costs and benefits of emission reduction scenario's and hence of emission reduction policy measures.

An inventory of all available emission data was made up. All emissions were aggregated and the totals were compared with the totals registered by EMEP¹, the European Emission Inventory. A lot of attention was given to the inventorying of emissions.

In a study by J. Duerinck (article added) an analysis is made on the robustness of emissions reduction cost functions. A national emission reduction cost function for VOC emissions and the Monte Carlo Method are used to demonstrate the high degree of uncertainty in the global cost estimations due to uncertainties in volume components of the emission reduction cost function. It is demonstrated as well that uncertainties in the price components are less critical although a small downward bias is observed.

Also emission reduction technologies were inventoried. Emission reduction measures can be split up into primary and secondary measures. Primary measures prevent emissions, secondary measures abate emissions. The necessary information to be able to link the technology with the installations were abatement efficiency, investment and operation costs and technical information.

A model was set up with the collected emission and technology data. In total 85% of the NO_x-emissions from stationary resources are imported in the model. For each installation responsible for those emissions, technologies for emission reduction were identified. For NMVOC 65% of the emissions was identified in the model. All emissions in the model can be located geographically. They are divided into two categories: point sources and area sources. For NO_x the greatest part of the stationary emissions are point sources.

¹ EMEP: Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe

The model allows to calculate for a certain year in the future the emissions in a business as usual scenario, the possible emission reduction for this year and the costs linked to this reduction. The model calculates also the mean and marginal costs for each combination. These data are used to calculate total costs and draw cost curves.

For the projection of the mobile sources, the results from the study of I. De Vlieger (VITO) et al. (2001) “Measures in the transportsector for the reduction of CO₂ and tropospheric ozone” were used. These mobile emissions were considered as line sources. In the framework of the present study, they were split out over the Belgian transport infrastructure (roads, railways & waterways).

In the following table an overview is given of the results of the different scenarios that are calculated. 1997 served as the reference year. All the collected data are for this year. For the business as usual (BAU)-scenario 2010, the data from 1997 are projected with sector evolution factors, taking into account the current legislation and known end-of-life replacements till 2010. The sector evolution factors used are from the MIRA-S scenarios (Flemish environmental report), calculated by the Federal Planning Agency and from the EPM model of ECONOTEC. Based on the data for 2010 the maximal reduction scenario is calculated. Because the hypothesis ‘the emissions grow as fast as the sector’ is contestable, we calculated a BAU-scenario with the hypothesis that the emission growth stands still and only reduction is possible.

Although the business as usual (BAU) scenario 2010 does not reduce enough to satisfy the Göteborg Protocol ceilings and the European directive on National Emission Ceilings (NEC), extra emission reduction measures could be found to satisfy the emission ceilings for the NO_x-emissions, but not for the NMVOC-emissions. The volume of the NMVOC-emissions are not well known, nor costs and effectiveness of NMVOC-emissions reduction measures. Further research on this subject could reveal new reduction potentials.

Table 1: Total emissions for the different scenarios

	kton NO _x	NMVOC
Göteborg	184	144
NEC	176	139
IIASA MFR 2010 ²	127	102
1997	305	292
2010 BAU	227	196
2010 BAU 0% growth emissions	204	179
2010 BAU MAX	159	174
2010 BAU 0% MAX	147	160

The emissions of the reference year, the BAU scenario 2010 and BAU 2010 maximal reduction were geographically split out and converted to a grid with square cells of 15 by 15 kilometers. Those grids were used by the EUROS model (EUROpean Operational Smog Model) which calculates the ozone concentrations given the emissions. The ozone concentrations are used to calculate the benefits from ozone reduction. The emission data

² Maximum Feasible Reduction scenario, as calculated by IIASA (International Institute for Applied System Analysis) in preparation of the Göteborg protocol

from the BAU-scenario with growth rate 0% are not imported in EUROS given the long calculation time of the EUROS model.

For the cost calculation, the emission reduction costs borne to satisfy current legislation or end-of-life replacements are not taken into consideration. Only the cost for extra reduction were calculated. Cost curves were set up based on the emissions for the BAU 2010 scenario. The BAU 2010 scenario was also calculated with 0% growth of the emissions to simulate a stand still of the emissions. Based on these emissions, cost curves for NO_x and NMVOC were set up. The maximal reduction that could be reached by cost curves can be seen in the table above. The costs associated with it can be found in the table below. In an exercise was shown that the cost associated with a policy implementing norms for burners, based on the fuels used, are higher than the costs in the cost-effective case.

Table 2: Maximal reduction (kton) and costs (MEURO) associated

	NO _x		NMVOC	
	kton reduction	MEURO	kton reduction	MEURO
2010 BAU MAX	68	392	22	372
2010 BAU 0% MAX	57	435	18.3	353

The benefits are calculated by a model that was set up. The model uses the ozone concentrations of ten points distributed over Belgium, generated by the EUROS model. Based on the difference between the ozone concentrations of two scenarios, the model calculates the benefits of NO_x and NMVOC reduction. Benefits can be a direct or indirect effect of ozone reduction. With the direct effects is meant the change in health effects and agricultural effects caused by a change in ozone concentrations. Lower ozone concentrations gives lower health or agricultural effects, thus benefits, higher ozone concentrations means negative benefits or costs.

Indirect effects are effects caused by NO_x in the formation of nitrates. The reduction of those effects is not a direct consequence of the reduction of the ozone concentration, but of the reduction of NO_x.

Table 3: Comparison between costs and benefits

	Reduction (kton)		Costs (MEURO)		Benefits (MEURO)			
	NO _x	NMVOC	NO _x	NMVOC	Direct		Indirect	Total
					Health	Agriculture		
1997 – BAU 2010	78	96	-	-	7,5	12	236,9	256,4
BAU 2010 – BAU 2010 MAX	68	22	392	372	-5,1	5	334,1	334,0

In table 3, the costs and benefits of the transition from one scenario to another are put together. As mentioned before, the costs for satisfying current legislation or End-Of-Life replacements are not taken into account.

Based on the direct effects, benefits in health and agricultural effects, there appear to be no benefits from NO_x and NMVOC reduction in BAU 2010 MAX.

This result is due to the fact that NO_x-emissions can create and delete ozone. The relation between the amount of NO_x-emissions and the ozone concentrations is non-linear. Till a certain point, ozone concentrations are increasing with lower NO_x concentrations, after this point ozone concentrations are lowering. In this study, it was not possible to indicate how much NO_x reduction gives lower ozone concentrations. The calculation time limited the number of scenarios that could be worked out. The only conclusion that can be drawn is that BAU 2010 Max creates no direct benefits in comparison with BAU 2010.

On the other hand, the indirect effects of NO_x reduction, health effects from the reduction of nitrates, are more important than the direct effects, even taking into account the uncertainty of the benefits of the indirect effects. The indirect effects could make further NO_x reduction profitable.

The estimations for the different scenarios were made with constant emissions for foreign countries. The effect from emission reductions abroad were not taken into account. The effect abroad from emission reductions in Belgium were also not calculated. Further research taking into account foreign countries, on this subject could be interesting.

It must be stressed that a complete cost-benefit analysis is an ambitious task because of the long calculation times of the EUROS model and the extensive work in making data compatible. However the cost and benefit modules could be used independently. The cost module could be applied to generate emission reduction cost curves in detail (sector, region, technology,...). The benefit module could be used to evaluate output of the EUROS model.

INHOUDSTAFEL

1	INLEIDING.....	1
1.1	Situering.....	1
1.2	Doelstelling van de studieopdracht.....	1
1.3	Opbouw van het project.....	3
1.3.1	Kostenmodule	3
1.3.2	Batenmodule	3
1.3.3	Kosten-batenbalans	3
1.4	Fundamenteel onderzoek	4
2	ANALYSE VAN DE EMISSIEGEGEVENS EN DE ONTWIKKELING VAN EEN CLASSIFICATIE VOOR BELGIE.....	5
2.1	Gebouwenverwarming.....	7
2.2	Industrie	8
2.3	Raffinaderijen.....	9
2.4	Elektriciteit	9
2.5	Solventen.....	10
2.6	Verkeer	11
2.7	Natuur	12
3	LES MESURES DE REDUCTION STATIONNAIRES	13
3.1	Introduction.....	13
3.1.1	Approche par les « installations de référence »	13
3.1.2	Données utilisées	13
3.1.3	Sources de données.....	14
3.2	Les mesures de réduction de NOx.....	14
3.2.1	Categories d’installations.....	14
3.2.2	Mesures primaires.....	15
3.2.3	Mesures secondaires	15
3.3	Les mesures de réduction de COV	16
3.3.1	Categories d’installations.....	16
3.3.2	Mesures primaires.....	17
3.3.3	Mesures secondaires	17
4	BESPREKING DATABANK	19
4.1	Structure de la base de données	19
4.1.1	Tables de données.....	19
4.1.2	Liste des tables.....	20
4.1.3	Représentation des sources d’émissions	21
4.1.4	Représentation des mesures de réduction des émissions	22
4.1.5	Evolution des variables d’activité.....	23
4.2	Herkomst van de groeivoeten.....	24
4.3	Het model.....	25
4.4	Opstellen kostencurves	26
4.4.1	Algemene principes voor het opstellen van een kostencurve	27
4.4.2	De berekening van marginale kosten van de emissies.....	29

5	EMISSIEPROJECTIES	32
5.1	BAU-scenario.....	32
5.1.1	Gebouwenverwarming.....	32
5.1.2	Industrie, Raffinaderijen, Electriciteit en Solventen.....	33
5.1.3	Verkeer.....	34
5.2	BAU-scenario 0% groei.....	35
5.2.1	Industrie, raffinaderijen, elektriciteit en solventen.....	35
5.2.2	Verkeer.....	35
5.3	Maximaal reductiescenario	37
5.3.1	Gebouwenverwarming.....	37
5.3.2	Industrie, raffinaderijen, elektriciteit en solventen.....	37
5.3.3	Verkeer.....	37
5.4	Overzicht van de resultaten uit verschillende scenario's.....	39
5.5	Overzicht van de resultaten van het BAU-scenario per categorie	40
6	GEOGRAFISCHE UITSPLITSING VAN DE EMISSIES EN INPUT NAAR EUROS	43
6.1	Gebouwenverwarming.....	43
6.2	Industrie, Raffinaderijen en Elektriciteit.....	44
6.3	Solventen.....	45
6.4	Verkeer.....	45
6.4.1	Wegvervoer.....	45
6.4.2	Ander verkeer.....	48
6.5	Toelichting bij de verwerking van de geografische gegevens in een rooster	48
7	BESPREKING VAN DE BATEN	52
7.1	Inleiding.....	52
7.2	Methodologie.....	52
7.3	Gezondheidseffecten en blootstellings-effect relaties.....	53
7.3.1	Epidemiologische evidentie	53
7.3.2	Toepassingsgebied.....	54
7.3.3	Functies.....	55
7.3.4	Drempels	57
7.4	Waardering van impacts.....	57
7.4.1	Monetaire waardering van het risico op overlijden.....	57
7.4.2	Waardering van morbiditeitsimpacts	58
7.5	Toepassing.....	58
8	OUTPUT EUROS.....	60
9	KOSTEN-BATENANALYSE.....	64
9.1	Kostencurves.....	64
9.1.1	Kostencurve BAU 2010.....	64
9.1.2	Kostencurve BAU 2010 groeivoet 0%	67
9.1.3	Verschil kostprijs kostenefficiënt en beleidsopties.....	71
9.1.4	Overzicht.....	73
9.2	Baten van de verschillende scenario's	73
9.2.1	1997 - BAU2010.....	74
9.2.2	BAU2010 - BAU2010 Maximale reductie	76

9.2.3	Andere potentiële baten.....	77
9.2.4	Samenvatting	78
9.3	Kosten-batenanalyse	78
10	CONCLUSIE.....	80

Bijlage

FIGUREN

Figuur 1: Schematische voorstelling van het EUROS-model.....	2
Figuur 2: Schematische voorstelling van het project.....	3
Figuur 3: Verdeling NO _x -emissies van 1997 over de verschillende categorieën.....	6
Figuur 4: Verdeling NMVOS-emissies van 1997 over de verschillende categorieën van EUROS.....	7
Figuur 5: Opbouw van de marginale kostencurve	28
Figuur 6: Marginale kostencurve voor NO _x BAU 2010.....	30
Figuur 7: Totale kostencurve voor NO _x BAU 2010.....	30
Figuur 8: De evolutie in het aantal autokilometers (vkm) voor personenwagens onder het BAU-scenario, maximale modale shift (duurzaam MIRA-S 2000) en het realistisch implementatieniveau van BO8, BO9 en BO10.....	36
Figuur 9: De evolutie in het aantal voertuigkilometers (vkm) voor vrachtvervoer over de weg onder het BAU-scenario, maximale modale shift weg naar spoor of binnenvaart (duurzaam MIRA-S 2000) en het realistisch implementatieniveau.	36
Figuur 10: Evolutie van de NO _x -emissies voor beleidsopties bij maximaal implementatieniveau t.o.v. het BAU-scenario.	38
Figuur 11: Evolutie van de VOS-emissies voor de beleidsopties bij maximaal implementatieniveau t.o.v. het BAU-scenario.	38
Figuur 12: NO _x -emissies BAU 2010 Maximale reductie verdeeld over de verschillende sectoren.....	41
Figuur 13: NMVOS-emissies BAU 2010 Maximale reductie verdeeld over de verschillende sectoren.....	42
Figuur 14: NO _x -emissies van gebouwen 1997 (eenheid kg per km ²).....	44
Figuur 15: NO _x -emissies van alle individueel geregistreerde bedrijven van de categorie 'Industrie'	45
Figuur 16: NO _x -emissies van wegvervoer voor 1997	47
Figuur 17: NO _x -emissies wegvervoer BAU 2010	48
Figuur 18: Totale NO _x -emissies 1997 (eenheid kg per rooster cel, 15 bij 15 km).....	49
Figuur 19: Totale NO _x -emissies BAU 2010 (eenheid kg per rooster cel, 15 bij 15 km)	49
Figuur 20: Totale NO _x -emissies BAU 2010 MAX (eenheid kg per rooster cel, 15 bij 15 km)	50
Figuur 21 : Totale NMVOS-emissies 1997 (eenheid kg per rooster cel, 15 bij 15 km)	50
Figuur 22: totale NMVOS-emissies BAU 2010 (eenheid kg per rooster cel, 15 bij 15 km) ...	51
Figuur 23: Totale NMVOS-emissies BAU 2010 MAX (eenheid kg per rooster cel, 15 bij 15 km).....	51
Figuur 24: De impact pathway of route-effect analyse.....	53
Figuur 25: AOT 40 voor de periode mei-september 1997.....	60
Figuur 26: AOT 60 voor de periode mei-september 1997.....	61
Figuur 27: Ozonconcentraties zoals berekend door EUROS voor het referentiejaar 1997 ...	61
Figuur 28: Ozonconcentraties boven België zoals berekend door EUROS voor het BAU-scenario 2010.....	62
Figuur 29: Ozonconcentraties boven België zoals berekend door EUROS voor het Maximale reductiescenario voor 2010	62
Figuur 30: De verschillende punten waarvoor de concentraties berekend werden en de bijhorende regio's.....	63
Figuur 31: Totale kostencurve voor NO _x BAU 2010.....	65

Figuur 32: Marginale kostencurve voor NOx BAU 2010	65
Figuur 33: Marginale kostencurve NOx BAU 2010.....	66
Figuur 34: Totale kostencurve NMVOS BAU 2010	67
Figuur 35: Marginale kostencurve NMVOS BAU 2010	67
Figuur 36: Totale kostencurve NOx BAU 2010 0% groei.....	68
Figuur 37: Marginale kostencurve NOx BAU 2010 0% groei.....	69
Figuur 38: Marginale kostencurve NOx BAU 2010 0% groei tot 13kEURO per ton.....	69
Figuur 39: Totale kostencurve NMVOS BAU 2010 0% groei.....	70
Figuur 40: Marginale kostencurve BAU 2010 0% groei.....	71
Figuur 41: Marginale kostencurve voor NOx BAU 2010 selectie van snapcode 01,02 en 03	72

TABELLEN

Tabel 1: Overzicht van de emissiegegevens van de verschillende categorieën voor EUROS voor 1997	6
Tabel 2: Emissiegegevens voor België afkomstig uit EMEP	6
Tabel 3: Emissies Gebouwenverwarming.....	7
Tabel 4: Emissies Industrie	9
Tabel 5: Emissies raffinaderijen.....	9
Tabel 6: Emissies elektriciteitscentrale.....	9
Tabel 7: Toelichting bij Collectieve bijschatting Vlaanderen NMVOS-emissies	10
Tabel 8: Emissies solventen.....	11
Tabel 9: Emissies Verkeer.....	11
Tabel 10: Sectorevolutiefactoren gebruikt in het model.....	24
Tabel 11: Verhouding brandstofemissiefactoren.....	25
Tabel 12: Gegevens voor het brandstofverbruik uit de EUROSTAT tabellen voor 1997	33
Tabel 13: Maximaal haalbare reductie voor de verschillende scenario's	37
Tabel 14: Emissies voor verschillende scenario's.....	39
Tabel 15: Overzicht van de emissies per categorie voor 1997.....	40
Tabel 16: Overzicht van de emissies per categorie voor BAU 2010	40
Tabel 17: Overzicht van de emissies per categorie voor BAU 2010 MAX (maximale reductie).....	40
Tabel 18: Reductie van het BAU 2010 t.o.v. 1997, BAU 2010 MAX t.o.v. BAU 2010 en BAU 2010 MAX t.o.v. referentiejaar 1997,.....	41
Tabel 19: Geselecteerde blootstellings-effect relaties voor ozon.....	56
Tabel 20: Waardering van de mortaliteit- en morbiditeitsimpacts	58
Tabel 21: Beschikbare basisdata.	59
Tabel 22: Overzicht NOx-emissiereducties voor Göteborg en NEC met kostprijs BAU 2010	64
Tabel 23: Overzicht NMVOS-emissiereducties voor Göteborg en NEC met kostprijs BAU 2010	66
Tabel 24: Overzicht NOx-emissies voor Göteborg en NEC met kostprijs BAU 2010 0% groei.....	68
Tabel 25: Overzicht NMVOS-emissies voor Göteborg en NEC met kostprijs BAU 2010 0% groei.....	70
Tabel 26: Normen voorgesteld in de beleidsscenario's	71
Tabel 27: Overzicht resultaten beleidsscenario.....	72
Tabel 28: Overzicht van de reducties en kosten voor NOx en NMVOS voor BAU 2010.....	73
Tabel 29: Milieuschadeprijzen voor ozon in 1997, zonder drempel (in miljoen euro).	74
Tabel 30: Milieuschadeprijzen voor ozon in 2010BAU, zonder drempel (in miljoen euro).	75
Tabel 31: Milieuschadeprijzen en baten BAU2010 t.o.v. 1997, zonder drempel (in miljoen euro).....	76
Tabel 32 Milieuschadeprijzen en baten BAU2010 maximale reductie t.o.v. BAU2010 (zonder drempel, in miljoen euro).	76
Tabel 33: Potentiële baten van NOx reducties, via de bijdrage aan PM10 (in miljoen euro).....	77
Tabel 34: Baten voor de verschillende scenariowijzigingen - benadering zonder ozondrempel (in miljoen euro).....	78
Tabel 35: Vergelijking van de kosten met de baten.....	78

1 INLEIDING

Dit project “Economische impactmodules voor het EUROS-model” werd uitgewerkt door Vito – Vlaams Instituut voor Technologische Onderzoek” en ECONOTEC – een privé consultancy bedrijf met een sterke specialisatie in milieuonderwerpen. ECONOTEC leverde een bijdrage bij de inventarisatie van de emissiereductiemaatregelen voor stationnaire bronnen (hoofdstuk 3) en de structuur van de databank (paragraaf 4.1) en verzorgde de emissiegegevens voor puntbronnen in Wallonië.

1.1 Situering

Hoge (troposferische) ozonpieken is een fenomeen dat zich voornamelijk in de zomermaanden voordoet. De natuurlijke en humane emissies van NO_x³ en NMVOS⁴ vormen in een fysische en chemische reactie ozon. De ozonvorming wordt op gang gebracht door fotochemische reacties en is gecorreleerd aan luchttemperatuur. Daarom doen hoge ozonconcentraties zich meestal voor in meteorologische situaties met open hemel en hoge temperaturen.

Ozon bezit een sterk oxiderend karakter en beïnvloedt daardoor de longfuncties, in het bijzonder bij kinderen en astmapatiënten. Blootstelling veroorzaakt een verminderde opbrengst en stressbestendigheid van gewassen en degradeert sommige materialen. Zowel de duur van de blootstelling als de concentratie hebben belang voor de impact van ozon.

Om de effecten van ozon te bestrijden worden er zowel op korte termijn als op lange termijn maatregelen genomen. Tijdens de zomer worden specifieke maatregelen genomen om mensen te beschermen tegen hoge concentraties. De waarschuwingsdrempel is 180µg/m³. Het lange termijn beleid concentreert zich op het duurzaam verminderen van de uitstoot van de twee ozonprecursoren NO_x en NMVOS.

In het UN/ECE Protocol van Göteborg voor de vermindering van verzuring, eutroficatie en troposferische ozon werden maximale emissieplafonds vastgelegd voor NO_x, VOS, SO_x en NH₃. Ook heeft de Europese Commissie een richtlijn goedgekeurd die nog strengere emissieplafonds oplegt dan het Protocol van Göteborg.

1.2 Doelstelling van de studieopdracht

De opdracht van het project is het ontwikkelen van een instrument voor de evaluatie van beleidsmaatregelen voor een duurzaam ozonbeleid. Dit instrument is een kosten – batenmodule rond het EUROS model. EUROS staat voor “European Operational Smog model” en het is een atmosferisch model dat de evolutie van troposferische ozon op lange termijn simuleert. Het model werd oorspronkelijk ontwikkeld bij RIVM⁵ (Nederland).

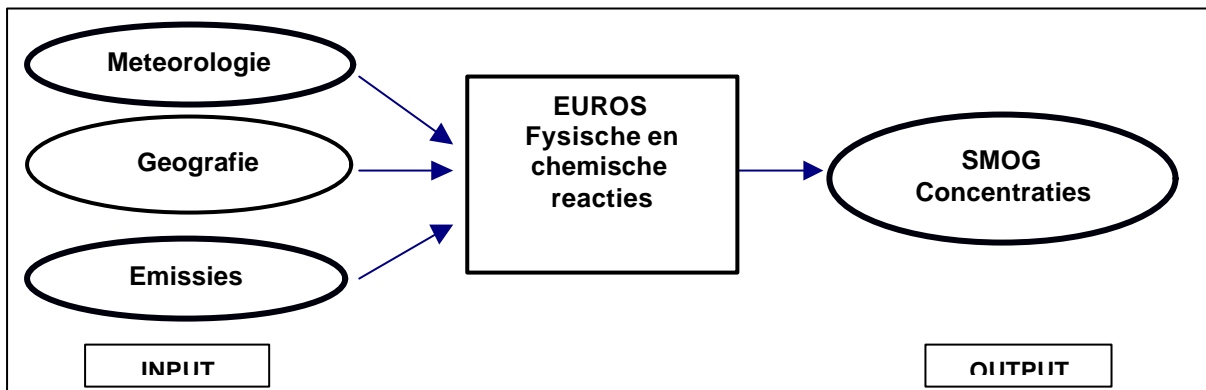
³ NO_x: stikstofdioxiden

⁴ NMVOS: Niet-methaan vluchtige organische stoffen.

⁵ RIVM: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Nederland)

1.2.1 Het EUROS model

Het EUROS model is een computermodel voor beleidsondersteuning en is ontwikkeld op Europees niveau om op basis van fysische en chemische reacties de concentraties smog, of ook wel troposferische ozon genoemd, te berekenen. De verschillende inputgegevens zijn emissies, meteorologische en geografische gegevens. Hiervan kunnen enkel de emissies door maatregelen beïnvloed kunnen worden. Daarom moeten gedetailleerde emissiegegevens verzameld en toekomstige emissies voorspeld worden.



Figuur 1: Schematische voorstelling van het EUROS-model

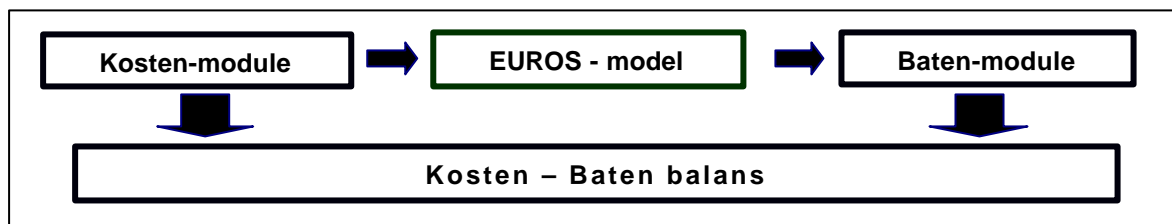
De belangrijkste bronnen voor NO_x zijn transport en industriële verbrandingsprocessen voor elektriciteitsproductie en andere industriële verbranding. Andere bronnen van NO_x-emissies zijn afvalverbranding, residentiële en commerciële verwarming, verwarming van serres en procesemissies. Voor NMVOS zijn dat verkeer en solventgebruik, industriële emissies van de chemie en bij raffinaderijen, maar ook de distributie van brandstoffen.

1.2.2 Kosten-baten module

Er bestaan emissiereductiemaatregelen voor verschillende types van emissiebronnen. Deze technologieën verschillen in efficiëntie, toepasbaarheid en kosten. De localisatie van de emissiebronnen beïnvloedt de baten en is daarom ook een belangrijke factor.

Aan het reduceren van emissies zijn kosten verbonden. Niet alle reductiemaatregelen zijn even duur. Daarom is het nuttig om een module te bouwen die gaat onderzoeken welk pakket maatregelen financieel interessant is om de emissies met het vooropgestelde percentage te reduceren.

De baten van een emissiereductie situeren zich o.a. in een verbeterde volksgezondheid, verbeterde landbouwopbrengst en minder schade aan historische gebouwen. Voor het beleid is het interessant deze baten met de kosten te vergelijken. We zullen dit doen aan de hand van de ExterneE methodologie.



Figuur 2: Schematische voorstelling van het project

Om de impact van huidige maatregelen in de toekomst te bekijken zullen de emissies geprojecteerd worden naar 2010 voor verschillende scenario's.

1.3 Opbouw van het project

1.3.1 Kostenmodule

De kostenmodule zal voor ozonprecursoren emissiescenario's op een rooster van 15 km bij 15 km genereren. Hierbij kunnen maatregelen (technologische en regulering) geselecteerd worden die de emissies reduceren en waarvoor de kost becijferd wordt. Eén emissiescenario geeft per rooster cel emissies voor de ozonprecursoren voor een welbepaald jaar. Het opstellen van een bruikbare emissieclassificatie, het verzamelen van de emissiegegevens, de koppeling aan een technologiedatabank en de evaluatie van de kosten, en het uitwerken van een methodologie om de emissies via een GIS systeem geografisch te spreiden zijn de belangrijkste stappen in deze deelfase.

1.3.2 Batenmodule

Om de baten van de vermindering van ozonconcentratie te bepalen, zal voor elke rooster cel de gevoeligheid van gezondheid en vegetatie voor ozonconcentraties moeten bepaald worden. Dit zal uitgedrukt worden met gevoeligheidsindicatoren. Hoe sterk de impact van een bepaalde ozonconcentratie is, wordt uitgedrukt in een dosis-responsfunctie. Het bepalen van de dosis-responsfunctie zal gebeuren op basis van de ExternE methodologie. Deze zal ook gebruikt worden om de baten van de reductie van ozonconcentraties te kwantificeren.

1.3.3 Kosten-batenbalans

In de balansmodule worden kosten en baten van het geselecteerde scenario tegenover elkaar afgewogen. Daarbij wordt er rekening mee gehouden dat kosten en baten historisch niet samenvallen.

1.4 Fundamenteel onderzoek

Binnen het project werd ook fundamenteel onderzoek uitgevoerd naar de statistische eigenschappen van emissiereductiekostencurven. De bedoeling van dit onderzoek was om de robuustheid van kostencurven na te gaan, voornamelijk met betrekking tot onzekerheden in de kostprijzen en de volumecomponenten. Het onderzoek heeft geleid tot een presentatie op de UN/ECE workshop in Angers (28-29 oktober 1999) en publicatie in "Pollution Atmosphérique" (Zie bijlage 1)

Het onderzoek heeft aangetoond dat de onzekerheden in de volumecomponenten in veel grotere mate bijdragen tot globale onzekerheden in de kostencurve dan oorspronkelijk gedacht terwijl onzekerheden in de kostprijscomponenten aanleiding geven tot een kleine onderschatting, maar de globale onzekerheid van de kostencurve slechts matig beïnvloeden. Deze inzichten hebben belangrijke gevolgen gehad voor dit project en hebben er toe geleid dat we de grote industriële installaties veel gedetailleerder hebben behandeld.

2 ANALYSE VAN DE EMISSIEGEGEVENS EN DE ONTWIKKELING VAN EEN CLASSIFICATIE VOOR BELGIE

Vito ontwikkelde een emissieclassificatie voor België. Deze classificatie is gebaseerd op de volgende criteria: de beschikbaarheid en de kwaliteit van de historische data, het detail van de geografische uitsplitsing. Om een ondubbelzinnige relatie met de technologische databank te realiseren zal het later nodig zijn om deze data te verfijnen. De emissiedata die werden verzameld zijn voor het jaar 1997. Dit omdat de klimaatgegevens in EUROS ook voor 1997 zijn. Deze classificatie werd ook afgestemd op de verschillende emissiegroepen gebruikt in EUROS. Als input voor EUROS moeten de emissies gegroepeerd worden in zes categorieën:

- Gebouwenverwarming
- Industrie
- Raffinaderijen
- Verbranding (Elektriciteit)
- Solventen
- Verkeer
- Natuur

De emissiebron “Natuur” hebben we er zelf aan toegevoegd, aangezien ze een niet onbelangrijk deel van de NMVOS-emissies betreft.

Voor het berekenen van de totalen uit onderstaande tabel, werd Bottum-Up gewerkt. Deze totalen werden getoetst aan eerder gepubliceerde gegevens. Voor de belangrijkste NO_x en NMVOS emissiebronnen werden gegevens verzameld en wanneer we over meerdere cijfers voor een zelfde bron beschikten, werd bekeken welke de volledigste was. Aan het opsporen van extra gegevens voor NMVOS-emissies werd extra aandacht besteed. De omvang van deze emissies is onzeker en omdat de onzekerheid van de ingeschatte kosten voor emissiereductie sterk afhangen van de onzekerheid van de ingeschatte emissies. Waar mogelijk werden extra gegevens toegevoegd.

Voor de inventarisatie van de natuurlijke emissies werd er gebruik gemaakt van de studie “Inventarisatie NMVOS-emissies” van de Universiteit Gent, in opdracht van de VMM. Deze studie was echter nog niet beëindigd tijdens het uitvoeren van deze studie.

Wel werd er gebruik gemaakt van de inschattingen die gemaakt werden in het kader van de studie ‘Preparation of a policy to reduce the emissions of VOC from products’, uitgevoerd door Vito en ECONOTEC in opdracht van de Federale Diensten voor het Leefmilieu. De onzekerheid over de kwaliteit van de emissiegegevens voor NMVOS is groot. Minder aandacht werd er besteed aan het opsporen van ontbrekende SO_x-emissies aangezien hun rol in de vorming van troposferische ozon beperkt is.

Tabel 1: Overzicht van de emissiegegevens van de verschillende categorieën voor EUROS voor 1997

1997 in ton	België		
	NO _x	NMVOS	SO _x
Gebouwenverwarming	21035	7714	35734
Raffinaderijen	8772	15526	43554
Elektriciteit	46098	315	58917
Verkeer	150439	112749	9572
Industrie	78603	56723	74617
Solventen	281*	67929	65*
Natuur		30950	
Totaal Mobiel+Stationair	305228	291907	222460

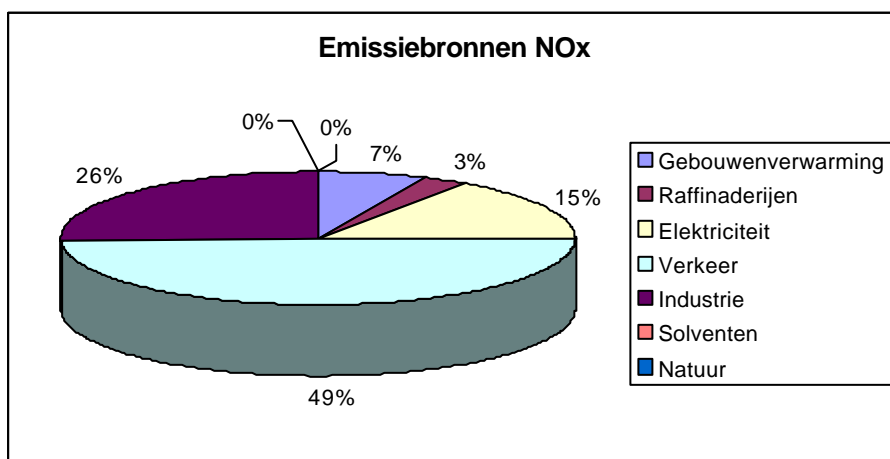
* De NO_x- en SO_x-emissies vermeldt onder de categorie 'Solventen' zijn afkomstig van bedrijven die belangrijke solventgebruikers zijn, maar veroorzaakt door verbrandingsprocessen en dus niet door solventgebruik.

De totalen uit bovenstaande tabel zijn vergelijkbaar met die van andere bronnen. In onderstaande tabel wordt de data weergegeven die door UN/ECE in het kader van de "Convention on long-range transboundary airpollution" gepubliceerd wordt. De 20 kton extra die er voor NMVOS teruggevonden werd, is vermoedelijk te wijten aan de extra aandacht die er besteed werd aan de inventarisatie van deze pollutant.

