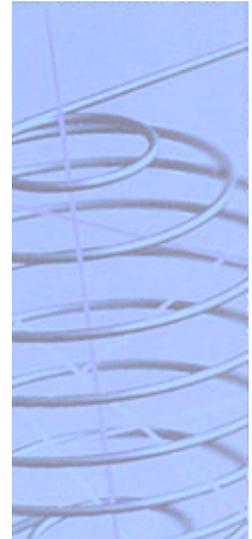


Mobilité durable en Région Bruxelloise

Partie 2. Analyse des impacts sur l'environnement - Evaluation des externalités physiques et monétaires

Rapport Final

Annexes II à IX



***Plan d'appui scientifique à une politique de développement durable
(PADD I)***

***Programme Mobilité durable
Projet MD/DD/05***

***Plan voor wetenschappelijke ondersteuning van een beleid
gericht op duurzame ontwikkeling (PODO I)***

***Programma Duurzame mobiliteit
Project MD/DD/05***

Contrat/contract MD/11/012

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/2002/1191/22

Uitgegeven in 2002 voor de

Federale diensten voor wetenschappelijke, technische en culturele aangelegenheden

Publié en 2002 par les

Services fédéraux des affaires scientifiques, techniques et culturelles

Voor meer informatie / Pour d'autres renseignements :

Mevrouw Hilde Van Dongen

DWTC/SSTC

Wetenschapsstraat 8 rue de la Science

Brussel 1000 Bruxelles

Tel. : + 32-2-238.34.92

Fax. : + 32-2-230.59.12

E-mail : vdgn@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.

SERVICES DU PREMIER MINISTRE

SERVICES FEDERAUX DES AFFAIRES SCIENTIFIQUES, TECHNIQUES ET CULTURELLES

**Plan d'appui scientifique à une politique de
développement durable
Programme Mobilité durable
Projet MD/DD/05**

Mobilité Durable en Région Bruxelloise

**Partie 2. Analyse des impacts sur l'environnement –
Evaluation des externalités physiques et monétaires**

Annexes II à IX :

Evaluation des impacts liés à la pollution atmosphérique

Contrat de Recherche n°MD/11/012

Etude réalisée par :

Vincent FAVREL, Thaïs PONS, Kevin MARECHAL, Priscilla CLAEYS et Christian FERDINAND
sous la direction de Dr Walter HECQ (CEESE, ULB)

Coordinateur:

Professeur Ph. VINCKE (Service de Mathématiques de la Gestion, ULB)

Août 2001

CENTRE D'ETUDES ECONOMIQUES ET SOCIALES DE L'ENVIRONNEMENT

UNIVERSITE LIBRE DE BRUXELLES

Avenue Jeanne, 44 – C.P 124
B-1050 Bruxelles
Tél. : +32-(0)2.650.33.78 – Fax : +32-(0)2.650.46.91

Table des matières

- Annexe II: Méthodologie de calcul des émissions du trafic routier**
- Annexe III: Méthodologie d'évaluation des dommages à la santé et aux bâtiments au niveau local**
- Annexe IV: Analyse de l'évolution des émissions du trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale depuis 1990**
- Annexe V: Evaluation de la contribution du trafic routier dans les concentrations ambiantes de polluants en Région de Bruxelles-Capitale**
- Annexe VI: Coûts externes associés à la pollution atmosphérique d'origine automobile au niveau local: Analyse de la situation actuelle en Région de Bruxelles-Capitale (Scenario Business As Usual)**
- Annexe VII: Evaluation des dommages associés à la pollution photochimique autour de la Région de Bruxelles-Capitale**
- Annexe VIII: Les coûts externes liés aux changements climatiques des transports routiers en Région de Bruxelles-Capitale**
- Annexe IX: Analyse de scénarios de réduction des émissions dans le cadre de la mise en place d'une politique de mobilité durable**

Annexe II:

Méthodologie de calcul des émissions du trafic routier

Vincent Favrel – CESE, ULB

Table des matières

Table des matières.....	1
1. Introduction	3
2. Principes généraux du calcul	5
3. Description du modèle AMORTEC	7
3.1 INPUT 1 - Composition du parc automobile suivant les technologies et les législations prises en compte dans COPERT.....	7
3.2 INPUT 2 – Prestations kilométriques par type de route	13
3.3 INPUT 3 – Composition du trafic par type de route.....	14
3.4 INPUT 4 – Vitesses représentatives des véhicules sur les différents types de routes	17
3.5 INPUT 5 – Emissions à froid : températures et longueur moyenne des trajets.....	17
3.6 Principaux résultats	18
Références.....	21

1. Introduction

Cette annexe présente la méthodologie spécifique développée au Centre d'Etudes Economiques et Sociales de l'Environnement pour le calcul des émissions du trafic routier à une échelle agrégée nationale ou régionale sur base annuelle ou mensuelle.

Le modèle développé à cette fin a été baptisé AMORTEC pour « **A**ggregate **M**odel for **R**oad **T**raffic **E**missions **C**alculation ». Sur base de ce modèle, les émissions polluantes et la consommation de carburants associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale ont été calculées sur une base mensuelle pour la période 1990-1999 pour les principales catégories de véhicules routiers.

Nous présentons tout d'abord les principes généraux du calcul des émissions. La structure du module AMORTEC est ensuite décrite en insistant particulièrement sur les données d'entrées requises pour le calcul.

2. Principes généraux du calcul

Le modèle AMORTEC permet le calcul des principales **émissions polluantes** associées au trafic routier – CO, NOx, COV (totaux ou désagrégés suivant 43 espèces), SO₂, PM, CO₂, N₂O, CH₄– ainsi que l'évaluation des consommations d'essence, de gazole et de LPG à l'échelle annuelle ou mensuelle.

AMORTEC distinguent les **types d'émissions** suivants :

- émissions à chaud ;
- surémissions à froid : émissions supplémentaires lorsque le moteur est encore froid ou lorsque le pot catalytique n'a pas encore atteint sa température de fonctionnement ;
- émissions par évaporation – uniquement pour les composés organiques volatils non-méthaniques - avec pour ces dernières une distinction supplémentaire entre les émissions diurnes lors du stationnement du véhicule, les émissions après arrêt du moteur chaud et très chaud et les pertes par évaporation pendant que le véhicule circule.

Le calcul général des émissions tel que réalisé par AMORTEC peut-être résumé de la façon suivante :

$$AET_i = AET_{i,hot} + AET_{i,cold} + AET_{i,evap}$$

$$AET_i = \sum_j \sum_k EF_{i,j,k,hot} \cdot AVM_{j,k,hot} + \sum_j \sum_k EF_{i,j,k,cold} \cdot AVM_{j,k,cold} + AET_{i,evap}$$

Où:

i	indice du polluant;
j	indice de la catégorie de véhicule;
k	indice de la classe de route;
AET_i	émissions annuelles totales du polluant i dues au trafic routier;
$AET_{i,hot}$	émissions annuelles du polluant i dues au trafic routier avec moteur chaud;
$AET_{i,cold}$	émissions annuelles du polluant i dues au trafic routier avec moteur froid;
$AET_{i,evap}$	émissions annuelles du polluant i dues au trafic routier par évaporation
$EF_{i,j,k,hot}$	facteurs d'émission du polluant i par les véhicules de catégorie j circulant sur les routes de classe k avec le moteur chaud;
$EF_{i,j,k,cold}$	facteurs d'émission du polluant i par les véhicules de catégorie j circulant sur les routes de classe k avec le moteur froid;
$AVM_{j,k,hot}$	kilométrage annuelle total des véhicules de catégorie j circulant sur les routes de classe k avec le moteur chaud;
$AVM_{j,k,cold}$	kilométrage annuelle total des véhicules de catégorie j circulant sur les routes de classe k avec le moteur froid;

Comme le montre ces équations, les émissions totales associées au trafic se décomposent en la somme de trois termes correspondant aux trois contributions 'émissions à chaud', 'émissions à froid' et 'émissions par évaporation'.

Les principales **données d'entrées** nécessaires pour mener le calcul peuvent se résumer comme suit :

- La composition du parc de véhicules ;
- Les prestations kilométriques sous forme de véhicule-kilomètres parcourus par les différentes catégories de véhicules sur différentes classes de routes dans la zone géographique considérée;
- Les vitesses des véhicules sur ces classes de routes ;

- Les facteurs d'émission et de consommation adéquats exprimant les quantités de polluants émises par kilomètre parcouru par les différentes catégories de véhicules ;
- La température ambiante et ses variations mensuelles;
- Certaines caractéristiques des carburants.

En ce qui concerne la **composition du parc de véhicules**, le modèle distingue quatre catégories de véhicules principales: voitures particulières, véhicules utilitaires légers, véhicules utilitaires lourds et autobus et autocars. Ces catégories principales sont subdivisées suivant 83 sous-catégories de véhicules définies sur base de la motorisation (essence, Diesel ou LPG), de la cylindrée ou de la masse des véhicules ainsi que de l'évolution des directives européennes limitant les émissions (normes EURO notamment). Pour la période considérée – de 1990 à 1999 – le parc automobile belge a été réparti suivant ces sous-catégories sur base des statistiques disponibles (FEBIAC et INS essentiellement).

Pour la détermination des **prestations kilométriques** des différentes catégories de véhicules en Région de Bruxelles-Capitale, les statistiques fédérales [MCI (1997)] relatives au nombre de kilomètres parcourus sur les différents réseaux routiers (national, régional et communal) chaque année sont utilisées comme données de base. La composition effective du trafic dans la Région de Bruxelles-Capitale, nécessaire pour évaluer les contributions de chaque catégorie de véhicule à l'ensemble du trafic annuel observé sur les différentes classes de route (autoroutes, réseaux régional et communal) est également estimée sur base de données fournies par le Ministère des Communications et de l'Infrastructure.

Les **fonctions d'émission et de consommation** définies dans le cadre de la méthodologie COPERT [Ahlvik *et al.* (1997), Ntziachristos *et al.* (1999)] sont utilisés par le modèle. De par sa structure, ce modèle permet de comparer les émissions de véhicules appartenant aux législations européennes successives en ce compris les futures législations Euro IV et V auxquelles devront satisfaire les véhicules d'ici 2008.

La méthodologie utilisée pour le calcul des **émissions annuelles** consiste à répartir les prestations kilométriques annuelles sur les différentes classes de routes (autoroutes, routes régionales et routes communales) connues comme données statistiques (recensement général de la circulation, Ministère des Communications et de l'Infrastructure) ou estimées par des modèles d'affectation du trafic, entre les différentes catégories de véhicules en fonction de leurs parts relatives dans le trafic. Pour chacune de ces catégories, un facteur d'émission moyen est calculé sur base de la part relative des différentes sous-catégories de véhicules entrant dans cette catégorie pour lesquelles la méthodologie COPERT fournit un facteur d'émission. Ces facteurs d'émission étant définis en fonction d'une vitesse caractéristique, il faut préalablement déterminer les vitesses caractéristiques des différentes catégories de véhicules sur les trois classes de routes. Ces vitesses peuvent être fixées sur base des résultats de modèles d'affectation du trafic ou en se basant sur les valeurs proposées par COPERT pour la Belgique. Pour chaque classe de route, une vitesse représentative moyenne a été attribuée à chacune des principales catégories de véhicules (voitures particulières, véhicules utilitaires légers, véhicules utilitaires lourds, autobus et autocars).

En vue de leur utilisation dans le cadre du modèle « Bruxelles-Air » et plus particulièrement pour la modélisation de la relation émissions-immissions, les émissions annuelles (ou mensuelles) calculées sont ramenées en **émissions journalières** en utilisant des indices de trafic appropriés. Deux indices sont combinés : un indice journalier – défini en fonction du jour de la semaine – et un indice mensuel – défini en fonction du mois de l'année. Ces indices sont construits à partir de comptages de trafic réalisés à des endroits représentatifs dans l'agglomération bruxelloise de façon à rendre compte des variations de l'intensité du trafic au cours de l'année. Les émissions journalières sont alors obtenues en multipliant les émissions moyennes journalières (càd les émissions annuelles totales divisées par le nombre de jours dans l'année) par les deux indices. Cette conversion n'est pas réalisée au sein même d'AMORTEC.

3. Description du modèle AMORTEC

AMORTEC est conçu sous la forme d'un classeur Excel dont les différentes feuilles de calcul interagissent pour évaluer les émissions du trafic routier à des niveaux spatiaux et temporels agrégés.

Parmi les feuilles de calcul composant ce classeur, on peut distinguer les catégories suivantes :

- les feuilles 'INPUT' reprenant les différentes données nécessaires pour le calcul ;
- les feuilles 'OUTPUT' où les calculs des émissions ou de consommation sont réalisés;
- les feuilles de synthèse présentant les résultats de calcul de façon synthétique ;
- les feuilles de graphique présentant les évolutions des émissions ou des consommations de carburants ;

AMORTEC évalue les émissions des polluants suivants : CO, NOx, COV, SO₂, PM, CO₂, N₂O, CH₄ ainsi que les consommations en essence, gazole et LPG. L'adaptation au calcul d'autres polluants est relativement aisée et pourrait être réalisée à l'avenir en fonction de besoins spécifiques.

Outre les valeurs des émissions totales par mois et pour une année, AMORTEC fournit un certain nombre de résultats intermédiaires exploitables. Il s'agit notamment des facteurs d'émissions moyens d'un véhicule type d'une catégorie spécifique du parc de la moins agrégée à la plus agrégée à différentes vitesses représentatives.

Les données d'entrées nécessaires pour le calcul des émissions polluantes et pour des consommations en carburant sont fournies au modèle dans cinq feuilles de calcul distinctes que nous décrivons dans la suite de ce paragraphe.

3.1 INPUT 1 - Composition du parc automobile suivant les technologies et les législations prises en compte dans COPERT

Il s'agit d'une donnée de base pour le calcul des émissions suivant la méthodologie COPERT. Celle-ci définit des facteurs d'émission pour différentes catégories de véhicules (voitures particulières, camionnettes et poids lourds principalement) en distinguant, pour chaque catégorie, des sous-catégories définies suivant les concepts technologiques ou les différentes étapes de la législation relative aux émissions polluantes.

En vue de réaliser un inventaire d'émission, une première étape importante a donc consisté à répartir le parc automobile belge suivant ces différentes sous-catégories. Cette tâche a été réalisée essentiellement sur base des données statistiques disponibles. Nous avons de cette façon pu reproduire la composition et l'évolution du parc automobile en Belgique entre 1990 et 1999.

Les Tableaux 1 et 2 présentent des exemples de composition du parc automobile belge pour deux années distinctes 1998 et 1996 en reprenant les catégories prises en compte respectivement par COPERT II et COPERT III.

La composition détaillée du parc automobile ne constitue pas une donnée standard disponible telle quelle auprès de l'Institut National des Statistiques (INS) ou de la Fédération Belge de l'Industrie Automobile et du Cycle (FEBIAC) principaux fournisseurs de données dans ce domaine en Belgique. Nous avons pu reconstruire l'évolution de cette composition entre 1989 et 1998 en travaillant à partir des données publiées annuellement par la FEBIAC et en formulant un certain nombre d'hypothèses pour évaluer l'importance de certaines sous-catégories de véhicules pour lesquels les données statistiques sont insuffisantes. En même temps que l'estimation du nombre total de véhicules dans chaque sous-catégorie, chacune de celles-ci est exprimée en pourcentage du total des véhicules d'une des 4 catégories

principales : voitures particulières, véhicules utilitaires légers, véhicules utilitaires lourds, autobus et autocars.

A l'examen de ces tableaux, on constate également que les législations prises en compte par COPERT II s'arrête à l'étape Euro 2 entrée en vigueur à partir de 1997 pour les voitures particulières et à partir de 1995 pour les véhicules lourds. Dans COPERT III, par contre, sont également intégrées les étapes Euro 3 et Euro 4 pour les véhicules légers ainsi que l'étape Euro 5 pour les véhicules lourds.

Notons également que, dans notre étude, nous avons considéré la composition au niveau du royaume comme représentative de la flotte circulant sur le territoire de la Région Bruxelles-Capitale même si des différences peuvent être observées au niveau du parc immatriculé en RBC par rapport au parc global belge. Considérant qu'une bonne partie des véhicules circulant à Bruxelles proviennent des régions extérieures à la capitale, nous avons préféré nous en tenir à cette approche dans le cadre de cette étude. Certaines études menées notamment pour l'IBGE se sont intéressées plus spécifiquement au parc bruxellois de véhicule.

La composition du parc automobile considéré peut être modifiée facilement en modifiant les parts attribuées à chaque sous-catégorie au sein d'une même catégorie de véhicule. Différents scénarios peuvent ainsi être imaginés de façon par exemple à évaluer les réductions en termes d'émissions qui peuvent être attendues de l'introduction de nouvelles technologies ou du rajeunissement accélérés du parc par exemple.

Tableau 1: INPUT 1 - Composition du parc automobile belge en 1998 suivant les technologies et les législations prises en compte dans COPERT II.

Catégories	Composition du parc 1998	
VP-Essence	2 762 005	(62,23)
VP < 1.4 l	1 151 876	(25,95)
PRE ECE [<1971]	24 936	(0,56)
ECE 15/00-01 [1972-1977]	9 171	(0,21)
ECE 15/02 [1978-1979]	5 466	(0,12)
ECE 15/03 [1980-1984]	50 325	(1,13)
ECE 15/04 [1985-1990]	350 252	(7,89)
91/441/EEC [1991-1996]	509 648	(11,48)
94/12/ECE [>1997]	202 078	(4,55)
VP 1.4-2.0 l	1 387 501	(31,26)
PRE ECE [<1971]	30 037	(0,68)
ECE 15/00-01 [1972-1977]	11 047	(0,25)
ECE 15/02 [1978-1979]	6 584	(0,15)
ECE 15/03 [1980-1984]	60 619	(1,37)
ECE 15/04 [1985-1990]	421 899	(9,51)
91/441/EEC [1991-1996]	613 901	(13,83)
94/12/ECE [>1997]	243 414	(5,48)
VP >2.0 l	222 628	(5,02)
PRE ECE [<1971]	4 819	(0,11)
ECE 15/00-01 [1972-1977]	1 773	(0,04)
ECE 15/02 [1978-1979]	1 056	(0,02)
ECE 15/03 [1980-1984]	9 727	(0,22)
ECE 15/04 [1985-1989]	51 833	(1,17)
91/441/EEC [1990-1996]	114 364	(2,58)
94/12/ECE [>1997]	39 056	(0,88)
VP-Diesel	1 634 348	(36,82)
VP-Diesel < 2 l	1 319 139	(29,72)
Conventional [<1990]	504 064	(11,36)
91/441/EEC [1991-1996]	583 654	(13,15)
94/12/ECE [>1997]	231 421	(5,21)
VP-Diesel > 2 l	315 209	(7,10)
Conventional [<1989]	97 988	(2,21)
91/441/EEC [1990-1996]	161 922	(3,65)
94/12/ECE [>1997]	55 298	(1,25)
VP-LPG	42 044	(0,95)
Conventional [<1990]	16 066	(0,36)
91/441/EEC [1991-1996]	18 602	(0,42)
94/12/ECE [>1997]	7 376	(0,17)
Parc VP considéré	4 438 397	(100,00)

Tableau 1 (suite): INPUT 1 - Composition du parc automobile belge en 1998
suivant les technologies et les législations prises en compte dans COPERT II.

Catégories	Composition du parc 1998	
LDV-Essence	67 873	(18,53)
Conventional	62 956	(17,19)
93/59/EEC	4 014	(1,10)
96/69/EEC	903	(0,25)
LDV-Diesel	298 340	(81,47)
Conventional	140 653	(38,41)
93/59/EEC	59 024	(16,12)
96/69/EEC	98 663	(26,94)
Parc LDV considéré	366 213	(100,00)
HDV-Essence	3 255	(2,29)
Conventional	3 255	(2,29)
HDV-Diesel	139 024	(97,71)
Diesel - <7,5 tonnes	24 907	(17,51)
88/77/CEE	21 264	(14,95)
91/542/EEC - EURO 1	1 548	(1,09)
91/542/EEC - EURO 2	2 095	(1,47)
Diesel - 7,5-16 tonnes	38 295	(26,92)
88/77/CEE	29 292	(20,59)
91/542/EEC - EURO 1	4 111	(2,89)
91/542/EEC - EURO 2	4 892	(3,44)
Diesel - 16-32 tonnes	74 581	(52,42)
88/77/CEE	46 462	(32,66)
91/542/EEC - EURO 1	11 773	(8,27)
91/542/EEC - EURO 2	16 346	(11,49)
Diesel - >32 tonnes	1 242	(0,87)
88/77/CEE	600	(0,42)
91/542/EEC - EURO 1	316	(0,22)
91/542/EEC - EURO 2	325	(0,23)
Parc HDV considéré	142 279	(100,00)
Urban Bus-Diesel	14 157	(100,00)
88/77/CEE	9 853	(69,60)
91/542/EEC - EURO 1	1 932	(13,65)
91/542/EEC - EURO 2	2 372	(16,75)
Parc Autobus et Autocars considéré	14 157	(100,00)
Parc Autobus et Autocars considéré	14 157	(100,00)

Tableau 2: INPUT 1 - Composition du parc automobile belge en 1996 suivant les technologies et les législations prises en compte dans COPERT III.

Catégorie de véhicules	Composition du parc 1996	
VP-Essence	2 829 974	(66,00)
VP < 1.4 l	1 213 456	(28,30)
PRE ECE [<1971]	26 409	(0,62)
ECE 15/00-01 [1972-1977]	11 405	(0,27)
ECE 15/02 [1978-1979]	9 371	(0,22)
ECE 15/03 [1980-1984]	95 361	(2,22)
ECE 15/04 [1985-1990]	475 943	(11,10)
Euro I - 91/441/EEC [1991-1996]	594 968	(13,88)
Euro II - 94/12/ECE [1997-2000]	0	(0,00)
Euro III - 98/69/EC Stage 2000 [2001-2005]	0	(0,00)
Euro IV - 98/69/EC Stage 2005 [>2006]	0	(0,00)
VP 1.4-2.0 l	1 381 206	(32,21)
PRE ECE [<1971]	30 060	(0,70)
ECE 15/00-01 [1972-1977]	12 981	(0,30)
ECE 15/02 [1978-1979]	10 666	(0,25)
ECE 15/03 [1980-1984]	108 544	(2,53)
ECE 15/04 [1985-1990]	541 738	(12,63)
Euro I - 91/441/EEC [1991-1996]	677 217	(15,79)
Euro II - 94/12/ECE [1997-2000]	0	(0,00)
Euro III - 98/69/EC Stage 2000 [2001-2005]	0	(0,00)
Euro IV - 98/69/EC Stage 2005 [>2006]	0	(0,00)
VP >2.0 l	235 312	(5,49)
PRE ECE [<1971]	5 121	(0,12)
ECE 15/00-01 [1972-1977]	2 212	(0,05)
ECE 15/02 [1978-1979]	1 817	(0,04)
ECE 15/03 [1980-1984]	18 492	(0,43)
ECE 15/04 [1985-1989]	72 470	(1,69)
Euro I - 91/441/EEC [1990-1996]	135 200	(3,15)
Euro II - 94/12/ECE [1997-2000]	0	(0,00)
Euro III - 98/69/EC Stage 2000 [2001-2005]	0	(0,00)
Euro IV - 98/69/EC Stage 2005 [>2006]	0	(0,00)
VP-Diesel	1 440 730	(33,60)
VP-Diesel < 2 l	1 121 605	(26,16)
Conventional [<1990]	571 673	(13,33)
Euro I - 91/441/EEC [1991-1996]	549 932	(12,82)
Euro II - 94/12/ECE [1997-2000]	0	(0,00)
Euro III - 98/69/EC Stage 2000 [2001-2005]	0	(0,00)
Euro IV - 98/69/EC Stage 2005 [>2006]	0	(0,00)
VP-Diesel > 2 l	319 125	(7,44)
Conventional [<1989]	135 769	(3,17)
Euro I - 91/441/EEC [1990-1996]	183 356	(4,28)
Euro II - 94/12/ECE [1997-2000]	0	(0,00)
Euro III - 98/69/EC Stage 2000 [2001-2005]	0	(0,00)
Euro IV - 98/69/EC Stage 2005 [>2006]	0	(0,00)
VP-LPG	17 341	(0,40)
Conventional [<1990]	8 839	(0,21)
Euro I - 91/441/EEC [1991-1996]	8 502	(0,20)
Euro II - 94/12/ECE [1997-2000]	0	(0,00)
Euro III - 98/69/EC Stage 2000 [2001-2005]	0	(0,00)
Euro IV - 98/69/EC Stage 2005 [>2006]	0	(0,00)
Parc VP considéré	4 288 045	(100,00)

Tableau 2 (suite): INPUT 1 - Composition du parc automobile belge en 1996
suivant les technologies et les législations prises en compte dans COPERT III.

Catégorie de véhicules	Composition du parc 1996	
LDV-Essence	78 828	(24,01)
Conventional [<1993]	73 412	(22,36)
Euro I - 93/59/EEC [1993-1996]	4 687	(1,43)
Euro II - 96/69/EEC [1997-2000]	729	(0,22)
Euro III - 98/69/EC Stage 2000 [2001-2005]	0	(0,00)
Euro IV - 98/69/EC Stage 2005 [>2006]	0	(0,00)
LDV-Diesel	249 449	(75,99)
Conventional [<1993]	164 013	(49,96)
Euro I - 93/59/EEC [1993-1996]	68 845	(20,97)
Euro II - 96/69/EEC [1997-2000]	16 591	(5,05)
Euro III - 98/69/EC Stage 2000 [2001-2005]	0	(0,00)
Euro IV - 98/69/EC Stage 2005 [>2006]	0	(0,00)
Parc LDV considéré	328 276	(100,00)
HDV-Essence	3 624	(2,56)
Conventional	3 624	(2,56)
HDV-Diesel	137 835	(97,44)
Diesel - <7,5 tonnes	26 063	(18,42)
88/77/CEE	23 803	(16,83)
Euro I - 91/542/EEC [1992-1995]	1 740	(1,23)
Euro II - 91/542/EEC [1995-2000]	520	(0,37)
Euro III - COM(97) 627 [2000-2005]	0	(0,00)
Euro IV - COM(1998) 776 [2005-2008]	0	(0,00)
Euro V - COM(1998) 776 [>2008]	0	(0,00)
Diesel - 7,5-16 tonnes	38 795	(27,42)
88/77/CEE	32 799	(23,19)
Euro I - 91/542/EEC [1992-1995]	4 606	(3,26)
Euro II - 91/542/EEC [1995-2000]	1 390	(0,98)
Euro III - COM(97) 627 [2000-2005]	0	(0,00)
Euro IV - COM(1998) 776 [2005-2008]	0	(0,00)
Euro V - COM(1998) 776 [>2008]	0	(0,00)
Diesel - 16-32 tonnes	71 844	(50,79)
88/77/CEE	53 978	(38,16)
Euro I - 91/542/EEC [1992-1995]	13 914	(9,84)
Euro II - 91/542/EEC [1995-2000]	3 952	(2,79)
Euro III - COM(97) 627 [2000-2005]	0	(0,00)
Euro IV - COM(1998) 776 [2005-2008]	0	(0,00)
Euro V - COM(1998) 776 [>2008]	0	(0,00)
Diesel - >32 tonnes	1 133	(0,80)
88/77/CEE	671	(0,47)
Euro I - 91/542/EEC [1992-1995]	354	(0,25)
Euro II - 91/542/EEC [1995-2000]	108	(0,08)
Euro III - COM(97) 627 [2000-2005]	0	(0,00)
Euro IV - COM(1998) 776 [2005-2008]	0	(0,00)
Euro V - COM(1998) 776 [>2008]	0	(0,00)
Parc HDV considéré	141 459	(100,00)

Tableau 2 (suite): INPUT 1 - Composition du parc automobile belge en 1996 suivant les technologies et les législations prises en compte dans COPERT III.

Catégorie de véhicules	Composition du parc 1996	
Urban Bus-Diesel	14190	(100,00)
88/77/CEE	11324	(79,80)
Euro I - 91/542/EEC [1992-1995]	2220	(15,65)
Euro II - 91/542/EEC [1995-2000]	646	(4,55)
Euro III - COM(97) 627 [2000-2005]	0	(0,00)
Euro IV - COM(1998) 776 [2005-2008]	0	(0,00)
Euro V - COM(1998) 776 [>2008]	0	(0,00)
Parc Autobus et Autocars considéré	14190	(100,00)
Parc Autobus et Autocars considéré	14190	(100,00)

3.2 INPUT 2 – Prestations kilométriques par type de route

Cette feuille reprend les prestations kilométriques réalisées sur les trois catégories de route : autoroute, routes régionales et routes communales. Cette classification correspond aux statistiques fournies par le Ministère des Communications et de l'Infrastructure dans ses Recensements de la Circulation publiés chaque année. Nous nous sommes basés sur ces estimations pour nos calculs. Notons qu'il s'agit des kilomètres totaux parcourus chaque année sans distinction de la catégorie de véhicule. Les valeurs retenues pour le calcul ont été obtenues en soustrayant de ces valeurs globales la fraction (faible) correspondant, d'une part, aux 2 roues et aux tracteurs et véhicules spéciaux pour lesquels nous n'avons pas calculés les émissions. Ces pourcentages ont été estimés sur base des données de composition du trafic fournies dans le cadre de recensements de la circulation mené de façon quinquennal.

A partir des prestations kilométriques annuelles, nous évaluons les kilométrages parcourus mensuellement pour les trois catégories de route. Cette évaluation est réalisée en recourant à des indices de trafic mensuels (ITM) qui expriment pour chaque mois de l'année l'importance du trafic par rapport à un mois moyen (indice 100) obtenu en divisant les prestations kilométriques annuelles par 12. Ces indices de trafic mensuels doivent être fournis par l'utilisateur du modèle. Dans le cadre de cette recherche, les indices ont été déduits d'un certain nombre de comptage routiers réalisés sur des axes routiers représentatifs du réseau bruxellois. Une autre possibilité est d'introduire directement pour chaque type de route les indices mensuels correspondants. Cette façon de faire peut être particulièrement intéressante lorsque l'on travaille à une échelle géographique telle que des différences importantes peuvent exister entre l'évolution annuelle du trafic sur les différents réseaux routiers. Pour le calcul des émissions pour l'ensemble de la Belgique ou pour les régions flamande et wallonne, cette façon de procéder peut s'avérer plus judicieuse compte tenu de la part importante des prestations kilométriques sur autoroutes ou sur routes régionales où les effets saisonniers peuvent être différents de ceux observés au niveau local. Dans le cadre d'un inventaire d'émissions pour la Région de Bruxelles-Capitale, l'étroitesse de la zone géographique considérée (161km²) et la part relativement faible des véhicules-kilomètres parcourus sur autoroute (12 à 13%) permettent de s'en tenir à un indice global de trafic.

L'ensemble des données reprises à la feuille 'Input 2' sont présentées aux Tableaux 3.a et 3.b. Les cases grisées correspondent aux données minimales à introduire par l'utilisateur à

savoir : les prestations kilométriques annuelles sur les trois catégories de route et les indices globaux de trafic mensuel.

Tableau 3.a: INPUT 2 – Prestations kilométriques annuelles par type de route en Région de Bruxelles-Capitale.

Année	1996				
	Réseau routier	Autoroutes	Rég. + Prov.	Communal	Total
		Vkm (Mia/an)	Vkm (Mia/an)	Vkm (Mia/an)	Vkm (Mia/an)
Total Vkm (Mia/an)		0,378	1,631	0,878	2,887

Tableau 3.b: INPUT 2 – Prestations kilométriques mensuelles par type de route en Région de Bruxelles-Capitale.

Mois	ITM-Moy	Autoroutes	Rég. + Prov.	Communal	Total
		Vkm (Mia/an)	Vkm (Mia/an)	Vkm (Mia/an)	Vkm (Mia/an)
Janvier	99,36	0,031	0,135	0,073	0,239
Février	103,98	0,033	0,141	0,076	0,250
Mars	105,06	0,033	0,143	0,077	0,253
Avril	101,43	0,032	0,138	0,074	0,244
Mai	102,24	0,032	0,139	0,075	0,246
Juin	99,92	0,031	0,136	0,073	0,240
Juillet	88,01	0,028	0,120	0,064	0,212
Août	86,02	0,027	0,117	0,063	0,207
Septembre	104,68	0,033	0,142	0,077	0,252
Octobre	106,93	0,034	0,145	0,078	0,257
Novembre	100,04	0,031	0,136	0,073	0,241
Décembre	102,33	0,032	0,139	0,075	0,246
Total	100	0,378	1,631	0,878	2,887

3.3 INPUT 3 – Composition du trafic par type de route

Une autre donnée importante pour le calcul des émissions concerne la composition effective de trafic en fonction du type de route considéré. Cette donnée est indispensable pour pouvoir établir les prestations kilométriques (annuelles ou mensuelles) de chaque catégorie de véhicule. En effet, dans le cadre de l'évaluation des émissions du trafic, ce qu'il nous intéresse principalement c'est la part de chaque sous-catégorie de véhicule dans les prestations kilométriques globales sur chaque type de route telle que définies en INPUT 2.

Cette part peut être assez différente de la part que représente cette sous-catégorie dans le parc total puisque les prestations kilométriques annuelles moyennes peuvent varier assez fortement d'une catégorie de véhicules à une autre en fonction de leur motorisation (essence ou diesel), de leur cylindrée ou de leur âge. A titre d'exemple, il est connu que les véhicules diesel roulent en moyenne beaucoup plus que leurs équivalents à essence.

De plus, la composition du trafic n'est pas homogène d'un type de route à l'autre. A titre d'exemple, la part des véhicules utilitaires lourds est comparativement plus importante sur les autoroutes que sur le réseau local. La simple décomposition des prestations kilométriques globales suivant la composition du parc automobile risquerait donc d'introduire des erreurs relativement importantes dans l'évaluation du kilométrage annuel parcouru par les différentes catégories et sous-catégorie de véhicules.

En matière de composition du trafic, peu de données sont actuellement disponibles. Le Ministère de l'Infrastructure et des Communications réalisent tout les 5 ans un recensement plus approfondi qui fournit ce type de données détaillées. Il s'agit de données nationales issues de comptages réalisés sur les réseaux autoroutiers et sur les routes régionales et provinciales. Pour le trafic sur le réseau communal, par contre, ces données n'existent pas et doivent donc être estimées. Nous nous sommes dès lors basés sur des estimations fournies par le Ministère. Pour des données plus précises, des comptages spécifiques devraient être réalisés. Par ailleurs, les statistiques disponibles ne distinguent que les principales catégories (voitures, camionnettes, camions, bus et autocars, véhicules spéciaux) sans entrer dans le détail des sous-catégories. A défaut de données plus détaillées, nous avons donc utilisés ces données disponibles pour les années 1990 et 1995 en les interpolant pour les années intermédiaires et considérant les valeurs de 1995 pour les années ultérieures.

Le Tableau 4 synthétise les données les plus récentes disponibles en termes de composition du trafic ainsi que les estimations retenues pour le réseau communal. En ce qui concerne l'évolution du trafic sur les routes numérotées entre 1990 et 1995, on voit que la part du trafic lourd s'est accrue légèrement sur les autoroutes alors qu'elle a diminué sur les routes régionales et provinciales pendant la même période. Nous constatons également la différence importante entre cette part sur les autoroutes où elle atteint pratiquement les 15% et sur le réseau communal où elle est estimée à 4.5%. En l'absence de données postérieures à 1995, nous avons néanmoins considéré que la composition restait identique à celle observée cette année-là. Il faudra attendre le prochain recensement quinquennal de 2000 ou des comptages menés localement au niveau de la Région Bruxelloise pour éventuellement remettre en question cette hypothèse et adapter le calcul aux nouvelles observations.

La composition effective du trafic est un aspect qui pourrait être approfondi dans les inventaires réalisés. Une autre approche pourrait consister à définir pour chacune des sous-catégories de véhicules les prestations kilométriques annuelles (ou mensuelles) moyennes et de les multiplier ensuite par le nombre de véhicules de cette sous-catégorie.

Tableau 4: Composition du trafic par type de route sur le réseau belge pour les années 1990 et 1995 [Source : Ministère de l'Infrastructure et des Communication].

Réseau	Autoroutes		Régionales et Provinciales		Réseau Communal	
	1995	1990	1995	1990	1995	1990
Catégorie de véhicules						
% Trafic Léger	85,10	85,25	91,91	89,97	95,50	95,50
% voitures personnelles	79,49	79,93	85,36	84,49	89,00	89,00
% motos	0,61	0,32	1,55	0,53	1,50	1,50
% camionnettes	5,00	5,00	5,00	4,95	5,00	5,00
% voit. Pers. + Camionnettes	84,49	84,93	90,36	89,44	94,00	94,00
% Trafic Lourd	14,90	14,75	8,09	10,03	4,50	4,50
% autobus + autocars	0,71	0,65	0,88	0,79	0,50	0,50
% tracteurs + spéc.	0,00	0,00	0,22	0,22	2,00	2,00
% camions + semi-remorques	14,20	14,08	7,00	7,04	2,00	2,00

Le Tableau 5.a présente, à titre d'exemple, la composition du trafic pour l'année 1996 sur les différents types de routes qui a été retenue pour l'année 1996. Remarquons que les véhicules 2-roues ainsi que les tracteurs et autres véhicules lourds spéciaux n'ont pas été intégrés dans cette composition basée uniquement sur 4 catégories de véhicules principales: les voitures personnelles, les camionnettes représentant le 'trafic léger' ; et les autobus et autocars ainsi que les camions et semi-remorques qui constituent le 'trafic lourd'.

Le Tableau 5.b présente les prestations kilométriques résultantes pour les principales catégories de véhicules. Les kilométrages parcourus par chaque sous-catégorie de véhicules définies sur base des législations pour le calcul des émissions pour la période de temps considérée (année ou mois) sont obtenus en multipliant ces prestations kilométriques par la part des sous-catégories dans les catégories principales. Ces parts ont été fournies en 'Input 1'.

Tableau 5.a: INPUT 3 – Composition du trafic par type de route sur le réseau belge pour l'année 1996.

Année	1996		
	Highway	Rural	Urban
Réseau routier	(%)	(%)	(%)
Trafic Léger	(85,00)	(91,98)	(97,41)
Voitures personnelles (VP)	(79,97)	(86,89)	(92,23)
Camionnettes (LDV)	(5,03)	(5,09)	(5,18)
Trafic Lourd	(15,00)	(8,02)	(2,59)
Autobus + autocars (BUS)	(0,71)	(0,90)	(0,52)
Camions + semi-remorques (HDV)	(14,29)	(7,13)	(2,07)
Trafic Total	(100,00)	(100,00)	(100,00)

Tableau 5.b: INPUT 3 – Prestations kilométriques par type de route et par catégorie de véhicules pour la Région de Bruxelles-Capitale en 1996.

Année	1996							
	Highway		Rural		Urban		Total	
Réseau routier	Vkm (Mia/an)	(%)						
Trafic Léger	0,321	(85,00)	1,500	(91,98)	0,855	(97,41)	2,676	(92,72)
voitures personnelles	0,302	(79,97)	1,417	(86,89)	0,810	(92,23)	2,529	(87,61)
camionnettes	0,019	(5,03)	0,083	(5,09)	0,046	(5,18)	0,148	(5,11)
Trafic Lourd	0,057	(15,00)	0,131	(8,02)	0,023	(2,59)	0,210	(7,28)
autobus + autocars	0,003	(0,71)	0,015	(0,90)	0,005	(0,52)	0,022	(0,76)
camions + semi-remorques	0,054	(14,29)	0,116	(7,13)	0,018	(2,07)	0,188	(6,53)
Total Vkm (Mia/an)	0,378	(100,00)	1,631	(100,00)	0,878	(100,00)	2,887	(100,00)

3.4 INPUT 4 – Vitesses représentatives des véhicules sur les différents types de routes

Les facteurs d'émission utilisés étant définis en fonction de la vitesse moyenne des véhicules, une autre série de données importantes à fournir au modèle concerne les vitesses représentatives des différentes catégories de véhicules sur les différents types de routes. Le Tableau 6 reprend les valeurs retenues pour l'inventaire des émissions en Région de Bruxelles-Capitale. Ces données sont issues soit de l'étude COPERT qui propose des valeurs standards pour les différents pays soit repris d'études plus précises telles que le Plan de déplacement IRIS [Région de Bruxelles-Capitale (1993)] qui fournit certaines valeurs pour les vitesses moyennes de trajet sur les voies interquartiers et de quartiers le plus souvent à l'heure de pointe du matin. Ces valeurs ont par ailleurs été considérées comme constantes sur la période étudiée sans distinction suivant le mois de l'année ou d'une année à l'autre.

Ici aussi, peu de données sont disponibles et les simulations du trafic souvent basées sur l'heure de pointe ne permettent que de résorber que partiellement ce manque.

Tableau 6: INPUT 4 – Vitesses représentatives des véhicules sur les différents types de routes.

Type de route	Highway	Rural	Urban
Trafic Léger			
voitures personnelles	105	50	25
Camionnettes	105	50	25
Trafic Lourd			
autobus + autocars	90	40	20
Camions + semi-remorques	90	40	20

3.5 INPUT 5 – Emissions à froid : températures et longueur moyenne des trajets

La dernière catégorie de données nécessaires pour mener le calcul des émissions concerne le démarrage à froid. En vue de l'évaluation des surémissions générées lors du démarrage moteur froid ou la circulation avec pot catalytique en dessous de sa température de service, il faut fournir au modèle la température moyenne annuelle ou mensuelle ainsi qu'une valeur estimée ou mesurée de la longueur moyenne des trajets pour la zone considérée. Cette dernière donnée est requise pour l'évaluation de la fraction des kilomètres totaux parcourus à froid également qualifiée 'facteur β ' dans la méthodologie COPERT. Ces différentes données et les facteurs β sont présentés aux Tableaux 7.a et 7.b respectivement sur base annuelle et mensuelle.

Tableau 7.a: INPUT 5 – Température moyenne annuelle et longueur moyenne des trajets.

Température moyenne annuelle [°C]	10,11
Longueur moyenne des trajets [km]	5,6
Facteur Beta (% km à froid)	0,428

Tableau 7.b: INPUT 5 – Températures moyennes mensuelles et calcul du facteur β .

Month	Min Temperature	Max Temperature	Average Temperature	Facteur Beta (% km à froid)
January	-6,93	10,03	2,81	0,4835
February	-3,10	9,10	1,96	0,4900
March	-0,80	11,37	4,74	0,4689
April	3,07	21,20	11,33	0,4189
May	7,40	23,20	11,74	0,4159
June	11,67	28,97	17,68	0,3708
July	14,37	24,87	18,44	0,3650
August	13,13	25,30	18,70	0,3631
Septembre	10,07	16,97	13,94	0,3992
Octobre	8,43	18,10	12,07	0,4133
Novembre	0,87	14,07	6,17	0,4581
Decembre	-8,70	9,57	1,50	0,4935
Year	-8,70	28,97	10,11	0,4282

3.6 Principaux résultats

Pour chaque polluant et pour chaque année simulée, les facteurs d'émissions et les émissions mensuelles sont calculées pour les différentes sous-catégories de véhicules. Les Tableaux 8 et 9 présentent à titre d'exemple les principaux résultats intermédiaires exploitables.

Au Tableau 8, les facteurs d'émission de NOx calculés pour les voitures particulières pour l'année 1996 sont présentés avec une distinction faite suivant trois vitesses représentatives caractéristiques de différents modes de conduite. Ces facteurs d'émission sont calculés pour chaque sous-catégorie telle que définie par la méthodologie COPERT III. Des facteurs d'émissions pour des catégories agrégées intermédiaires telles que les voitures particulières à essence de cylindrée inférieure à 1.4 litres ou les voitures particulières diesel de cylindrée supérieure à 2.0 litres sont également calculés. Les facteurs d'émission à chaud et à froid sont également distingués.

Au Tableau 9 sont présentées les émissions mensuelles de NOx calculées pour l'année 1996 pour les voitures particulières. Seuls les émissions totales pour la Région Bruxelles-Capitale sont présentées. Les résultats peuvent également être obtenus par les différents modes de conduite considérés. Les émissions à chaud et à froid sont distinguées pour les différentes motorisations – essence, diesel, LPG – des voitures particulières.

Tableau 8: Facteurs d'émissions de NOx calculés par AMORTEC pour l'année 1996 pour les voitures particulières.

Catégories	NOx - Facteurs d'émissions					
	Highway		Rural		Urban	
	Hot Emissions	Cold Start	Hot Emissions	Cold Start	Hot Emissions	Cold Start
VP-Essence	1.9792	2.1124	1.9792	2.1124	1.9792	2.1124
VP < 1.4 l	1.7839	1.9001	1.7839	1.9001	1.7839	1.9001
PRE ECE [<1971]	1.9920	2.1500	1.9920	2.1500	1.9920	2.1500
ECE 15/00-01 [1972-1977]	1.9920	2.1500	1.9920	2.1500	1.9920	2.1500
ECE 15/02 [1978-1979]	3.0750	3.3189	3.0750	3.3189	3.0750	3.3189
ECE 15/03 [1980-1984]	3.4903	3.7671	3.4903	3.7671	3.4903	3.7671
ECE 15/04 [1985-1990]	2.8164	3.0399	2.8164	3.0399	2.8164	3.0399
Euro I - 91/441/EEC [1991-1996]	0.6509	0.6509	0.6509	0.6509	0.6509	0.6509
Euro II - 94/12/ECE [1997-2000]	0.2343	0.2343	0.2343	0.2343	0.2343	0.2343
Euro III - 98/69/EC Stage 2000 [2001-2005]	0.1562	0.1562	0.1562	0.1562	0.1562	0.1562
Euro IV - 98/69/EC Stage 2005 [>2006]	0.0846	0.0846	0.0846	0.0846	0.0846	0.0846
VP 1.4-2.0 l	2.1409	2.2884	2.1409	2.2884	2.1409	2.2884
PRE ECE [<1971]	3.4675	3.7426	3.4675	3.7426	3.4675	3.7426
ECE 15/00-01 [1972-1977]	3.4675	3.7426	3.4675	3.7426	3.4675	3.7426
ECE 15/02 [1978-1979]	3.4690	3.7442	3.4690	3.7442	3.4690	3.7442
ECE 15/03 [1980-1984]	3.6479	3.9373	3.6479	3.9373	3.6479	3.9373
ECE 15/04 [1985-1990]	3.6649	3.9556	3.6649	3.9556	3.6649	3.9556
Euro I - 91/441/EEC [1991-1996]	0.5750	0.5750	0.5750	0.5750	0.5750	0.5750
Euro II - 94/12/ECE [1997-2000]	0.2070	0.2070	0.2070	0.2070	0.2070	0.2070
Euro III - 98/69/EC Stage 2000 [2001-2005]	0.1380	0.1380	0.1380	0.1380	0.1380	0.1380
Euro IV - 98/69/EC Stage 2005 [>2006]	0.0748	0.0748	0.0748	0.0748	0.0748	0.0748
VP >2.0 l	2.0375	2.1739	2.0375	2.1739	2.0375	2.1739
PRE ECE [<1971]	3.5475	3.8289	3.5475	3.8289	3.5475	3.8289
ECE 15/00-01 [1972-1977]	3.5475	3.8289	3.5475	3.8289	3.5475	3.8289
ECE 15/02 [1978-1979]	3.8860	4.1943	3.8860	4.1943	3.8860	4.1943
ECE 15/03 [1980-1984]	4.8494	5.2341	4.8494	5.2341	4.8494	5.2341
ECE 15/04 [1985-1989]	3.8897	4.1982	3.8897	4.1982	3.8897	4.1982
Euro I - 91/441/EEC [1990-1996]	0.5534	0.5534	0.5534	0.5534	0.5534	0.5534
Euro II - 94/12/ECE [1997-2000]	0.1992	0.1992	0.1992	0.1992	0.1992	0.1992
Euro III - 98/69/EC Stage 2000 [2001-2005]	0.1328	0.1328	0.1328	0.1328	0.1328	0.1328
Euro IV - 98/69/EC Stage 2005 [>2006]	0.0719	0.0719	0.0719	0.0719	0.0719	0.0719
VP-Diesel	0.6501	0.7596	0.6501	0.7596	0.6501	0.7596
VP-Diesel < 2 l	0.6154	0.7192	0.6154	0.7192	0.6154	0.7192
Conventional [<1990]	0.5615	0.6562	0.5615	0.6562	0.5615	0.6562
Euro I - 91/441/EEC [1991-1996]	0.6715	0.7846	0.6715	0.7846	0.6715	0.7846
Euro II - 94/12/ECE [1997-2000]	0.6715	0.7846	0.6715	0.7846	0.6715	0.7846
Euro III - 98/69/EC Stage 2000 [2001-2005]	0.5170	0.6042	0.5170	0.6042	0.5170	0.6042
Euro IV - 98/69/EC Stage 2005 [>2006]	0.3559	0.4159	0.3559	0.4159	0.3559	0.4159
VP-Diesel > 2 l	0.7718	0.9019	0.7718	0.9019	0.7718	0.9019
Conventional [<1989]	0.9073	1.0603	0.9073	1.0603	0.9073	1.0603
Euro I - 91/441/EEC [1990-1996]	0.6715	0.7846	0.6715	0.7846	0.6715	0.7846
Euro II - 94/12/ECE [1997-2000]	0.6715	0.7846	0.6715	0.7846	0.6715	0.7846
Euro III - 98/69/EC Stage 2000 [2001-2005]	0.5170	0.6042	0.5170	0.6042	0.5170	0.6042
Euro IV - 98/69/EC Stage 2005 [>2006]	0.3559	0.4159	0.3559	0.4159	0.3559	0.4159
VP-LPG	1.6292	1.4978	1.6292	1.4978	1.6292	1.4978
Conventional [<1990]	2.9009	2.6669	2.9009	2.6669	2.9009	2.6669
Euro I - 91/441/EEC [1991-1996]	0.3073	0.2825	0.3073	0.2825	0.3073	0.2825
Euro II - 94/12/ECE [1997-2000]	0.1106	0.1017	0.1106	0.1017	0.1106	0.1017
Euro III - 98/69/EC Stage 2000 [2001-2005]	0.0738	0.0678	0.0738	0.0678	0.0738	0.0678
Euro IV - 98/69/EC Stage 2005 [>2006]	0.0399	0.0367	0.0399	0.0367	0.0399	0.0367
Parc VP considéré	1.5312	1.6554	1.5312	1.6554	1.5312	1.6554

Tableau 9: Emissions mensuelles de NOx calculées par AMORTEC pour l'année 1996 pour les voitures particulières.

Vehicle category	Driving mode	Emissions Type	Jan-96	Feb-96	Mar-96	Apr-96	May-96	Jun-96	Jul-96	Aug-96	Sep-96	Oct-96	Nov-96	Dec-96	Year
VP-Essence	Total	Hot Emissions	157.1	162.7	169.8	176.2	178.4	185.3	164.4	161.1	186.9	187.2	164.3	159.3	2,052.6
		Cold Start	128.6	136.4	131.9	113.8	113.8	99.2	86.0	83.6	111.9	118.3	122.7	135.2	1,381.3
		Total	285.7	299.1	301.7	290.0	292.2	284.4	250.4	244.7	298.7	305.5	287.0	294.5	3,433.9
VP-Diesel	Total	Hot Emissions	26.3	27.2	28.4	29.5	29.8	31.0	27.5	26.9	31.2	31.3	27.5	26.6	343.2
		Cold Start	24.6	26.3	24.7	19.9	19.8	16.1	13.8	13.4	18.9	20.5	22.7	26.2	246.8
		Total	50.9	53.5	53.1	49.3	49.6	47.0	41.3	40.3	50.2	51.8	50.1	52.8	590.0
VP-LPG	Total	Hot Emissions	0.8	0.8	0.9	0.9	0.9	0.9	0.8	0.8	0.9	0.9	0.8	0.8	10.4
		Cold Start	1.4	0.6	0.6	0.5	0.5	0.4	0.3	0.3	0.5	0.5	0.5	0.6	6.6
		Total	2.2	1.4	1.4	1.4	1.4	1.3	1.2	1.1	1.4	1.4	1.4	1.4	17.0
VP-Total	Total	Hot Emissions	184.1	190.8	199.0	206.6	209.1	217.2	192.7	188.8	219.1	219.5	192.6	186.7	2,406.2
		Cold Start	154.6	163.3	157.2	134.1	134.1	115.6	100.2	97.3	131.3	139.3	145.9	162.0	1,634.8
		Total	338.7	354.1	356.2	340.7	343.2	332.8	292.9	286.2	350.3	358.8	338.5	348.7	4,041.0

Références

Ahlvik, P. (MTC), S. Eggleston (AEA Technology), N. Gorißen (UBA), D. Hassel (TÜV Rheinland), A.-J. Hickman (TRL), R. Joumard (INRETS), L. Ntziachristos (LAT/AUTH), R. Rijkeboer (TNO), Z. Samaras (LAT/AUTH) et K.-H. Zierock (UBA) (1997). *COPERT II, Computer Program to Calculate Emissions from Road Transport - Methodology and Emission Factors (Final Draft Report)*, European Environment Agency, European Topic Centre on Air Emission.

Région de Bruxelles-Capitale (1993). *Plan régional des déplacements, Plan IRIS – Constat et scénario tendanciel*, Région de Bruxelles-Capitale, pp. 102.

MCI-Ministère des Communications et de l'Infrastructure (1997). Recensement général de la circulation 1995. Administration de la Réglementation de la Circulation et de l'Infrastructure, Service Infrastructure, Direction Routes : Normes et Banques de données, 96p Annexes.

Ntziachristos L. (LAT/AUTH), Z. Samaras (LAT/AUTH), S. Eggleston (AEA Technology), N. Gorißen (UBA), D. Hassel (TÜV Rheinland),), A.-J. Hickman (TRL), R. Joumard (INRETS), R. Rijkeboer (TNO), Zierock (UBA) (1999). *COPERT III, Computer Program to Calculate Emissions from Road Transport - Methodology and Emission Factors (Final Draft Report)*, European Environment Agency, European Topic Centre on Air Emission.

Annexe III:

Méthodologie d'évaluation des dommages à la santé et aux bâtiments au niveau local

Vincent Favrel & Anne Fierens – CESE, ULB

Table des matières

Table des matières.....	1
1. Impacts sur la santé.....	3
1.1 Méthodologie de quantification des impacts sur la santé.....	3
1.2 Polluants considérés.....	3
1.3 Catégories d'impacts.....	3
1.4 Récepteurs.....	4
1.5 Fonctions Exposition-Réponse.....	5
1.5.1 Hypothèse du seuil de pollution inexistant.....	6
1.5.2 Hypothèse de la linéarité de certaines fonctions.....	6
1.6 Marges d'incertitude.....	7
1.7 Evaluation monétaire.....	7
1.8 Taux d'actualisation.....	8
2. Dégradation des bâtiments.....	11
2.1 Evaluation du stock à risque.....	11
2.2 Fonctions de dommage.....	12
2.2.1 Dégradation des matériaux due à la pollution acide.....	12
2.2.2 Dégradation due aux fumées noires.....	13
2.3 Coûts externes liés à la dégradation des batiments.....	15
Références.....	17

1. Impacts sur la santé

Pour l'évaluation des impacts sur la santé, nous avons réalisé, d'une part, une **analyse principale** basée sur les manifestations sanitaires et les polluants pour lesquels des preuves importantes existent et, d'autre part, une **analyse de sensibilité** basée sur d'autres polluants ou manifestations sanitaires pour lesquels les preuves sont moins importantes à l'heure actuelle. Nous intégrons également dans cette analyse de sensibilité la dépendance du résultat global vis-à-vis de certaines hypothèses particulières. Il s'agit notamment de l'hypothèse relative aux différentes approches de l'évaluation de la vie humaine ainsi que les hypothèses faites concernant le taux d'actualisation pour des effets sanitaires qui apparaissent avec un certain délai dans le temps (mortalité chronique et cancer).

1.1 Méthodologie de quantification des impacts sur la santé

Outre l'utilisation de fonctions exposition-réponse fiables, l'évaluation des coûts externes nécessite la détermination de la fraction de la population exposée, de l'incrément de pollution attribuable au trafic et l'évaluation du coût unitaire des dommages.