Tabel 2: Emissiegegevens voor België afkomstig uit EMEP⁶

in kton	NO _x	NMVOS	SO _x
1990	339	354	372
1997	306	270	220

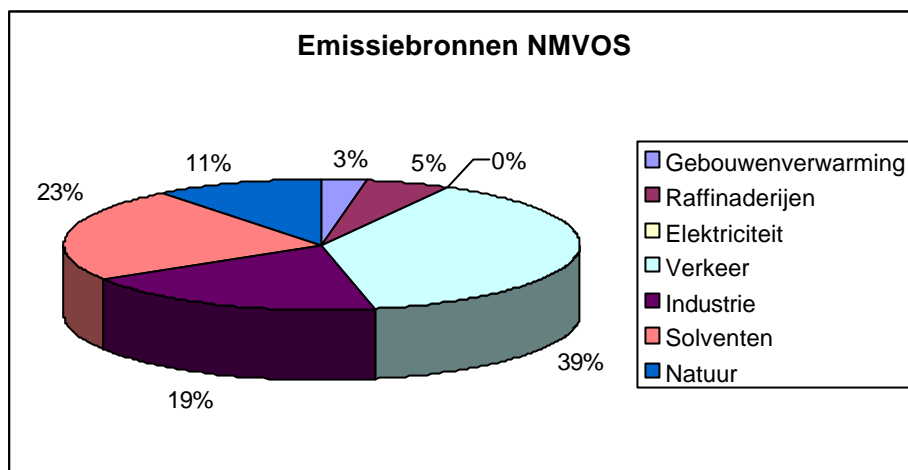
Uit onderstaande figuren komt duidelijk naar voor dat verkeer de belangrijkste NO_x emitter is gevolgd door de industrie en elektriciteitsproductie.



Figuur 3: Verdeling NO_x-emissies van 1997 over de verschillende categorieën

⁶EMEP: Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe
<http://www.unece.org/env/lrtap>

Uit de onderstaande figuur kan men opnieuw afleiden dat verkeer een belangrijke emissiebron is. Solventgebruik en Industrie (veelal de chemische sector) zijn de andere grote NMVOS-bronnen.



Figuur 4: Verdeling NMVOS-emissies van 1997 over de verschillende categorieën van EUROS

2.1 Gebouwenverwarming

Voor Vlaanderen zijn de gegevens afkomstig van de VMM⁷. De emissiedata zijn gegroepeerd per gemeente en zijn onderverdeeld in particuliere en collectieve woningen, openbare gebouwen, scholen, tertiaire sector en serres. Alle data werd geaggregeerd, behalve serres, omwille van de geografische uitsplitsing.

Tabel 3: Emissies Gebouwenverwarming

1997 in ton	België			Vlaanderen			Wallonië			Brussel		
	NOx	NMVOS	SOx	NOx	NMVOS	SOx	NOx	NMVOS	SOx	NOx	NMVO S	SOx
Gebouwen	19721	7564	30894	10274	3476	18994	6805	3757	10029	2641	331	1871
Serres	1313	149	4839	1313	149	4839	0	0	0	0	0	0
Gebouwen- verwarming	21035	7714	35734									

De Waalse data komen uit Corinair⁸. De oppervlakteemissies zijn gegeven per district (NUTS3⁹) en per SNAP¹⁰-code. De klasse 'gebouwenverwarming' is samengesteld door aggregatie van de SNAP-codes startende met 02. (02 = Niet – industriële verbranding, stationaire bronnen)

⁷ VMM: Vlaamse Milieumaatschappij

⁸ Corinair: atmosferische emissie-inventaris voor Europa

⁹ NUTS3: voor België komt dit overeen met de arrondissementen

¹⁰ SNAP: nomenclatuur voor atmosferische emissies van Corinair: onderverdeling per activiteit

De BIM¹¹ leverde data voor Brussel. De emissiegegevens werden opgesplitst in drie categorieën: industriële, residentiële en tertiaire verwarming. Echter niet gedetailleerd naar locatie.

Gebouwenverwarming beslaat slechts 6,89% van de totale NOx-emissies. Momenteel wordt er bij de VMM gewerkt aan een verbetering van emissie-inventarisatie. De cijfers die gebruikt werden, zouden onvolledig zijn voor o.a. tertiaire sector. Voor Vlaanderen is de tertiaire sector slechts 0,69% van de totale emissies afkomstig van gebouwenverwarming, particuliere woningen 82,86%.

2.2 Industrie

Voor **Vlaanderen** zijn dit de gegevens afkomstig uit de emissiejaarverslagen en uit de collectieve registratie van de industriële emissies van de VMM.

In de emissiejaarverslagen worden per bedrijf de emissiedata voor verschillende stoffen, de NACE-code¹² en de sector gegeven. Elk bedrijf dat de emissiegrens voor tenminste één stof overschrijdt, is verplicht om een emissiejaarverslag neer te leggen.

De ‘Collectieve registratie van industriële emissies’ werd uitgevoerd door VITO in opdracht van de VMM en schat zowel procesemissies als verbrandingsemisies bij. Deze emissies werden gegroepeerd per sector. Voor de categorie ‘Industrie’ werden alle sectoren samen genomen, behalve raffinaderijen en elektriciteit (‘nutsvoorzieningen’). De droogkuis werd uit de bijschattingen voor de dienstensector gehaald en wordt bij de ‘Solventen’ behandeld. Ook de emissies ten gevolge van het carbonileum- en creosootverbruik voor houtbescherming en ten gevolge van de productie van spaanplaten werden bij het solventgebruik genomen en uit de categorie ‘andere industrieën’ verwijderd. Voor de geografische uitsplitsing worden de tankstations (onder dienstensector) apart behandeld. De meeste industrie is gelocaliseerd in industriezones, behalve de tankstations, die bevinden zich meestal in woonzones.

Aangezien er in **Wallonië** geen rapporteringsverplichting zoals in Vlaanderen bestaat, beschikken we over de emissiegegevens van Corinair. Per bedrijf verkregen we de emissiedata voor verschillende stoffen en de SNAP-code voor elke installatie. Al deze data werden ingevoerd in de databank.

De individueel geregistreerde emissies voor de categorie ‘Industrie’ worden voor Wallonië aangevuld met de data voor ‘area sources’ uit Corinair. Deze collectief geregistreerde emissies zijn meer gedetailleerd dan die voor Vlaanderen. Ze worden gegeven op NUTS3 niveau (districtsniveau) en per SNAP code.

De Corinair databank met oppervlakte-emissies werd opgesplitst en gegroepeerd per categorie, gelijkaardig aan Vlaanderen. Als collectief bijgeschatte bedrijven werden voor NOx en SOx de bedrijven behandeld waarvan de SNAP code met 01, 03, 04, 09 begint. Voor NMVOS de SNAP groep 06, behalve diegene die solventgebruik betreffen. De tankstations (050503) worden ook voor Wallonië afzonderlijk behandeld o.w.v. de geografische localisatie.

¹¹ BIM: Brussels Instituut voor Milieubeheer

¹² NACE-code: onderverdeling per sector

Voor **Brussel** zijn er geen individueel geregistreerde bedrijven voor de categorie NO_x. Uit de gegevens van de BIM gebruikten we emissies voor industrie en andere.

Tabel 4: Emissies Industrie

1997 in ton	België			Vlaanderen			Wallonië			Brussel		
	NO _x	NMVOS	SO _x	NO _x	NMVOS	SO _x	NO _x	NMVOS	SO _x	NO _x	NMVOS	SO _x
IndInd	68229	38259	64895	29960	34141	35896	38269	4118	28999	0	0	0
CollInd	10375	11456	9722	4788	2914	4846	4779	4693	4582	808	3849	294
CollTankstations		7007	0	0	4345	0	0	2662	0	0	649	
Industrie	78604	56723	74617									

De categorie 'Industrie' beslaat 25,75 % van de NO_x-emissies en 19,43% van de NMVOS-emissies. Zij zijn dan ook een belangrijke categorie.

2.3 Raffinaderijen

Deze categorie is volledig gelocaliseerd in **Vlaanderen**. Al deze bedrijven zijn verplicht om een emissiejaarverslag neer te leggen. In de collectieve registratie worden 426 ton VOS-emissies bijgeschat voor verbrandingsemisies.

Tabel 5: Emissies raffinaderijen

1997 in ton	Vlaanderen		
	NO _x	NMVOS	SO _x
IndRaffinaderijen	8772	15100	43554
CollRaffinaderijen		426	
Raffinaderijen	8772	15526	43554

2.4 Elektriciteit

Onder deze categorie nemen we alle emissies van elektriciteitscentrales.

Voor **Vlaanderen** zijn dit de gegevens van de verschillende centrales uit de emissie-inventaris van de VMM. In de collectieve registratie werd een bijstelling gemaakt voor de NMVOS emissies.

Tabel 6: Emissies elektriciteitscentrale

1997 in ton	België			Vlaanderen			Wallonië		
	NO _x	NMVOS	SO _x	NO _x	NMVOS	SO _x	NO _x	NMVOS	SO _x
CollElektriciteit		212			212				
IndElektriciteit	46098	103	58917	36320		46752	9778	103	12165
Elektriciteit	46098	315	58917						

Voor **Wallonië** zijn de gegevens afkomstig van Corinair, net zoals voor de individueel geregistreerde bedrijven uit de categorie 'Industrie'.

Indien men de emissies van Vlaanderen met die van Wallonië vergelijkt, kan men vermoeden dat de VOS-emissies voor Vlaanderen iets hoger zouden moeten liggen, of die van Wallonië iets lager.

2.5 Solventen

Voor 'Solventen' werd de sectoren genomen die ook behandeld werden in de studie 'Preparation of a policy to reduce the emissions of VOC from products' uitgevoerd door Vito en ECONOTEC in opdracht van de Federale Diensten voor het Leefmilieu.

Wat betreft de solventemissies zijn er slechts enkele bedrijven voor **Wallonië** en **Brussel** waarvoor er individuele emissiecijfers beschikbaar waren. Dit zijn bijschattingen die gebeurd zijn in het kader van bovenstaande studie. Deze gegevens werden gebruikt omdat we in de geografische uitsplitsing zo gedetailleerd mogelijk te werk wilden gaan. Daarom werden voor **Vlaanderen** de emissiegegevens uit de solventstudie zoveel mogelijk herleid tot de emissiegegevens uit de emissieinventaris (d.w.z. emissiecijfers op bedrijfsniveau i.p.v. geaggregeerd per sector) en bijschattingen die in de studie gemaakt werden. Dit is ook handig wanneer we er later de emissiereductiemaatregelen willen aan koppelen.

In de volgende tabel wordt een overzicht gegeven van de NMVOS-emissies uit de collectieve bijschatting voor Vlaanderen. In tabel 7 worden de NMVOS-emissies van de verschillende sectoren die in de collectieve registratie voor Vlaanderen bijgeschat werden, voorgesteld. De emissies van droogkuis werden van de bijschattingen voor de dienstensector afgetrokken en vervangen door inschattingen uit de studie over solventgebruik, evenals de emissies ten gevolge van het carbonileum- en creosootverbruik voor houtbescherming. De inschattingen van de emissies ten gevolge van de productie van spaanplaten werden bij de bijschattingen uit het solventgebruik genomen en uit de categorie andere industrieën verwijderd. Deze werden niet opgenomen in de studie over het solventgebruik. Voor Vlaanderen werden alle collectief bijgeschatte gegevens samen met de gegevens uit de studie verwerkt.

Tabel 7: Toelichting bij Collectieve bijschatting Vlaanderen NMVOS-emissies

Collectieve registratie NMVOS		aantal ton per jaar
Voeding, drank, tabak	bakken van brood	572
	bakken van koekjes	252
	productie van bier	374
	roken van vis	0,161
	gedistilleerde dranken	12
Andere industrieën	creosootverbruik	97,7
	carbonileumverbruik	0,0000063
	productie van spaanplaten	148
Dienstensector	tankstations	4345
	droogkuis	434 of 789
Chemie	Polyesterverwerkende industrie	167

Voor Wallonië worden de codes 060103 (buildings painting prof & do it yourself), 060105 (coil coating), 060107 (wood coating), 060108 (coating of metallic products) en 060403 (printing industry) uit de Corinair emissiegegevens voor NMVOS bij ‘Solventen’ behandeld, voor de andere sectoren die Corinair bijgeschat werden, waren betere gegevens in de studie over VOS-emissies van solventgebruik beschikbaar.

Tabel 8: Emissies solventen

1997 in ton	België			Vlaanderen			Wallonië			Brussel		
	NO _x	NMVOS	SO _x	NO _x	NMVOS	SO _x	NO _x	NMVOS	SO _x	NO _x	NMVOS	SO _x
IndSolventen ¹³	281	17847	65	281	16617	65		230			1000	
CollSolventen ¹⁴		50081			27623			17666			4442	
Solventen	281	67929	65									

2.6 Verkeer

Voor ‘Verkeer’ werden emissies voor het **wegverkeer** voor België berekend door Vito m.b.v. het TEMAT-model¹⁵. We gebruikten de resultaten van het BAU-scenario waarvan de emissies ten gevolge van productie en distributie van brandstoffen werden afgetrokken, omdat die reeds bij andere categorieën werden behandeld. I. De Vlieger en J. Duerinck werkten het Belgische BAU-scenario uit. Dit scenario werd opgesteld in het kader van de DWTC-studie “Maatregelen in de transportsector ter reductie van CO₂ en troposferische ozon”. De assumpties die hierbij werden gemaakt worden toegelicht in het deel “Effectiviteit t.o.v. de emissies voor het BAU-scenario” (taak 2a) van de studie. (Contract MD/67/030)

I. De Vlieger maakte inschattingen voor België voor **binnenvaart** en **spoorwegvervoer**. Voor het **spoorverkeer** werden enkel de inschattingen voor dieseltreinen genomen omdat de emissies van de elektriciteitsproductie reeds bij de categorie elektriciteitsproductie genomen werd. Voor **luchtvaart** werden de data voor Vlaanderen van de VMM uit “Lozingen in de lucht 1997-1998” overgenomen. Voor Wallonië werden de data uit Corinair genomen. Wat betreft **uitzonderlijke voertuigen** zijn er enkel in Wallonië inschattingen gebeurd. Deze emissies uit Corinair werden overgenomen.

Tabel 9: Emissies Verkeer

1997 in ton	België		
	NO _x	NMVOS	SO _x
Luchtvaart	366	1177	2634
Spoorvervoer	2807	786	57
Binnenvaart	1779	237	0
Uitz vervoer	173	11	365
Wegverkeer	145314	110541	6517
Verkeer	150439	112749	9572

¹³ IndSolventen: Individueel geregistreerde solventen

¹⁴ CollSolventen: Collectief geregistreerde solventen

¹⁵ TEMAT: Toekomstige Emissies en MAatregelen in Transport een model ontwikkeld door VITO

2.7 Natuur

A. Vanhuyfte (1999) maakte in het kader van de studie “Inventarisatie van NMVOS emissies” een inschatting van de biogene emissies voor Vlaanderen. Voor Wallonië werd de data uit Corinair genomen. De SNAP-codes 10 en 11 werden geaggregeerd.

3 LES MESURES DE REDUCTION STATIONNAIRES

3.1 Introduction

Les mesures de réduction des émissions stationnaires peuvent être regroupées en deux catégories :

- *mesures primaires*, qui consistent à intervenir sur le process lui-même ;
- *mesures secondaires*, encore appelées «end-of-pipe », qui s'appliquent en aval du process, sur les émissions collectées dans le conduit d'évacuation des gaz.

3.1.1 Approche par les « installations de référence »

Etant donné l'hétérogénéité des sources d'émissions au sein d'un même secteur en ce qui concerne l'applicabilité, les performances et les coûts des mesures de réduction, il est fait appel à la notion d'*installation de référence* (IFARE 1999a).

Dans cette approche, au sein d'un même secteur d'activité, les sources d'émissions sont regroupées en catégories homogènes, de telle manière qu'au sein d'une même catégorie :

- les mêmes mesures de réduction sont applicables ;
- les mesures de réduction applicables présentent des taux de réduction des émissions et des coûts similaires.

Pour chacune de ces catégories on définit une installation de référence, dont les caractéristiques technico-économiques sont considérées comme représentatives pour l'ensemble de la catégorie. Les paramètres utilisés pour définir une installation de référence sont principalement la taille ou la capacité de l'installation, la technologie de production (process ou combustion) et parfois des données de production.

3.1.2 Données utilisées

Le modèle qui a été développé pour calculer des scénarios d'émissions désagrégées à la fois géographiquement et par secteur nécessite pour le calcul des scénarios de réduction des émissions les données suivantes concernant chaque mesure de réduction :

- coût d'investissement,
- frais annuels d'exploitation,
- taux de réduction des émissions.

Etant donné que ces caractéristiques dépendent de l'installation de référence et qu'il peut y avoir une interaction entre mesures primaires et mesures secondaires, ces informations sont, comme il sera expliqué dans la description de la structure de la base de données, introduites dans la modèle chaque fois pour une combinaison « installation de référence – mesure primaire – mesure secondaire ». Pour l'ensemble des sources d'émissions et l'ensemble des mesures, le modèle contient au total environ 1200 combinaisons de ce type.

Tous les coûts sont exprimés en valeur absolue, en milliers d'euros (kEURO).

En ce qui concerne le taux de réduction des émissions, celui-ci tient compte de l'applicabilité de la mesure de réduction concernée. Ceci est surtout important pour les émissions de COV, où certaines mesures ne sont pas toujours applicables, notamment pour des raisons de qualité de produit. C'est le cas par exemple des encres à base aqueuse pour la fabrication de certaines applications graphiques.

3.1.3 Sources de données

Pour les données relatives aux caractéristiques technico-économiques des mesures de réduction, il a été fait appel, dans la mesure du possible, à la base de données établie par l'Institut Franco-Allemand de Recherche sur l'Environnement (IFARE) dans le cadre de la Convention des Nations Unies (Commission Economique pour l'Europe) sur la Pollution Transfrontière¹⁶, qui présente les performances et les coûts des meilleures techniques disponibles¹⁷ pour la réduction émissions de NOx et de COV des sources stationnaires (IFARE 1999a et 1999b).

La base de données de l'IFARE, qui a fait l'objet d'un important effort au niveau international, présente l'avantage de couvrir un large spectre de secteurs et de technologies d'une manière systématique et cohérente.

Les données de l'IFARE ne couvrent toutefois pas l'ensemble des sources d'émissions et certaines données de coût y sont manquantes. Elles ont donc été complétées sur base d'autres sources, plus récentes, notamment les Reference Documents du European IPPC Bureau (les « BREFs ») et l'étude ECONOTEC-VITO sur les émissions de COV des produits (voir la liste de références).

3.2 Les mesures de réduction de NOx

3.2.1 Catégories d'installations

Les émissions de NOx sont essentiellement produites dans des installations de combustion. Il existe toutefois aussi des émissions « process ».

Les catégories d'installations prises en compte dans le modèle sont les suivantes :

Emissions liées à la combustion

- Boiler
- Gas turbine
- Stationary engine
- Sinter plant

¹⁶ Convention on Long Range Transport of Atmospheric Pollution (CLRTAP).

¹⁷ Le terme de *meilleure technique disponible* signifie qu'il s'agit de mesures qui ont été développées à une échelle qui permet leur application dans le secteur industriel concerné dans des conditions viables techniquement et économiquement.

Coke oven furnace
 Blast furnace cowper
 Reheating furnace iron & steel
 Cement production
 Flat glass production
 Container glass production
 Glass wool production
 Other glass production
 Refinery process furnaces without contact
 Waste incineration: domestic or municipal wastes
 Waste incineration: industrial wastes
 Waste incineration: sludge from waste water treatment

Emissions process

Nitric acid production

3.2.2 Mesures primaires

Les principales mesures primaires prises en compte sont :

- l'utilisation de brûleurs à bas NO_x,
- l'étagement d'air (Overfire Air),
- l'étagement de combustible (Reburning),
- la recirculation des fumées,

ainsi que des combinaisons de ces mesures.

Les autres mesures sont spécifiques à certaines technologies : le moteur pauvre, l'oxycombustion (fours à verre), l'injection d'eau ou de vapeur (turbines à gaz) et l'absorption (production d'acide nitrique).

Il est à remarquer que si l'extraction de l'azote des combustibles n'est pas considéré comme une option économiquement acceptable, l'extension de l'hydrotraitement des produits pétroliers en raffinerie a pour effet une diminution de la teneur en azote des produits finaux.

Les mesures primaires sont généralement utilisées en priorité, car moins coûteuses que les mesures secondaires.

3.2.3 Mesures secondaires

Deux principales mesures secondaires sont envisagées :

- la réduction sélective catalytique (SCR) ;
- la réduction sélective non catalytique (SNCR).

Par ailleurs des mesures spécifiques sont également considérées pour les moteurs (le pot catalytique à trois voies) et l'agglomération en sidérurgie (l'adsorption sur charbon actif avec régénération).

La SCR permet un taux de réduction des émissions très élevé (au-delà de 90%), mais à un coût beaucoup plus élevé que la SNCR. Elle est appliquée de manière généralisée en centrales électriques dans certains pays depuis de nombreuses années, et actuellement, commence à être utilisée pour d'autres applications (incinération de déchets, four à verre...). En cimenterie, le procédé se trouve encore à l'échelle pilote. Cette technologie est de plus en plus répandue, sous la pression des normes environnementales sans cesse plus exigeantes. Elle peut aussi être utilisée en retro-fitting, mais peut se heurter à un manque de place.

La SNCR a un coût moindre que la SCR, mais présente également un rendement nettement moindre (50 à 60%). La réaction se passe à une température élevée (800-1200°C). Un inconvénient est la production de NH₃, car la réaction nécessite un ratio NH₃/NO_x supérieur à la stœchiométrie, ce qui peut conduire à la formation de sulfates d'ammonium dans la phase de refroidissement et donc à des dépôts sur les surfaces d'échangeur en aval.

3.3 Les mesures de réduction de COV

Les émissions de COV proviennent principalement de l'usage de solvants ou de produits contenant des solvants (application de peinture et vernis, imprimerie, dégraissage de métaux, usage domestique de solvants), du stockage et de la manutention de produits pétroliers ou de produits chimiques, de certains process et de la distribution d'essence.

3.3.1 Catégories d'installations

Les catégories d'installations prises en compte dans le modèle sont les suivantes :

- Petroleum products processing
- Storage & handling of petroleum products in refineries
- Ethylene production
- Storage & handling of organo-chemical products
- Paper pulp production (Kraft process)
- Gasoline distribution - refinery dispatch stations
- Gasoline distrib. - trpt & depots (excl. service stations)
- Gasoline distr. service stations (incl. refuelling of cars)
- Paint applic. - manufacture of passenger cars
- Paint applic. - manufacture of trucks
- Paint applic. - manufacture of buses
- Paint applic. - car refinishing
- Paint applic. - buildings
- Paint applic. - wood coating
- Paint applic. - coating of metallic products
- Paint applic. - heavy duty coating
- Metal degreasing

Flexography & rotogravure in the packaging sector
 Use of glues and adhesives in industry
 Domestic use of solvents

3.3.2 Mesures primaires

De manière synthétique, les principales mesures primaires prises en compte sont les suivantes ou des combinaisons des mesures suivantes :

Stockage et manutention de produits chimiques ou pétroliers

- peinture externe claire et amélioration des procédures opérationnelles
- différentes mesures concernant l'amélioration des joints des tanks de stockage
- conversion de tank à toit fixe vers toit flottant
- conversion de tank à toit flottant externe vers toit flottant interne

Industrie chimique et traitement de produits pétroliers en raffinerie

- différents degrés de contrôle des émissions fugitives

Distribution d'essence

- remplissage des wagons-citerne, camions-citerne (par le haut, par le bas)

Application de peintures et vernis

- l'utilisation de pistolets HVLP (high volume low pressure)
- l'utilisation de peintures à plus faible teneur en solvants
- l'utilisation de peintures à base aqueuse

Dégraissage des métaux

- bonne gestion
- amélioration des équipements
- remplacement par un système aqueux

Flexographie et rotogravure en imprimerie

- Utilisation d'encre à haute teneur en solides
- l'utilisation d'encre à base aqueuse

Usage de colles et adhésifs

- amélioration des équipements et bonne gestion
- utilisation de produits à faible teneur en solvants

3.3.3 Mesures secondaires

Les deux principales mesures secondaires envisagées sont :

- l'adsorption sur charbon actif,
- l'incinération.

En outre, sont également considérées parmi les mesures secondaires les contrôles « Etape I » et « Etape II » pour le remplissage des réservoirs de voitures à essence, ainsi que les techniques de « vapeur balance » pour le remplissage des réservoirs de stockage de produits pétroliers dans les raffineries et de substances organiques dans l'industrie chimique.

4 BESPREKING DATABANK

Het doel van de databank was het berekenen van toekomstige emissies, het emissiereductiepotentieel en de kosten voor deze emissiereductie, rekening houdend met de geografische localisatie. Om dit te doen was het nodig om de emissiedata te linken aan de emissiereductiemaatregelen. De structuur van de databank werd opgebouwd op basis van de gegevens voor NO_x-emissies omdat daar meer data voor beschikbaar waren.

In Vlaanderen zijn 50 bedrijven verantwoordelijk voor meer dan 92,5% van de NO_x-emissies van de individueel geregistreerde bedrijven. 65 bedrijven emitteren 95% van de NO_x-emissies. Daarom legden we ons voor Vlaanderen toe op het karakteriseren van de technologieën van de 50 belangrijkste bedrijven. Voor België werden 85% van de stationaire NO_x-emissies in het model ingevoerd, voor NMVOS 65 % van de stationaire NMVOS-emissies.

Voor elk bedrijf werden de installaties, welke de NO_x-emissies veroorzaken geïdentificeerd. Voor deze installaties werd zoveel mogelijk technische en economische data verzameld: bouwjaar, capaciteit, aanwezige emissiereductiemaatregelen, rookgastemperatuur. Deze data werden gebruikt om het emissiereductiepotentieel en de kosten op installatieniveau te berekenen. Voor VOS werden de belangrijkste puntbronnen ingevoerd, evenals een aantal oppervlaktebronnen. Deze oppervlaktebronnen zijn niet gelocaliseerd in één punt maar worden toegekend aan een bepaald gebied, bijvoorbeeld industriezone.

4.1 Structure de la base de données

4.1.1 Tables de données

La base de données se compose :

- d'une part, d'un ensemble de tableaux de données, appelés *tables*, qui sont reliés entre eux ;
- d'autre part, d'un ensemble de traitements – opérations mathématiques effectuées sur les données de ces tables.

Outre les tables de données, il existe un certain nombre de tables contenant des résultats intermédiaires qui sont générées par le modèle lui-même.

Chaque table est relative à un ensemble d'éléments de même nature (sources d'émission, secteurs, polluants, technologies...). Elle consiste en un tableau à deux dimensions contenant pour chaque élément un certain nombre de caractéristiques placées dans des *champs*. L'ensemble des valeurs des champs relatives à un élément donné constitue un *enregistrement* de la table. On a coutume de représenter les enregistrements en ligne et les champs en colonne.

La structure de la base de données est conçue de manière à ce que d'une part, elle contienne l'ensemble des données nécessaires au calcul des projections d'émissions et que d'autre

part, sauf exception, une même donnée n'apparaît jamais à deux endroits différents (absence de redondance).

Cette structure est donc fonction de l'objectif poursuivi par le modèle, à savoir :

- la projection des émissions de NO_x et de COV d'une manière désagrégée géographiquement et par secteur d'activité ;
- la construction de scénarios de réduction des émissions, compte tenu de la localisation des sources, de la nature de celles-ci, du coût et de l'efficacité des différentes mesures de réduction.

4.1.2 Liste des tables

En tout, le modèle contient 31 tables de données, qui peuvent être regroupées comme suit :

<u>Nom de la table</u>	<u>Contenu</u>
<i>Sources d'émissions</i>	
DLps	sources ponctuelles
DLpsPart	installations faisant partie des sources ponctuelles
LpsPartActivityEvolution	évolutions d'activité futures des installations
LpsPartCapacity	capacité des installations à l'année de référence
LpsPartProcessActivityLevel	niveaux d'activité des installations à l'année de référence
LpsPartFuelConsumption	consommations de combustible de l'installation à l'année de référence
LpsPartFuelEmissionFactor	facteurs d'émission combustible des installations
LpsPartProcessEmissionFactor	facteurs d'émission process des installations
LpsPartMeasuredEmission	émissions mesurées des installations à l'année de référence
<i>Secteur d'activité</i>	
DSector	secteurs d'activité économique
DAggregateSector	secteurs agrégés (industrie, résidentiel, tertiaire...)
DNace	codes NACE
DSnap1	codes SNAP à 1 position
DSnap2	codes SNAP à 2 positions
DSnap3	codes SNAP à 3 positions
SectorActivityEvolution	évolution futures de la variable d'activité des secteurs
<i>Mesures de réduction</i>	
DReferenceInstallation	installations de référence
DPrimaryMeasure	mesure de réduction primaire

DSecondaryMeasure Technology	mesures de réduction secondaire combinaisons « installation de référence – mesure primaire – mesure secondaire »
DTechnologyCategory	catégories d’installations (ex : chaudière, four à ciment...)
Combustibles	
DFuel	combustibles
DFuelCategory	catégories de combustibles (solides, liquides, gaz...)
DFuelGroup	
Polluants	
DPollutant	polluants
DEmissionCategory	catégorie d’émission (combustible ou process)
EmissionFactorRatio	
Divers	
Scenario	scénarios
DRegion	régions (Flandre, Wallonie, Bruxelles-Capitale)
DYear	années
DMeasurementUnit	unités de mesure

Remarquons que les tables DAggregateSector, DEmissionCategory, DFuelCategory, DTechnologyCategory sont destinées à des fins de classement et de reporting, mais n’interviennent pas dans le calcul des projections elles-mêmes.

4.1.3 Représentation des sources d’émissions

Les émissions atmosphériques sont réparties en deux catégories :

- les émissions liées à la combustion ;
- les émissions *process*.

Le modèle identifie près de 200 sources ponctuelles d’émission (Lps – Large Point Source). Chacune correspond à un site de production, est caractérisée par ses coordonnées géographiques (latitude, longitude) et son secteur d’activité, et est composée de une ou plusieurs « installations » (LpsPart)¹⁸ produisant des émissions atmosphériques.

A titre d’exemple, une centrale électrique est représentée par une Lps, alors que ses différentes chaudières constituent des LpsPart. De même une usine sidérurgique est une Lps, alors que ses différents ateliers (agglomération, haut fourneau, laminoir...) constituent des LpsPart.

¹⁸ Les abréviations Lps et LpsPart correspondent à la terminologie de l’inventaire d’émissions atmosphériques CORINAIR, de la Commission européenne.

A chaque LpsPart correspond une variable d'activité (le plus généralement un tonnage de production) et, le cas échéant, une consommation de combustible, par vecteur énergétique. Pour l'année de référence, la valeur de cette variable d'activité et/ou de cette consommation de combustible constitue une donnée du modèle.

Pour chacune des plus de 600 installations (LpsPart), les émissions liées à la combustion sont évaluées par combustible comme le produit de la consommation de combustible par un *facteur d'émission combustible* et les émissions process comme le produit de la variable d'activité par un *facteur d'émission process*.

Pour chaque installation, la base de données contient, pour l'année de référence, la consommation par vecteur, le niveau de production, et, par polluant, les émissions mesurées ou s'il n'y a pas des émissions mesurées, les facteurs d'émission combustible (par combustible et par polluant) ou le facteur d'émission process venant de CORINAIR.

Les émissions futures du scénario de référence sont basées sur les niveaux d'activité et facteurs d'émission d'une année de référence, en l'occurrence 1997, et d'hypothèses sur l'évolution de la variable d'activité du secteur ou de l'installation, ainsi que sur le type de mesure de réduction envisagé.

4.1.4 Représentation des mesures de réduction des émissions

Ainsi qu'il a été indiqué dans le chapitre sur les mesures de réduction stationnaires, chaque mesure de réduction est définie et caractérisée du point de vue technico-économique pour une installation de référence (*ReferenceInstallation*). Celle-ci définit non seulement le type d'installation auquel la mesure s'applique (par exemple une chaudière), mais aussi une catégorie de taille, telle qu'une gamme de puissance (par exemple : les chaudières de centrale électrique au charbon de 500 à 800 MWt), dont ses caractéristiques peuvent être considérées comme représentatives.

A chaque LpsPart est donc affectée une *ReferenceInstallation*.

Rappelons que les mesures de réduction sont classées en deux catégories : les mesures primaires et les mesures secondaires. Les caractéristiques des mesures sont spécifiées pour des combinaisons :

« installation de référence – mesure primaire – mesure secondaire ».

Ce type de combinaison (qui inclut également les cas sans mesure primaire, sans mesure secondaire ou sans mesure du tout) est appelé *Technology*. Les données correspondantes figurent dans la table *Technology*, qui reprend l'ensemble des combinaisons possibles.

A chaque LpsPart, on affecte une *Technology* correspondant à la situation existante à l'année de référence, ce qui permet de tenir compte des mesures de réduction déjà prises. Cette *ExistingTechnology* doit bien entendu correspondre à la *ReferenceInstallation* de la LpsPart.

Le modèle permet la possibilité de spécifier un changement d'installation de référence en fin de durée de vie économique de la LpsPart. Ceci est utilisé notamment pour permettre le remplacement d'une centrale électrique au charbon par une turbine gaz-vapeur (TGV). A cette fin, la table LpsPart contient un champ *ReplacementTechnology*, dont la valeur peut être distincte de celle du champ *ExistingTechnology*, prise par défaut dans le calcul de la projection.

Les caractéristiques technico-économiques spécifiées pour chaque *Technology* sont celles déjà mentionnées dans le chapitre sur les mesures de réduction stationnaires, à savoir le coût d'investissement, le coût d'exploitation et le taux de réduction des émissions.

4.1.5 Evolution des variables d'activité

L'évolution future de la variable d'activité de l'installation est exprimée sous la forme de taux de croissance annuels moyens par périodes successives de une ou plusieurs années. Ces données sont affectées à chaque LpsPart dans la table LpsPartActivityEvolution.

Etant donné le grand nombre de LpsPart, pour simplifier l'encodage des données et éviter les redondances et les risques d'incohérence, cette table est calculée par le modèle, à partir de l'évolution de l'activité du *Secteur* auquel la source d'émissions appartient. La liste des *Secteurs* figure dans la table DSector et l'évolution de l'activité de ces différents *Secteurs* figure dans la table SectorActivityEvolution.

Encore faut-il pouvoir spécifier le *Secteur* auquel chaque source d'émission appartient.

Le secteur d'activité des sources d'émissions est indiqué à deux niveaux. A chaque LpsPart est affecté un code Snap3 (SNAP¹⁹ à 3 positions). Dans la mesure du possible, on a, dans la table Snap3, introduit pour chaque enregistrement le *Secteur* correspondant. Pour certaines sources d'émissions de la nomenclature Snap3, il n'est toutefois pas possible d'affecter un secteur économique (c'est le cas des « installations de combustion », qui peuvent être utilisées dans de nombreux secteurs économiques). C'est la raison pour laquelle à chaque Lps est par ailleurs affecté un code NACE²⁰. Pour chacun de ces derniers, la table DNace indique le *Secteur*.

Pour identifier le *Secteur* pertinent dans la table SectorActivityEvolution, le modèle utilise prioritairement le code Snap3 de la LpsPart. Si à ce code Snap3 ne peut être associé un *Secteur*, le modèle reprend le *Secteur* correspondant au code NACE de la Lps.

Il est à remarquer que cette manière de procéder permet de spécifier une évolution distincte pour des types d'installations différents au sein d'un même secteur (par exemple les différents ateliers de la sidérurgie). Il suffit en effet de reprendre ces différents ateliers (agglomération, cokerie...) dans la table DSector et d'indiquer leur évolution dans la table SectorActivityEvolution.

¹⁹ Nomenclature de sources d'émissions atmosphériques de CORINAIR.

²⁰ Nomenclature européenne des activités économiques.

4.2 Herkomst van de groeivoeten

Om de toekomstige emissies te berekenen wordt gebruik gemaakt van groeivoeten. Deze groeivoeten zijn afkomstig zijn uit MIRA-S²¹ en uit het referentiescenario in "Application du modèle EPM au développement de scénarios d'émissions de CO2 à l'horizon 2010 pour la Belgique", ECONOTEC, studie voor DWTC, april 2001.

De groeivoeten uit MIRA-S werden opgesteld door het Federaal Planbureau, de Europese Commissie, het Europees Directoraat-Generaal voor 'Energie en Transport' en voor 'Economische en Financiële zaken', en het Instituut voor Nationale Rekeningen (INR).

Voor die sectoren waar geen sectorevolutiefactor werd teruggevonden, werd de waarde 0% toegepast.

Tabel 10: Sectorevolutiefactoren gebruikt in het model

idSector	idScen	BeginY	EndYear	AnnualGr
Mijnbouw	REF	1997	2010	0,00%
Voeding en genotmiddelen	REF	1997	2010	0,94%
Textiel, kleding, leder en schoeisel	REF	1997	2010	-0,13%
Hout-, meubel- en overige nijverheid	REF	1997	2010	1,17%
Papier- en grafische nijverheid	REF	1997	2010	0,89%
Producten van petroleum raffinage	REF	1997	2010	2,46%
Chemie	REF	1997	2010	1,38%
Rubber- en kunststofnijverheid	REF	1997	2010	0,87%
Minerale niet-metaalproducten	REF	1997	2010	1,45%
Ijzer- en staalnijverheid	REF	1997	2010	0,83%
Non-ferro-industrie	REF	1997	2010	-0,13%
Metaalverwerkende nijverheid	REF	1997	2010	1,30%
Afvalrecuperatie	REF	1997	2010	4,33%
Nutsvoorzieningen	REF	1997	2010	1,91%
Bouwnijverheid	REF	1997	2010	1,96%
Coke ovens	REF	1997	2010	-1,80%
Iron ore sintering	REF	1997	2010	0,00%
Blast furnace	REF	1997	2010	0,40%
Steel production	REF	1997	2010	2,00%
Oxygen steel	REF	1997	2010	1,70%
Reheating furnaces steel and iron	REF	1997	2010	3,40%
Clinker - wet process	REF	1997	2010	-2,40%
Clinker - dry process	REF	1997	2010	0,40%
Lime	REF	1997	2010	0,80%
Flat glass	REF	1997	2010	3,40%
Container glass	REF	1997	2010	0,00%
Glass wool	REF	1997	2010	3,90%
Ammonia	REF	1997	2010	0,00%
Chemical paper pulp	REF	1997	2010	2,30%
MSW incineration	REF	1997	2010	0,00%
Car assembly	REF	1997	2010	1,40%
Vehicle refinishing	REF	1997	2010	1,40%

²¹ MIRA-S: Milieu- en natuurrapport Vlaanderen: scenario's

Coaches & bodyworks	REF	1997	2010	1,40%
Coil coating	REF	1997	2010	7,50%
Coating of steeldrums	REF	1997	2010	2,00%
Coating of metallic products	REF	1997	2010	2,00%
Marine coatings	REF	1997	2010	0,00%
Wood coating	REF	1997	2010	1,70%
Paper coating	REF	1997	2010	0,00%
Textile coating	REF	1997	2010	0,00%
Tanning and leather coating	REF	1997	2010	0,00%
Heavy duty coating	REF	1997	2010	0,00%
Road marking	REF	1997	2010	0,00%
Buildings painting	REF	1997	2010	0,90%
Printing industry	REF	1997	2010	0,00%
Cleaning and degreasing	REF	1997	2010	3,00%
Dry cleaning	REF	1997	2010	0,00%
Wood preservation	REF	1997	2010	0,00%
Uses of glues and adhesives	REF	1997	2010	3,10%
Use of solvent in households	REF	1997	2010	0,10%
Service stations	REF	1997	2010	0,00%
Heating of buildings	REF	1997	2010	0,00%

4.3 Het model

Het model moet toelaten om de emissies van het referentiejaar 1997 te projecteren naar de toekomst onder de huidige wetgeving. Dit gebruik makende van sectorevolutiefactoren of door te veronderstellen dat de emissies niet groeien (sectorevolutie 0%) en enkel gereduceerd kunnen worden. Ook moeten de reducties berekend worden die in 2010 kunnen behaald worden onder het maximale reductiescenario of een beleidsscenario.

De berekening van de verbrandings- en procesemissiefactoren gebeurt op basis van het brandstofverbruik en de activiteit. Voor de verbrandingsemissiefactor wordt er gebruik gemaakt van een omslagsleutel om de emissies over de verschillende brandstoffen te verdelen. Dit aangezien de verdeling van de emissies over de brandstoffen (meestal) niet gekend zijn. Na studie van de emissiefactoren voor verschillende installaties bleek dat de NO_x-emissiefactoren voor grote ketels praktisch niet afhangen van de capaciteit van de ketel. Er werd gebruik gemaakt van de volgende verhoudingen:

Tabel 11: Verhouding brandstofemissiefactoren

Brandstof	
Vaste brandstoffen	300
Vloeibare brandstoffen	210
Gasvormige brandstoffen	120
Huishoudelijk afval	2000
Industrieel afval	300

De Verbrandingsemissiefactor wordt als volgt berekend:

$$\text{VerbrandingsEmissiefactor}_i = \text{Emissiefactorratio}_i * \frac{\text{GemetenEmissies}}{\text{BerekendeEmissies}}$$

waarbij

$$\text{Berekende emissies} = \sum_i \text{Brandstofverbruik}_i * \text{Emissiefactorratio}_i$$

De berekening van de procesemissiefactor is eenvoudiger aangezien de emissies niet over verschillende activiteiten verdeeld moesten worden:

$$\text{ProcesEmissiefactor}_i = \frac{\text{GemetenEmissies}}{\text{Pr ocesActiviteit}}$$

Bij de berekening van de toekomstige emissiefactoren wordt rekening gehouden met voorziene vervangingen en met de wetgeving die vervangingen oplegt.

Voor de berekening van het toekomstige brandstofverbruik en de toekomstige procesactiviteit werd gebruik gemaakt van de sectorevolutiefactoren (groeivoeten) (zie vorige paragraaf) besproken worden. De sectorevolutiefactoren werden niet standaard ingevoerd, maar worden aan de installaties toegekend door een module. Dit laat ons toe om op een eenvoudige manier de groeivoeten aan te passen aan nieuwe informatie die beschikbaar is.

De module wijst de groeivoeten toe aan de installaties bij voorkeur op basis van de SNAP code die de activiteit op installatieniveau specificeert. Door aan de activiteit van installaties groeivoeten toe te kennen via de SNAP code, kunnen er binnen één bedrijf verschillende groeivoeten toegepast worden afhankelijk van de installatie. Indien er voor een SNAPcode geen groeivoet beschikbaar is, wordt gekeken naar de NACE code van het bedrijf. Deze NACE code bepaalt de sector waartoe het bedrijf behoort, niet de activiteit van de installatie.

Hieronder wordt de berekening van het toekomstige brandstofverbruik toegelicht. De berekening van de toekomstige procesactiviteit wordt analoog berekend.

$$\text{Toekomstig brandstofverbruik (over } n \text{ jaar)} = \text{huidig brandstofverbruik} * (1 + \text{sectorevolutiefactor})^n$$

Voor de berekening van de toekomstige emissies wordt beroep gedaan op de vorige twee berekeningen. De berekening van de toekomstige verbrandings- en procesemissies

$$\text{Toekomstige verbrandingsemissies} = \text{toekomstig brandstofverbruik} * \text{toekomstige emissiefactor}$$

4.4 Opstellen kostencurves

Het opzet van de databank was om het reductiepotentieel van NOx en NMVOS emissies en bijhorende kosten te berekenen. Hiervoor werden alle emissiebronnen en waar mogelijk bijhorende emissiereductietechnologieën geïnventariseerd. Die emissiebronnen waarvoor emissiereductiemaatregelen bekend waren, werden ingevoerd in de databank samen met

deze maatregelen. Afhankelijk van het scenario zullen er andere maatregelen geselecteerd worden.

Met deze data werd een kostencurve op basis van de marginale kosten opgesteld. Deze kostencurve geeft de minimale jaarlijkse kost weer om de emissies met een bepaalde hoeveelheid te reduceren.

4.4.1 Algemene principes voor het opstellen van een kostencurve

De methode die hier gevolgd werd voor het opstellen van de kostencurve, is de klassieke methode. De kostencurve wordt opgesteld voor één installatie of één sector afhankelijk van het niveau waarop de maatregelen geformuleerd werden.

Met behulp van de kostencurve kan men een maatregel of een combinatie van maatregelen bepalen die voldoen aan een bepaalde eenheidskost (in kEURO per ton vermeden emissie) of aan een opgegeven emissiereductie. Hiervoor moeten de maatregelen en combinaties van maatregelen gesorteerd worden volgens marginale (eenheidsreductie)kosten (MK).

Om toe te lichten hoe de marginale kost berekend wordt en wat het juist wil zeggen, geven we het volgende voorbeeld:

Stel dat we twee maatregelen A en B hebben om de emissies van een installatie te reduceren en dat maatregel A een lagere gemiddelde kost (GK) heeft dan maatregel B. De gemiddelde kost wordt uitgedrukt in euro per ton vermeden emissies. De GK van A kan lager zijn dan B omdat deze maatregel meer reduceert of omdat ze minder kost. A zal dus verkozen worden boven B. Nadat we A geïmplementeerd hebben, zijn er verschillende mogelijkheden:

- maatregel B wordt nutteloos of is niet meer toepasbaar, B behoort niet meer tot de mogelijkheden
- maatregel B is nog steeds toepasbaar en werkt in op een ander deel van de emissies: zijn oorspronkelijke efficiëntie en kost per ton vermeden emissie blijft onveranderd;
- maatregel B is nog steeds toepasbaar, maar heeft op dezelfde emissies effect als waar A reeds op inwerkte. Daaruit volgt dat de kost van de combinatie (A+B) per ton vermeden emissie hoger zal liggen dan de oorspronkelijke gemiddelde kost van B alleen. (Deze situatie wordt verondersteld voor de maatregelen die ingevoerd werden in de databank.)

Maatregel A+B heeft een marginale kost ten opzichte van maatregel A, die verschilt van zijn gemiddelde kost. De gemiddelde en de marginale kost zijn gelijk zolang er slechts één maatregel wordt toegepast, of maatregelen die onafhankelijk van elkaar ageren. Zodra er een combinatie van technieken, die op elkaar inspelen, wordt toegepast, is de marginale kost A+B (de kost van B per vermeden ton emissie door B ná toepassing van A) hoger dan de gemiddelde kost (de kost van A+B voor de totale reductie).

$$\text{Gemiddelde kost } A+B = \frac{\text{Kost}(A+B)}{\text{Reductie}(A+B)}$$

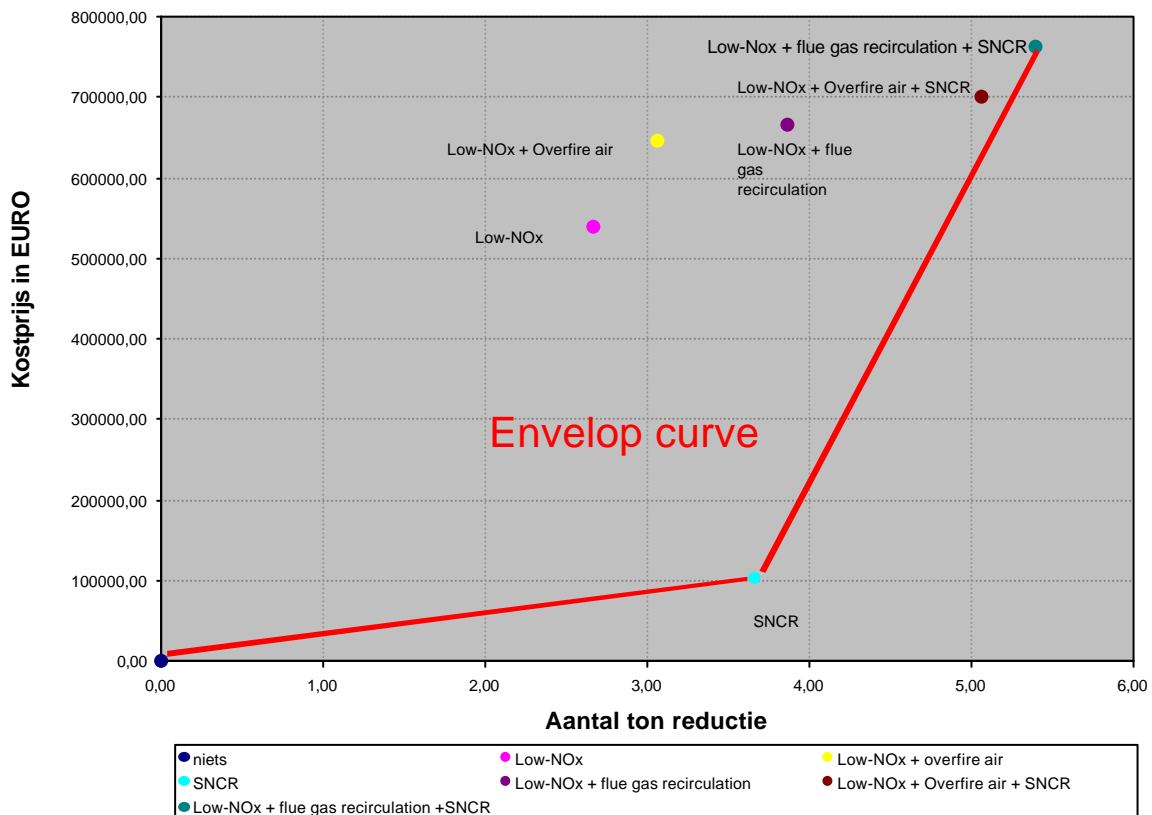
$$\text{Marginale kost A+B} = \frac{\text{KostB}}{(\text{reductieA} + B) - \text{reductieB}}$$

De **gemiddelde kosten** worden bepaald als het quotiënt van de totale kosten en de totale emissiereductie voor één maatregel of een combinatie. De **marginale kost** is de kostprijs om één ton additioneel te reduceren.

Per installatie of sector worden de marginale kosten bepaald door opeenvolgende iteraties. De marginale kost moet oplopend zijn. Voor elke maatregel wordt de marginale kost berekend ten opzichte van de maatregel wiens marginale kost lager is. Voor de goedkoopste techniek zal de marginale kost gelijk zijn aan de gemiddelde kost. De volgende technologie zal diegene zijn die het meeste reduceert en het minste kost ten opzichte van de eerste techniek.

Deze techniek sorteert de maatregelen en elimineert die maatregelen die kostelijker zijn dan de andere en minder reduceren. Als we dit grafisch voorstellen, worden die technologieën die op de envelopcurve liggen verkozen. De andere zijn niet ‘kostenefficiënt’. Wanneer een kostencurve voor een installatie wordt opgesteld dan is de kostencurve altijd strikt convex.

In de praktijk zal het nochtans niet zo eenvoudig zijn te vermijden dat een techniek, die niet “kostenefficiënt” is, geselecteerd wordt. Indien door toepassing van deze techniek voldaan wordt aan de gevraagde reductie, via bijvoorbeeld een norm, is het onwaarschijnlijk dat het bedrijf nog extra zal investeren omdat een duurder maatregel kostenefficiënter is. De omhullende curve zal niet altijd overeenstemmen met de werkelijkheid.



Figuur 5: Opbouw van de marginale kostencurve

Het zou bijvoorbeeld heel goed mogelijk zijn dat de installatie in de bovenstaande figuur door 5 ton te reduceren voldoet aan de wetgeving. Zij zullen dan verkiezen voor Low NOx in combinatie met overfire air en SNCR en niet de meerinvestering van bijna 75000EURO om flue gas recirculation te installeren i.p.v. overfire air omdat dat per ton reductie voordeliger is.

4.4.2 De berekening van marginale kosten van de emissies

Om de marginale kost te berekenen worden per installatie alle verschillende emissiereductiemaatregelen opgelijst met de daarbijhorende investerings- en operationele kosten. In de databank wordt eerst per installatie de gemiddelde kost van de verschillende mogelijke maatregelen berekend. De gemiddelde kost wordt berekend op basis van de jaarlijkse kost en de gereduceerde emissies. De jaarlijkse kost wordt berekend als de som van de annuïteit van de investeringskost en de operationele kost. Voor de investeringskost wordt de annuïteit berekend met een intrestvoet en levensduur, die ingevoerd wordt door de gebruiker.

De gereduceerde emissies worden berekend uit het verschil van de actuele emissiefactor en de emissiefactor van de voorgestelde maatregel. Deze is afhankelijk van het type maatregel. Uit deze beide kan een emissiereductiepercentage berekend worden dat toegepast wordt op de 'unabated' emissies van die installatie. Zo wordt het emissiereductiepotentieel van een bepaalde maatregel berekend.

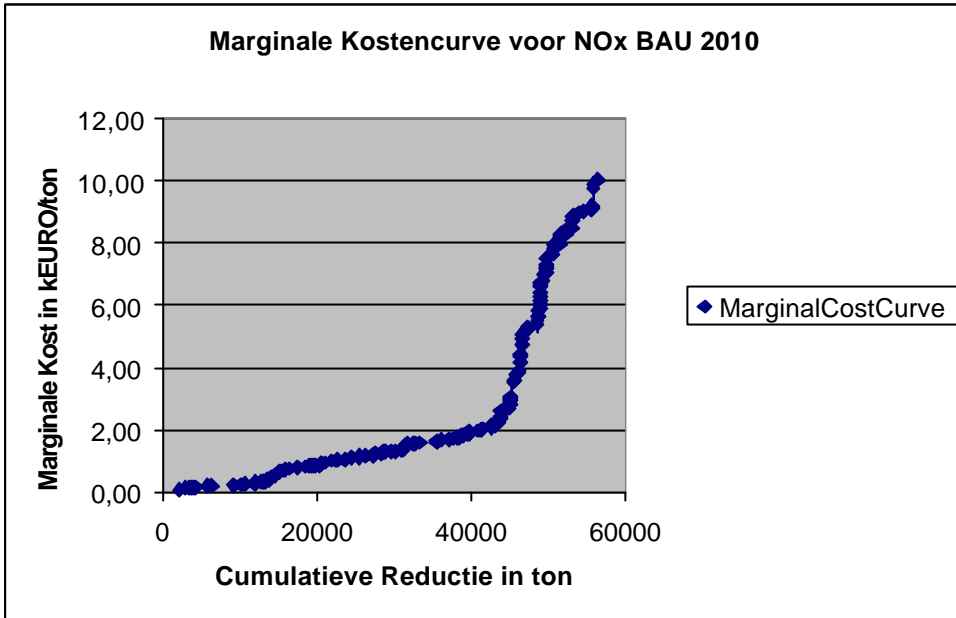
Een andere methode om het emissiereductiepotentieel te bepalen was het reductiepercentage van een maatregel te nemen zoals deze opgegeven is in de IFARE databank en deze toe te passen op de emissies van een installatie. Indien we echter bij de typering van een installatie een fout maakten, dan zouden we het reductiepotentieel te hoog kunnen inschatten en een te lage kost per eenheid reductie bekomen.

We typeerden bijvoorbeeld installatie A typeerden als een Boiler op steenkool waar geen emissiereductiemaatregelen aanwezig zijn (Standaard fuelemisiefactor: 300g/GJ). Voor dit type Boiler voorziet de databank bijvoorbeeld een 'Low NOx burner' in combinatie met Overfire Air (efficiëntie 46%, emissiefactor 162 g/GJ). Uit de berekening (methode zie paragraaf 5.3) blijkt de fuelemisiefactor van deze installatie 170g/GJ te zijn. Dit is lager dan de standaard emissiefactor (300 g/GJ). Dit doet vermoeden dat er reeds een maatregel aanwezig is waar wij geen gegevens over teruggevonden hadden. Installatie van een low NOx burner & overfire air zal dan vermoedelijk geen 46% meer reduceren, omdat er al een low NOx burner of een andere maatregel aanwezig is.

Na het berekenen van de gemiddelde kost van deze maatregelen worden deze in oplopende volgorde gesorteerd. Dit gebeurt nog steeds per installatie. Per installatie wordt er dan gekeken welke maatregelen een hogere gemiddelde kost hebben en minder reduceren. Deze worden uit de lijst verwijderd wegens niet efficiënt. Op basis van deze lijst gaan we verder met het berekenen van de marginale kost. De marginale kost moet oplopend zijn. Zoniet wordt de vorige maatregel (n-1) verwijderd en wordt de marginale kost van een maatregel opnieuw berekend ten opzichte van de vorige maatregel (n-2).

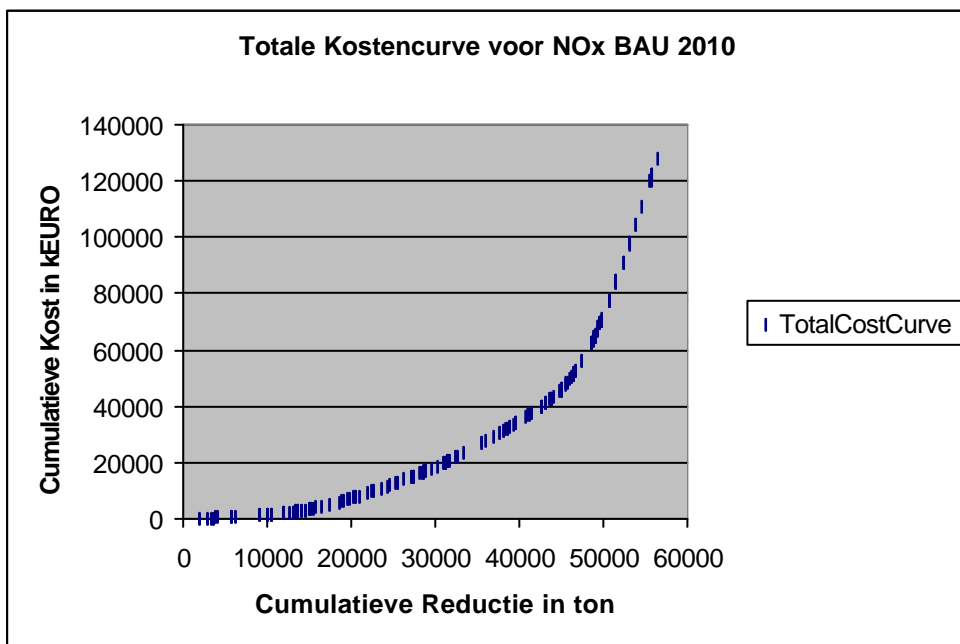
Wanneer de marginale kost voor alle maatregelen van een installatie berekend zijn, m.a.w. de kostencurve van de installatie is opgesteld, dan wordt de volgende installatie bekeken.

Wanneer voor alle installaties een kostencurve is opgesteld, worden alle marginale kosten oplopend gesorteerd en naar Excel geëxporteerd. Op basis van deze gegevens worden de marginale en de totale kostencurve opgesteld. In onderstaande figuren wordt een detail van de marginale en totale kostencurve voor het BAU scenario 2010 als voorbeeld gegeven.



Figuur 6: Marginale kostencurve voor NOx BAU 2010

De marginale kostencurve laat ons toe om een bovengrens te leggen op de kost voor een ton extra emissiereductie. Stel dat we de grens leggen op 10kEURO per ton, dan kan er ongeveer 56kton gereduceerd worden.



Figuur 7: Totale kostencurve voor NOx BAU 2010

Uit de totale kostencurve kunnen we dan afleiden dat dit ons ongeveer 130 000 kEURO zal kosten. Dit is gemiddeld ongeveer 2,3 kEURO per ton.

De marginale kost laat ons toe om over het installatie- en sectorniveau heen de emissiereductiekost per ton te vergelijken en te reduceren daar waar het het goedkoopste is. Hieruit kunnen we dan de kostprijs voor een aantal ton reductie berekenen.

We willen hier wel benadrukken dat het om een minimale kost gaat gezien we veronderstellen dat alle reducties daar zullen gebeuren waar het het minste kost. Dat dit in werkelijkheid niet zo zal zijn hoeft niet zoveel uitleg. In het hoofdstuk waar de resultaten van de kosten en batenanalyse worden besproken, zal dit verder worden toegelicht.

5 EMISSIEPROJECTIES

De emissies werden geprojecteerd volgens twee verschillende business as usual (BAU-) scenario's. Enerzijds met sectorgroeivoeten (paragraaf 4.2), anderzijds werden ze constant gehouden (0% groei). Voor beide scenario's werd de maximale reductie berekend.

Voor het uitwerken van het BAU-scenario 2010 deden we voor de sectoren gebouwenverwarming, meer bepaald particuliere woningen en verkeer, beroep op de resultaten van andere studies.

5.1 BAU-scenario

5.1.1 Gebouwenverwarming

- Particuliere woningen

Voor Vlaanderen:

Uit de "Onderbouwende studie voor het emissiereductiebeleid van luchtverontreinigende stoffen voor huishoudelijke stookinstallaties" door W. Luyckx en G. Vekemans p.50 e.v. werden emissieprojectie voor de toekomst gehaald. In deze studie werden beleidsscenario's gemaakt van het emissiereductiepotentieel voor huishoudelijke stookinstallaties.

In elk beleidsscenario werd verondersteld dat het ketelpark ≤ 1985 vervangen wordt tegen 2010 (± 700.000 installaties) en worden er 250.000 nieuwe woningen bijgebouwd. Zowel de vervangingsmarkt als de nieuwbouwmakkt bestaat voor 50% uit aardgas en 50% uit stookolie. Het park >1985 wordt niet aangepast hoewel ook hier vervanging kan optreden (bijvoorbeeld het vervangen van oudere gastoestellen, brandervervanging bij gasolietoestellen,...). De installaties van ≤ 1985 beslaan iets minder dan 50% van de toestellen en ook van de emissies.

De reductiepercentages worden gegeven in verhouding tot de gehele particuliere gebouwenverwarming.

In het BAU-scenario wordt er geen wetgeving of subsidieregeling voorzien. De nieuwe ketels hebben de volgende kenmerken:

Aardgas: Jaarrendement : 90%
 NO_x-Emissies: 185mg/kWh
 Levensduur: 20 jaar

Stookolie: Jaarrendement: 90%
 NO_x-emissie: 190mg/kWh
 Levensduur: 20 jaar

Besparing in BAU (2010) t.o.v. de oorspronkelijke situatie (1997): 881 ton/jaar

De NO_x-emissies voor de particuliere woningen bedroegen in 1997: 9602 ton (≤ 1985 én >1985). Procentueel is dit 9,18% .

Deze reductie werd toegepast op de emissiegegevens voor 1997 en geografisch verwerkt. We gingen er vanuit dat de reductie gelijk verspreid werd over de verschillende gemeentes.

Voor Wallonië:

Voor Wallonië werd de verdeling van de aardgas en aardolie gestookte installaties bekeken en aangezien deze niet zeer sterk verschilde van Vlaanderen zijn we uitgegaan van dezelfde reductiepercentages.

De NO_x-emissies van particuliere woningen bedroegen in 1997 6805,8ton waarvan 5642ton door residentiële installaties. Een reductie van 9.18% (517ton NO_x) geeft 5124ton NO_x in 2010 voor het BAU scenario.

Voor Brussel:

Uit de EUROSTAT-tabellen (1997) blijkt dat de verdeling van de gas- en oliegestookte installaties in Brussel sterk verschilt van Vlaanderen. In Brussel is er een veel groter percentage gasgestookt. Daarbij komt dat de totale emissies van residentiële gebouwenverwarming van Brussel slechts een heel klein deel beslagen van de totale emissies. Daarom werd besloten om de percentages voor Vlaanderen niet over te nemen voor Brussel. We veronderstellen dat er geen reductie is.

Tabel 12: Gegevens voor het brandstofverbruik uit de EUROSTAT tabellen voor 1997

	olie	gas
Vlaanderen	36%	23%
Wallonië	37%	20%
Brussel	29%	40%

- Andere gebouwenverwarming

Voor de andere gebouwenverwarming gaan we er van uit dat deze emissies constant blijven. Gezien het kleine aandeel in het totaal van de emissies van gebouwenverwarming, leek het ons niet opportuun hier dieper op in te gaan.

5.1.2 Industrie, Raffinaderijen, Electriciteit en Solventen

Voor de projectie van de emissies van 1997 naar 2010 wordt gebruik gemaakt van sectorevolutiefactoren (zie paragraaf 4.2). De emissiefactoren blijven constant, tenzij ze beïnvloed worden door één van de volgende maatregelen:

- reeds buiten gebruik gestelde elektriciteitscentrales en het sluitingsprogramma van Electrabel zoals voorgesteld in “Productie en transport, Feiten en cijfers 1999, CPTE (Maatschappij voor Coördinatie van Productie en Transport van Elektrische energie). Er werd verondersteld dat centrales die gesloten worden, vervangen worden door STEG’s.
- de reglementering voor grote stookinstallaties bij raffinaderijen:
Vlarem II van kracht vanaf 01/01/’98 NO_x:
450 mg/Nm³ voor vloeibare brandstof ongeveer 130g/GJ

- 350 mg/Nm³ voor gasvormige vloeistof ongeveer 105g/GJ
- de bubblewaarde voor NO_x vanaf 01/01/'98: 450mg/Nm³
Voor de berekening van de emissies in MIRA-T werd er van uitgegaan dat om aan deze norm te voldoen alle installaties aan de reglementering voor grote stookinstallaties bij raffinaderijen zouden voldoen.
- voor raffinaderijen en opslagplaatsen voor olieproducten werd verondersteld dat fase I damprecuperatie ingevoerd is tegen 2005.
- voor solventen:
Richtlijn 1999/13/EG van de Raad van 11 maart 1999 inzake de beperking van de emissie van vluchtige organische stoffen ten gevolge van het gebruik van organische oplosmiddelen bij bepaalde werkzaamheden en in installaties. De limieten zijn verschillend voor nieuwe en bestaande installaties en moet gerespecteerd worden tegen 2007 ten laatste.

5.1.3 Verkeer

- Wegverkeer

Hiervoor werden de resultaten verwerkt uit de studie “Maatregelen in de transportsector voor de vermindering van CO₂ en troposferische ozon, Effectiviteit naar emissies van beleidsopties (vervolg taak 2A)” uitgevoerd door Vito in opdracht van DWTC.

De gegevens uit het BAU-scenario zoals berekend door het TEMAT model werden gebruikt. In het BAU-scenario worden technologische maatregelen opgenomen die werden vastgelegd in de periode 01/01/1990 – 31/06/2000. Ook maatregelen die in werking treden na 31/06/2000 werden geïntegreerd.

Opgenomen milieumaatregelen:

- Alle reeds gekende Europese Richtlijnen inzake emissienormen voor nieuwe wegvoertuigen tot 2012, zie onderstaande tabel ;
- Alle reeds gekende Europese Richtlijnen inzake normen voor motorbrandstoffen tot 2012 in het bijzonder Richtlijn 98/70/EG betreffende de maximum toegelaten RVP-dampspanning in de zomer, 60kPa, vanaf 2000 van kracht
- De vrijwillige verbintenis van de automobielconstructeurs om de gemiddelde CO₂-uitstoot van nieuwe wagens te verminderen. Dit is de ACEA-verbintenis.

Uit de studie blijkt dat de meest aangewezen opties om de NO_x- en VOS-uitstoot door het verkeer te reduceren zijn:

- versnelde introductie van milieuvriendelijke voertuigen
- verbeterde inspectie en onderhoud
- conversie van voertuigen (retrofitting)

- Luchtvaart

Uit MIRA-S 2000 werden groeivoeten geschat voor de luchtvaart. Deze werden zowel voor Vlaanderen als voor Wallonië gebruikt. Onder het BAU-scenario worden de technologische ontwikkelingen die reeds in het beleid werden vastgelegd meegenomen.

- Spoorwegverkeer en binnenvaart

Cijfers uit het BAU-scenario opgesteld door Ina De Vlieger.