D'une façon générale, les coûts externes relatifs aux différentes manifestations sanitaires considérées sont calculés de la façon suivante :

$$\text{Coûts Externes} = (\text{Evaluation monétaire}) \times (\text{Fonction Exposition-Réponse}) \times (\text{Fraction du groupe à risque}) \times (\text{Population totale de la ville considérée}) \times (\text{Incrément de pollution dû au trafic})$$

Pour l'évaluation des impacts sur la mortalité, le calcul est légèrement différent. Dans ce cas, on évalue l'impact en terme d'accroissement en pour cent de la mortalité (naturelle). Pour la mortalité aiguë, on fait de plus l'hypothèse qu'en moyenne le raccourcissement de la durée de vie est de 9 mois (ou 0.75 an). Pour la mortalité chronique, le raccourcissement de la durée de vie considéré est de 11 ans.

1.2 Polluants considérés

Les polluants considérés pour l'évaluation des dommages sont : les particules, du dioxyde de soufre et du monoxyde d'azote pour l'analyse principale auxquels on ajoute le dioxyde d'azote pour l'analyse de sensibilité.

En ce qui concerne la pollution par les particules, nous utilisons des FER exprimées en termes de PM2.5 (particules de diamètre inférieur ou égale à 2.5 micromètres). En effet, les particules émises par les transports, qu'il s'agisse d'émissions primaires ou secondaires (sulfates et nitrates provenant de la transformation respectivement du dioxyde de soufre et du dioxyde d'azote dans l'atmosphère), se situent principalement dans la gamme des plus fines (PM2.5). De plus, il existe actuellement un certain nombre de preuves que, par unité de masse de concentration ambiante, les fractions relativement plus fines (par exemple PM2.5) sont associées à des risques plus grands que les PM10 en général. Il y a donc un argument en faveur de l'utilisation de fonctions exposition-réponse en terme de PM2.5 dans le cadre de la quantification des effets des émissions des transports.

1.3 Catégories d'impacts

L'**analyse principale** reprend les manifestations sanitaires et les polluants pour lesquels des preuves importantes existent. Cette analyse intègre les effets sur la mortalité aiguë (PM2.5 et SO₂); la mortalité chronique (PM2.5); les effets aigus chez les asthmatiques; la morbidité chronique (PM2.5); les arrêts cardiaques congestifs (PM2.5 et CO); les admissions en clinique pour causes respiratoires et cardiovasculaires (PM2.5); et le cancer (PM2.5). La

population à risque est divisée en groupes d'âge et les asthmatiques sont considérés spécifiquement. Pour toutes ces manifestations sanitaires, des relations **causales** ont pu être établies entre les niveaux de pollution et le nombre de cas observés et on dispose de fonctions expositions-réponses.

L'analyse de sensibilité est basée quant à elle sur d'autres polluants ou manifestations sanitaires pour les lesquels les preuves sont moins importantes à l'heure actuelle. Cette analyse intègre les effets sanitaires suivants : maladie cardiaque ischémique (PM2.5 et CO) chez les personnes âgées; admission en clinique pour causes respiratoires (NO₂) ; visites médicales d'urgence pour maladie pulmonaire obstructive chronique (PM2.5), pour asthme (PM2.5) et pour croup chez les enfants en âge préscolaire (PM2.5) et la mortalité aiguë (NO₂ et CO). Nous intégrons également dans cette analyse de sensibilité la dépendance du résultat global vis-à-vis de certaines hypothèses particulières.

1.4 Récepteurs

Les récepteurs de la pollution atmosphérique, la population en l'occurrence, sont classés suivant différentes catégories à risque. La classification retenue repose essentiellement sur les catégories d'âge même s'il ne s'agit pas du seul paramètre qui entre en ligne de compte pour caractériser la sensibilité des individus à une exposition à la pollution. Nous faisons également la distinction entre la population asthmatique et non-asthmatique qui présentent des sensibilité très différentes pour certains symptômes respiratoires notamment.

Les fonctions Exposition-Réponse utilisées distinguent des catégories d'âge légèrement différentes : enfants (0-14 ans), adultes (15 ans et plus) et personnes âgées (65 ans et plus). Nous nous basons sur les statistiques de population de l'INS pour établir ces différentes classes pour les années 1995 à 1998 considérées dans notre analyse. Nous faisons par ailleurs l'hypothèse que la population asthmatique représente 3.5% de la population comme cela est également considéré dans l'étude ExternE.

A titre d'exemple, nous présentons au Tableau 1 la répartition des différentes classes de population exprimées en fraction de la population totale pour l'année 1998.

Population entière	100.00%
Adultes	82.32%
Adultes asthmatiques	2.88%
Enfants	17.68%
Enfants asthmatiques	0.62%
Personnes âgées (65+)	17.02%

Tableau 1 : Répartition des différentes classes de population exprimées en fraction de la population totale pour l'année 1998 en Région de Bruxelles-Capitale.

Remarque : Dans le cadre de développements ultérieurs de la méthodologie, il serait intéressant d'intégrer dans l'évaluation de l'exposition des individus une dimension spatiale permettant de mieux caractériser les environnements dans lesquels se situent les individus au cours de la journée (intérieur/extérieur, trottoir, voiture, vélo,...). Cette approche nécessiterait de modéliser la « dynamique » de la population sur une journée. L'utilisation de système d'informations géographiques pourrait également être nécessaire. Signalons également que nous considérons que l'ensemble de la population bruxelloise est soumise durant toute l'année à l'accroissement du niveau de pollution moyen dont est responsable le trafic en RBC. Une approche plus fine devrait intégrer dans l'analyse les navetteurs qui viennent travailler à Bruxelles.

1.5 Fonctions Exposition-Réponse

L'évaluation des impacts sur la santé en termes physique et monétaire repose sur l'utilisation de Fonctions Exposition-Réponse (FER). Ces fonctions expriment la relation existant l'accroissement de la concentration de certains polluants dans l'air ambiant et un certain nombre de manifestations sanitaires.

Les Tableaux 2.a et 2.b présentent les effets sanitaires pris en compte dans les analyses principale et de sensibilité ainsi que les fonctions exposition-réponse utilisées.

Différentes hypothèses ont été faites concernant la **forme des FER**. On peut notamment faire la distinction entre fonctions linéaires et non-linéaires, avec seuil et sans seuil. Nous renvoyons à Externe pour une analyse approfondie de ces fonctions. Les fonctions retenues sont linéaires (effets proportionnels à l'accroissement de la concentration en polluant) et sans-seuil.

Polluant	Catégorie d'impact	Récepteur	f_{cr}	Référence
PM2.5	Usage de bronchodilatateur	Adultes asthmatiques	0.272	Dusseldorp <i>et al.</i> (1995)
PM2.5	Toux	Adultes asthmatiques	0.280	Dusseldorp <i>et al.</i> (1995)
PM2.5	Symptômes des voies respiratoires inférieures	Adultes asthmatiques	0.101	Dusseldorp <i>et al.</i> (1995)
PM2.5	Usage de bronchodilatateur	Enfants asthmatiques	0.129	Roemer <i>et al.</i> (1993)
PM2.5	Toux	Enfants asthmatiques	0.223	Pope et Dockery (1992)
PM2.5	Symptômes des voies respiratoires inférieures	Enfants asthmatiques	0.172	Roemer <i>et al.</i> (1993)
PM2.5	Arrêt cardiaque congestif	Personnes âgées	3.09E-5	Schwartz & Morris (1995)
CO	Arrêt cardiaque congestif	Personnes âgées	5.55E-7	Schwartz & Morris (1995)
PM2.5	Bronchite chronique	Enfants	2.69E-3	Dockery <i>et al.</i> (1989)
PM2.5	Toux chronique	Enfants	3.46E-3	Dockery <i>et al.</i> (1989)
PM2.5	Jours d'activité réduite	Adultes	0.042	Ostro (1987)
PM2.5	Bronchite chronique	Adultes	7.8E-5	Abbey <i>et al.</i> (1995)
PM2.5	Mortalité chronique	Adultes	0.643%	Pope <i>et al.</i> (1995)
PM2.5	Mortalité aiguë	Population entière	0.068%	Verhoeff <i>et al.</i> (1996)
PM2.5	Admissions en clinique pour causes respiratoires	Population entière	3.46E-6	Dab <i>et al.</i> (1996)
PM2.5	Admissions en clinique pour causes cardiovasculaires	Population entière	8.42E-6	Wordley <i>et al.</i> (1997)
PM2.5	Risque de cancer	Population entière	4.86E-7	Pilkington <i>et al.</i> (1997)
SO ₂	Mortalité aiguë	Population entière	0.072%	Anderson <i>et al.</i> (1996)
SO ₂	Admissions en clinique pour causes respiratoires	Population entière	2.04E-6	Ponce de Leon <i>et al.</i> (1996)

Tableau 2.a: Quantification des effets sur la santé. Fonctions exposition-réponse considérées dans l'analyse principale. La pente des fonctions exposition-réponse, f_{cr} , est exprimée en nombre de cas/(an.personnes.µg/m³), excepté pour la mortalité qui est exprimée en augmentation en pourcent par µg/m³ [Commission Européenne (1998)].

Polluant	Catégorie d'impact	Récepteur	f_{er}	Référence
PM2.5	Maladie cardiaque ischémique	Personnes âgées	2.92E-5	Schwartz & Morris (1995)
CO	Maladie cardiaque ischémique	Personnes âgées	4.17E-7	Schwartz & Morris (1995)
NO ₂	Admissions en clinique pour causes respiratoires	Population entière	1.4E-6	Ponce de Leon <i>et al.</i> (1996)
PM2.5	Visite médicale d'urgence pour maladie pulmonaire obstructive chronique	Population entière	1.2E-5	Sunyer <i>et al.</i> (1993)
PM2.5	Visite médicale d'urgence pour asthme	Population entière	1.08E-5	Schwartz (1993) et Bates (1990)
PM2.5	Visite médicale d'urgence pour croup chez les enfants en âge préscolaire	Population entière	4.86E-5	Schwartz <i>et al.</i> (1991)
CO	Mortalité aiguë	Population entière	0.00145%	Touloumi <i>et al.</i> (1994)
NO ₂	Mortalité aiguë	Population entière	0.034%	Sunyer <i>et al.</i> (1996) et Anderson <i>et al.</i> (1996)

Tableau 2.b: Quantification des effets sur la santé. Fonctions exposition-réponse considérées dans l'analyse de sensibilité. La pente des fonctions exposition-réponse, f_{er} , est exprimée en nombre de cas/(an.personnes.µg/m3), excepté pour la mortalité qui est exprimée en augmentation en pourcent par µg/m3 [Commission Européenne(1998)].

1.5.1 Hypothèse du seuil de pollution inexistant

Cette hypothèse du seuil inexistant pour les fonctions de dommages liées à la santé est très importante pour les résultats de notre étude. Cela permet l'indépendance des calculs par rapport aux niveaux de fond. Si l'on pouvait prouver qu'un seuil existe à des niveaux faibles de pollution, les coûts externes sur la santé calculés dans notre étude seraient probablement surévalués. Mais les derniers résultats épidémiologiques européens [Hurley *et al.* (1997)] montrent que le concept "aucun seuil n'existe" est à présent assez bien établi et le projet ExternE recommande que la quantification de tous les effets sur la santé s'établisse sur base de cette hypothèse. Cette hypothèse a été retenue même si au niveau d'un individu il est aujourd'hui admis que, pour de nombreuses manifestations sanitaires, il existe un niveau de concentration de polluant en dessous duquel aucun effet n'est perceptible. Au niveau agrégé de la population dans son ensemble, il n'existe pas un seuil bien défini. Comme ce seuil varie d'un individu à un autre suivant ses tolérances personnelles, on admet qu'à tout niveau de concentration on peut observer des effets même si ce n'est que dans une fraction très faible de la population.

1.5.2 Hypothèse de la linéarité de certaines fonctions

De nombreuses fonctions dose-réponse utilisées dans ExternE, comme celles relatives aux impacts sur la santé et sur le réchauffement climatique, sont rendues linéaires. La réalité est bien entendu beaucoup plus complexe. Les fonctions linéaires sont une bonne approximation des relations dose-réponse à condition que les niveaux de pollution et de maladies soient similaires à ceux qui ont été retenus dans les régions et populations initialement étudiées. En particulier si la relation réelle est non linéaire et si la pollution incrémentielle est fort variable d'un jour à l'autre, il y a aura une différence substantielle dans l'estimation des effets. De nombreuses études américaines ainsi que le rapport ExternE et la présente étude ont tendance à rendre linéaires les fonctions de dommages sur la santé ou sur le réchauffement climatique. Il est certain qu'en travaillant au départ de fonctions non linéaires, qui collent davantage à la réalité, les résultats seraient plus fiables et probablement différents.

La pente des FER est généralement exprimée en nombre de cas par année-personne- $\mu\text{g}/\text{m}^3$ excepté pour la mortalité où elle est exprimée en terme d'augmentation exprimée en pour cent du nombre de décès par $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

1.6 Marges d'incertitude

Pour les différents impacts, une estimation des niveaux de confiance est proposée. Dans l'état actuelle des connaissances, les incertitudes sur les estimations restent encore relativement importantes. Elles proviennent de **nombreux facteurs** tels que :

- l'extrapolation des fonctions exposition-réponse d'une région à l'autre ;
- le manque d'information concernant les comportements humains ;
- les approximations dans les modèles utilisés ;
- la variabilité dans les opinions d'experts ;
- les choix éthiques et politiques, les connaissances scientifiques ou les erreurs humaines ;

Cette évaluation de la marge d'incertitude sur les coûts externes calculés se fait via l'utilisation de niveaux de confiance qui peuvent être attribué à chaque type d'impact conformément à la méthodologie ExternE.

Dans l'approche suivie, la valeur estimée est représentée par une fonction lognormale (càd dont le logarithme a une distribution normale) caractérisée par une valeur médiane (meilleure estimation) μ_G et une déviation standard σ_G . Ces deux facteurs définissent les intervalles de confiance de 68% et de 95%. Pour évaluer la marge d'incertitude de 68%, par exemple, nous divisons et multiplions simplement le coût des dommages estimé par σ_G , alors que pour l'intervalle de confiance de 95% nous divisons et multiplions notre meilleure estimations par σ_G^2 . Une valeur typique pour σ_G est environ 4 pour la pollution de l'air par les particules.

Par rapport à cette approche, trois niveaux d'incertitudes sont définis et représentés par les labels suivants :

- A - niveau de confiance élevé, $\sigma_G = 2.5$ à 4 ;
- B - niveau de confiance moyen, $\sigma_G = 4$ à 6 ;
- C - niveau de confiance faible, $\sigma_G = 6$ à 12 ;
- ? - dommages potentiellement inférieurs à la valeur estimée.

Pour les valeurs estimées présentées dans notre étude, l'écart-type géométrique σ_G est situé entre 4 et 6 pour la plupart des impacts. Ceci signifie que l'intervalle de confiance de 68% est obtenu en divisant et en multipliant la meilleure estimation par 4 à 6. Ces intervalles de confiance ne prennent en compte que les incertitudes propres à l'établissement des fonctions exposition-réponse dans le cadre du projet ExternE. Les autres types d'incertitudes telles que celles reliées aux choix éthiques ou à l'applicabilité de fonctions exposition-réponse peuvent être mieux traitées avec une analyse de sensibilité.

1.7 Evaluation monétaire

Pour l'évaluation monétaire des dommages, on multiplie le nombre de cas (réponses) par le coût unitaire par incidence (facteurs de coût unitaire). Pour les effets sanitaires, les coûts unitaires sont souvent déterminés via les études d'évaluation contingente, telles qu'un Consentement A Payer (CAP-WTP) pour réaliser un bénéfice environnemental ou un Consentement A Accepter (CAA-WTA) une somme d'argent pour subir un dommage environnemental. D'autres techniques d'évaluation comprennent notamment les méthodes des prix hédonistes, qui sont des méthodes indirectes utilisées pour quantifier la valeur d'un bien à travers la variation dans le prix d'un autre. Par exemple, en utilisant la variation du prix des logements pour déterminer l'aversion des gens aux bruits des transports et/ou à la

réduction de la visibilité. Un autre exemple, est la détermination de la valeur des écosystèmes, des sites historiques et des paysages naturels en considérant les changements dans les revenus du tourisme.

La plupart des impacts sur la **morbidity** sont évalués en utilisant l'approche du Consentement A Payer. Le coût de la maladie et les pertes de revenu et de productivité sont également pris en compte. Il s'agit en général de valeur moyenne pour l'Europe Occidentale. Il faut toutefois remarquer qu'au niveau européen il peut exister de grandes disparités entre les CAP pour certains symptômes (par exemple, CAP pour éviter un séjour en hôpital très élevé dans les pays méditerranéens [Navrud *et al.* (1998)]). Des valeurs établies localement seraient probablement plus représentatives.

Pour les estimations relatives à la **mortalité**, la Valeur d'une Année de Vie Perdue (VAVP) doit être calculée. Cela signifie que nous devons exprimer la valeur d'une Année de Vie Perdue (AVP) en terme monétaire. La VAVP dérive de la valeur moyenne d'une vie statistique [Commission Européenne (1998)]. La plupart des estimations de celle-ci se situe entre 300.000 EUR et 4 MEUR (12 et 160 MBEF). Dans le cadre du projet ExternE, la valeur d'une année de vie perdue est estimée à approximativement 100.000 € de 1995 pour taux d'actualisation de 0%. La valeur d'une vie statistique retenue est de 3,1 MEUR. Pour les impacts sur le cancer, le délai entre l'exposition et le déclenchement de la maladie, le temps de latence, est également inclus dans l'analyse, tout comme les coûts de la maladie.

En accord avec l'étude ExternE, les impacts en termes de mortalité aiguë (à court terme) et chronique (à long terme) ne sont pas considérés comme des événements *additionnels* déclenchés par une augmentation de la pollution atmosphérique, mais plutôt comme des morts *prématurées*. Aujourd'hui, peu de personnes argumenteront que la pollution n'a aucun effet sur la santé humaine; et puisque la probabilité de mourir est toujours égale à un et que tout le monde doit mourir à un moment donné quelque soit le niveau de pollution de l'air, il apparaît alors que le choix le plus raisonnable et le plus logique pour exprimer l'impact sur la mortalité est d'estimer la réduction cumulative de l'espérance de vie ou les années de vie perdues agrégées pour la population de référence. Les années de vie perdues sont calculées en utilisant les FER de l'étude de Pope *et al.* (1995) pondérées par la distribution de l'âge et les tables de probabilité de vie de la population à risque. Les détails spécifiques sur la façon de calculer les années de vie perdues aiguës et chroniques se trouve dans la littérature relative au projet ExternE [Commission Européenne (1998)]. Grossièrement, chaque mort prématurée en Europe causée par la pollution particulaire implique une réduction de l'espérance de vie de 11 ans pour la mortalité chronique et de 9 mois pour la mortalité aiguë.

1.8 Taux d'actualisation

L'actualisation consiste à affecter un facteur numérique moins important aux dommages qui se produiront dans le futur qu'à ceux qui se produisent aujourd'hui. Le taux d'actualisation caractérise l'importance que l'on accorde à des dommages qui se produiront parfois dans de nombreuses années. Plus ce taux d'actualisation est élevé, moins grande est la valeur que l'on accorde à ces dommages. Ce qui peut avoir des implications politiques importantes.

La valeur d'un dommage qui se produit dans le futur devrait systématiquement subir une actualisation à un taux approprié. Le problème n'est pas d'accepter ce principe mais d'en fixer les limites. La valeur de ce taux, particulièrement dans le domaine de l'environnement, fait l'objet de nombreuses discussions. En effet, si d'un point de vue strictement commercial un taux d'actualisation de 10% est souvent appliqué; en matière d'environnement, lorsque l'intérêt des générations futures entre en jeu, tout se complique. Sans entrer dans cette vaste problématique, il faut se rappeler qu'en l'état actuel du développement de la méthodologie ExternE, aucune valeur n'est considérée « correcte » mais différents cas de base doivent être considérés (0%, 3% et 10%).

Pour bien comprendre l'importance du choix du taux d'actualisation sur les résultats finaux, il suffit de se rappeler qu'avec un taux d'actualisation de 3%, les dommages futurs actualisés deviennent inférieurs à 10% après 77 ans, tandis qu'avec un taux de 1%, ces mêmes dommages tombent à moins de 10% de leurs valeurs après seulement 230 ans. Même en utilisant ce faible taux de 1%, tout dommage qui se produira dans 10000 ans devra être divisé par $1,6 \cdot 10^{43}$ pour obtenir la valeur actualisée.

D'une façon générale, l'actualisation des valeurs est principalement appliquée pour les coûts externes liés au réchauffement global. En effet, les impacts instantanés ou quasi instantanés tels que la dégradation des bâtiments ou les effets aigus sur la santé sont indépendants du taux d'actualisation. Ils n'ont donc pas fait l'objet d'une actualisation. Au contraire, les effets chroniques sur la santé devraient, par leur nature, faire l'objet d'une actualisation des coûts externes. Dans le cadre de l'analyse menée, on tient compte pour une série d'impacts sur la santé du fait que ces impacts occasionnent des frais sur une longue période. Il s'agit des impacts suivants : mortalité chronique (adultes), bronchites chroniques (adultes et enfants) et toux chroniques (enfants), pour lesquels un taux d'actualisation de 3% a été appliqué.

2. Dégradation des bâtiments

La dégradation des bâtiments par la pollution atmosphérique s'évalue en terme de réduction de la durée de vie des matériaux employés et donc d'augmentation des coûts d'entretien de ce patrimoine immobilier. L'analyse des effets sur les bâtiments consiste donc à :

1. répertorier les matériaux de construction les plus exposés à l'environnement extérieur, en faire l'inventaire pour l'entité urbaine considérée et en estimer la surface de façon à obtenir ce que l'on appelle le « stock à risque »;
2. déterminer les mécanismes de dégradation des matériaux de construction en fonction des concentrations en polluants et des conditions climatiques (fonctions de dégradation utilisées dans ExternE ou dans la littérature internationale);
3. calculer la dégradation en faisant le lien entre les fonctions de dégradation les plus adéquates, les concentrations en polluant, le stock à risque et les coûts de remplacement des matériaux.

Deux types de dégradation due à la pollution sont considérés: l'attaque par les polluants acides (SO₂) et les salissures dues au fumées noires. Les matériaux pris en considération dans le stock à risque sont les pierres calcaires, le grès, le ciment, le béton, la brique, le zinc, l'acier galvanisé et la peinture.

Il est utile d'estimer précisément le stock à risque parce que ce dernier varie fortement d'un pays à l'autre et que la précision des calculs de coûts externes est largement tributaire des clefs de répartition utilisées. L'inventaire précis du stock à risque à Bruxelles permet d'affiner les résultats de dégradation des bâtiments en fonction de la spécificité du parc de bâtiments.

2.1 Evaluation du stock à risque

Le calcul du stock à risque se base sur une démarche en deux étapes :

- détermination de la surface totale des bâtiments exposés à la pollution atmosphérique sur base de données cadastrales ;
- la décomposition de cette surface totale selon une « clé d'identification » en différentes surfaces exposées correspondant chacune à un matériau.

Ces clés d'identification déterminent, pour une surface totale exposée, les proportions des divers matériaux constituant le stock à risque. Les études actuelles (et notamment ExternE) se basent en général sur des clefs d'identification définies par le bureau de recherche ECOTEC Research and Consulting Ltd. En principe, ces clefs d'identification ont été calculées pour les bâtiments des villes de Cologne et de Dortmund en Allemagne, et des villes de Lincoln et Birmingham en Angleterre. Bien qu'en première approximation une de ces clefs d'identification (par exemple, celle de Cologne) puisse être utilisée pour Bruxelles, il nous paraît important dans le cadre de cette recherche de définir une clef d'identification spécifique à la situation belge et plus particulièrement bruxelloise. La définition d'une clef d'identification propre à Bruxelles a été réalisée dans le cadre d'un projet mené au CEESE [Fierens et al. (1998)].

La détermination de cette clef d'identification pour l'année 1995 a permis de calculer le stock des matériaux exposés dans la Région de Bruxelles-Capitale tel que présenté au Tableau 3.

Matériaux	Stock à risque [m²]
Calcaire	3.123.515
Grés	97.957
Briques	11.195.939
Ciment, Crépi	914.045
Peinture mur	5.097.771
Peinture porte	429.705
Zinc	1.989.900
Acier galvanisé	2.710.162

Source : CEESE (1998).

Tableau 3: Tableau récapitulatif du stock à risque en Région de Bruxelles-Capitale (m²).

2.2 Fonctions de dommage

Dans le but de déterminer la dégradation physique des matériaux par la pollution, il est fait usage de fonctions de dommage. Les fonctions de dommage (Exposition-Réponse) sont des équations reliant le taux de corrosion des matériaux aux conditions d'exposition (conditions climatiques et concentrations de polluants). Les fonctions proposées par ExternE ont été utilisées en priorité. Toutefois, les fonctions employées pour la dégradation due aux fumées noires sont tirées de la littérature scientifique internationale.

2.2.1 Dégradation des matériaux due à la pollution acide

Les fonctions de dégradation utilisées dans le cadre de l'étude ExternE ont été retenues en priorité. Elles proviennent de la littérature et principalement de trois études: Lipfert (1987;1989), le programme national du Royaume Uni sur l'exposition des matériaux (Bultin et al, 1992a; 1992b) et le 'International Cooperative Programme' (ICP) des Nations-Unies Europe (Kucera, 1994). Ces fonctions de dégradation calculent le taux d'érosion des matériaux des bâtiments.

Les variables utilisées dans les équations des fonctions de dégradation sont reprises ci-dessous:

- ML = perte de masse (g/m²/a) (étude de 4 ans)
- ER = taux d'érosion (µm/a)
- RH = humidité relative moyenne (%)
- TOW = fraction du temps où RH est >80% et la température positive
- f₁ = 1-exp[-0.121*RH/(100-RH)]
- SO₂ = concentration de SO₂ (µg/m³/a)
- O₃ = Concentration en ozone (µg/m³/a)
- P = précipitations (m/a)
- H⁺ = acidité (meq/m²/a)

Le cadre ci-dessous reprend les équations utilisées.

Pierres calcaires (exposées):	
$ML = 8.6 + 1.49 * TOW * SO_2 + 0.097 * H^+$	(Kucera)
Grès (exposés):	
$ML = 7.3 + 1.56 * TOW * SO_2 + 0.12 * H^+$	(Kucera)
Zinc exposé	
$ML = 14.5 + 0.043 * TOW * SO_2 * O_3 + 0.08 * H^+$	(Kucera)
Zinc non exposé	
$ML = 5.5 + 0.013 * TOW * SO_2 * O_3$	(Kucera)
Mortier et crépi (exposé):	
$ML = 7.3 + 1.56 * TOW * SO_2 + 0.12 * H^+$	(Kucera)
Peinture carbonatée:	
$\Delta ER / t_c = 0.01 * P * 8.7 * (10^{-pH} - 10^{-5.2}) + 0.006 * SO_2 * f_1$	(Haynie)
Peinture silicatée:	
$\Delta ER / t_c = 0.01 * P * 1.35 * (10^{-pH} - 10^{-5.2}) + 0.00097 * SO_2 * f_1$	(Haynie)
où t_c = la perte d'épaisseur critique (20 μ m).	
ΔER = la différence entre les taux d'érosion avec et sans pollution (mm/an).	

La prise en considération de ces fonctions de dégradation et des hypothèses de remplacement des matériaux utilisés permet de calculer la durée de vie du stock. Celle-ci est calculée annuellement en fonction du niveau de pollution de l'année considérée.

2.2.2 Dégradation due aux fumées noires

Le noircissement n'est pas seulement qualitatif c'est-à-dire caractérisé par le dépôt d'une couche de particules solides sur une surface. C'est aussi un phénomène optique. Il s'agit d'une coloration noirâtre, causée par l'adhésion et l'accumulation de particules solides sur la surface et dans les couches superficielles d'un matériau. Ce dernier est affecté de telle sorte que l'assombrissement de la surface est visible à l'oeil nu.

Il est important de pouvoir quantifier l'impact des émissions particulières. La traduction de l'ombrage d'une surface s'exprime en terme de **réflectance** R (ou sa variation). R est une unité d'optique qui vaut:

- 0 pour une surface ne réfléchissant aucune lumière (ou absorbe toute la lumière incidente) c'est-à-dire totalement noire;
- 1 pour une surface qui réfléchit toute la lumière incidente c'est-à-dire totalement blanche.

Le niveau de noircissement est également exprimé par la *surface effective couverte* (EAC) ou pourcentage de la surface couverte par les particules absorbant la lumière.

Le lien physique entre la réflectance et la surface effective couverte est exprimé par l'équation suivante¹:

$$\frac{R}{R_0} = (1 - AC) + \frac{R_p}{R_0} * AC$$

- R: réflectance de la surface exposée (%)
- R_0 : réflectance initiale de la surface (%)
- R_p : réflectance des particules (%)
- AC: fraction de la surface couverte par les particules (EAC = 100 * AC)

¹ Lanting R.W. (1985).

R dépend de AC, des propriétés optiques des particules via R_p et de la surface via R_0 .

AC est, quant à lui, fonction de la quantité de particules dans l'atmosphère, de leurs dimensions et de leur vitesse de dépôt sur la surface.

La vitesse d'encrassement d'une façade peut être mise en relation avec la concentration en fumées noires dans l'air. Elle est fonction de la vitesse de dépôt du CEP² et de l'accumulation de ce dernier.

La modélisation du noircissement peut être décrite par l'équation suivante³:

$$R = R_0 * e^{-kt}$$

où $k = 0,1 * C_{CEP}$

- R: réflectance⁴ de la surface au temps t
- R_0 : réflectance initiale de la surface
- k: constante de noircissement (an^{-1})
- t: durée d'encrassement (ans)
- C_{CEP} : concentration en carbone élémentaire particulaire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

La valeur de la constante de noircissement, k, est fonction de la vitesse de dépôt, de la concentration et des caractéristiques des particules.

Ces deux équations permettent d'isoler le temps:

$$t = -\frac{\ln\left(\frac{R}{R_0}\right)}{0,1 * C_{CEP}}$$

Pour estimer la durée de l'exposition après laquelle un bâtiment doit être ravalé, il faut déterminer la valeur-seuil du rapport R/R_0 qui génère le ravalement. Comme dans l'étude de Lanting⁵, nous avons supposé que des activités de nettoyage importantes s'imposent lors d'un changement de réflectance de 90% ($R/R_0 = 0.10$), ce qui représente un noircissement quasi complet de la façade. Ce qui conduit à la relation suivante qui représente le temps d'encrassement d'un bâtiment exposé en fonction de la concentration en carbone élémentaire particulaire :

$$t = -\frac{\ln 0,1}{0,1 * C_{CEP}}$$

Le CEP est un des constituants des fumées noires. Il existe une relation empirique entre la concentration en fumées noires et la concentration en CEP. Celle-ci permet de déduire les immissions de CEP comme l'indique l'équation ci-dessous⁶:

$$C_{CEP} = 0,13 * C_{FN} - 0,1$$

- C_{FN} : concentration en fumée noires ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

2 Carbone Élémentaire Particulaire

3 Newby, Mansfield et Hamilton (1991).

4 Rapport entre l'intensité de la lumière réfléchié et l'intensité de la lumière incidente

5 Lanting R.W. (1985).

6 Ball D.J. (1989)

2.3 Coûts externes liés à la dégradation des bâtiments

La pollution dégrade les bâtiments et engendre des coûts externes. Pour pouvoir les estimer, il faut mettre en relation la quantité du stock à risque, la dégradation physique et les coûts de réparation des dommages.

Les coûts externes totaux liés au trafic représentent les surcoûts liés à la pollution générée par le trafic dans la Région de Bruxelles-Capitale. C'est-à-dire la différence entre les coûts d'entretien ou de remplacement en situation actuelle et ces coûts en l'absence de pollution liée au trafic.

Comme dans l'étude ExternE, les coûts de réparation ou de remplacement sont utilisés comme estimation des dommages économiques, bien qu'une évaluation contingente (disposition à payer pour éviter une dégradation supplémentaire) pourrait se révéler plus adéquate (pour tenir compte des autres coûts tels que esthétiques...).

Le rythme des travaux d'entretien de réparation ou de remplacement n'est pas toujours économiquement rationnel (c'est-à-dire ne minimise pas toujours les coûts totaux). Certains propriétaires laisseront leur bien se dégrader au delà de la perte critique des matériaux, ce qui peut mener à des dommages et des coûts de réparation plus lourds, d'autres vont agir plus tôt que l'idéal économique d'un point de vue coûts de réparation soit par méconnaissance ou pour des raisons d'un tout autre ordre telles que, par exemple, le désir de repeindre les murs d'une autre couleur. Dans ce dernier cas, il n'y a pas de coûts liés à la pollution. Ces nuances ne seront pas prises en compte ici. Nous faisons l'hypothèse que les propriétaires agissent de façon rationnelle.

Les coûts de la dégradation des matériaux exposés due à la pollution acide ainsi que les coûts totaux supplémentaires de nettoyage des matériaux du stock à risque dégradés par les fumées noires sont calculés pour les années 1995 et 1996 sur base des coûts unitaires d'entretien et de remplacement des matériaux prématurément dégradés, du stock à risque, des fonctions de dégradations et du niveau de pollution incombant au trafic les deux années considérées.

Dans les zones de lavage naturel par les pluies, fonction de la direction du vent et de l'intensité des pluies, les besoins de ravalement sont moindres. Comme il n'est pas possible de déterminer une orientation préférentielle des façades, 75% d'entre elles sont considérées comme sensibles⁷.

Les résultats d'une étude en France⁸ citée dans ExternE ont montré que pour la salissure des bâtiments, les coûts totaux sont la somme des coûts de réparation/ravalement et des coûts d'agrément (ou de désagrément). Ceux-ci sont estimés équivalents aux coûts de nettoyage; les coûts totaux valent donc le double des coûts de réparation.

Le Tableau 4 reprend les coûts d'entretien et de réparation en francs belges de 1995 utilisés pour le calcul des coûts externes sur base des résultats des différentes études européennes proposées dans ExternE. Ces valeurs figurent également dans le module informatique et peuvent être modifiées par l'utilisateur (paramètres variables).

⁷ CEESE-ULB 1995.

⁸ Commission Européenne (1995). "Environmental Impacts and their Costs; the nuclear and the fossil Fuel Cycles. Implementation of the ExternE Accounting Framework in France." February 1995.

Tableau 4 : Coûts d'entretien et de réparation retenus (en € par m²).

Peinture de murs (échafaudage compris)	25
Peinture de portes	109
Peinture de tôles en acier galvanisé	46
Remplacement du zinc	26
Remplacement de l'acier galvanisé	46
Ravalement de la pierre naturelle	33
Ravalement des briques	16
Remplacement de la pierre naturelle	293
Recimentage d'un mur de crépi	44
Rejointoiement d'un mur de briques	41

Références

- Abbey, D.E., Lebowitz, M.D., Mills, P.K., Petersen, F.F., Lawrence Beeson, W., Burchette, R.J. (1995), 'Long-term ambient concentrations of particulates and oxidants and development of chronic disease in a cohort of non-smoking California residents', *Inhalation Toxicology*, 7, pp. 19-34.
- Anderson, H.R., Ponce de Leon, A., Bland, J.M., Bower, J.S., Strachan, D.P. (1996), '*Air pollution and daily mortality in London: 1987-92*', *BMJ* 312: 665-9.
- Ball, D.J. (1989), "The soiling of Buildings in Europe", 'Man and his Ecosystem', Proceedings of the 8th World clean Air Congress 1989, The Hague, The Netherlands. 11-15 September 1989, 2, pp. 359-366.
- Bates, D.V., Baker-Anderson, M., Sizto, R. (1990). 'Asthma attack periodicity: A study of hospital emergency visits in Vancouver', *Environ. Res.* 51, 51-70.
- Butlin R.N., Coote A.T., Devenish M., Hughes I.S.C., Hutchens C.M., Irwin J.G., Lloyd G.O., Massey S.W., Webb A.H. And Yates T.J.S. (1992a), "Preliminary results from the analysis of stone tablets from the National Materials Exposure Programme (NMEP)", *Atmospheric Environment*, 26 B(1), 189.
- Butlin R.N., Coote A.T., Devenish M., Hughes I.S.C., Hutchens C.M., Irwin J.G., Lloyd G.O., Massey S.W., Webb A.H. And Yates T.J.S. (1992b), "Preliminary results from the analysis of metal samples from the National Materials Exposure Programme (NMEP)", *Atmospheric Environment*, 26 B(2), pp. 199-206.
- Commission Européenne (1995). *ExternE: Externalities of Energy*, EUR16520, Vol. 1-5, Luxembourg.
- Commission Européenne, Directorate-General XII, Science, Research and Development, JOULE (1998), '*Externalities of Fuel Cycles 'ExternE' Project. Report number 7, Methodology, 1998 update*', EUR16521, Luxembourg, 518 p.
- Dab, W., Quenel, S.M.P., Le Moullec, Y., Le Tertre, A., Thelot, B., Monteil, C., Lameloise, P., Pirard, P., Momas, I., Ferry, R., Festy, B. (1996), 'Short term respiratory health effects of ambient air pollution: results of the APHEA project in Paris'. *J. Epidem. Comm. Health*, 50 (suppl 1): S42-46.
- Dockery, D.W., Speizer, F.E., Stram, D.O., Ware, J.H., Spengler, J.D., Ferris, B.G. (1989), 'Effects of inhalable particles on respiratory health of children', *Am. Rev. Respir. Dis.*, 139, pp. 587-594.
- Dusseldorp, A., Kruize, H., Brunekreef, B., Hofschreuder, P., de Meer, G., van Oudvorst, A.B. (1995), 'Associations of PM10 and airborne iron with respiratory health of adults near a steel factory', *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 152, 1932-9.
- Fierens, A., C. Ferdinand & W. Hecq (1998). Evaluation des coûts externes liés à la pollution de l'air produite par le chauffage des logements en Belgique: Application au gaz naturel, au charbon et au gasoil – Utilisation de la méthodologie ExternE, Supplément au rapport intermédiaire de Mai 1998: Impact de la pollution sur les bâtiments, Convention CESE-ELECTRABEL, Bruxelles, 60 p., Juin 1998.
- Haynie, F. H. (1986), '*Atmospheric Acid Deposition Damage due to Paints*', US Environmental Protection Agency Report EPA/600/M-85/019.

- Hurley, J.F. and Donnan, P.(1997): An Update of Exposure-Response (E-R) Functions for the Acute and Chronic Public Health Effects of Air Pollution, Institute of Occupational Medicine (IOM), Edinburgh, UK. Internal paper for ExternE Project, March 1997.
- Kucera, V. (1994), '*The UN ECE International Cooperative Programme on Effects on Materials, Including Historic and Cultural Monuments*', Report to the working group on effects within the UN ECE in Geneva, Swedish Corrosion Institute, Stockholm, 1994.
- Lanting, R.W. (1985), "Black Smoke and Soiling. Paper to be presented at the second U.S.", Dutch International Symposium : Aerosols. Williamburg, Virginia, May 19-24, TNO publication n° 936, 21 p.
- Lipfert F.W. (1987), "Effects of acidic deposition on the atmospheric deterioration of materials", *Materials Performance*, **12**, National Association of Corrosion Engineers, 1987.
- Lipfert F.W. (1989), "Atmospheric damage to calcareous stones: comparison and reconciliation of recent experimental findings", *Atmospheric Environment*, vol.23, n°2, pp.415-429.
- Navrud, S.: Exceedance of Critical Loads and Impacts on Freshwater Fish Populations - An Attempt to Link Critical Loads and Economic Valuation. Revised paper January 4, 1997. Task: Sustainability Indicators. ExternE Transport and ExternE Core Projects. 10 pp, 1997b
- Newby P.T., Mansfield T.A., Hamilton R.S. (1991), 'Sources and economic implication of building soiling in urban areas', *The Science of the Total Environment*, **100**, pp.347-365.
- Ostro, B.D. (1987), 'Air pollution and morbidity revisited: A specification test', *J. Environ. Econ. Manage.*, **14**, pp. 87-98.
- Pilkington, A., Hurley, F. (1997), '*Cancer risk estimate*', Institute of Occupational Medicine (IOM) report, Edinburgh, UK.
- Ponce de Leon, A., Anderson, H.R., Bland, J.M., Strachan, D.P., Bower, J. (1996), 'Effects of air pollution on daily hospital admissions for respiratory disease in London between 1987-88 and 1991-92', *J. Epidem. Comm. Health*, **50** (suppl 1): S63-70.
- Pope, C.A., Dockery, D.W. (1992), 'Acute health effects of PM10 pollution on symptomatic and asymptomatic children', *Am. Rev. Respir. Dis.*, **145**, pp. 1123-1126.
- Pope, C.A. III, Thun, M.J., Namboodiri, M.M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, F.E., Heath, C.W. Jr. (1995), 'Particulate air pollution as predictor of mortality in a prospective study of US adults', *Am. J. Resp. Crit. Care Med.*, **151**, pp. 669-674.
- Roemer, W., Hoek, G., Brunekreef, B. (1993), 'Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms', *Am. Rev. Respir. Dis.*, **147**, 118-124.
- Schwartz, J. (1993). 'Particulate air pollution and chronic respiratory disease', *Environ. Res.* **62**, 7-13.
- Schwartz, J. and Morris, R. (1995), 'Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, Michigan', *Am. J. Epidem.*, **142**, pp. 23-35. *Am. J. Epidem.*, **137**, pp. 701-705.
- Schwartz, J., Spix, C., Wichmann, H.E., Malin, E. (1991). 'Air pollution and acute respiratory illness in five German communities', *Environ. Res.* **56**, 1-14.

- Sunyer, J., Saez, M., Murillo, C., Castellsague, J., Martinez, F., Anto, J.M. (1993). 'Air pollution and emergency room admissions for chronic obstructive pulmonary disease', A 5-year study. *Am J Epid* 137, 701-705.
- Touloumi, G., Pocock, S.J., Katsouyanni, K., Trichopoulos, D. (1994). 'Short-term effects of air pollution on daily mortality in Athens: A time-series analysis', *Int. J. Epidem.* 23, 957-967.
- Verhoeff, A.P., Hoek, G., Schwartz, J., van Wijnen, J.H. (1996), 'Air pollution and daily mortality in Amsterdam', *Epidemiology*, 7, pp. 225-230.
- Wordley, J., Walters, S., Ayres, J.G., '*Short term variations in hospital admissions and mortality and particulate air pollution*'. (In press).

Annexe IV :

Analyse de l'évolution des émissions du trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale depuis 1990

Vincent Favrel – CEESE, ULB

Table des matières

Table des matières.....	1
1. Introduction	3
2. Prestations kilométriques	5
3. Composition de la flotte de véhicules.....	9
3.1 Evolution globale du parc de véhicules	9
3.2 Parc de voitures particulières	10
3.3 Parc de véhicules utilitaires légers	14
3.4 Parc de véhicules utilitaires lourds	16
3.5 Parc des autobus et autocars.....	17
4. Qualité des carburants	19
5. Facteurs d'émission et de consommation	21
5.1 Monoxyde de carbone	21
5.2 Oxydes d'azote.....	21
5.3 Composés Organiques Volatils	22
5.4 Particules.....	22
5.5 Consommation d'essence	27
5.6 Consommation de gazole.....	29
5.7 Dioxyde de soufre.....	31
5.8 Dioxyde de carbone.....	31
6. Evolution des émissions des principaux polluants	35
6.1 Monoxyde de carbone	35
6.2 Dioxyde d'azote	36
6.3 Composés Organiques Volatils	38
6.4 Particules.....	41
6.5 Dioxyde de soufre.....	42
6.6 Dioxyde de carbone.....	44
6.7 Méthane et protoxyde d'azote	46
6.8 Consommation d'essence	48
6.9 Consommation de gazole.....	49
6.10 Consommation de GPL	51

1. Introduction

Après avoir décrit à l'Annexe II, les principes méthodologiques retenus pour l'évaluation des émissions au niveau de la Région de Bruxelles-Capitale, nous présentons dans cette Annexe les évolutions des principales grandeurs représentatives du trafic et de ses émissions au cours de la dernière décennie.

Comme première donnée explicative, nous commencerons par décrire l'évolution des prestations kilométriques dans la région depuis 1985. Nous analyserons les principales tendances qui caractérisent l'intensité du trafic telle qu'observées à l'intérieur des limites administratives de la Région de Bruxelles-Capitale.

Nous commenterons ensuite l'évolution de la composition de la flotte de véhicules sur la même période. Nous analyserons l'évolution des principales sous-catégories constitutives du parc en nous basant sur la méthodologie développée au CEESE et présentée en Annexe II.

Nous présenterons alors brièvement la composition du trafic retenue pour l'étude en précisant les hypothèses retenues ainsi que les limites de celles-ci.

Sur base des paramètres précédents, nous décrirons de façon plus détaillée l'évolution des facteurs d'émission des différentes sous-catégories du parc belge. L'évolution de ce paramètre permet en effet d'expliquer les tendances observées pour les émissions globales au niveau régionale qui seront discutées au paragraphe suivant. Les émissions des principaux polluants associés au trafic routier calculées dans le cadre de ce projet seront présentées pour la période 1990-1999.

2. Prestations kilométriques

Nous examinons dans un premier les grandes tendances de la mobilité dans les limites administratives de la Région de Bruxelles-Capitale au cours des 10 dernières années. Ces données sont celles fournies annuellement dans le Recensement Général de la Circulation publié par le Ministère des Communications et de l'Infrastructure. Les prestations kilométriques retenues sont celles estimées par la méthode GcLR. Elles ne concernent que le trafic à l'intérieur de la Région de Bruxelles-Capitale ce qui n'inclut, par exemple, qu'une petite partie du trafic sur le ring autour de Bruxelles. Les principes de cette méthode sont globalement les suivants. Les kilomètres parcourus annuellement sur les routes numérotées (autoroutes, routes régionales et provinciales) sont estimés sur base des comptages réalisés sur ces routes par les Régions et le Ministère fédéral. Les prestations kilométriques sur le réseau communal sont estimés sur base des consommations énergétiques annuelles et en déduisant de celles-ci la part relative au trafic sur les routes numérotées.

L'évolution de l'intensité du trafic depuis 1985 est présentée à la Figure 1.

Le Tableau 1 présente l'évolution du trafic sur les différentes catégories de routes telles que différenciées par le Ministère des Communications et de l'Infrastructure. Les prestations kilométriques sont exprimées en milliards en véhicule-kilomètres pour la période 1985-1999. Pour ce premier tableau, l'année 1985 est considérée comme année de référence correspondant à l'indice 100. Nous voyons que le trafic total est passé de 2.38 milliards de vkm en 1985 à 3.03 milliards de vkm en 1999, soit une progression globale de 27%, soit encore une croissance annuelle moyenne de 1.72%. Cette croissance a surtout été marquée entre 1985 et 1989 avant de stagner et de reprendre à partir de 1992. Cette croissance a surtout été marquée sur les réseaux autoroutier et communal avec des accroissement de respectivement 58% et 40%. Sur les autoroutes, la croissance a surtout été marquée jusqu'en 1994. Depuis lors, hormis pour l'année 1998, on semble avoir atteint la saturation aux environs de 0.38 milliards de vkm annuels. La croissance sur le réseau communal a connu un rythme plus régulier et se poursuit actuellement. Sur les réseaux régional et provincial de la Région de Bruxelles-Capitale, le trafic annuel semble stagner depuis 1993 aux alentours de 1.65 milliards de vkm.

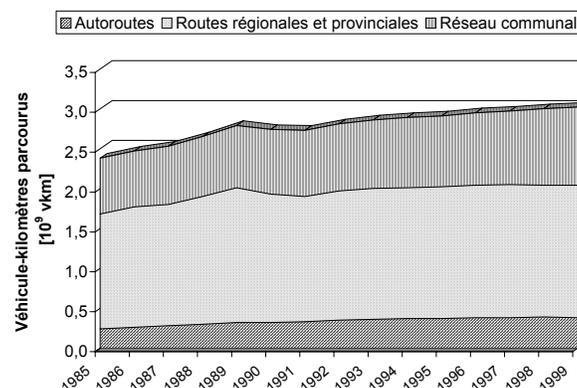


Figure II.1: Evolution de l'intensité du trafic en Région de Bruxelles-Capitale depuis 1985 [Ministère des Communications et de l'Infrastructure].

Année	Autoroutes		Routes régionales et provinciales		Réseau Communal		Total	
	10 ⁹ vkm	%	10 ⁹ vkm	%	10 ⁹ vkm	%	10 ⁹ vkm	%
1985	0,24	100	1,44	100	0,7	100	2,38	100
1986	0,26	108	1,51	105	0,7	100	2,47	104
1987	0,28	117	1,52	106	0,73	104	2,52	106
1988	0,3	125	1,6	111	0,75	107	2,66	112
1989	0,32	133	1,69	117	0,78	111	2,79	117
1990	0,32	133	1,61	112	0,81	116	2,73	115
1991	0,33	138	1,57	109	0,83	119	2,73	115
1992	0,35	146	1,62	113	0,84	120	2,81	118
1993	0,36	150	1,64	114	0,86	123	2,85	120
1994	0,37	154	1,64	114	0,88	126	2,89	121
1995	0,37	154	1,65	115	0,89	127	2,91	122
1996	0,38	158	1,66	115	0,91	130	2,94	124
1997	0,38	158	1,67	116	0,92	131	2,97	125
1998	0,39	163	1,65	115	0,96	137	3,00	126
1999	0,38	158	1,66	115	0,98	140	3,03	127

Tableau II.1: Evolution des prestations kilométriques annuelles sur les différents réseaux routiers en Région de Bruxelles-Capitale entre 1985 et 1999.

Au Tableau 2 nous présentons l'évolution du trafic évaluée par rapport à la situation en 1990 prise comme année de référence. Les émissions du trafic en Région de Bruxelles-Capitale ont en effet été calculées à partir de cette année. Ce tableau permettra donc d'interpréter l'évolution des émissions qui sera présentée dans les paragraphes suivants. Nous pouvons déjà constater que, sur cette période, l'accroissement de l'intensité du trafic a été plus limité avec un accroissement annuel moyen de 1,17% pour le trafic total. Sur cette période, nous observons également que le trafic sur les routes régionales et provinciales n'a progressé que de 3% pour environ 20% sur les autoroutes et le réseau communal.

Année	Autoroutes		Routes régionales et provinciales		Réseau Communal		Total	
	10 ⁹ vkm	%	10 ⁹ vkm	%	10 ⁹ vkm	%	10 ⁹ vkm	%
1990	0,32	100	1,61	100	0,81	100	2,73	100
1991	0,33	103	1,57	98	0,83	102	2,73	100
1992	0,35	109	1,62	101	0,84	104	2,81	103
1993	0,36	113	1,64	102	0,86	106	2,85	104
1994	0,37	116	1,64	102	0,88	109	2,89	106
1995	0,37	116	1,65	102	0,89	110	2,91	107
1996	0,38	119	1,66	103	0,91	112	2,94	108
1997	0,38	119	1,67	104	0,92	114	2,97	109
1998	0,39	122	1,65	102	0,96	119	3,00	110
1999	0,38	119	1,66	103	0,98	121	3,03	111

Tableau 2: Evolution des prestations kilométriques annuelles sur les différents réseaux routiers en Région de Bruxelles-Capitale entre 1990 et 1999.

Comme nous l'avons exposé à l'Annexe II, ces prestations kilométriques sont redistribuées entre les principales catégories de véhicules composant le trafic. Les compositions du trafic sur les différents réseaux routiers sont fournis par le Ministère des Communications et de l'Infrastructure dans ses recensements quinquennaux. Les derniers recensements réalisés datent de 1990 et 1995. La composition du trafic pour ces deux années sont présentées au Tableau 5 de l'Annexe II. Pour les calculs, nous avons interpolé ces valeurs entre 1990 et 1995 et nous avons considéré que la composition restait constante après 1995. Le prochain recensement a été réalisé en 2000 et devrait être publié au cours de l'année 2001.

3. Composition de la flotte de véhicules

Afin de pouvoir calculer les émissions du parc de véhicules depuis 1990, l'évolution de la composition du parc belge de véhicules automobiles a été retracée sur la période 1990-1999. Nous en présentons ici les principales tendances.

3.1 Evolution globale du parc de véhicules

La Figure 2 présente l'évolution globale du parc belge de véhicules considérés dans notre analyse. Nous n'y avons pas intégré les véhicules de motorisation inconnue repris sous la catégorie 'autres' dans les statistiques de la FEBIAC pour lesquels nous ne disposons pas de fonctions d'émissions. Ces véhicules représentent une part infime du parc global et l'approximation qui est faite est donc relativement faible.

Le Tableau 3 reprend cette évolution exprimée, d'une part, en nombre de véhicules et, d'autre part, en pourcentage en prenant 1990 comme année de référence. On voit que le parc global est passé d'environ 4,2 millions de véhicules en 1990 à plus de 5 millions en 1999 soit une croissance de 20% sur cette période. La progression la plus importante est observée chez les véhicules utilitaires légers où la croissance du parc atteint 56% pour atteindre 393.570 en 1999. La croissance du parc de voitures particulières est également marquée avec 19% de croissance sur la période considérée. Le parc de véhicules utilitaires lourds n'a quant à lui progressé que de 2% et le nombre d'autobus et d'autocars a diminué de 8%.

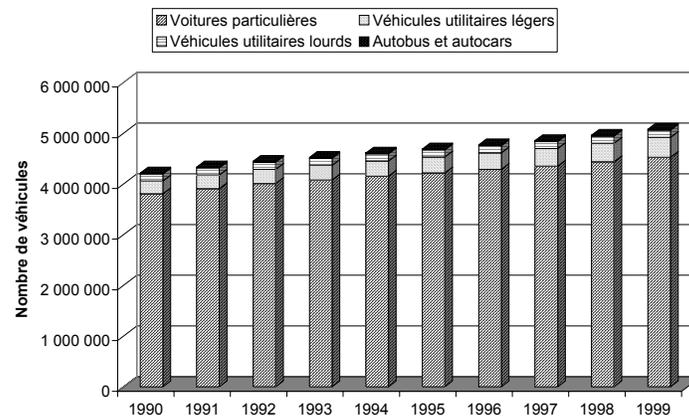


Figure 2: Evolution du parc automobile belge considéré pour le calcul des émissions entre 1990 et 1999 (d'après les statistiques FEBIAC).

Année	Voitures particulières		Véhicules Utilitaires Légers		Véhicules Utilitaires Lourds		Autobus et Autocars		Parc total	
	Nombre	100	Nombre	100	Nombre	100	Nombre	100	Nombre	100
1990	3 808 394	100	251 618	100	141 039	100	15 427	100	4 216 478	100
1991	3 909 065	103	268 298	107	142 333	101	15 164	98	4 334 860	103
1992	4 009 254	105	280 872	112	142 360	101	14 907	97	4 447 393	105
1993	4 078 957	107	289 095	115	140 875	100	14 878	96	4 523 805	107
1994	4 155 091	109	299 475	119	141 400	100	14 718	95	4 610 684	109
1995	4 219 363	111	314 806	125	141 852	101	14 510	94	4 690 531	111
1996	4 288 045	113	328 276	130	141 459	100	14 543	94	4 772 323	113
1997	4 353 491	114	346 290	138	140 442	100	14 315	93	4 854 538	115
1998	4 438 397	117	366 213	146	142 279	101	14 394	93	4 961 283	118
1999	4 527 639	119	393 570	156	143 996	102	14 254	92	5 079 459	120

Tableau 3: Evolution du parc automobile belge considéré pour le calcul des émissions entre 1990 et 1999 suivant les principales catégories de véhicules (d'après les statistiques FEBIAC).

3.2 Parc de voitures particulières

Les voitures particulières constituent la composante principale du parc automobile avec plus de 90% des véhicules. Si l'évolution globale du parc de voitures particulières indique une croissance de 19% entre 1990 et 1999, il est intéressant d'analyser quelles ont été les évolutions au sein de cette composante du parc belge en différenciant les différentes motorisations – essence, diesel et LPG – ainsi que les cylindrées des véhicules.

Considérons tout d'abord les évolutions **en fonction du type de motorisation**. La Figure 3 montre l'évolution du nombre de voitures particulières essence, diesel et LPG entre 1990 et 1999. Au Tableau 4, nous constatons que les parcs de voitures particulières essence et diesel, les deux principales motorisations présentes dans le parc, ont connu des évolutions différentes. Le parc de voitures particulières à essence est resté globalement constant au cours de la période avec dans un premier temps une croissance de 4% entre 1990 et 1993 suivie d'une diminution jusqu'en 1999. Le parc de voiture diesel a quant à lui connu une progression importante de 70% sur la période très marquée les trois dernières années. En moyenne, la croissance annuelle a été de 6.1% de sorte que la croissance globale du parc de voitures particulières est presque uniquement imputable à la flotte de véhicules diesel. Le parc de véhicules LPG a connu une diminution de 27% entre 1990 et 1997. Depuis 1998, la tendance s'est inversée et se traduit en 1999 par une croissance de 50% par rapport à la situation en 1990.

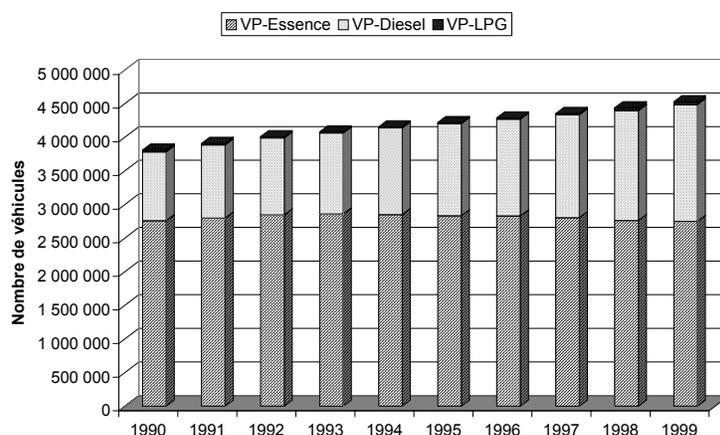


Figure 3: Evolution du parc belge de voitures particulières suivant la motorisation entre 1990 et 1999 (d'après les statistiques FEBIAC).

Année	VP Essence	VP Diesel	VP LPG	VP Total
1990	2 758 646	1 023 115	26 633	3 808 394
1991	2 797 526	1 089 055	22 484	3 909 065
1992	2 844 801	1 145 440	19 013	4 009 254
1993	2 858 935	1 202 912	17 110	4 078 957
1994	2 851 133	1 287 792	16 166	4 155 091
1995	2 831 095	1 372 087	16 181	4 219 363
1996	2 829 974	1 440 730	17 341	4 288 045
1997	2 803 876	1 530 130	19 485	4 353 491
1998	2 762 005	1 634 348	42 044	4 438 397
1999	2 748 675	1 738 997	39 967	4 527 639

Tableau 4: Evolution du parc belge de voitures particulières suivant la motorisation entre 1990 et 1999 (d'après les statistiques FEBIAC).

Si nous considérons à présent la **répartition des véhicules suivant leur cylindrée**, nous voyons à la Figure 4 et au Tableau II.5 que, pour les voitures particulières à essence, les véhicules de cylindrée inférieure à 1.4 litres (-21%) ont progressivement été remplacés principalement par des véhicules de cylindrées moyennes situées entre 1.4 litres et 2.0 litres (+24%) et plus faiblement par des véhicules de cylindrée supérieure à 2.0 litre (+ 13%). On constate également que cette dernière classe de cylindrée a d'abord connu une progression de 21% jusqu'en 1995 avant de diminuer les quatre dernières années. Ceci traduit donc une évolution globale du parc de véhicules à essence vers les cylindrées moyennes qui, en 1999, représentaient 51% du parc de voitures à essence alors que globalement le parc a connu une stagnation entre 1990 et 1999.

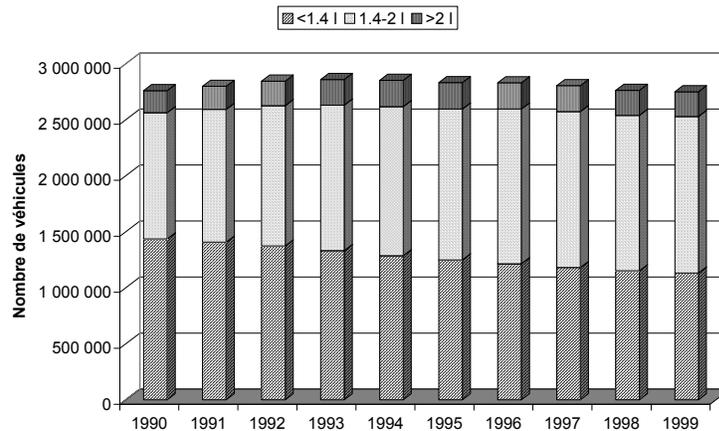


Figure 4: Evolution du parc belge de voitures à essence suivant leur cylindrée entre 1990 et 1999 (d'après les statistiques FEBIAC).

Année	< 1.4 l		1.4 l - 2.0 l		> 2.0 l		Essence Total	
1990	1435017	100	1128002	100	195627	100	2758646	100
1991	1405917	98	1186085	105	205524	105	2797526	101
1992	1371832	96	1253551	111	219418	112	2844801	103
1993	1331056	93	1298527	115	229352	117	2858935	104
1994	1285850	90	1330430	118	234853	120	2851133	103
1995	1247635	87	1347512	119	235948	121	2831095	103
1996	1213456	85	1381206	122	235312	120	2829974	103
1997	1179784	82	1392224	123	231868	119	2803876	102
1998	1151876	80	1387501	123	222628	114	2762005	100
1999	1130043	79	1398075	124	220557	113	2748675	100

Tableau 5: Evolution du parc belge de voitures à essence suivant leur cylindrée entre 1990 et 1999 (d'après les statistiques FEBIAC).

En ce qui concerne les véhicules diesel, l'évolution du parc de voitures particulières en fonction de la cylindrée est présentée à la Figure 5 et au Tableau 6. Comme nous pouvons le constater, la croissance observée du parc de voitures particulières diesel s'est fait au profit principalement des petites et moyennes cylindrées (< 2.0 l) où la croissance entre 1990 et 1999 a été de 93% pour 9% seulement pour les grosses cylindrées (>2.0 l). Pour cette dernière catégorie, nous pouvons même observer une diminution à partir de 1996.

Sur base de cette analyse du parc de voitures particulières, nous pouvons conclure que, pendant la période 1990-1999, le parc s'est 'dieselisé' et la part des voitures de cylindrées moyennes s'est accrue de façon importante. Alors que ce parc était dominé en 1990 par les voitures à essence de cylindrée inférieure à 1.4 litres qui représentaient 38% du parc belge, en 1999 ce sont les voitures diesel de cylindrée inférieure à 2.0 litres qui représentent la part la plus importante du parc de voitures particulières avec près de 32% pour 31% pour les voitures à essence de cylindrée moyenne (1.4 l – 2.0 l) et 25% pour les voitures à essence de petite cylindrée (< 1.4 l). La part des voitures fonctionnant au LPG est quant à elle restée

très faible – inférieure au pour cent – au cours de cette période. Cette part pourrait néanmoins être amenée à progresser compte tenu notamment des incitants introduits pour l'installation de systèmes LPG sur les véhicules à partir du 1^{er} janvier 2001.

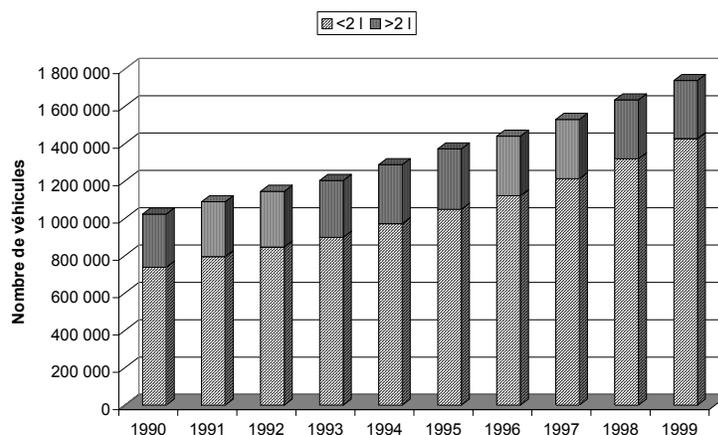


Figure 5: Evolution du parc belge de voitures Diesel suivant leur cylindrée entre 1990 et 1999 (d'après les statistiques FEBIAC).

Année	< 2.0 l		> 2.0 l		Diesel Total	
1990	738173	100	284942	100	1023115	100
1991	795512	108	293543	103	1089055	106
1992	846659	115	298781	105	1145440	112
1993	898656	122	304256	107	1202912	118
1994	972119	132	315673	111	1287792	126
1995	1048687	142	323400	113	1372087	134
1996	1121605	152	319125	112	1440730	141
1997	1213196	164	316934	111	1530130	150
1998	1319139	179	315209	111	1634348	160
1999	1427286	193	311711	109	1738997	170

Tableau 6: Evolution du parc belge de voitures Diesel suivant leur cylindrée entre 1990 et 1999 (d'après les statistiques FEBIAC).

Finalement, le Tableau 7 présente la composition du parc de voitures particulières considéré pour le calcul des émissions de 1990 à 1999. Les véhicules sont répartis suivant les catégories définies pour l'application de la méthodologie COPERT.

Tableau II.7 : Evolution du parc de voitures particulières considérés pour le calcul des émissions entre 1990 et 1999.

Catégories	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999										
VP-Essence	2 758 646	(72,44)	2 797 526	(71,57)	2 844 801	(70,96)	2 858 935	(70,09)	2 851 133	(68,62)	2 831 095	(67,10)	2 829 974	(66,00)	2 803 876	(64,41)	2 762 005	(62,23)	2 748 675	(60,71)
<i>VP < 1.4 l</i>	<i>1 435 017</i>	<i>(37,68)</i>	<i>1 405 917</i>	<i>(35,97)</i>	<i>1 371 832</i>	<i>(34,22)</i>	<i>1 331 056</i>	<i>(32,63)</i>	<i>1 285 850</i>	<i>(30,95)</i>	<i>1 247 635</i>	<i>(29,57)</i>	<i>1 213 456</i>	<i>(28,30)</i>	<i>1 179 784</i>	<i>(27,10)</i>	<i>1 151 876</i>	<i>(25,95)</i>	<i>1 130 043</i>	<i>(24,96)</i>
PRE ECE [<1971]	32 762	(0,86)	31 229	(0,80)	29 827	(0,74)	28 795	(0,71)	27 842	(0,67)	27 063	(0,64)	26 409	(0,62)	25 722	(0,59)	24 936	(0,56)	23 914	(0,53)
ECE 15/00-01 [1972-1977]	49 727	(1,31)	36 847	(0,94)	27 345	(0,68)	21 215	(0,52)	16 629	(0,40)	13 587	(0,32)	11 405	(0,27)	9 991	(0,23)	9 171	(0,21)	8 508	(0,19)
ECE 15/02 [1978-1979]	75 434	(1,98)	53 988	(1,38)	37 307	(0,93)	26 230	(0,64)	18 276	(0,44)	12 988	(0,31)	9 371	(0,22)	7 000	(0,16)	5 466	(0,12)	4 380	(0,10)
ECE 15/03 [1980-1984]	418 356	(10,99)	344 979	(8,83)	275 566	(6,87)	219 533	(5,38)	169 174	(4,07)	128 968	(3,06)	95 361	(2,22)	69 679	(1,60)	50 325	(1,13)	35 262	(0,78)
ECE 15/04 [1985-1990]	858 737	(22,55)	788 857	(20,18)	723 539	(18,05)	662 463	(16,24)	597 851	(14,39)	539 071	(12,78)	475 943	(11,10)	413 834	(9,51)	350 252	(7,89)	288 728	(6,38)
91/441/EEC [1991-1996]	0	(0,00)	150 016	(3,84)	278 248	(6,94)	372 820	(9,14)	456 078	(10,98)	525 959	(12,47)	594 968	(13,88)	552 981	(12,70)	509 648	(11,48)	467 747	(10,33)
94/12/ECE [>1997]	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	100 576	(2,31)	202 078	(4,55)	301 504	(6,66)
<i>VP 1.4-2.0 l</i>	<i>1 128 002</i>	<i>(29,62)</i>	<i>1 186 085</i>	<i>(30,34)</i>	<i>1 253 551</i>	<i>(31,27)</i>	<i>1 298 527</i>	<i>(31,83)</i>	<i>1 330 430</i>	<i>(32,02)</i>	<i>1 347 512</i>	<i>(31,94)</i>	<i>1 381 206</i>	<i>(32,21)</i>	<i>1 392 224</i>	<i>(31,98)</i>	<i>1 387 501</i>	<i>(31,26)</i>	<i>1 398 075</i>	<i>(30,88)</i>
PRE ECE [<1971]	25 753	(0,68)	26 346	(0,67)	27 255	(0,68)	28 091	(0,69)	28 807	(0,69)	29 229	(0,69)	30 060	(0,70)	30 354	(0,70)	30 037	(0,68)	29 586	(0,65)
ECE 15/00-01 [1972-1977]	39 088	(1,03)	31 086	(0,80)	24 987	(0,62)	20 697	(0,51)	17 205	(0,41)	14 674	(0,35)	12 981	(0,30)	11 790	(0,27)	11 047	(0,25)	10 525	(0,23)
ECE 15/02 [1978-1979]	59 295	(1,56)	45 547	(1,17)	34 090	(0,85)	25 589	(0,63)	18 910	(0,46)	14 028	(0,33)	10 666	(0,25)	8 261	(0,19)	6 584	(0,15)	5 419	(0,12)
ECE 15/03 [1980-1984]	328 851	(8,63)	291 037	(7,45)	251 807	(6,28)	214 168	(5,25)	175 040	(4,21)	139 292	(3,30)	108 544	(2,53)	82 226	(1,89)	60 619	(1,37)	43 625	(0,96)
ECE 15/04 [1985-1990]	675 015	(17,72)	665 510	(17,02)	661 155	(16,49)	646 273	(15,84)	618 578	(14,89)	582 226	(13,80)	541 738	(12,63)	488 352	(11,22)	421 899	(9,51)	357 211	(7,89)
91/441/EEC [1991-1996]	0	(0,00)	126 559	(3,24)	254 257	(6,34)	363 709	(8,92)	471 890	(11,36)	568 063	(13,46)	677 217	(15,79)	652 555	(14,99)	613 901	(13,83)	578 691	(12,78)
94/12/ECE [>1997]	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	118 686	(2,73)	243 414	(5,48)	373 017	(8,24)
<i>VP > 2.0 l</i>	<i>195 627</i>	<i>(5,14)</i>	<i>205 524</i>	<i>(5,26)</i>	<i>219 418</i>	<i>(5,47)</i>	<i>229 352</i>	<i>(5,62)</i>	<i>234 853</i>	<i>(5,65)</i>	<i>235 948</i>	<i>(5,59)</i>	<i>235 312</i>	<i>(5,49)</i>	<i>231 868</i>	<i>(5,33)</i>	<i>222 628</i>	<i>(5,02)</i>	<i>220 557</i>	<i>(4,87)</i>
PRE ECE [<1971]	4 466	(0,12)	4 565	(0,12)	4 771	(0,12)	4 962	(0,12)	5 085	(0,12)	5 118	(0,12)	5 121	(0,12)	5 055	(0,12)	4 819	(0,11)	4 667	(0,10)
ECE 15/00-01 [1972-1977]	6 779	(0,18)	5 386	(0,14)	4 374	(0,11)	3 656	(0,09)	3 037	(0,07)	2 569	(0,06)	2 212	(0,05)	1 964	(0,05)	1 773	(0,04)	1 660	(0,04)
ECE 15/02 [1978-1979]	10 283	(0,27)	7 892	(0,20)	5 967	(0,15)	4 520	(0,11)	3 338	(0,08)	2 456	(0,06)	1 817	(0,04)	1 376	(0,03)	1 056	(0,02)	855	(0,02)
ECE 15/03 [1980-1984]	57 032	(1,50)	50 431	(1,29)	44 076	(1,10)	37 827	(0,93)	30 899	(0,74)	24 390	(0,58)	18 492	(0,43)	13 694	(0,31)	9 727	(0,22)	6 882	(0,15)
ECE 15/04 [1985-1989]	94 529	(2,48)	93 516	(2,39)	93 453	(2,33)	91 773	(2,25)	87 287	(2,10)	80 850	(1,92)	72 470	(1,69)	63 172	(1,45)	51 833	(1,17)	42 304	(0,93)
91/441/EEC [1990-1996]	22 537	(0,59)	43 733	(1,12)	66 778	(1,67)	86 615	(2,12)	105 207	(2,53)	120 564	(2,86)	135 200	(3,15)	126 840	(2,91)	114 364	(2,58)	105 342	(2,33)
94/12/ECE [>1997]	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	19 767	(0,45)	39 056	(0,88)	58 846	(1,30)
VP-Diesel	1 023 115	(26,86)	1 089 055	(27,86)	1 145 440	(28,57)	1 202 912	(29,49)	1 287 792	(30,99)	1 372 087	(32,52)	1 440 730	(33,60)	1 530 130	(35,15)	1 634 348	(36,82)	1 738 997	(38,41)
<i>VP-Diesel < 2 l</i>	<i>738 173</i>	<i>(19,38)</i>	<i>795 512</i>	<i>(20,35)</i>	<i>846 659</i>	<i>(21,12)</i>	<i>898 656</i>	<i>(22,03)</i>	<i>972 119</i>	<i>(23,40)</i>	<i>1 048 687</i>	<i>(24,85)</i>	<i>1 121 605</i>	<i>(26,16)</i>	<i>1 213 196</i>	<i>(27,87)</i>	<i>1 319 139</i>	<i>(29,72)</i>	<i>1 427 286</i>	<i>(31,52)</i>
Conventional [<1990]	738 173	(19,38)	710 628	(18,18)	674 932	(16,83)	646 948	(15,86)	627 318	(15,10)	606 598	(14,38)	571 673	(13,33)	541 130	(12,43)	504 064	(11,36)	455 693	(10,06)
91/441/EEC [1991-1996]	0	(0,00)	84 884	(2,17)	171 727	(4,28)	251 708	(6,17)	344 801	(8,30)	442 089	(10,48)	549 932	(12,82)	568 642	(13,06)	583 654	(13,15)	590 782	(13,05)
94/12/ECE [>1997]	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	103 424	(2,38)	231 421	(5,21)	380 811	(8,41)
<i>VP-Diesel > 2 l</i>	<i>284 942</i>	<i>(7,48)</i>	<i>293 543</i>	<i>(7,51)</i>	<i>298 781</i>	<i>(7,45)</i>	<i>304 256</i>	<i>(7,46)</i>	<i>315 673</i>	<i>(7,60)</i>	<i>323 400</i>	<i>(7,66)</i>	<i>319 125</i>	<i>(7,44)</i>	<i>316 934</i>	<i>(7,28)</i>	<i>315 209</i>	<i>(7,10)</i>	<i>311 711</i>	<i>(6,88)</i>
Conventional [<1989]	252 115	(6,62)	231 081	(5,91)	207 850	(5,18)	189 353	(4,64)	174 261	(4,19)	158 150	(3,75)	135 769	(3,17)	116 541	(2,68)	97 988	(2,21)	79 665	(1,76)
91/441/EEC [1990-1996]	32 827	(0,86)	62 462	(1,60)	90 931	(2,27)	114 903	(2,82)	141 412	(3,40)	165 250	(3,92)	183 356	(4,28)	173 375	(3,98)	161 922	(3,65)	148 879	(3,29)
94/12/ECE [>1997]	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	27 018	(0,62)	55 298	(1,25)	83 167	(1,84)
VP-LPG	26 633	(0,70)	22 484	(0,58)	19 013	(0,47)	17 110	(0,42)	16 166	(0,39)	16 181	(0,38)	17 341	(0,40)	19 485	(0,45)	42 044	(0,95)	39 967	(0,88)
Conventional [<1990]	26 633	(0,70)	20 085	(0,51)	15 157	(0,38)	12 318	(0,30)	10 432	(0,25)	9 360	(0,22)	8 839	(0,21)	8 691	(0,20)	16 066	(0,36)	12 760	(0,28)
91/441/EEC [1991-1996]	0	(0,00)	2 399	(0,06)	3 856	(0,10)	4 792	(0,12)	5 734	(0,14)	6 821	(0,16)	8 502	(0,20)	9 133	(0,21)	18 602	(0,42)	16 543	(0,37)
94/12/ECE [>1997]	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	1 661	(0,04)	7 376	(0,17)	10 664	(0,24)
Parc voitures particulières	3 808 394	(100,00)	3 909 065	(100,00)	4 009 254	(100,00)	4 078 957	(100,00)	4 155 091	(100,00)	4 219 363	(100,00)	4 288 045	(100,00)	4 353 491	(100,00)	4 438 397	(100,00)	4 527 639	(100,00)

3.3 Parc de véhicules utilitaires légers

L'examen du Tableau 3 montre que les véhicules utilitaires légers constituent la catégorie de véhicules du parc belge qui a connu la plus forte progression entre 1990 et 1999 avec un accroissement de 56%. Cette catégorie reprend les catégories 'camionnettes' et 'minibus' distinguées dans les statistiques FEBIAC. Le Tableau 8 fournit l'évolution de ces deux catégories ainsi que celle du parc totale. On voit que le parc des camionnettes a connu une progression constante pour finalement atteindre une croissance de 61% en 1999 alors que l'évolution du parc de minibus a connu une progression de 24% dans un premier temps avant de régresser régulièrement à partir de 1996. En 1999, les camionnettes constituaient près de 94% du parc total de véhicules utilitaires légers (VULé).

Nous présentons ensuite à la Figure 6 l'évolution des différentes motorisations au sein du parc de camionnettes. On constate qu'entre 1990 et 1999 la part des véhicules à essence s'est fortement réduite passant de 37% à 16% du parc alors que la part des véhicules à essence à connu une forte progression de 61% à 81% du parc de camionnettes. La part des véhicules au LPG a quant à elle progressé régulièrement pour atteindre 1,7% du parc en 1999. Signalons que ces véhicules ne sont pas intégrés dans le calcul des émissions.

En ce qui concerne le parc de minibus, nous ne disposons pas de statistiques concernant la répartition par type de motorisation. Nous avons dès lors fait l'hypothèse d'une répartition identique à celle des camionnettes.

Année	Camionnettes		Minibus		Total V.U.Lé.	
1990	235 637	100	21 747	100	257 384	100
1991	250 842	106	23 294	107	274 136	107
1992	262 042	111	24 684	114	286 726	111
1993	269 395	114	25 563	118	294 958	115
1994	279 420	119	26 316	121	305 736	119
1995	294 597	125	26 936	124	321 533	125
1996	308 804	131	26 757	123	335 561	130
1997	327 524	139	26 398	121	353 922	138
1998	350 922	149	26 127	120	377 049	146
1999	378 366	161	25 791	119	404 157	157

Tableau 8: Evolution du parc belge de véhicules utilitaires légers entre 1990 et 1999 (d'après les statistiques FEBIAC).

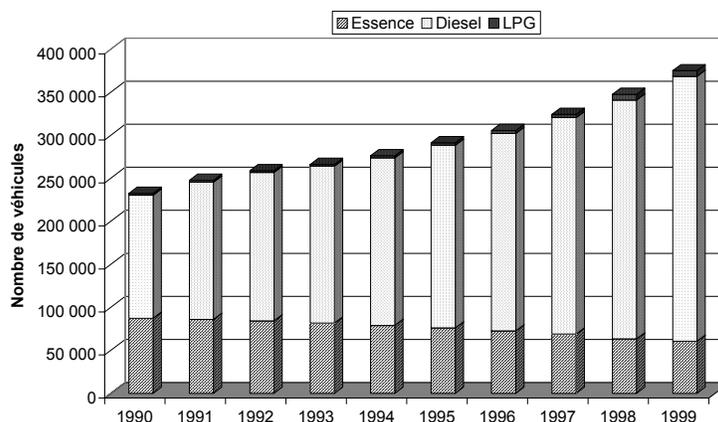


Figure 6: Evolution de la répartition du parc belge de camionnettes entre 1990 et 1999 (d'après les statistiques FEBIAC).

Le Tableau 9 présente la composition du parc de véhicules utilitaires légers considéré pour le calcul des émissions de 1990 à 1999. Les véhicules sont répartis suivant les catégories définies pour l'application de la méthodologie COPERT. On voit que seuls les véhicules essence et diesel sont considérés.

Tableau 9 : Evolution du parc de véhicules utilitaires légers considéré pour le calcul des émissions entre 1990 et 1999.

Catégories	1990		1991		1992		1993		1994		1995		1996		1997		1998		1999	
LDV-Essence	95 284	(37,87)	93 884	(34,99)	92 203	(32,83)	89 391	(30,92)	86 348	(28,83)	82 948	(26,35)	78 828	(24,01)	74 332	(21,47)	67 873	(18,53)	64 720	(16,44)
Conventional	95 284	(37,87)	93 884	(34,99)	92 203	(32,83)	87 579	(30,29)	83 226	(27,79)	78 703	(25,00)	73 412	(22,36)	67 847	(19,59)	62 956	(17,19)	58 148	(14,77)
93/59/EEC	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	1 812	(0,63)	3 122	(1,04)	4 244	(1,35)	4 687	(1,43)	4 329	(1,25)	4 014	(1,10)	3 705	(0,94)
96/69/EEC	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	729	(0,22)	2 157	(0,62)	903	(0,25)	2 867	(0,73)
LDV-Diesel	156 334	(62,13)	174 414	(65,01)	188 669	(67,17)	199 704	(69,08)	213 127	(71,17)	231 859	(73,65)	249 449	(75,99)	271 958	(78,53)	298 340	(81,47)	328 850	(83,56)
Conventional	156 334	(62,13)	174 414	(65,01)	188 669	(67,17)	187 602	(64,89)	185 939	(62,09)	175 834	(55,85)	164 013	(49,96)	151 579	(43,77)	140 653	(38,41)	129 910	(33,01)
93/59/EEC	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	12 101	(4,19)	27 188	(9,08)	56 024	(17,80)	68 845	(20,97)	63 618	(18,37)	59 024	(16,12)	54 508	(13,85)
96/69/EEC	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	16 591	(5,05)	56 761	(16,39)	98 663	(26,94)	144 432	(36,70)
Parc LDV	251 618	(100,00)	268 298	(100,00)	280 872	(100,00)	289 095	(100,00)	299 475	(100,00)	314 806	(100,00)	328 276	(100,00)	346 290	(100,00)	366 213	(100,00)	393 570	(100,00)

Tableau 10 : Evolution du parc de véhicules utilitaires lourds considéré pour le calcul des émissions entre 1990 et 1999.

Catégories	1990		1991		1992		1993		1994		1995		1996		1997		1998		1999	
HDV-Essence	5 004	(3,55)	4 580	(3,22)	4 218	(2,96)	3 975	(2,82)	3 876	(2,74)	3 746	(2,64)	3 624	(2,56)	3 409	(2,43)	3 255	(2,29)	3 166	(2,20)
Conventional	5 004	(3,55)	4 580	(3,22)	4 218	(2,96)	3 975	(2,82)	3 876	(2,74)	3 746	(2,64)	3 624	(2,56)	3 409	(2,43)	3 255	(2,29)	3 166	(2,20)
HDV-Diesel	136 035	(96,45)	137 753	(96,78)	138 142	(97,04)	136 900	(97,18)	137 524	(97,26)	138 106	(97,36)	137 835	(97,44)	137 033	(97,57)	139 024	(97,71)	140 830	(97,80)
<i>Diesel - <7,5 tonnes</i>	<i>30 042</i>	<i>(21,30)</i>	<i>29 477</i>	<i>(20,71)</i>	<i>28 789</i>	<i>(20,22)</i>	<i>27 942</i>	<i>(19,83)</i>	<i>27 342</i>	<i>(19,34)</i>	<i>26 715</i>	<i>(18,83)</i>	<i>26 063</i>	<i>(18,42)</i>	<i>25 297</i>	<i>(18,01)</i>	<i>24 907</i>	<i>(17,51)</i>	<i>24 462</i>	<i>(16,99)</i>
88/77/CEE	30 042	(21,30)	29 477	(20,71)	28 576	(20,07)	27 402	(19,45)	26 368	(18,65)	25 062	(17,67)	23 803	(16,83)	22 290	(15,87)	21 264	(14,95)	20 049	(13,92)
91/542/EEC – EURO 1	0	(0,00)	0	(0,00)	213	(0,15)	540	(0,38)	974	(0,69)	1 562	(1,10)	1 740	(1,23)	1 626	(1,16)	1 548	(1,09)	1 456	(1,01)
91/542/EEC – EURO 2	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	91	(0,06)	520	(0,37)	1 381	(0,98)	2 095	(1,47)	2 957	(2,05)
<i>Diesel - 7,5-16 tonnes</i>	<i>39 683</i>	<i>(28,14)</i>	<i>39 641</i>	<i>(27,85)</i>	<i>39 498</i>	<i>(27,75)</i>	<i>39 307</i>	<i>(27,90)</i>	<i>39 172</i>	<i>(27,70)</i>	<i>38 834</i>	<i>(27,38)</i>	<i>38 795</i>	<i>(27,42)</i>	<i>38 128</i>	<i>(27,15)</i>	<i>38 295</i>	<i>(26,92)</i>	<i>38 381</i>	<i>(26,65)</i>
88/77/CEE	39 683	(28,14)	39 641	(27,85)	39 015	(27,41)	37 775	(26,81)	36 346	(25,70)	34 539	(24,35)	32 799	(23,19)	30 710	(21,87)	29 292	(20,59)	27 614	(19,18)
91/542/EEC – EURO 1	0	(0,00)	0	(0,00)	483	(0,34)	1 532	(1,09)	2 825	(2,00)	4 093	(2,89)	4 606	(3,26)	4 311	(3,07)	4 111	(2,89)	3 875	(2,69)
91/542/EEC – EURO 2	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	201	(0,14)	1 390	(0,98)	3 107	(2,21)	4 892	(3,44)	6 893	(4,79)
<i>Diesel - 16-32 tonnes</i>	<i>65 730</i>	<i>(46,60)</i>	<i>67 945</i>	<i>(47,74)</i>	<i>69 056</i>	<i>(48,51)</i>	<i>68 771</i>	<i>(48,82)</i>	<i>70 057</i>	<i>(49,55)</i>	<i>71 521</i>	<i>(50,42)</i>	<i>71 844</i>	<i>(50,79)</i>	<i>72 429</i>	<i>(51,57)</i>	<i>74 581</i>	<i>(52,42)</i>	<i>76 695</i>	<i>(53,26)</i>
88/77/CEE	65 730	(46,60)	67 945	(47,74)	67 702	(47,56)	65 147	(46,24)	62 039	(43,87)	57 819	(40,76)	53 978	(38,16)	49 628	(35,34)	46 462	(32,66)	43 116	(29,94)
91/542/EEC – EURO 1	0	(0,00)	0	(0,00)	1 354	(0,95)	3 623	(2,57)	8 019	(5,67)	12 919	(9,11)	13 914	(9,84)	12 686	(9,03)	11 773	(8,27)	10 842	(7,53)
91/542/EEC – EURO 2	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	783	(0,55)	3 952	(2,79)	10 115	(7,20)	16 346	(11,49)	22 738	(15,79)
<i>Diesel - >32 tonnes</i>	<i>581</i>	<i>(0,41)</i>	<i>691</i>	<i>(0,49)</i>	<i>799</i>	<i>(0,56)</i>	<i>880</i>	<i>(0,62)</i>	<i>953</i>	<i>(0,67)</i>	<i>1 037</i>	<i>(0,73)</i>	<i>1 133</i>	<i>(0,80)</i>	<i>1 179</i>	<i>(0,84)</i>	<i>1 242</i>	<i>(0,87)</i>	<i>1 291</i>	<i>(0,90)</i>
88/77/CEE	581	(0,41)	691	(0,49)	763	(0,54)	771	(0,55)	742	(0,53)	706	(0,50)	671	(0,47)	629	(0,45)	600	(0,42)	566	(0,39)
91/542/EEC – EURO 1	0	(0,00)	0	(0,00)	36	(0,03)	109	(0,08)	211	(0,15)	314	(0,22)	354	(0,25)	331	(0,24)	316	(0,22)	298	(0,21)
91/542/EEC – EURO 2	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	16	(0,01)	108	(0,08)	219	(0,16)	325	(0,23)	426	(0,30)
Parc HDV	141 039	(100,00)	142 333	(100,00)	142 360	(100,00)	140 875	(100,00)	141 400	(100,00)	141 852	(100,00)	141 459	(100,00)	140 442	(100,00)	142 279	(100,00)	143 996	(100,00)

Tableau II.11 : Evolution du parc d'autobus et d'autocars considéré pour le calcul des émissions entre 1990 et 1999.

Catégories	1990		1991		1992		1993		1994		1995		1996		1997		1998		1999	
Bus-Diesel	14690	(95,22)	14543	(95,90)	14358	(96,32)	14385	(96,69)	14278	(97,01)	14123	(97,33)	14190	(97,57)	14010	(97,87)	14157	(98,35)	14254	(100,00)
88/77/CEE	14690	(95,22)	14543	(95,90)	14166	(95,03)	13649	(91,74)	12780	(86,83)	12040	(82,98)	11324	(77,86)	10525	(73,53)	9853	(68,46)	9258	(64,95)
91/542/EEC – EURO 1	0	(0,00)	0	(0,00)	192	(1,29)	736	(4,95)	1498	(10,18)	1999	(13,77)	2220	(15,27)	2064	(14,42)	1932	(13,42)	1815	(12,73)
91/542/EEC – EURO 2	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	0	(0,00)	84	(0,58)	646	(4,44)	1421	(9,93)	2372	(16,48)	3181	(22,32)
Parc Autobus et Autocars	15427	(100,00)	15164	(100,00)	14907	(100,00)	14878	(100,00)	14718	(100,00)	14510	(100,00)	14543	(100,00)	14315	(100,00)	14394	(100,00)	14254	(100,00)

3.4 Parc de véhicules utilitaires lourds

De 1990 à 1999, le parc de véhicules utilitaires lourds n'a connu qu'une croissance relativement faible (+2%) comme le montre le Tableau 3. Les statistiques FEBIAC utilisées comme référence pour notre étude distinguent, d'une part, les camions et, d'autre part, les tracteurs routiers en fonction de leur masse. Nous présentons à la Figure 7 l'évolution de ces deux composantes du parc véhicules lourds au cours de la période 1990-1999. Nous voyons que le nombre de camions en Belgique a diminué de 4% sur cette période de sorte que leur part relative est passée de 75% à 71%; le nombre de tracteurs routiers progressant quant à lui de plus de 18% de 1990 à 1999.

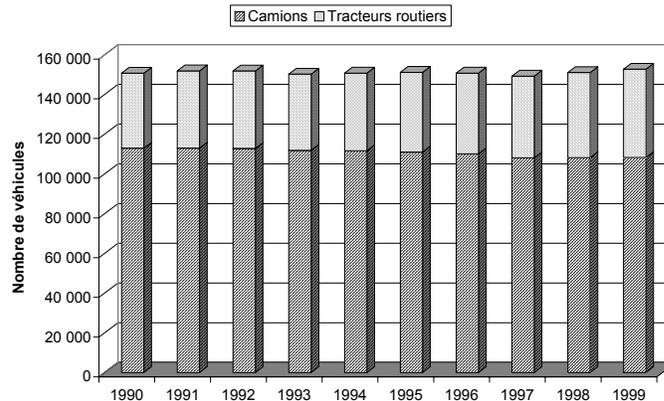


Figure 7 : Evolution du parc belge de véhicules utilitaires lourds de 1990 à 1999.

Aux Figures 8 et 9, nous examinons l'évolution des classes de masse des véhicules utilitaires lourds. Nous avons regroupés les différents poids lourds suivant les classes définies pour l'application de la méthodologie COPERT utilisée pour le calcul des émissions. Notons que pour l'établissement de ces classes nous basons sur la masse maximale autorisée du véhicule. Les législations européennes sont en effet basées sur cette masse.

En ce qui concerne les camions, nous observons, outre la disparition progressive des véhicules à essence et la présence marginale de véhicules LPG, un remplacement progressif des véhicules les plus légers (moins de 7,5 tonnes) par des véhicules plus lourds. Parmi les trois classes de masse supérieure à 7,5 tonnes, nous observons des évolutions diverses. Seule la classe des véhicules de plus de 32 tonnes a connu une progression constante a plus que doublé entre 1990 et 1999. Le nombre de véhicules de masse située 7,5 tonnes et 16 tonnes a diminué de 1991 à 1997 avant de connaître une légère croissance les deux dernières années. Les véhicules de 16 à 32 tonnes a globalement progressé de 3% entre 1990 et 1999 avec certaines fluctuations.

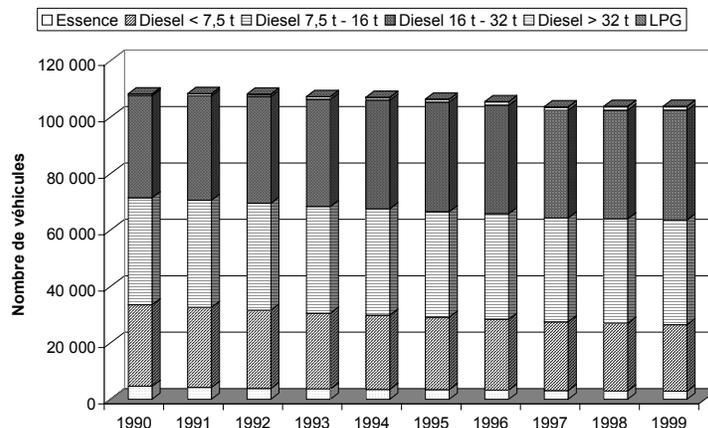


Figure 8 : Evolution de la composition du parc belge de camions en fonction de leur classe de masse entre 1990 et 1999.

Pour les tracteurs routiers la répartition suivant la masse est fort différente. Elle est largement dominée (85% en 1999) par les véhicules diesel de masse comprise entre 16 et 32 tonnes. Le nombre des véhicules de cette catégorie s'est accru de 28% au cours de la période considérée. Les autres tendances observées sont la diminution du nombre de véhicules à essence et diesel de masse inférieure à 16 tonnes; la croissance du nombre de véhicules de plus de 32 tonnes ainsi que la relative stagnation des tracteurs routiers au LPG.

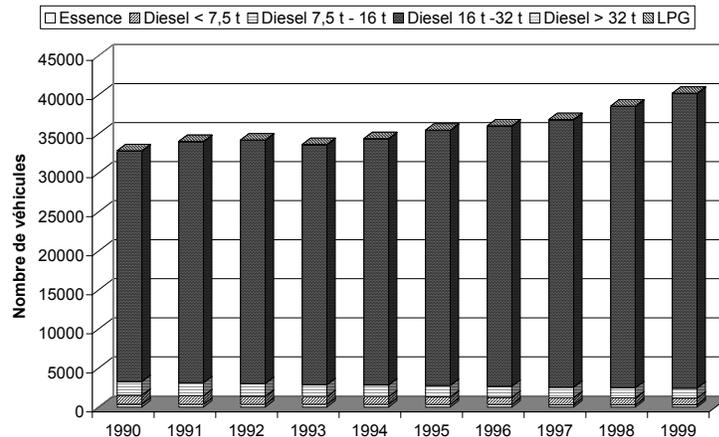


Figure 9: Evolution de la composition du parc belge de camions en fonction de leur classe de masse entre 1990 et 1999.

Le Tableau 10 présente la composition du parc de véhicules utilitaires lourds considéré pour le calcul des émissions de 1990 à 1999. Les véhicules sont répartis suivant les catégories définies pour l'application de la méthodologie COPERT. On voit que seuls les véhicules essence et diesel sont considérés.

3.5 Parc des autobus et autocars

Le parc global des autobus et autocars au niveau de la Belgique a connu une régression entre 1990 et 1995 pour les véhicules à essence et diesel. Le nombre de véhicules à essence a continué à décroître alors que les véhicules diesel après une période de relative stagnation entre 1995 et 1997 ont repris une légère progression en 1998 et 1999. Même si le nombre de véhicules au LPG a été quintuplé sur neuf ans, cette motorisation reste encore largement marginalisée au niveau des autobus avec 0.3% du parc en 1999.

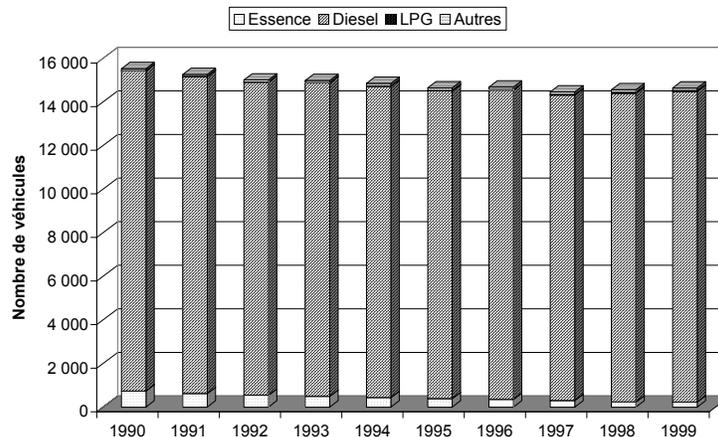


Figure 10: Evolution de la composition du parc belge d'autobus et autocars suivant leur motorisation entre 1990 et 1999.

Le Tableau 11 présente la composition du parc d'autobus et d'autocars considéré pour le calcul des émissions de 1990 à 1999. Les véhicules sont répartis suivant les catégories définies pour l'application de la méthodologie COPERT. On voit que seuls les véhicules diesel sont considérés.

4. Qualité des carburants

Au cours de la période considérée pour l'évaluation des émissions du trafic en Région de Bruxelles-Capitale, la qualité des carburants a évolué. Ces évolutions ont été prises en compte principalement pour les émissions de dioxyde de soufre pour lesquelles le contenu en soufre des carburants joue un rôle essentiel. Le contenu en benzène et en aromatiques constitue également des aspects importants. Les principales directives européennes d'application sont résumées dans ce paragraphe.

La première directive européenne limitant le contenu en soufre dans les gasoils est la directive EEC/85/716 adoptée en mars 1987 et qui devait être implémentée à partir du **01.01.89**. Elle limitait le contenu massique en soufre des gasoils à 0.3% m/m (soit 3000 ppm).

Cette directive a ensuite été modifiée une première fois par la directive 93/12/EEC adoptée en 1993 et limitant le contenu maximum en soufre à 0.2% m/m (soit 2000 ppm) pour les gasoils à partir du **1^{er} octobre 1994**. Pour l'essence, la limite était fixée à 0.05% m/m. Cette directive imposait par ailleurs une limitation à 0.05% m/m (500 ppm) du contenu en soufre du carburant diesel et à 0.03% pour l'essence à partir du **1^{er} octobre 1996**.

Les travaux menés dans le cadre du programme Auto-Oil ont débouché sur l'adoption de deux directives dont une portant sur la qualité de l'essence et des carburants diesel. Cette Directive 98/70/CE adoptée le 13 octobre 1998 impose à partir du **1^{er} janvier 2000** :

pour l'essence: une teneur en soufre ne dépassant pas les 150 mg/kg, une teneur maximale en benzène de 1% (au lieu de 5%) et une valeur limite pour les composés aromatiques de 42% en volume ;

pour le diesel : une teneur en soufre ne dépassant pas les 350 mg/kg (0.035% m/m).

Elle impose également des spécifications à atteindre pour l'an **2005**:

pour l'essence : une teneur en soufre de 50 mg/kg et une limite pour les composés aromatiques de 35% en volume ;

pour le diesel : une teneur en soufre de 50 mg/kg.

L'évolution de la limitation du contenu en soufre dans l'essence et le gasoil telle qu'imposée par la législation européenne est résumée au Tableau 12.

Carburant	01.01.1989 Directive 85/716/CEE	01.10.1994 Directive 93/12/CEE	01.10.1996 Directive 93/12/CEE	01.01.2000 Directive 98/70/CE	01.01.2005 Directive 98/70/CE
Diesel	-	500 mg/kg	300 mg/kg	150 mg/kg	50 mg/kg
Essence	3000 mg/kg	2000 mg/kg	500 mg/kg	350 mg/kg	50 mg/kg

Tableau 12: Evolution de la législation européenne limitant le contenu en soufre dans des carburants.

Ces différentes étapes législatives ont été prises en compte dans le modèle AMORTEC pour l'évaluation des émissions. Le passage d'une étape législative à l'autre est fort marquée dans les émissions de SO₂ calculées.

5. Facteurs d'émission et de consommation

Sur base des facteurs d'émissions proposés dans le cadre de la méthodologie COPERT et de la composition du parc automobile belge, des facteurs d'émissions moyens ont pu être calculés sur une base annuelle pour la période 1990-1999 et ce, pour différentes vitesses représentatives de la circulation sur autoroutes, grandes routes et réseau local.

Nous reprenons aux Figures 11 à 34, l'évolution des facteurs d'émissions et de consommation représentatifs des trois principales catégories de véhicules - voitures particulières, véhicules utilitaires légers et véhicules utilitaires lourds. En plus des facteurs de consommation d'essence et de gazole, les émissions des six polluants suivants sont présentées: CO, NO_x, COV, particules, SO₂ et CO₂.

5.1 Monoxyde de carbone

Aux Figures 11 à 13, on voit que les facteurs d'émissions moyens de CO pour les trois catégories de véhicules ont progressés parfois fortement sur la période considérée. Pour ce polluant, nous observons que les facteurs d'émissions à vitesse élevée sont plus faible que ceux aux vitesses moyenne et faible sauf pour les véhicules utilitaires légers où les émissions les plus faibles sont observées aux vitesses moyennes.

Cette évolution est surtout marquée pour les voitures particulières où les émissions par kilomètre aux vitesses faibles (25 km/h) et moyennes (50 km/h) ont été réduites de près de 70%. Les émissions à vitesses plus élevées (105 km/h) ont quant à elles connus une diminution de 44%. Nous pouvons également observées que le facteur moyen d'émissions à 50 km/h est devenu progressivement plus faible que celui à 105 km/h.

Pour les véhicules utilitaires légers, le facteur d'émission moyen a progressé de 56% aux vitesses élevées et faibles et de 52 % aux vitesses moyennes.

Les facteurs d'émissions de CO pour les véhicules utilitaires lourds ont progressé de façon plus ou moins homogène pour les trois gammes de vitesses considérées avec une diminution de l'ordre de 25% entre 1990 et 1999.

Si l'on compare les trois catégories de véhicules entre elles, nous observons qu'alors qu'en 1990 les facteurs d'émissions de CO associés aux voitures particulières étaient les plus élevés devant ceux des véhicules utilitaires légers et lourds ; en 1999, les voitures particulières sont devenues les moins polluantes à basses vitesses et moins polluantes que les véhicules utilitaires légers à haute vitesse et que les véhicules utilitaires lourds aux vitesses moyennes.

5.2 Oxydes d'azote

Aux Figures 14 à 16, nous observons que les facteurs d'émissions d'oxyde d'azote représentatifs des trois catégories de véhicules ont globalement diminués entre 1990 et 1999. D'une façon générale, on peut également observer que pour les voitures particulières les émissions spécifiques de NO_x sont d'autant plus élevées que les vitesses ne sont élevées alors que pour les véhicules utilitaires légers le minimum est atteint aux vitesses moyennes et pour les véhicules lourds aux vitesses élevées. Pour cette dernière catégorie, nous observons également des niveaux d'émissions beaucoup (environ 5 fois) plus élevés que pour les autres catégories de véhicules ce qui laisse présager une contribution relativement importantes dans les émissions globales.

La diminution a surtout été très forte pour les voitures particulières avec plus de 60% de réduction du niveau d'émission de NO_x aux vitesses moyennes et élevées et de 55% aux vitesses faibles.

Pour les véhicules utilitaires légers, la diminution des émissions spécifiques est également importante avec respectivement 48% à 105 km/h, 45% à 50 km/h et 39% à 25 km/h.

Les facteurs d'émissions moyens pour les véhicules utilitaires lourds ont quant à eux progressé plus faiblement avec des réductions de 13 à 15 % seulement sur la période.

5.3 Composés Organiques Volatils

Aux Figures 17 à 19, l'évolution des facteurs d'émissions de composés organiques volatils sont représentés pour les trois principales catégories de véhicules considérés. Pour ce polluant, on constate que, d'une façon générale, les émissions les plus faibles sont observées aux vitesses élevées.

On constate que les réductions les plus importantes se situent au niveau des émissions spécifiques des voitures particulières qui, suivant la vitesse considérée, ont été réduites de 66 à 68% entre 1990 et 1999.

Pour les véhicules utilitaires légers, les facteurs d'émissions moyens de COV ont également progressé de façon importante avec des réductions de 47 à 50% suivant les vitesses.

Les émissions spécifiques des véhicules utilitaires lourds ont quant à elles progressés de façon plus limitée avec des réductions de 14 à 17% sur la période.

5.4 Particules

Aux Figures 20 à 22, on remarque que les émissions spécifiques de particules ont connus des évolutions relativement différentes suivant la catégorie de véhicules considérée. Rappelons que seules les émissions de particules associées aux véhicules diesel sont calculées.

Pour les voitures particulières, nous remarquons à la Figure 20 que c'est à 50 km/h que les émissions sont les plus faibles et qu'à 25 km/h elles sont pratiquement deux fois plus élevées. Entre 1990 et 1999, on voit que les émissions spécifiques de particules associées aux voitures particulières ont diminué régulièrement pour atteindre une réduction de 35 à 40% en 1999 suivant la vitesse considérée. La réduction la plus importante est observée à 105 km/h.

En ce qui concerne les véhicules utilitaires légers, on observe dans un premier temps une augmentation de 8% des émissions spécifiques jusqu'en 1992-1993. A partir de 1993-1994, les facteurs d'émissions ont alors diminué pour atteindre une réduction globale assez différentes selon la vitesse considérée, de 18 % à 25 km/h à 30 % à 50 km/h. Nous pouvons également remarquer à la Figure 21 que les facteurs d'émissions de particules étaient minimales à 25 km/h entre 1990 et 1993. A partir de 1994, les émissions minimales sont observées pour la vitesse de 50 km/h. Contrairement à ce qui est observé pour les voitures particulières, c'est à 105 km/h que les émissions sont comparativement les plus élevées.

Pour les véhicules lourds, on observe une évolution identique quelque soit la vitesse considérée, c'est-à-dire une légère augmentation de 1% jusqu'en 1993 et ensuite une réduction progressive qui atteint 18 % en 1999. On observe à la Figure 22, que les émissions spécifiques les plus faibles sont observées pour la vitesse la plus élevée de 90 km/h et les plus fortes pour la vitesse la plus faible de 20 km/h avec des niveaux d'émissions doubles de ceux calculés à 40 km/h. Ceci montre l'effet néfaste sur la qualité de l'air que peuvent avoir des poids lourds circulants à faible vitesse comme cela arrive souvent dans le contexte urbain. C'est en effet au niveau des particules que l'on observe le plus de dommages sur la santé et les bâtiments.

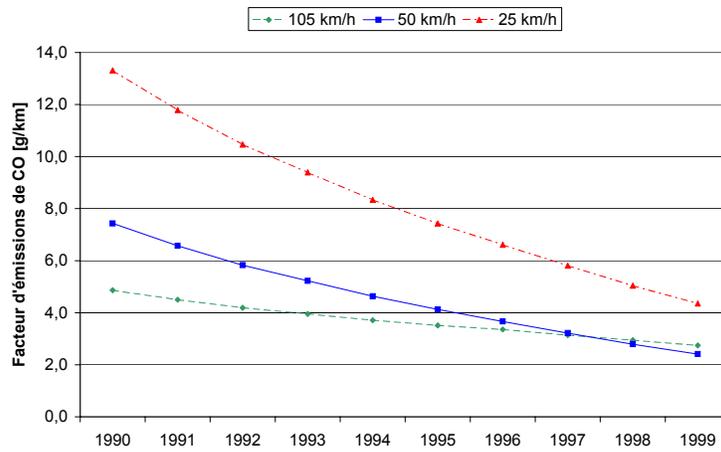


Figure 11 : Evolution des facteurs d'émissions de CO pour une voiture particulière moyenne de 1990 à 1999.

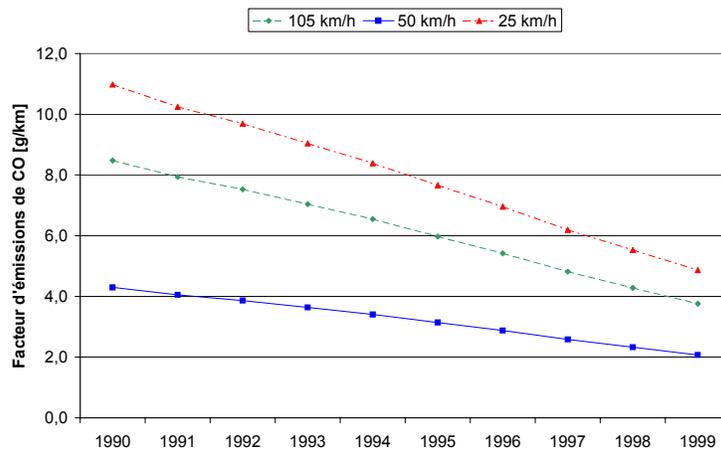


Figure 12 : Evolution des facteurs d'émissions de CO pour un véhicule utilitaire léger moyen de 1990 à 1999.

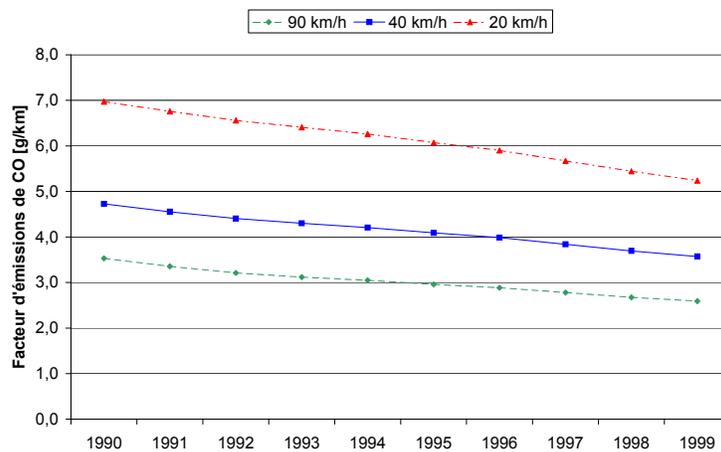


Figure 13 : Evolution des facteurs d'émissions de CO pour un véhicule utilitaire lourd moyen de 1990 à 1999.

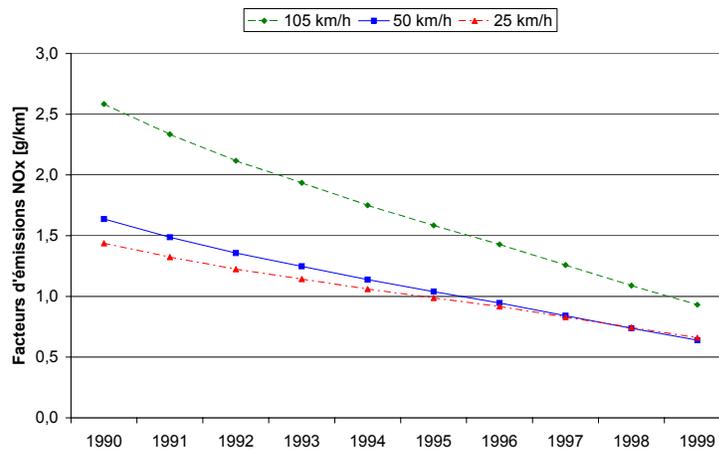


Figure 14 : Evolution des facteurs d'émissions de NOx pour une voiture particulière moyenne de 1990 à 1999.

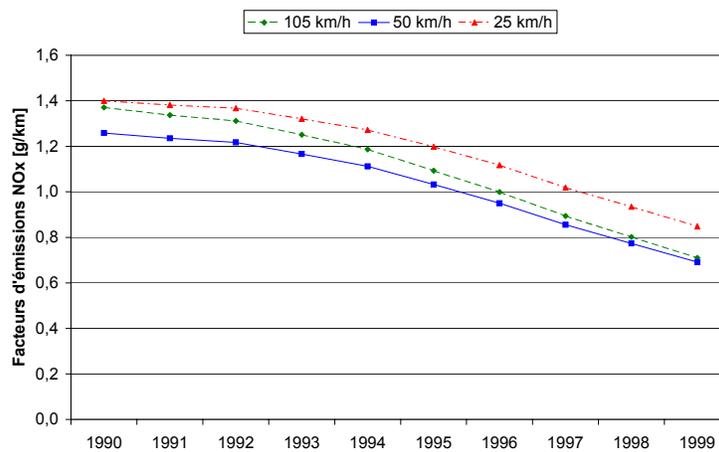


Figure 15 : Evolution des facteurs d'émissions de NOx pour un véhicule utilitaire léger moyen de 1990 à 1999.