- Binnenvaart

Gegevens uit het BAU-scenario van Ina De Vlieger

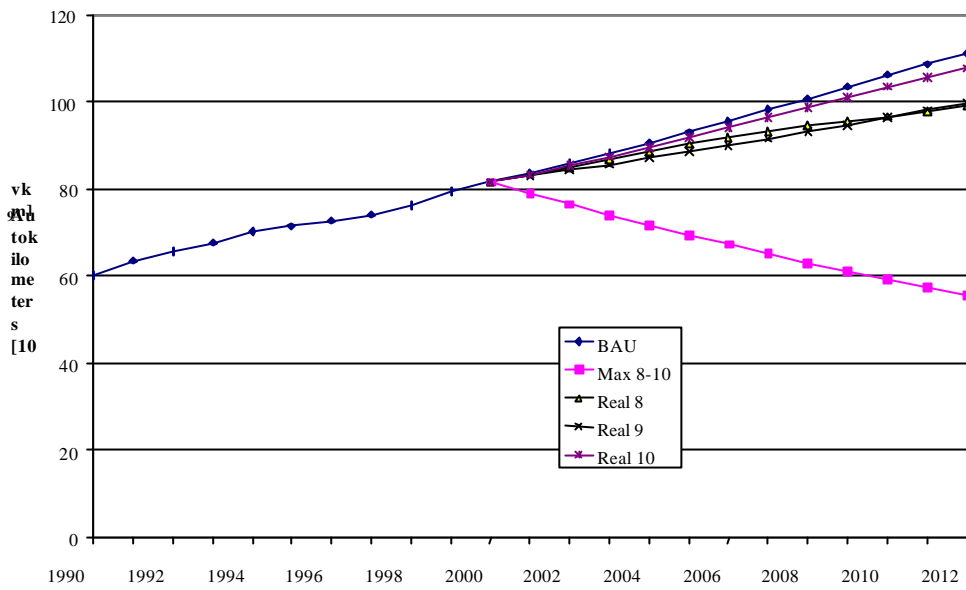
5.2 BAU-scenario 0% groei

5.2.1 Industrie, raffinaderijen, elektriciteit en solventen

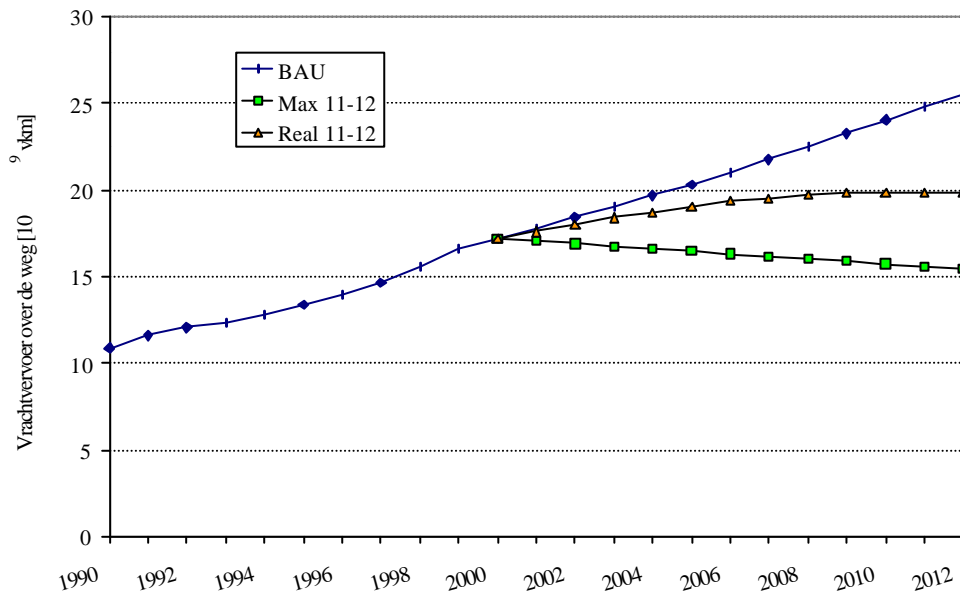
In het BAU-scenario werd verondersteld dat de groei van de stationaire emissies gelijke tred houdt met de groei van de sector. Dit is een stelling die bediscussieerbaar is, ze zal niet altijd met de werkelijkheid overeenstemmen. Welke groeivoet dan wel de werkelijke evolutie weerspiegelt, is moeilijk te achterhalen. Om toch een zinnige uitspraak te kunnen doen over de haalbaarheid van bijvoorbeeld het Protocol van Göteborg of de NEC emissieplafonds, werd er voor gekozen om hetzelfde scenario eens te doorlopen met alle groeivoeten gelijk aan 0%. Dit stemt overeen met een ‘standstill’ van de emissies. Volgens de internationale verdragen is dit ook het doel dat nagestreefd zou moeten worden. In dit scenario is dus enkel een stilstand van de emissies of een vermindering door reeds genomen maatregelen mogelijk.

5.2.2 Verkeer

Voor de mobiele bronnen werden de resultaten uit het BAU-scenario verwerkt. Dit aangezien blijkt uit de studie “Maatregelen in de transportsector voor de vermindering van CO₂ en troposferische ozon” dat zelfs indien drie verschillende beleidsopties gecombineerd worden en verondersteld wordt dat deze onafhankelijk zijn van elkaar (wat niet volledig juist is) het aantal autokilometers in 2010 nog iets hoger zou zijn dan in 1997. 0% groei is dus duidelijk geen realistische veronderstelling. Voor het terugdringen van het autogebruik werd het effect van carpooling (Real 8), telewerken (Real 8), promotie van het openbaar vervoer (Real9), het fietsgebruik (Real 10) en het te voet gaan (Real 10) bekeken. Maximale modale shift (Max 8-10, duurzaam scenario MIRA-S 2000) gaat heel ver en ligt ver van het realistische implementatieniveaus. Voor het terugdringen van het vrachtvervoer werd de shift naar spoortransport (Real 11) en binnenvaart (Real 12) bekeken. De evolutie van het aantal voertuigkilometers voor het personenvervoer en voor het vrachtvervoer onder het BAU-scenario worden in de onderstaande figuren weergegeven.



Figuur 8: De evolutie in het aantal autokilometers (vkm) voor personenwagens onder het BAU-scenario, maximale modale shift (duurzaam MIRA-S 2000) en het realistisch implementatieniveau van BO8, BO9 en BO10.



Figuur 9: De evolutie in het aantal voertuigkilometers (vkm) voor vrachvervoer over de weg onder het BAU-scenario, maximale modale shift weg naar spoor of binnenvaart (duurzaam MIRA-S 2000) en het realistisch implementatieniveau.

5.3 Maximaal reductiescenario

5.3.1 Gebouwenverwarming

Voor Vlaanderen werden opnieuw de resultaten uit de studie van G. Vekemans en W. Luyckx gebruikt. Het scenario waarbij ze de hoogste reductie haalde (scenario 3 uit deze studie), zal beschouwd worden als het MAX Reductiescenario. Dit scenario heeft een kostenefficiëntie (marginale kost) van 887 kBEF of 22 kEURO per ton voor 2582 ton NO_x, extra ten opzichte van het BAU scenario. Dit komt overeen met een reductie van 36% $(=(881+2582)/9602)$.

Voor Wallonië werd eveneens een reductiepercentage van 36% (2031ton NO_x) toegepast, hetgeen neerkomt op 3611ton NO_x voor 2010.

5.3.2 Industrie, raffinaderijen, elektriciteit en solventen

De emissiereducties in deze sectoren werden berekend door de databank op basis van de emissiegegevens en emissiereductiemaatregelen die we invoerden.

Voor het BAU-scenario berekenden we een emissiereductie van 68374 ton NO_x en 22030 ton NMVOS.

Voor het BAU-scenario met 0 % groei van de emissies, kan een emissiereductie van 56712 ton NO_x en 18567 ton NMVOS gehaald worden.

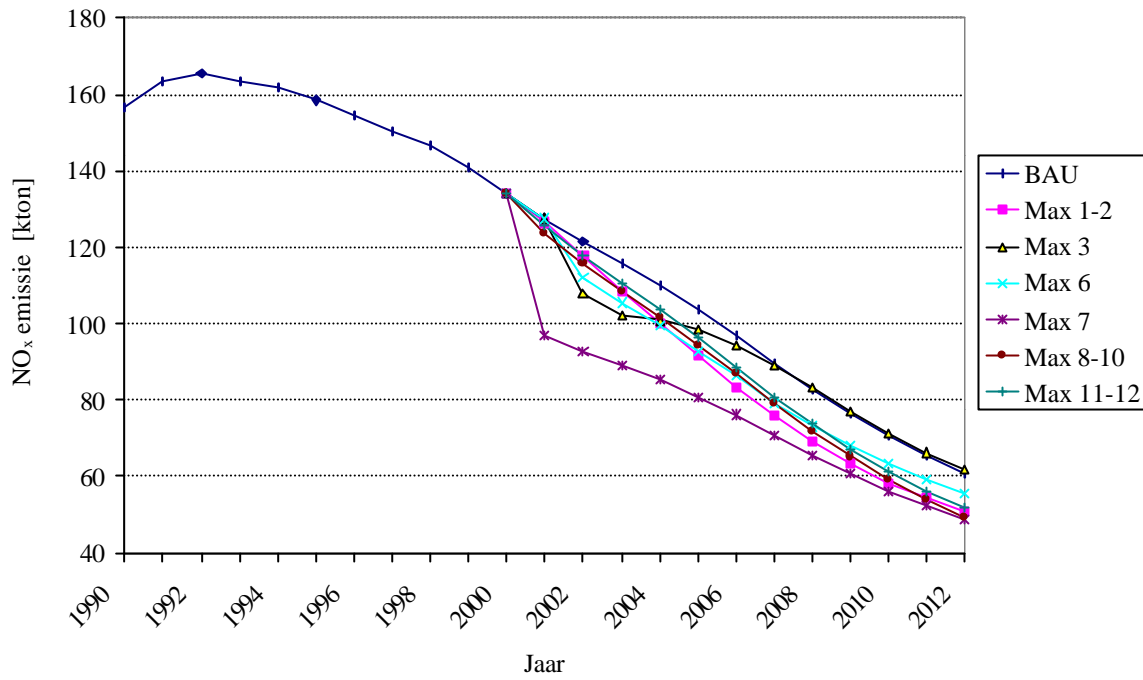
Deze reducties worden op de emissies van de respectievelijke scenario toegepast.

Tabel 13: Maximaal haalbare reductie voor de verschillende scenario's

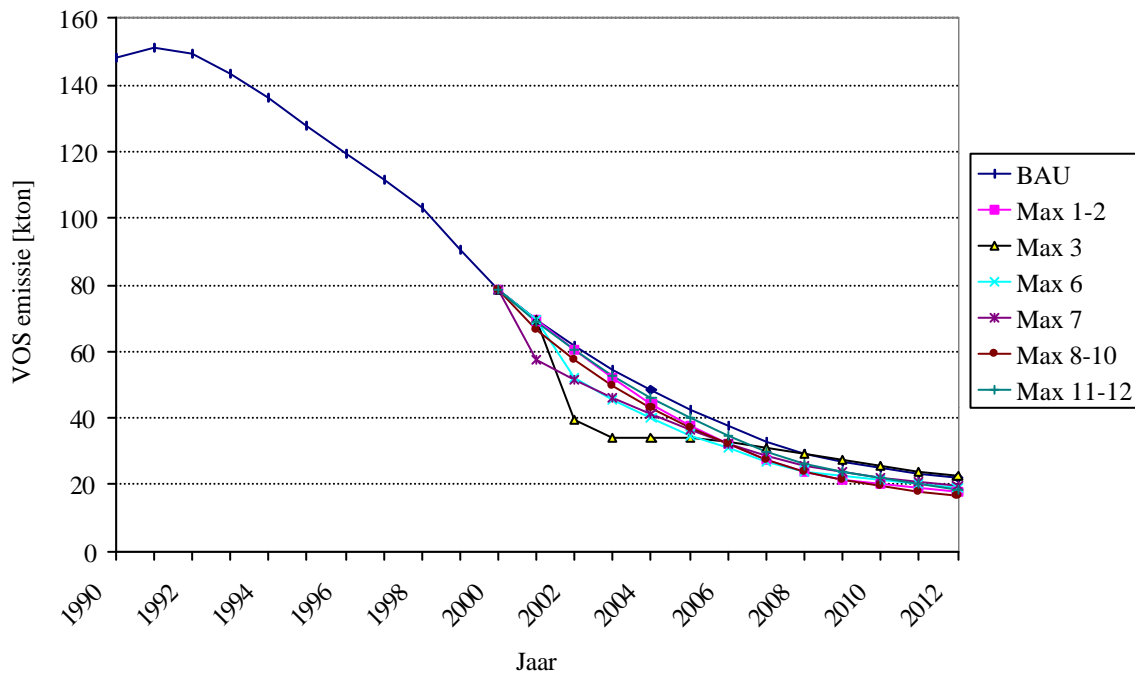
in ton	Max reductie	
	NO _x	NMVOS
2010 BAU	68374	22030
2010 BAU 0%	56712	18567

5.3.3 Verkeer

Uit de studie “Maatregelen in de transportsector voor de vermindering van CO₂ en troposferische ozon” blijkt dat het effect van bijkomende maatregelen verwaarloosbaar is en in het maximale implementatie niveau enkel een vervroeging van enkele jaren van de emissiereductie kunnen veroorzaken. Dit is de reden waarom er verder gewerkt werd met de cijfers voor het BAU-scenario. In onderstaande figuren wordt de evolutie van de NO_x-emissies en NMVOS-emissies voor beleidsopties bij maximaal implementatieniveau t.o.v. het BAU-scenario gegeven.



Figuur 10: Evolutie van de NO_x-emissies voor beleidsopties bij maximaal implementatieniveau t.o.v. het BAU-scenario.



Figuur 11: Evolutie van de VOS-emissies voor de beleidsopties bij maximaal implementatieniveau t.o.v. het BAU-scenario.

5.4 Overzicht van de resultaten uit verschillende scenario's

In de onderstaande tabel werden de resultaten van de verschillende scenario's uitgewerkt.

Tabel 14: Emissies voor verschillende scenario's

in ton	NO _x	NMVOS	SO _x
Göteborg	184000	144000	
NEC	176000	139000	
IIASA ²² MFR 2010	127000	102000	
1997	305228	291907	222460
2010 BAU	227045	195880	261318
2010 BAU 0% groei emissies	204061	178908	215841
2010 BAU MAX	158671	173850	
2010 BAU 0% MAX	147349	160341	

- **NO_x**

Om aan Göteborg te voldoen moet er nog 43045 ton NO_x gereduceerd worden volgens het BAU-scenario en nog 20061 ton NO_x voor het BAU-scenario 0% groei.

Ook aan de NEC-richtlijnen kan voldaan worden door 51045 ton NO_x reductie in het BAU-scenario en 28061 ton NO_x reductie in het BAU-scenario 0% groei.

Het maximale reductiescenario van IIASA bleek niet haalbaar. Misschien dat door toevoegen van maatregelen van die sectoren waar er nog geen voor geformuleerd werden (overzicht zie hoofdstuk 3) er nog ergens extra gereduceerd kan worden.

- **NMVOS**

Voor NMVOS kon niet voldoende emissiereductie behaald worden om aan Göteborg te voldoen, dus ook niet aan de NEC-richtlijnen van de Europese Commissie of aan de doelstellingen geformuleerd in het maximale reductie scenario van IIASA.

Om Göteborg te kunnen halen zouden de emissies BAU 2010 met nog 51,9 kton moeten gereduceerd worden. Volgens onze berekeningen kan er maximaal 22 kton gereduceerd worden. Er moet dus nog zo'n 30 kton extra gereduceerd worden om Göteborg te halen. Van het BAU 2010 0% groei scenario zouden nog maximaal zo'n 19 kton gereduceerd kunnen worden volgens onze berekeningen. Om aan Göteborg te voldoen moet nog gezocht worden naar extra reductiemogelijkheden voor ongeveer 16kton.

Een aantal sectoren (vooral chemie) kwamen niet aan bod omdat er geen data over emissiereductiemaatregelen of kosten beschikbaar waren of onvoldoende data om de maatregelen te linken. Een grondige studie van deze sectoren zou mogelijke bijkomende emissiereductiemaatregelen voor die sectoren kunnen aantonen en het emissiereductiepotentieel verhogen. De optie sluiten van bedrijven werd niet bekeken, aangezien de kostprijs voor het sluiten moeilijk te bepalen is en sterk bedrijfsafhankelijk. De

²² IIASA: International Institute for Applied System Analysis

maatregelen die hier bekeken werden zijn voornamelijk maatregelen die installatie-afhankelijk waren.

5.5 Overzicht van de resultaten van het BAU-scenario per categorie

Om een idee te krijgen van de verdeling van de reducties over de verschillende sectoren, vergelijken we hier de resultaten van het BAU-scenario 2010 en BAU-scenario 2010 MAX met die van 1997. In de volgende drie tabellen worden de emissies per categorie weergegeven voor 1997, 2010 BAU en 2010 BAU MAX. In tabel 17 wordt de vergelijking tussen de verschillende scenario's gemaakt.

Tabel 15: Overzicht van de emissies per categorie voor 1997

1997	NO _x	NMVOS	SO _x
Gebouwenverwarming	21,03	7,71	35,73
Raffinaderijen	8,77	15,53	43,55
Elektriciteit	46,10	0,32	58,92
Verkeer	150,44	112,75	9,57
Industrie	78,60	56,72	74,62
Solventen	0,28	67,93	0,07
Natuur	0,00	30,95	0,00
Totaal	305,23	291,91	222,46

Tabel 16: Overzicht van de emissies per categorie voor BAU 2010

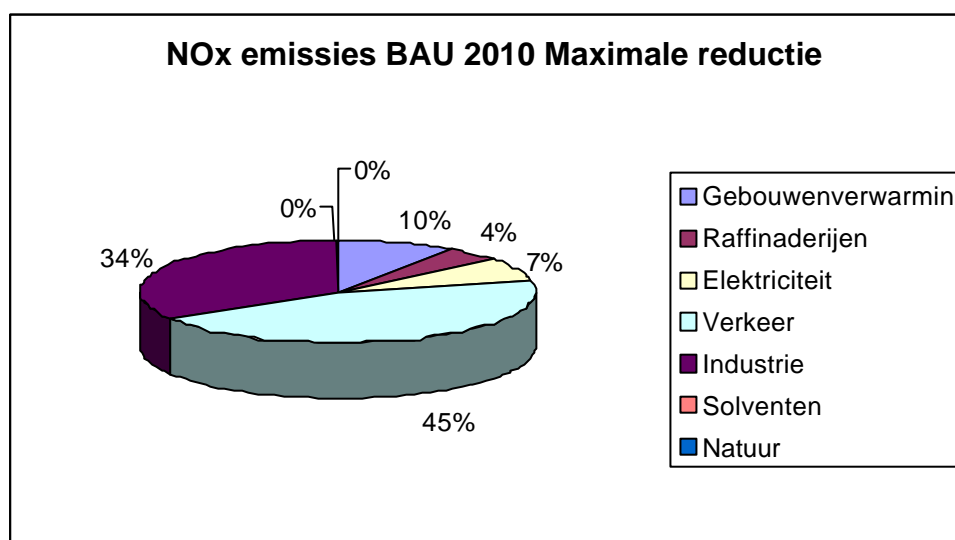
2010 BAU in kton	NO _x	NMVOS	SO _x
Gebouwenverwarming	19,64	7,71	35,73
Raffinaderijen	12,03	18,76	59,73
Elektriciteit	32,44	0,40	71,93
Verkeer	70,74	26,92	4,96
Industrie	91,88	57,95	88,88
Solventen	0,32	53,18	0,08
Natuur	0,00	30,95	0,00
Totaal	227,05	195,88	261,32

Tabel 17: Overzicht van de emissies per categorie voor BAU 2010 MAX (maximale reductie)

2010 BAU MAX in kton	NO _x	NMVOS	SO _x
Gebouwenverwarming	15,54	7,71	35,73
Raffinaderijen	6,90	11,72	59,73
Elektriciteit	11,63	0,40	71,93
Verkeer	70,74	26,92	4,96
Industrie	53,54	53,28	88,88
Solventen	0,32	43,17	39,94
Natuur	0,00	30,95	0,00
Totaal	158,67	174,17	301,17

Tabel 18: Reductie van het BAU 2010 t.o.v. 1997, BAU 2010 MAX t.o.v. BAU 2010 en BAU 2010 MAX t.o.v. referentiejaar 1997,

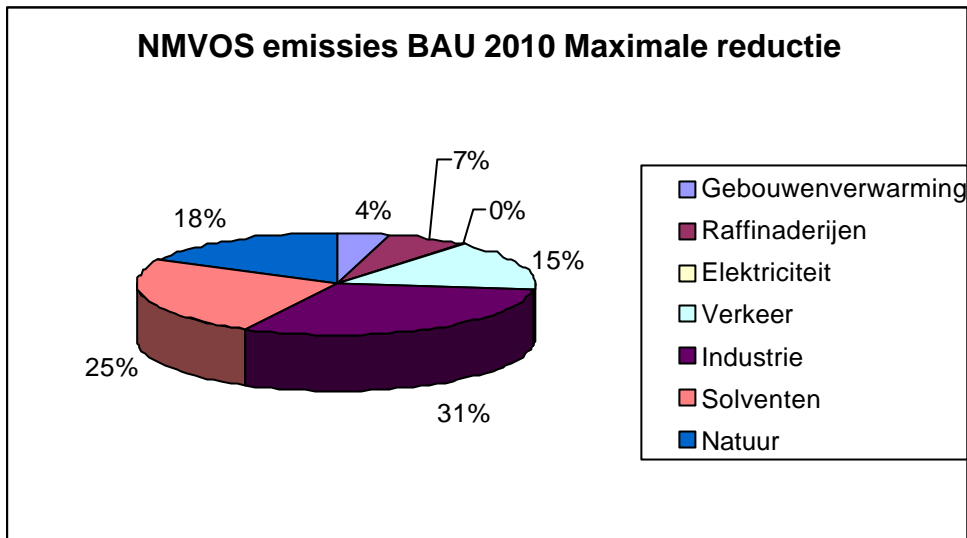
in kton	2010BAU-1997		2010 BAU MAX -2010 BAU		2010 BAU MAX-1997	
	NO _x	NMVOS	NO _x	NMVOS	NO _x	NMVOS
Gebouwenverwarming	1,40	0,00	4,10	0,00	5,49	0,00
Raffinaderijen	-3,25	-3,23	5,13	7,03	1,87	3,80
Elektriciteit	13,66	-0,09	20,81	0,00	34,47	-0,09
Verkeer	79,70	85,83	0,00	0,00	79,70	85,83
Industrie	-13,28	-1,22	38,34	4,66	25,07	3,44
Solventen	-0,04	14,74	0,00	10,02	-0,04	24,76
Natuur	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Totaal	78,18	96,03	68,38	21,71	146,56	117,74



Figuur 12: NO_x-emissies BAU 2010 Maximale reductie verdeeld over de verschillende sectoren

Hoewel voor de NO_x-emissies verkeer en industrie sterk gereduceerd worden ten opzichte van het referentiejaar 1997, respectievelijk 80kton en 25kton reductie, zien we in bovenstaande figuur dat deze sectoren nog steeds het gros van de NO_x-emissies uitmaken. Voor verkeer is de reductie te herleiden tot maatregelen die nu reeds van kracht zijn. Voor industrie is er tussen 1997 en 2010 een toename, maar kan er volgens het maximaal reductiescenario wel veel (38 kton) gereduceerd worden.

Na verkeer wordt er het meeste gereduceerd in de elektriciteitssector waar in totaal 35kton gereduceerd wordt.



Figuur 13: NMVOS-emissies BAU 2010 Maximale reductie verdeeld over de verschillende sectoren

De verdeling van de NMVOS-emissies BAU 2010 MAX verschilt sterker van dat van referentiejaar 1997. De emissies in verkeer dalen met ongeveer 86 kton. Dit is 73% van de totale VOS reductie ten opzichte van 1997. 21% van de reductie is afkomstig van maatregelen bij solventen. In de categorie 'Industrie' wordt er weinig gereduceerd. Daardoor worden zij de belangrijkste categorie voor BAU 2010 MAX. Onder 'Industrie' valt onder andere de chemische sector. Voor deze sector vonden we weinig data over emissiereductiemaatregelen en kosten terug. Een diepgaande studie over deze sector zou nog extra emissiereductiemogelijkheden aan het licht kunnen brengen en misschien dat de emissieplafonds van Göteborg en de NEC dan wel haalbaar zijn.

6 GEOGRAFISCHE UITSPLITSING VAN DE EMISSIES EN INPUT NAAR EUROS

Voor de geografische uitsplitsing van de emissies van ozonprecursoren, werd een Geografisch InformatieSysteem (GIS) gebruikt. Er werd gebruik gemaakt van het GIS-systeem MAPINFO.

Voor **Vlaanderen** werden de Gewestplannen van 1996 gebruikt als basis voor het opstellen van de kaartjes. Deze plannen werden opgesteld door de afdeling Ruimtelijke Planning van de Administratie Ruimtelijke Ordening, Huisvesting en Monumenten en Landschappen, departement Leefmilieu en Infrastructuur van het ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.

Voor **Wallonië** werden de Gewestplannen gedigitaliseerd door het Institut Wallon. Ze zijn eigendom van het 'Direction Générale de l'Aménagement du Territoire, du Logement et du Patrimoine'. De wijzigingen aan de plannen die het gevolg zijn van besluiten van vóór 30 juni 1994 zijn opgenomen.

Voor **Brussel** werden er kaarten gebruikt die aanwezig waren op Vito. De groengebieden en de gemeentegrenzen zijn er op aangeduid. In de volgende paragrafen wordt voor iedere categorie uitgelegd welke methode werd gebruikt om de data geografisch uit te splitsen.

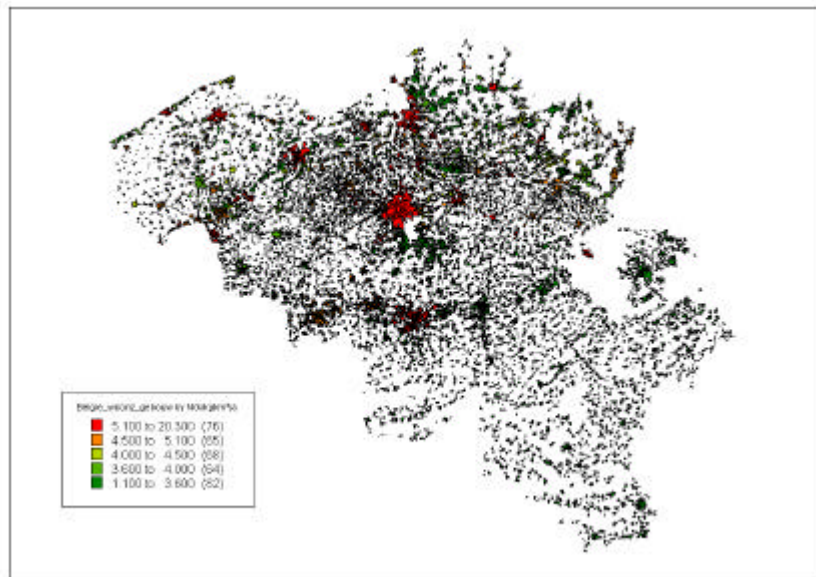
Eenmaal de data geografisch uitgesplitst is, wordt ze verwerkt in een rooster van 15 op 15 km. Dit is een verfijning van het rooster van 60 bij 60 km dat op Europees niveau gebruikt wordt. Oorspronkelijk was voorzien om op een kleiner grid te werken, maar zoveel data kon niet verwerkt worden door het EUROS model. Daarom werd besloten om met een grid van 15 op 15 te werken. In de laatste paragraaf van dit hoofdstuk wordt kort de geografische uitsplitsing toegelicht.

6.1 Gebouwenverwarming

We veronderstelden dat het merendeel van de particuliere en de collectieve woningen, openbare gebouwen, scholen en tertiaire sector gelocaliseerd zijn in woonzones.

Voor Vlaanderen en Wallonië stelden we een kaartje met woonzones op aan de hand van de gewestplannen. Deze woonzones werden gegroepeerd per gemeente, resp. arrondissement (voor Wallonië). Voor Brussel gebruikten we een kaartje met de gemeenten waar de groengebieden weggelaten waren. Aan deze oppervlakten werden de emissies toegekend.

Zoals reeds vermeld bij de bespreking van de emissiebronnen, worden de emissies van serres afzonderlijk behandeld. Voor deze kunnen we nl. niet veronderstellen dat ze in de woonzones liggen. We situeerden ze in agrarische gebieden. Deze gebieden werden ook geselecteerd uit de gewestplannen van 1996.



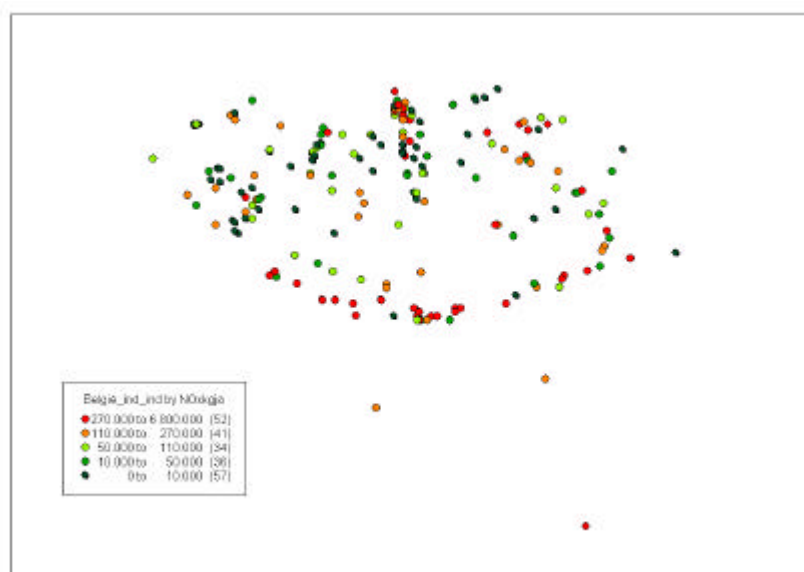
Figuur 14: NO_x-emissies van gebouwen 1997 (eenheid kg per km²)

6.2 Industrie, Raffinaderijen en Elektriciteit

Deze categorieën hebben met elkaar gemeen dat een deel van hun emissies uit 'puntbronnen' bestaan en een deel uit 'oppervlaktebronnen'. Onder 'oppervlaktebronnen' verstaan we bronnen die zich over een oppervlakte verspreiden. De emissies van bv. gebouwenverwarming werden behandeld als oppervlaktebronnen aangezien de exacte localisatie ervan niet gekend is. Van de 'puntbronnen' daarentegen, weten we exact waar deze gelocaliseerd zijn.

De bedrijfsnummers van de Vlaamse bedrijven uit de emissieinventaris zijn opgebouwd uit een X en een Y coördinaat (Lambertcoördinaten). Dit laat ons toe om de bedrijven exact te localiseren. Van de Waalse bedrijven verkregen we de X-Y coördinaten in Longitude en Latitude. Deze werden geconverteerd naar Lambertcoördinaten. Die bedrijven waarvoor we zelf bijstellingen deden, zochten we de coördinaten handmatig op. In onderstaande figuur worden de NO_x-emissies van alle bedrijven, die individueel geregistreerd zijn, van de categorie 'Industrie' weergegeven. De individueel geregistreerde bedrijven van de andere categorieën zijn ook puntbronnen en werden gelijkaardig uitgesplitst.

Voor de collectief bijgeschatte emissies van de industrie en elektriciteit werden de industriezones uit de gewestplannen geselecteerd. Voor de raffinaderijen maakten we een selectie van de industriezones rond Antwerpen. De emissies van tankstations werden toegekend aan woonzones.



Figuur 15: NO_x-emissies van alle individueel geregistreerde bedrijven van de categorie 'Industrie'

6.3 Solventen

De uitsplitsing van de emissies gebeurde analoog aan de in vorige paragraaf besproken categorieën. De inschattingen werden verdeeld over verschillende zones met behulp van verschillende kaarten. De kaarten met de woonzones en industriegebieden en met de industriegebieden van Antwerpen werden opnieuw gebruikt. Al naargelang de sector werden er veronderstellingen gemaakt over de localisatie. Zo werd bijvoorbeeld droogkuis in woongebied gelocaliseerd, woodcoating in KMO-zone²³ en heavy duty coating in industriezones. Er werden een nieuwe kaart met KMO-zones toegevoegd. De bedrijven waarvan de emissies individueel gekend zijn werden opnieuw op basis van hun coördinaten uitgesplitst.

6.4 Verkeer

6.4.1 Wegvervoer

Sinds 1997 gebruikt de VMM een nieuwe methode om de emissies van verkeer te berekenen. Zij beschikken niet over een geografische localisatie van de emissies. Ook het TEMAT model niet. Tot nu toe is er geen model beschikbaar om de gegevens geografisch uit te splitsen. De VMM werkt aan een methode, maar die was niet (tijdig) beschikbaar. Daarom besloten we zelf een methode uit te werken om de emissiedata uit te splitsen.

De emissies berekend door het TEMAT model werden opgesplitst voor verschillende weg- en voertuigtypes. De wegtypes zijn highway, rural en urban. De vijf voertuigtypes zijn: cars, light duty persons, light duty goods, heavy duty persons and heavy duty goods. Voor de geografische localisatie werden deze vijf geaggregeerd in twee groepen, licht en zwaar

²³ KMO: Kleine en Middelgrote Ondernemingen

vervoer. Cars, light duty persons en light duty goods werden gegroepeerd in ‘Licht vervoer’. Heavy duty persons en heavy-duty goods in ‘Zwaar vervoer’. Deze zes groepen (highway: heavy en light duty, rural: heavy en light duty, urban: heavy en light duty) werden verdeeld op basis van de gewestplannen en verkeerstellingen van het Ministerie van Verkeer en Infrastructuur.

Het Ministerie van Verkeer en Vervoer beschikt over een kaart waar aan elk deel van de snelwegen en secundaire wegen (gewest en provinciewegen) verkeerstellingen werden toegekend. Deze verkeerstellingen gewogen met het lengte van het stuk weg waarvoor ze representatief zijn, geeft ons het aantal voertuigkilometers gereden op dat stuk weg. De som van al deze voertuigkilometers geeft ons het totaal aantal voertuigkilometers gereden op snelwegen en secundaire wegen. Het verkeer op de gemeentelijke wegen wordt niet geteld, maar er zijn wel schattingen voor gemaakt door het Ministerie van Verkeer en Infrastructuur.

Elke vijf jaar wordt het zwaar vervoer geteld. Het verkeer op de snelwegen en de secundaire wegen wordt opgesplitst in zwaar en licht vervoer gebaseerd op deze tellingen. Voor de stukken weg waar verkeerstellingen voor zwaar vervoer beschikbaar waren, werden deze gebruikt, voor de andere werd de verdeling berekend op de volgende manier:

Voor de gewest en provinciewegen: (= secundaire wegen):

Voor 138,104km van de 12955km zijn verkeerstellingen beschikbaar. Dit is 1,07%. Voor deze 138,104km is het gemiddeld percentage voor zwaar vervoer uit de verkeerstellingen 8,87%. Voor België werd een gemiddelde van 8,09% opgegeven door het Ministerie van Verkeer en Vervoer. Hieruit volgt dat voor die delen waar geen tellingen aanwezig het percentage 8,0815% is.

$$0.0809 = 0.0107 * 0.0887 + (1 - 0.0107) * 0.080815$$

Voor snelwegen en ringwegen rond grote steden (= highway)

Voor 696,95km van de 1846km waren verkeerstellingen beschikbaar. Dit is 37,75%. Voor deze 696,95km was het gemiddelde percentage voor zwaar vervoer uit de verkeerstellingen 15,88%. Volgens de gegevens van het Ministerie van Verkeer en Infrastructuur is het gemiddelde voor België 14,09%. Het percentage zwaar vervoer voor die wegen waar geen tellingen zijn uitgevoerd is bijgevolg 12,997%.

$$0.1409 = 0.3375 * 0.1588 + (1 - 0.3375) * 0.12997$$

Het totaal aantal voertuigkilometers (zwaar vervoer en licht vervoer) voor snelwegen en secundaire wegen, berekend door het Ministerie is proportioneel met het aantal voertuigkilometers berekend door TEMAT. Daarom kunnen deze cijfers gebruikt worden als verdeelsleutel voor de emissies van snelwegen en landelijke wegen. De ‘urban’ voertuigkilometers uit TEMAT stemden overeen met de voertuigkilometers voor gemeentelijke wegen. De ‘urban’ verkeersemissies werden toegekend aan de woonzones die uit de gewestplannen werden geselecteerd.

Voor het toewijzen van de emissies voor ‘rural’ en ‘highway’ werd te werk gegaan als volgt:

Voor ‘highway’:

Na selectie van de wegen met als code ‘highway’ werden de emissies van die wegen berekend als volgt:

NOx-emissies per jaar voor een weg 'highway'
 =[licht vervoer voertuigkm weg]/[licht vervoer voertuigkm totaal]*[totaal licht vervoer highway NOx-emissies]
 + [zwaar vervoer voertuigkm weg]/[zwaar vervoer voertuigkm totaal]*[totaal zwaar vervoer highway NOx-emissies]

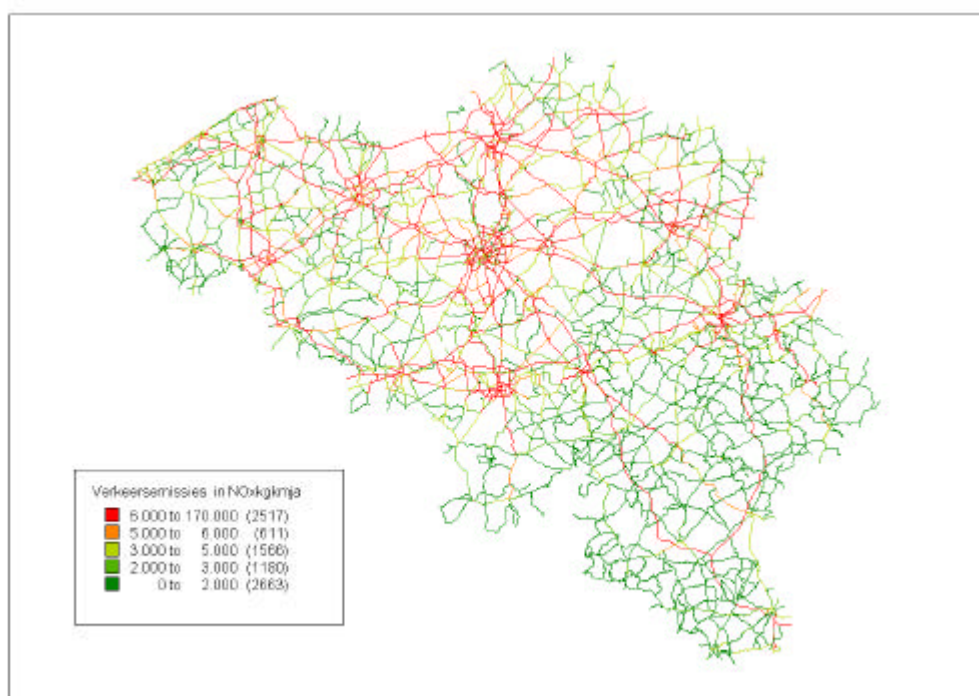
Voor 'rural':

Na selectie van de wegen met code 'rural' werden de emissies van die wegen berekend als volgt:

NOx-emissies per jaar voor een weg 'rural'
 =[licht vervoer voertuigkm weg]/[licht vervoer voertuigkm totaal] * [totaal licht vervoer rural NOx-emissies] + [zwaar vervoer voertuigkm weg]/[zwaar vervoer voertuigkm totaal]*[totaal zwaar vervoer rural NOx-emissies]

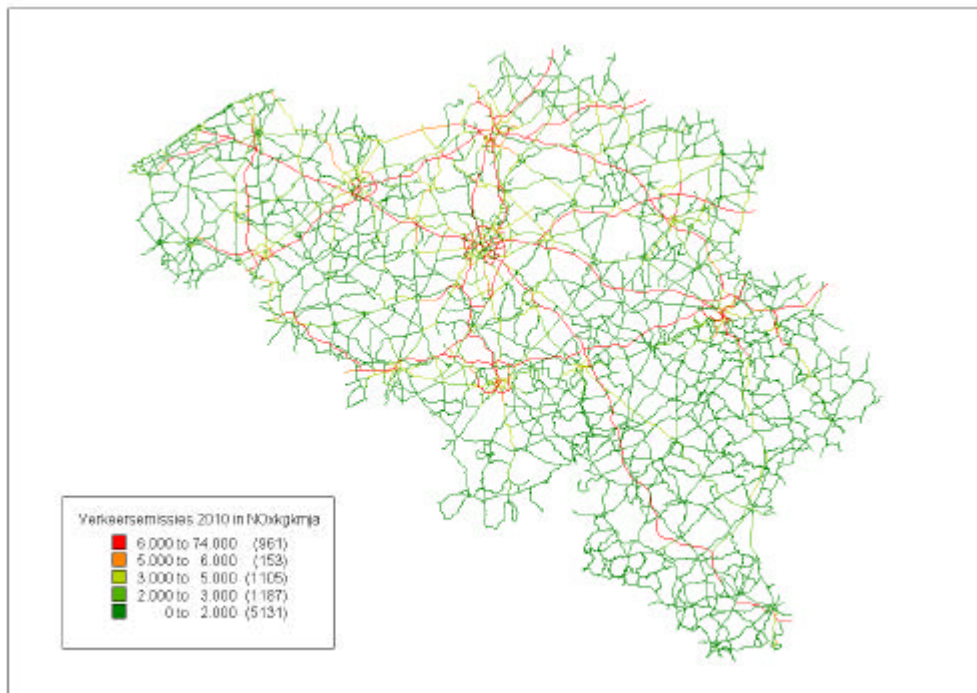
Voor NMVOS en SOx werd er analoog te werk gegaan.

In onderstaande figuren worden de NOx-emissies voor snelwegen en secundaire wegen voor 1997 en BAU 2010 verspreid over de snelwegen en secundaire wegen voorgesteld. We beschouwden deze emissies als **lijnbronnen**. De emissies werden 'uitgesmeerd' over lijnen. Dit kan men goed zien in de onderstaande figuren.



Figuur 16: NOx-emissies van wegvervoer voor 1997

Uit de emissieprojecties bleek reeds dat de emissies van verkeer zeer sterk zullen dalen tegen 2010. Dit kan men ook afleiden uit onderstaande figuur.



Figuur 17: NOx-emissies wegvervoer BAU 2010

6.4.2 Ander verkeer

Voor binnenvaart en spoorwegvervoer werden de emissies ook uitgesplitst aan de hand van een spoorwegnet en een netwerk van bevaarbare waterwegen. Er werd een emissiefactor berekend per km spoor-, respectievelijk waterweg.

De luchtvaartemissies werden verdeeld op basis van de coördinaten voor Vlaanderen en in Wallonië werden ze verspreid over de arrondissementen waarin ze gelocaliseerd zijn.

6.5 Toelichting bij de verwerking van de geografische gegevens in een rooster

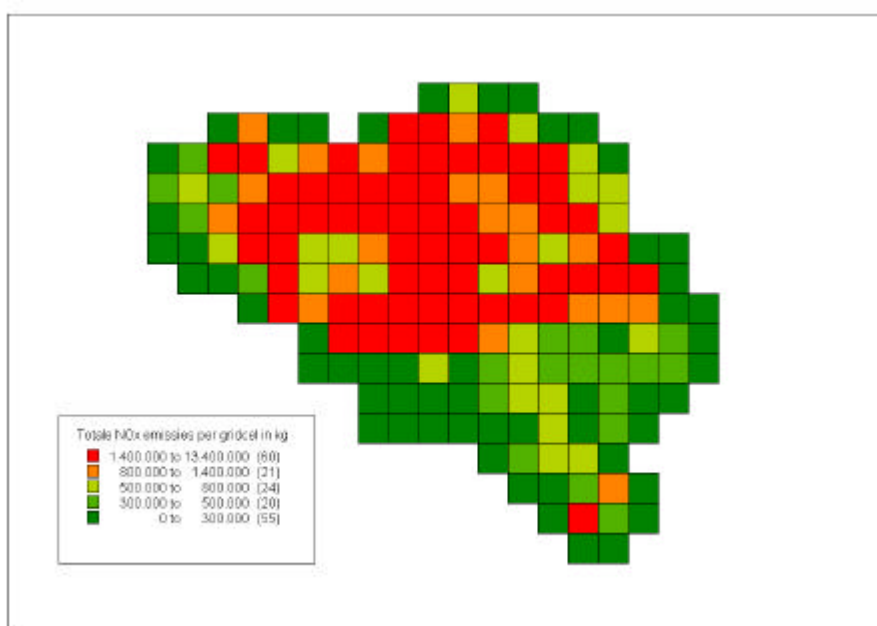
In de voorgaande paragrafen werd gesproken over punt-, lijn- en oppervlaktebronnen. Om deze met elkaar te kunnen optellen moeten we ze verwerken in een rooster.

Voor de **puntbronnen** is dit vrij eenvoudig. Alle punten die binnen een bepaalde cel liggen, moeten worden opgeteld om de emissies van die cel te kennen.

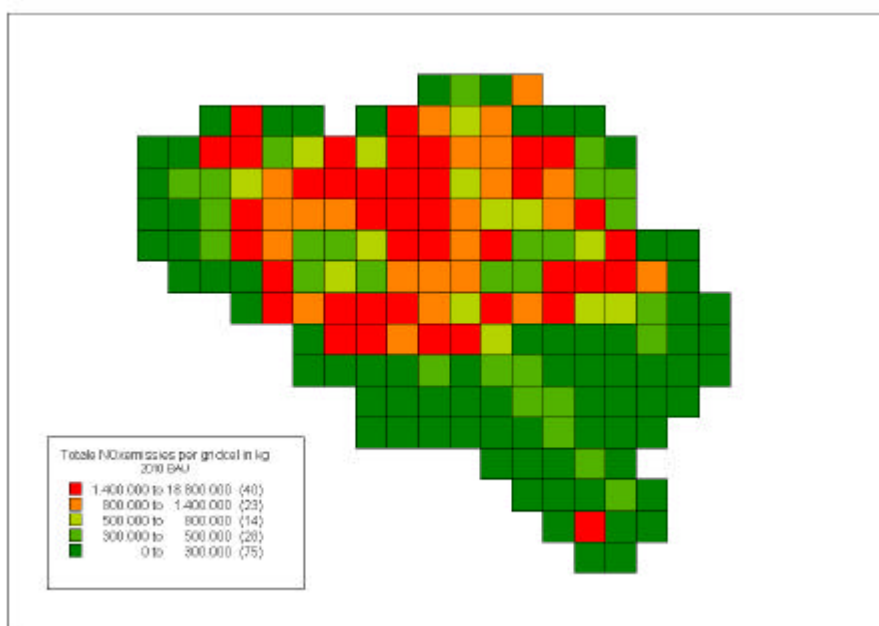
Voor de **lijnbronnen** splitsten we de wegen (water, weg en spoor) op met behulp van Mapinfo zó dat ze onderbroken werden op de lijnen van de rooster. Dan was de verwerking opnieuw vrij eenvoudig. Mapinfo berekende de som van de emissies van de lijnstukken die binnen de cel lagen.

Voor de **oppervlaktebronnen** maakten we gebruik van de functie in Mapinfo die ons toelaat proportioneel te rekenen. We gebruikten de functie 'ken aan iedere cel van het rooster de proportionele som van de emissies van alle oppervlaktes die met deze cel snijden toe. De proportie is dus de verhouding tussen het stuk oppervlakte dat binnen de cel ligt ten opzichte van de totale oppervlakte. Met behulp van deze functie was de som van de emissies vóór verwerking in een rooster gelijk aan de som ná de verwerking op kleine afrondingsfouten na.

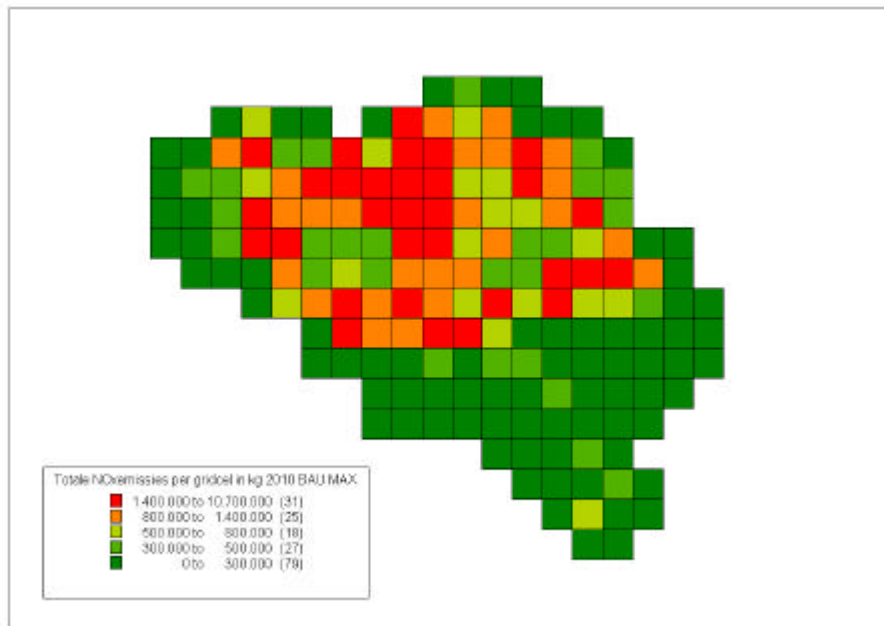
In de onderstaande figuren worden de totale NOx en NMVOS emissies weergegeven voor 1997, 2010 BAU en 2010 BAU MAX verwerkt in een grid dat als input dient voor EUROS.



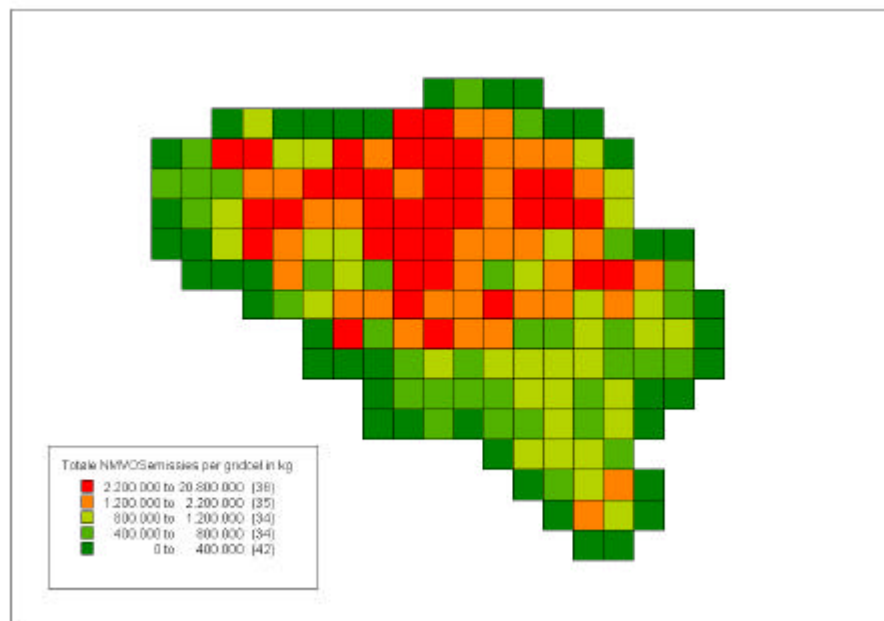
Figuur 18: Totale NOx-emissies 1997 (eenheid kg per roostercel, 15 bij 15 km)



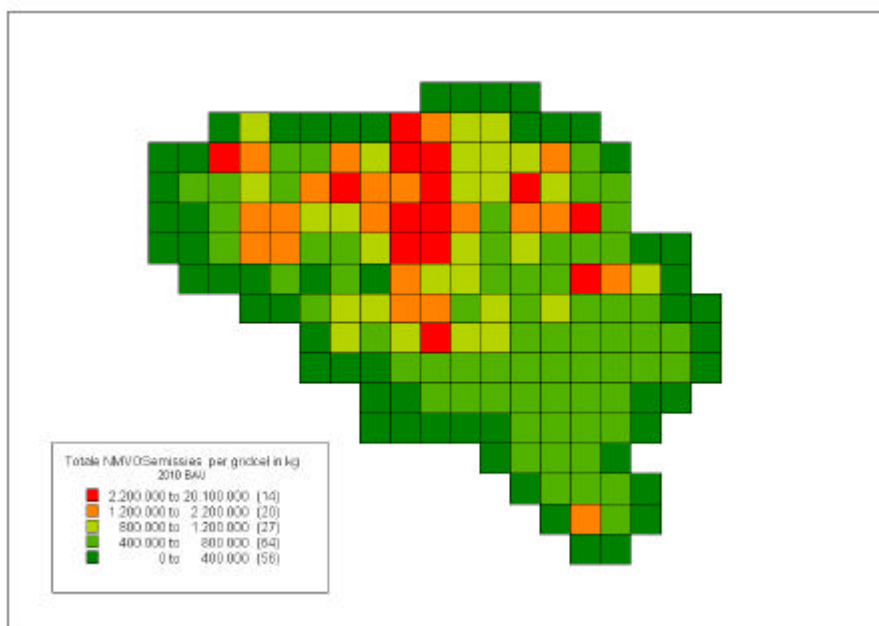
Figuur 19: Totale NOx-emissies BAU 2010 (eenheid kg per roostercel, 15 bij 15 km)



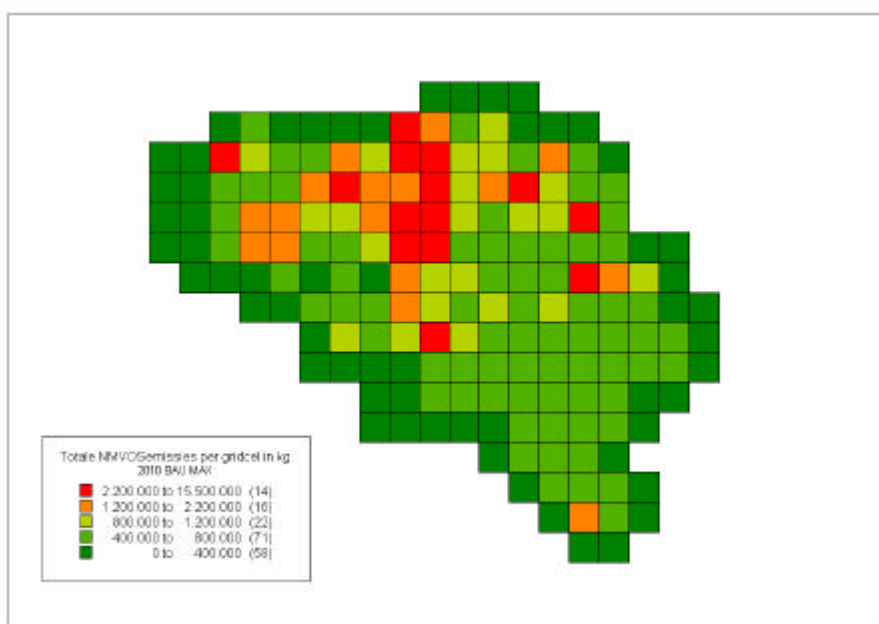
Figuur 20: Totale NOx-emissies BAU 2010 MAX (eenheid kg per roostercel, 15 bij 15 km)



Figuur 21 : Totale NMVOS-emissies 1997 (eenheid kg per roostercel, 15 bij 15 km)



Figuur 22: totale NMVOS-emissies BAU 2010 (eenheid kg per roostercel, 15 bij 15km)



Figuur 23: Totale NMVOS-emissies BAU 2010 MAX (eenheid kg per roostercel, 15 bij 15 km)

7 BESPREKING VAN DE BATEN

7.1 Inleiding

Zowel door de WGO als door de verschillende overheden in Europa en de VS wordt fotochemisch gevormde ozon, of troposferisch ozon erkend als een potentieel risico voor de volksgezondheid. Epidemiologische studies wijzen op effecten, en pogen deze te kwantificeren. Met het oog op risico-evaluaties en kosten-batenanalyse voor het beleid, worden deze kwantitatieve gegevens over de effecten van ozon toegepast op populaties, die blootgesteld worden aan ozon. De potentiële effecten in de verkregen risicogroep worden vertaald in monetaire termen, zodat de baten van een ozonbeleid kunnen afgewogen worden ten opzichte van de kosten.

In dit hoofdstuk wordt een systematisch overzicht gegeven van de blootstellings-effect relaties voor de kwantificering van ozon. Op basis van een bespreking van de belangrijkste internationale studies en aanbevelingen, stellen we een aanpak voor om de impacts van ozon op de volksgezondheid in te schatten.

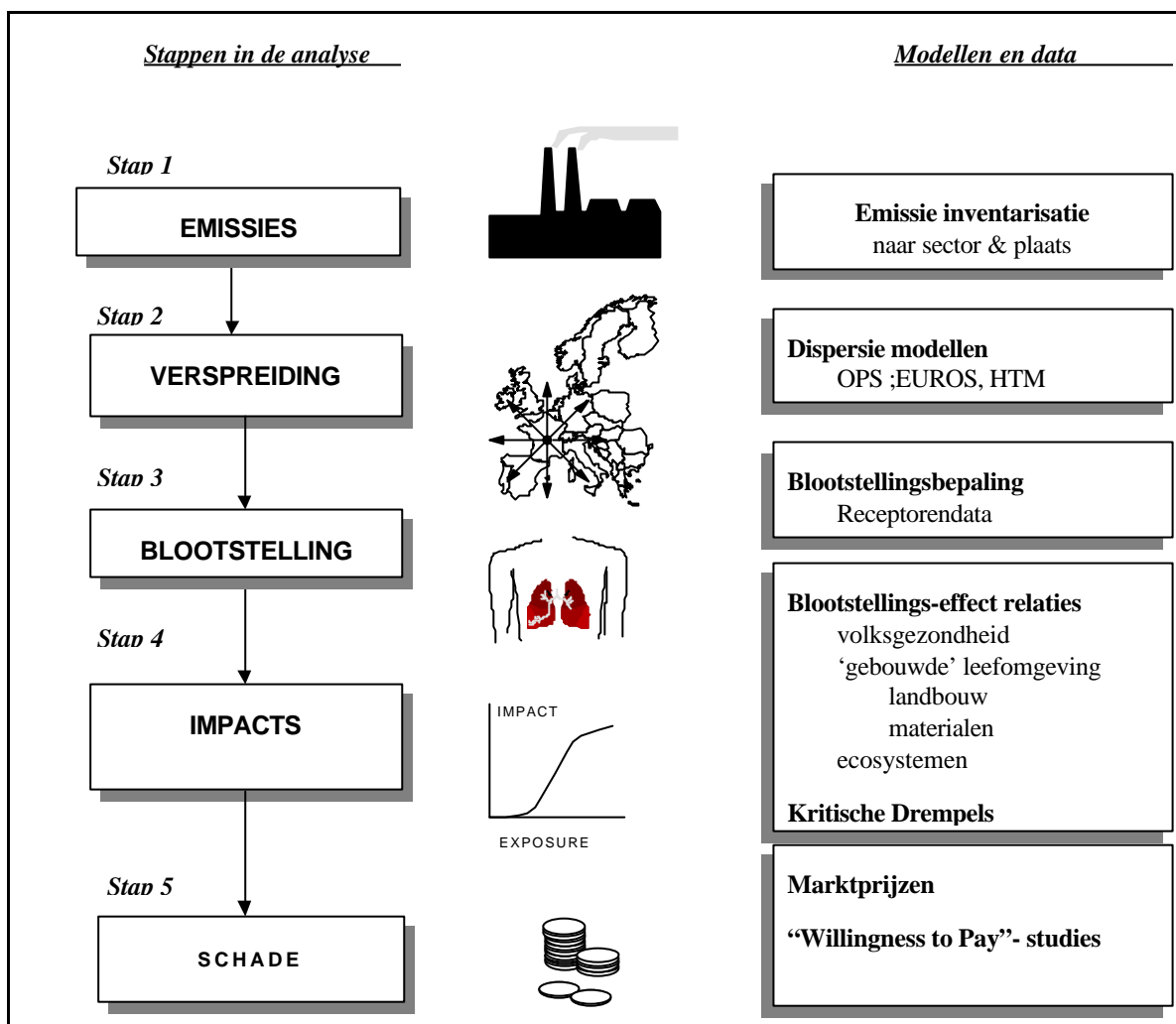
De specifieke vragen hebben betrekking op:

- Welke effecten op volksgezondheid moeten worden meegenomen ?
- Wat is de juiste indicator m.b.t. ozon om deze effecten aan te relateren ? (een jaargemiddelde, maximumconcentratie, en zo ja, hoe gemeten ?)
- Moeten we rekening houden met een drempelwaarde, waar beneden geen effecten mogen verwacht worden, en zo ja, welke drempel voor welke effecten ?
- Hoe vertalen we de onzekerheden in verband met blootstellingseffect relaties naar het beleid?

7.2 Methodologie

De gehanteerde werkwijze is gebaseerd op de ExternE methodologie (EC, 1995 en 1999; Bickel et al., 2001). Het ExternE rekenraamwerk is gebaseerd op de impact pathway methodologie, die pollutanten volgt vanaf de emissie tot de ermee gepaard gaande externe kost. Figuur 24 geeft de vijf stappen weer van de impact pathway of "route-effect" methode. Stap 1 bestaat uit de inventaris van emissies. In stap 2 wordt de verspreiding van deze emissies berekend, inclusief depositie en/of chemische reacties. Aan de hand van receptorendata wordt in stap 3 de blootstelling bepaald. In stap 4 worden vervolgens de impacts van de verandering in luchtkwaliteit gekwantificeerd. Deze impacts worden in stap 5 gemonetariseerd.

De methode is ontwikkeld om impacts op mens en milieu te bepalen, ten gevolge van een toename in emissies door bepaalde bronnen, ten opzichte van een bestaande achtergrond. De methode kan ook aangewend worden om marginale baten door een afname in emissies, of door vergelijking van twee scenario's te berekenen. Zo is het hier interessant om de bijkomende baten van 2010BAU+ ten opzichte van 2010BAU, wat ozon betreft, te bepalen en te toetsen aan de bijkomende kosten door verdere NOx- en VOS-emissiereducties.



Figuur 24: De impact pathway of route-effect analyse.

De baten slaan in dit geval enkel op de directe baten door vermindering van ozon. Twee bemerkingen dienen hier direct bij gemaakt te worden:

1. De baten door een vermindering van ozonconcentraties buiten België, ten gevolge van emissiereducties (kosten!) in België, zijn hiermee niet bepaald, door een gebrek aan data, maar is in praktijk perfect mogelijk.
2. De indirecte baten, nl. de vermindering van PM10 concentraties door een vermindering van nitraataërosolen, kan vrij groot zijn (in de IIASA studie was deze indirecte baat uiteindelijk groter dan de directe).

In volgende paragrafen wordt de keuze van de gezondheidsfuncties en de waardering van effecten, op basis van dewelke de impacts of de baten gemonetariseerd kunnen worden, meer in detail besproken.

7.3 Gezondheidseffecten en blootstellings-effect relaties

7.3.1 Epidemiologische evidentie

De belangrijkste informatie wordt uit de meta-analyses van de individuele APHEA-steden gehaald. Het APHEA project, *Air Pollution and Health: a European Approach*, is een grootschalige epidemiologische studie in 15 Europese steden met in totaal 25 miljoen

inwoners. De studie in opdracht van de Europese Unie had onder andere tot doel verbanden te zoeken tussen luchtverontreiniging door zwevend stof, ozon, SO₂ en NO_x en gezondheidseffecten. De belangrijkste bevindingen met betrekking tot ozon worden hier samengevat:

- De gecombineerde analyse van de mortaliteitsstudies in de verschillende steden in functie van ozon laten een uitgesproken significante associatie zien (Touloumi, 1997). Een toename van 2,9% per 50 µg/m³ (1-hr max) (95%CI 1% tot 4,9%) aan vervroegde sterfte wordt waargenomen, en het wordt onwaarschijnlijk geacht dat ozon dient als een surrogaat voor een andere pollutent.
- Voor spoedopname ten gevolge van alle mogelijke luchtwegaandoeningen vinden Spix et al. (1998) een consistente en significante toename in functie van verhoogde ozonconcentraties.
- Meta-analyse van de stedelijke resultaten voor opname voor COPD geeft aan dat er een verband bestaat tussen ozon en deze aandoening (Anderson et al., 1997).
- Een meta-analyse van de resultaten in verband met spoedopnames ten gevolge van astmatische aandoeningen, geeft geen statistisch significant verband met ozon (Sunyer, 1997).

Studies in de VS, die door EPA gereviewed werden, tonen dezelfde effecten aan. Daarnaast worden nog effecten zoals astma aanvallen, beperkte activiteitsdagen plausibel geacht (EPA, 1996; Whittemore and Korn, 1980, Ostro and Rothschild, 1989).

De Europese Commissie bereidt een nieuwe dochterrichtlijn (EC, 1999c) voor waarin de grenswaarde voor ozon op middellange termijn (2010) op 120 µg/m³ gezet wordt, maximaal slechts 20 tot 25 keer per jaar te overschrijden (uitgemiddeld over 3 jaar). De lange termijn doelstelling is echter geen enkele overschrijding te hebben, conform de aanbevelingen van de WGO (EC, 1999d). In haar analyse van de ozonrisico's op gezondheid neemt de Europese commissie dezelfde effecten van de WGO over (longfunctievermindering, luchtweg symptomen zoals hoesten, hospitalopnames voor luchtwegaandoeningen, verergering van astma,...) (WHO, 2000a). DE WGO baseert zich hiervoor op bovenstaande bronnen. Bovendien wordt de kans op voortijdig overlijden ten gevolge van blootstelling aan ozon wel in rekening gebracht.

7.3.2 Toepassingsgebied

Indicatoren, die gebruikt worden in verschillende studies zijn 1-uurs of 8-uurse ozon concentraties, gemiddeld over die periode, of het maximum. Eenduidige omrekening tussen de verschillende indicatoren is niet mogelijk. Het blijft dus wenselijk om voor de toepassing van een gezondheidsfunctie de juiste ozonindicator te kiezen. De maat voor de blootstelling in de epidemiologische studies zoals APHEA zijn omgevingsmonitoren in of net buiten steden. In het algemeen zijn concentraties in steden lager dan in de omgeving. Dit heeft niet alleen gevolgen bij het bepalen van associaties, door over- of onderschatting van de sterkte van het effect. Omgekeerd kan bij toepassing van een gezondheidsfunctie het effect in "doelsteden" verkeerd ingeschat worden indien het meetnet van die stad niet aan dezelfde voorwaarden als die van de "studiestad" voldoet. Bij modellering van concentraties aan ozon, speelt bovendien de toepassing in de tijd een rol. Functies zijn afgeleid voor een bepaalde periode, en strikt gesproken niet van toepassing op toekomstige jaren en scenario's. Ozon wordt aanzien als een indicator van luchtverontreiniging, van een

mengeling van pollutanten. Luchtkwaliteit en de aanwezigheid van bepaalde bronnen wijzigt in de tijd, zodat de gebruikte indicator niet helemaal meer van toepassing kan zijn. De mogelijkheden zijn echter op dit ogenblik te beperkt om dit te kunnen uitmaken. De indicatoren van luchtverontreiniging worden nu beschouwd als een goede benadering van situaties onder andere condities en in andere jaren.