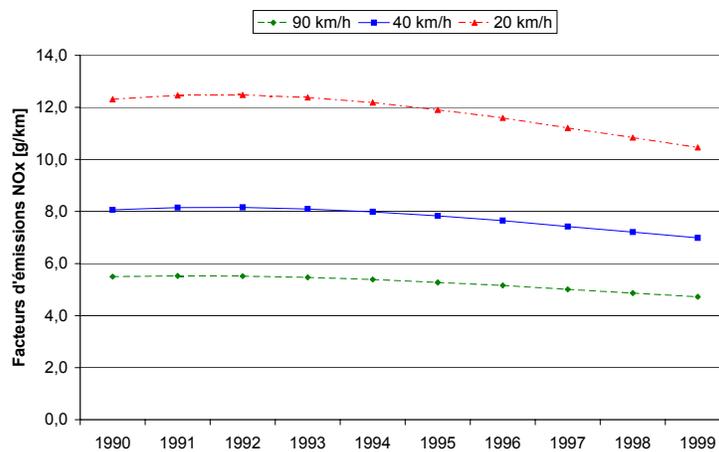


Figure 16 : Evolution des facteurs d'émissions de NOx pour un véhicule utilitaire lourd moyen de 1990 à 1999.

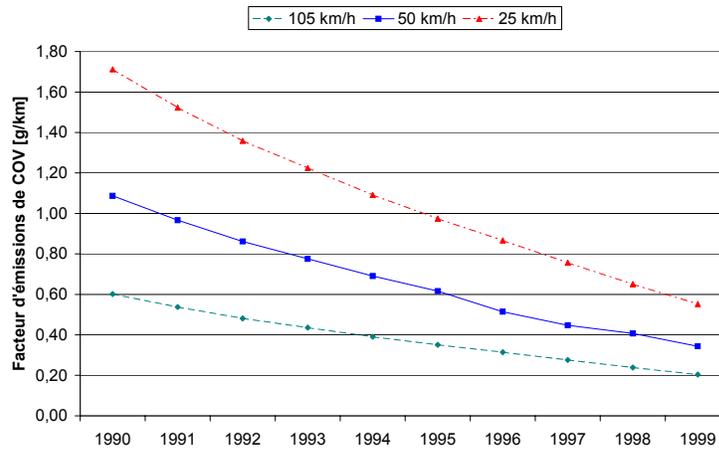


Figure 17 : Evolution des facteurs d'émissions de COV pour une voiture particulière moyenne de 1990 à 1999.

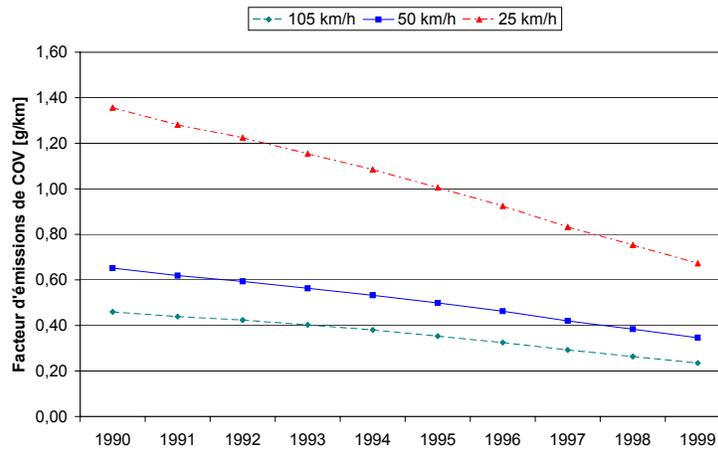


Figure 18 : Evolution des facteurs d'émissions de COV pour un véhicule utilitaire léger moyen de 1990 à 1999.

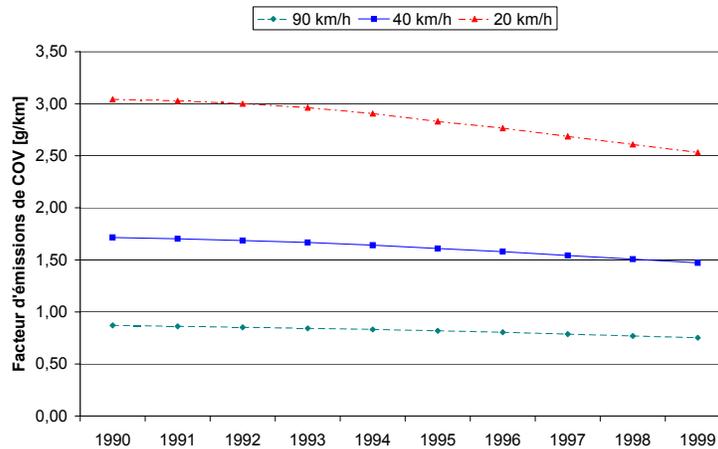


Figure 19: Evolution des facteurs d'émissions de COV pour un véhicule utilitaire lourd moyen de 1990 à 1999.

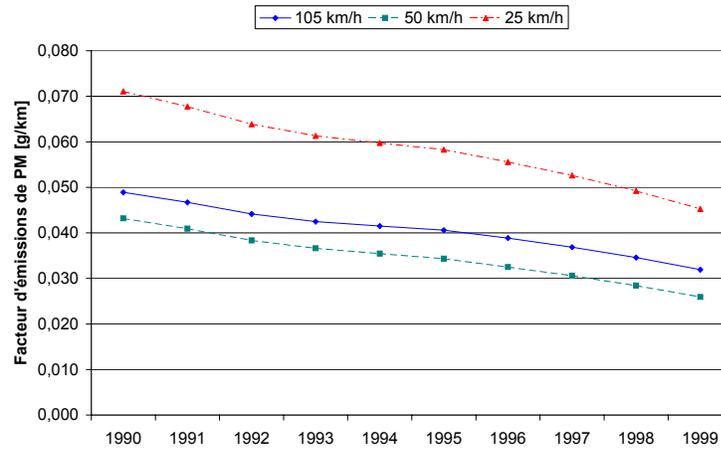


Figure 20 : Evolution des facteurs d'émissions de particules pour une voiture particulière moyenne de 1990 à 1999.

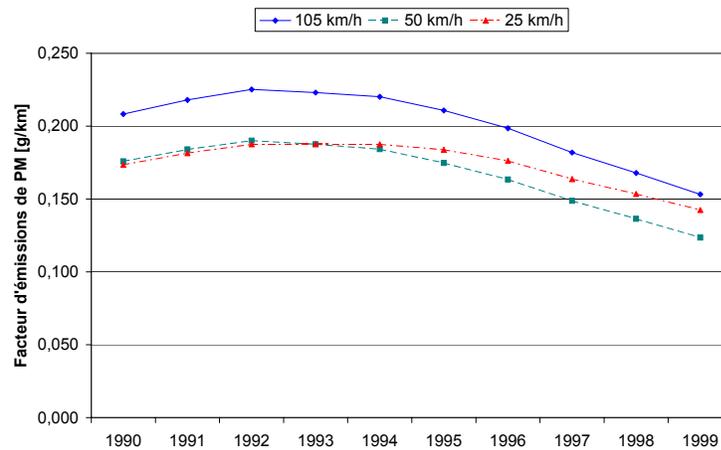


Figure 21 : Evolution des facteurs d'émissions de particules pour un véhicule utilitaire léger moyen de 1990 à 1999.

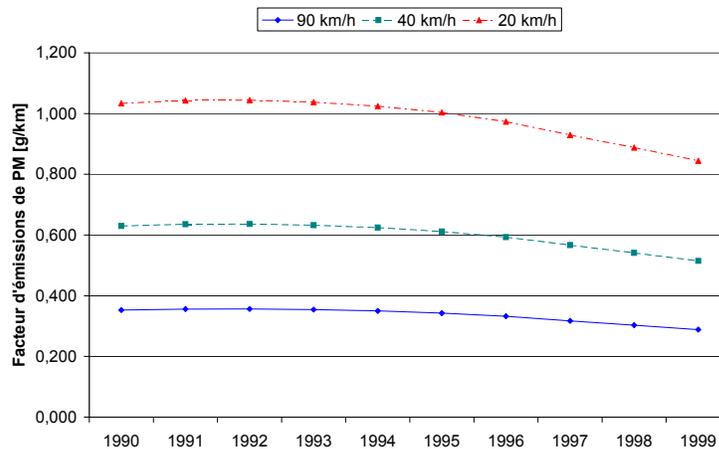


Figure 22: Evolution des facteurs d'émissions de particules pour un véhicule utilitaire lourd moyen de 1990 à 1999.

5.5 Consommation d'essence

Avant d'étudier l'évolution des facteurs d'émissions moyens d'autres polluants, il est intéressant d'analyser comment ont évolué les facteurs de consommation de carburant moyen pour les différentes catégories de véhicules entre 1990 et 1999. Précisons tout d'abord qu'il s'agit de facteur moyen pour chaque catégorie c'est-à-dire représentatif d'un véhicule moyen sans distinction quant à sa motorisation effective. Cela signifie par exemple que le facteur de consommation moyen d'essence peut diminuer du fait non seulement d'une amélioration des caractéristiques de consommation des véhicules essence mais également du fait de la réduction de la part relative de véhicules à essence dans la flotte de véhicules considérée. On peut également analyser spécifiquement les motorisations essence et diesel.

L'examen des Figures 23 à 25 montre que, quelque soit la catégorie de véhicules considérée, les facteurs de consommation ont diminué entre 1990 et 1999. Cette tendance générale peut être expliquée par la réduction de la part relative des véhicules à essence dans l'ensemble de la flotte belge. Un examen des facteurs de consommation relatifs aux voitures particulières à essence seules montre en effet que ceux-ci ont augmenté de 4 à 11 % sur la période 1990-1999. Comme on peut l'observer à la Figure 26 l'augmentation la plus nette est observée pour la consommation aux vitesses élevées. Cette tendance à l'accroissement de la consommation des véhicules à essence s'explique par des consommations plus élevées associées aux véhicules conformes aux directives 91/441/ECE et 94/12/ECE ainsi que par la disparition progressive des véhicules de petites cylindrées (<1.4l) au profit de véhicules de cylindrées moyennes.

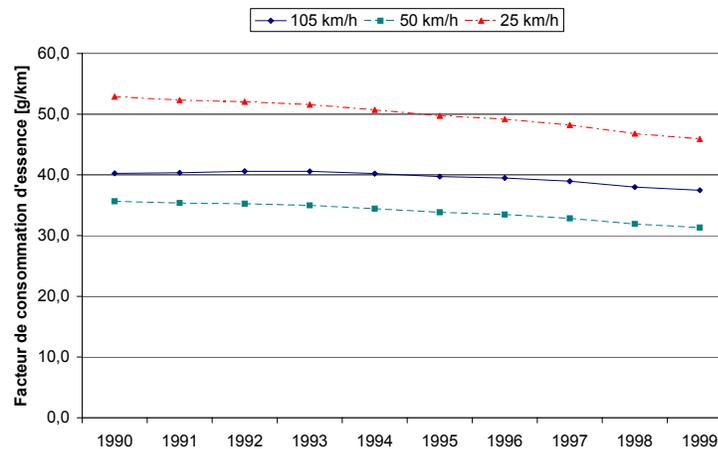


Figure 23 : Evolution des facteurs de consommation d'essence pour une voiture particulière moyenne de 1990 à 1999.

Au niveau des véhicules utilitaires légers, les facteurs de consommation fournis par la méthodologie COPERT étant identiques quelque soit l'étape législative considérée, aucune évolution n'est observée à ce niveau entre 1990 et 1999. En moyenne sur le parc de véhicules utilitaires légers, la disparition progressive des véhicules à essence entraîne une diminution assez importante du facteur de consommation d'un véhicule moyen de 57% quelque soit la vitesse considérée.

Une évolution similaire est observée pour les véhicules utilitaires lourds (Figure 25) où la disparition progressive de la flotte de véhicules à essence combinée à des facteurs de consommation constants s'est traduite par une réduction relativement importante (38%).

Pour l'ensemble des catégories considérées, la consommation minimale est obtenue pour les vitesses moyennes et les plus élevées pour les vitesses faibles.

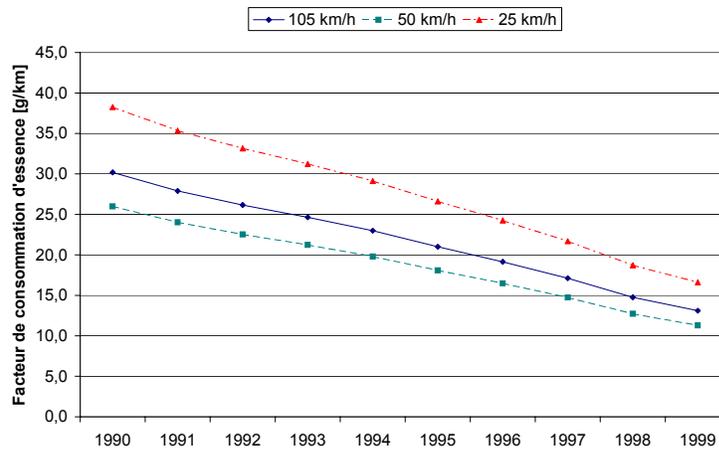


Figure 24 : Evolution des facteurs de consommation d'essence pour un véhicule utilitaire léger moyen de 1990 à 1999.

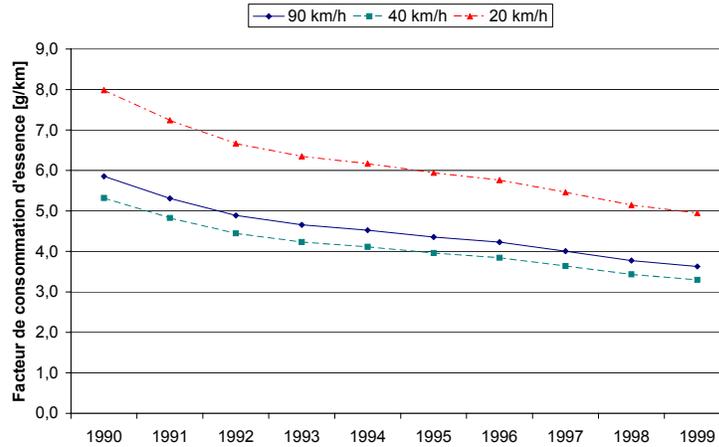


Figure 25: Evolution des facteurs de consommation d'essence pour un véhicule utilitaire lourd moyen de 1990 à 1999.

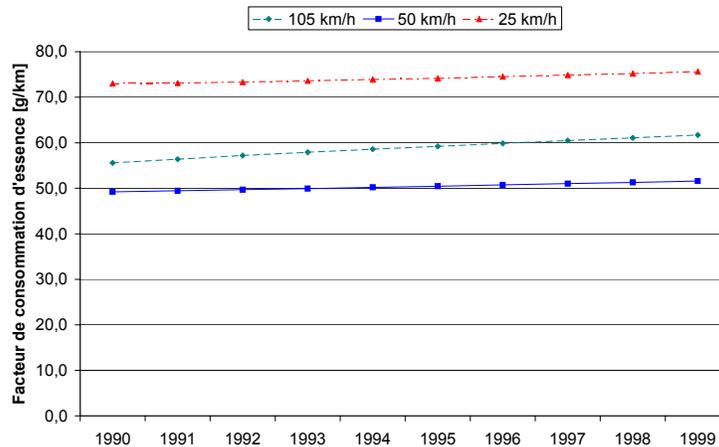


Figure 26 : Evolution des facteurs de consommation de la flotte de voitures particulières à essence de 1990 à 1999.

5.6 Consommation de gazole

L'évolution des facteurs de consommation de gazole moyens pour les différentes catégories de véhicules est présentée aux Figures 27 à 29. Comme pour la consommation d'essence, il s'agit de facteurs moyens calculés sur l'ensemble des véhicules – essence et diesel – appartenant à une catégorie. Des facteurs propres aux véhicules diesel uniquement sont présentés plus loin.

L'examen de ces figures montre que des accroissements des facteurs moyens de consommation sont observables pour les trois catégories de véhicules considérées.

Pour les voitures particulières, on observe une relative stagnation jusqu'en 1993 suivie d'une croissance régulière jusqu'en 1999. L'accroissement de la consommation spécifique d'un véhicule moyen sur la période va de 6 % à 105 km/h à près de 21 % à 50 km/h. Cet accroissement s'explique principalement par la croissance importante de la part des véhicules diesel dans la flotte belge de voitures particulières. Les facteurs de consommation spécifique des véhicules diesel ont en effet connu une diminution sur cette même période comme on peut le remarquer à la Figure 30. En 1999, cette diminution de la consommation spécifique s'élevait à 26 % à 105 km/h et 15% à 50 km/h. L'amélioration de la consommation spécifique a été largement compensée par la croissance importante (70%) du parc de voitures diesel sur la même période.

En ce qui concerne les véhicules utilitaires légers, la Figure 28 montre que globalement la consommation spécifique de ces véhicules s'est accrue sur la période considérée. Des évolutions différentes apparaissent suivant la vitesse. La courbe représentative de la consommation à 105 km/h montre après une légère croissance une tendance à la stagnation près des 14%. Aux autres vitesses représentées la croissance est plus régulière et atteint les 54 % en 1999. Cette croissance s'explique par l'évolution des facteurs de consommation des véhicules diesel qui a connu des évolutions différentes suivant la vitesse comme on peut l'observer à la Figure 31. A vitesse élevée, les nouveaux véhicules (c'est-à-dire conformes aux directives 93/59/EEC et 96/69/EEC) présentent une consommation plus faible alors qu'aux vitesses faibles ces véhicules ont des consommations plus élevées.

Les véhicules utilitaires lourds (Figure 29) ont connu une croissance limitée de 5 à 7 % selon la vitesse considérée. Cette croissance n'est pas liée à une croissance des facteurs de consommation spécifiques que COPERT considère comme constant pour les étapes législatives successives. Elle s'explique par l'accroissement de la part relative des véhicules plus lourds au sein des utilitaires lourds auxquels sont associés des consommations spécifiques plus élevées. La disparition progressive des véhicules à essence qui ne représentent qu'une part marginale du parc de poids lourds renforce cette tendance.

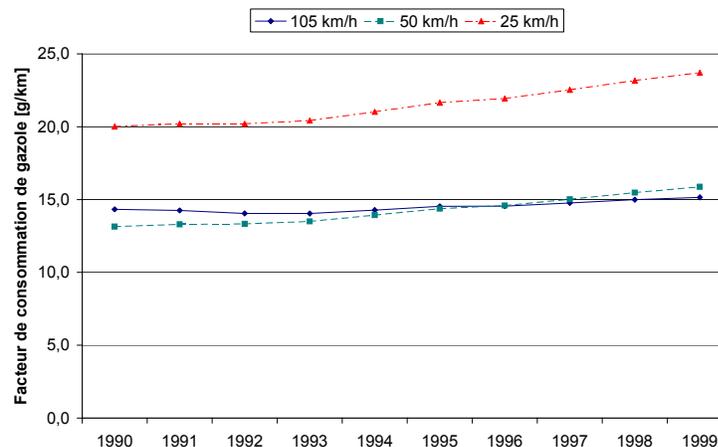


Figure 27 : Evolution des facteurs de consommation de gazole pour une voiture particulière moyenne de 1990 à 1999.

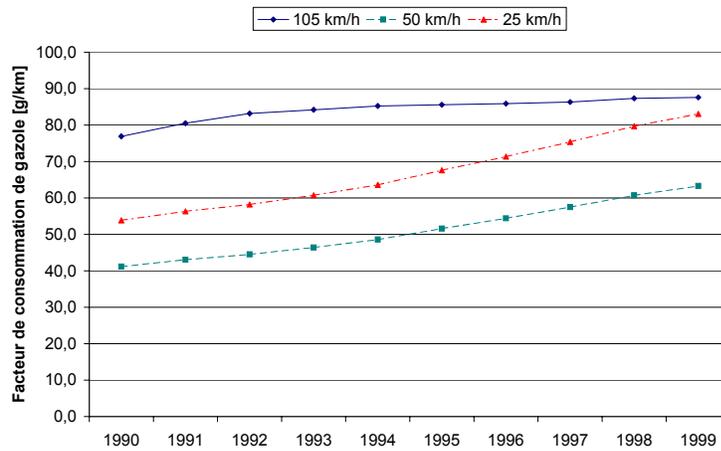


Figure 28 : Evolution des facteurs de consommation de gazole pour un véhicule utilitaire léger moyen de 1990 à 1999.

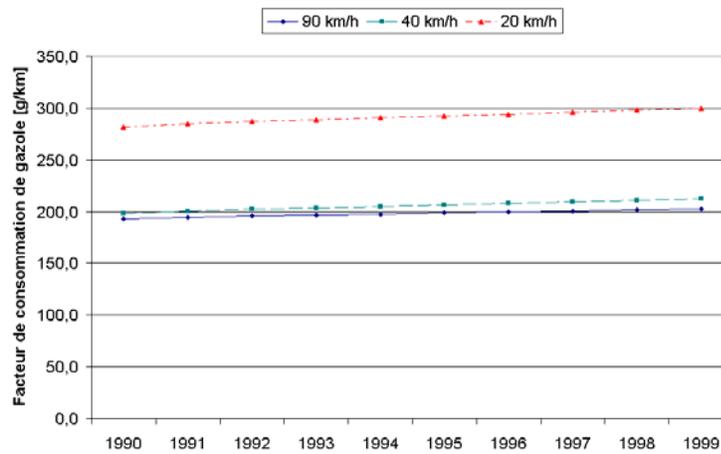


Figure 29 : Evolution des facteurs de consommation de gazole pour un véhicule utilitaire lourd moyen de 1990 à 1999.

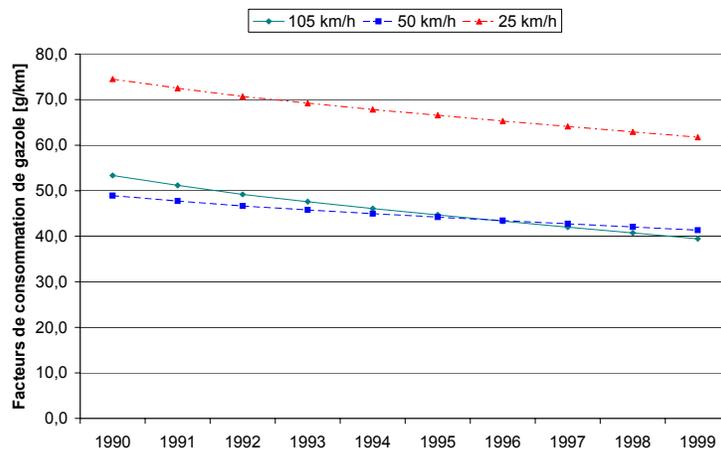


Figure 30 : Evolution des facteurs de consommation de gazole par les voitures particulières Diesel de 1990 à 1999.

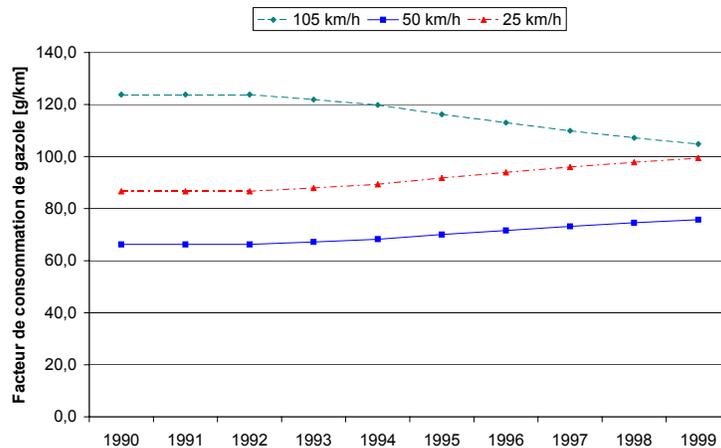


Figure II.31 : Evolution des facteurs de consommation de gazole des véhicules utilitaires légers diesel entre 1990 et 1999.

Sur base de cette analyse de l'évolution des facteurs de consommation d'essence et de gazole, nous pouvons plus aisément discuter de l'évolution des facteurs d'émission de SO₂ et de CO₂ qui sont directement liés à la consommation de carburants.

5.7 Dioxyde de soufre

L'évolution des facteurs d'émissions de dioxyde de soufre est présentée aux Figures 32 à 34. On peut y observer une allure générale identique des courbes pour les différentes catégories de véhicules de la flotte. Cette allure est principalement marquée par l'évolution des normes sur le contenu en soufre des carburants dont il a été discuté au paragraphe 4. Un autre paramètre explicatif est l'évolution sur la période de la consommation en carburant dont il a été discuté précédemment.

Au niveau des voitures particulières, on voit à la Figure 32 que les facteurs d'émissions sont restés relativement constants entre 1990 et 1993. Les nouvelles normes introduites en octobre 1994 et octobre 1996 ont ensuite permis de réduire considérablement les émissions spécifiques de SO₂ avec des réductions de l'ordre de 70% par rapport à leur niveau de 1990. Pour cette catégorie de véhicules les émissions les plus élevées se produisent à basse vitesse et les plus faibles à haute vitesse.

A la Figure 33 est présentée l'évolution des facteurs d'émissions de SO₂ caractéristiques des véhicules utilitaires légers. Nous remarquons que pour cette catégorie de véhicules les émissions spécifiques les plus faibles sont atteintes à 50 km/h et les plus élevées à haute vitesse. Pour les véhicules utilitaires légers, on observe également une augmentation de 8 à 10 % des émissions spécifiques entre 1990 et 1993 suivie d'une diminution assez rapide entre 1994 et 1997 provoquées par l'introduction des nouvelles normes sur le contenu en soufre des carburants. Les facteurs d'émissions en 1999 présentent une réduction de 74 à 80 % par rapport à leurs niveaux de 1990.

Une évolution similaire est observable à la Figure 34 pour les véhicules utilitaires lourds. Observons néanmoins que pour ces véhicules les émissions les plus faibles sont atteintes à 90km/h et les plus élevées à 20 km/h. La réduction totale atteinte en 1999 est de 82% après une légère augmentation de 2 % atteinte en 1994.

5.8 Dioxyde de carbone

Les évolutions des facteurs d'émissions de CO₂ sont présentées aux Figures 35 à 37 pour les différentes catégories de véhicules. On constate que, sur la période considérée, ces facteurs ont évolués de façon fort différente suivant la catégorie de véhicule considérée.

Au niveau des voitures particulières (Figure 35), on constate que les émissions spécifiques de CO₂ ont diminué régulièrement et de façon plus prononcée aux faibles vitesses. On observe entre 1990 et 1999 une réduction des facteurs d'émission de 5 % à 25 km/h et de 4 % à 105 km/h. Cette évolution résulte de la diminution progressive des émissions spécifiques d'essence combinée avec une croissance de celles de gazole dont le résultat global a été une légère diminution globale des émissions de CO₂. Le contenu en carbone étant légèrement supérieure pour le carburant diesel, les émissions par gramme de carburant sont plus élevée pour ce carburant. Mais la consommation spécifique de ce carburant étant beaucoup plus faible en comparaison avec les véhicules à essence en raison d'un meilleur rendement énergétique, la tendance globale des émissions de CO₂ reste dominée par la consommation des véhicules à essence.

Pour les véhicules utilitaires légers (Figure 36), on observe des évolutions différentes suivant la vitesse. A 105 km/h, on voit que les émissions spécifiques de CO₂ ont diminué de 7 % sur la période alors qu'à 50 et 25 km/h les émissions spécifiques ont augmenté respectivement de 11 et 8 %. Comme pour les voitures particulières cette évolution résulte des effets des évolutions opposées des consommations d'essence et de gazole entre 1990 et 1999 même si dans le cas des véhicules utilitaires légers la part des véhicules à essence est beaucoup plus réduite et tend à diminuer de plus en plus.

En ce qui concerne les véhicules utilitaires lourds (Figure 37), l'évolution des facteurs d'émission de CO₂ est très proche de celle de la consommation en gazole compte tenu de la part très marginale représentée par les véhicules à essence dans cette catégorie. Il en résulte donc un accroissement des émissions spécifiques situé entre 4 et 6 % entre 1990 et 1999.

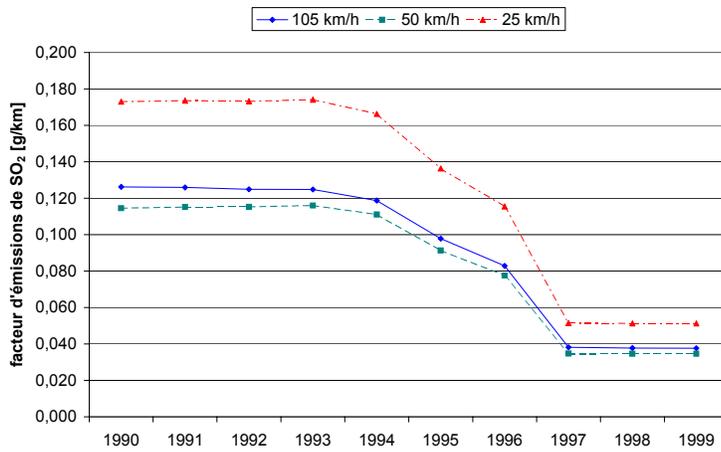


Figure 32 : Evolution des facteurs d'émissions de SO₂ pour une voiture particulière moyenne de 1990 à 1999.

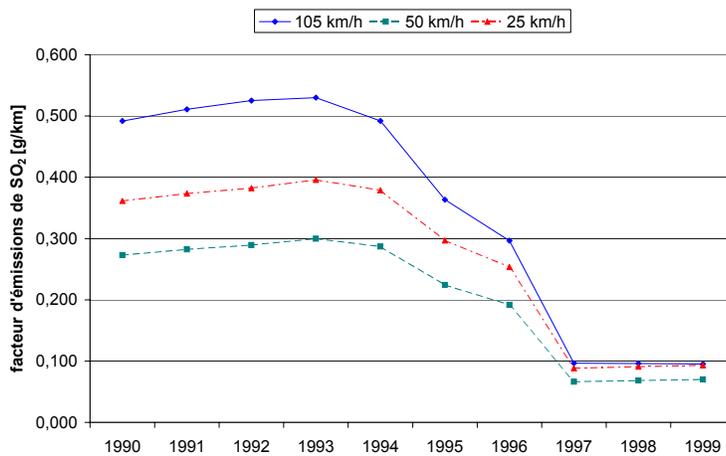


Figure 33 : Evolution des facteurs d'émissions de SO₂ pour un véhicule utilitaire léger moyen de 1990 à 1999.

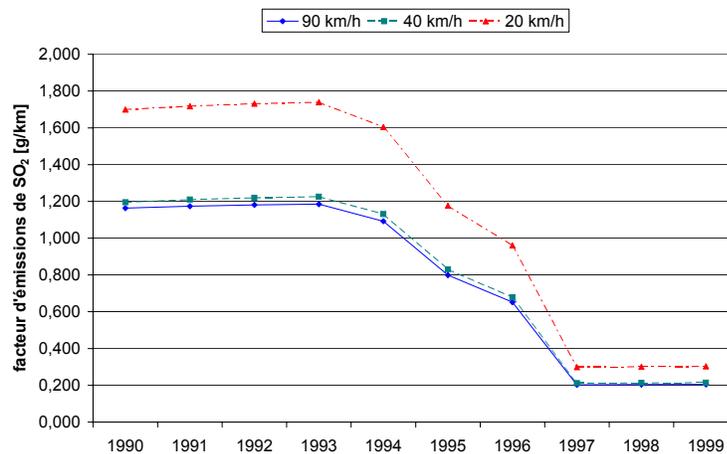


Figure 34: Evolution des facteurs d'émissions de SO₂ pour un véhicule utilitaire lourd moyen de 1990 à 1999.

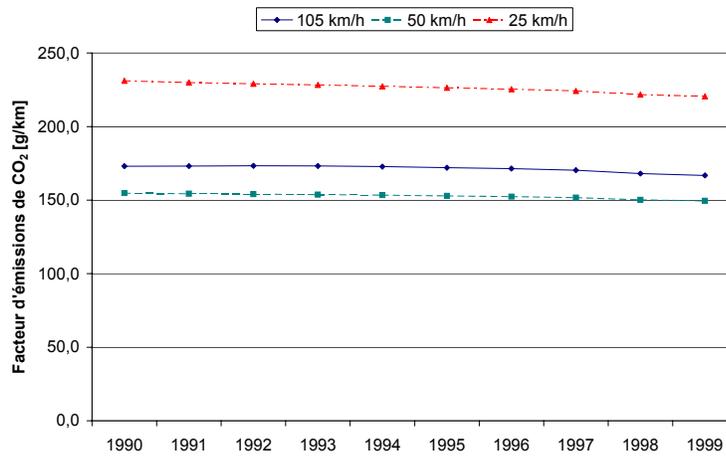


Figure 35 : Evolution des facteurs d'émissions de CO₂ pour une voiture particulière moyenne de 1990 à 1999.

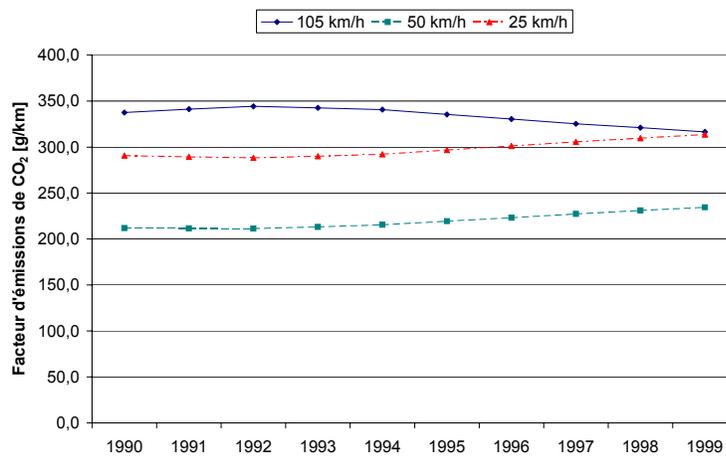


Figure 36 : Evolution des facteurs d'émissions de CO₂ pour un véhicule utilitaire léger moyen de 1990 à 1999.

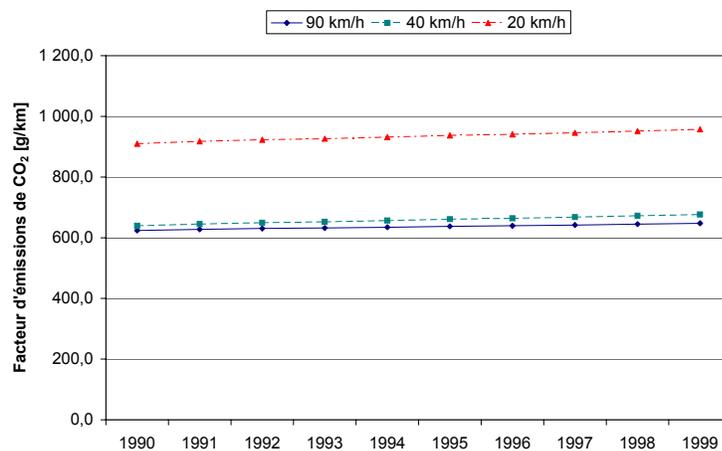


Figure 37: Evolution des facteurs d'émissions de CO₂ pour un véhicule utilitaire lourd moyen de 1990 à 1999.

6. Evolution des émissions des principaux polluants

Sur base de l'analyse de l'évolution des différents paramètres repris aux paragraphes précédents, il est possible de mieux comprendre à présent l'évolution des émissions telles que calculées à l'aide du modèle AMORTEC. Nous reprenons dans ce paragraphe les résultats des calculs pour les principaux polluants considérés ainsi que pour les consommations en carburant.

6.1 Monoxyde de carbone

La Figure 38 présente l'évolution des émissions annuelles de CO entre 1990 et 1999 en indiquant la contribution des principales catégories de véhicules. Nous reprenons par ailleurs au Tableau 13, les valeurs des émissions calculées pour chaque catégorie de véhicules au cours de cette période.

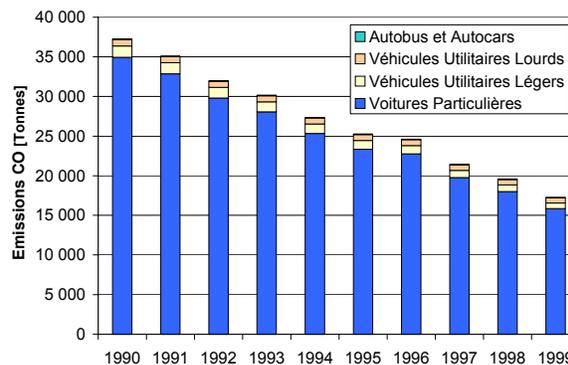


Figure 38 : Evolution des émissions annuelles de CO générées par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale.

On voit que les émissions de CO ont diminué de façon relativement importante sur cette période. Ceci montre que la croissance du trafic a pu être compensée par l'amélioration des caractéristiques d'émission du parc de véhicules pour ce polluant. On constate que la réduction globale des émissions de CO en Région de Bruxelles-Capitale a atteint près de 54%. Cette diminution est surtout observée au niveau des voitures particulières et des véhicules utilitaires légers pour lesquels les émissions annuelles de CO ont été réduites de plus de 50%. L'amélioration est moindre au niveau des véhicules utilitaires lourds avec 19 % de réduction. Pour les autobus et autocars, on observe même un accroissement des émissions de plus de 2% entre 1990 et 1999.

La Figure 39 montre l'évolution des émissions de CO sur la même période mais sur une base mensuelle. On peut y distinguer les cycles annuels caractérisés par des émissions maximales l'hiver où le trafic est plus important et les températures plus basses ce qui a pour conséquence d'accroître les émissions à froid des véhicules.

La Figure 40 montre l'évolution au cours d'une année – 1998 en l'occurrence – des émissions à chaud et à froid. On voit l'importance des émissions à froid dans les émissions totales de ce polluant chaque mois. Pour le CO, les émissions à froid sont prépondérantes toute l'année ceci en raison des coefficients d'émission à froid particulièrement élevés (2 à 10 fois supérieurs selon les véhicules) pour ce polluant par rapport aux coefficients d'émission à chaud.

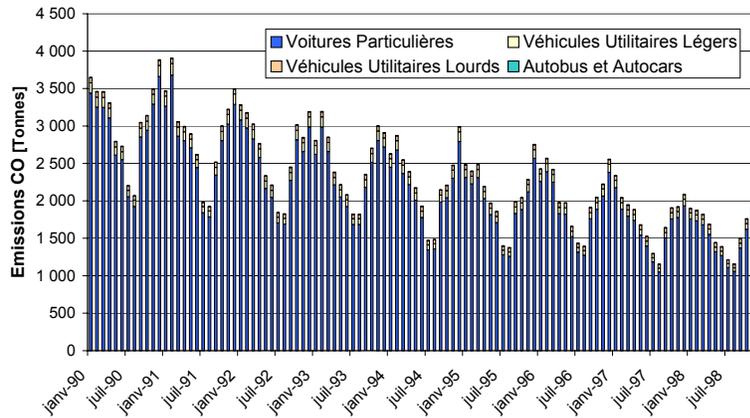


Figure 39 : Evolution des émissions mensuelles de CO générées par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale

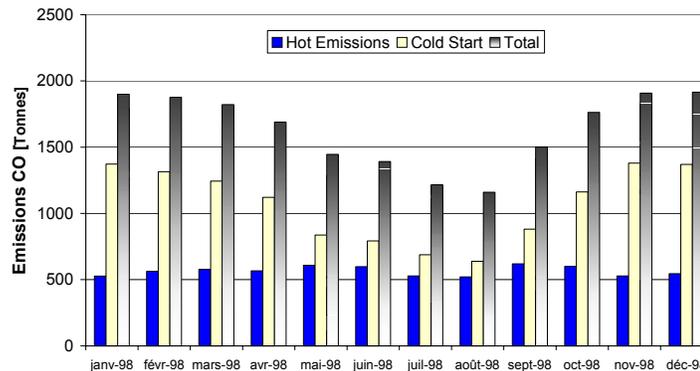


Figure 40 : Evolution annuelle des émissions à chaud et à froid de CO associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale au cours de l'année 1998.

6.2 Dioxyde d'azote

L'évolution des émissions de NOx associées au trafic en Région de Bruxelles-Capitale est présentée à la Figure 41 sur base annuelle et à la Figure 42 sur base mensuelle. Le Tableau 14 reprend les émissions relatives aux différentes catégories de véhicules.

On voit qu'entre 1990 et 1999 les émissions ont diminué de 37% passant de 5.831 tonnes en 1990 à 3.672 tonnes en 1999. La progression la plus importante a été réalisée au niveau des voitures particulières avec près de 50% de réduction sur cette période. Les émissions associées aux véhicules utilitaires légers ont diminué de près de 38% alors que celles relatives aux véhicules lourds ont plus faiblement diminué avec 7% entre 1990 et 1999. Tout comme pour le CO, les émissions de NOx associées aux autobus et autocars ont augmenté de près de 3%. Pour ces véhicules, l'amélioration des caractéristiques d'émissions n'a pu compenser la croissance du trafic observée sur la période considérée.

A la Figure 42, l'évolution des émissions mensuelles de NOx sur la période 1990-1999 est présentée. On peut remarquer que la différence entre les émissions en été et en hiver est moins marquée que pour les émissions de CO précédemment discutées. Ceci s'explique par une importance moindre des émissions à froid par rapport aux émissions à chaud que pour le CO. On peut en effet constater à la Figure 43 où est présentée l'évolution des émissions à chaud et à froid au cours d'une année type, que les émissions à chaud sont, dans le cas des NOx, largement dominantes toute l'année.

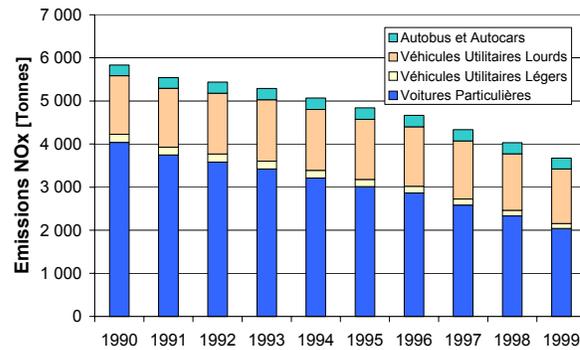


Figure 42 : Evolution des émissions annuelles de NOx générées par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale.

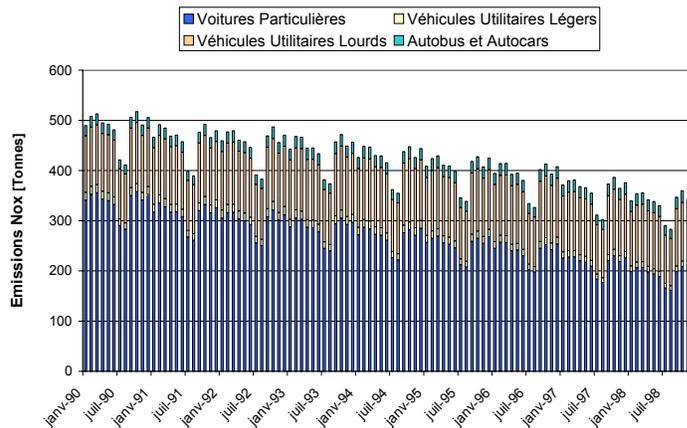


Figure 43 : Evolution des émissions mensuelles de NOx générées par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale.

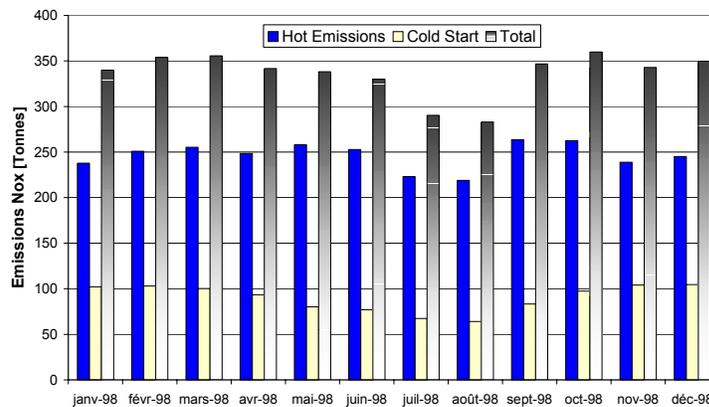


Figure 44 : Evolution annuelle des émissions à chaud et à froid de NOx associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale au cours de l'année 1998.

6.3 Composés Organiques Volatils

La Figure 44 présente l'évolution des émissions annuelles de COV entre 1990 et 1999 en indiquant la contribution des principales catégories de véhicules. Nous reprenons par ailleurs au Tableau 15, les valeurs des émissions calculées pour chaque catégorie de véhicules au cours de cette période.

Les émissions de COV associées au trafic en Région de Bruxelles-Capitale ont diminué très nettement (-49%) en passant de 4.545 tonnes en 1990 à 2.298 tonnes en 1999. Les réductions les plus importantes sont observées pour les voitures particulières (-53%) et les véhicules utilitaires légers (-43%). Les gains sont plus limités pour les véhicules utilitaires lourds (-8%). Et comme pour les émissions de CO et de NOx, les émissions des autobus et des autocars se sont accrues de 2,6% au cours de cette période.

La Figure 45 reprend l'évolution des émissions mensuelles de COV. Pour ces dernières, on peut voir des différences assez marquées entre les émissions en période hivernale et estivale. La Figure 46 reprenant l'évolution comparée des émissions à chaud et à froid par mois pour l'année 1998 montre que les émissions à froid prédominent tout au long de l'année sauf pour le mois d'août comme cela était le cas pour les émissions de CO.

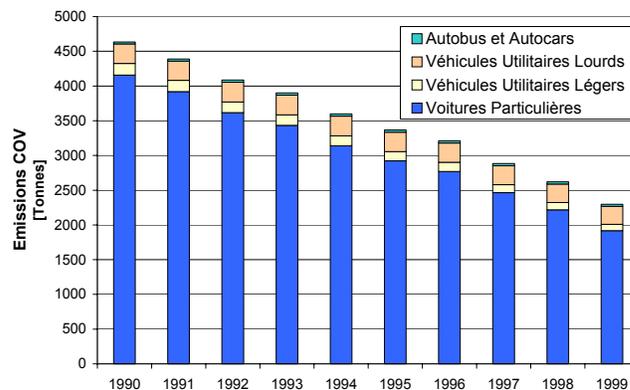


Figure 44 : Evolution des émissions annuelles de COV générées par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale

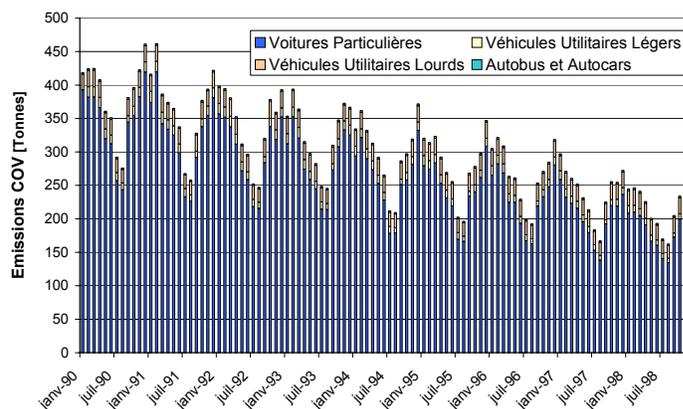


Figure 45 : Evolution des émissions mensuelles de COV générées par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale

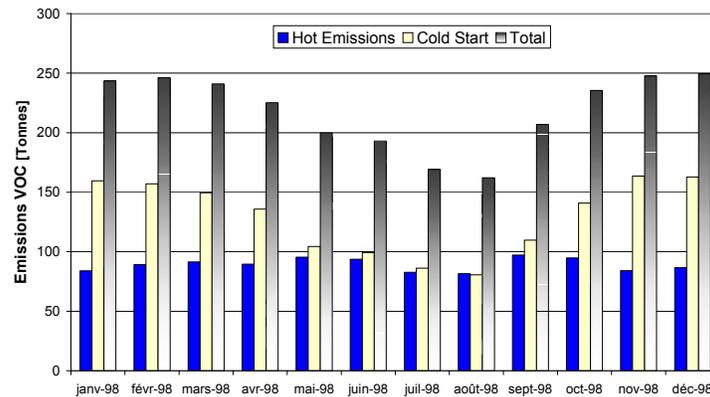


Figure 46 : Evolution annuelle des émissions à chaud et à froid de COV associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale au cours de l'année 1998.

A la Figure 47, nous comparons les émissions à l'échappement dont nous avons discuté jusqu'à présent avec les émissions par évaporation calculée uniquement pour l'année 1998 sur une base mensuelle. Nous pouvons voir à la Figure 47 que ces émissions représentent des quantités importantes du même ordre de grandeur que celles à l'échappement et que, durant les mois d'été, elles peuvent même être largement supérieures à ces dernières.

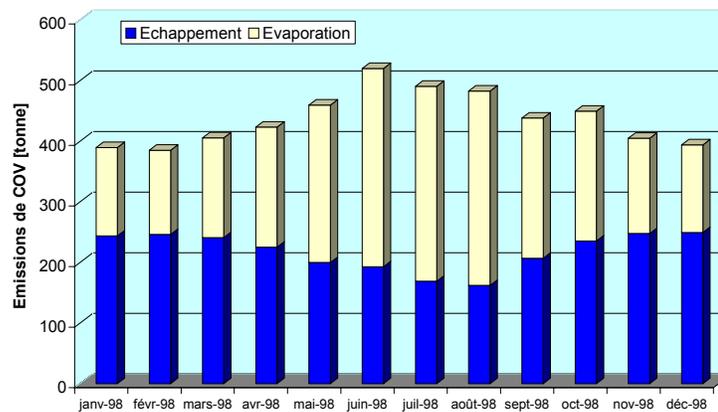


Figure 47 : Evolution annuelle des émissions de COV à l'échappement et par évaporation associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale au cours de l'année 1998.

Catégories de véhicule	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Delta 99-90
Voitures Particulières	34 933	32 854	29 808	28 044	25 324	23 349	22 751	19 756	18 004	15 841	-54,65%
Véhicules Utilitaires Légers	1 444	1 406	1 335	1 282	1 190	1 098	1 059	911	829	716	-50,44%
Véhicules Utilitaires Lourds	808	771	770	764	754	736	726	703	679	654	-19,07%
Autobus et Autocars	69	69	72	73	74	75	74	73	72	70	2,49%
Total	37 253	35 101	31 985	30 164	27 341	25 257	24 610	21 443	19 585	17 281	-53,61%

Tableau 13 : Evolution des émissions de CO associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale de 1990 à 1999 pour les principales catégories de véhicules.

Catégories de véhicule	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Delta 99-90
Voitures Particulières	4 038	3 746	3 583	3 421	3 210	3 013	2 864	2 584	2 332	2 041	-49,47%
Véhicules Utilitaires Légers	186	184	186	183	177	166	157	142	131	116	-37,72%
Véhicules Utilitaires Lourds	1 361	1 363	1 410	1 423	1 415	1 394	1 379	1 344	1 310	1 264	-7,12%
Autobus et Autocars	245	248	257	263	266	268	266	263	259	252	2,70%
Total	5 831	5 541	5 437	5 291	5 068	4 841	4 667	4 334	4 032	3 672	-37,02%

Tableau 14 : Evolution des émissions de NOx associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale de 1990 à 1999 pour les principales catégories de véhicules.

Catégories de véhicule	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Delta 99-90
Voitures Particulières	4 158	3 919	3 615	3 431	3 141	2 921	2 770	2 465	2 216	1 916	-53,92%
Véhicules Utilitaires Légers	165	162	155	151	142	134	131	114	106	93	-43,30%
Véhicules Utilitaires Lourds	283	278	284	286	283	279	277	272	267	259	-8,39%
Autobus et Autocars	29	29	30	31	31	31	31	31	30	30	2,58%
Total	4 634	4 388	4 085	3 899	3 598	3 366	3 209	2 882	2 619	2 298	-50,41%

Tableau 15 : Evolution des émissions de COV associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale de 1990 à 1999 pour les principales catégories de véhicules.

6.4 Particules

La Figure 48 présente l'évolution des émissions annuelles de particules entre 1990 et 1999 en indiquant la contribution des principales catégories de véhicules. Nous reprenons par ailleurs au Tableau 16, les valeurs des émissions calculées pour chaque catégorie de véhicules au cours de cette période.

Nous pouvons remarquer que, par rapport aux polluants présentés précédemment, les émissions de particule présentent un profil d'évolution relativement différent marqué dans un premier temps par une période de relative stagnation – ou de réduction très faible - des émissions globales voire de légère croissance des émissions pour certaines catégories de véhicules tels que les véhicules utilitaires légers et lourds ou les autobus et autocars. Cette première période s'étend de 1990 à 1993. Au cours de cette période, les émissions des voitures particulières ont diminué régulièrement ce qui montre que pour cette catégorie de véhicules la croissance observée des prestations kilométriques a été compensée par l'amélioration des facteurs d'émissions moyens sur cette période ; ce qui n'a pas été le cas pour les autres catégories de véhicules. Entre 1993 et 1996, on observe pour l'ensemble des catégories de véhicules des réductions qui restent très limitées et même une légère augmentation en 1996 pour les voitures personnelles qui aura pour conséquence une croissance cette année-là des émissions globales de particules par le trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale. Pour les autres catégories de véhicules, c'est pratiquement le status quo au cours de cette période, les réductions les plus importantes étant observées pour les véhicules utilitaires lourds. L'entrée en vigueur d'une nouvelle directive européenne en octobre 1996 (étape Euro II) va induire une réduction nette des émissions de particules à partir de 1997. Si l'on compare les émissions en 1999 par rapport à celles en 1990, on observe finalement une réduction des émissions globales de pratiquement 23% avec des progrès divers suivant la catégorie de véhicules considérée. La réduction la plus importante est observée pour les voitures particulières avec près de 32%. Viennent ensuite les véhicules utilitaires légers et lourds avec des diminutions de respectivement 19 et 12 % sur l'ensemble de la période. Contrairement aux polluants présentés précédemment, les émissions associées aux autobus et autocars ont également diminué de l'ordre de 1%.

Nous pouvons également constater pour ce polluant la part importante que représentent les véhicules utilitaires lourds et la part plus limitée – par rapport à ce qui était observé pour les autres polluants - des voitures particulières dans l'ensemble des émissions. Cette dernière a par ailleurs diminué au cours de la période considérée en passant de 53% de l'ensemble des émissions en 1990 à 47% en 1999 au profit essentiellement des véhicules utilitaires lourds qui ont vu leur contribution aux émissions globales passer de 33% en 1990 à 37% en 1999.

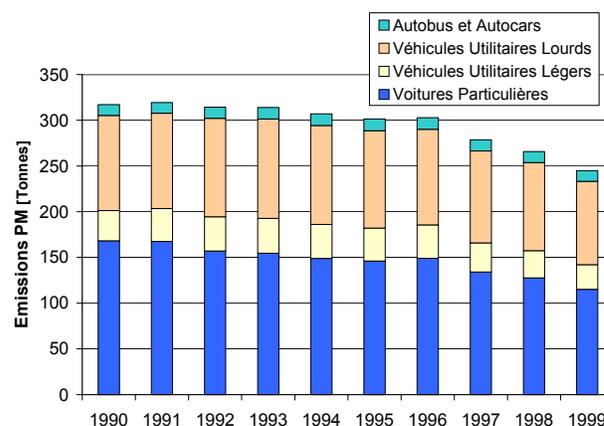


Figure 48 : Evolution des émissions annuelles de particules générées par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale

A la Figure 49 sont présentées les émissions mensuelles de particules associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale. Nous pouvons y constater des différences assez importante (+50%) entre les émissions au cours des mois d'été et d'hiver. Ce que permet d'expliquer l'évolution annuelle des émissions à chaud et à froid au cours d'une année présentée à la Figure 50. On peut observer à cette figure que, si les émissions à chaud sont dominantes tout au cours de l'année, la part des émissions à froid dans l'ensemble des émissions est assez importante au cours des mois d'hiver avec environ 40% du total.