De 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ die gekozen wordt als referentie in APHEA om risicotoenames uit te drukken, is niet restrictief. Anderson en Katsouyanni (1998) geven aan dat effecten kunnen berekend worden, uitgaande van de relatieve risico's van APHEA, maar voor gelijk welke toename van een pollutant binnen het bereik aan concentraties die in de epidemiologische studies werden gebruikt, dus zowel boven als onder de 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

De geselecteerde gezondheidsfuncties vormen slechts een deel van de mogelijke effecten (Spix, 1997). Ten eerste handelen de meeste studies enkel over een volwassen populatie. Effecten op kinderen (astma, irritaties, ...) zijn beschreven, maar niet voldoende gekwantificeerd om hier op te nemen. Mogelijk zijn deze effecten belangrijk in een kosten baten analyse van maatregelen, gezien de perceptie (kwetsbare kinderen) ervan. Chronische effecten, ten gevolge van een langdurige blootstelling aan (lage) concentraties ozon, zijn aangetoond in dierenproven, en worden beschreven in de wetenschappelijke literatuur (zij het zeer weinig) (Nishino, 1996; Kunzli, 1997).

7.3.3 Functies

Op basis van de beschikbare wetenschappelijke informatie kan een set van gezondheidsfuncties samengesteld worden, om de potentiële impact van ozon te begroten. Om rekening te houden met de onzekerheid enerzijds, wat betreft de effecten van ozon op gezondheid, en met de mogelijkheid anderzijds dat verscheidene kleinere impacts een grote weerslag hebben op de globale impact (en dus beleidsrelevant zijn), kan een gelaagde aanpak gebruikt worden:²⁴

- Functies waarvoor voldoende wetenschappelijke grond voor is worden eerst toegepast om de ozon impacts te berekenen (noem ze functie van het type I).
- Functies die vanuit de wetenschappelijke literatuur aannemelijk zijn, en waarvoor een schatting van het relatief risico bestaat (type II).
- Onzekere, maar plausibele impacts (type III).

Het gebruik van type II en type III functies kan niet exact wetenschappelijk onderbouwd worden. Enerzijds omdat er niet genoeg studies over een bepaald eindpunt bestaan, anderzijds omdat de associaties niet consistent reproduceerbaar bleken over verschillende studies. De WGO geeft echter aan dat een selectie van studies enkel op basis van de statistische onzekerheid of statistische significantie niet voldoende is. Gezondheidsimpacts die waarschijnlijk te wijten zijn aan ozon, maar niet tot op het 5 of 10% onzekerheidsniveau kunnen vastgesteld worden in alle studies daarover, mogen in rekening gebracht worden, mits deze bijkomende onzekerheid in rekening gebracht wordt (WHO, 2000b). In deze context wordt ook het voorzichtigheidsprincipe aangehaald, en het feit dat voor

²⁴ Deze gelaagde aanpak volgt dezelfde strategie en definities als werd gevolgd voor de inschatting van de baten van de emissiereducties ter voorbereiding van het Götheborg protocol.

beleidsmakers een hoge schatting van effecten van luchtverontreiniging van belang kan zijn. Voor ozon betekent dit:

- Een kwantitatieve berekening van de impact op astmatici wordt in rekening gebracht. De APHEA resultaten zijn niet statistisch significant, maar zowel WGO, EC als Amerikaanse studies (Whittemore, 1980 o.a.) erkennen dat er een plausibel effect is, en dat astmatici een kwetsbare groep zijn.
- Kleinere effecten zoals respiratoire symptomen en dagen met een beperkte activiteit worden in rekening gebracht. De epidemiologische evidentie hiervoor is niet groot. Er bestaan weinig studies over deze eindpunten, zodat reproduceerbaarheid nog niet is aangetoond. Toch achten velen (WHO, 2001; Thurston, 1999; ATS, 2000) het aannemelijk dat deze minder ernstige effecten optreden indien ernstige effecten aangetoond worden. Bovendien vormen deze effecten een belangrijke bijdrage aan de globale gezondheidsimpact, wat voor beleidsmakers relevant is.

Tabel 19: Geselecteerde blootstellings-effect relaties voor ozon.

Eindpunt	RR (per 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	95% CI	Ozon indicator	Bron	Type
Totale bevolking					
Vervroegde sterfte	2,9%	1-4,9%	1-hr max.	Touloumi, 1997	I
Volwassenen (15+)					
Verminderde activiteit	5%	2,3-8,8%	1-hr max.	Ostro and Rothschild, 1989	III
15-64 jarigen					
HRA 15-64 of	1,9% 3,1%	0,5-3,3% 1,3-4,9%	1-hr max. 8-hr avg.	Spix, 1998	I
65+					
HRA 65+ of	3,1% 3,8%	1,5-4,7% 1,8-5,8%	1-hr max. 8-hr avg.	Spix, 1998	I
Astmatici					
Astma aanvallen	4,2%	0,6-7%	1-hr max.	Whittemore and Korn, 1980	II
Sensitiviteit					
Volwassenen (15+)					
Respiratoire symptomen	1,8%	0-3,7%	1-hr max.	Krupnick, 1990	III

RR: relatief risico

95% CI: 95% betrouwbaarheidsinterval

HRA: Hospitaalopnames voor Respiratoire Aandoeningen

Verminderde activiteit: "Minor Restricted Activity Days, MRAD"

Verder kan een sensitiviteitsanalyse toegepast worden die de vork aangeeft wanneer met en zonder drempel van bijvoorbeeld $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gerekend wordt.

De respiratoire symptomen kunnen als eindpunt de MRADs vervangen in een sensitiviteitsanalyse.

7.3.4 Drempels

Voor ozon bestaat er twijfel over een drempelwaarde waaronder geen effecten voorkomen. De gehanteerde doelstelling van $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, die niet langer dan 8 uur mag overschreden worden, wordt door de WGO aanzien als een waarde waarbij de acute effecten op de volksgezondheid waarschijnlijk klein zijn. Een effect van langdurige blootstelling aan lage doses wordt niet uitgesloten (EC, 1999d, p71). Met de gebruikte datasets is het opsporen van een drempel vrij moeilijk, omdat deze drempel zich vermoedelijk zal bevinden in de linkerstaart van de distributie van de ozonwaarden. In dit gebied wordt de signaal/ruis verhouding ongunstig indien de dataset niet groot genoeg is, zodat men eerder een effect detectie limiet dan wel een drempel zal vaststellen (Spix, 1997).

Bij het begroten van effecten op gezondheid kan dus zowel een hoge inschatting (zonder drempel) als een lage (met drempel van $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$) gemaakt worden. Deze vork geeft duidelijk de onzekerheid aan voor het beleid. In het eerste geval blijft ozon een belangrijk milieuprobleem, zelfs in de toekomst. In het tweede geval, wanneer de ozonpieken zullen afnemen tegen 2010, zijn de verwachte gezondheidseffecten dan veel kleiner. In een kosten baten analyse kan door een sensitiviteitsanalyse dus het effect van drempels afgetast worden.

7.4 Waardering van impacts.

7.4.1 Monetaire waardering van het risico op overlijden

De waarde van een statistisch leven (VOSL of '*value of a statistical life*') is afgeleid uit studies die andere risico's dan milieurisico's voor ogen hadden. De meeste empirische onderzoeken werden uitgevoerd met betrekking tot maatregelen die het risico op sterfte zouden reduceren in het verkeer of op de werkvloer. De bereidheid van mensen om te betalen (WTP of '*willingness to pay*') voor een daling van het risico wordt afgeleid uit bevragingen en geven een VOSL van gemiddeld 3,4 miljoen EURO. Enkele opmerkingen en vragen hierbij zijn:

- Moet een VOSL aangepast worden in het geval voornamelijk oudere mensen met een lagere levensverwachting of een verminderde gezondheidstoestand worden beïnvloed door luchtverontreiniging?
- Moet er een aanpassing gebeuren van de VOSL omdat de context (luchtverontreiniging) anders is dan de situatie waarvoor de studie is gemaakt?
- Hoe moeten vertraagde effecten gewaardeerd worden, zoals een kanker met een zekere latentietijd?

In ExternE wordt rekening gehouden met het verschil tussen een verkorting van de levensverwachting wanneer iemand 35 jaar is of wanneer iemand statistisch gezien nog gemiddeld één jaar te leven heeft. Hiervoor is het concept van de waarde van een verloren levensjaar (VLYL of '*value of a life year lost*') ingevoerd. Rekening houdend met leeftijd en verdiscontering resulteert dit in een VLYL van 104 760 € bij 0% en 165 700 € bij 3%

verdiscontering. Deze VLYL is vooralsnog leeftijdonafhankelijk, en er is volgens ExternE ook onvoldoende bewijs dat een verminderde gezondheidstoestand tot een lagere VLYL moet leiden, ondanks het gebruik van 'Quality adjusted life years' (QALY) in beleidsstudies m.b.t. gezondheid (Hofstetter, 1998; Bickel et al. 2000). Een context gevoelige aanpassing is waarschijnlijk gewenst, maar er bestaat te weinig informatie hierover om dit nu al te doen in beleidstudies.

Tot dusver werden acute risico's op sterfte behandeld en werden hiervoor VLYL's afgeleid. Indien een effect slechts vertraagd optreedt, moet rekening gehouden worden met de verdiscontering en de tijd waarover verdisconteerd moet worden. Dit leidt tot volgende schattingen voor de waarde van een verloren levensjaar bij een latentietijd van 30 jaar: 104 760 bij 0% en 96 500 bij 3% verdiscontering.

7.4.2 Waardering van morbiditeitsimpacts

Voor morbiditeitseffecten zijn volgende prijzen afgeleid uit studies en bevestigingen (Holland et al. , 1999).

Tabel 20: Waardering van de mortaliteit- en morbiditeitsimpacts .

impact categorie	Schade kost (EURO/eenheid)
<i>Ongemakken</i>	
Symptoomdagen	45
MRAD, Minor restricted activity days	45
<i>Ernstige acute effecten</i>	
Astma aanvallen	75
HRA	4 320
Vervroegde sterfte (waarde van een levensjaar, 3%)	165 700

7.5 Toepassing

De statistische modellering en het gebruik van de resultaten in impact modellen wordt door verscheidene bronnen beschreven (Katsouyanni et al., 1996; Stedman et al., 1997, Anderson et al., 1998; Abt associates, 1999). Statistische gegevens met betrekking tot het gemiddelde aantal sterftes, en oorzaak-specifieke hospitalisaties, alsook data over de incidentie of prevalentie van astma, verloren werkdagen door ziekte, en algemene symptomen zijn nodig om de functies te kunnen toepassen. De beschikbare Belgische data is beperkt, terwijl voor sommige eindpunten de variatie tussen verschillende Europese locaties groot is.

Tabel 21: Beschikbare basisdata.

	België	Europa ²
Bevolking		
Volwassenen (15-64)	66,2% ⁵	67% ⁵
Ouderen (+65)	16,75% ³ (15,8% ⁵)	14% (15,4% ⁵)
Astmatici (alle leeftijden)	7,1% ¹	3,5%
Effecten		
Jaarlijkse sterfte (niet-accidenten)	0,97% ³	0,99%
HRA 15-64 per jaar	-	0,08-0,2% ⁶
HRA +65 per jaar	-	0,1-0,15% ⁶
Astma aanvallen per jaar, per astmaticus	-	41
MRAD per jaar (18-64), per persoon	-	7,8
Symptoomdagen per jaar (18-64)	(⁴)	nvt.
COPD hospitalisatie 15+ per jaar	-	0,06-0,1% ⁶
Spoedopname voor astma 15-64 per jaar	-	0,01-0,07% ⁶

¹: astma, COPD en chronische bronchitis (bron HIS, 1997);

²: Hoofdzakelijk ExternE cijfers

³: Bron NIS, data 1999

⁴: In HIS, 1997 geeft 35% van de bevolking aan vaak geconfronteerd te worden met allergische klachten van de bovenste luchtwegen. Of dit gelijk staat aan de 19 symptomen, en hoe dit percentage te vertalen naar dagen met symptomen is niet verder geanalyseerd.

⁵: Bron, Eurostat, data 1995

⁶: APHEA data voor spoedopname in hospitaal, mediaanwaarden.

nvt: niet van toepassing: rechtstreeks afleiding van de verhoogde kans op een symptoomdag in de studie van Krupnick (1990).

8 OUTPUT EUROS

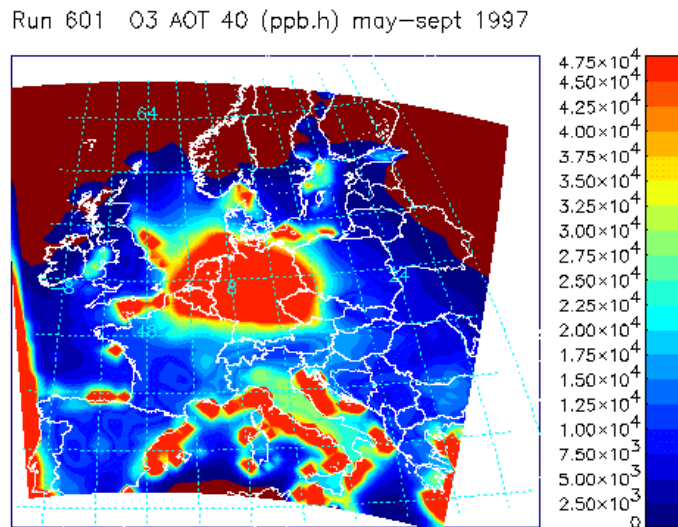
Omwille van de lange rekentijd werden het aantal scenario's waarvoor de ozonconcentraties berekend werden door EUROS beperkt tot drie. We besloten om het referentiejaar 1997, het BAU-scenario 2010 en het BAU-scenario 2010 maximale reductie door te laten rekenen. Al de scenario's werden doorgerekend met meteodata van mei tot september 1997. De ozonconcentraties worden steeds voor vijf maanden berekend.

In de volgende figuren worden grafische voorstellingen gegeven van de ozonconcentraties. Er worden twee figuren gegeven met waarden voor heel Europa voor het referentiejaar 1997. De drie daaropvolgende figuren zijn voor de verschillende scenario's. Voor het berekenen van de baten maken we echter gebruik van meer gedetailleerde gegevens die EUROS ons aanlevert.

Met behulp van het EUROS model kunnen onderstaande prachtige kaartjes gegenereerd worden. Ze stellen de indicatoren AOT 40 en AOT 60 voor.

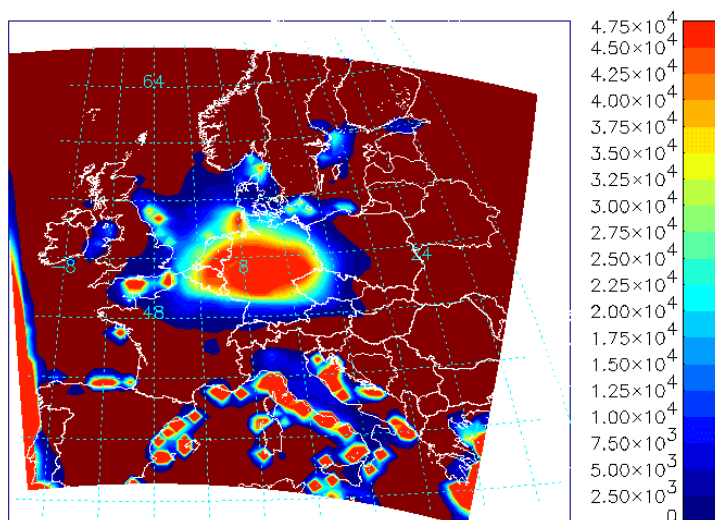
AOT 40 geeft een indicatie van de ozonconcentraties die schadelijk is voor landbouwgewassen.

AOT 60 geeft een indicatie voor de ozonconcentraties die schadelijk is voor de mens.



Figuur 25: AOT 40 voor de periode mei-september 1997

Run 601 O3 AOT 60 (ppb.h) may-sept 1997



Figuur 26: AOT 60 voor de periode mei-september 1997

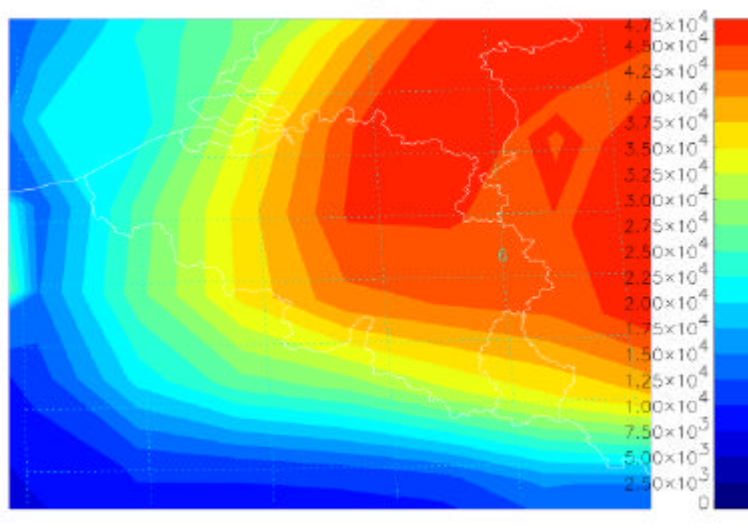
AOT40 is het gecumuleerde overschot boven 80 microg/m³ (40ppb) van alle uurwaarden tussen 8 en 20 uur, hier voor de periode mei-sept 1997.

AOT60 is het gecumuleerde overschot boven 120 microg/m³ (80ppb) van alle uurwaarden tussen 8 en 20 uur, hiervoor de periode mei-sept 1997.

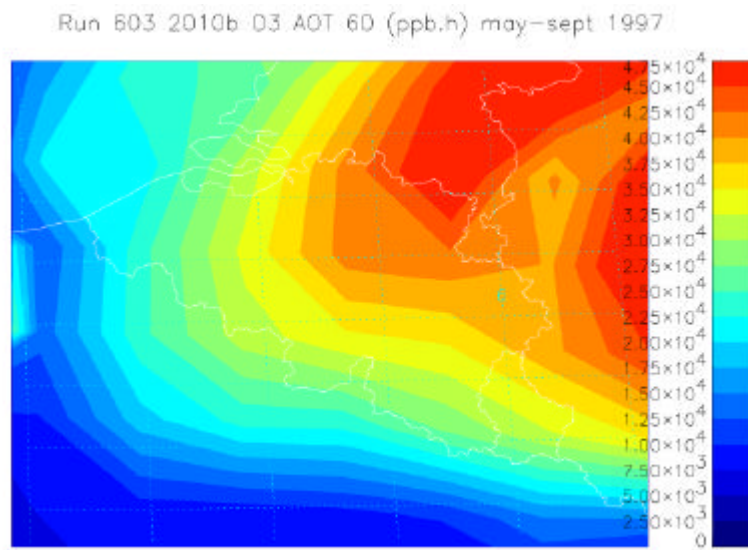
Dus, de AOTs berekent door EUROS zijn NIET gebaseerd op de acht uur gemiddelden.

In de volgende figuren worden de ozonconcentraties voor België voor de verschillende scenario's geïllustreerd. We zien zowel in BAU 2010 en BAU 2010 MAX een afname ten opzichte van 1997. De afname bij BAU 2010 MAX is echter kleiner dan in het BAU 2010-scenario. Er moet hier wel worden opgemerkt dat de emissies voor het buitenland over de verschillende scenario's heen constant werden gehouden. Er werden waarden voor 1990 gebruikt. In deze simulaties wordt dus enkel het effect van emissiereductie in België weergegeven.

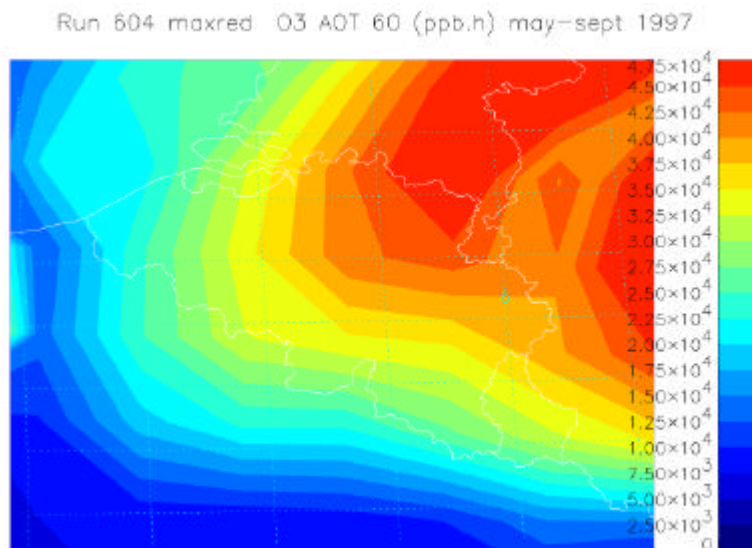
Run 601 ref O3 AOT 60 (ppb.h) may-sept 1997



Figuur 27: Ozonconcentraties zoals berekend door EUROS voor het referentiejaar 1997



Figuur 28: Ozonconcentraties boven België zoals berekend door EUROS voor het BAU-scenario 2010

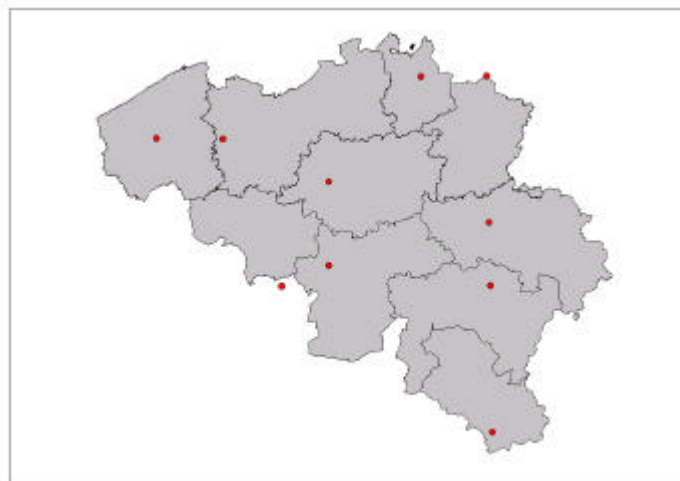


Figuur 29: Ozonconcentraties boven België zoals berekend door EUROS voor het Maximale reductiescenario voor 2010

Uit deze figuren kunnen we afleiden dat de ozonconcentraties in het maximale reductie scenario (BAU 2010 MAX) hoger zijn dan in BAU 2010.

Voor het berekenen van de baten maken we echter gebruik van meer gedetailleerde gegevens die EUROS ons aanlevert. Voor tien punten in België wordt de ozonconcentratie per uur (gemiddelde, minimum en maximum) berekend en dit over vijf maanden. Dit aan de hand van de waarden van negen roostercellen van 15 bij 15 kilometer. Deze negen zijn de roostercel zelf waar het punt in gelocaliseerd is en de omringende cellen.

In de onderstaande figuur worden de tien punten voorgesteld samen met de regio's waarvoor ze representatief zijn. Of met andere woorden de regio's waarvoor de berekening van de baten zal gebaseerd worden op de waarden van het punt.



Figuur 30: De verschillende punten waarvoor de concentraties berekend werden en de bijhorende regio's

9 KOSTEN-BATENANALYSE

9.1 Kostencurves

Uit de kostencurves die opgesteld werden aan de hand van de databank, kunnen we afleiden hoeveel het jaarlijks kost om een bepaalde hoeveelheid NO_x, respectievelijk NMVOS, te reduceren.

We stelden kostencurves op voor respectievelijk NO_x en NMVOS voor het BAU-scenario en het BAU-scenario 0% groei. Aan de hand van de deze kostencurve berekenden we de maximale reductie voor beide scenario's.

Voor de berekening werd gerekend met een levensduur van 15 jaar en een intrestvoet van 5 %. Indien er met een levensduur van 20 jaar zou gewerkt zijn, zou de jaarlijkse vaste kost zo'n 17% lager gelegen hebben. Rekening houdende met de variabele kosten (operationele kost) zouden de totale kosten zo'n 6 à 7 % lager gelegen hebben.

9.1.1 Kostencurve BAU 2010

- NO_x

In de onderstaande tabel wordt er een overzicht gegeven van de resultaten.

Tabel 22: Overzicht NO_x-emissiereducties voor Göteborg en NEC met kostprijs BAU 2010

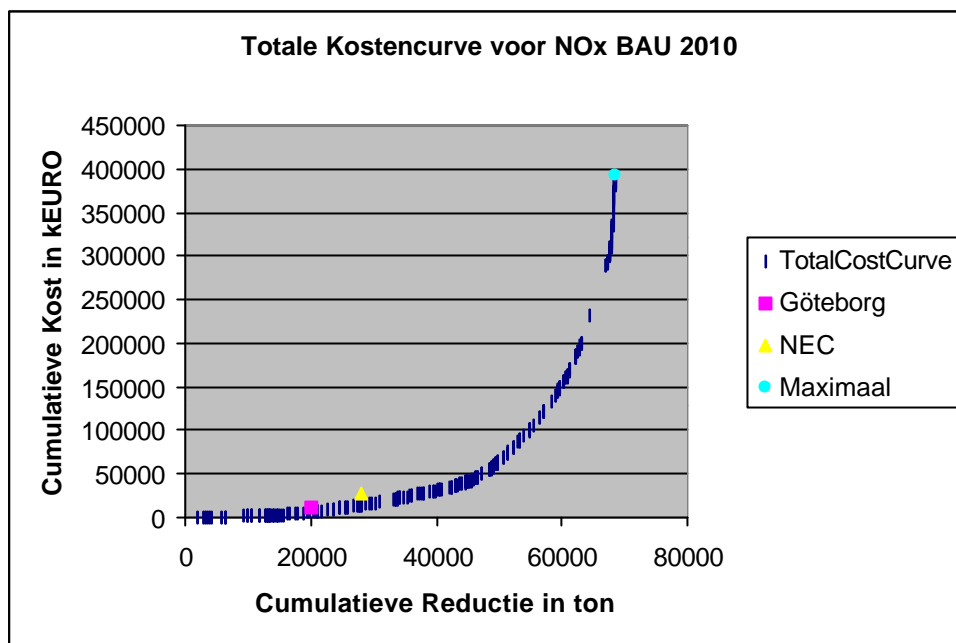
	Emissies kton	Reductie kton	Totale Kost kEURO	MK kEURO/ton	GK kEURO/ton
BAU 2010	227				
Göteborg	184	43	36581	2,05	0,85
NEC	176	51	74580	7,14	1,46
Maximaal	159	68	392450	11989,7	5,74
IIASA MFR	127	100			

Om aan Göteborg te voldoen moet er nog 43 kton NO_x gereduceerd worden volgens het BAU-scenario. De kostprijs bedraagt 36,5 miljoen EURO aan een marginale kost (MK) van 2050 EURO per ton en een gemiddelde kost (GK) van 850 EURO per ton.

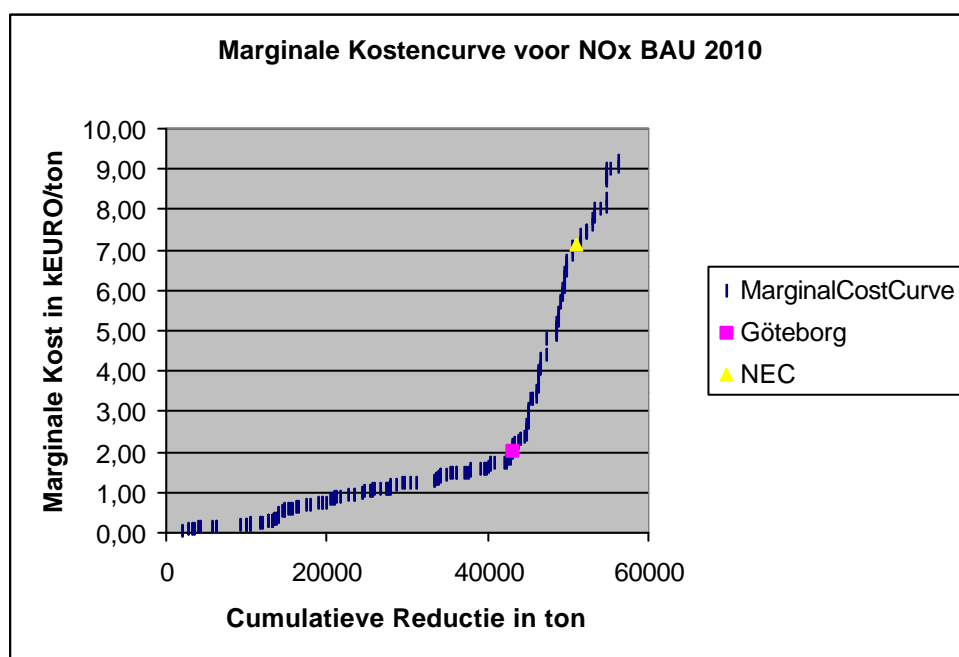
Aan de NEC-richtlijnen kan voldaan worden door 51 kton NO_x te reduceren aan een marginale kost van 7140 EURO, een totale kost van 74,5 miljoen EURO en een gemiddelde kost van 1460 EURO per ton.

In totaal kan er 68,4 kton NO_x gereduceerd worden tegen een kostprijs van 392 miljoen EURO.

Op de totale kostencurve (figuur 31) en de marginale kostencurve (figuur 32) worden de verschillende emissieplafonds weergegeven.



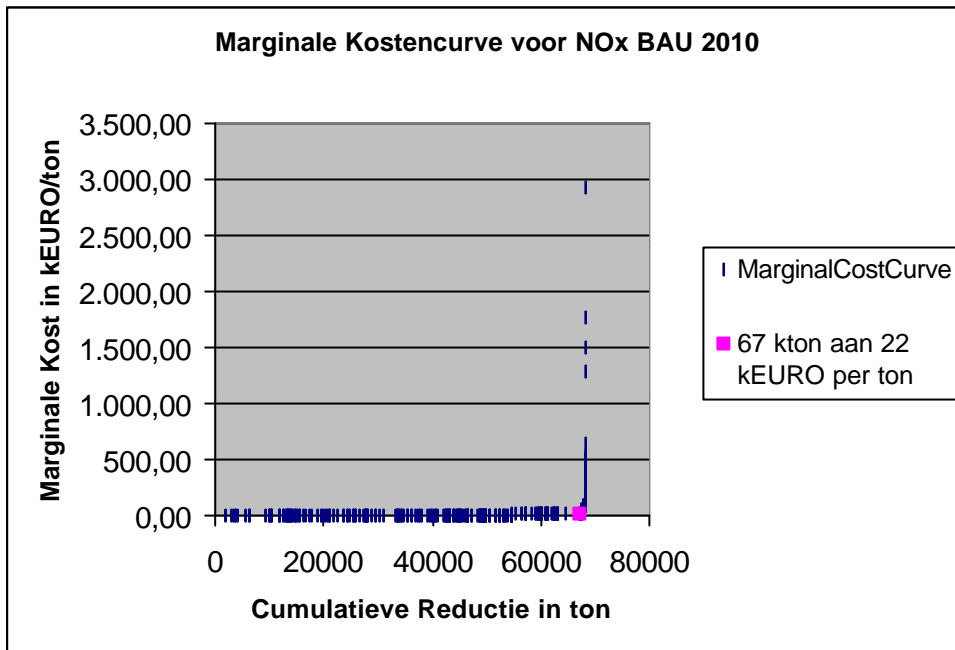
Figuur 31: Totale kostencurve voor NOx BAU 2010



Figuur 32: Marginale kostencurve voor NOx BAU 2010 tot een Marginale kost van 10 kEURO per ton

Het maximaal reductie scenario (MFR) opgesteld door IASA bleek niet haalbaar. De maximaal haalbare reductie was 68,4 kton, wat toegepast op het BAU-scenario een totaal 158,7 kton NOx geeft. IASA stelt een emissieplafond van 127 kton voorop. Hiervoor zouden we zo'n 32 kton extra moeten reduceren dan hetgeen wij als maximaal haalbaar definiëerden. De kostprijs van maximale reductie voor dit scenario bedraagt 392,5 miljoen EURO met een marginale kost van bijna 12000 kEURO per ton. Er moet wel op gewezen worden dat de marginale kost voor de laatste tonnen enorm stijgt. Om 67 kton te reduceren

hebben we slechts een marginale kost van 22 kEURO per ton. Dit wordt geïllustreerd in onderstaande figuur.



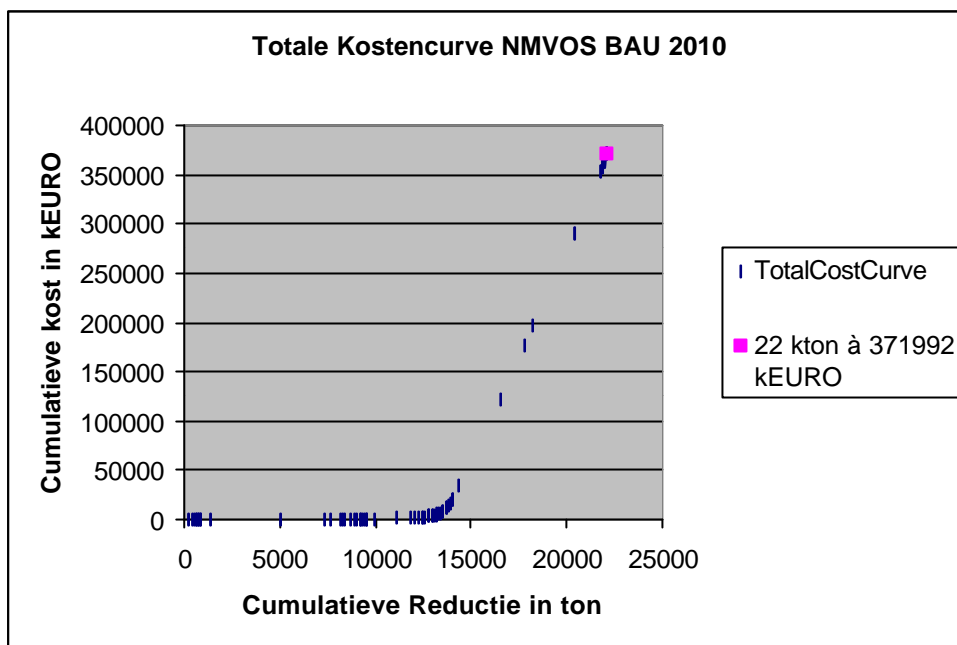
Figuur 33: Marginale kostencurve NOx BAU 2010

- **NMVOS**

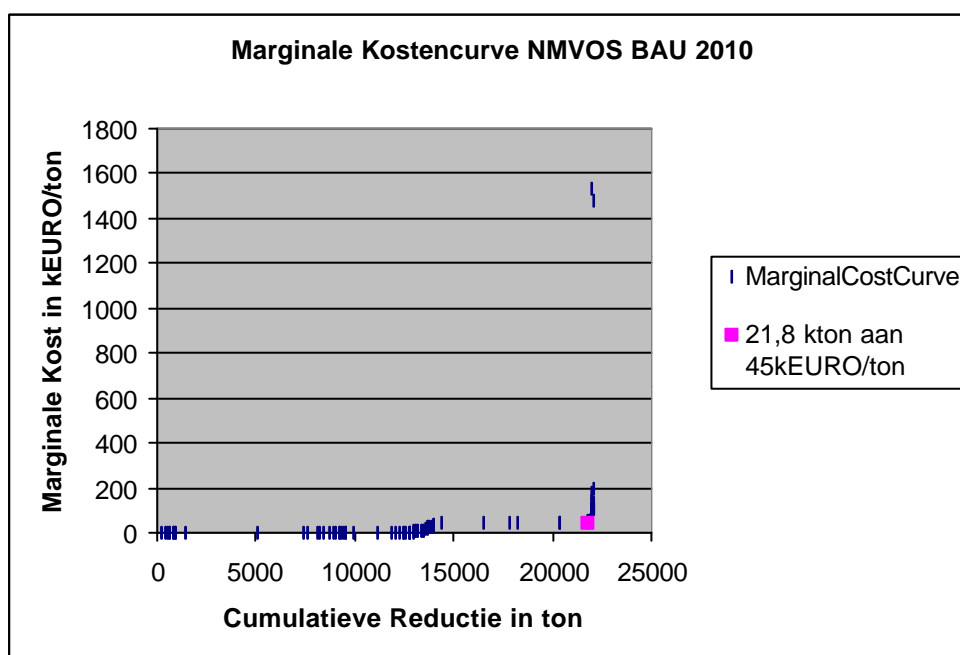
Zoals reeds werd toegelicht in het hoofdstuk over de emissieprojecties konden we met de data waarover we beschikten slechts tot 22 kton NMVOS reductie komen. Dit is onvoldoende om aan Göteborg of aan andere richtlijnen te voldoen. De kostprijs voor deze 22 kton bedraagt 372 miljoen EURO met een marginale kost van 1477,7 kEURO per ton en een gemiddelde kost van 16,9 kEURO per ton. Opnieuw geldt hier weer de opmerking dat de stijging van de marginale kost zeer sterk is voor de laatste tonnen. Tot 21,8 kton reduceren heeft een marginale kost van 45kEURO per ton en een gemiddelde kost van 16,2 kEURO per ton. De marginale kost is beduidend lager.

Tabel 23: Overzicht NMVOS-emissiereducties voor Göteborg en NEC met kostprijs BAU 2010

	Emissies kton	Reductie kton	Totale Kost kEURO	MK kEURO/ton	GK kEURO/ton
BAU 2010	196				
Göteborg	144	52			
NEC	139	57			
IIASA MFR	102	94			
Maximaal	174	22	372 000	1477,7	169,9



Figuur 34: Totale kostencurve NMVOS BAU 2010



Figuur 35: Marginale kostencurve NMVOS BAU 2010

9.1.2 Kostencurve BAU 2010 groeivoet 0%

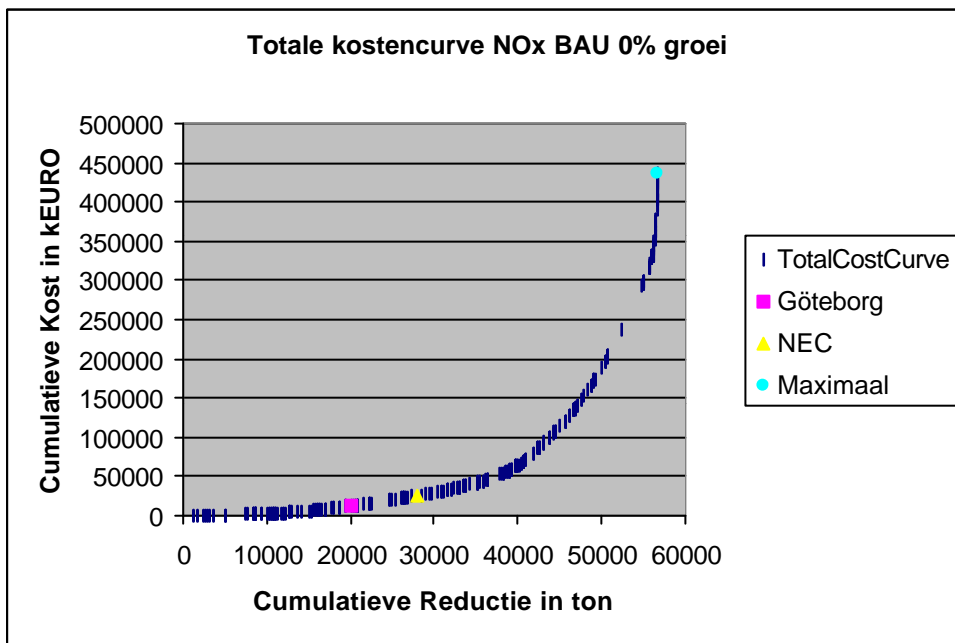
- NO_x

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van de reducties die volgens dit scenario nodig zijn om de doelstellingen tegen 2010 te halen. Opnieuw bleek het maximale

reductiescenario niet haalbaar. Er zou nog zo'n 20 kton extra gereduceerd moeten worden. We mogen echter niet vergeten dat een stabilisatie van de emissies op het niveau van 1997, zoals voorgesteld in dit scenario, niet met de werkelijkheid overeenstemt, en ook kosten met zich meebrengt, die hier niet berekend werden.

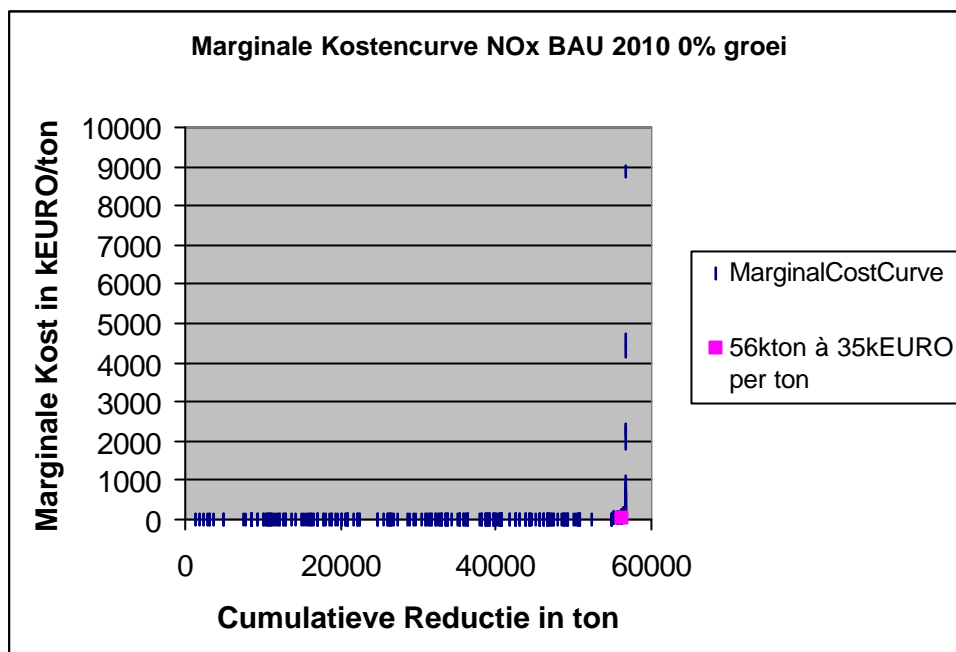
Tabel 24: Overzicht NOx-emissies voor Göteborg en NEC met kostprijs BAU 2010 0% groei

	Emissies kton	Reductie kton	Totale kost kEURO	MK kEURO/ton	GK kEURO/ton
BAU 2010 0%	204				
Göteborg	184	20	12 551	1,41	0,63
NEC	176	28	26 680	1,98	0,95
Maximaal	147	57	435 370	17 311	7,68
IIASA	127	77			



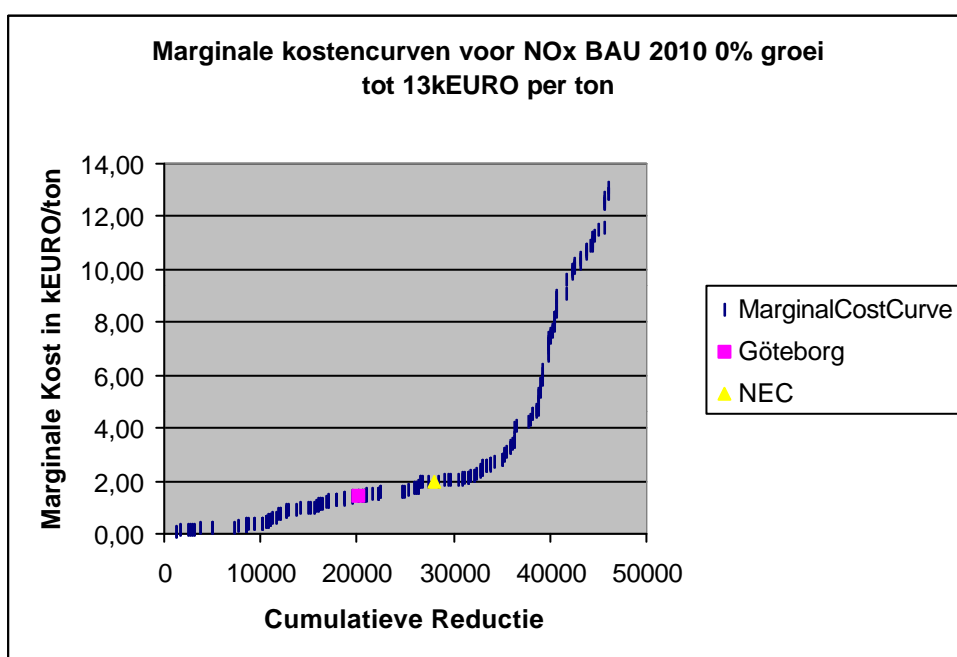
Figuur 36: Totale kostencurve NOx BAU 2010 0% groei

Opnieuw zien we een sterke toename van de marginale kost voor de laatste tonnen (vanaf ongeveer 56 kton) die kunnen gereduceerd worden.



Figuur 37: Marginale kostencurve NOx BAU 2010 0% groei

Om de marginale kost beter te kunnen bestuderen stellen we in volgende figuur slechts de marginale kostencurve voor tot 13 kEURO per ton.



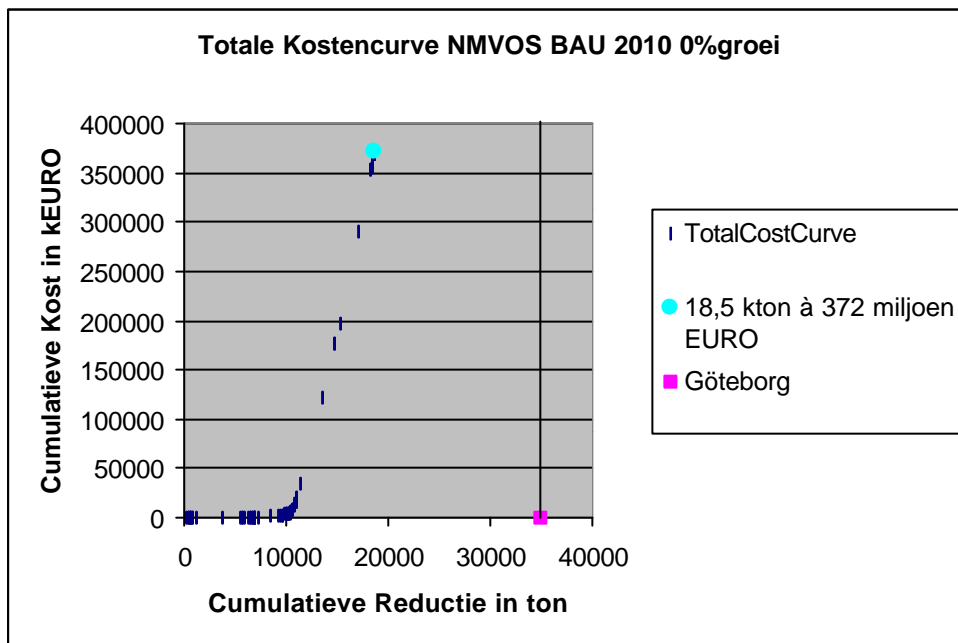
Figuur 38: Marginale kostencurve NOx BAU 2010 0% groei tot 13 kEURO per ton

- **NMVOS**

Om aan Göteborg te voldoen moet er zo'n 35 kton gereduceerd worden ten opzichte van het BAU 2010 0% groei scenario. Ook in dit scenario blijkt Göteborg niet haalbaar.

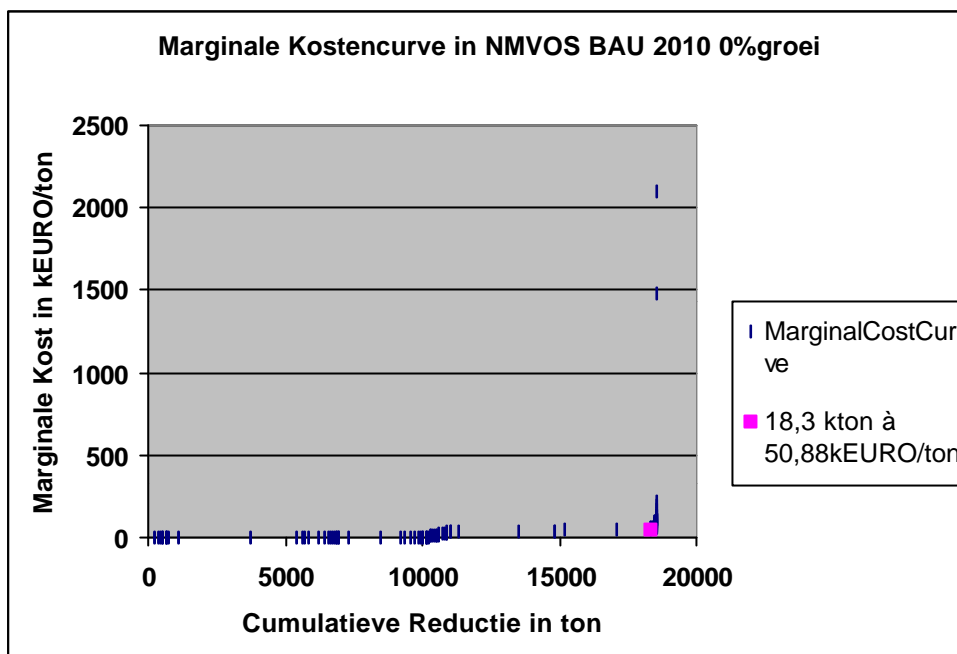
Tabel 25: Overzicht NMVOS-emissies voor Göteborg en NEC met kostprijs BAU 2010 0% groei

	Emissies kton	Reductie kton	Totale Kost kEURO	MK kEURO/ton	GK kEURO/ton
BAU 2010 0%	179				
Maximaal	160	18,3	353 400	50,88	19,28
Göteborg	144	35			
NEC	139	40			
IIASA	102	77			



Figuur 39: Totale kostencurve NMVOS BAU 2010 0% groei

De marginale kosten van dit scenario kennen een verloop dat gelijkaardig is aan dat van het BAU-scenario met als enige verschil dat de marginale kosten reeds vanaf 18,3 kton zeer sterk beginnen te stijgen. Maar het principe blijft hetzelfde: de laatste tonnen zijn duur.



Figuur 40: Marginale kostencurve BAU 2010 0% groei

9.1.3 Verschil kostprijs kostenefficiënte scenarios en beleidsopties

Om te kijken wat het verschil in kostprijs kan zijn tussen het kostenefficiënte scenario en een beleidsscenario gericht op het reduceren van de emissies, werkten we een voorbeeld uit voor NO_x emissies van verbranding, waarin er beleidsnormen werden opgelegd voor gas, vloeibare en vaste brandstoffen in de sectoren die beginnen met snapcode 01, 02 en 03.

01: Verbranding bij energieproductie en transformatie (stationaire bronnen)

02: Verbranding bij niet-industriële bedrijven (stationaire bronnen)

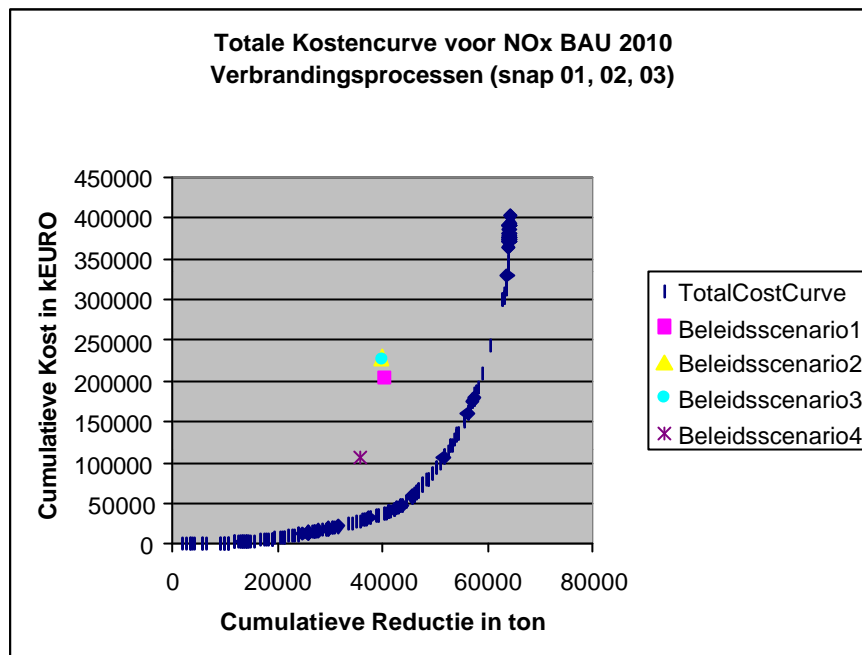
03: Verbranding bij de verwerkende nijverheid (stationaire bronnen)

In de volgende tabel worden de verschillende normen die werden opgelegd weergegeven. De normen in beleidsscenario 4 zijn minder streng dan in de andere drie scenario's.

Tabel 26: Normen voorgesteld in de beleidsscenario's

in g/GJ	Gas	Vloeibaar	Vast
Beleidsscenario 1	60	100	200
Beleidsscenario 2	70	110	230
Beleidsscenario 3	80	120	250
Beleidsscenario 4	100	160	250

In de volgende figuur worden de kosten voor verschillende beleidsscenario voorgesteld.



Figuur 41: Marginale kostencurve voor NOx BAU 2010 selectie van snapcode 01,02 en 03

Tabel 27: Overzicht resultaten beleidsscenario

Overzicht	NOx Reductie in kton	Kostprijs in MEURO	# inst waarvoor geen maatregelen beschikbaar om te kunnen voldoen aan de norm	# ton emissies van de installaties waarvoor maatregelen beschikbaar om te voldoen aan de norm in ton
Scenario 1	40,4	204	49	21587
Scenario 2	39,8	229	32	18385
Scenario 3	39,9	226	31	17877
Scenario 4	35,6	106	18	7103
Kostencurve i.v.m. scenario 1	40,5	38		
Kostencurve i.v.m scenario 4	35,6	29		

Uit figuur 41 blijkt dat de kosten van beleidsscenario 4 (het minst strenge scenario) het dichtste bij de kostencurve (kostenefficiëntie) liggen. In tabel 26 kan men zien dat de kosten van dit scenario nochtans zo'n 3,6 keer hoger liggen dan het kostenefficiënte scenario.

De kosten van de strengere scenario's (1, 2 en 3) liggen dicht bij elkaar. De kosten van deze scenario's liggen ongeveer 5 keer hoger dan de kostencurve. De kosten voor die installaties waarvoor momenteel geen maatregelen beschikbaar zijn om ze te laten voldoen aan de maatregelen, niet meegerekend.

Hoe strenger de normen, hoe minder installaties zullen kunnen voldoen aan de norm, omdat er geen emissiereductietechnologieën meer beschikbaar zijn. Een mogelijkheid is deze

installatie stilleggen of ze helemaal vervangen. Wat de kost hiervoor is, werd niet berekend. Ook niet wat het reductiepotentieel is voor de emissies van deze installaties. De omvang van deze emissies is weergegeven in de laatste kolom van de tabel. De installaties variëren te sterk om een algemene uitspraak te doen.

Het gaat om een hypothetisch voorbeeld waarin aangetoond wordt dat de kostprijs van een normen-beleid hoger ligt dan het kostenefficiënte scenario. Hoe minder streng het scenario, hoe dichter de totale kosten bij de kostencurve liggen.

9.1.4 Overzicht

Vooraleer over te gaan tot de bespreking van de baten, wordt in onderstaande tabel een overzicht gegeven van de reductiekosten verbonden aan het BAU-scenario 2010. Dit omdat deze cijfers van belang zijn voor de kosten-baten analyse.

Tabel 28: Overzicht van de reducties en kosten voor NOx en NMVOS voor BAU 2010

NOx	Emissies kton	Reductie kton	Totale Kost kEURO	MK kEURO/ton	GK kEURO/ton
BAU 2010	227				
Göteborg	184	43	36581	2,05	0,85
NEC	176	51	74580	7,14	1,46
	169	58	133840	10	2,3
Maximaal	159	68	392450	11989,7	5,74
IIASA MFR	127	100			
NMVOS	Emissies kton	Reductie kton	Totale Kost kEURO	MK kEURO/ton	GK kEURO/ton
BAU 2010	196				
	182,5	13,5	7162	10	0,53
Maximaal	174	22	372 000	1477,7	169,9
Göteborg	144	52			
NEC	139	57			
IIASA MFR	102	94			

Tot een marginale kost van 10 kEURO kan er zo'n 58 kton NOx en zo'n 13,5 kton NMVOS gereduceerd worden. Hieruit en uit de studie van de kostencurves blijkt duidelijk dat de kostprijs van de reductie van de laatste tonnen zeer sterk stijgt. Ook wordt hier nogmaals aangeduid dat voor NOx de Göteborg en NEC emissieplafonds wel haalbaar zijn, mits extra investeringen, voor NMVOS echter niet.

9.2 Baten van de verschillende scenario's

De baten die volgen uit de verandering van scenario's (BAU2010 ten opzichte van 1997, of BAU2010 Maximale reductie ten opzichte van BAU2010), worden bepaald aan de hand van de ExterneE methode, zoals beschreven in hoofdstuk 9. De verandering in concentratie aan ozon, door over te stappen van het ene scenario naar het andere, wordt gehanteerd als maat om de impacts te berekenen. Stijgen de impacts, dan betekent het nieuwe scenario een

verergering van de situatie, dalen ze, dan levert een nieuw scenario baten op ten opzichte van het oude. In dit hoofdstuk worden enkel de impacts van ozon op gezondheid in rekening gebracht. Daarbovenop kan gekeken worden naar de baten van NO_x-emissiereducties via de afname van PM₁₀ concentraties, waartoe NO_x door de vorming van nitraten een bijdrage levert. Impacts op landbouw zijn opgenomen in een aparte paragraaf, en zijn gebaseerd op vroegere berekeningen in het kader van MIRA-S.

De berekeningen gebeuren op basis van de door EUROS gemodelleerde resultaten (Delobbe, 2001a). Voor België zijn tien representatieve locaties geselecteerd. De gehanteerde ozonindicator om impacts te berekenen is de maximale uurconcentratie per dag (1-hr max) gedurende het beschouwde seizoen (mei tot september). Voor de tien ozonconcentraties die gehanteerd worden kan een (lokaal) lage en hoge waarde bepaald worden als benaderende maat voor de onzekerheid. Deze ruwe benadering voor gans België is een eerste test om na te gaan of er grote veranderingen in impacts waar te nemen zijn, en of de geografische spreiding in impacts of baten belangrijk is. Een verdere geografische verfijning vergt meer computertijd van EUROS, maar verbetert wel de statistische analyse van de onzekerheid.

9.2.1 1997 - BAU2010

Om de resultaten van het verschil tussen BAU2010 en 1997 duidelijk te maken, is het nuttig om eerst eens te berekenen wat de impacts zijn van de afzonderlijke scenario's. Volgende berekeningen gaan uit van de benadering zonder drempel.

In 1997 bedragen dan de milieuschadeposten voor impacts op de volksgezondheid ongeveer 312 miljoen euro. De belangrijkste bijdrage hierin wordt veroorzaakt door MRADs, dagen met beperkte activiteit (202 miljoen euro). Ook astma aanvallen (AA, 76 miljoen euro), en voortijdige sterfte (32 miljoen euro) dragen nog aanzienlijk bij in de totale externe kost. 90% van de totale milieuschadepost wordt gevormd door de meer onzekere impacts (type II en type III). Indien symptoomdagen in plaats van MRADs genomen worden verhogen de externe kosten aanzienlijk. Impacts die een groter segment van de bevolking treffen, maar minder ernstig zijn en een relatief kleine kost aan de maatschappij betekenen, domineren dus het globale plaatje van de ozoneffecten.

Tabel 29: Milieuschadeposten voor ozon in 1997, zonder drempel (in miljoen euro).

	Gemiddeld	Laag ²	Hoog ²
Milieuschadeposten			
Sterfte (Type I)	31,6	27,3	35,7
HRA15-64 (Type I)	0,7	0,6	0,8
HRA+65 (Type I)	0,31	0,27	0,35
MRAD (Type III)	202,3	173,8	229,6
AA (Type II)	76,7	66,0	86,9
Totaal	311,7	268,0	353,4
Sensitiviteit			
Symptomen (Type III) ¹	722,0	627,7	810,1

¹: vervangt MRAD

²: lage en hoge waarden gebaseerd op de lokale lage en hoge ozonconcentraties.

Dit in tegenstelling met bvb. impacts van PM10, die gedomineerd worden door sterfte als gevolg van langdurige blootstelling. Wanneer rekening gehouden wordt met de minima en maxima voor de 10 locaties, varieert de totale milieuschadekost ongeveer tussen 270 Miljoen euro en 350 Miljoen euro.

In het 2010BAU scenario bedragen de milieuschadekosten nog 302 miljoen euro, met een spreiding van 265 tot 340 Miljoen euro. Dezelfde vaststellingen gelden als voor het 1997 scenario.

Tabel 30: Milieuschadekosten voor ozon in 2010BAU, zonder drempel (in miljoen euro).

	Gemiddeld	Laag²	Hoog²
Milieuschadekosten			
Sterfte (Type I)	30,7	27,0	34,4
HRA15-64 (Type I)	0,7	0,6	0,8
HRA+65 (Type I)	0,30	0,27	0,34
MRAD (Type III)	196,1	171,8	221,0
AA (Type II)	74,4	65,4	83,7
Totaal	302,1	265,1	340,3
Sensitiviteit			
Symptomen (Type III) ¹	702,7	622,7	783,3

¹: vervangt MRAD

²: lage en hoge waarden gebaseerd op de lokale lage en hoge ozonconcentraties.

Hoe bepaalt men het verschil tussen deze twee scenario's? Allereerst dient opgemerkt te worden dat een over- of onderschatting van de concentraties door EUROS, waar de ontwerpers van het model op gewezen hadden (Delobbe, 2001b), door het maken van verschilberekeningen min of meer gecompenseerd wordt. Een eerste eenvoudige benadering om verschillen te bepalen is simpelweg het verschil maken van vorige twee tabellen. Hieruit blijkt dan dat 2010BAU ongeveer 9,5 miljoen euro aan baten oplevert ten opzichte van 1997. De toestand m.b.t. de 1-hr max waarden is dus verbeterd. In deze benadering maakt men het verschil tussen de impacts of kosten, niet tussen de concentraties. Omdat de bepaling van de impacts en kosten niet lineair afgeleid wordt uit de concentraties, en omdat met constante achtergronddata gewerkt wordt, zal een berekening van de baten, vertrekkende van de verschillen in concentraties een andere baat genereren (Torfs, 2001a). Dit is in tabel 31 weergegeven.

De baten voor de berekende gezondheidseffecten zijn vrij beperkt bij overgang van de situatie 1997 naar 2010 onder het BAU scenario: 7,5 miljoen euro. Neemt men het verschil van de lage en hoge waarden uit tabel 1 en 2 als eerste benadering, dan kan men een interval vastleggen waarbinnen de baten zich zullen bevinden: van 3 tot 13 miljoen euro.

Wat is het effect van het invoeren van een drempel van 120 µg/m³? De milieuschadekosten voor 1997 dalen hierdoor tot ongeveer 112,5 miljoen euro, en deze van 2010BAU tot 103,7 miljoen euro. Hoewel de impacts in beide scenario's dus drastisch afnemen, blijft het verschil van dezelfde orde. De baten bedragen dus ongeveer 8,8 miljoen euro indien het verschil in impacts genomen wordt. Vertrekkende van het verschil in concentraties bedragen de baten ongeveer 7,8 miljoen euro.

Tabel 31: Milieuschadepkosten en baten BAU2010 t.o.v. 1997, zonder drempel (in miljoen euro).

	Gemiddeld
Milieuschadepkosten	
Sterfte (Type I)	-0,8
HRA15-64 (Type I)	-0,02
HRA+65 (Type I)	-0,008
MRAD (Type III)	-4,8
AA (Type II)	-1,9
Totaal	-7,5
Sensitiviteit	
Symptomen (Type III) ¹	-19,3
Baten	
Totaal	7,5

¹: vervangt MRAD

9.2.2 BAU2010 - BAU2010 Maximale reductie

Een analoge redenering geldt voor de overgang van het BAU2010 scenario naar het "BAU 2010 maximale reductie" scenario. Hier zijn echter de milieuschadepkosten in het maximale reductie scenario hoger voor België dan in het BAU scenario. Met andere woorden een maximale reductie van NOx- en VOS-emissies in België geeft over het ganse seizoen gemiddeld aanleiding tot een verhoging van de effecten op gezondheid in België. Het effect van een verdere reductie van buitenlandse emissies is niet onderzocht. De (negatieve) baten bedragen -5,1 miljoen euro (tabel 32).

Tabel 32 Milieuschadepkosten en baten BAU2010 maximale reductie t.o.v. BAU2010 (zonder drempel, in miljoen euro).

	Gemiddeld
Milieuschadepkosten	
Sterfte (Type I)	0,5
HRA15-64 (Type I)	0,012
HRA+65 (Type I)	0,005
MRAD (Type III)	3,3
AA (Type II)	1,3
Totaal	5,1
Sensitiviteit	
Symptomen (Type III) ¹	12,4
Baten	
Totaal	-5,1

¹: vervangt MRAD

Het invoeren van een drempel van 120 µg/m³ verandert deze conclusie niet. De milieuschadepkosten nemen bij het invoeren van een drempel van 120 µg/m³ -relatief gezien sterk af tot 1,7 miljoen euro voor de overgang van het BAU2010 scenario naar het "BAU 2010 maximale reductie" scenario. Maar het teken verandert niet, zelfs niet wanneer met minimale of maximale ozonwaarden gerekend wordt.

Zijn er in dit geval regionale verschillen op te tekenen? Van de 10 gekozen lokaties zijn er twee (Ardennen en de streek rond Virton) die positieve baten opleveren, van de orde van 0,09 miljoen euro (0,04 miljoen met een drempel van $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$). De belangrijkste en dichtst bevolkte regio's (hoofdzakelijk in Vlaanderen) vertonen een duidelijke negatieve baat. Een analyse met meer locaties van het BAU maximale reductie scenario ten opzichte van het BAU scenario zal hieraan weinig veranderen. Een berekening van de ozonconcentraties in het buitenland door veranderende emissies in België is niet gebeurd, en het effect daarvan is onbekend.

9.2.3 Andere potentiële baten

Twee andere potentiële baten worden hierna besproken. Nog andere potentiële baten zoals de impact op eco-systemen of materialen werden hier niet in rekening genomen.

▪ NOx reducties en de vorming van nitraten

Via de vorming van (ammonium-)nitraten draagt NOx bij tot de PM10 concentraties in de lucht. PM10 gezondheidseffecten zijn duidelijk aangetoond via epidemiologische studies (WHO, 2000; Samet, 2000, Katsouyanni, 1997), hoewel men er nog niet in geslaagd is de veroorzakende componenten en mechanismen eenduidig te bewijzen. Algemeen wordt PM10 dus nog steeds gebruikt als indicator voor de effecten op gezondheid. De massabijdrage van nitraten tot PM10 draagt hieraan dus ook bij. Studies hebben uitgewezen dat voor België de milieuschadekost van NOx via nitraten 5000 euro per ton NOx bedraagt, voor emissies uit hoge schouwen (EC, 1999a; Torfs, 2001b). Voor transport bedraagt de milieuschadekost ongeveer 3100 euro per ton (Int Panis, 2001). Voor de berekening van de potentiële baten wordt voor emissies uit lage schouwen ook een kost van 3100 euro/ton aangehouden. Deze milieuschadekost houdt echter wel rekening met het feit dat het 80 tot 90% van de impacts in het buitenland optreedt.

De baten zijn nu -vergeleken met deze van de directe ozoneffecten- vrij groot: 237 miljoen euro bij overgang van 1997 naar 2010BAU, bijna uitsluitend verwezenlijkt in de transportsector; en bijkomende reducties leveren nog eens 334 miljoen aan baten op.