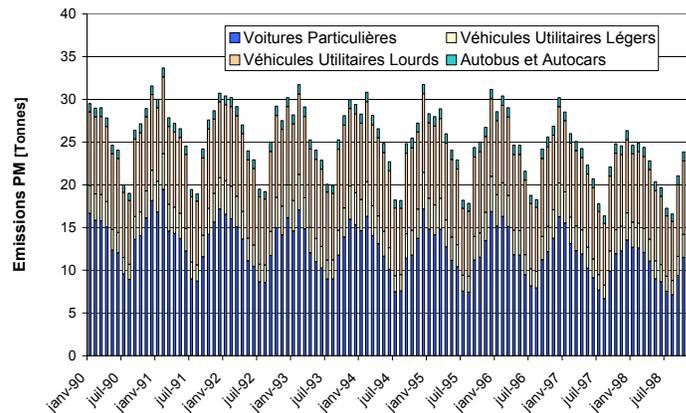


Figure 49 : Evolution des émissions mensuelles de particules générées par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale

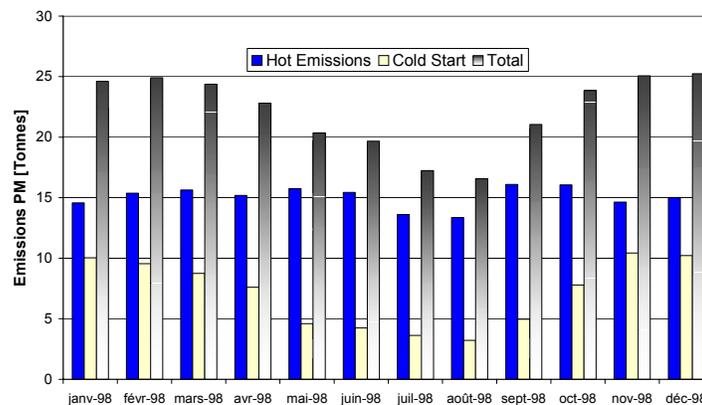


Figure 50 : Evolution annuelle des émissions à chaud et à froid de particules associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale au cours de l'année 1998.

6.5 Dioxyde de soufre

La Figure 51 présente l'évolution des émissions annuelles de SO_2 entre 1990 et 1999 en indiquant la contribution des principales catégories de véhicules. Nous reprenons par ailleurs au Tableau 17, les valeurs des émissions calculées pour chaque catégorie de véhicules au cours de cette période.

Comme cela a été mentionné lors de la discussion de l'évolution des facteurs d'émissions, les émissions de SO_2 sont fortement liées aux évolutions des consommations en carburant (essence et gazole) ainsi qu'aux étapes successives de la législation sur le contenu en soufre des carburants. Ces différentes influences sont bien perceptibles à la Figure 51 où trois phases distinctes apparaissent.

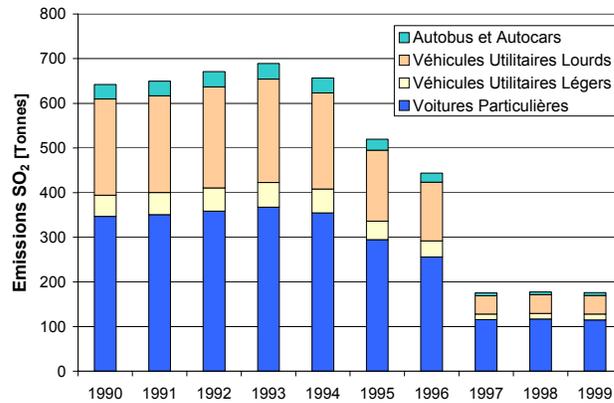


Figure II.51 : Evolution des émissions annuelles de SO₂ générées par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale

Entre 1990 et 1993, les émissions de SO₂ ont progressé régulièrement sous l'effet combiné de la croissance des prestations kilométriques et de la croissance des consommations en essence et en gazole. L'entrée en vigueur en octobre 1994 d'une norme plus restrictive sur le contenu en soufre de l'essence et du gazole a permis d'enregistrer une première phase de réduction des émissions entre 1994 et 1996. La restriction encore accrue du contenu en soufre des carburants à partir d'octobre 1996 a conduit à une réduction beaucoup plus importante très visible sur le graphique à partir de 1997. Entre 1997 et 1999, les émissions sont restées à un niveau plus ou moins constant aux environs de 176 tonnes annuelles ce qui représente une réduction de près de 73% des émissions globales sur la période 1990-1999.

Si l'on compare à présent les évolutions aux niveaux des différentes catégories de véhicules considérées, on peut observer que les réductions les plus importantes ont été réalisées au niveau des véhicules utilitaires lourds et des autobus et autocars avec près de 81% de réduction. Les véhicules utilitaires légers ont connu une réduction des émissions de SO₂ de 73% et les voitures particulières de 67%.

La part des véhicules utilitaires lourds dans l'ensemble des émissions a fortement diminué au cours de la période considérée surtout à partir de 1996. En 1999, elle ne représentait plus que 24% du total pour 33% en 1990. La part des voitures particulières a évolué en sens inverse en passant de 54% à 65% du total entre 1990 et 1999.

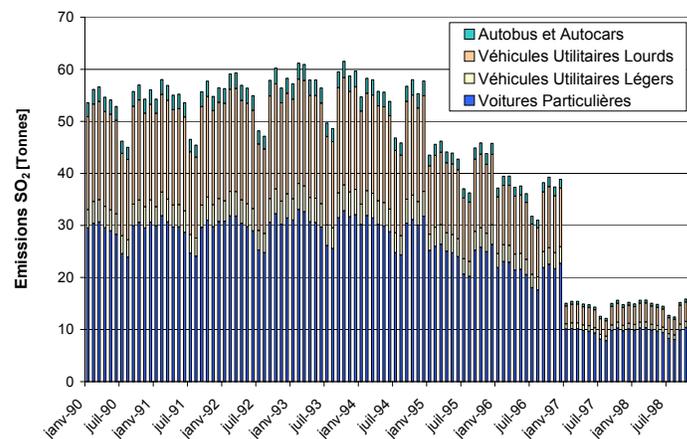


Figure 52 : Evolution des émissions mensuelles de SO₂ générées par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale.

La Figure 52 présente l'évolution des émissions sur base mensuelle. On peut constater que la différence ente les mois d'été et d'hiver est moins marquée que pour d'autres polluants tels que le CO, les COV voir les particules. A la Figure 53, on peut voir que les émissions à chaud sont largement dominantes tout au long de l'année et que la marge de variation des émissions à froid reste limité.

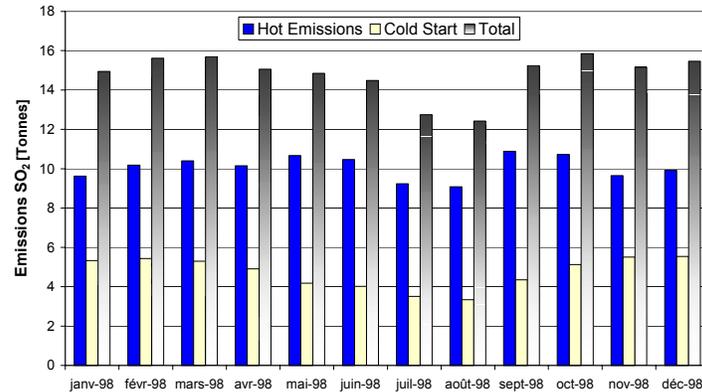


Figure 53 : Evolution annuelle des émissions à chaud et à froid de SO₂ associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale au cours de l'année 1998.

6.6 Dioxyde de carbone

La Figure 54 présente l'évolution des émissions annuelles de CO₂ entre 1990 et 1999 en indiquant la contribution des principales catégories de véhicules. Nous reprenons par ailleurs au Tableau 18, les valeurs des émissions calculées pour chaque catégorie de véhicules au cours de cette période.

Rappelons que les émissions de CO₂ sont directement liées aux consommations en essence et gazole et donc que leur évolution est principalement expliquée par celle de ces consommations pendant la période considérée que nous analyserons par la suite.

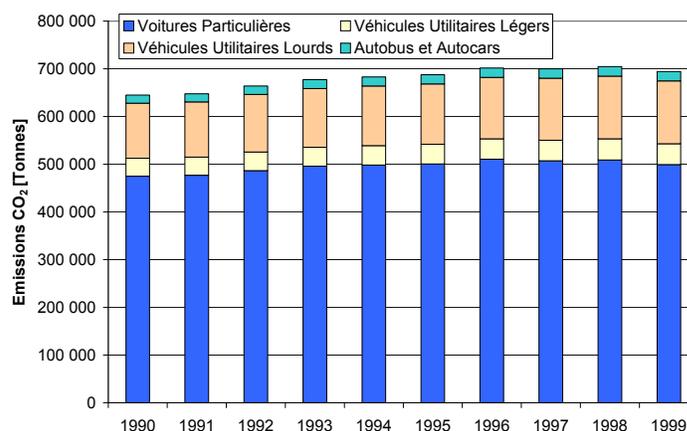


Figure 54 : Evolution des émissions annuelles de CO₂ générées par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale

Nous pouvons constater que, contrairement aux autres polluants, l'émissions de CO₂ ont connu une augmentation globale entre 1990 et 1999. Ces émissions sont passées de 644.845 tonnes en 1990 à 694.294 tonnes en 1999 ce qui représente une augmentation de 7,7% sur la période. Cette évolution est particulièrement préoccupante compte tenu des engagements de l'Etat belge dans le

cadre du protocole de Kyoto selon lequel nous devrions réduire nos émissions de 7,5% par rapport à 1990 entre 2008 et 2012.

Les émissions relatives aux différentes catégories de véhicules ont connu des évolutions diverses. Les croissances les plus importantes ont été observées au niveau des véhicules utilitaires légers et des autobus et autocars pour lesquels les émissions ont augmenté respectivement de 16,5% et de 16,1% entre 1990 et 1999. Une croissance de 14,2% a été observée pour les émissions des véhicules utilitaires lourds. Les émissions associées aux voitures particulières ont progressé plus faiblement avec une croissance de 5,1% sur la période.

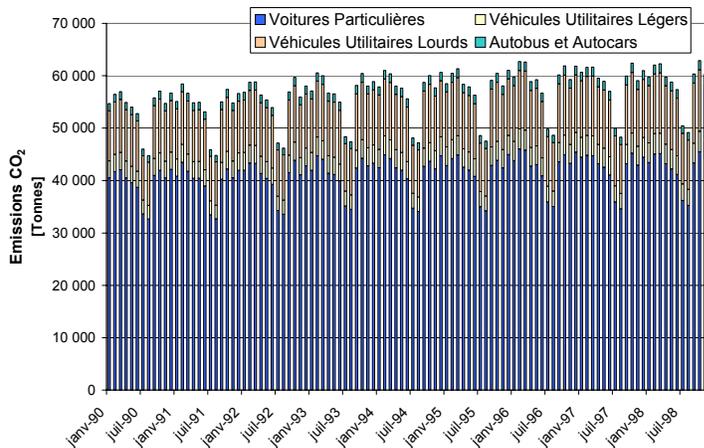


Figure 55 : Evolution des émissions mensuelles de CO₂ générées par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale.

A la Figure 55, nous voyons les évolutions mensuelles des émissions de CO₂ entre 1990 et 1999. L'écart entre émissions estivales et hivernales est marqué mais moins important que pour des polluants tels que le CO et les COV. Nous voyons à la Figure 56 les évolutions des émissions à chaud et à froid pour une année type. Nous constatons que les émissions à chaud sont tout au long de l'année nettement plus importantes que celles à froid.

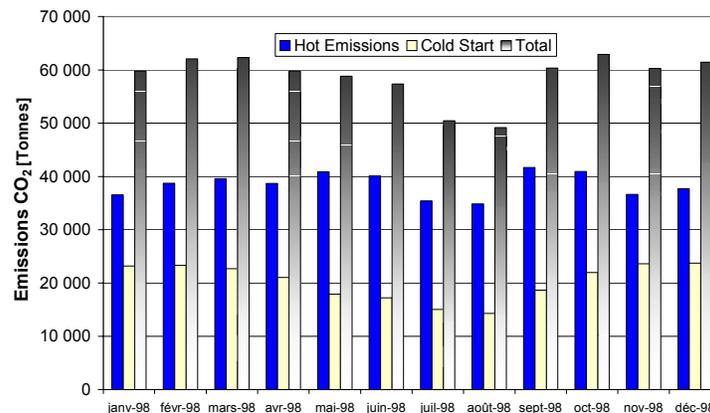


Figure 56 : Evolution annuelle des émissions à chaud et à froid de CO₂ associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale au cours de l'année 1998.

6.7 Méthane et protoxyde d'azote

En ce qui concerne les émissions des deux autres principaux gaz responsables du réchauffement climatique, à savoir le méthane et le protoxyde d'azote, nous pouvons observer aux Figures 57 et 58 qu'ils ont connu des évolutions diverses.

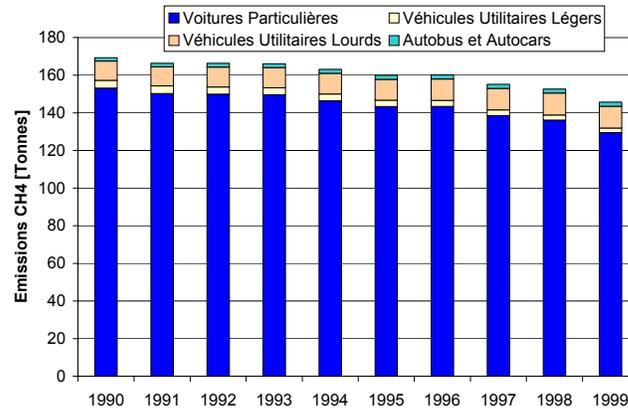


Figure 57 : Evolution des émissions annuelles de CH₄ générées par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale

Les émissions de CH₄ ont diminués de façon relativement régulière au cours de la période 1990-1999 passant de 170 tonnes à 146 tonnes ce qui représente une réduction de 14%.

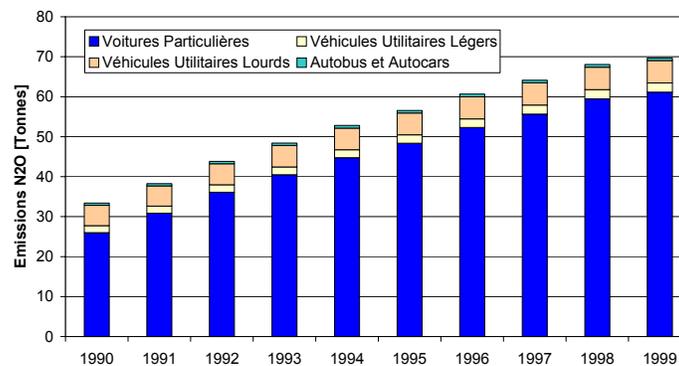


Figure 58 : Evolution des émissions annuelles de N₂O générées par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale.

Par contre, les émissions de N₂O, gaz à potentiel de réchauffement global beaucoup plus élevé que le CO₂, ont plus que doublé au cours de la période passant de 33 tonnes en 1990 à 70 tonnes en 1999.

Si l'on exprime les émissions de CH₄ et de N₂O en terme de CO₂-équivalent, on voit que globalement les émissions de CO₂ sont passées de 659.000 tonnes en 1990 à 719.000 tonnes en 1999; ce qui représente une augmentation de plus de 9% en 9 ans.

Catégories de véhicule	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Delta 99-90
Voitures Particulières	168	167	157	155	149	146	149	134	128	115	-31,58%
Véhicules Utilitaires Légers	33	36	37	38	37	36	36	32	30	27	-18,65%
Véhicules Utilitaires Lourds	104	104	108	109	108	106	105	100	96	91	-12,26%
Autobus et Autocars	12	12	12	13	13	13	13	12	12	12	-1,30%
Total	317	319	314	314	307	301	303	279	266	245	-22,77%

Tableau 16 : Evolution des émissions de particules associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale de 1990 à 1999 pour les principales catégories de véhicules.

Catégories de véhicule	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Delta 99-90
Voitures Particulières	347	351	358	368	355	295	256	115	117	115	-66,84%
Véhicules Utilitaires Légers	48	50	52	55	53	41	36	12	13	13	-72,78%
Véhicules Utilitaires Lourds	215	217	226	231	216	159	132	41	42	42	-80,66%
Autobus et Autocars	32	33	34	35	33	25	20	6	6	6	-80,65%
Total	642	650	671	689	657	520	444	175	178	176	-72,61%

Tableau 17 : Evolution des émissions de SO₂ associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale de 1990 à 1999 pour les principales catégories de véhicules.

Catégories de véhicule	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Delta 99-90
Voitures Particulières	474 871	476 942	486 677	495 668	498 501	500 601	510 569	507 239	509 066	499 067	5,10%
Véhicules Utilitaires Légers	37 718	37 941	38 880	39 890	40 530	41 302	42 674	43 098	44 128	43 922	16,45%
Véhicules Utilitaires Lourds	115 320	115 688	120 624	123 199	125 129	126 536	128 766	130 114	131 620	131 642	14,15%
Autobus et Autocars	16 937	17 094	17 856	18 436	18 877	19 290	19 529	19 663	19 797	19 663	16,10%
Total	644 845	647 665	664 037	677 192	683 037	687 729	701 538	700 114	704 610	694 294	7,67%

Tableau 18 : Evolution des émissions de CO₂ associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale de 1990 à 1999 pour les principales catégories de véhicules.

6.8 Consommation d'essence

La Figure 59 présente l'évolution des consommations annuelles d'essence entre 1990 et 1999 en indiquant la contribution des principales catégories de véhicules. Nous reprenons par ailleurs au Tableau 19, les valeurs des émissions calculées pour chaque catégorie de véhicules au cours de cette période.

On voit à la Figure 59 que, si globalement nous avons une légère diminution de la consommation annuelle d'essence entre 1990 et 1999, l'évolution générale est loin d'être régulière. Nous observons une croissance jusqu'en 1993 où l'on atteint la valeur maximale avec 119.056 tonnes d'essence. Entre 1993 et 1996, nous pouvons observer une relative stagnation de la consommation d'essence. A partir de 1997, la diminution de la consommation d'essence devient régulière pour atteindre 109.505 tonnes en 1999 ce qui représente une réduction globale de 5,7% par rapport à la consommation en 1990.

Comme l'on peut le voir, plus de 95% de la consommation annuelle d'essence est associée aux voitures particulières. La motorisation essence est en effet plutôt marginale pour les autres catégories de véhicules. De plus, l'analyse de l'évolution du parc de véhicules présentée au paragraphe 2 a montré que cette motorisation a eu tendance à disparaître progressivement dans les flottes de véhicules utilitaires et d'autobus et d'autocars entre 1990 et 1999. Une partie des réductions de consommation observées est associée à cette disparition progressive des véhicules à essence dans les parcs de véhicules utilitaires. On observe en effet une réduction de près de 50% de la consommation d'essence des véhicules utilitaires légers et de près de 33% pour les véhicules utilitaires lourds.

L'évolution observée est le résultat des évolutions opposées des prestations kilométriques, d'une part, et des facteurs de consommation, d'autre part. Ceux-ci ont diminué régulièrement au cours de la période ce qui a permis de compenser la croissance des prestations kilométriques et d'ensuite induire une diminution de la consommation.

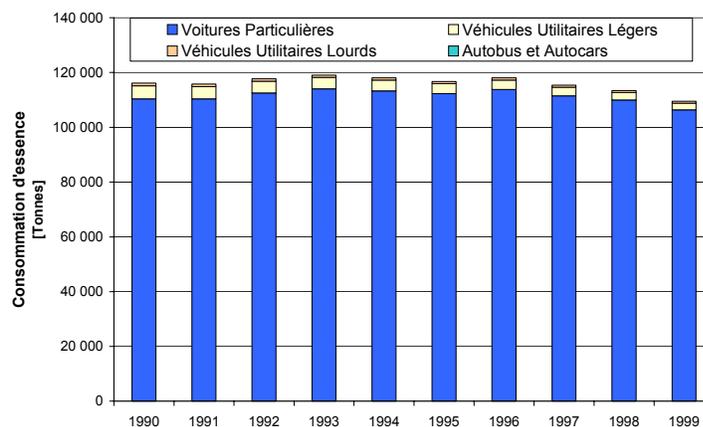


Figure 59 : Evolution de la consommation d'essence annuelle générée par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale

A la Figure 60, nous pouvons observer l'évolution de la consommation mensuelle d'essence. Nous observons des différences de l'ordre de 20% entre les consommations en été et en hiver. Nous observons à la Figure 61 où sont comparées les consommations mensuelles d'essence à chaud et à froid au cours de l'année 1998 que la consommation froid est légèrement supérieure à celle à chaud au cours du mois de janvier et plus ou moins équivalente entre novembre et février.

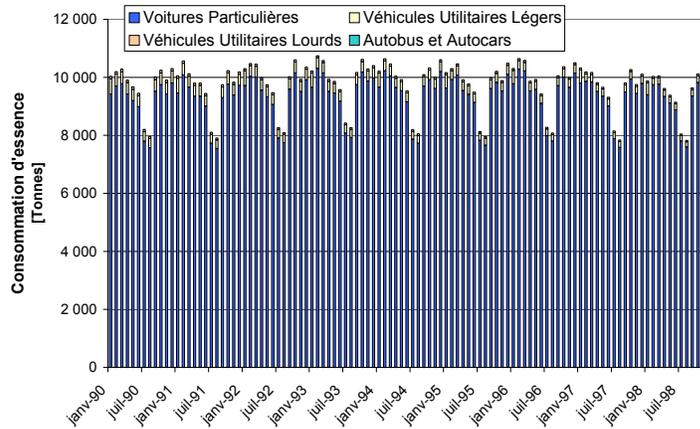


Figure 60 : Evolution de la consommation d'essence mensuelle générée par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale.

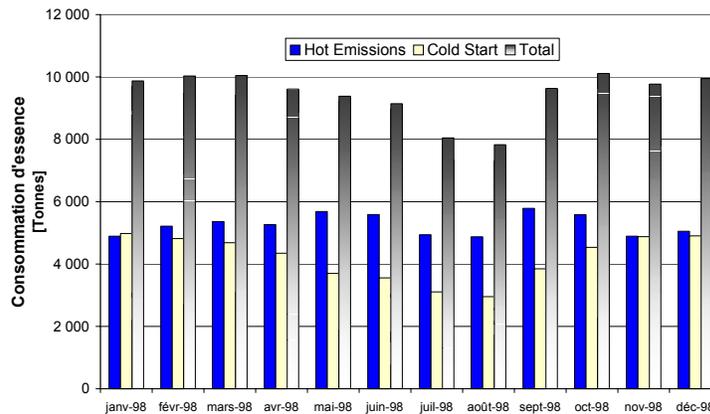


Figure 61 : Evolution annuelle des consommations à chaud et à froid d'essence associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale au cours de l'année 1998.

6.8 Consommation de gazole

La Figure 62 présente l'évolution des consommations annuelles de gazole entre 1990 et 1999 en indiquant la contribution des principales catégories de véhicules. Nous reprenons par ailleurs au Tableau 20, les valeurs des émissions calculées pour chaque catégorie de véhicules au cours de cette période.

Nous pouvons remarquer à la Figure 62 que les consommations annuelles de gazole ont connu une croissance régulière entre 1990 et 1999. Après une croissance relativement marquée jusqu'en 1998, on peut observer un ralentissement de cette croissance en 1999. L'augmentation totale sur la période 1990-1999 est de 25,7% avec des croissances différentes suivant les catégories de véhicules. La croissance la plus importante est observée pour les véhicules utilitaires légers avec plus de 61% d'augmentation. Viennent ensuite les voitures particulières avec près 30% d'augmentation de la consommation en gazole. Les consommations annuelles en gazole associées aux véhicules utilitaires lourds et aux autobus et autocars ont connu une augmentation plus limitée respectivement de 15% et de 16% entre 1990 et 1999.

En ce qui concerne l'évolution des consommations mensuelles, nous pouvons observer à la Figure 63 que les écarts entre les mois de fortes consommations (hiver) et ceux de faibles consommations sont peu marqué par rapport à certaines émissions de polluants. L'écart entre les émissions à chaud et à froid est très marqué mais les variations de ces émissions au cours d'une année restent plutôt limitées comme on peut le voir à la Figure 64.

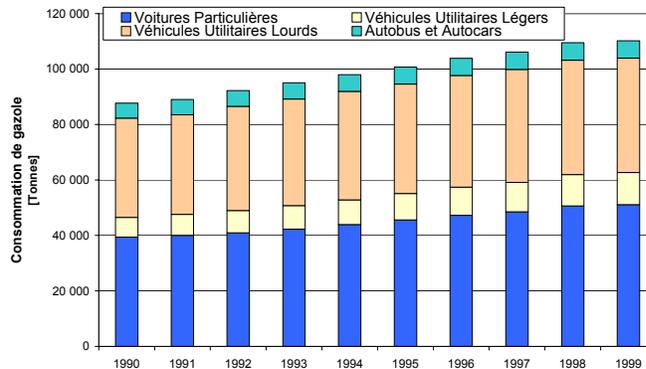


Figure 62 : Evolution de la consommation de gazole annuelle générée par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale

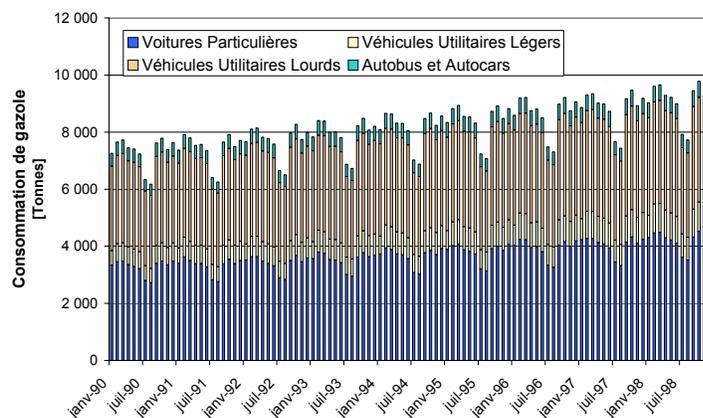


Figure 63 : Evolution de la consommation de gazole mensuelle générée par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale.

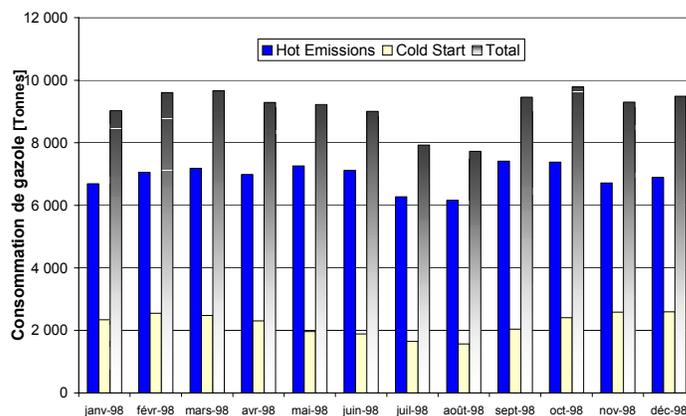


Figure 64 : Evolution annuelle des consommations à chaud et à froid de gazole associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale au cours de l'année 1998.

6.9 Consommation de GPL

La Figure 65 présente l'évolution des consommations annuelles de GPL entre 1990 et 1999 en indiquant la contribution des principales catégories de véhicules. Nous reprenons par ailleurs au Tableau 21, les valeurs des émissions calculées pour chaque catégorie de véhicules au cours de cette période.

Comme nous pouvons le voir, à la Figure 65, seule la consommation de GPL associée aux voitures particulières est considérée. Pour les autres catégories de véhicules, nous ne disposons pas actuellement de facteurs de consommation. La part de cette motorisation dans les parcs de véhicules utilitaires ou des autobus ou autocars reste encore relativement limitée même si cette technologie est sans doute appelée à se développer ces prochaines années.

Au niveau des voitures particulières, l'évolution observée est liée à l'évolution même de l'importance du parc de véhicules au GPL qui s'est brutalement agrandi les deux dernières années de la période considérée. Les facteurs de consommation ont également évolué vers de plus fortes consommation pour les véhicules les plus récents ce qui permet d'expliquer une partie de la croissance observée.

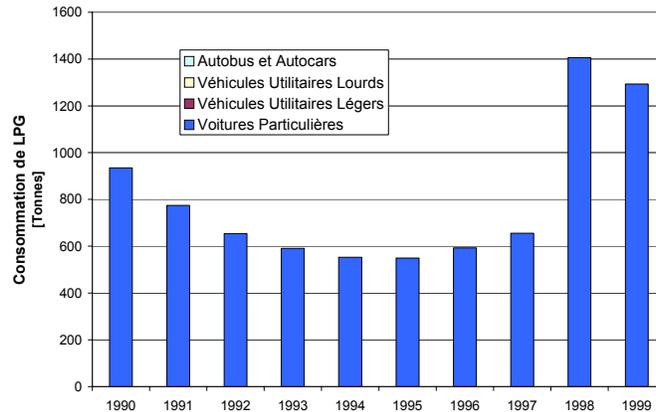


Figure 65 : Evolution de la consommation de GPL annuelle générée par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale

En ce qui concerne les consommations mensuelles, nous observons à la Figure 66 des écarts relativement faibles entre les consommations maximales et minimales observées au cours d'une année. Nous constatons également à la Figure 66 où sont représentées les contributions des consommations à chaud et à froid sur une base mensuelle, que celles-ci sont relativement proches tout au long de l'année. Les contributions sont pratiquement égales entre novembre et février. Les consommations à chaud sont prédominantes le reste de l'année.

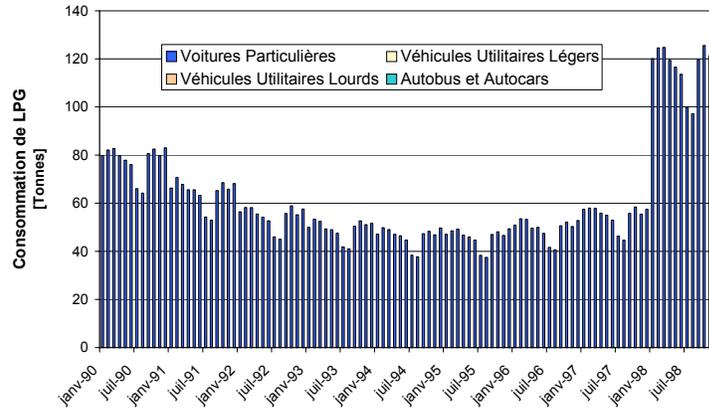


Figure 66 : Evolution de la consommation de GPL mensuelle générée par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale.

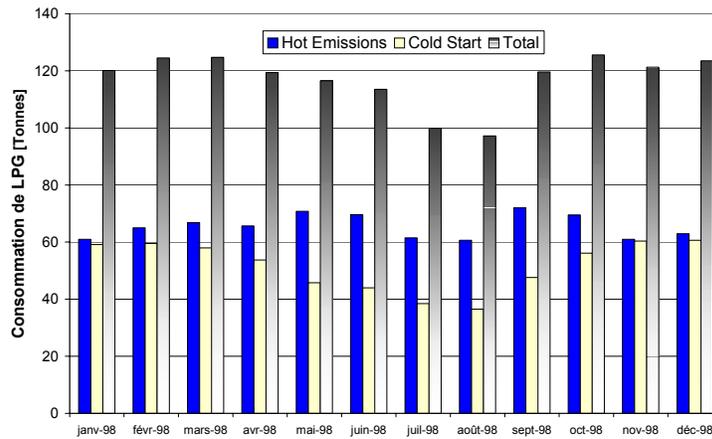


Figure 67 : Evolution annuelle des consommations à chaud et à froid de gazole associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale au cours de l'année 1998.

Catégories de véhicule	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Delta 99-90
Voitures Particulières	110 360	110 369	112 519	114 062	113 304	112 296	113 801	111 508	109 984	106 415	-3,57%
Véhicules Utilitaires Légers	4 793	4 488	4 324	4 161	3 934	3 649	3 434	3 103	2 739	2 418	-49,56%
Véhicules Utilitaires Lourds	996	900	859	833	818	792	780	742	704	672	-32,52%
Autobus et Autocars	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00%
Total	116 150	115 757	117 702	119 056	118 057	116 738	118 015	115 353	113 428	109 505	-5,72%

Tableau 19 : Evolution de la consommation d'essence associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale de 1990 à 1999 pour les principales catégories de véhicules.

Catégories de véhicule	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Delta 99-90
Voitures Particulières	39 379	40 030	40 952	42 252	43 924	45 616	47 265	48 531	50 660	51 093	29,75%
Véhicules Utilitaires Légers	7 158	7 539	8 005	8 492	8 926	9 461	10 117	10 588	11 285	11 546	61,29%
Véhicules Utilitaires Lourds	35 743	35 958	37 573	38 420	39 050	39 525	40 249	40 716	41 235	41 274	15,47%
Autobus et Autocars	5 398	5 448	5 691	5 876	6 017	6 148	6 224	6 267	6 310	6 267	16,10%
Total	87 679	88 976	92 220	95 039	97 916	100 750	103 855	106 102	109 489	110 180	25,66%

Tableau 20 : Evolution de la consommation de gazole associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale de 1990 à 1999 pour les principales catégories de véhicules.

Catégories de véhicule	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Delta 99-90
Voitures Particulières	935	774	654	591	553	549	593	655	1 406	1 294	38,39%
Véhicules Utilitaires Légers	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00%
Véhicules Utilitaires Lourds	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00%
Autobus et Autocars	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00%
Total	935	774	654	591	553	549	593	655	1 406	1 294	38,39%

Tableau 21 : Evolution de la consommation de GPL associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale de 1990 à 1999 pour les principales catégories de véhicules.

Annexe V :

Evaluation de la contribution du trafic routier dans les concentrations ambiantes de polluants en Région de Bruxelles-Capitale

Vincent Favrel – CEESE, ULB

Table des matières

Table des matières.....	1
I. Rappels.....	3
II. Analyse des résultats.....	5
II.1 Dioxyde de soufre.....	5
II.2 Fumées noires.....	7
II.3 Dioxyde d'azote.....	7
II.3 Monoxyde de carbone.....	10

I. Rappels

Pour la modélisation de la relation émissions-immissions (concentrations ambiantes), les équations retenues établissent une relation statistique entre trois types de variables : les concentrations en polluant mesurés, certains paramètres météorologiques et les variables d'émissions associées aux principales activités.

Chaque polluant est modélisé séparément conduisant à un système d'équations spécifique. Chaque système d'équations comportent autant d'équations qu'il n'y a de données journalières au cours de la période considérée.

Les équations qui doivent être résolues sont de la forme :

$$[\text{POL } i] = [\alpha_i \cdot \text{deh}_i + \beta_i \cdot \text{det}_i + \gamma_i] \cdot \left(\frac{1}{\text{vel}}\right)^{\delta_i} \cdot e^{(\varepsilon_i \cdot \text{preci})} \cdot e^{(\zeta_i \cdot \text{mixh})} \cdot e^{(\eta_i \cdot \text{sun})}$$

[POL i] représente la concentration moyenne du polluant *i*. **deh_i** et **det_i** représentent les émissions journalières du polluant *i* associées au chauffage et au trafic routier respectivement. Les données météorologiques considérées sont : la vitesse moyenne du vent **vel**, les précipitations **preci**, la hauteur de la couche de mélange à midi **mixh** et la période journalière d'ensoleillement **sun** (considérée uniquement pour les oxydes d'azote). $\alpha_i, \beta_i, \gamma_i, \delta_i, \varepsilon_i, \zeta_i, \eta_i$ sont les coefficients de régression.

A l'examen de l'équation présentée ci-dessus, on voit que la forme générale des équations du modèle repose sur deux types de relation entre les séries temporelles considérées:

- une relation linéaire entre les concentrations en polluant observées et les émissions associées aux différentes sources polluantes;
- une relation de type exponentielle entre les concentrations en polluant observées et les variables météorologiques pertinentes.

La caractéristique originale de cette formulation est qu'elle tient compte simultanément des différentes influences, aussi bien économiques que météorologiques, sur les niveaux de concentration de polluants dans l'air ambiant.

II. Analyse des résultats

La résolution des équations de modélisation décrites au paragraphe précédent permet d'estimer l'évolution des concentrations pour les différents polluants considérés (particules en suspension, dioxyde de soufre, oxyde d'azote, dioxyde d'azote et monoxyde de carbone) sur une base journalière pour la période 1995-1998.

La résolution des équations de modélisation permet également d'établir la part de responsabilité des différentes activités économiques dans les immissions représentatives de l'exposition des récepteurs (population et bâtiments essentiellement). C'est sur base de ces résultats que peut ensuite être déterminée la fraction des dommages à attribuer aux différentes activités économiques pour l'évaluation monétaire finale.

Nous présentons aux Figures 1 à 4 les principaux résultats obtenus pour les différents polluants considérés – dioxyde de soufre, fumées noires, dioxyde d'azote et monoxyde de carbone.

II.1 Dioxyde de soufre

La Figure 1.a présente les évolutions comparées des concentrations journalières de SO₂ mesurées dans la Région de Bruxelles-Capitale pour l'année de référence 1998 avec celles estimées par le modèle. La bonne adéquation entre les deux séries de données montre l'aptitude du modèle à reproduire l'évolution journalière des concentrations en polluant dans l'agglomération bruxelloise sur base des émissions journalières calculées précédemment et des paramètres météorologiques mesurés dans la région. Pour le SO₂, le coefficient de détermination de la régression est de 0,725.

A la Figure 1.b, sont représentées les immissions moyennes mensuelles de SO₂ en Région de Bruxelles-Capitale désagrégées suivant les contributions relatives au trafic routier, au chauffage et au niveau de fond ainsi que les autres sources non considérées spécifiquement par le modèle. On peut y noter la contribution prédominante du chauffage des bâtiments qui en moyenne entre 1995 et 1998 a été estimée à 38% des immissions pour 33% pour le trafic routier et 29% pour le terme de pollution de fond. On peut mieux se rendre compte de ces contributions moyennes à la Figure 1.c qui présente l'évolution des contributions moyennes annuelles durant la période 1995-1998. On peut constater sur cette figure que la responsabilité du trafic dans les concentrations ambiantes de SO₂ a fortement diminué en 1997 et 1998 où elle est estimée à 21% en moyenne par rapport à 45% en 1995 et 37% en 1996. Cela peut s'expliquer par les réductions très importantes observées à partir de 1997 pour les émissions associées au trafic routier suite à l'introduction de normes plus strictes sur le contenu en soufre des carburants. Le niveau global des concentrations en SO₂ a connu une diminution globale au cours de la période considérée.

A la Figure 1.b, on peut observer les effets saisonniers associés aux émissions du chauffage des bâtiments caractérisés par des pics en hiver et des périodes sans émissions l'été. Cette composante saisonnière domine les évolutions globales des immissions de SO₂. Les immissions associées au trafic routier connaissent également des différences saisonnières mais nettement moins marquées à mettre en relation avec l'évolution des émissions au cours de l'année discutée à l'Annexe V. Les niveaux de pollution de fond restent quant à eux relativement constants au cours de la période aux alentours de 4,6 µg/m³.

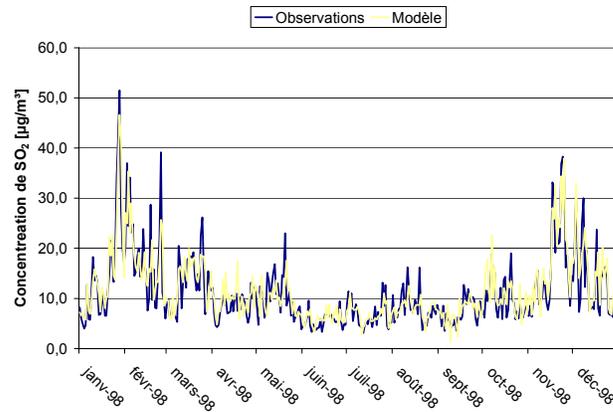


Figure 1.a : Comparaison des concentrations de SO₂ observées en Région de Bruxelles-Capitale avec celles calculées par le modèle Bruxelles-Air.

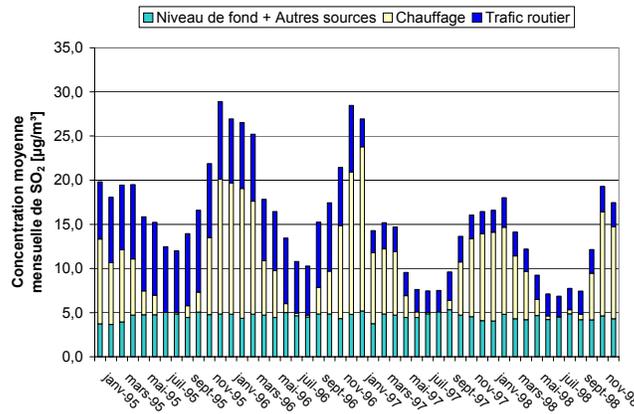


Figure 1.b : Evolution des contributions des principales activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale aux concentrations ambiantes de SO₂ sur base mensuelle de 1995 à 1998.

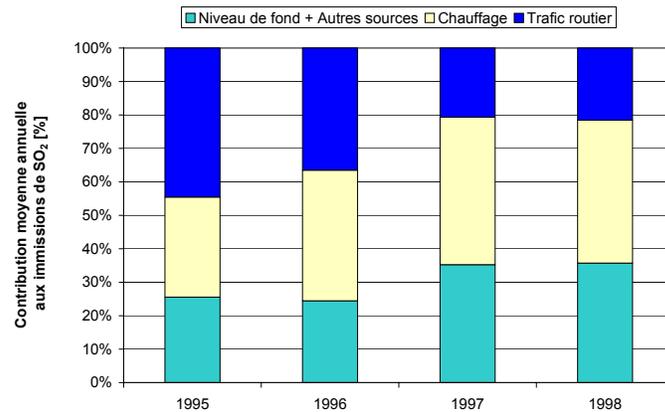


Figure 1.c : Evolution des contributions des principales activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale aux concentrations ambiantes de SO₂ sur base annuelle de 1995 à 1998.

II.2 Fumées noires

La Figure 2.a présente les évolutions comparées des concentrations journalières de fumées noires mesurées dans la Région de Bruxelles-Capitale pour l'année de référence 1998 avec celles estimées par le modèle. Nous pouvons constater une bonne adéquation entre les deux séries de données avec cependant un coefficient de détermination de la régression plus faible de 0,605.

En ce qui concerne les contributions des différentes activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale, nous pouvons observer aux Figures 2.a et 2.b que la contribution principale aux concentrations ambiantes de particules fines est à attribuer au trafic routier qui contribue pour 68% en moyenne sur la période 1995-1998. La pollution de fond contribue quant à elle pour 30% et le chauffage urbain pour 2%. Concernant cette dernière valeur qui peut sembler relativement faible, nous pouvons faire les remarques suivantes. Tout d'abord, il s'agit ici de particules fines de diamètre de l'ordre de 1 μm qui sont principalement émises par le trafic routier. Les particules émises par le chauffage appartiennent à des fractions plus grosses que celles représentées par les fumées noires. Il est donc normal de s'attendre à une contribution faible de cette source. D'autre part, il faut rappeler que la grandeur modélisée correspond à une concentration moyenne mesurée à 3m de hauteur et représentative de l'exposition des individus. Cette exposition est principalement affectée par la proximité du trafic qui émet à faible hauteur et dont les émissions peuvent parfois rester longtemps prisonnières à basse altitude dans des rues encaissées avant de rejoindre l'atmosphère. Les émissions du chauffage qui peuvent être quantitativement équivalentes sont quant à elles rejetées dans l'atmosphère à des hauteurs beaucoup plus importantes et plusieurs kilomètres sont parfois nécessaires pour que ces émissions n'atteignent le niveau du sol. Il est donc normal de constater que ces émissions influencent de façon moindre les concentrations mesurées à basse altitude.

A la Figure 2.c, on peut observer une légère diminution de la contribution du trafic routier au cours de la période, surtout marquée à partir de 1997. Celle-ci est passée de 69% en 1995 à 67% en 1998.

II.3 Dioxyde d'azote

La Figure 3.a présente les évolutions comparées des concentrations journalières de dioxyde d'azote mesurées dans la Région de Bruxelles-Capitale pour l'année de référence 1998 avec celles estimées par le modèle. Tout comme pour les polluants précédents, nous pouvons constater une bonne adéquation entre les deux séries de données. La régression est dans ce cas caractérisée par un coefficient de détermination 0,728.

En ce qui concerne les contributions des différentes activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale, nous pouvons observer aux Figures 3.a et 3.b que, pour le dioxyde d'azote, la pollution de fond importée constitue la principale contribution aux concentrations ambiantes avec 53% pour 40% pour le trafic et 7% pour le chauffage en moyenne sur la période 1995-1998. Comme pour les autres polluants, on peut constater l'influence des variations saisonnières caractérisant les émissions associées au chauffage urbain.

Concernant l'évolution de la contribution du trafic routier dans les immissions de NO_2 entre 1995 et 1998, on peut mettre en évidence à la Figure 3.c une diminution régulière de celle-ci qui est passée de 43% en 1995 à 38% en 1998. Cette diminution est à mettre en relation avec les réductions d'émissions au cours de la période mises en évidence à l'Annexe IV.

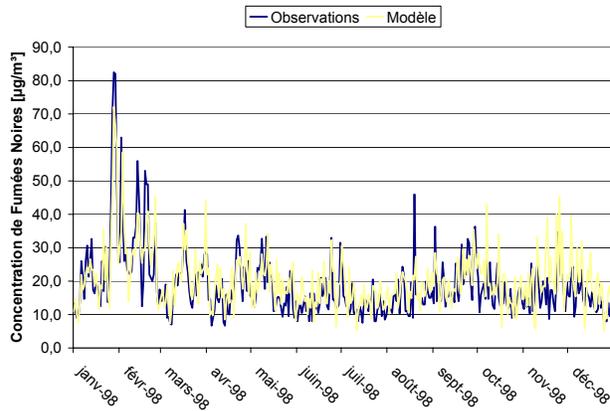


Figure 2.a : Comparaison des concentrations de fumées noires observées en Région de Bruxelles-Capitale avec celles calculées par le modèle Bruxelles-Air.

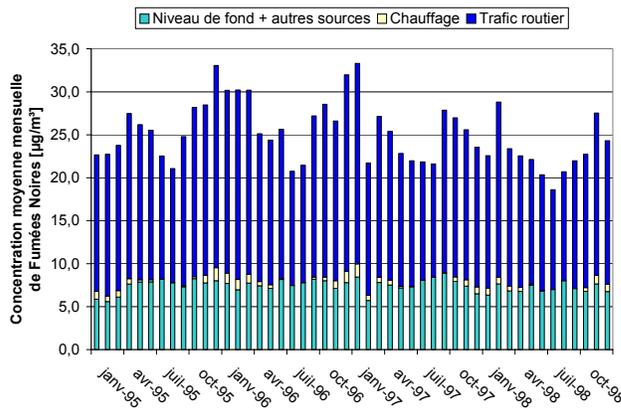


Figure 2.b : Evolution des contributions des principales activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale aux concentrations ambiantes de fumées noires sur base mensuelle de 1995 à 1998.

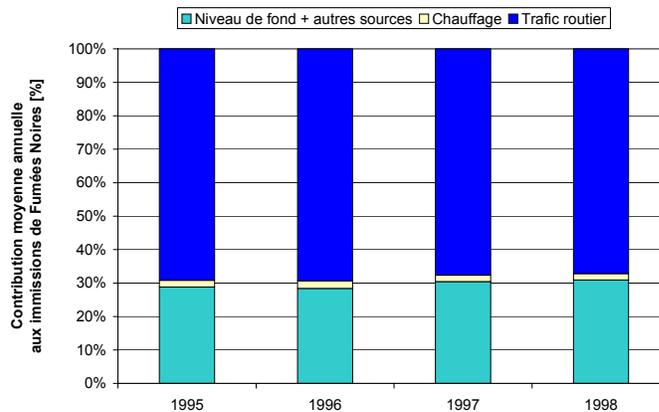


Figure 2.c : Evolution des contributions des principales activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale aux concentrations ambiantes de fumées noires sur base annuelle de 1995 à 1998.

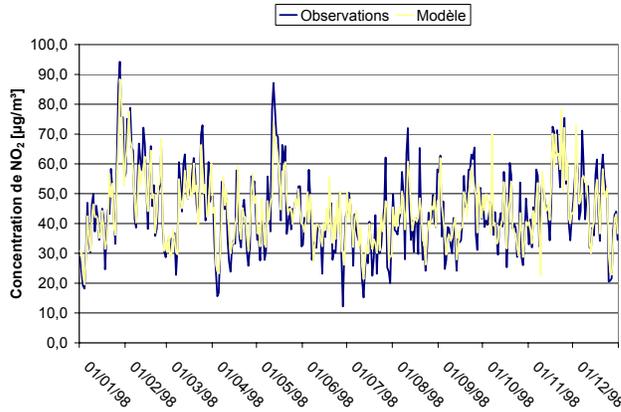


Figure 3.a : Comparaison des concentrations de NO₂ observées en Région de Bruxelles-Capitale avec celles calculées par le modèle Bruxelles-Air.

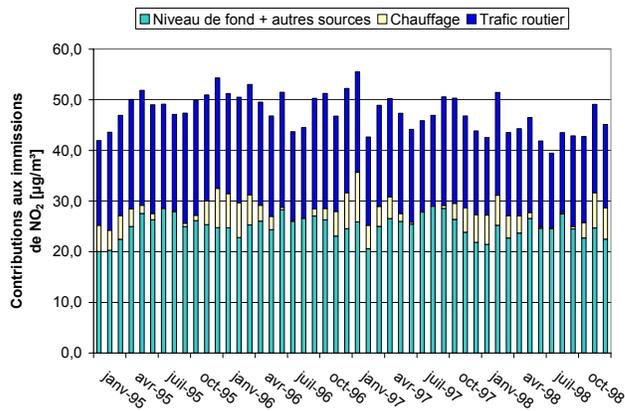


Figure 3.b : Evolution des contributions des principales activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale aux concentrations ambiantes de NO₂ sur base mensuelle de 1995 à 1998.

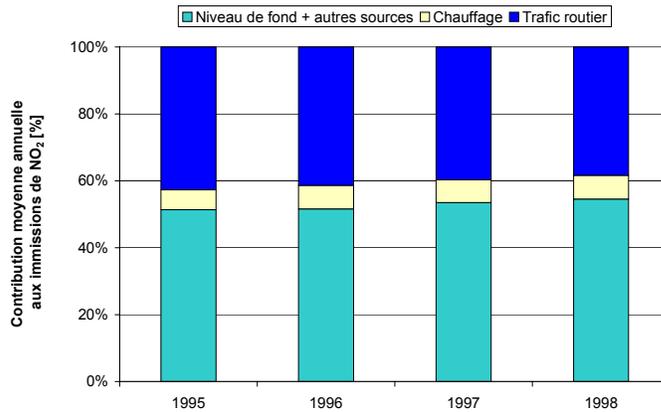


Figure 3.c : Evolution des contributions des principales activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale aux concentrations ambiantes de NO₂ sur base annuelle de 1995 à 1998.

II.3 Monoxyde de carbone

La Figure 4.a présente les évolutions comparées des concentrations journalières de monoxyde de carbone mesurées dans la Région de Bruxelles-Capitale pour l'année de référence 1998 avec celles estimées par le modèle. Tout comme pour les polluants précédent, nous pouvons constater une bonne adéquation entre les deux séries de données. La régression est dans ce cas caractérisée par un coefficient de détermination 0,727.

En ce qui concerne les contributions des différentes activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale, nous pouvons observer aux Figures 4.a et 4.b que, pour le monoxyde de carbone, le trafic routier constitue la principale contribution aux concentrations ambiantes avec 56% pour 38% pour la pollution de fond et 6% pour le chauffage. Comme pour les autres polluants, on peut constater l'influence des variations saisonnières caractérisant les émissions associées au chauffage urbain.

Concernant l'évolution de contribution du trafic routier dans les immissions de CO entre 1995 et 1998, on peut mettre en évidence à la Figure 4.c une diminution régulière de celle-ci qui est passée de 59% en 1995 à 53% en 1998. Dans ce cas-ci également, cette diminution est à mettre en relation avec les réductions d'émissions au cours de la période mises en évidence à l'Annexe V.

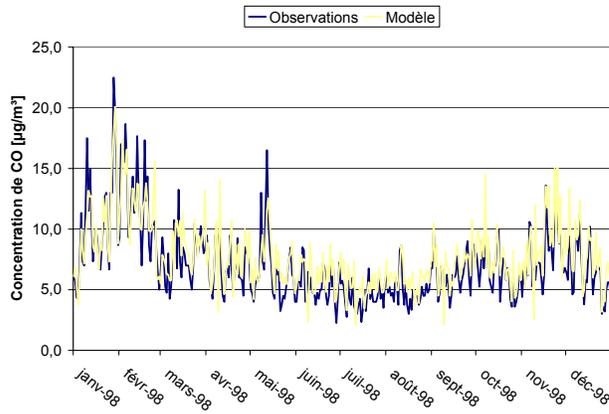


Figure 4.a : Comparaison des concentrations de CO observées en Région de Bruxelles-Capitale avec celles calculées par le modèle Bruxelles-Air.

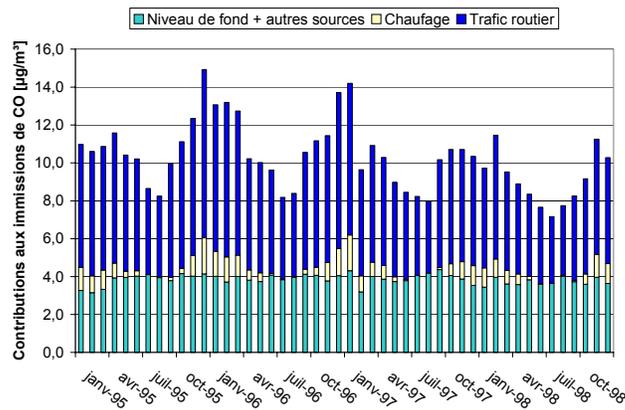


Figure 4.b : Evolution des contributions des principales activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale aux concentrations ambiantes de CO sur base mensuelle de 1995 à 1998.

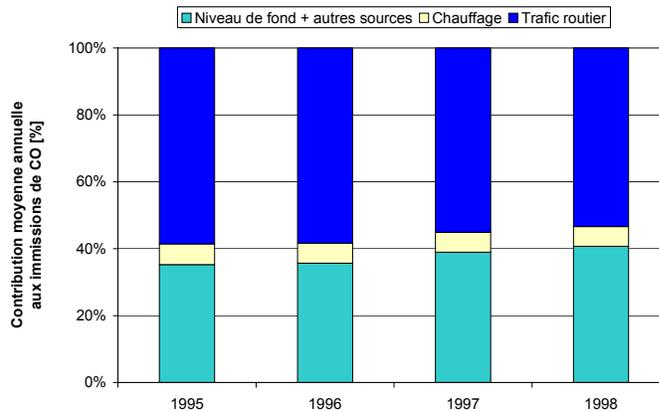


Figure 4.c : Evolution des contributions des principales activités polluantes en Région de Bruxelles-Capitale aux concentrations ambiantes de CO sur base annuelle de 1995 à 1998.

Annexe VI :

Coûts externes associés à la pollution atmosphérique d'origine automobile au niveau local: Analyse de la situation actuelle en Région de Bruxelles-Capitale (Scenario Business As Usual)

Vincent Favrel – CEESE, ULB

Table des matières

Table des matières.....	1
1. Introduction	3
2. Impacts sur la santé	5
2.1 Analyse principale	5
2.2 Analyse de sensibilité.....	7
2.2.1 Influence des FER supplémentaires pour NO ₂ et PM2.5	8
2.2.2 Influence du taux d'actualisation	8
2.2.3 Influence de l'approche pour la mortalité.....	8
2.2.4 Conclusions	9
3. Dégradation des bâtiments	11
4. Impacts locaux totaux	13
4.1 Coûts externes totaux	13
4.2 Coûts externes moyens.....	15
4.2.1 Comparaison modale	15
4.2.1.a Transport de personnes	15
4.2.1.b Transport de marchandise	16
4.2.2 Evolution technologique	16
4.2.3 Coûts externes par tonne émise.....	16
4.2.4 Comparaison avec d'autres études	16
Références.....	19

1. Introduction

La méthodologie développée pour l'évaluation des dommages locaux décrite à l'Annexe IV a été appliquée dans un premier temps à l'évaluation de la situation actuelle en Région de Bruxelles-Capitale (scénario Business As Usual). Dans ce cadre, la proposition de base était de considérer l'année 1996 comme année de référence en vue d'une analyse de différents scénarios alternatifs par la suite. Cette approche, développée dans un premier temps, a ensuite été complétée par une analyse sur une période plus longue grâce notamment à la disponibilité de données plus récentes survenue en cours de projet. Les dommages locaux ont donc été calculés pour les années 1995, 1996, 1997 et 1998 de façon à pouvoir mettre en évidence certaines tendances et à utiliser pour situation de référence pour les divers scénarios considérés une année plus récente (1998) ce qui permettra de tirer des conclusions plus pertinentes au terme de ce projet.

Pour l'estimation des coûts externes générés par la pollution atmosphérique du trafic en Région de Bruxelles-Capitale, nous avons distingué les impacts sur la santé et les dommages aux bâtiments pour les principaux polluants responsables de ces impacts à l'échelle urbaine (particules, dioxyde de soufre, monoxyde de carbone et oxydes d'azote). Nous évaluons les coûts externes annuels totaux exprimés en € de 1995 et les coûts externes moyens exprimés en € (ou en BEF) par véhicule-kilomètre parcouru.

2. Impacts sur la santé

Pour l'analyse principale et l'analyse de sensibilité décrites dans ce paragraphe, nous nous référons aux résultats obtenus pour l'année 1998 considérée comme année de référence. L'évolution des dommages au cours de la période 1995-1998 est décrite plus loin dans le cadre d'une discussion plus générale sur les coûts totaux.

Le Tableau 1 détaille, pour l'année 1998, l'ensemble des coûts externes relatifs aux effets sur la santé en faisant la distinction entre les effets sanitaires relatifs à l'analyse principale et ceux relatifs à l'analyse de sensibilité. Le tableau reprend également les impacts en terme physique exprimés en nombre de cas pour la morbidité et en nombre d'années de vie perdues pour la mortalité. Les impacts sont détaillés suivant les différentes manifestations sanitaires ainsi que les catégories de population à risque considérées pour chacune de ces manifestations sanitaires. Les polluants responsables de celles-ci sont également indiqués.

2.1 Analyse principale

Comme on peut le voir au Tableau 1, l'ensemble des effets sanitaires considérés dans l'analyse principale conduisent à des coûts externes totaux annuels pour la santé de **811 M€ en 1998**.

L'examen de ces résultats, repris à la Figure 1, révèle notamment le poids important des impacts sur la santé publique en terme de mortalité - 80% au total - et surtout des particules - plus de 95% - dans les coûts totaux. Ceci reflète le consensus qui existe actuellement concernant les impacts importants des particules fines.

Ces impacts sont dominés par la **mortalité** supplémentaire dont sont responsables les PM2.5. Les coûts annuels associés à cette mortalité sont estimés à près de 653 M€ (26 Milliards de BEF). La mortalité chronique (diminution de l'espérance de vie des individus exposés pendant une longue période à un accroissement de la concentration en particules) en particulier représente à elle seule 80% des coûts externes totaux. Cette valeur considérable résulte de la valeur monétaire élevée accordée à la vie humaine et aux années de vie perdues par les individus exposés à un accroissement de la pollution de l'air ambiant. En se basant sur une valeur moyenne pour une large gamme d'études utilisant des approches différentes, nous avons retenu pour l'impact sur la mortalité une valeur de 84 kEUR par année de vie perdue si on prend un taux d'actualisation de 3%. Cette valeur attribuée à chaque année de vie perdue est donc un paramètre important de l'évaluation dont nous avons évalué l'influence dans le cadre de l'analyse de sensibilité.

Tableau 1 : Coûts externes associés aux impacts sanitaires locaux liés à la pollution atmosphérique d'origine automobile en Région de Bruxelles-Capitale pour l'année 1998.

1998 Impacts sur la santé - Echelle locale	Impacts physiques ¹ [Nbre de cas]	Coûts externes [M€]	Part [%]
ANALYSE PRINCIPALE			
1. Mortalité – YOLL		652,69	80,44
Mortalité aigüe – SO2	13,5	1,33	0,16
Mortalité aigüe – PM2.5	73,7	7,22	0,89
Mortalité chronique – PM2.5	7.724,0	651,36	80,28
2. Morbidité		158,71	19,56
2.1 Asthmatiques		6,06	0,75
Adultes			
Usage de bronchodilatateurs – PM2.5	114.358	4,23	0,52
Toux – PM2.5	117.722	0,82	0,10

Faiblesses respiratoires – PM2.5	42.464	0,32	0,04
Enfants			
Usage de bronchodilatateurs – PM2.5	11.651	0,43	0,05
Toux – PM2.5	20.141	0,14	0,02
Faiblesses respiratoires – PM2.5	15.535	0,12	0,01
2.2 Personnes âgées		0,60	0,07
Arrêts cardiaques – PM2.5	77	0,60	0,07
Arrêts cardiaques – CO	0	0,00	0,00
2.3 Enfants		3,57	0,44
Bronchites chroniques – PM2.5	6.942	1,56	0,19
Toux chroniques – PM2.5	8.929	2,01	0,25
2.4 Adultes		136,22	16,79
Jours d'activités réduites – PM2.5	504.521	37,84	4,66
Bronchites chroniques – PM2.5	937	98,38	12,12
2.5 Population entière		12,26	1,51
Admissions à l'hôpital pour causes respiratoires – PM2.5	50	0,40	0,05
Admissions à l'hôpital pour causes respiratoires – SO2	5	0,04	0,01
Admissions à l'hôpital pour causes cérébrovasculaires – PM2.5	123	0,97	0,12
Cancer du poumon - Part. Diesel	7	10,85	1,34
TOTAL		811,40	100,00
ANALYSE DE SENSIBILITE			
1. Mortalité – YOLL		4,03	80,39
Mortalité aigüe – NO2	41	3,98	79,42
Mortalité aigüe – CO	0	0,05	0,98
2. Morbidité		0,98	19,61
2.1 Personnes âgées		0,57	11,44
Maladie cardiaque ischémique - PM2.5	73	0,57	11,38
Maladie cardiaque ischémique – CO	0,3	0,00	0,05
2.2 Population entière		0,41	8,17
Vis. Méd. d'Urgence pour COPD - PM2.5	175	0,04	0,78
Vis. Méd. d'Urgence pour Asthme - PM2.5	158	0,04	0,70
Vis. Méd. d'Urgence pour Croup - PM2.5	709	0,16	3,15
Admissions à l'hôpital pour causes respiratoires - NO2	23	0,18	3,54
TOTAL		5,01	100,00

1 Les impacts physiques sont exprimés en nombre de cas pour la morbidité et en nombre d'années de vie perdues pour la mortalité.

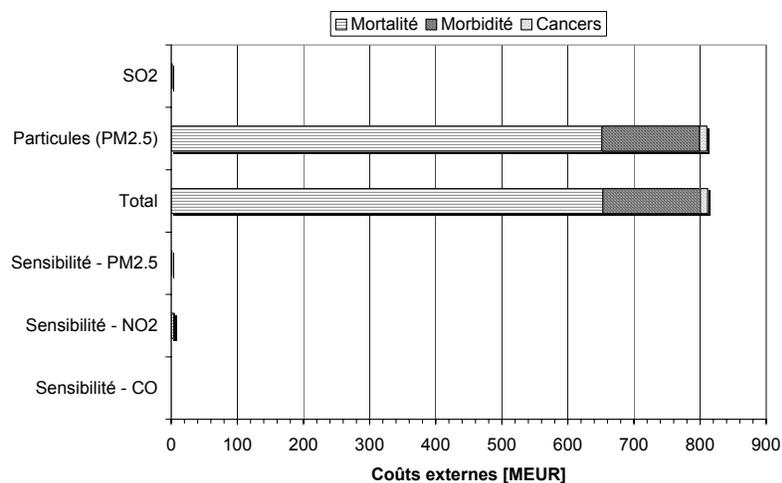


Figure 1 : Impacts sur la santé du trafic en Région de Bruxelles-Capitale pour l'année de référence 1998. Impacts en terme de mortalité et de morbidité pour les différents polluants considérés (particules, dioxyde de soufre, monoxyde de carbone et dioxyde d'azote).

Afin d'assister les décideurs dans leur prise de décision et compte tenu de l'ampleur du débat actuel sur la valeur monétaire à attribuer à la vie humaine, il peut être intéressant pour cet impact de se limiter à l'impact en terme physique exprimé en nombre d'année de vie perdue ou en nombre de vies perdues du fait de la pollution d'origine automobile. Les évaluations pour l'année 1998 conduisent alors à 7.802 années de vie perdues en Région de Bruxelles-Capitale. La conversion en nombre de décès – grandeur plus parlante pour le décideur et la population en général – est délicate compte tenu du fait que ces années de vie perdues concernent essentiellement des décès prématurés de personnes sensibles (personnes âgées ou asthmatiques) et donc qu'il est difficile, d'une part, d'établir le nombre de décès auxquels correspondent ces années de vie perdues et, d'autre part, de comparer ces décès avec des décès résultants, par exemple, d'accidents de la route qui peuvent toucher toutes les classes d'âges de la population. On peut néanmoins tenter d'obtenir une base de comparaison entre ces deux catégories de dommages associés au trafic routier en divisant le montant annuel total des coûts externes liés à la mortalité générée par la pollution atmosphérique par la valeur statistique d'une vie humaine préconisée par ExternE de 3,1 M€. Cela nous conduit alors à un équivalent de 210 vies humaines perdues pour l'année 1998 en Région de Bruxelles-Capitale. Si l'on compare cette estimation au nombre d'accidents de la route mortels survenus en Région de Bruxelles-Capitale en 1998 qui était de 38 tués (INS), nous constatons que la mortalité causée par la pollution atmosphérique d'origine automobile serait plus de 5 fois supérieure à celle liée aux accidents de la route. Il convient évidemment de rester prudent par rapport à cette conclusion compte tenu des incertitudes importantes entachant ces évaluations. Mais cela signifie que même en nous plaçant à la limite inférieure de l'intervalle de confiance de l'estimation des coûts externes de la mortalité, nous arrivons à une mortalité du même ordre que celle observée pour les accidents de la route.

Si on se focalise à présent sur les effets sur la **morbidité** associés à l'augmentation de la pollution atmosphérique dont est responsable le trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale, nous voyons qu'avec près de 159 M€ (6,4 MiaBEF) ces impacts sont très importants même si comparativement beaucoup plus faibles que ceux sur la mortalité. Les bronchites chroniques causées chez les adultes par les particules fines représentent à elles seules 62% de ces coûts totaux liés à la morbidité avec 98 M€. Viennent ensuite les jours d'activités réduites associés aux particules fines qui, avec près de 38 M€ pour l'année 1998, représentent 24% des coûts externes associés à la morbidité. Avec des coûts externes de près de 11 M€, l'augmentation du nombre de cancers produite par les particules diesel représente quant à elle 7% des impacts sur la morbidité. Les différents effets observés chez les asthmatiques sont quant à eux plus limités avec 6 M€ en 1998 et moins de 4% du total.

Si nous comparons ces résultats à d'autres études publiées récemment tels que l'étude de l'Organisation Mondiale de la Santé [OMS (1999)] qui quantifie les coûts pour la santé associés au trafic routier en Autriche, en France et en Suisse, nos résultats montre une distribution comparable pour les principaux effets sanitaires considérés (mortalité, bronchite chronique et jours d'activité réduite). D'autre part, en terme de coût par habitant, nos estimations centrales sont environ deux fois plus élevées que celles établies dans le cadre de cette étude ce qui peut s'expliquer principalement par la valeur comparativement faible (0,9 M€) utilisée dans l'étude OMS pour la valeur pour la prévention d'un décès.

2.2 Analyse de sensibilité

Cette analyse de sensibilité a consisté à déterminer l'influence de différents paramètres sur l'évaluation des effets sanitaires. Il s'agit, d'une part, de fonctions exposition-réponse supplémentaires et, d'autre part, de différents paramètres de l'évaluation économique tels que le taux d'actualisation et la valeur de la vie humaine.

2.2.1 Influence des FER supplémentaires pour NO₂ et PM2.5

Comme le montre le Tableau 1, les coûts externes supplémentaires associés aux fonctions exposition-réponse (FER) ajoutées dans le cadre de l'analyse de sensibilité pour les PM2.5, le CO et le dioxyde d'azote s'élèvent à un peu plus de 5 M€ au total ce qui représente à peine 0,6% du total des coûts externes imputés aux effets sanitaires. De ces 5 M€, 4 sont imputables à la seule mortalité aiguë liée au NO₂, l'ensemble des autres manifestations sanitaires restant relativement limitées en terme de coûts externes annuels.

2.2.2 Influence du taux d'actualisation

La Figure 2 montre l'influence sur les coûts externes de différents taux d'actualisation (0%, 3% et 10%). Rappelons que pour l'analyse principale, le taux d'actualisation est fixé à 3%. Ces différents taux d'actualisation ont principalement un effet sur l'évaluation de la mortalité chronique et des cancers et ont donc un effet potentiel relativement important sur l'évaluation finale fortement liée au coût de mortalité.

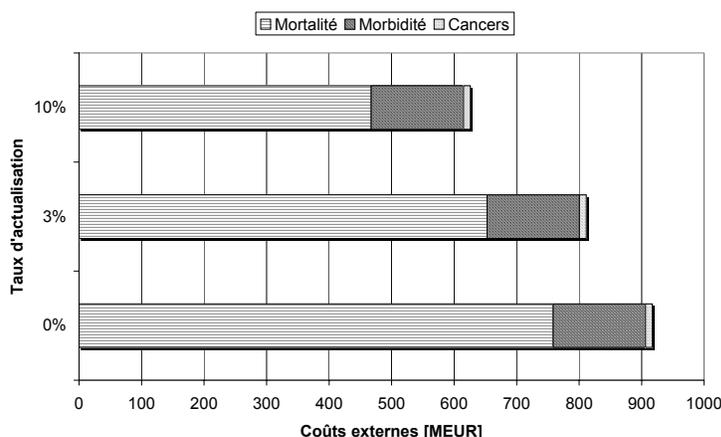


Figure 2 : Impact sur la santé. Analyse de sensibilité – Influence du taux d'actualisation.

Comme le montre cette figure, l'évaluation des coûts externes pour la santé varie entre 626 MEUR pour un taux d'actualisation de 10% et 917 MEUR pour un taux d'actualisation de 0% soit pratiquement 50% de plus.

2.2.3 Influence de l'approche pour la mortalité

Nous avons considéré l'influence sur les résultats de la valeur retenue pour la valeur de la vie humaine. Comme signalé à l'Annexe III, dans l'état actuel des connaissances une valeur comprise entre 0,3 et 4 M€ semble raisonnable.

La Figure 3 montre l'influence de cette hypothèse sur les coûts externes globaux. Cette analyse montre que les coûts externes liés aux impacts sur la santé s'élèvent à 202 MEUR lorsque l'on prend pour la valeur d'une vie statistique (VSL) une valeur de 0,3 M€ et 981 M€ lorsque l'on prend une valeur de 4 M€ pour la VSL. La valeur de 3,1 M€ considérée dans l'analyse principale conduisait pour rappel à des coûts globaux de 811 M€. L'approche considérée nous conduit donc à une évaluation plutôt élevée dans la gamme de valeur. La fourchette des résultats est donc située dans un rapport 1 à pratiquement 5 entre l'estimation la plus basse et l'estimation la plus haute retenue.

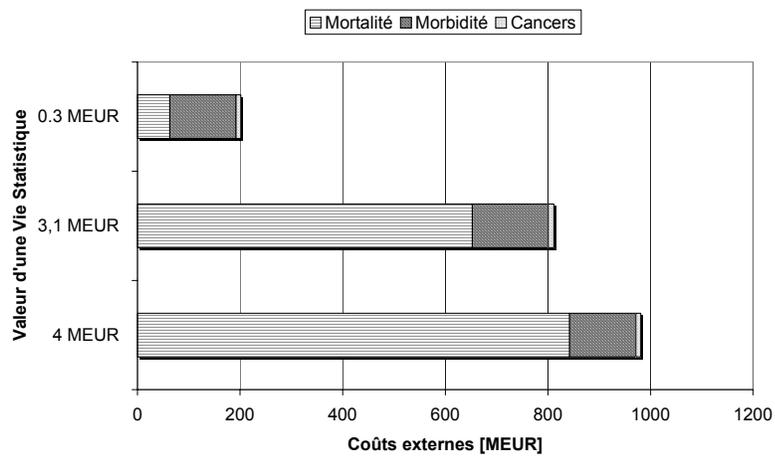


Figure 3 : Impact sur la santé. Analyse de sensibilité - Influence de la valeur de la vie humaine.

2.2.4 Conclusions

En fonction des hypothèses faites, nous voyons que les résultats globaux pour les impacts sur la santé peuvent varier dans une assez large mesure (rapport 1 à 10) ce qui montre l'importance des hypothèses de travail utilisées pour les différents aspects relatifs à la mortalité.

3. Dégradation des bâtiments

Par rapport aux impacts sur la santé, les dommages aux bâtiments sont beaucoup moins importants. Ils sont néanmoins évalués à plus de 70 M€ soit 2.8 Milliards de BEF en 1998 pour la Région de Bruxelles-Capitale comme on peut le voir au Tableau 2.

La plus grande part de ces impacts (environ 98%) sont liés aux salissures des bâtiments par les fumées noires émises par le trafic. Les dommages associés aux attaques acides dont est responsable le dioxyde de soufre sont nettement plus faibles (1,47 M€) ce qui reste néanmoins non négligeables.

Il faut cependant noter que cette évaluation n'intègre pas de façon explicite les dommages aux bâtiments classés et de grandes valeurs architecturales. Les connaissances dans ce domaine sont encore relativement limitées. On peut donc considérer que les coûts calculés sous-estiment les dommages réels compte tenu du nombre de monuments et de maisons à caractère historique que compte l'agglomération bruxelloise.

Tableau 2 : Coûts externes associés aux dégradations des bâtiments liées à la pollution atmosphérique d'origine automobile en Région de Bruxelles-Capitale pour l'année 1998.

Matériaux		Stock à risque [m ²]	Surface supplémentaire à remplacer [m ²]	Coûts externes [M€]
Pollution acide – SO₂				
Calcaire		3.123.515	823	0,24
Grés		97.957	27	0,01
Mortier	Briques	11.195.939	3.088	0,14
	Ciment, Crépi	914.045	252	
Peinture	Mur	5.097.771	5.367	0,19
	Porte	429.705	452	
Zinc		1.989.900	12.160	0,42
Acier galvanisé		2.710.162	15.064	0,48
Total		25.558.994	87.927	1,47
Salissure – Fumées noires				
Pierres calcaires et Grés		3.221.472	208.558	7,64
Briques		11.195.939	724.826	13,75
Peinture		6.011.816	417.024	12,94
Coûts de désagrément				34,34
Total		20.429.227	1.184.431	68,67
TOTAL				70,15

Source : CEESE-ULB (2001)

4. Impacts locaux totaux

4.1 Coûts externes totaux

La Figure 4 présente les évaluations des coûts externes totaux générés par le trafic en distinguant les impacts sur la santé de ceux sur les bâtiments et les effets des particules de ceux du dioxyde de soufre et du monoxyde de carbone pour les années 1995, 1996, 1997 et 1998 en Région de Bruxelles-Capitale. Le Tableau 3 reprend les données détaillées de ces évaluations au cours de la même période.

Comme nous l'avons déjà signalé, il apparaît clairement que la plus grande part des coûts externes sont associés aux particules et en particulier aux effets sanitaires des particules.

Si on observe l'évolution des impacts locaux entre 1995 et 1998, on constate que si la tendance générale est à une diminution des coûts externes totaux de 14% en passant de 1.021 M€ en 1995 à 882 M€ en 1998 sur la période considérée. On peut néanmoins constater que les coûts externes maximum sont observés pour l'année 1996 qui peut s'expliquer principalement par l'augmentation des immissions de particules fines dont est responsable le trafic en Région de Bruxelles-Capitale au cours de cette année. La réduction importante des émissions de particules du trafic à partir de 1997 explique quant à elle la diminution importante des coûts observées depuis 1996.

Comme on peut le voir au Tableau 3, les coûts externes associés au SO₂ ont quant à eux connu une diminution très importantes entre 1995 et 1998 avec une réduction de 65% en raison principalement de la diminution des émissions du trafic à partir de 1996 et surtout 1997 suite à la réduction de la teneur en soufre des carburants.

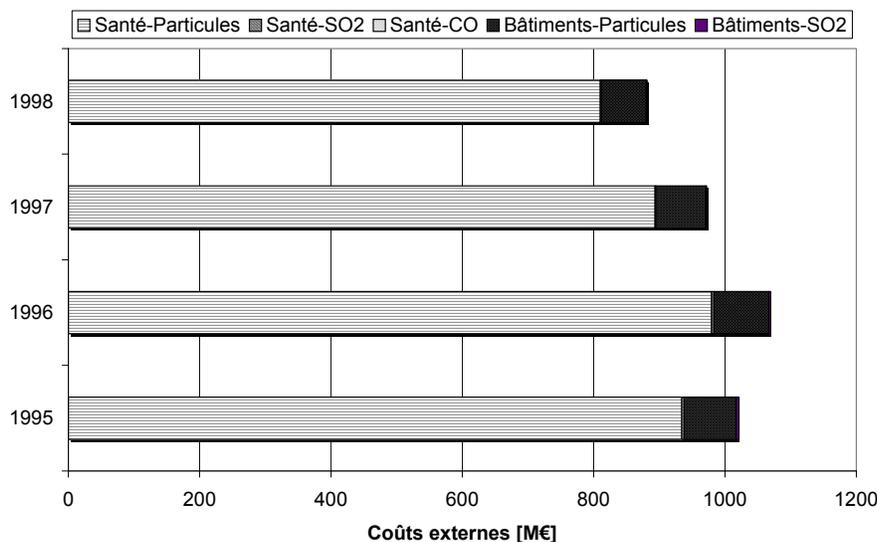


Figure 4 : Synthèse des coûts externes associés à la pollution atmosphérique locale générée par le trafic en Région de Bruxelles-Capitale au cours de la période 1995-1998.

Tableau 3 : Coûts externes associés aux dégradations des bâtiments liées à la pollution atmosphérique d'origine automobile en Région de Bruxelles-Capitale pour l'année 1998.

Coûts externes totaux [M€]				
Catégories d'impacts	1995	1996	1997	1998
Santé				
Particules (PM2.5)				
Mortalité – YOLL	751,03	787,78	718,51	651,36
Morbidité (Asthmatiques)	6,98	7,33	6,68	6,06
Morbidité (Personnes âgées)	0,71	0,75	0,68	0,61
Morbidité (Enfants)	4,09	4,30	3,91	3,57
Morbidité (Adultes)	157,07	164,75	150,26	136,22
Morbidité (Population entière)	1,57	1,65	1,50	1,36
Cancers	12,50	13,12	11,96	10,85
Sous-total pour PM2.5	933,95	979,67	893,50	810,04
SO₂				
Mortalité aigüe - YOLL	3,96	3,48	1,37	1,33
Morbidité (Population entière)	0,12	0,11	0,04	0,04
Sous-total pour SO₂	4,08	3,58	1,41	1,37
CO				
Morbidité (Personnes âgées)	0,005	0,005	0,004	0,003
Sous-total pour CO	0,005	0,005	0,004	0,003
TOTAL-Santé	938,03	983,25	894,91	811,41
Bâtiments				
Fumées Noires (Salissures)	79,32	83,55	75,97	68,67
SO ₂ (Attaque acide)	3,97	2,86	1,28	1,47
TOTAL-Bâtiments	83,30	86,41	77,25	70,15
TOTAL- Impacts locaux	1 021,33	1 069,67	972,16	881,55

Comme discuté à l'Annexe III, les évaluations réalisées sont entachées d'**incertitudes** qu'il convient d'intégrer dans le résultat de nos calculs. En suivant l'analyse de Rabl et Spadaro (1998), nous faisons l'hypothèse que les fonctions de dommage ont une distribution lognormale caractérisée par une valeur médiane μ_G égale au coût estimé du dommage et un écart-type géométrique σ_G . Cela signifie que l'intervalle de confiance de 67% de nos estimations est compris entre (μ_G/σ_G) et $(\mu_G \cdot \sigma_G)$.

Les marges d'incertitude pour les coûts externes sont obtenues en utilisant les intervalles de confiance multiplicatifs avec une valeur de 4 pour σ_G ce qui conduit à l'intervalle (220 M€; 3.526 M€) pour l'évaluation de référence en 1998.

Nous nous retrouvons donc non plus en présence d'une estimation unique des coûts externes générés localement par le trafic routier mais il s'agit plutôt d'une fourchette très large d'estimations à laquelle est affectée un certain niveau de confiance. Face à cette réalité, le décideur peut choisir soit de retenir la valeur moyenne, soit de retenir la limite inférieure de l'intervalle de confiance en se disant qu'il s'agit d'un niveau minimale des dommages ce qui facilitera l'acceptation publique si l'on se base sur cette valeur pour modifier les prix du marché par exemple.

Dans le cadre de notre analyse, nous avons travaillé avec la valeur médiane tout en rappelant, lorsque c'est nécessaire, le niveau d'incertitude et donc la gamme de valeurs potentielles qui peuvent être considérées.

4.2 Coûts externes moyens

En terme de coûts externes moyens, les estimations conduisent à des coûts par véhicule-kilomètre de 300 m€ en 1998, soit environ 12 BEF/vkm. Il s'agit là d'une valeur moyenne indépendamment du type de véhicule considéré. Le Tableau 4 montre néanmoins qu'en termes de coûts externes par véhicule-kilomètre de grandes différences existent entre les différentes catégories de véhicules reprises dans l'analyse, les coûts externes moyens pouvant varier de moins d'un m€/vkm pour les voitures particulières à essence à plus de 1700 m€/vkm pour les autobus.

Tableau 4 : Coûts externes moyens du trafic en Région de Bruxelles-Capitale pour l'année 1998.

1998	Coûts externes moyens [m€/vkm]
Trafic Léger	192,4
voitures particulières	165,2
Essence	0,7
Diesel	447,5
Camionnettes	659,8
Trafic Lourd	1693,3
Autobus	1700,0
Camions	1683,8
Total	300,4

Pour les voitures particulières, une distinction doit être faite entre les véhicules à essence et les véhicules diesel. Compte tenu de la part prédominante prise par les particules dans les coûts totaux, ces derniers véhicules sont responsables de la quasi-totalité des dommages ce qui conduit à un coût externe marginal de 447m€/vkm (18 BEF/vkm) pour moins d'1 m€/vkm pour les véhicules à essence. Ce chiffre doit être nuancé. En effet, seuls les impacts au niveau local principalement liés aux particules sont intégrés dans l'analyse. Les véhicules à essence ont des effets plus marqués au niveau régional via leurs émissions d'oxydes d'azote, de composés organiques volatils et de dioxyde de soufre qui, à des degrés divers agissent sur la formation d'ozone troposphérique, les pluies acides et les particules secondaires (sulfates et nitrates). Au niveau global également, les émissions de dioxyde de carbone et de méthane sont plus marquées pour les véhicules à essence. Ces différents effets traités partiellement dans cette étude sont de nature à revoir à la hausse les estimations faites pour les coûts externes moyens des véhicules à essence.

4.2.1 Comparaison modale

4.2.1.a Transport de personnes

Afin de pouvoir comparer les modes de transport de personnes privé et publique, il faut évidemment intégrer dans cette analyse le nombre de passagers transportés en moyenne par ces différents modes de transport et exprimer les coûts externes par passager-kilomètre. Pour la Région de Bruxelles-Capitale, nous considérons un taux d'occupation moyen de 1.4 personnes par voiture particulière (INS) et de 25 personnes pour les autobus urbains. Ces hypothèses conduisent alors à des coûts externes de 117 m€/pkm pour les voitures particulières et 69 m€/pkm pour les autobus urbains. Il est évident que cette dernière valeur dépend du taux d'occupation réalisé pour les autobus. Des autobus utilisés à leur pleine capacité conduiraient à des coûts externes marginaux beaucoup plus bas.

4.2.1.b Transport de marchandise

Si nous comparons les coûts externes par tonne transportée pour les véhicules utilitaires légers et lourds en nous référant aux hypothèses de l'étude Infrac (2000) pour le taux de chargement effectif des différentes classes de véhicules utilitaires, nous obtenons pour les camionnettes - avec un chargement moyen de 0,3 tonne - des coûts externes de 2183 m€/tonne et pour les véhicules utilitaires lourds - avec un chargement moyen de 6,7 tonnes - des coûts de 253 m€/tonne soit près de 9 fois moins. Ceci pose la question du remplacement du trafic lourd très polluant au niveau de chaque véhicule par des camionnettes moins polluantes individuellement mais qui devrait être 22 fois plus nombreuses pour transporter la même quantité de marchandises. Une solution alternative consisterait à utiliser la voie fluviale et le rail pour le transport de ces marchandises vers Bruxelles.

4.2.2 Evolution technologique

Il est intéressant de considérer pour une catégorie de véhicule donnée l'évolution des coûts externes au kilomètre en fonction des normes européennes d'émission.

Nous avons comparé ces coûts externes moyens pour les véhicules diesel appartenant aux catégories voitures, camionnettes, camions et autobus en retenant les trois classes : pré-Euro, Euro I et Euro II.

Tableau 5 : Evolution des coûts externes moyens en fonction des normes d'émissions pour des véhicules diesel en zone urbaine.

Catégories	Voitures	Camionnettes	Camions	Autobus
Pre-Euro	920	1293	2056	2082
Euro I	197	534	1479	1252
Euro II	87	268	652	594
Moyenne	444	804	1743	1720

4.2.3 Coûts externes par tonne émise

Dans le cadre de la mise en place de politique de réduction de la pollution atmosphérique en milieu urbain, il peut être intéressant de déterminer les coûts externes par tonne de polluant émis en Région de Bruxelles-Capitale. Nos estimations conduisent aux valeurs suivantes :

- Particules : 3.353.624 €/tonne ;
- SO₂ : 16.110 €/tonne ;
- CO : 0,18 €/tonne.

Ce qui montre la priorité à donner à la réduction des émissions de particules qui apparaissent de loin comme le polluant qui a le plus d'impacts avec plus de 3 M€ par tonne émise dans l'atmosphère urbaine.

4.2.4 Comparaison avec d'autres études

Les valeurs estimées dans le cadre de cette étude ont fait l'objet de comparaisons avec celles estimées dans le cadre d'autres études du même type réalisées pour d'autres villes européennes (notamment dans le cadre du projet ExternE Transport) et en utilisant d'autres méthodologies d'évaluation des coûts externes de la pollution atmosphérique (calcul des coûts d'évitement par exemple).

Tableau 6: Comparaison des coûts externes moyens calculés avec les valeurs estimées pour d'autres villes européennes dans le cadre du projet ExterneE [Commission Européenne (1998)].

Impacts locaux	Bruxelles	Paris	Stuttgart	Barnsley	Stuttgart-Manheim
Voiture Diesel [m€/vkm]	447	535	52	99	20
Autobus [m€/pkm]	68	247	13-23	20	6-9

Le Tableau 6 présente une comparaison des résultats obtenus pour la Région de Bruxelles-Capitale avec ceux obtenus pour d'autres villes européennes dans le cadre du projet **Externe Transport** [Commission Européenne (1998)] pour lequel une méthodologie semblable a été utilisée. On peut remarquer les estimations faites pour Bruxelles sont assez élevées par rapport à d'autres villes européennes telles que Stuttgart et Barnsley. Elles sont par contre inférieures aux estimations réalisées dans le cadre d'ExternE pour Paris. Ce dernier cas est assez particulier étant donné la densité importante de la population et l'importance également du patrimoine architectural dans cette ville. On peut constater que les estimations pour Bruxelles se situent entre celles obtenues pour Paris et pour Stuttgart. Si nous nous référons au coût externe calculé pour une voiture particulière diesel et un autobus urbain, les résultats pour Bruxelles conduisent à une valeur de 447 m€/vkm pour les effets locaux d'une voiture diesel et 59 m€/pkm pour ceux d'un autobus comparés à 535 m€/vkm et 247 m€/pkm pour Paris et 52 m€/vkm et 13-23 m€/pkm pour Stuttgart. Ceci confirme l'effet prédominant de la densité de population sur les estimations.

On peut également observer la différence entre les coûts externes moyens associés à un trajet urbain à Stuttgart et ceux générés par le trajet interurbain Stuttgart-Manheim deux à trois fois inférieurs.

Notons toutefois que la méthodologie appliquée pour ces estimations au niveau européen n'est pas exactement la même que celle que nous avons suivie. Les FER sont identiques en général mais la méthodologie appliquée pour ces autres villes concerne un trajet type et un véhicule type répondant à une technologie spécifique. Par contre, pour notre évaluation pour Bruxelles, nous partons d'une évaluation globale pour l'ensemble des émissions générées par le trafic toutes catégories de véhicules confondues et ensuite nous désagrégeons les coûts estimés en fonction des émissions dont sont responsables les différents véhicules du parc circulant en RBC.

L'étude sur les coûts externes des transports réalisée par le bureau d'études suisse **INFRAS** [INFRAS (2000)] a estimé pour le coût externe moyen des voitures particulières en Belgique pour l'année 1995 une valeur de 23.6 m€/pkm. Si l'on compare cette valeur avec les 159 m€/pkm déterminé pour la Région de Bruxelles-Capitale pour la même année, on peut constater une différence importante entre les deux estimations qui peut trouver différentes explications : la valeur considérée pour la vie humaine (3.4 fois plus petite dans le cas de l'étude INFRAS) ; la représentativité du résultats (un milieu urbain dense, d'un côté ; la Belgique dans son ensemble, de l'autre), d'éventuelles différences méthodologiques telles que le taux d'occupation des voitures particulières qui est de 1,4 pour le cas bruxellois dominés par les navettes quotidiennes (Plan IRIS) et 1,46 dans le cas de l'étude INFRAS (2000).

Les évaluations des coûts externes présentées ont été déterminées par l'approche du coût des dommages. Cette approche complexe conduit généralement à des estimations élevées dans la fourchette des estimations. Nous pouvons comparer les coûts externes marginaux calculés avec ceux déterminés par d'autres approches notamment l'approche du coût

d'évitement retenue dans le cadre du **compte transport voyageurs** établi pour la Région de Bruxelles-Capitale par l'ULB et le bureau d'études Systra [Delepière-Dramais *et al.* (1998)].

Cette méthodologie aboutissait pour les coûts externes de la pollution atmosphérique aux évaluations suivantes pour l'année 1995 :

- Voiture particulière diesel: 29 mEUR/vkm;
- Autobus : 103 mEUR/vkm.

Ces estimations sont donc respectivement 15 et 17 fois plus faibles que celles déterminées au terme de notre analyse. Signalons toutefois qu'il est reconnu que cette approche sous-estime les coûts puisque elle n'envisage que les coûts de mesures permettant de réduire et non de supprimer la pollution générée. Il s'agit d'une borne inférieure de la gamme d'estimation.

Références

- Commission Européenne (1998). *External costs of transport, Technical final report*. R. Friedrich, P. Bickel, W. Krewitt (Eds), Stuttgart, 127 p., April 1998.
- Delepière-Dramais, C., A. Avenel et H. Saisset (1998). 'Le compte transport voyageurs pour la Région de Bruxelles-Capitale', Etude réalisée par l'Université Libre de Bruxelles et SYSTRA à la demande du Ministre de e la Région de Bruxelles-Capitale chargé des transports, ULB, Groupe Transport, Section économie des transports, 104 p.
- INFRAS, IWW (2000). 'External Costs of Transport: Accident, Environmental and Congestion Costs of Transport in Western Europe'. Zürich/Karlsruhe, ISBN 2-7461-0184-X, March 2000, 305 p.
- Rabl, A., Spadaro, J.V. (1997). 'The "for sensitivity only" E-R functions'. Working paper ExternE Core - Task 1.3 Uncertainty. Ecole des Mines, Paris, 1997
- WHO, World Health Organization (1999), '*Health costs due to road traffic-related air pollution, An impact assessment project of Austria, France and Switzerland, Synthesis report*', n°801.633^e, Federal Department of Environment, Transport, Energy and Communications, Bureau for Transport Studies, Bern.

Annexe VII:

Evaluation des dommages associés à la pollution photochimique autour de la Région de Bruxelles-Capitale

Vincent Favrel, Véronique Landrain et Priscilla Claeys - CEESE, ULB

En collaboration avec Olivier Couach - LPAS, EPFL

Table des matières

Table des matières.....	1
1. Méthodologie	5
2. Généralités.....	7
2.1 Les mécanismes de formation et de destruction de l’ozone	7
2.1.1 Ozone stratosphérique	7
2.1.1.1 Equilibre dynamique naturel.....	7
2.1.1.2 Influence des activités anthropiques	7
2.1.2 Ozone troposphérique	8
2.1.2.1 Equilibre dynamique sous l’action des oxydes d’azote	8
2.1.2.2 Influence des composés organiques volatils	8
2.1.2.3 Influence des conditions météorologiques	9
2.1.2.4 Vers une définition de stratégies de réduction de la pollution photochimique.....	9
2.2 Caractérisation de l’évolution des concentrations d’ozone sur base des données relatives à l’année de référence 1998	10
2.2.1 Evolution annuelle	11
2.2.2 Evolution hebdomadaire.....	13
2.2.3 Evolution journalière	18
3. Effets de l’ozone.....	21
3.1 Effets sur la santé.....	21
3.1.1 Morbidité.....	21
3.1.2 Mortalité.....	23
3.2 Effets sur la végétation	23
3.3 Effets sur les matériaux.....	24
4. Législation	25
5. Elaboration d’un cadastre d’émissions de référence	27
5.1 Méthodologie générale	27
5.2 Cadastre d’émissions de référence sur le petit domaine	27

5.2.1 Emissions liées au transport.....	28
5.2.1.1 Données de base	28
5.2.1.2 Méthodologie	30
5.2.2 Emissions industrielles	33
5.2.2.1 Données de base	33
5.2.2.2 Méthodologie	37
5.2.3 Emissions agricoles et biogéniques	40
5.2.3.1 Données de base	40
5.2.3.2 Méthodologie	41
5.2.4 Emissions liées à la consommation énergétique.....	44
5.2.4.1 Données de base	44
5.2.4.2 Méthodologie	45
6. Modélisation photochimique.....	49
6.1 Description du modèle.....	49
6.1.1 Principe.....	49
6.1.2 Données d'entrée nécessaires	50
6.1.2.1 Topographie et caractéristiques du sol.....	50
6.1.2.2 La météorologie.....	50
6.1.2.3 Les émissions des polluants influençant les taux d'ozone	50
6.2 Etapes préalables à l'utilisation du modèle	50
6.2.1 Définition des deux domaines de calcul	50
6.2.2 Choix et caractérisation des épisodes d'ozone	51
6.2.3 Récolte et traitement des données météorologiques	51
6.2.4 Récolte et traitement des données de topographie et d'occupation des sols	51
6.2.5 Réalisation du cadastre d'émissions	51
6.2.5.1 Cadastre d'émissions sur le petit domaine.....	51
6.2.5.2 Cadastre d'émissions sur le grand domaine	54
6.3 Utilisation proprement dite du modèle	54
6.3.1 Calculs sur le grand domaine	54
6.3.2 Calculs sur le petit domaine	54
7. Evaluation des dommages physiques par le biais de fonctions concentration-réponse	55
7.1 Impacts sur la santé humaine	55
7.1.1 Les différents types d'effets sur la santé et les fonctions CR dont on dispose.....	55
7.1.1.1 Effets à court terme de l'ozone ambiant sur la fonction pulmonaire.....	55
7.1.1.2 Irritation du système respiratoire	56
7.1.1.3 Visites aux urgences et admissions à l'hôpital pour maladies respiratoires.....	56
7.1.1.4 Visites aux urgences et admissions à l'hôpital pour autres pathologies.....	57
7.1.1.5 Mortalité à court terme	57

7.1.1.6 Effets d'une exposition chronique à l'ozone (effets à long terme)	58
7.1.2 Choix des fonctions CR statistiquement significatives	59
7.2 Impacts sur la végétation	59
7.2.1 Effets à court terme	59
7.2.2 Effets à long terme	59
7.3 Impacts sur les matériaux	59
8. Quantification des impacts en termes monétaires	61
8.1 Méthode de calcul : les différentes étapes	61
8.1.1 Concentrations	61
8.1.2 Densité de population	61
8.1.3 Taux de fond.....	61
8.1.4 Nombre de cas	62
8.1.5 Coût des dommages	62
8.1.6 Seuils.....	63
8.2 Résultats	63
9. Etude de cas	65
9.1 Analyse de la situation de référence	65
9.1.1 Description de l'épisode choisi	65
9.1.2 Simulations	65
9.1.2.1 Calcul des champs météorologiques.....	66
9.1.2.2 Calcul de la chimie	66
9.1.2.3 Calcul des dommages.....	67
9.2 Analyse des différents scénarios de réduction des émissions de précurseurs de l'ozone	68
9.2.1 Définition des scénarios considérés	68
9.2.2 Principales sources d'émission	69
9.2.2.1 Les émissions de NOx	69
9.2.2.2 Les émissions de COV	69
9.2.2.3 Réduction simultanée des émissions de COV et de NOx	70
9.2.3 Critères d'analyse.....	70
9.2.4 Concentrations horaires maximales	71
9.2.5 Concentrations moyennes sur 8 heures.....	71
9.2.6 Concentrations moyennes sur 24 heures.....	71
9.2.7 Répartition géographique des effets des scénarios de réduction.....	72
9.2.8 Analyse comparative des différents scénarios de réduction	74
9.2.8.1 Comparaison des scénarios 1 et 2 : réduire les Nox ou les COV ?	74
9.2.8.2 Comparaison des scénarios 1 et 3 : réduire les Nox ou réduire à la fois les Nox et les COV ?	74

9.2.8.3 Comparaison des scénarios 2 et 3 : réduire les COV ou réduire à la fois les Nox et les COV ?	74
9.2.9 Dommages à la santé.....	76
9.2.10 Analyse de la situation en Région de Bruxelles-Capitale	76
9.2.11 Conclusions	77
Annexe VII.1 : Synthèse des types de données d'émissions mises à notre disposition par chacune des trois Régions de Belgique	78
Annexe VII.2 : Groupes et sous-groupes CORINAIR.....	80

1. Méthodologie

La méthodologie générale développée pour l'évaluation des dommages associés à la pollution photochimique est celle du **coût des dommages**. Egalement connue sous le nom d'approche du chemin d'impact, cette méthodologie trace le passage d'un polluant depuis l'endroit où il est émis jusqu'à l'impact final en suivant une série logique d'étapes reprises à la Figure 1 : évaluation des émissions (cfr chapitre 5), déduction des immissions par le biais de modèles de dispersion (cfr chapitre 6), évaluation des dommages physiques via des fonctions dose-réponse (cfr chapitre 7) et quantification des impacts monétaires (cfr chapitre 8).

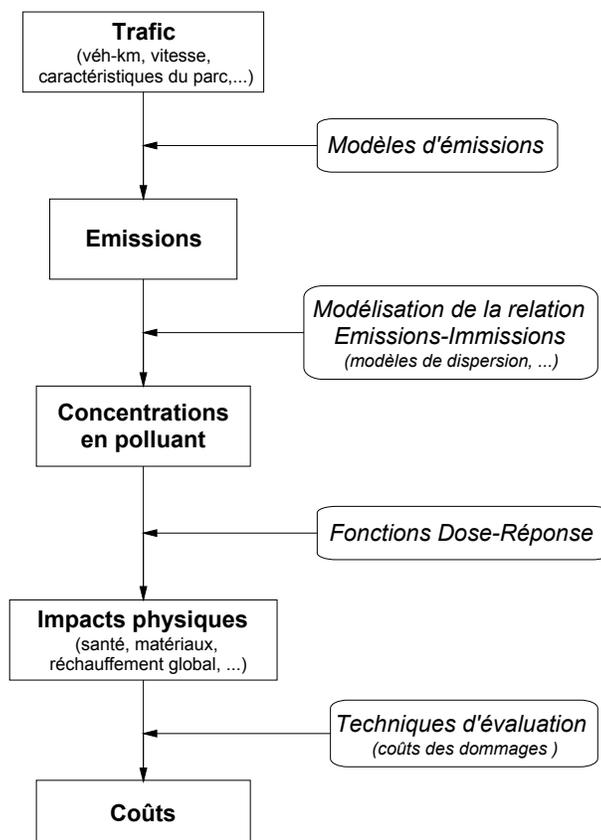


Figure 1 : Méthode du coût des dommages pour l'évaluation des impacts associés à la pollution atmosphérique.

Afin d'appréhender le mieux possible la problématique de l'ozone et d'envisager des solutions en vue de réduire les taux d'ozone ambiants, il est important de connaître les mécanismes et facteurs qui sous-tendent la formation et la destruction de l'ozone. C'est pourquoi, le Chapitre 2 est consacré exclusivement à l'explication de ces phénomènes.

Ensuite, avant d'aborder les aspects propres aux cadastres d'émissions et à la modélisation de l'ozone, les Chapitres 3 et 4 traitent respectivement des effets liés aux concentrations élevées d'ozone dans l'air ainsi que des normes légales applicables en la matière.

La méthodologie présentée aux Chapitres 5 à 8 est finalement appliquée à l'évaluation des dommages au cours d'un épisode photochimique et à l'analyse des effets de différents scénarios de réduction des émissions de précurseurs d'ozone troposphérique (Chapitre 9).

2. Généralités

2.1 Les mécanismes de formation et de destruction de l'ozone

Environ 90 % de l'ozone terrestre occupent la **stratosphère** (couche comprise entre 15 et 50 km d'altitude), constituant la « couche d'ozone ». Les 10% restants sont présents dans la **troposphère** (couche allant du sol à environ 10 km d'altitude) qui est elle-même divisée en 2 parties dont l'une, comprise entre le sol et 200 à 2000 m, est appelée '*couche de mélange*' et l'autre, dont l'altitude est comprise entre le sommet de la couche de mélange et 15 km, constitue la '*troposphère libre*'.

L'ozone stratosphérique constitue un bouclier efficace contre le rayonnement UV, cancérigène. Par contre, des valeurs excessives d'ozone dans la troposphère peuvent entraîner des effets nocifs pour la santé, les matériaux et la végétation. Dans ce dernier cas, l'ozone constitue donc un polluant. On parle de « polluant secondaire » car il n'est pas émis directement dans l'atmosphère mais il est formé à partir des polluants primaires : les oxydes d'azote (NOx) et les composés organiques volatils (COV).

La problématique de l'ozone est de nature très complexe. Une concentration d'ozone mesurée à un endroit donné est toujours le résultat de deux processus interférents : la formation et la destruction d'ozone. Ces deux types de réactions évoluent à des vitesses différentes. Ainsi, la formation d'ozone se déroule pendant plusieurs heures tandis que la décomposition de l'ozone, en durant quelques minutes seulement, est un phénomène beaucoup plus rapide.

Ces deux types de mécanismes se déroulent différemment suivant qu'il s'agit de la stratosphère ou de la troposphère et sont par ailleurs largement influencés par diverses activités anthropiques telles que le transport, le chauffage et les activités industrielles. Ce chapitre met en évidence ces différents phénomènes, plus particulièrement liés à l'ozone troposphérique, définissant le cadre de cette étude.

2.1.1 Ozone stratosphérique

2.1.1.1 Equilibre dynamique naturel

Il est important de faire la distinction entre la formation de l'ozone aux niveaux stratosphérique et troposphérique. Dans la stratosphère, l'ozone se forme naturellement par l'action brisante du rayonnement UV sur une molécule d'oxygène (O₂), entraînant ainsi la formation de deux atomes d'oxygène (O). Chacun de ces atomes réagit avec l'oxygène pour produire de l'ozone :

- $O_2 + h\nu \rightarrow 2 O \cdot \quad (\lambda < 242\text{nm})$
- $O \cdot + O_2 \rightarrow O_3$

La réaction inverse de destruction naturelle d'ozone a également lieu sous l'influence de la radiation solaire, maintenant ainsi le taux d'ozone stratosphérique en équilibre :

- $O_3 + h\nu \rightarrow O \cdot + O_2$

2.1.1.2 Influence des activités anthropiques

Cette équilibre est rompu sous l'action de l'homme. Ainsi donc, le taux d'ozone stratosphérique diminue sous l'influence d'hydrocarbures halogénés, connus sous les abréviations CFC (chlorofluorocarbones). Les CFC étant des gaz très stables et non

toxiques, ils servent souvent de gaz de pulsation et d'expansion pour la mousse de caoutchouc et les plastiques dans les industries. Stables, ils ne sont que lentement détruits et atteignent très lentement la stratosphère où ils sont décomposés sous l'influence du rayonnement UV. Lors des processus de décomposition, un atome de chlore est détaché de la molécule d'hydrocarbure halogéné. Cet atome de chlore, très réactif, a la capacité de décomposer plusieurs molécules d'ozone par une réaction en chaîne. Les réactions principales sont donc les suivantes :

- $\text{CClF}_3 + h\nu \rightarrow \text{Cl}\cdot + \text{CF}_3$
- $\text{Cl}\cdot + \text{O}_3 \rightarrow \text{ClO}\cdot + \text{O}_2$
- $\text{ClO}\cdot + \text{O}\cdot \rightarrow \text{Cl}\cdot + \text{O}_2$

2.1.2 Ozone troposphérique

2.1.2.1 Equilibre dynamique sous l'action des oxydes d'azote

Dans la troposphère, le rayonnement UV actif dans la formation de l'ozone stratosphérique diminue en intensité et l'oxygène atomique est alors principalement issu de la photodissociation du dioxyde d'azote (NO_2) sous l'influence du rayonnement UV proche :

- $\text{NO}_2 + h\nu \rightarrow \text{NO} + \text{O}\cdot \quad (280 \text{ nm} < \lambda < 430 \text{ nm})$

L'atome d'oxygène libéré réagit avec une molécule d'oxygène pour former de l'ozone :

- $\text{O}\cdot + \text{O}_2 \rightarrow \text{O}_3$

Il est important de signaler que le monoxyde d'azote (NO) est indirectement responsable de la formation de l'ozone puisqu'il est à l'origine de la formation du dioxyde d'azote par la réaction suivante :

- $\text{NO} + \text{O}_2 \rightarrow 2 \text{NO}_2$

Le monoxyde d'azote, cette fois directement responsable de la destruction de l'ozone, contribue à maintenir en équilibre le taux d'ozone troposphérique selon la réaction suivante :

- $\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$

Cette réaction de destruction d'ozone est surtout efficace durant la nuit car le NO_2 produit ne contribue plus, en l'absence de radiation solaire, à la formation de l'ozone. Il se crée donc durant la nuit une réserve de NO_2 qui pourra reformer de l'ozone le jour suivant.

La principale source d'émissions des oxydes d'azote est la circulation automobile. Ainsi, en région de Bruxelles-Capitale, près de 75% des émissions de NO_x sont issues du transport routier. D'autres sources de NO_x sont les industries et le chauffage domestique. Ce dernier, moins important en été, n'intervient peu ou pas dans les mécanismes de formation et de destruction de l'ozone troposphérique.

2.1.2.2 Influence des composés organiques volatils

En l'absence de composés organiques volatils, un équilibre dynamique se créerait entre, d'une part, la formation d'ozone et d'autre part, la destruction d'ozone (cfr ci-dessus). Cet équilibre est cependant perturbé du fait que les produits réactionnels des substances organiques vont bloquer le NO présent qui ne sera par conséquent pas disponible pour

détruire l'ozone. De plus, le NO s'oxyde en NO₂ dans un processus en chaîne⁹ et reforme ainsi de l'ozone. Le schéma de réaction, où un COV (RH) est attaqué par le OH· et où le NO est ensuite transformé en NO₂, se résume de la façon suivante :

- $\text{RH} + \text{OH}\cdot + \text{O}_2 \rightarrow \text{RO}_2\cdot + \text{H}_2\text{O}$
- $\text{NO} + \text{RO}_2\cdot \rightarrow \text{NO}_2 + \text{RO}\cdot$
- $\text{RO} + \text{O}_2 \rightarrow \text{carbonyl} + \text{HO}_2\cdot$
- $\text{HO}_2\cdot + \text{NO} \rightarrow \text{OH} + \text{NO}_2$

Les substances organiques volatiles sont essentiellement issues des activités de transport routier. Une autre source importante consiste en l'utilisation de solvants pour divers types d'activités telles que la peinture, l'imprimerie et le nettoyage industriel. En région de Bruxelles-Capitale, plus de 75% des émissions de composés organiques volatils sont issues du trafic automobile tandis que l'utilisation de solvants constitue près de 20% des émissions de COV.

2.1.2.3 Influence des conditions météorologiques

Le processus de formation photochimique est influencé par une série de facteurs qui sont essentiellement liés à la situation météorologique rencontrée: intensité et angle d'incidence du rayonnement solaire, durée d'ensoleillement, température, direction et vitesse du vent, stabilité des couches atmosphérique, nébulosité, hygrométrie, etc.

Ainsi, un vent fort et de l'air instable ont un effet diluant plus important qu'une vitesse de vent faible ou des couches atmosphériques plus stables. La nébulosité et l'hygrométrie modulent l'intensité du rayonnement solaire: une plus grande nébulosité ou hygrométrie s'accompagne d'une plus grande absorption de lumière UV par les molécules d'eau.

2.1.2.4 Vers une définition de stratégies de réduction de la pollution photochimique

La problématique de l'ozone est complexe. La définition de stratégies de lutte contre la pollution photochimique n'est pas simple. En effet, le NO, principal polluant responsable de la destruction de l'ozone, appartient également au groupe des polluants incriminés dans les mécanismes de formation d'ozone. Les mesures de réduction des émissions d'oxydes d'azote influencent donc aussi bien le mécanisme de formation que de destruction d'ozone. Ainsi donc, en imposant des limitations temporaires de la circulation (et donc en agissant à la fois sur les émissions d'oxydes d'azote et de composés organiques volatils) à partir d'une certaine concentration d'ozone, on peut très bien atteindre un effet inverse de celui attendu. Par contre, en agissant seulement sur la réduction des émissions de COV, on peut toujours s'attendre à une réduction des taux d'ozone.

La recherche de stratégies optimisées visant à réduire les niveaux de concentrations d'ozone se fait souvent par le biais de diagrammes isopleth. Ce type de diagramme repose sur l'évaluation des concentrations d'ozone pour une zone déterminée en fonction des réductions appliquées aux émissions de COV et de NOx sur l'ensemble du domaine considéré. Les concentrations d'ozone sont reportées dans un diagramme NOx-COV par niveau d'iso-concentration. La Figure 2 ci-dessous présente un diagramme isopleth type.

⁹ Le processus en chaîne implique qu'un excès d'ozone peut se former en cas de concentrations relativement faibles de précurseurs.

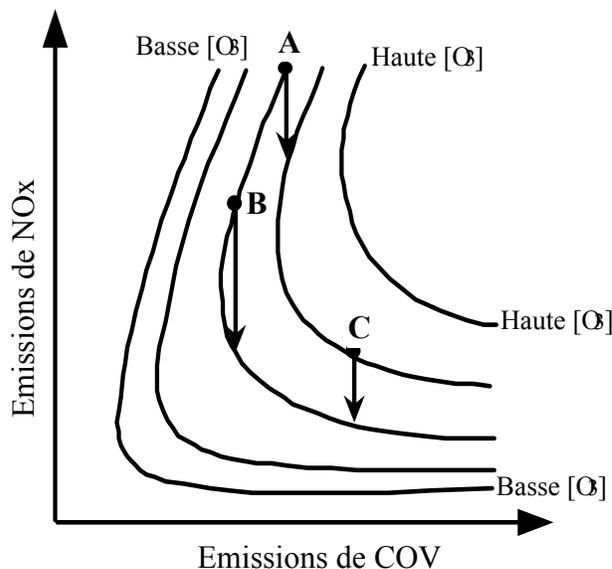


Figure 2 : Diagramme isopleth

Ce diagramme met en évidence l'existence de deux régimes. Ainsi, pour des niveaux riches en NOx et pauvres en COV (domaine situé en haut à gauche du diagramme), une diminution des niveaux de NOx à niveau constant de COV induit une augmentation du taux d'ozone. On parle de régime 'limité par les COV'. A l'inverse, pour des niveaux pauvres en NOx et riches en COV (domaine situé en bas à droite du diagramme), le fait de diminuer les NOx à niveau constant de COV induit une diminution des niveaux d'ozone. Ce second régime correspond au régime 'limité par les NOx' et se caractérise par une faible sensibilité des concentrations d'ozone aux sources de COV.