Tabel 33: Potentiële baten van NOx reducties, via de bijdrage aan PM10 (in miljoen euro)

	2010BAU-1997	2010 BAU MAX -2010 BAU
Emissies uit hoge schouwen	-14,6	321,4
Emissies van transport	247,1	0
Emissies van de residentiële sector	4,3	12,7
totaal	236,9	334,1

▪ Impact op landbouwgewassen

Impacts van ozon op landbouwgewassen wordt aan de hand van AOT40 waarden voor de verschillende scenario's bepaald. Uit MIRA-S bleek al dat de AOT40 in 2010 niet veel afneemt. Omrekening van de AOT40 uit MIRA-S naar verlies aan gewasopbrengst zoals beschreven in EC (1999b) kan dan aan de hand van de prijzen voor gewassen uitgedrukt worden in milieuschadekosten. Voor 1997 bedraagt de absolute impact op landbouwgewassen ongeveer 100 miljoen euro. De afname in AOT40 in 2010 levert een baat op van ongeveer 12 miljoen euro. Een verdere afname onder het BAU+ scenario

(vergelijkbaar met het BAU maximale reductie) levert daarbovenop nog een baat van ongeveer 5 miljoen euro.

9.2.4 Samenvatting

De baten voor de verschillende scenario's zijn nog eens samengevat in onderstaande tabel:

Tabel 34: Baten voor de verschillende scenariowijzigingen - benadering zonder ozondrempel (in miljoen euro).

	BAU 2010 - 1997	BAU 2010 max - BAU 2010
Directe baten in België van ozon		
Gezondheid	7,5	-5,1
Landbouwgewassen	12,0	5,0
Indirecte baten (NOx - nitraten) in Europa	236,9	334,1
Totaal	256,4	334,0

9.3 Kosten-batenanalyse

Om de kosten en de baten te vergelijken, werden de resultaten in onderstaande tabel samengebracht. Voor de reductie die zich voordoet tussen 1997 en het BAU-scenario 2010, zijn geen kosten berekend. Deze reductie is namelijk het gevolg van wettelijke bepalingen die nu reeds vastgelegd zijn en vervangingen van installaties die einde levensduur zijn. Enkel de kosten en baten tussen het BAU 2010-scenario en het maximale reductie scenario BAU 2010 kunnen vergeleken worden.

Tabel 35: Vergelijking van de kosten met de baten

	Reductie (kton)		Kosten (MEURO)			Baten (MEURO)			
	NOx	NMVOS	NOx	NMVOS	Totaal	Direct		Indirect	Totaal
						Gezond- heid	Landbouw- gewassen		
1997 – BAU 2010	78	96	-	-	-	7,5	12	236,9	256,4
BAU 2010 – BAU 2010 MAX	68	22	392	372	764	-5,1	5	334,1	334,0

Een eerste belangrijke conclusie die men uit de vergelijking kan trekken, is dat de kosten de baten zeer sterk overschrijden. De directe baten zijn bijna nihil. Dit wordt veroorzaakt door het feit dat de gemiddelde concentraties niet afnemen. Ook bleek uit de berekeningen dat het invoeren van drempelwaarden geen invloed had op de grootte van de baten.

Zelfs indien we de indirecte baten op volksgezondheid meenemen, overschrijden de kosten de baten zeer sterk. Aangezien de onzekerheid over de grootte van de indirecte baten groot is, zou het onjuist zijn te veronderstellen dat NOx reductie alleen wel rendabel is. Anderzijds kunnen indirecte baten van impacts op eco-systemen niet gekwantificeerd worden.

Tot slot blijft er de vraag of we over de “ozonberg” zijn. Met top van de “ozonberg” wordt het punt bedoeld waar NO_x-reductie ook leidt tot vermindering van de ozonconcentraties. Ook de baten van reducties in België op de ozonconcentraties in het buitenland zijn niet gekend.

10 CONCLUSIE

Het doel van deze studie was het ontwikkelen van een instrument voor de evaluatie van beleidsmaatregelen voor een duurzaam ozonbeleid, namelijk om na te gaan wat de kosten en baten van ozonreductie zijn, rekening houdende met de geografische verdeling van de NO_x- en NMVOS-emissies en ozonconcentraties.

Hiervoor was het noodzakelijk dat alle NO_x- en NMVOS-emissies geïnventariseerd werden. Ook moest er een zo waarheidsgetrouw mogelijke geografische opsplitsing gemaakt worden. Aangezien de vorming van ozon beïnvloed wordt door de geografische verdeling van de emissies, wat in het EUROS model in rekening genomen is. Het EUROS model berekende ozonconcentraties voor tien punten verdeeld over België. Op basis van deze informatie werden de baten berekend. Voor de baten was het belangrijk om waarden voor verschillende regio's te kennen. De grootte van de schade die ozon aanricht aan de gezondheid is namelijk afhankelijk van de omvang van de bevolking. Om het effect van emissiereductie op de ozonconcentraties te bestuderen, moesten er emissieprojecties gemaakt worden. Het model dat de emissieprojecties en de bijhorende kostencurves maakt, zorgt er ook voor dat de data opnieuw geografisch uitgesplitst kan worden.

De totalen van geïnventariseerde emissies werden vergeleken met de emissiecijfers uit EMEP. Deze stemden ongeveer overeen. Voor NMVOS werd er ongeveer 20 kton meer teruggevonden dan de EMEP – inventaris, vermoedelijk een gevolg van de extra aandacht die aan de inventarisatie van deze pollutant besteed werd. Veel aandacht werd aan de NMVOS inventarisatie besteed omdat het volume van de NMVOS-emissies onzeker is en de volumes een belangrijke rol spelen in de grootte van de onzekerheid van de kostencurve.

Voor NO_x was in 1997 'verkeer' de belangrijkste bron, gevolgd door de industrie en de elektriciteitsproductie. In 2010 zijn volgens het BAU-scenario 'industrie' en 'verkeer' nog steeds de belangrijkste NO_x-emittoren, ondanks de sterke reductie in deze categorieën.

Voor NMVOS vormden in 1997 'verkeer' samen met 'solventen' en 'industrie', de belangrijkste bronnen. Volgens het BAU-scenario 2010 blijven 'industrie' en 'solventen' de belangrijkste bronnen, zelfs na maximale reductie. In de categorie 'industrie' is ook de chemische industrie verwerkt. Op deze sector werden slechts weinig emissiereductiemaatregelen losgelaten, vermits de sector sterk verschilt en er weinig data over kosten en efficiëntie van maatregelen bekend zijn. Hier schuilt een mogelijk reductiepotentieel dat een diepgaandere studie aan het licht zou kunnen brengen.

Om de emissies te projecteren en het reductiepotentieel voor NO_x en NMVOS en de kosten te bepalen werd een model opgestart. Dit model linkt emissiereductietechnologieën aan de emissiebronnen. 85% van de stationaire NO_x-emissies en 65% van de stationaire NMVOS-emissies werden in het model ingevoerd. Per bedrijf of sector werd het type installaties verantwoordelijk voor de emissies geïdentificeerd en werden zover beschikbaar emissiereductiemaatregelen geïdentificeerd. Op basis van deze informatie werden het emissiereductiepotentieel en aanverwante kosten berekend en marginale en totale kostencurves opgesteld.

Uit een hypothetisch voorbeeld waar de kosten van een normenbeleid werden berekend, bleek dat zo'n beleid ver van kostenefficiënt was. De kosten lagen zo'n 3 tot 5 keer hoger

dan de kostencurve. Hoe minder streng de normen, hoe dichter de kostprijs bij de kostencurve kwam liggen, of m.a.w. hoe kostenefficiënter.

Omwille van de lange rekentijd van het EUROS model werden het aantal scenario's waarvoor de ozonconcentraties berekend werden door EUROS beperkt tot drie.

Uit de simulatieresultaten van het EUROS model, bleek dat wat betreft de ozonconcentraties het maximale reductie scenario geen verbetering bracht. We zouden hieruit kunnen concluderen dat we nog niet over de "ozonberg" zijn. Met "ozonberg" wordt bedoeld dat de ozonconcentraties afnemen bij NO_x reductie. Wel dient hierbij opgemerkt dat voor het buitenland over de scenario's heen met constante waarden werd gewerkt. De emissiewaarden waren voor 1990. Een simulatie met aangepaste (bv. aan Göteborg) emissiegegevens voor het buitenland zou betere resultaten kunnen geven.

Een kosten-baten analyse werd uitgevoerd voor de overgang van het BAU 2010 naar het BAU 2010 MAXimale reductie scenario. Indien de kosten met de baten vergeleken worden, blijkt dat de kosten de baten ruim overschrijden. Een verklaring hiervoor kan zijn dat het maximale reductie scenario alle technisch mogelijke maatregelen gebruikt, dus ook degene met onrealistisch hoge kosten.

Voor de overgang van het referentiejaar 1997 naar het BAU-scenario 2010 werden geen kosten berekend. Aangezien de ozonconcentraties daar wel verminderen werden daar toch baten teruggevonden.

De baten kunnen opgesplitst worden naar directe en indirecte baten. De directe baten zijn baten die het gevolg zijn van ozonreductie. Deze baten doen zich voor door vermindering van de gezondheidseffecten en de schade aan landbouwgewassen. Voor de extra reducties ten opzichte van BAU 2010 zijn deze baten verwaarloosbaar. De kosten voor deze reductie zijn zeer hoog (NO_x 392 MEURO en NMVOS 372 MEURO). De indirecte baten zijn baten die het gevolg zijn van de rol die NO_x speelt in de vorming van nitraten en de gezondheidseffecten die daarmee gepaard gaan. De grootte van de indirecte baten is onzeker. De onzekerheid in acht genomen zijn de indirecte effecten nog steeds veel belangrijker dan de directe effecten. De indirecte effecten kunnen verdere NO_x reductie rendabel maken.

Het moet vermeld worden dat de huidige rekentijd van het EUROS model volledige kosten-batenanalyses omslachtig maakt. De kosten- en batenmodule kunnen echter wel onafhankelijk van elkaar gebruikt worden. De kostenmodule kan gebruikt worden om gedetailleerde emissiereductiekostencurves (sector, regio, technologie, ...) op te stellen. De batenmodule laat toe om de output van EUROS te evalueren.

Tot slot willen we nog vermelden dat er uit de studie een aantal nieuwe onderzoeksmogelijkheden naar boven kwamen:

- Wat is het emissiereductiepotentieel van de chemische industrie voor NMVOS?
- Indien er voor het buitenland gerekend wordt met de emissieplafonds van Göteborg of NEC, dalen dan de ozonconcentraties voor België bij het maximale reductie scenario? Of met andere woorden zijn we dan over de "ozonberg"?
- Wat is het effect van emissiereductie op de ozonconcentraties in het buitenland? Wat levert het op aan baten?

VERKLARENDE WOORDENLIJST

AOT 40	in EUROS: de gecumuleerd overschot boven 80 microg/m ³ van alle uurwaarden tussen 8 en 20 uur, in deze studie voor de periode mei-sept 1997
AOT 60	idem als AOT 40 maar boven 120 microg/m ³
BAU	Business As Usual
BIM	Brussel Instituut voor Milieubeheer
CORINAIR	The Atmospheric Emission Inventory for Europe
EMEP	Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe
IFARE	Technical background document for the actualisation and assessment of UN/ECE protocols related to the abatement of the transboundary transport of Nitrogen oxides/Volatile Organic Compounds from stationary sources Prepared by French-German Institute for Environmental research, University of Karlsruhe, Germany, September 1999
IIASA	International Institute for Applied System Analysis
KMO	Kleine en middelgrote onderneming
Lambertcoördinaten	Typisch Belgisch coördinatensysteem waarbij de breedte en de lengtecirkels over even ver van elkaar liggen.
NACE	Nomenclatuur per sector
NEC	(Voorstel) EU-Richtlijn inzake nationale emissiemaxima (National Emission Ceilings) voor bepaalde luchtverontreinigende stoffen
NMVOS	Niet-methaan vluchtige organische stoffen
NO _x	Stikstofoxiden (verzamelterm voor NO en NO _x)
NUTS	Geografische opdeling, voor België volgens de arrondissementen
Oppervlaktebronnen	Emissies die gelocaliseerd worden in een gebied. bijvoorbeeld de natuurlijke emissies van dennenbomen
Protocol van Göteborg	Protocol ter vermindering van de verzuring, de eutroficatie en de troposferische ozon, November 1999
Puntbronnen	Emissies die gelocaliseerd worden in één punt, bv. een schoorsteen
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Nederland)
SNAP	Selected Nomenclature for Air Pollution opsplitsing van de emissiebronnen hoofdzakelijk gebaseerd op de eigenschappen van de emissiebronnen.
SO _x	Zwaveloxiden (verzamelterm voor SO ₂ en SO ₄ ²⁻)
TEMAT	Toekomstige Emissies van MAatregelen in Transport, een model ontwikkeld door VITO
VMM	Vlaamse Milieumaatschappij

BIJLAGE

1. Statistical properties of national emission reduction cost functions

Author : Jan Duerinck
 VITO
 Boeretang 200
 B-2400 Mol
 Belgium
 E-mail : duerincj@vito.be

2. Abstract

Integrated assessment modelling is used in international environmental policy to develop international strategies, based on considerations of economic efficiency and fairness. Integrated assessment models use emission reduction cost functions as primary input. Here an analysis is made on the robustness of emissions reduction cost functions. A national emission reduction cost function for VOC-emissions and the Monte Carlo Method are used to demonstrate the high degree of uncertainty in the global cost estimations due to uncertainties in volume components of the emission reduction cost function. It is demonstrated as well that uncertainties in the price components are less critical although a small downward bias is observed.

3. Introduction to national emission reduction cost functions

Emission reduction cost functions give the minimal costs in function of the required emission reduction level. The derivation of these functions is based on the collection of detailed information on emission sources, application fields of abatement technologies, and various cost components of abatement technologies. For each emission source applicable abatement technologies are identified and unit reduction costs are assembled taking application efficiency and various costs into consideration. Finally, the national emission reduction function is compiled by ranking unit reduction costs. Mathematically a cost reduction function can be expressed by the following formula:

$$Cost(l) = \sum_{\sum V_j=l} P_j \times V_j \quad \text{Equation 1}$$

The total cost to reduce emissions up to level l is calculated as the sum of various cost components, sorted by unit price levels P_j , up to the desired level. The maximum feasible reduction level (MFR) corresponds to the maximum value l .

National emission reduction functions give the minimal costs for emissions reductions making abstraction of the policy instruments to be used to reach these minimal costs.

An important issue is the quality of the data. Emission inventories do not always reflect the same level of accuracy for different pollutants. Abatement efficiencies may vary, depending

on various parameters. Cost components are sometimes hard to collect. Especially investment costs for abatement technologies may vary depending on the local situations. Prices for catalysts may depend on market conditions. The size distribution frequently appears to be an important factor in determining investment costs but is in itself not always very well known. The question raises how these uncertainties have impact on global cost estimations

4. The Monte Carlo Method

In Monte Carlo simulations random terms are added to the basic data to see the effects on the final result. Here it is used to get some more insight on the influence of uncertainties in the price P_j en volume V_j components in the total cost calculations. From equation 1 it follows that both uncertainties in P_j and V_j will have effects on the precision of the cost estimation $cost(l)$. To get an idea of these effects random terms are added to the various components in the RHS of equation 1. This exercise is repeated 100 times, resulting in 100 different cost functions from which mean and standard deviation are calculated. The random terms are unbiased drawings from a normal distribution with mean zero and assumed variance.

For our analysis, we have used an emission reduction cost function for VOC for the Belgian territory, but the same methodology can be applied on any emission reduction cost function.

4.1 Uncertainties in the prices

To add the random terms equation 1 is replaced by the following formula:

$$Cost(l) = \sum_{\sum V_j=l} P_j(1 + \mathbf{e}_{pj}) \times V_j \quad \text{Equation 2}$$

and the error terms \mathbf{e}_{pj} are drawn from a normal distribution with mean zero and assumed variance σ_p^2 . Note that the multiplicative formulation implies that the uncertainty in the individual prices is proportional to the value of the unit reduction prices P_j .

The mean cost function and standard deviation have been calculated from various assumptions on σ_p . Figure 1 shows the mean Monte Carlo against the base cost function for an assumed standard deviation on the prices of 50 %.

Obviously, adding unbiased random terms in the prices creates a bias in the total cost estimation. This is explained by the ranking process. Indeed, by sorting the prices from low to high, underestimated prices will be systematically taken first and overestimated prices will be systematically taken last.

Figure 2 illustrates the 95 % confidence interval of the total cost estimation for an assumed σ_p of 30 %. As one can see from the graph, the 95 % uncertainty borders define only a relative small range. This is a second consequence of the sorting process. Apparently the sorting process is not only responsible for a small bias but for a small uncertainty interval as well.

Table 1 presents some summary results for various assumptions on the σ_p . Maximum bias and maximum standard deviation correspond to the highest point observations on the cost curve. In this table the maximum standard deviation is approximately one third of the base assumption on σ_p . In general, the observed bias is relative small.

Table 1: Maximum bias and standard deviation results for various assumptions on σ_p

	Assumption on σ_p			
	10%	20%	30%	50%
Max bias	1%	2%	5%	13%
Max Standard deviation	3%	6%	9%	14%

4.2 Uncertainties in the volumes

Uncertainties in the volumes are studied in a similar way replacing equation 1 by equation 3

$$Cost(l) = \sum_{\sum V_j = l} P_j \times V_j (1 + \epsilon_{vj}) \quad \text{Equation 3}$$

and ϵ_{vj} are drawn from a normal distribution with mean zero and assumed variance σ_v^2 . Note that in this case, the MFR is a statistical variable, and not a deterministic one.

The results from this analysis are different from the previous analysis. First it was found that the mean Monte Carlo cost function was almost identical to the original function. So contrary to the analysis on the prices, uncertainty in the volumes does not create any systematic bias in the cost function. The only exception is close to the MFR where problems arise in measuring the values due to the statistical nature of the MFR. For this reason, the results obtained very close to the MFR are somewhat less accurate. Secondly, it was found that uncertainty in the volumes results in a wide range of uncertainty in the cost function. This is illustrated in Figure 3 where the 95 % confidence interval for the cost function is drawn based on a value for σ_v of 15 %.

The standard deviation of the MFR for different assumptions of σ_v is given in table 2 and the standard deviation on the cost estimations, evaluated at different points close to the MFR is given in table 3.

Table2: Standard deviation of the MFR for different assumptions on σ_v

σ_v	5%	10%	15%	25%
MFR	2%	3.4%	5.10%	7.60%

Table3: Standard deviation of cost estimation measured close to the MFR.

σ_v	5%	10%	15%	25%
80% MFR	6.3	11.8	17.0	24.4
90% MFR	6.6	12.2	17.5	31.4
95% MFR	6.8	16.6	25.0	46.6

Table 3 demonstrates the importance on good quality data related the volume components of the cost functions. At 80 % of the MFR, the standard deviation on the costs reaches more or less the σ_v . For higher reduction levels, the uncertainty interval is increasing.

4.3 Uncertainties in prices and volumes

An additional exercise demonstrates clearly the importance of good quality data on volumes. In this exercise uncertainty in both prices and volumes is assumed. Therefore equation 1 is replaced by equation 4.

$$Cost(l) = \sum_{\sum V_j=l} P_j(1 + e_{j_1}) \times V_j(1 + e_{j_2}) \quad \text{Equation 4}$$

In this case the error terms ε_{pj} and ε_{vj} are independent distributed with mean zero and assumed variance σ_p^2 and σ_v^2 .

Table4: Comparison of standard deviations obtained for uncertainty in volumes (1) and volumes and prices (2)

	σ_v 10%	σ_v 10 % σ_p 20%
0.80 MFR	11.8	12.2
0.90 MFR	12.2	12.7
0.95 MFR	16.6	17.9

In the second column, standard deviations for costs are evaluated under the assumption of uncertainty in the volumes with $\sigma_v = 10\%$ and in the last column uncertainty in the volumes and the prices is assumed. Although the uncertainty in the prices is twice as high as the uncertainty in the volumes, this component seems to contribute hardly to the global results.

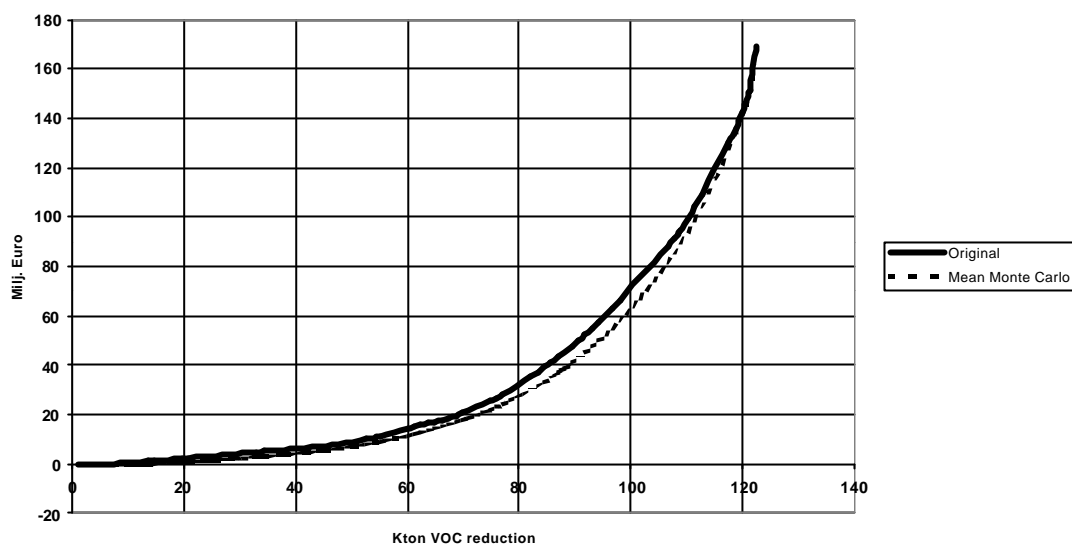


Figure 1: Mean Monte Carlo simulation and for an assumed S_p of 50 %

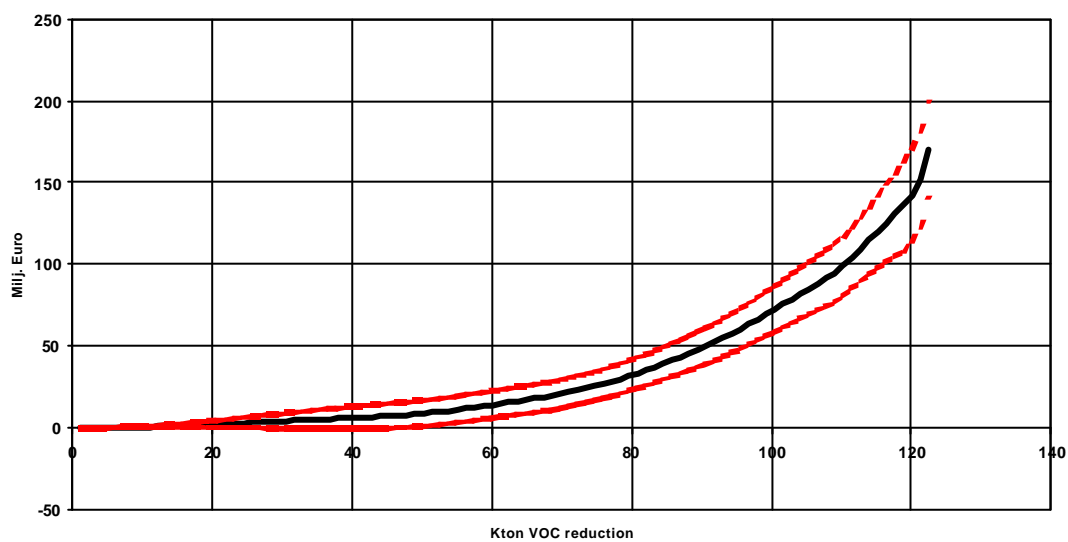


Figure 2: 95 % confidence interval of cost estimation for S_p 30 %.

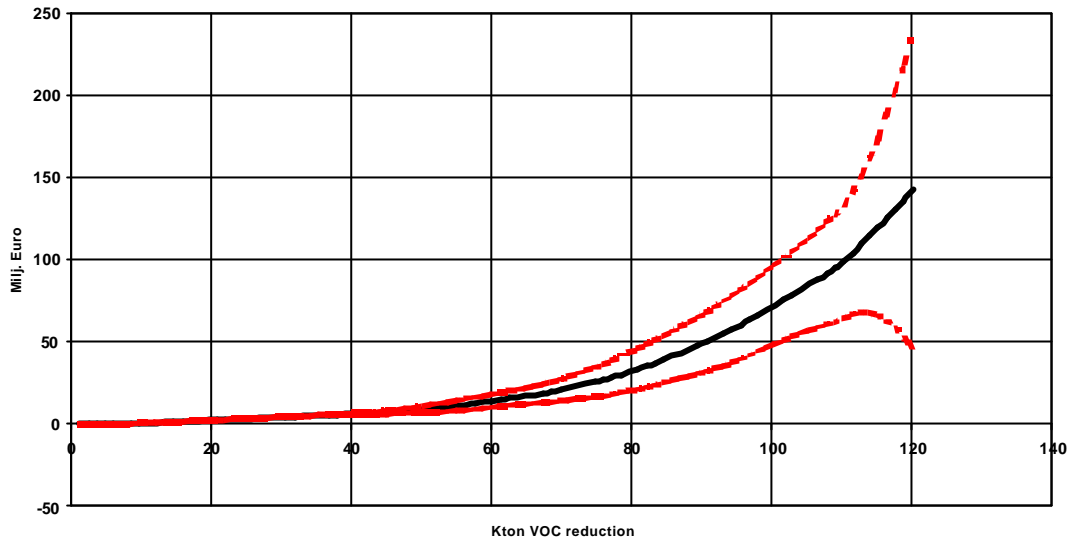


Figure 3: 95 % confidence interval for an assumed S_v of 15 %

REFERENTIES

Abt associates (1999) Adverse health effects associated with ozone in the eastern United States. Report prepared for the Clean Air Task Force, Washington D.C., october 1999.

ADEME-INFOMIL (2001) : NOXCONF 2001 – International Conference on Industrial Atmospheric Pollution – NO_x and N₂O Emission Control : Panel of Available Techniques – Collection of Papers, Paris, 21-22 March 2001.

American Thoracic Society (2000) What constitutes an adverse health effect of air pollution? Am J Respir Crit Care Med, 161, pp 665-673.

Anderson et al., (1998) Air pollution, pollens and daily admissions for asthma in London. Thorax, 53, pp 842-848.

Anderson H.R., Katsouyanni K., Spix C. (1998) Reply from the authors. Eur Respir J., 11, pp 993.

Anderson R., Spix C., et al. (1997) Air pollution and daily admissions for chronic obstructive pulmonary disease in 6 European cities: results from the APHEA project. Eur Respir J., 10, pp 1064-1071

Bickel P., Schmid S., Friedrich Krewitt W. eds, (2001) Externe Transport External costs of energy conversion - improvement of the Externe methodology en assessment of energy-related transport externalities. CEC, European Commission, DGXII, Science, Research and Development, JOULE. (in press).

De Vlieger I. et al. (2001) 'Maatregelen in de transportsector voor de vermindering van CO₂ en troposferische ozon', Effectiviteit naar emissies van beleidsopties (vervolg Taak 2a), VITO.

Delobbe L. et al. (2001a) Beleuros: Implementatie en uitbreiding van het EUROS model voor beleidsondersteuning in België. Vito rapport 2001/TAP/R/023.

Delobbe L. (2001b) persoonlijke mededeling.

ECONOTEC (2001) Application du modèle EPM au développement de scénarios d'émissions de CO₂ à l'horizon 2010 pour la Belgique, rapport d'avancement d'une étude effectuée pour les Services fédéraux des Affaires scientifiques, techniques et culturelles, avril 2001.

Electrabel-SPE (2000) Productie en transport, Feiten en cijfers 1999, CPTE.

EPA (1996) Review of the National Ambient Air Quality Standards for Ozone: Scientific and Technical information. OAQPS Staff Paper. U.S. EPA, office of air quality planning and standards, Research Triangle Park, NC. EPA-452/R-96-007.

European Commission (1999c) Voorstel voor een Richtlijn van het Europese Parlement betreffende ozon in de lucht, COM 1999/125, definitief, Brussel.

European Commission (1999d) Ozone position paper, DGXI, Brussels.

European Commission (1995) DGXII, Science Research and Development, JOULE, Externalities of Fuel Cycles. Report numbers EUR 16520 EN to 16525 EN, 1995. (see website : <http://externe.jrc.es/>)

European Commission, DGXII (1999a) ExternE, Externalities of Energy Vol 6 the National Implementation Project, Research and Development, JOULE , EC, 1999.

European Commission, DGXII (1999b) ExternE, Externalities of Energy Vol 7 Methodology update, Research and Development, JOULE , EC, 1999.

European IPPC Bureau (1999) Best Available Techniques Reference Document on the Production of Iron and Steel – July 1999.

European IPPC Bureau (2000) Draft Reference Document on Best Available Techniques in the Large Volume Organic Chemical Industry – December 2000.

European IPPC Bureau (2000) Reference Document on Best Available Techniques in the Cement and Lime Manufacturing Industries – March 2000.

European IPPC Bureau (2001) Best Available Techniques Reference Document on Mineral Oil and Gas Refineries – Draft January 2001.

HIS (1997) Health Interview Survey, Van Oyen et al., WIV

Int Panis L. and L. De Nocker (2001) External costs of transport. Report to the Belgian federal Office for Science, Tourism and Cultural affairs. Vito, 78pp.

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. (1997). 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. *BMJ*, 314, 1658-1663.

Katsouyanni K., Zmirou D., Spix C., Sunyer J., et al. (1995) Short-term effects of air pollution on health: a European approach using epidemiological time-series data. The APHEA project: background, objectives, design. *Eur Respir J*, 8, pp 1030-1038.

Krupnick AJ, Harrington W, Ostro B. (1990) Ambient ozone and acute health effects: Evidence from daily data. *J. Environ Econ Manage* 18, 1-18.

Kunzli N., Lurmann F., Segal M., et al. (1997) Association between lifetime ambient ozone exposure and pulmonary function in college freshman - results of a pilot study. *Environ Res*, 72(1), pp 8-23.

Luyckx W. et al. (2001) ‘Onderbouwende studie voor het emissiereductiebeleid van luchtverontreinigende stoffen voor huishoudelijke stookinstallaties’, VITO.

NIS data: <http://www.statbel.fgov.be>

Nishino N., Abbey DE., McDonnell WF (1996) Long term ambient concentrations of ozone and development of asthma: the AHSMOG study. *Epidemiology*, 7, S31.

Ostro BD, Rothschild S. (1989). Air pollution and acute respiratory morbidity: An observational study of multiple pollutants. *Environ Res* 50, 238-247.

Rentz O. e.a. (1999a), 'Technical background document for the actualisation and assessment of UN/ECE protocols related to the abatement of the transboundary transport of Nitrogen Oxides from stationary sources', Report of the task force on the assessment of abatement options/techniques for Nitrogen Oxides from stationary sources, On behalf of the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety and the Federal Environmental Agency, Karlsruhe, september 1999.

Rentz O. e.a. (1999b), 'Technical background document for the actualisation and assessment of UN/ECE protocols related to the abatement of the transboundary transport of Volatile Organic Compounds from stationary sources', Report of the task force on the assessment of abatement options/techniques for Volatile Organic Compounds from stationary sources, On behalf of the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety and the Federal Environmental Agency, Karlsruhe, september 1999.

Samet, J.M., Domnici, F., Curriero, F.C., Coursac, I., and Zeger, S.L. (2000) Fine Particulate Air Pollution and Mortality in 20 U.S. Cities, 1987-1994. *New England Journal of Medicine*, Vol. 343, No. 24, pp. 1742-1749, December 14.

Spix C. (1997) Ozone is bad for health – but only for some? *Thorax*, 52, pp 938-939.

Spix C. et al. (1998) Short-term effects of air pollution on hospital admissions of respiratory diseases in Europe: a quantitative summary of APHEA study results. *Air Pollution and Health: a European Approach. Arch Environ Health* ;53(1), 54-64.

Stedman JR et al. (1997) Emergency hospital admissions for respiratory disorders attributable to summer time ozone episodes in Great Britain. *Thorax*, 52, pp 958-963.

Sunyer J., Spix C., et al. (1997) Urban air pollution and emergency admissions for asthma in four European cities: the APHEA project. *Thorax*, 52, pp. 760-765.

Thurston G.D., Ito K. (1999) Epidemiological studies of ozone exposures. In *Air pollution and health*. Holgate S.T., Samet J.M., Koren H.S and Maynard R.L. (Eds). Academic press.

Torfs R. (2001a) Evaluatie van de gezondheidseffecten van ozon. Vito rapport (in press).

Torfs R. (2001b) Externe kosten van elektriciteitsproductie. Vito rapport 2001/IMS/R/123.

Touloumi G, Katsouyanni K., Zmirou D. et al. (1997) Short-term effects of ambient oxidants exposure on mortality: a combined analysis within the APHEA project. *Am. J. Epidemiol.*, 104(2), pp. 177-185.

Umweltbundesamt (1999) : Stand der Technik bei der Glasherstellung, Wien.

Umweltbundesamt (2000) : Stand der Technik bei Raffinerien in Hinblick auf die IPPC-Richtlinie, Wien.

Van Huyfte A. (1999), 'Verfijning van de inventarisatie van NMVOS-emissies in Vlaanderen', Tussentijdsrapport voor de technische werkgroep, Universiteit Gent.

Van Rompaey H. et al.(1999), 'Collectieve registratie van industriële emissies', Studie in opdracht van de VMM, VITO in samenwerking met TNO-MEP en SGS EcoCare, Mol.

VITO-ECONOTEC (2000), 'Preparation of a policy to reduce the emissions of VOC from products', Final Report, Studie in opdracht van de Federale Diensten voor het Leefmilieu, Vito-ECONOTEC.

VMM (1999), 'Lozingen in de lucht 1997-1998', Aalst.

Whittemore AS, Korn EL. (1980). Asthma and air pollution in the Los Angeles area. *Am J Public Health* 70, 687-696.

WHO (2000a) Air quality guidelines -Second edition. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

WHO (2000a) Air quality guidelines -Second edition. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.