La position d'une zone déterminée dans le diagramme indique en théorie la stratégie à adopter afin de réduire la pollution par l'ozone :

1. réduction des émissions de COV pour un point de référence situé dans le régime limité par les COV ;
2. réduction des émissions de NOx pour un point de référence situé dans le régime limité par les NOx ;
3. réduction simultanée des émissions de COV et de NOx pour un point de référence situé dans la zone de transition entre ces deux régimes.

2.2 Caractérisation de l'évolution des concentrations d'ozone sur base des données relatives à l'année de référence 1998

Les réseaux télémétriques de mesure de la qualité de l'air furent installés et exploités à partir de 1979 par l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE) jusqu'en 1993. Dès 1994, ces réseaux furent repris par les trois Régions. Les polluants pris en compte sont le dioxyde de soufre (SO₂), les oxydes d'azote (NOx), le monoxyde de carbone (CO), les hydrocarbures volatils, l'ozone et les aérosols.

Jusqu'en 1986, seules quelques stations (situées essentiellement en Flandre) mesuraient l'ozone de façon continue mais dès 1998, 30 stations étaient réparties en Belgique. Quant à la Région de Bruxelles-Capitale, à elle seule, elle compte 6 postes de mesure fixes et un laboratoire mobile, exploité comme septième poste de mesure opérationnel. L'emplacement de ces postes et leur nom de code sont les suivants :

- 41 R001 : Molenbeek (à l'écluse) ;
- 41 R002 : Avenue de la Couronne (Ixelles) ;

- 41 B003 : Croisement Arts-Loi ;
- 41 B011 : Berchem-Saint-Agathe (cimetièrre) ;
- 41 R012 : Uccle (Institut Royal Météorologique, IRM) ;
- 41 N043 : Haeren (port de Bruxelles) ;
- 41 WOL1 : Woluwé-St.-Lambert (laboratoire mobile).

Ces stations, en plus de mesurer les concentrations d'ozone, détectent également le SO₂, le NO, le NO₂ et le CO. Par ailleurs, à Molenbeek, Uccle et Berchem, des paramètres météorologiques tels que la direction et la vitesse du vent, la température, la pression atmosphérique et l'humidité de l'air font l'objet de mesures continues.

Dans la suite, nous présentons les observations menées au cours de l'année 1998 pour les 2 stations bruxelloises de Woluwé-St.-Lambert (WOL1) et d'Uccle (R012) et pour la station wallonne d'Offagne (N121). Cette dernière, libre de toute influence du trafic ou de l'industrie, est une station rurale, souvent référencée comme 'station de fond'. A l'inverse, la station WOL1 est fortement influencée par un trafic automobile très proche et intense tandis que la station d'Uccle se voit influencée par le trafic d'une manière plus générale.

Afin de mettre en évidence les différents facteurs influençant les concentrations d'ozone (présence de précurseurs, température, ensoleillement, vent, etc.) et de comprendre de quelle manière ils interviennent, nous analysons l'évolution de ces valeurs d'ozone suivant différentes échelles temporelles : évolutions annuelle, hebdomadaire et journalière.

2.2.1 Evolution annuelle

Les teneurs en ozone varient avec les saisons. Elles sont toujours supérieures en été étant donné le plus fort ensoleillement durant cette saison. Les épisodes de fortes concentrations en ozone se rencontrent principalement durant les mois de mai, juin, juillet et août. On observe sur la Figure 3 des valeurs élevées de concentrations moyennes journalières au cours de la mi-mai et la mi-août 1998. Durant ces périodes, la norme de protection de la végétation, dont la valeur limite moyennée sur 24 heures est fixée à 65 µg/m³, est très souvent dépassée. La concentration moyenne journalière d'ozone atteint parfois même plus du double de la valeur limite. On peut également observer que quelques dépassements, de moindre ampleur, ont également lieu au printemps.

Il est intéressant de constater que les valeurs élevées d'ozone sont construites sur une valeur de background (fond permanent d'ozone) qui augmente à la sortie de l'hiver (février-mars) pour atteindre un maximum au printemps et diminuer au début de l'automne (début octobre). Ce phénomène de background maximum printanier est associé à la présence importante de précurseurs dans la haute troposphère qui remplissent un réservoir pendant l'hiver, lequel est transformé en ozone pendant le printemps. L'atmosphère étant surtout instable pendant le printemps, l'ozone troposphérique est transporté d'une manière importante vers les couches plus basses (couche de mélange et niveau du sol) en provoquant ainsi le background maximum du printemps.

Il est également important de remarquer que la station à caractère rural (Offagne) enregistre en moyenne de plus fortes concentrations d'ozone que les deux autres stations. Cette observation s'explique par l'intensité de trafic plus élevée à Uccle et très intense au poste de mesure de Woluwé-St.-Lambert. En effet, les émissions de NO_x du trafic sont surtout des émissions de NO. Dans l'échappement des voitures, seule une petite partie de ce NO réagit avec l'oxygène de l'air en formant ainsi le NO₂. La majorité du NO émis sera quant à lui lentement oxydé en NO₂. En présence d'ozone, l'oxydation du NO se fait beaucoup plus rapidement ($\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$) en détruisant ainsi l'ozone. Donc, plus il y a de NO disponible, c'est-à-dire plus le trafic est intense, plus l'ozone présent sera détruit.

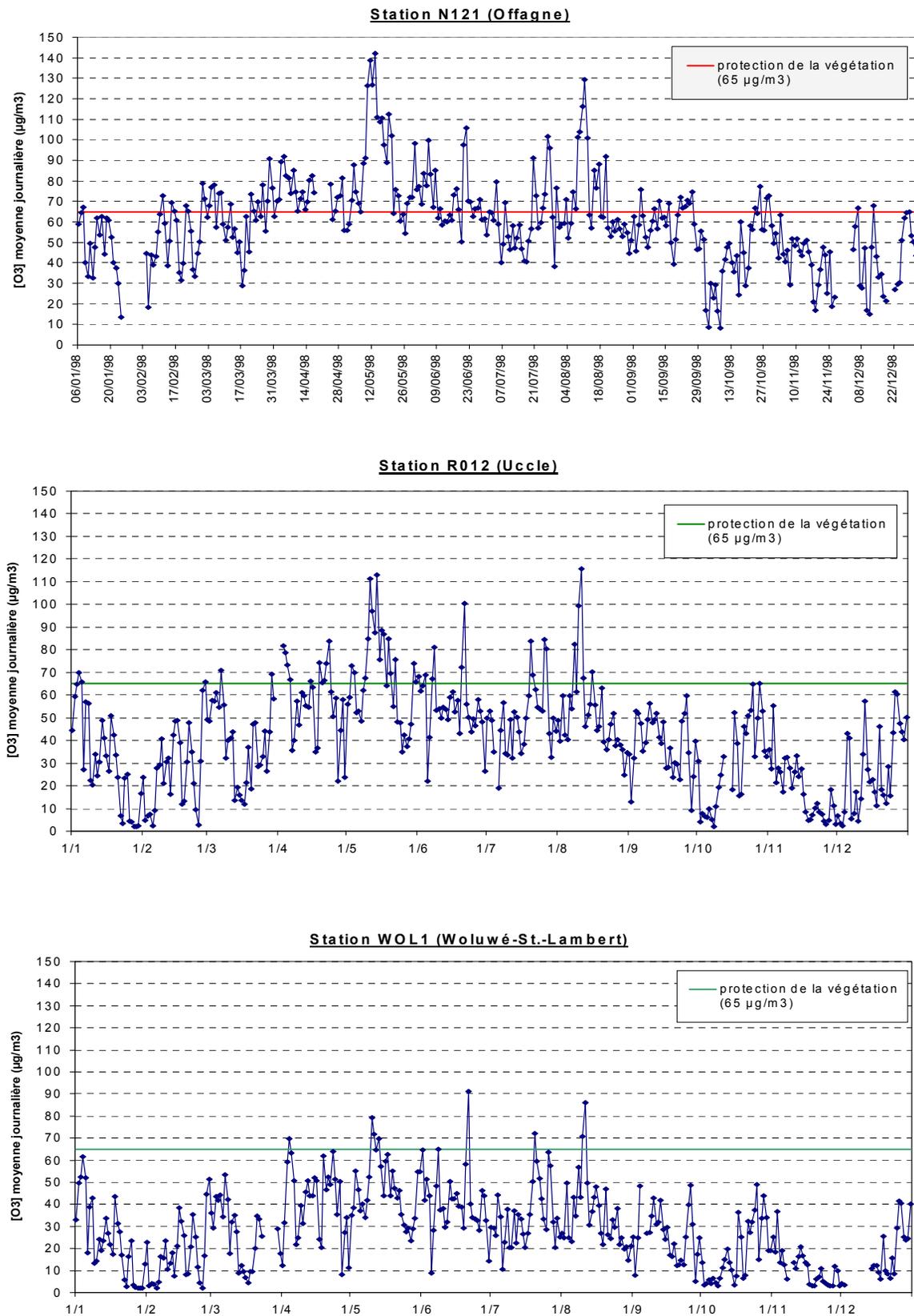


Figure 3: Evolution annuelle de la concentration moyenne journalière d’ozone (année 1998) pour les stations d’Offagne, Uccle et Woluwé-St-Lambert.

Dans ce qui précède, nous avons observé l'évolution des concentrations moyennes journalières au cours de l'année de référence 1998. Cependant, ce type de paramètre ne suffit pas pour caractériser les effets nocifs de l'ozone. En effet, dans certaines conditions, des concentrations d'ozone fort élevées peuvent se présenter à certaines heures, n'influençant pas de manière significative la valeur moyenne journalière, et constituer un danger pour la santé publique et la végétation. Les figures 4 et 5 reprennent l'évolution annuelle de la concentration maximale journalière d'ozone (respectivement calculées à partir des 24 valeurs moyennes horaires sur la journée et à partir des moyennes glissantes sur 8 heures de la journée : 0-8h, 8-16h, 16-24h et 12-20h) pour chacune des 3 stations étudiées. Les valeurs seuils associées, définies par la directive européenne de 1992, figurent également sur ces graphiques.

On remarque, par rapport à la valeur moyenne journalière définie pour la protection de la végétation ($65 \mu\text{g}/\text{m}^3$), un nombre beaucoup moins important de jours avec dépassements des valeurs maximales horaires ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le seuil d'avertissement de la population et $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la protection de la végétation). Ainsi, des dépassements du seuil d'avertissement de la population, de l'ordre de 20 à $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ont lieu essentiellement à la mi-août. Quant à la valeur limite moyennée sur 8 heures, fixée à $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et relative à la protection de la population, elle est plus fréquemment dépassée ; des valeurs mesurées au cours des mois de juin et août, atteignent parfois plus de $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Notons également qu'à partir de ces graphiques, nous pouvons définir un ou plusieurs « épisodes photochimiques ». Un épisode photochimique est une période d'au moins deux jours successifs avec un dépassement des valeurs limites. Ainsi, il apparaît que la période allant du 11 au 13 août constitue un épisode d'ozone¹⁰.

On observe généralement que pendant ces périodes de valeurs élevées d'ozone, les valeurs limites sont souvent dépassées à plusieurs stations éloignées les unes des autres. C'est le cas concernant l'épisode du mois d'août 1998. Ceci confirme le fait que le phénomène de pollution photochimique est un problème à appréhender au moins au niveau régional.

2.2.2 Evolution hebdomadaire

On remarque généralement que les concentrations d'ozone durant les week-end et jours fériés sont plus élevées que celles enregistrées lors de jours ouvrables (cfr. Fig. 6).

L'explication du profil hebdomadaire doit tenir compte de la dynamique de la formation et de la destruction de l'ozone. Ainsi, le samedi, il y a une formation (phénomène lent) abondante d'ozone étant donné les émissions relativement élevées de la veille tandis que la destruction d'ozone (phénomène très rapide) est inférieure vu la réduction de l'intensité de trafic le samedi. Par contre, le dimanche, la formation d'ozone est inférieure vu la circulation moins abondante de la veille. La destruction d'ozone est elle aussi inférieure ou du même ordre que le samedi puisque le trafic est faible le dimanche. On s'attend donc à des taux d'ozone un peu plus élevés le samedi que le dimanche.

Le lundi, la circulation reprend et entraîne alors une destruction d'ozone importante. La formation d'ozone, quant à elle, est peu importante étant donné les faibles émissions de la veille. On s'attend donc encore à une diminution des taux d'ozone par rapport au dimanche.

¹⁰ la définition d'un ou plusieurs épisode(s) photochimique(s) est une étape préalable et essentielle à l'utilisation d'un modèle photochimique (voir chapitre sur la modélisation de l'ozone).

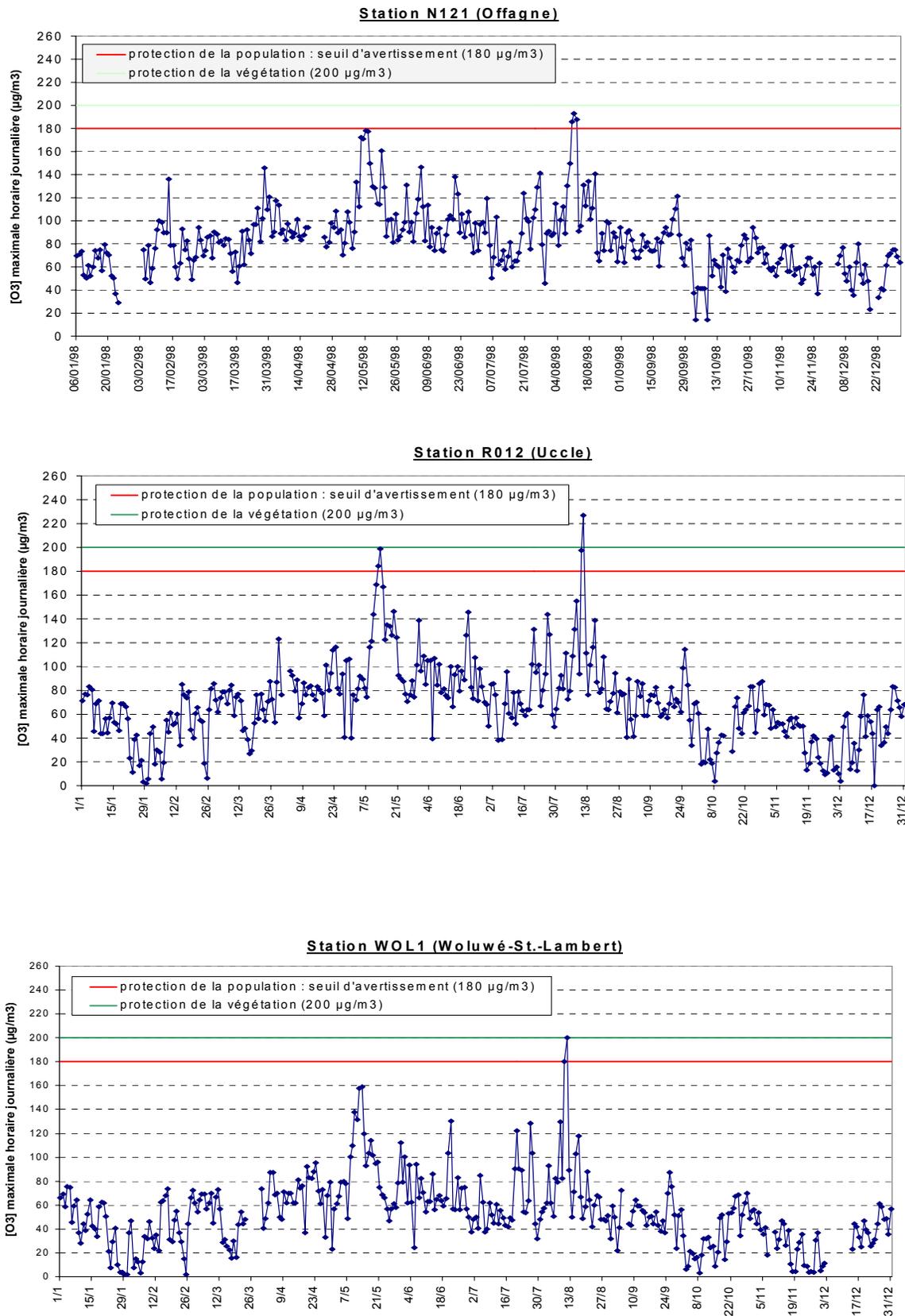


Figure 4 : Evolution annuelle de la concentration maximale horaire journalière d'ozone (1998) pour les stations d'Offagne, Uccle et Woluwé-St-Lambert.

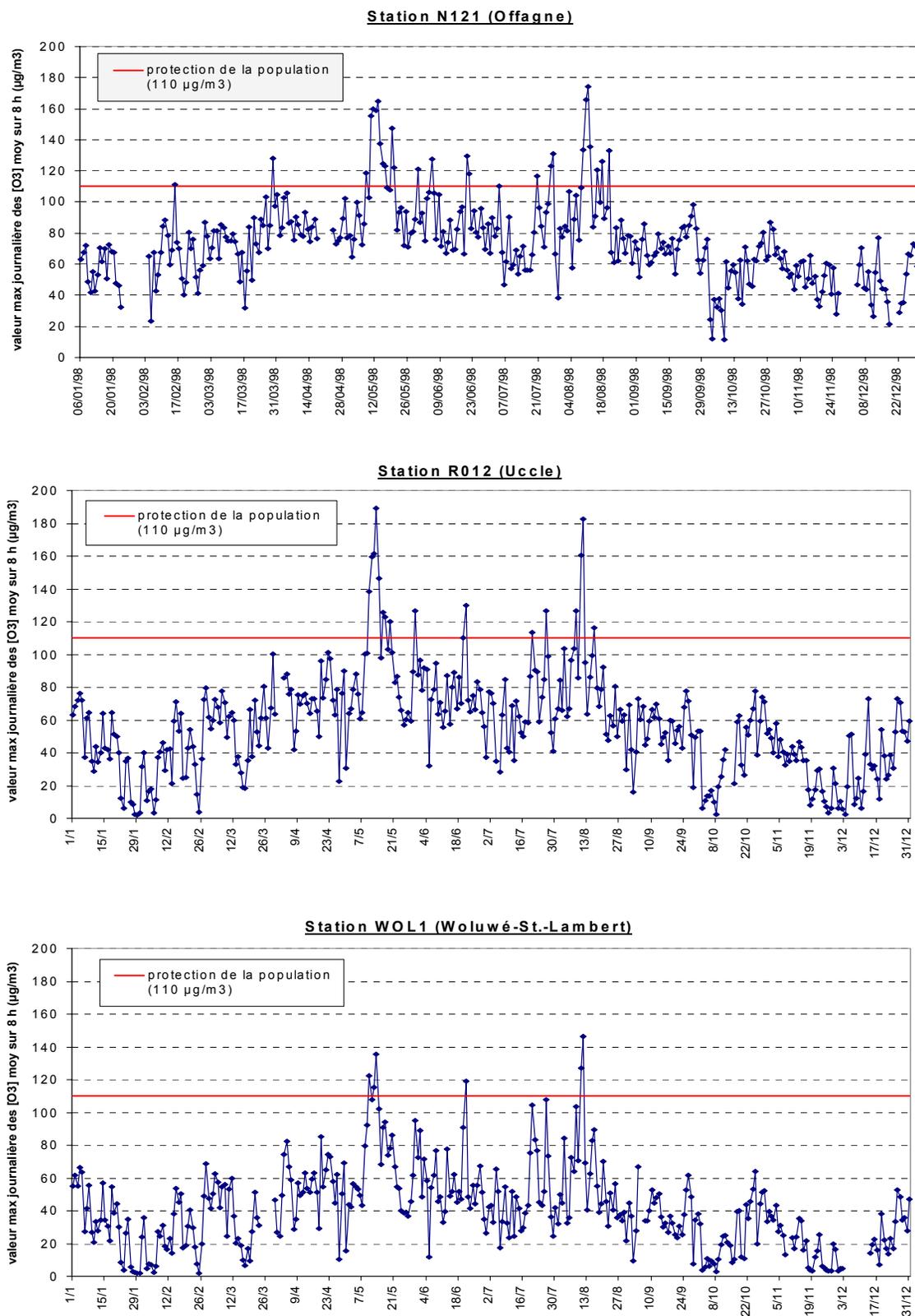


Figure 5 : Evolution annuelle de la concentration maximale horaire journalière d'ozone (1998) pour les stations d'Offagne, Uccle et Woluwé-St-Lambert.

Le mardi, par contre, la formation d'ozone reprend de l'importance (étant donné les émissions de la veille) et la destruction est aussi importante que le lundi puisque le trafic est plus ou moins du même ordre. On s'attend donc en général à ce que les concentrations en ozone soient plus élevées le mardi que le lundi. Ce phénomène a pu être observé au cours de l'été 1995 mais on remarque qu'en 1998, l'observation n'a pas lieu.

On observe sur la Figure 6 que ce type d'évolution des taux d'ozone au cours d'une semaine est le plus manifeste pour des mesures effectuées dans la station de Woluwé. Ceci est tout à fait compréhensible puisque cette station est soumise à une forte influence du trafic. Par contre, Offagne, station rurale, ne se voit influencer par le trafic que par le transport de précurseurs ou d'ozone d'un milieu urbain ou suburbain.

Notons également les valeurs supérieures des concentrations d'ozone pour la station rurale, témoignant une fois encore de la destruction de l'ozone par le NO plus importante en ville.

Il est important de remarquer que ce type d'évolution ne s'observe pas pour chaque semaine de l'année. Il faut en effet ne pas oublier que la formation d'ozone dépend aussi de facteurs météorologiques tels que la température, l'ensoleillement et la vitesse du vent. Ces facteurs sont parfois sujets à de grandes variations d'un jour à l'autre.

Le second graphique de la Figure 6, en représentant l'évolution hebdomadaire des concentrations d'ozone et des températures au cours de 2 semaines consécutives du mois d'août, en témoigne. Ainsi donc, le samedi 8 août enregistre bien un maximum d'ozone par rapport aux jours de la semaine précédents et le dimanche, on observe également un taux d'ozone relativement élevé. Par contre, si l'on doit s'attendre à une diminution des taux d'ozone le lundi, on observe le comportement inverse. Le fait que la température augmente de plus de 5°C par rapport à la veille peut peut-être expliquer une partie de cette augmentation. De même, la diminution de la température moyenne se produisant du lundi 3 au mardi 4 août pourrait expliquer la plus faible concentration d'ozone le mardi. Par contre, pour le mardi 11 août enregistrant une température moyenne du même ordre que la température du jour précédent, on observe bien comme prévu une augmentation des taux d'ozone.

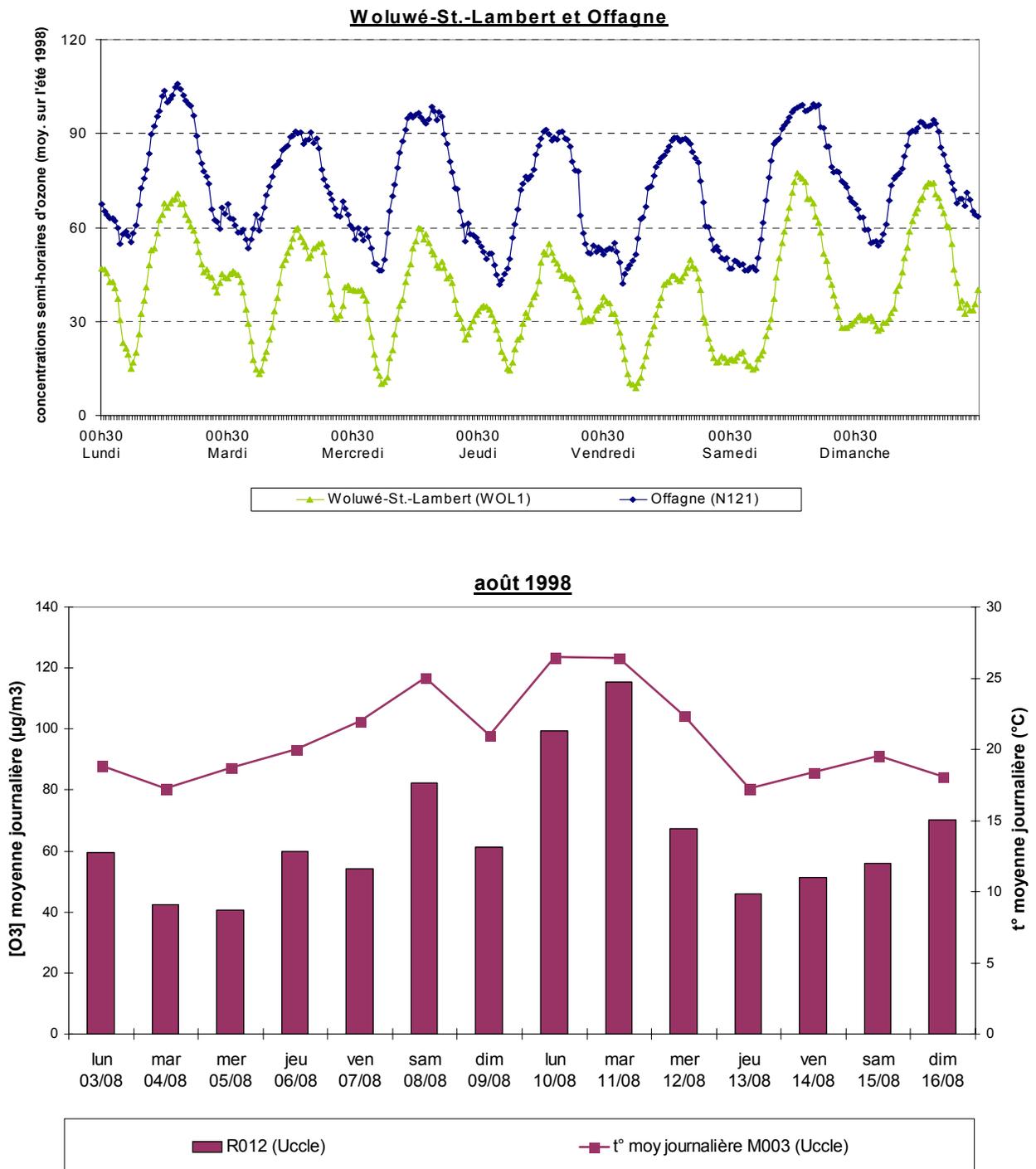


Figure 6 : Evolution hebdomadaire de la concentration moyenne journalière d'ozone (1998) pour les stations d'Offagne et Woluwé-St-Lambert ; influence de la température à Uccle.

2.2.3 Evolution journalière

L'évolution journalière de la concentration d'ozone est typique, quel que soit le type de station (urbaine ou rurale) : une concentration en baisse durant les premières heures de la matinée, suivie d'une augmentation à mesure que la journée progresse, un maximum en fin d'après-midi (ou en soirée) et une réduction progressive durant la nuit (cfr Figure 7).

Sur la seconde partie de la Figure 7, on remarque la correspondance entre l'évolution journalière des taux d'ozone et l'évolution journalière de la température.

Les trois graphiques de la Figure 8 reprennent, pour chacune des stations étudiées, l'évolution moyenne journalière des concentrations d'ozone en regard de celle des taux de NO₂ et ce, en distinguant les jours ouvrables des jours non ouvrables. Ces graphiques sont intéressants à plus d'un titre.

Nous pouvons tout d'abord observer que les évolutions des concentrations d'ozone et de NO₂ sont généralement opposées : lorsque la concentration d'ozone augmente, celle de NO₂ diminue et inversement.

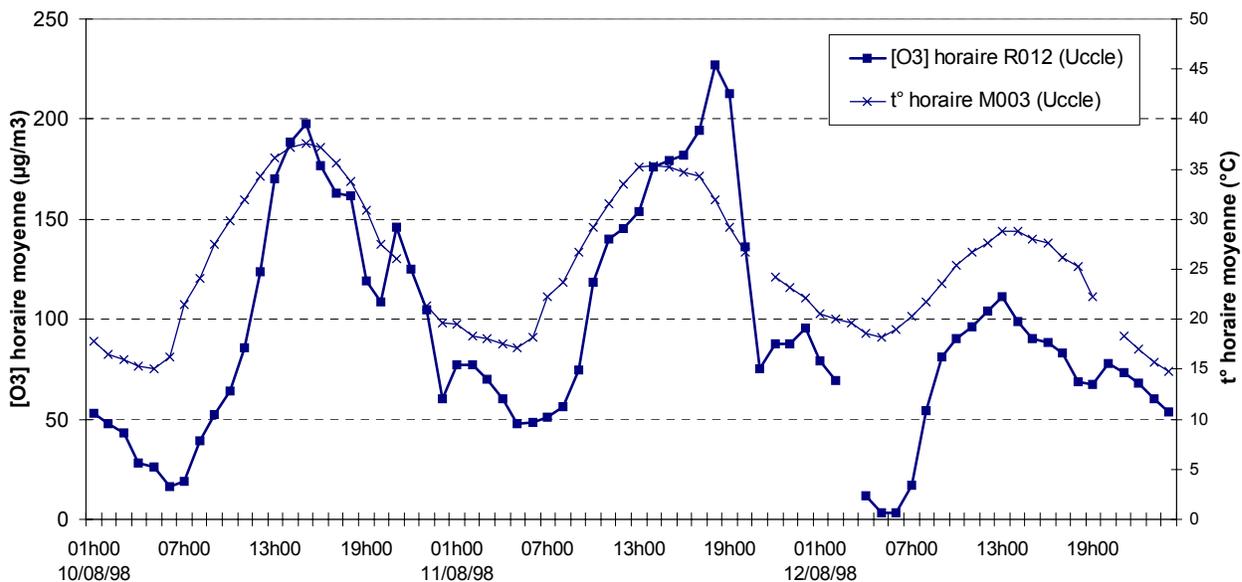
L'explication du profil de NO₂ est relativement simple et est corrélée à l'intensité du trafic. Au cours de la pointe de trafic du matin (entre 7 et 9 heures), le NO émis par les voitures se transforme rapidement en NO₂ ; puis, au cours de la journée, le trafic étant moins dense, les concentrations de NO₂ diminuent pour ensuite augmenter à nouveau en fin d'après-midi, lors de la seconde pointe de trafic de la journée.

Quant au profil journalier de l'ozone, l'interprétation est moins simple puisqu'elle fait intervenir des paramètres tels que l'ensoleillement, les concentrations en NO₂ et les réserves en NO₂ de la veille. Ainsi, l'augmentation de la concentration d'ozone dès le matin s'explique par le fait que la réserve de NO₂ accumulée durant la veille au soir, se transforme, sous l'action de la lumière solaire, en ozone. Par ailleurs, dans les stations urbaines, la pointe de trafic du matin libère du NO qui se transforme automatiquement en NO₂ et une partie de ce dernier peut également participer à la formation de l'ozone (processus se déroulant, rappelons-le, en quelques heures). Ce même processus se déroule tout au long de la journée et ensuite, à la tombée du soir, le NO₂ émis ne pouvant plus se transformer en ozone vu le manque d'intensité solaire, on observe une diminution du taux d'ozone.

Il est important de rappeler que le processus de destruction de l'ozone par le NO émis par le trafic se déroule également durant la nuit, ce qui explique la décroissance du taux d'ozone observée durant la nuit. La différence observée entre les jours ouvrables et non ouvrables s'explique essentiellement à partir de ce phénomène puisque le NO, en étant moins disponible durant les jours non ouvrables, participe moins à la destruction de l'ozone présent dans l'atmosphère.

Le fait que l'on observe également la différence entre jours ouvrables et jours non ouvrables pour des stations rurales telles que Offagne indique que la diminution des émissions dues au trafic a des répercussions immédiates partout en Belgique. La pollution par l'ozone est bien plus qu'un phénomène local !

Influence de la température (août 1998)



Evolution journalière de la concentration horaire d'ozone (10 août 98)

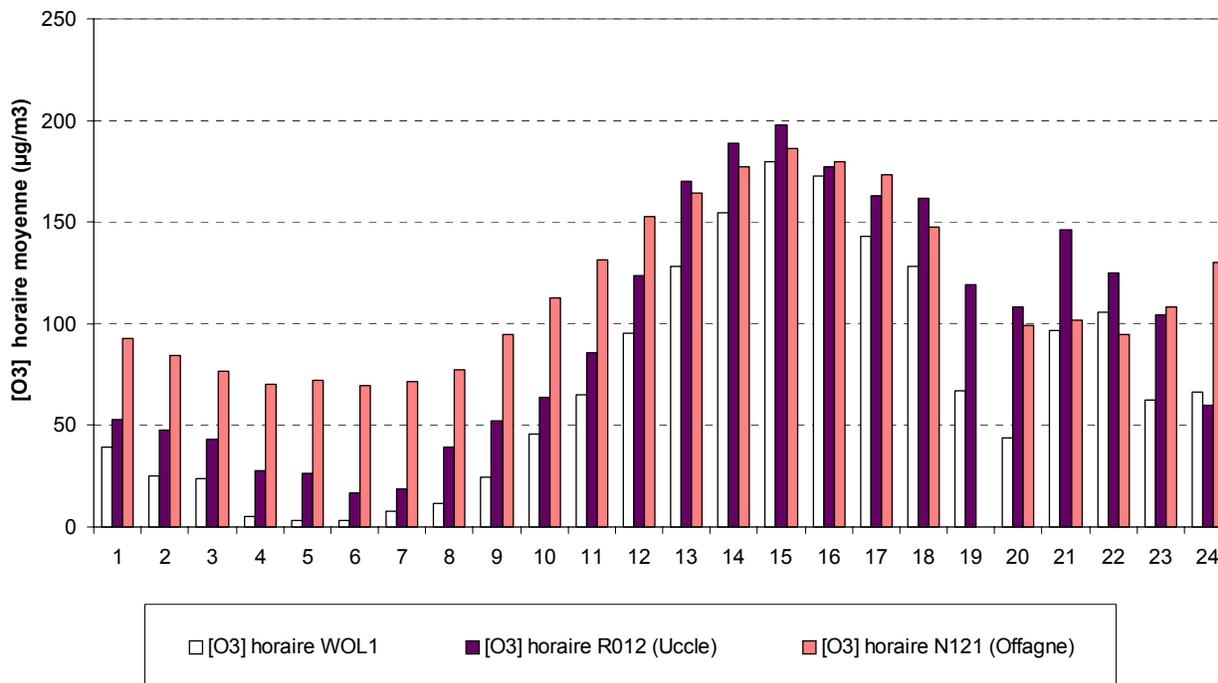


Figure 7 : Evolution journalière de la concentration moyenne horaire d'ozone (10, 11 et 12 août 1998) pour la station d'Uccle ; influence de la température.

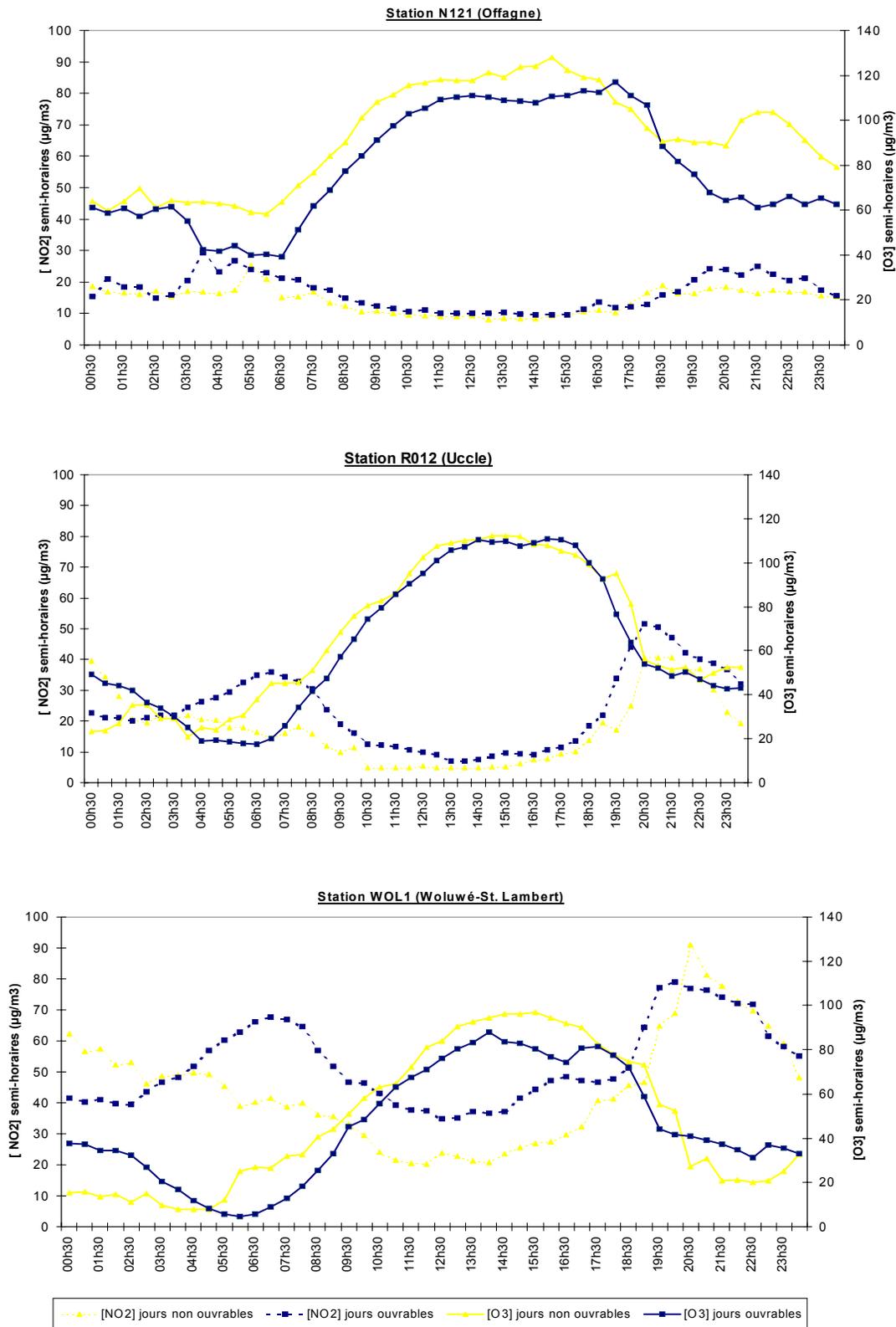


Figure 8 : Evolution journalière des concentrations d'ozone et de NO₂ durant les jours ouvrables et non ouvrable pour les stations d'Offagne, Uccle et Woluwé-St-Lambert.

3. Effets de l'ozone

L'ozone, polluant secondaire, peut développer des effets néfastes tant sur la santé publique que sur la végétation et sur les matériaux.

3.1 Effets sur la santé

Deux approches méthodologiques sont généralement suivies pour étudier les effets de l'ozone chez l'homme : les expositions humaines contrôlées et les études épidémiologiques.

Les *expositions humaines contrôlées* consistent à soumettre à une atmosphère plus ou moins riche en ozone des individus choisis en fonction de critères précis et à évaluer les effets sanitaires d'une telle exposition. Quant aux *études épidémiologiques*, elles tentent de corréler certains paramètres (nombre d'admissions hospitalières pour cause respiratoire, nombre d'appels SOS Médecins pour crises d'asthme, modification des paramètres fonctionnels respiratoires, etc.) avec les concentrations d'ozone ambiantes susceptibles d'exercer une influence sur leur fréquence, leur distribution et leur évolution.

Les expositions humaines contrôlées offrent l'avantage de pouvoir contrôler l'atmosphère et d'ainsi attribuer les effets observés à la seule action de l'ozone. Les études épidémiologiques par contre doivent tenir compte de l'intervention simultanée et synergique de nombreux autres facteurs. Par ailleurs, les premières sont toujours prospectives et non rétrospectives comme les enquêtes épidémiologiques qui, de ce fait, ont des difficultés à évaluer l'exposition au polluant. Cependant, les études épidémiologiques, en observant les effets des polluants sur la santé dans des conditions réelles d'exposition, présentent des résultats d'une pertinence forte du point de vue de la santé publique. De plus, les périodes d'observation sont généralement bien plus longues qu'en exposition humaine contrôlée, et les populations exposées sont plus importantes en nombre, ce qui confère à ces études une plus grande puissance pour estimer les risques faibles.

La plupart des études menées afin de déterminer les effets de l'ozone sur la santé ont montré que certains groupes de personnes étaient particulièrement sensibles à l'ozone. Il en va ainsi des adultes ayant une activité extérieure, des sportifs, des gens souffrant de maladies respiratoires telles que l'asthme, des enfants étant donné qu'ils passent une majeure partie de l'été à l'extérieur et qu'ils sont plus susceptibles d'avoir de l'asthme ou d'autres maladies respiratoires et de personnes développant une susceptibilité inhabituelle à l'ozone. Aujourd'hui, il n'existe encore aucune preuve qui avancerait que les personnes âgées ou souffrant du cœur sont hautement sensibles.

3.1.1 Morbidité

L'irritation du système respiratoire constitue un des principaux effets de l'ozone. Les symptômes sont caractérisés par une toux, une irritation de la gorge et/ou une sensation inconfortable dans la poitrine. Ils peuvent durer quelques heures après l'exposition et parfois même devenir douloureux.

Plusieurs études, essentiellement canadienne et américaines, ont mis en évidence cette atteinte au système respiratoire. Citons l'étude canadienne de Burnett et al. de 1994 où les auteurs ont montré le lien existant entre des admissions hospitalières pour cause de maladies respiratoires et les concentrations d'ozone le jour même, voir 3 jours avant l'hospitalisation. Ainsi, on observe, en moyenne, un excès de 0,5 à 1,5 admissions hospitalières pour pathologies respiratoires pour une augmentation des niveaux maxima horaires d'ozone de l'ordre de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette constatation a été observée pour tout les âges, avec un impact plus important au niveau des enfants.

A ce sujet, Romieu et al (1992) ont étudié dans la ville de Mexico l'absentéisme scolaire de 111 enfants dû à des problèmes respiratoires pendant la période de janvier à mars 1990. L'ozone, en concentrations excédant généralement les $220 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a été significativement corrélé avec l'absentéisme observé.

Une étude française réalisée par Medina (1994) et nommée ERPUS, a permis notamment de mettre en évidence l'existence de corrélations positives significatives entre les concentrations d'ozone rencontrées en milieu urbain et les admissions hospitalières pour pathologies respiratoires : une augmentation de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des niveaux diurnes (moyenne sur 8 heures) d'ozone se traduit, avec un décalage d'une journée, par une augmentation de 6,7 % des admissions hospitalières pour pathologie respiratoire chez les sujets âgés de 15 à 64 ans et de 8,7 % chez les personnes âgées de plus de 65 ans.

Cette même étude française a également confirmé un autre type de conséquence liée à l'exposition à l'ozone se traduisant par des atteintes aux yeux. D'après Medina, une augmentation de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des niveaux diurnes d'ozone se traduit par une augmentation le même jour de 21% des visites médicales pour pathologie ophtalmique.

L'ozone peut également provoquer des inflammations au niveau des tissus pulmonaires et causer des décroissances temporaires de la capacité pulmonaire, allant de 15 à plus de 20% pour certains adultes en bonne santé. L'effet est amplifié durant des exercices, surtout s'ils sont prolongés, étant donné qu'un plus grand volume d'air est inhalé et atteint les poumons.

Une étude américaine, datant de fin 1996, a mis en évidence le risque d'inflammation pulmonaire suite à des exercices effectués à l'extérieur lorsque la concentration moyenne horaire d'ozone était de seulement $116 \mu\text{g}/\text{m}^3$. L'étude, considérant 13 villes, a conclu qu'entre 30.000 et 50.000 visites au Service d'Urgences étaient liées à la pollution par l'ozone. Une étude épidémiologique américaine, ayant suivi plus de 500 randonneurs durant 74 jours pendant les périodes estivales de 1991 et de 1992, a mis en évidence que pour des expositions de l'ordre de 40 à $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$, les randonneurs montraient un déclin de leur fonction pulmonaire. Les randonneurs asthmatiques ont subi un déclin de leur capacité pulmonaire quatre fois supérieur aux personnes non asthmatiques.

En effet, l'ozone est connu également pour aggraver l'asthme en causant plus d'attaques, en augmentant l'usage des médicaments et les traitements médicaux ou en accroissant le nombre de visites au Service Urgences des hôpitaux.

Plusieurs études épidémiologiques américaines se sont intéressées aux effets de l'ozone sur les personnes asthmatiques (Whitemore et Korm en 1980, Holguin et al. en 1985, Bates en 1989, Lippmann en 1991, etc.). Chacune de ces études a mis en évidence la corrélation positive entre l'occurrence et la fréquence des attaques asthmatiques avec les niveaux d'ozone. Au niveau européen, une étude parisienne de 1991 (Marzin) a constaté que la fréquence des appels SOS médecins pour crises d'asthme était significativement plus élevée les jours correspondant à des teneurs élevées en ozone.

L'ozone peut par ailleurs être responsable de la détérioration des défenses du système immunitaire, rendant les gens plus sensibles aux maladies respiratoires, telles que les bronchites et les pneumonies.

La majorité de ces effets, dont l'ampleur dépend essentiellement des concentrations d'ozone, de la durée d'exposition à ce polluant mais également d'une grande variabilité inter-individuelle, sont des effets à court terme car ils cessent une fois que l'individu n'est plus soumis à des taux élevés d'ozone. Cependant, des dommages à court terme répétés suite à plusieurs expositions peuvent altérer de façon permanente les poumons. Par exemple, il est possible que des impacts répétés sur les poumons des enfants conduisent à réduire la

fonction pulmonaire à l'âge adulte. De même, il se peut que l'exposition aggrave le déclin de la fonction respiratoire se produisant naturellement au cours du vieillissement.

Au sujet des expositions répétées à l'ozone, des investigations font apparaître un phénomène d'hypersensibilité lors du deuxième jour d'exposition, c'est-à-dire que les variations des fonctions pulmonaires ou autres observées lors du deuxième jour sont toujours plus importantes que celles rapportées après le premier jour d'exposition. Cette réaction serait due principalement à l'augmentation de la réponse des récepteurs à l'irritation, soit par amplification de leur sensibilité, soit par majoration de leur stimulation. Par ailleurs, un phénomène d'adaptation se produit après que l'organisme ait été préexposé à l'ozone et se traduit par une diminution, voire une absence des effets aigus normalement observés après une exposition unique à certaines concentrations d'ozone. L'adaptation persiste plus ou moins partiellement 4 ou 7 jours et serait due, soit à une augmentation de la protection vis-à-vis de la toxicité de l'ozone, soit à une incapacité de l'organisme à mettre en place des réactions de défense contre l'agression.

3.1.2 Mortalité

Peu de recherches ont été consacrées à l'étude des effets de l'ozone sur la mortalité, la plupart traitant de la pollution acido-particulaire. Trois études ont cependant été menées entre 1988 et 1992 (Kinney 1991, Dockery 1992, Kinney 1992). Bien que les résultats soient négatifs pour l'une d'entre elles, une corrélation positive a été mise en évidence entre les niveaux journaliers maxima horaires d'ozone et la mortalité journalière, quel que soit l'âge et quelle que soit la cause. Cette relation est de l'ordre de 0,2 – 0,4 décès par jour, pour une augmentation de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, par million de personnes exposées, chiffre très faible.

3.2 Effets sur la végétation

Des effets néfastes de la pollution photochimique sur la végétation ont été rapportés pour la première fois à Los Angeles dans les années 1950. Plus tard, l'ozone a été identifié comme le composant phyto-toxique le plus important en terme de surface atteinte et de réduction des performances.

L'ozone touche une large gamme d'espèces végétales et les effets vont de la diminution de croissance aux attaques visibles des parties aériennes en passant par l'altération de la susceptibilité aux stress biotiques et abiotiques.

Les principaux effets de l'ozone se manifestent sur les membranes cellulaires en affectant la capacité des cellules à maintenir le contrôle homéostatique. La réaction avec des composants des membranes libère des radicaux libres qui modifient également l'intégrité des cellules. Les cellules externes sont particulièrement sensibles, surtout les extrémités des plus jeunes feuilles. Lors d'apparition de symptômes visibles, ceux-ci ne sont cependant pas obligatoirement corrélés à la diminution de croissance ou de récoltes.

S'il n'y a pas de connaissances détaillées de la façon dont l'ozone affecte les végétaux, il est évident que les dommages causés aux différentes cellules apparaissent comme le résultat de la pénétration de l'ozone dans les feuilles par les stomates ouverts, selon un processus normal d'échanges gazeux. La quantité d'ozone qui sera absorbée dépend des caractéristiques morphologiques des feuilles et d'autres facteurs tels que la présence d'autres polluants, la saison ou le moment de la journée, le type de sol¹¹, les interactions avec des animaux nuisibles et d'autres pathogènes, etc.

L'ozone est à l'origine d'une inhibition de la photosynthèse et d'une altération du schéma de répartition des substances assimilées vers les racines et vers les organes reproducteurs, impliquant ainsi des croissances verticale, radiale et surtout racinaire réduites.

¹¹ Un sol calcaire riche rend les espèces plus sensibles qu'un sol acide pauvre.

Les arbres, quant à eux, subissent un dysfonctionnement du transport de la sève¹² et une mobilisation des substances photosynthétisées pour réparation des dommages. Aux faibles teneurs en ozone, les substances assimilées sont accaparées par les racines au détriment des feuilles. Cependant, lorsque fruits et graines se développent, ces derniers sont alimentés préférentiellement avec, si nécessaire, diminution de leur nombre pour qu'ils atteignent une taille normale. A de plus fortes concentrations d'ozone, la croissance est altérée. Les arbres accumulent les dommages causés par l'ozone sur plusieurs décennies. De plus, une diminution du stockage des hydrates de carbone dans les racines pendant l'été entraîne une moindre résistance aux stress lors du printemps suivant.

Des concentrations de 100 µg/m³ à raisons de plusieurs heures par jour pendant plus de 15 jours peuvent provoquer des diminutions de croissance alors que des concentrations de l'ordre de 200 µg/m³ à 2000 µg/m³ en une heure provoquent des effets visibles. Les espèces les plus sensibles sont les herbacées, puis viennent les feuillus et enfin les conifères.

Aux USA, on a montré que 90% des dommages aux récoltes attribués à la pollution de l'air seraient dus à l'ozone ; ce qui représente une perte de 5 à 10 % pour les agriculteurs américains. Dans le nord de l'Europe, de semblables pertes ont été notées pour le blé.

3.3 Effets sur les matériaux

L'ozone est un gaz extrêmement réactif, chaque molécule atteignant la surface d'un matériau sensible y réagit. L'ozone accélère la détérioration des matériaux d'origine organique, en particulier ceux possédant une double liaison C=C. Il agit au niveau des doubles liaisons en coupant les chaînes de polymères, ceux-ci devenant alors plus rigides, moins élastiques et plus fragiles.

Ainsi, l'ozone accélère la dégradation des élastomères (caoutchouc naturel, PVC, polystyrène, polyéthylène, etc.) et des plastiques, déjà initiée par la radiation solaire et la température.

On remarque aussi une diminution de la résistance des fibres de coton lorsqu'il est exposé humide à l'ozone. Cependant, ce phénomène est minime comparé à l'action d'autres facteurs comme la lumière et la chaleur. Les fibres synthétiques telles que l'acrylique, le nylon, le polyester et l'acétate de cellulose semblent également sensibles.

Par ailleurs, l'ozone est le principal responsable, avec la lumière, de l'affaiblissement des couleurs. Il pénètre les fibres et les décolore par diffusion ultérieure à travers la surface. L'humidité et la température accélère la destruction des colorants par l'ozone. Les peintures peuvent aussi être altérées par l'ozone et la lumière solaire, surtout les peintures acryliques.

¹² Liquide nutritif tiré du sol par les poils absorbants des racines.

4. Législation

Les valeurs seuils de concentrations d'ozone valables au niveau européen et destinées à protéger la santé publique et la végétation sont définies par la directive 92/72/CEE du 21 septembre 1992. Cette directive, relative à la pollution de l'air par l'ozone, vise l'harmonisation de la surveillance de la qualité de l'air, l'échange d'informations entre les états membres et l'information de la population.

Les seuils mentionnés à l'Annexe I de la directive en vigueur se réfèrent à des valeurs de concentrations liées à une période d'intégration précise (1 heure, 8 heures ou 24 heures). Les concentrations limites sont exprimées en microgrammes d'ozone par mètre cube d'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Quatre types de seuils sont d'application et sont résumés dans le tableau ci-dessous :

	Valeurs seuils (2)	Durée de l'exposition
Protection de la santé publique	110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	8 heures (1)
Protection de la végétation	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1 heure
	65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	24 heures
Information de la population	180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1 heure
Alerte à la population	360 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1 heure

(1) quatre différentes périodes de 8 heures sont considérées chaque jour : 0 à 8 h, 8 à 16 h, 16 à 24 h et 12 à 20h.

(2) Les valeurs seuils sont à considérer comme valeur moyenne sur la durée d'exposition considérée

Tableau 1 : Valeurs seuils de la directive 92/72/CEE du 21 septembre 1992.

Le premier seuil (110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) est basé sur les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) pour la protection de la santé publique en cas d'épisodes prolongés de pollution. Quant aux seuils de protection de la végétation, ils se réfèrent à des effets plus ou moins graves observés sur certains types de végétaux. A partir du seuil d'information à la population, des effets cumulatifs passagers sur la santé peuvent apparaître auprès d'une partie restreinte de la population, notamment les personnes particulièrement sensibles. Au-dessus du seuil d'alerte à la population et durant une période d'exposition relativement courte, les effets sur la santé sont plus fréquents et plus intenses, une légère diminution des capacités physiques peut en outre être observée.

Deux propositions de directives, l'une portant sur l'établissement de plafonds nationaux d'émission (PNE) et l'autre concernant la fixation de valeurs limites pour l'ozone dans l'air ambiant, ont été adoptées le 9 juin 1999 par la Commission européenne.

La directive PNE proposée fixera pour la première fois des limites aux émissions totales de chaque Etat membre en 2010 pour quatre polluants responsables de la formation d'ozone dans la troposphère mais aussi des problèmes d'acidification et d'eutrophisation. Les polluants en question sont les oxydes d'azote, les composés organiques volatils (ces deux groupes étant responsables de la formation de l'ozone), le dioxyde de soufre et l'ammoniac. Ainsi, les plafonds de NOx et de COV à atteindre d'ici 2010 en Belgique ont été respectivement fixés à 127 et 102 kilotonnes.

Quant à la proposition de directive sur la qualité de l'air pour l'ozone ambiant, elle fixe de nouvelles valeurs pour la protection de la population et de la végétation et prévoit l'échéance en 2010. Le tableau ci-dessous résume ce nouveau projet de directive :

	Paramètre	Valeurs seuils
Protection de la santé publique	Valeur moyenne la plus élevée sur 8 heures pendant une journée, calculée à partir de moyennes mobiles horaires sur 8 heures	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1)
Protection de la végétation	AOT40 ¹³ , calculée à partir de valeurs sur 1 heure entre mai et juillet	17000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{h}$ (2)
Information de la population	Moyenne sur 1 heure	180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Alerte à la population	Moyenne sur 1 heure	240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

(1) valeur à ne pas dépasser plus de 20 jours par an, moyenne calculée sur 3 ans.

(2) moyenne calculée sur 5 ans.

Tableau 2 : Valeurs seuils de la Proposition de directive du 09/05/1999.

¹³ L'AOT40, facteur représentatif de l'accumulation en ozone, se calcule en faisant la somme des différences entre les concentrations horaires d'ozone supérieures à 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (40 ppb) et 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ durant une période donnée en utilisant les valeurs horaires mesurées quotidiennement entre 8 h et 20 h.

5. Elaboration d'un cadastre d'émissions de référence

L'objectif principal de la recherche étant d'analyser l'influence sur les concentrations d'ozone de diverses stratégies de réduction des émissions des précurseurs d'ozone, nous devons dans un premier temps réaliser un cadastre d'émissions représentatif de la situation actuelle, que l'on nommera « cadastre d'émissions de référence ». Ensuite, ce cadastre sera adapté à chacune des stratégies considérées.

5.1 Méthodologie générale

Le modèle photochimique sur lequel s'est porté notre choix est à l'origine de diverses exigences, en termes de données d'émissions, dont il faut tenir compte lors de la réalisation du cadastre d'émissions. Celles-ci portent sur les aspects quantitatif, temporel et spatial suivants:

1. Quantitatif : les principaux polluants précurseurs d'ozone étant les oxydes d'azote (NO_x) et les composés organiques volatils (COV), il est nécessaire d'introduire les émissions de ces polluants en entrée du modèle. Par ailleurs, ce dernier nécessite la répartition des émissions de NO_x en NO et NO₂ ainsi que la répartition des COV en 32 espèces chimiques. D'autres données d'émissions de polluants tels que le monoxyde de carbone (CO) sont également introduites en entrée du modèle.
2. Temporel : les données d'émissions doivent être des données horaires pour chacun des jours définissant l'épisode photochimique modélisé. Dans notre cas, il suffit de déterminer les émissions horaires de chaque polluant pour un jour ouvrable du mois d'août puisque l'épisode photochimique que nous avons décidé d'étudier est celui se déroulant du mardi 10 août au jeudi 12 août 1998.
3. Spatial : l'approche adoptée par le modèle, dite de « nesting », consiste à définir un grand domaine de calcul autour d'un plus petit domaine de calcul centré sur la ville d'intérêt, afin de déterminer les conditions de bord du petit domaine d'étude. Ces deux domaines d'étude sont l'un et l'autre caractérisés par plusieurs mailles et le modèle requiert les émissions totales horaires de chacun des polluants pour chacune de ces mailles. Pour la définition des domaines, il est conseillé de se rapporter au chapitre suivant.

Etant donné l'étendue et la résolution différentes des deux domaines, deux types de cadastres d'émissions ont été réalisés. Le cadastre se référant au petit domaine, dont l'élaboration a requis l'essentiel du temps consacré à ce chapitre, a une résolution plus fine et se base sur des données fournies par chacune des trois Régions. Quant au cadastre d'émissions sur le grand domaine, il provient intégralement de la base de données européennes de l'EMEP qui couvre le territoire européen selon une résolution de 50km x 50km.

Dans la suite, nous présentons la méthodologie suivie pour la création du cadastre d'émissions sur le petit domaine. Concernant le cadastre sur le grand domaine, les données européennes ont uniquement nécessité un traitement afin de les répartir de façon plus fine sur le grand domaine de calcul. Cette étape est abordée dans le chapitre suivant et ne nécessite donc aucun développement dans celui-ci.

5.2 Cadastre d'émissions de référence sur le petit domaine

D'une façon résumée, nous pouvons dire que l'objectif poursuivi est de fournir pour une période de trois jours du mois d'août 1998 correspondant à un épisode de pollution photochimique des fichiers d'émissions horaires pour une série de 36 polluants (NO, NO₂, CO, SO₂ et 32 espèces de COV) réparties sur une grille régulière de maille de 3 km de côté couvrant une zone géographique de 120 km sur 120 km centrée sur Bruxelles.

Afin de tenir compte des exigences du modèle rappelées au paragraphe précédent, les données d'émissions fournies par les 3 Régions ont fait l'objet d'un large travail d'adaptation avant de constituer le cadastre d'émissions de référence sur le petit domaine. Les données mises à notre disposition sont reprises sous forme de tableau de synthèse à l'*Annexe n° V.1*.

Ainsi, les données d'émissions des trois Régions ne distinguent pas (ou peu) les types de NOx et de COV, les valeurs fournies étant des valeurs globales. La répartition des émissions de NOx en NO et NO₂ ainsi que la répartition des COV en plusieurs espèces s'effectuera donc via l'utilisation de '*profils de NOx et de COV*' caractéristiques des différentes sources de pollution considérées (transport, logement, tertiaire et industries).

Par ailleurs, les données dont nous disposons étant principalement des données annuelles, il est nécessaire de passer par des *profils temporels* et/ ou facteurs de charge (mensuel, hebdomadaire, journalier) propres à chaque source considérée afin de déterminer les valeurs horaires exigées par le modèle.

Enfin, comme on le verra dans la suite, la résolution spatiale des données mises à notre disposition par chacune des Régions varie selon les sources de pollution. Des adaptations, via l'usage de *clés de répartition spatiale*, seront donc nécessaires dans certains cas afin d'atteindre la résolution spatiale propre à chaque Région. Ces résolutions spatiales sont les suivantes :

- Région Flamande : échelle communale;
- Région Wallonne : échelle des arrondissements ;
- Région de Bruxelles-Capitale : échelle régionale.

Ces différentes résolutions sont ensuite retravaillées via le Système d'Informations Géographiques (SIG) Arcview afin d'atteindre la résolution plus fine propre au petit domaine d'études et de fournir des données non pas par entité administrative mais suivant une grille régulière de maille 3km x 3km, par exemple, couvrant le domaine étudié.

Etant donné la diversité des échelles de précision des données d'émissions suivant d'une part les 3 Régions et suivant d'autre part les différentes sources de pollution, nous avons adopté des méthodologies propres à chacune des sources de chacune des Régions. Ces méthodologies reposent essentiellement sur la méthodologie CORINAIR¹⁴ développée dans le cadre du projet EU CORINE (COOrdination of INformation on the Environment) et perfectionnée ensuite, à partir de 1995, par l'Agence Européenne de l'Environnement.

5.2.1 Emissions liées au transport

5.2.1.1 Données de base

5.2.1.1.a Région Wallonne

Les émissions associées au transport en Région Wallonne sur lesquelles nous nous basons pour déterminer les émissions horaires d'un jour ouvrable du mois d'août 1998 propres à chacun des arrondissements wallons sont synthétisées dans le tableau suivant :

Précision temporelle	Données annuelles de 1996
Précision spatiale	Données par arrondissement
Polluants	NOx, COVNM, CH ₄ , CO et SO ₂
Sources	Toutes les sources définies par les codes SNAP des groupes Corinair n° 7 et 8 se rapportant aux transports (<i>voir Annexe 5.2 : définition des 11 groupes et sous-groupes Corinair</i>). Les émissions des voitures particulières ne sont pas distinguées par type de carburant.

Tableau 3 : Caractérisation des émissions du transport en Région Wallonne.

¹⁴ EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook (second edition).

Sur base des données fournies, on peut observer que 62019 tonnes de NOx et 32751 tonnes de COVNM ont été émises par les transports en Région Wallonne en 1996.

Les principales lacunes des données fournies par la Région Wallonne sont, d'une part, leur résolution géographique assez faible – données calculées par arrondissement – et, d'autre part, la distinction qui n'est pas faite au niveau des émissions de voitures particulières entre les différents carburants (essence et diesel principalement).

5.2.1.1.b Région Flamande

Les émissions associées au transport en Région Flamande sur lesquelles nous nous basons pour déterminer les émissions horaires d'un jour ouvrable du mois d'août 1998 propres à chacune des communes flamandes sont synthétisées au tableau suivant :

Précision temporelle	Données annuelles de 1997
Précision spatiale	Données par commune
Polluants	NOx, COVNM, CH ₄ , CO et SO ₂
Sources	Toutes sources confondues

Tableau 4 : Caractérisation des émissions du transport en Région Flamande.

Pour la Région Flamande, les émissions de gaz précurseurs associées au transport s'élèvent, pour 1997, à 84412 tonnes de NOx et 47032 tonnes de COVNM.

La principale lacune des données fournies par la Région Flamande est l'absence de distinction des différentes sous-catégories de sources du type de celle fournie par CORINAIR et utilisées par les autres régions. De plus les données d'émissions de méthane par les transports ne sont pas disponibles par commune.

5.2.1.1.c Région Bruxelloise

Les émissions associées au transport en Région de Bruxelles-Capitale sur lesquelles nous nous basons pour déterminer les émissions horaires d'un jour ouvrable du mois d'août 1998 propres à chacune des communes flamandes sont synthétisées au tableau suivant :

Précision temporelle	Données annuelles de 1997
Précision spatiale	Données par commune
Polluants	NOx, COVNM, CH ₄ , CO et SO ₂
Sources	Sources SNAP : transport routier (tout type de véhicule confondu et tout type de trafic confondu), ferroviaire et fluvial.

Tableau 5 : Caractérisation des émissions du transport en Région de Bruxelles-Capitale.

Pour la Région de Bruxelles-Capitale, les émissions de gaz précurseurs associées au transport s'élèvent, pour 1997, à 4565 tonnes de NOx et 5131 tonnes de COVNM.

La principale lacune des données reçues de la Région de Bruxelles-Capitale concernait le manque de désagrégation des émissions entre les différentes catégories de véhicules, de carburant et de mode de conduite pour le transport routier.

Cet inconvénient a pu être contourné en utilisant les émissions calculées sur base du modèle AMORTEC développé au CEESE. Ces données ont également l'avantage d'être calculées sur une base mensuelle ce qui a permis d'exploiter directement les données calculées pour le mois d'août 1998 plutôt que de travailler avec des données annuelles pour 1997. Ces données ont donc été utilisées et ont été complétées pour les transports ferroviaires et fluviales par les données reçues de l'IBGE.

5.2.1.2 Méthodologie

Le point de départ sont les données d'émissions **annuelles** du trafic fournies par commune ou par arrondissement. Remarquons que les données reçues des trois Régions ne sont pas relatives à des années identiques (1997 pour les Régions Flamande et Bruxelles-Capitale; 1996 pour la Région Wallonne).

Afin d'obtenir les émissions horaires souhaitées pour les 36 espèces chimiques considérées par le modèle Metphomod sur la grille de calcul requise, un triple traitement doit être effectué sur les données d'émissions reçues : un traitement spatial, un traitement temporel et finalement une différenciation suivant les espèces chimiques.

5.2.1.2.a Répartition spatiale

Un traitement spatial des données est nécessaire pour convertir les émissions définies par entité administrative – soit par commune (pour Bruxelles et la Flandre) soit par arrondissement (pour la Wallonie) – en émissions par maille de 3km de côté composant une grille couvrant la zone géographique étudiée.

Cette opération a été réalisée en recourant à un Système d'Information Géographique qui permet, grâce à son module d'analyse spatiale, de convertir des données rassemblées sous forme vectorielle en une grille de caractéristiques spécifiques. Ce module permet également de modifier la taille des mailles de la grille.

5.2.1.2.b Répartition temporelle

Afin de déterminer les émissions horaires de chaque polluant à partir des données annuelles (ou mensuelles) dont nous disposons, un traitement temporel est nécessaire. Dans ce but, différents indices doivent être utilisés:

- un **indice de trafic mensuel** permettant de définir les parts des émissions annuelles qui se sont produites lors du mois considéré (août 1998);
- un **indice de trafic journalier** permettant de différencier l'importance de trafic les différents jours de la semaine ou en distinguant simplement les jours de travail, les samedis et les dimanches;
- un **indice de trafic horaire** permettant de tenir compte de la variation des émissions au cours d'une journée en distinguant différent type de profil de trafic journalier (deux pointes journalières, une pointe le matin ou le soir) en fonction du type de route ou de la zone considérée.

Le calcul des émissions horaires à partir des données annuelles peut être résumé de la façon suivante :

$$Emi_H = Emi_A \times IM_J \times IH_J$$

Avec

- Emi_H : émissions horaires [g/heure] ;
- Emi_A : émissions annuelles ;
- IM_J : indice de trafic mensuelle pour un jour de type J ;
- IH_J : indice de trafic horaire pour un jour de type J ;
- J : type de jour 'jour ouvrable', 'samedi' ou 'dimanche' ;

Ces différents indices ont été définis pour trois grandes catégories de routes – autoroutes, routes régionales et réseau communal – sur base des statistiques de circulation disponibles aux niveaux des trois régions (recensement de la circulation du Ministère des Infrastructures et statistiques régionales). Des indices spécifiques ont été utilisés pour chaque région. Différents indices sont présentés à titre d'exemple à la figure ci-dessous.

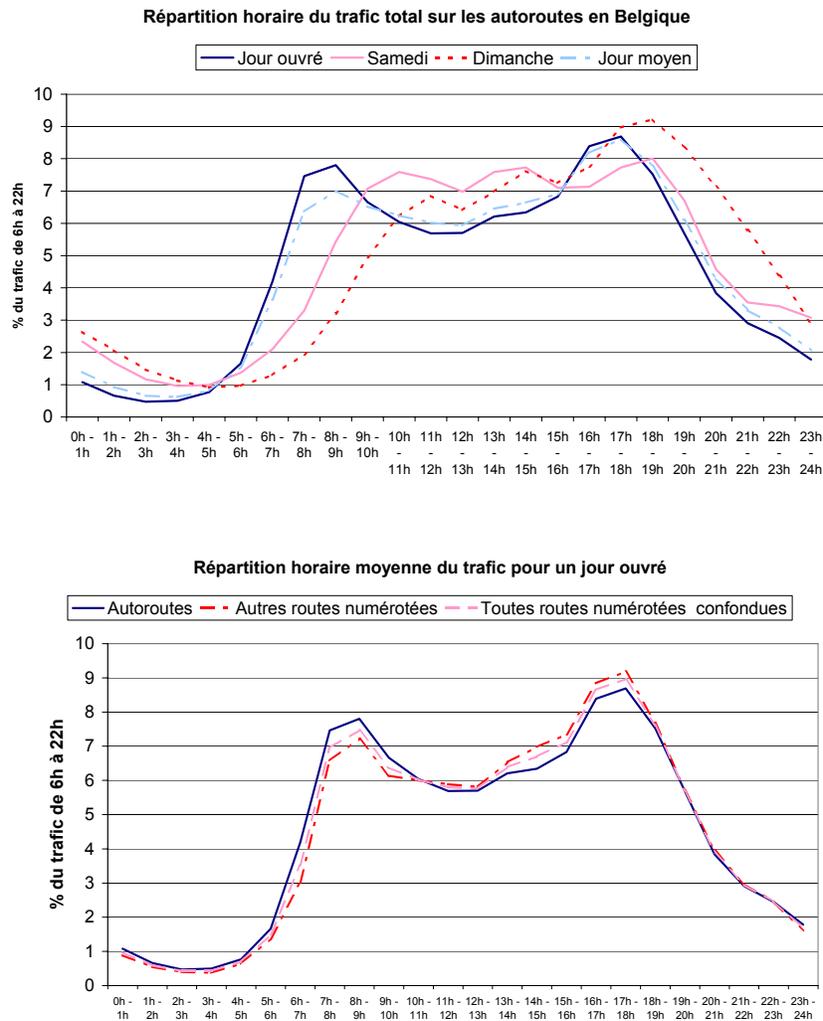


Figure 9 : Exemples d'indices de trafic pour différents types de jours et différentes classes de routes.

Concernant les émissions de composés organiques volatils par évaporation, un traitement spécifique est nécessaire compte tenu du fait une grande partie de celles-ci sont émises non pas lors de l'utilisation mais lors du stationnement des véhicules.

Pour établir les profils d'émission par évaporation lors du stationnement, nous avons considéré l'évolution des températures lors de l'épisode de pollution photochimique survenu en août 1998. A partir des températures, nous avons estimés l'évolution des évaporations lors du stationnement dont nous avons déduit un profil horaire pour un jour type d'août 1998 qui a ensuite été utilisé pour les besoins de l'inventaire. Ce profil est présenté à la figure ci-dessous.

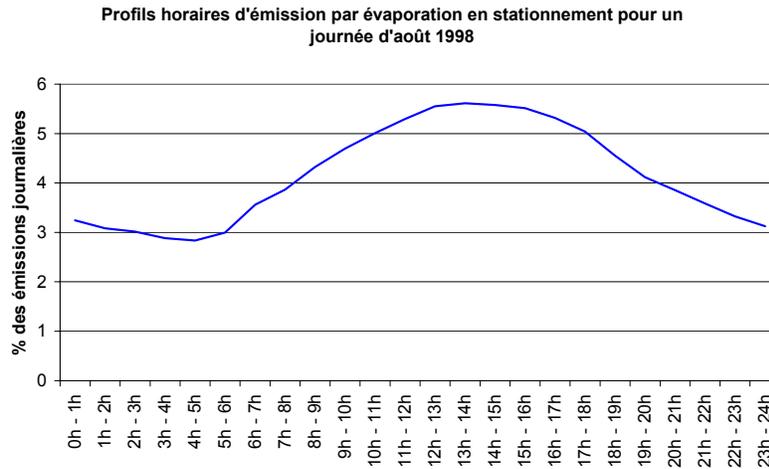


Figure 10 : Evolution de l'indice horaire d'évaporation de COV au cours d'une journée de l'épisode photochimique d'août 1998.

Ce profil ne concernant que les émissions lors du stationnement, une approche différente doit être utilisée pour les émissions en circulation. Des profils identiques à ceux des autres émissions sont utilisés mais des hypothèses doivent être faites sur l'importance relative de ces émissions par rapport aux émissions par évaporation totales.

En résumé pour les émissions par évaporation, il faut dans un premier temps distinguer l'évaporation en stationnement du reste. Pour les émissions en stationnement, les émissions journalières sont obtenues simplement en divisant les émissions annuelles par le nombre de jour (365). Les émissions horaires sont obtenues en appliquant le profil horaire établi sur base de l'évolution de la température lors de l'épisode considéré. Pour le reste des émissions par évaporation qui surviennent lors de l'utilisation des véhicules, nous utilisons les mêmes indices que pour les émissions à chaud. Sur base des évaporations de COV calculés pour la Région de Bruxelles-Capitale pour l'année 1998, la part des évaporations en stationnement a été évaluée à 45% en août. Par rapport aux émissions annuelles, les émissions en stationnement représentent une part de 26% en moyenne. Ces pourcentages ont été retenus pour l'ensemble de la Belgique. La part des émissions en stationnement au cours du mois d'août 1998 par rapport aux émissions annuelles a été établie à 24% à partir du calcul pour la Région de Bruxelles-Capitale.

5.2.1.2.c Profils de polluants

Une différenciation en différentes espèces chimiques de certaines émissions (NO_x et COV) fournies sous forme agrégée doit être réalisée. Il s'agit, d'une part, de convertir les émissions de NO_x exprimées en NO₂ équivalents en émissions de NO et de NO₂; et, d'autre part de décomposer les émissions de COV suivant les 32 espèces considérées par le mécanisme RACM utilisé par METPHOMOD.

Profils de NO_x

Les émissions de NO_x, exprimées en équivalent NO₂ sont réparties entre le monoxyde d'azote (NO: 90%) et le dioxyde d'azote (NO₂:10%). Cette répartition est recommandée par le SEDE. En tenant compte du rapport des masses moléculaires du NO et du NO₂ (30/46), les coefficients suivants sont appliqués aux émissions d'oxyde d'azote : 0,59 pour le NO et 0,10 pour le NO₂.

Profils de COVNM

Tous les composés organiques volatils non méthaniques ne contribuent pas de la même manière à la formation de l'ozone, c'est pourquoi il est important de connaître la répartition des 31 espèces de COVNM spécifiées par le modèle et ce, pour chaque catégorie de source présentes dans les transports.

Différents profils d'espèces existent pour réaliser cette conversion. Deux profils peuvent être retenus a priori: celui utilisé dans le cadre de l'étude SEDE pour les inventaires d'émissions en région genevoise (Juillet 1996) et sur la région Lyon-Grenoble-frontière suisse (mars 1997) dans le cadre de COST 615; et le profil proposé dans le cadre de CORINAIR et plus spécifiquement de la méthodologie COPERT.

Notre choix s'est porté sur le profil proposé dans le cadre de l'étude SEDE essentiellement pour raison de simplification. Les espèces reprises dans ce profil correspondent à ce qui est requis par le mécanisme RACM contrairement aux profils proposés dans COPERT où il aurait fallu ensuite convertir et regrouper certaines espèces pour les besoins de la modélisation.

5.2.2 Emissions industrielles

5.2.2.1 Données de base

5.2.2.1.a Région Wallonne

Les émissions industrielles wallonnes sur lesquelles nous nous basons pour déterminer les émissions horaires d'un jour ouvrable du mois d'août 1998 propres à chacun des arrondissements wallons sont synthétisées dans le tableau suivant :

Précision temporelle	Données annuelles de 1996
Précision spatiale	Données par arrondissement
Polluants	NO _x , COVNM, CH ₄ , CO et SO ₂
Sources	Toutes les sources définies par les codes SNAP des groupes Corinair n° 1, 3, 4, 5, 6 et 9 se rapportant aux industries (<i>voir Annexe 5.2 : définition des 11 groupes et sous-groupes Corinair</i>).

Tableau 6 : Caractérisation des émissions industrielles wallonnes de base.

Les deux illustrations suivantes reprennent la part respective de chacun des groupes Corinair industriels dans les émissions annuelles wallonnes de NO_x et de COVNM, principaux polluants précurseurs d'ozone et dont les valeurs respectives sont de 59 283 tonnes et de 30 176 tonnes. On constate que les COVNM sont surtout émis par les industries de solvants; par contre, les combustions dans les industries de production et de transformation énergétique ainsi que dans les industries manufacturières, à l'origine de plus de 90% des émissions de NO_x industrielles, ne contribuent que très peu, soit 1%, aux émissions industrielles de COVNM.

Emissions annuelles de COVNM générées par les industries wallonnes

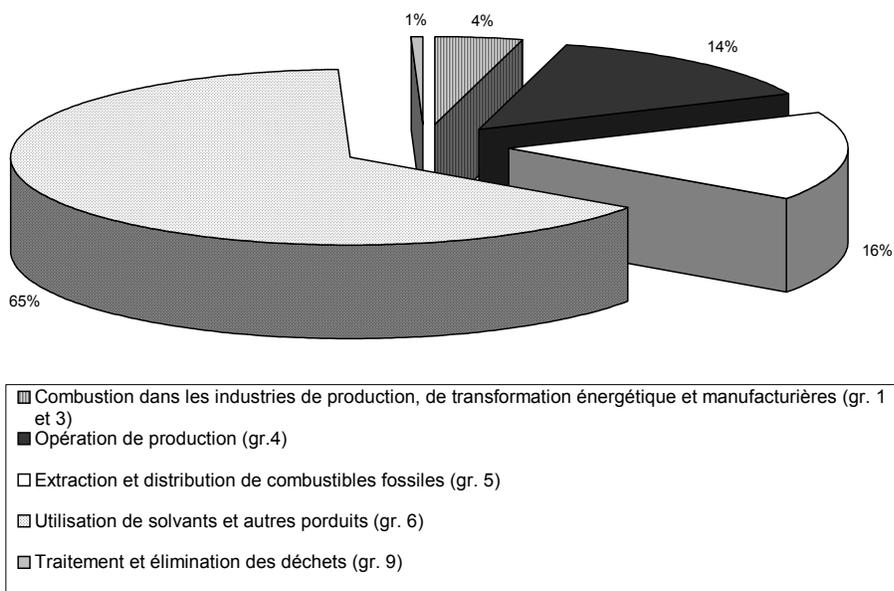


Figure 11 : Contribution de chacun des groupes Corinair industriels dans les émissions annuelles wallonnes de COVNM.

NOX

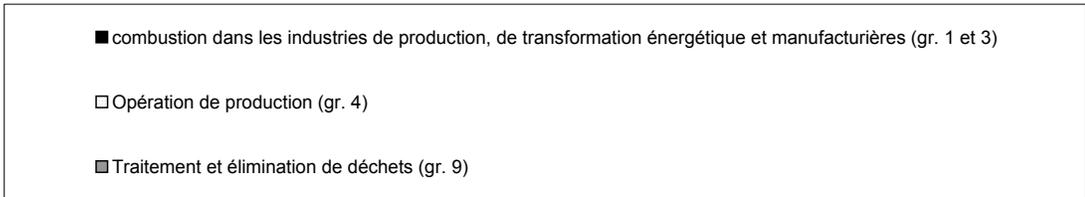
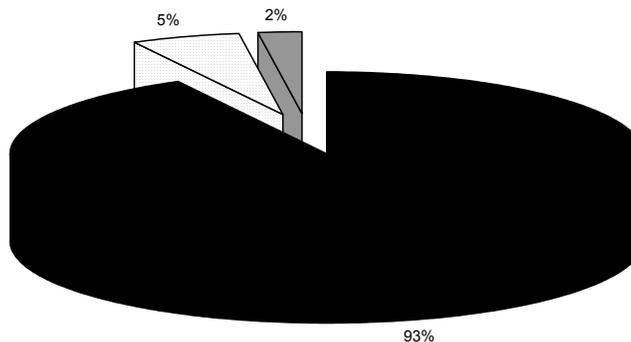


Figure 12 : Contribution de chacun des groupes Corinair industriels dans les émissions annuelles wallonnes de NOx.

5.2.2.1.b Région Flamande

Les émissions industrielles flamandes sur lesquelles nous nous basons pour déterminer les émissions horaires d'un jour ouvrable du mois d'août 1998 propres à chacune des communes flamandes sont de deux types et sont synthétisées dans le tableau suivant :

Précision temporelle	Données annuelles 1998	Données annuelles 1997
Précision spatiale	Communes	Région
Polluants	NO _x , COV, CO et SO ₂	COVNM, CH ₄
Sources	Toutes sources confondues	Toutes les sources définies par les codes SNAP des groupes Corinair n° 1, 3, 4, 5, 6 et 9 se rapportant aux industries (voir Annexe 5.2 : définition des 11 groupes et sous-groupes Corinair).

Tableau 7 : Caractérisation des émissions industrielles flamandes de base.

Les émissions annuelles d'oxydes d'azote (NO_x) sont de 58 441 tonnes pour la Région Flamande, la commune d'Anvers totalisant à elle seule plus de 26 500 tonnes de NO_x. Quant aux émissions annuelles flamandes de COVNM, elles sont de 101 941 tonnes et se répartissent de la manière suivante selon les types de source :

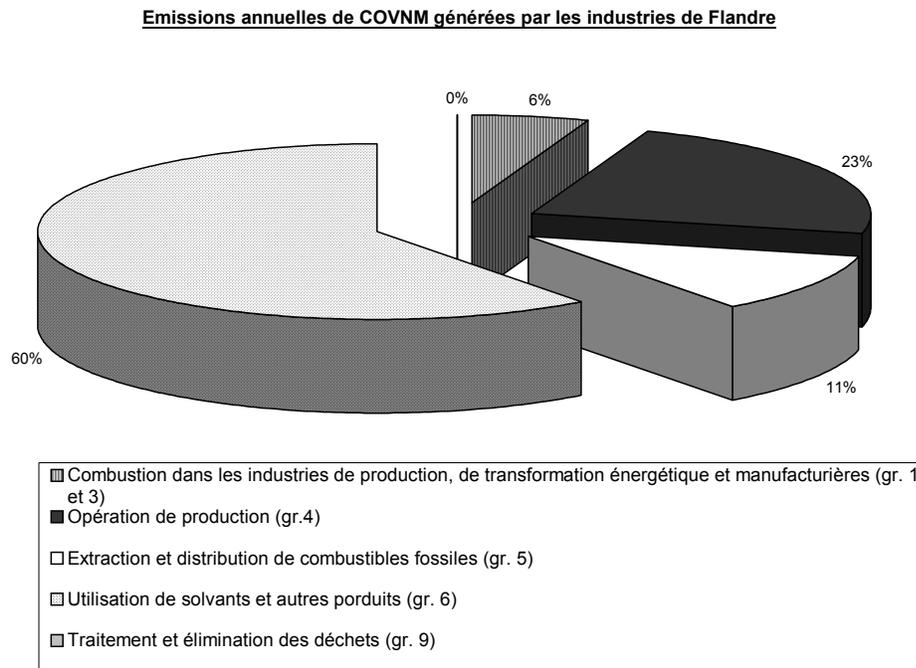


Figure 13 : Contribution de chacun des groupes Corinair industriels dans les émissions annuelles flamandes de COVNM.

La répartition des émissions industrielles flamandes de COVNM est du même type que celle observée en Wallonie, à savoir une contribution maximale pour les solvants et minimale pour le secteur reprenant le traitement et l'élimination des déchets.

5.2.2.1.c Région de Bruxelles-Capitale

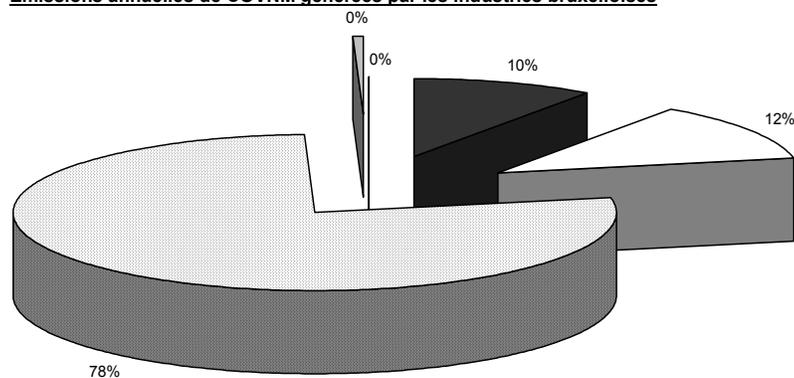
Les émissions générées par les industries bruxelloises sur lesquelles nous nous basons pour déterminer les émissions horaires d'un jour ouvrable du mois d'août 1998 sont synthétisées dans le tableau suivant :

Précision temporelle	Données annuelles 1997
Précision spatiale	Région
Polluants	COVNM, CH ₄ , NO _x , COV, CO et SO ₂
Sources	Toutes les sources définies par les codes SNAP des groupes Corinair n° 1, 3, 4, 5, 6 et 9 se rapportant aux industries (voir Annexe 5.2 : définition des 11 groupes et sous-groupes Corinair).

Tableau 8 : Caractérisation des émissions industrielles de base en Région de Bruxelles-Capitale.

L'illustration suivante reprend la part respective de chacun des groupes Corinair industriels dans les émissions annuelles de COVNM s'élevant à 5 397 tonnes sur la Région de Bruxelles-Capitale. Comme dans le cas des deux autres régions et de manière encore plus marquée, on constate que les COVNM sont surtout émis par les industries de solvants.

Emissions annuelles de COVNM générées par les industries bruxelloises



■	Combustion dans les industries de production, de transformation énergétique et manufacturières (gr. 1 et 3)
■	Opération de production (gr.4)
□	Extraction et distribution de combustibles fossiles (gr. 5)
□	Utilisation de solvants et autres produits (gr. 6)
□	Traitement et élimination des déchets (gr. 9)

Figure 14 : Contribution de chacun des groupes Corinair industriels dans les émissions annuelles de COVNM en Région de Bruxelles-Capitale.

En ce qui concerne les émissions d'oxydes d'azote, elles s'élèvent à un peu plus de 1000 tonnes par an et sont issues principalement du traitement et de l'élimination des déchets, contribuant à plus de 76% des émissions.

5.2.2.2 Méthodologie

5.2.2.2.a Répartition spatiale

La résolution spatiale des données mises à notre disposition par chacune des Régions varie selon les sources de pollution. Des adaptations, via l'usage de *clés de répartition spatiale*, sont donc nécessaires dans certains cas afin d'atteindre les résolutions spatiales propres à chaque Région, qui seront ensuite traitées avec le Système d'Informations Géographiques (SIG) Arcview afin d'atteindre la résolution plus fine propre au petit domaine d'études. Pour rappel, ces résolutions spatiales sont les suivantes : échelle des arrondissements pour la Région Wallonne, échelle communale en Région Flamande et échelle régionale en Région de Bruxelles-Capitale.

Ainsi donc, les émissions industrielles wallonnes et bruxelloises ne requièrent nullement l'usage de clés spatiales puisque les degrés de précision des données correspondent aux résolutions spatiales définies, à savoir respectivement l'échelle des arrondissements et l'échelle régionale.

En ce qui concerne les industries flamandes, il est nécessaire de ventiler les émissions régionales de COVNM et de CH₄ de chaque groupe Corinair pour chacune des communes. La clé spatiale permettant cette ventilation a été définie à partir de la répartition communale des émissions de COV. Deux sous-catégories des groupes Corinair 6 et 9, de par leur nature, ont cependant fait appel à une clé spatiale représentative de la répartition de la population flamande. Il s'agit du sous-groupe 091004 (centres d'enfouissement, décharges) du groupe Corinair 9 (traitement et élimination des déchets) contribuant à plus de 75 % des émissions industrielles flamandes de CH₄ ainsi que du sous-groupe 060104 (peintures à usage domestique) du groupe Corinair 6 (Utilisation de solvants et autres produits) dont les émissions de COVNM sont importantes. La clé de répartition relative à ces deux sous-catégories a été déterminée à partir des données de population de l'Institut National de Statistiques (INS) en date du 1^{er} janvier 1999.

5.2.2.2.b Répartition temporelle

Afin de déterminer les émissions horaires de chaque polluant à partir des données annuelles dont nous disposons, plusieurs facteurs de charge et profils temporels, caractéristiques du type de fonctionnement de chacune des sources industrielles, ont été utilisés. Ces facteurs de charge et profils, propres à chaque groupe Corinair industriel, sont valables quelle que soit l'entité géographique et donc, applicables aux émissions annuelles de chacune des trois régions. Une exception est cependant introduite au niveau du profil temporel applicable aux émissions de solvants et autres produits (groupe Corinair 6).

5.2.2.2.c Facteurs de charge hebdomadaire

Ce facteur permet de passer directement des émissions annuelles à des émissions hebdomadaires. D'après la méthodologie Corinair, aux groupes 1, 3, 4 et 9 peut être attribué un fonctionnement hebdomadaire continu, c'est-à-dire que le facteur de charge correspondant est de 1/52, c'est-à-dire 0,01923. Etant donné le manque de renseignements au sujet du fonctionnement hebdomadaire du groupe 5, ce facteur de charge a également été utilisé bien que pour ce type de source, il faille s'attendre à une dépendance vis-à-vis de la température extérieure. Les émissions hebdomadaires liées à la semaine correspondant à l'épisode photochimique du mois d'août étudié, caractérisé par des températures maximales, seront donc légèrement sous-estimées. Quant au groupe 6, nous tenons compte de l'influence saisonnière étant donné qu'il y a généralement plus d'activités de peintures en été et au printemps. En supposant deux fois plus d'activités en été et au printemps par rapport aux autres saisons, le coefficient de charge hebdomadaire pour une semaine du mois d'août devient 0,0256.

5.2.2.2.d Profils horaires

Afin de passer des émissions hebdomadaires à des émissions horaires, les profils TRACT¹⁵ sont utilisés et adaptés selon les besoins et sur base des recommandations du CITEPA.

Ainsi, un fonctionnement hebdomadaire continu est appliqué aux groupes 1, 3 et 4 (profil TRACT n°1). Quant au groupe 5, le profil correspond à la moyenne des profils TRACT n°5 et n°8. Au groupe 9 est appliqué le profil TRACT n°9 traduisant un fonctionnement continu uniquement en jours de semaine (5/7 jours et 24/24h).

Les émissions du groupe 6 provenant d'activités industrielles mais également d'activités à usage domestique et non industrielles, nous avons, sur base notamment des recommandations de Corinair, déterminé un profil temporel moyen et ce, pour la Région Wallonne et la Région de Bruxelles-Capitale. Le profil temporel moyen régional est établi à partir de l'application de trois profils temporels particuliers aux émissions de COVNM des diverses sous-catégories du groupe 6. La correspondance entre les trois profils temporels et les diverses sous-catégories est reprise dans le tableau ci-dessous :

Type de profil	Sous-groupes du groupe CORINAIR 6	Sous-catégories	codes SNAP
TRACT n°2	Paint application (SNAP 060100)	Manufacture of automobiles	60101
		Car repairing	60102
		Construction and buildings	60103
		Wood	60107
		Other industrial paint application	60108
	Degreasing, dry cleaning and electronics (SNAP 060200)	metal degreasing	60201
		Dry cleaning	60202
Other industrial cleaning		60204	
profil particulier ¹⁶ :	Paint application (SNAP 060100)	Domestic use	60104
		Other non industrial paint application	60109
	Other use of solvents and related activities (SNAP 060400)	Domestic solvent use (other than paint application)	60408
TRACT n°9	Chemical products manufacturing or processing (SNAP 060300)	60301 à 60314	
	Other use of solvents and related activities (SNAP 060400)	60401 à 60407, 60409 à 60412	

Tableau 9 : type de profils temporels appliqués aux sous-catégories du groupe Corinair n°6.

Le graphique ci-dessous synthétise les profils horaires qui ont été appliqués aux émissions hebdomadaires des polluants étudiés dans le cadre de cette étude. Les profils horaires sont ceux relatifs aux jours ouvrables puisque, rappelons-le, l'épisode photochimique faisant l'objet de l'étude est défini par 3 jours ouvrables successifs.

¹⁵ METEOTEST, Carbotech, TRACT, Emissionsmodell Schweiz, Ein raum-zeitlich hochaufgelöster Emissionskataster für Forschungszwecke im Bereich des atmosphärischen Schadstofftransports, Schlussbericht, Bern, Mars 1995.

¹⁶ Fonctionnement 7jours sur 7, activités doublées le samedi et fonctionnement de 9 heures/jours en journée.

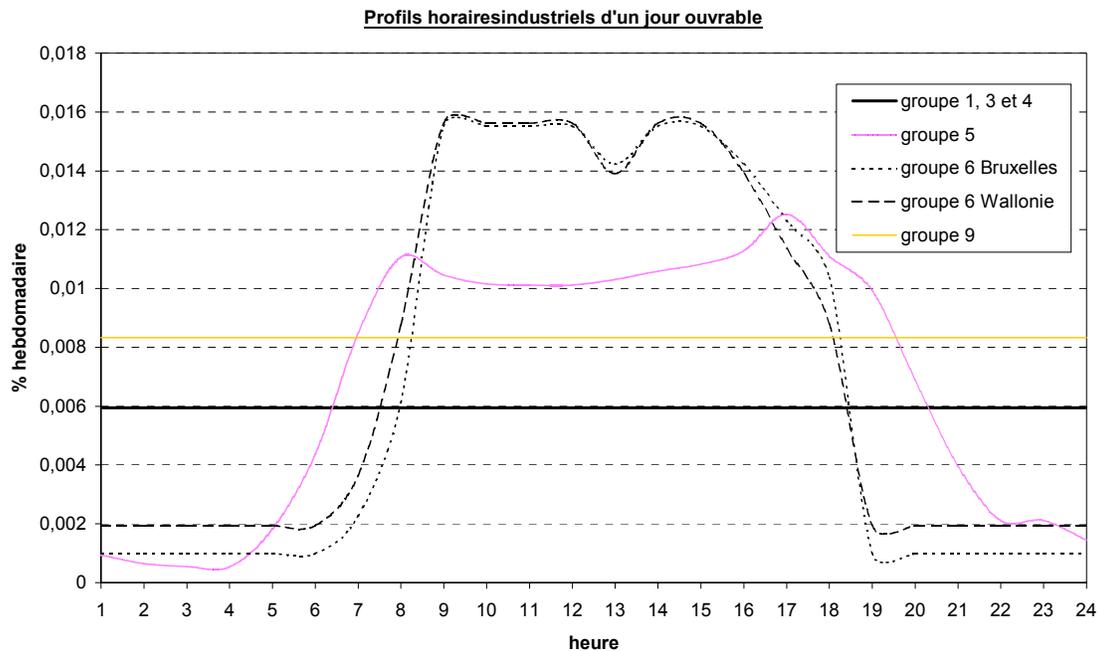


Figure 15 : synthèse des profils horaires appliqués aux émissions hebdomadaires des polluants étudiés dans le cadre de cette étude. Les profils horaires sont ceux relatifs aux jours ouvrables.

5.2.2.2.e Profils de polluants

profils de NOx

Les émissions de NOx, exprimées en équivalent NO₂ sont réparties entre le monoxyde d'azote (NO: 90%) et le dioxyde d'azote (NO₂:10%) quel que soit le type d'industries. Cette répartition est la même que pour les émissions liées au trafic et est recommandée par le SEDE. En tenant compte du rapport des masses moléculaires du NO et du NO₂ (30/46), les coefficients suivants sont à appliquer aux émissions d'oxyde d'azote : 0,59 pour le NO et 0,10 pour le NO₂.

profils de COVNM

Tous les composés organiques volatils non méthaniques ne contribuent pas de la même manière à la formation de l'ozone, c'est pourquoi il est important de connaître la répartition des 31 espèces de COVNM spécifiées par le modèle et ce, pour chaque type de source industrielle.

Les profils relatifs aux groupes Corinair n°4, 5, 6 et 9 sont ceux ayant été appliqués lors de la réalisation du cadastre d'émissions du SEDE. A défaut de disposer d'une répartition précise des émissions de COVNM issues des activités des groupes Corinair 1 et 3, un profil moyen, répartissant de façon uniforme les 31 espèces de COVNM, a été déterminé.

5.2.3 Emissions agricoles et biogéniques

5.2.3.1 Données de base

5.2.3.1.a Région Wallonne

Les émissions agricoles et biogéniques wallonnes sur lesquelles nous nous basons pour déterminer les émissions horaires d'un jour ouvrable du mois d'août 1998 propres à chacun des arrondissements wallons sont synthétisées dans le tableau suivant :

Précision temporelle	Données annuelles de 1996
Précision spatiale	Arrondissement
Polluants	COVNM et CH ₄
Sources	Toutes les sources définies par les codes SNAP du groupe Corinair n° 10 et 11 (voir Annexe 5.2 : définition des 11 groupes et sous-groupes Corinair).

Tableau 10 : Caractérisation des émissions agricoles et biogéniques de base en Région Wallonne.

Les deux figures suivantes montrent les contributions des différentes sources (culture, forêts et élevage) aux émissions totales agricoles et biogéniques annuelles wallonnes de COVNM et de CH₄. Nous observons que les forêts wallonnes contribuent à plus de 96% des émissions agricoles et biogéniques de COVNM de la Région tandis que les émissions de CH₄ sont largement dominées par l'élevage.

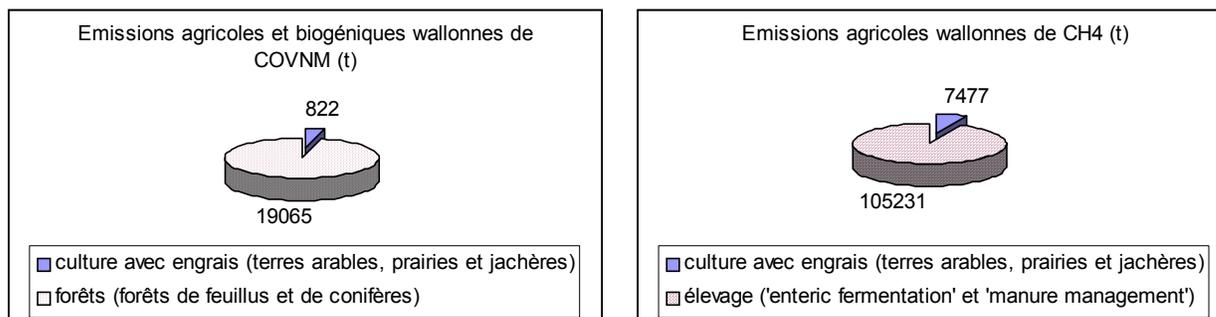


Figure 16 : Contributions des différentes sources (culture, forêts et élevage) aux émissions agricoles et biogéniques wallonnes de COVNM et de CH₄.

5.2.3.1.b Région Flamande

Les émissions agricoles et biogéniques flamandes sur lesquelles nous nous basons pour déterminer les émissions horaires d'un jour ouvrable du mois d'août 1998 propres à chacune des communes flamandes sont synthétisées dans le tableau suivant :

Précision temporelle	Données annuelles 1997
Précision spatiale	Région
Polluants	COVNM et CH ₄
Sources	Toutes les sources définies par les codes SNAP des groupes Corinair n° 10 et 11 (voir Annexe 5.2 : définition des 11 groupes et sous-groupes Corinair).

Tableau 11 : Caractérisation des émissions agricoles et biogéniques de base en Région Flamande.

Les deux figures ci-dessous montrent les contributions des différentes sources (culture, forêts et élevage) aux émissions totales agricoles et biogéniques annuelles flamandes de COVNM et de CH₄. Nous observons, comme dans le cas de la Région Wallonne, que les forêts flamandes sont à l'origine de presque l'entièreté des émissions agricoles et biogéniques de COVNM. Les émissions de CH₄ issues de l'élevage flamand sont également largement responsables des émissions agricoles et biogéniques de CH₄ de la Région et l'on note que ces dernières sont deux fois plus élevées qu'en Région Wallonne.

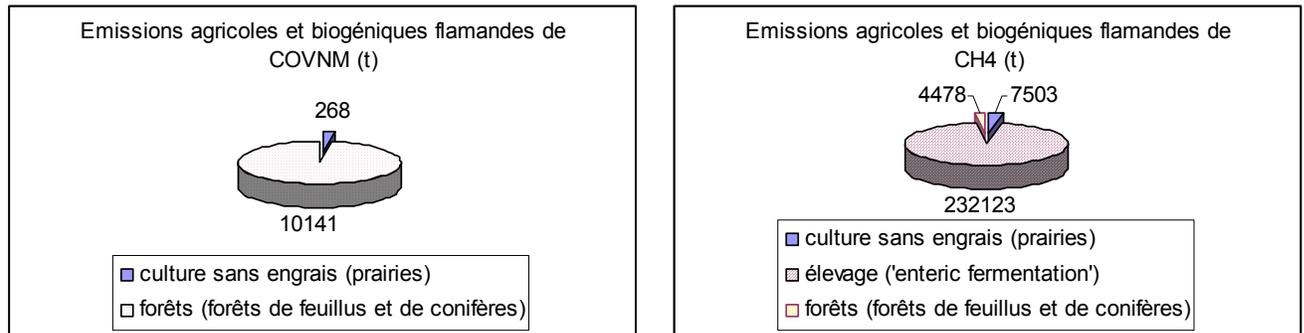


Figure 17 : Contributions des différentes sources (culture, forêts et élevage) aux émissions agricoles et biogéniques flamandes de COVNM et de CH₄.

5.2.3.1.c Région de Bruxelles-Capitale

Les émissions biogéniques bruxelloises sur lesquelles nous nous basons pour déterminer les émissions horaires d'un jour ouvrable du mois d'août 1998 sont synthétisées dans le tableau ci-dessous. Aucune émission liée aux activités agricoles n'est répertoriée en Région de Bruxelles-Capitale.

Précision temporelle	Données annuelles 1997
Précision spatiale	Région
Polluants	COVNM et CH ₄
Sources	Toutes les sources définies par les codes SNAP des groupes Corinair n° 10 (voir Annexe 5.2 : définition des 11 groupes et sous-groupes Corinair).

Tableau 12 : Caractérisation des émissions biogéniques de base en Région Flamande.

Les émissions biogéniques (jardins naturels et forêts) en Région de Bruxelles-Capitale, largement inférieures à celles des deux autres régions, s'élèvent respectivement à 103 tonnes et à 102 tonnes pour les COVNM et le CH₄.

5.2.3.2 Méthodologie

5.2.3.2.a Répartition spatiale

Les émissions agricoles et biogéniques wallonnes et bruxelloises ne requièrent nullement l'usage de clés spatiales puisque les degrés de précision des données correspondent aux résolutions spatiales définies, à savoir respectivement l'échelle des arrondissements et l'échelle régionale.

En ce qui concerne les émissions régionales agricoles et biogéniques flamandes de COVNM et de CH₄, il est nécessaire de les ventiler pour chacune des communes. Les clés spatiales permettant cette ventilation ont été déterminées sur base de la répartition communale des surfaces vouées à l'agriculture et à l'élevage ainsi que sur base des étendues de forêts, de parcs et jardins relatives à chaque commune. Ces données sont issues des statistiques de 1999 réalisées par l'Institut National de Statistiques (INS).

5.2.3.2.b Répartition temporelle

Afin de déterminer les émissions horaires de chaque polluant à partir des données annuelles dont nous disposons, il est nécessaire de faire appel à des facteurs de charge et des profils temporels, caractéristiques du type de source. Ces derniers sont valables quelle que soit l'entité géographique et donc, applicables aux émissions annuelles de chacune des trois régions.

Sources agricoles

Corinair met en évidence un manque de renseignements au sujet de la distribution temporelle des émissions liées aux activités agricoles. Le CITEPA recommande, à défaut de renseignements, l'usage d'un profil continu tout au long de l'année. Le *facteur de charge hebdomadaire* sur lequel nous nous basons est donc de 1/52, c'est-à-dire 0,01923 et le *profil horaire* utilisé est le profil continu TRACT n°1.

Sources biogéniques

La répartition temporelle des émissions annuelles biogéniques dépend essentiellement des deux paramètres physiques suivants : la température et l'intensité lumineuse. Nous en avons tenu compte en procédant de la manière suivante :

- **Définition d'un facteur de charge mensuel** : Sur base du nombre d'heures de luminosité par jour donné en fonction de la latitude et en fonction du mois¹⁷ ainsi que sur base des températures mensuelles moyennes observées en 1998¹⁸, les facteurs de charge mensuels repris dans le graphique ci-dessous ont été définis. Il est évident que le seul facteur de charge intéressant dans notre cas est celui relatif au mois d'août (0,12).

Facteurs de charge mensuel lié aux émissions biogéniques

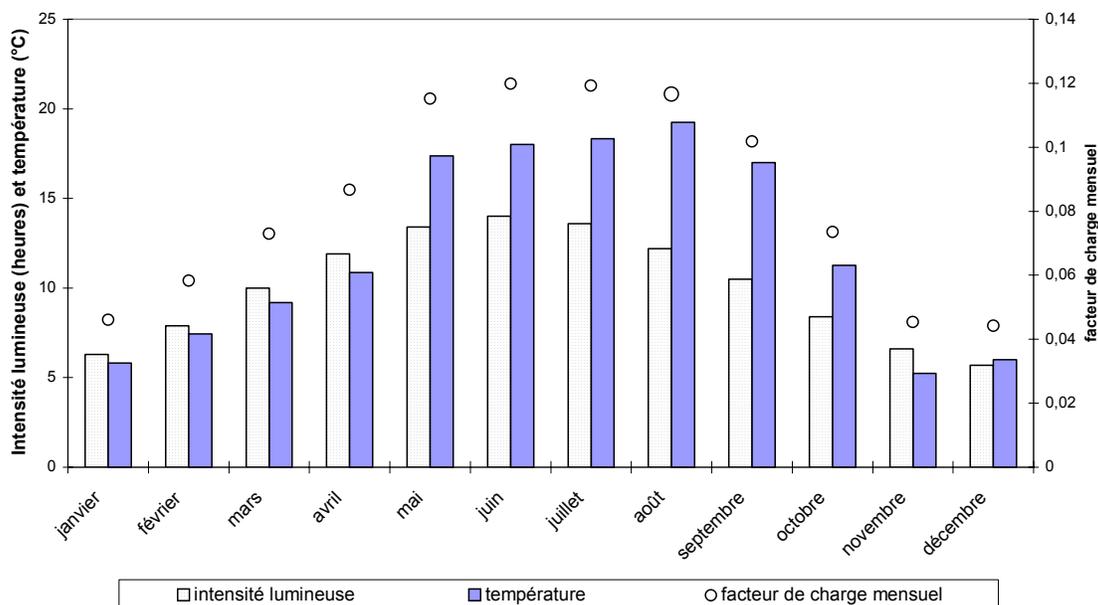


Figure 18 : Facteurs de charge mensuels liés aux émissions biogéniques en Région de Bruxelles-Capitale.

¹⁷ Voir 'Emission Inventory Guidebook', p. B1101-10

¹⁸ IRM, Uccle

- **Définition d'un facteur de charge hebdomadaire** : le facteur de charge hebdomadaire relatif à toute semaine du mois d'août est facilement déterminé à partir du coefficient précédent, il est de 0,027.
- **Définition d'un profil horaire** : les données de températures journalières horaires relatives aux trois jours de l'épisode photochimique étudié ont permis de déterminer la distribution horaire suivante pour les émissions biogéniques:
-

Profil horaire relatif aux émissions biogéniques journalières

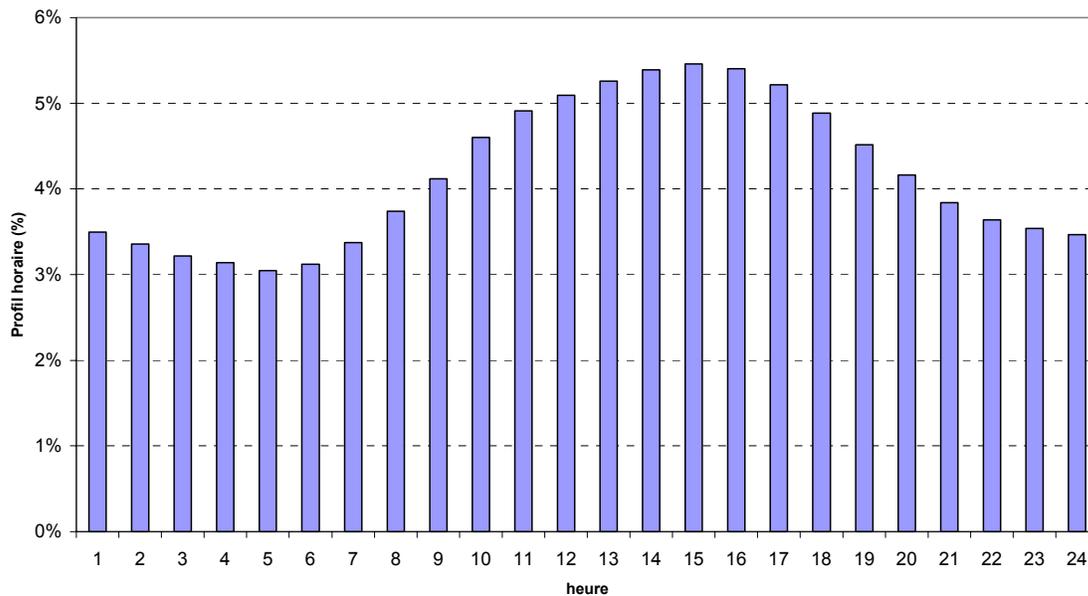


Figure 19 : Profil horaire journalier propre aux émissions biogéniques en Région de Bruxelles-Capitale.

5.2.3.2.c Profils de polluants

Nous avons vu ci-dessus que l'élevage et l'agriculture n'émettent peu ou pas de COVNM, sauf en ce qui concerne les cultures avec engrais. Par contre, les forêts contribuent à augmenter de façon considérable les COVNM émis dans l'atmosphère. Les émissions de COVNM liées aux cultures sans engrais et aux forêts sont essentiellement réparties entre les isoprènes et monoterpènes, appartenant au groupe α -alcènes (COV n°12). Le reste des émissions est réparti entre les autres types d'alcènes (COV n° 9 à 11 et 13 à 14), les carbonyles (COV n°19 à 32) et les alcanes (COV n° 1 à 8). Cependant, ces derniers ont été jusqu'alors difficilement quantifiables et nécessitent des tentatives de mesures supplémentaires pour qu'un inventaire complet et fiable puisse exister.

Le profil de COVN utilisé pour répartir les émissions des groupes 10 et 11 a été déterminé sur base des estimations relatives aux émissions de COVM issues des forêts de Belgique et reprises dans le tableau ci-dessous :

Espèces de COVNM	Emissions (kt/an)	%
Isoprène	30	74 %
Monoterpène	7	
Autres COV (alcènes, alcanes, carbonyl)	13	26 %
Total	50	100 %

Tableau 13: Répartition des émissions de COVNM liées aux forêts belges.

5.2.4 Emissions liées à la consommation énergétique

5.2.4.1 Données de base

Les émissions annuelles liées aux consommations énergétiques des logements et du secteur tertiaire sont essentiellement générées par les activités de chauffage. Or, l'épisode photochimique étudié correspond à une période estivale pour laquelle aucune activité de chauffage n'est susceptible d'être présente sur base des températures élevées observées les jours concernés. Cependant, les parts respectives des émissions énergétiques annuelles liées au chauffage et au 'hors chauffage' ont été déterminées pour chacune des Régions ainsi que pour chaque polluant étudié. Ce travail a été effectué pour le secteur du logement ainsi que pour le secteur tertiaire et nous permet ainsi de tenir compte des activités énergétiques 'hors chauffage' présentes en été, même s'il faut s'attendre à des contributions faibles de ce secteur par rapport aux émissions de tous les autres types de sources (trafic, industries, agriculture et nature).

5.2.4.1.a Région Wallonne

Les émissions énergétiques wallonnes utilisées afin de déterminer les émissions horaires d'un jour ouvrable du mois d'août 1998 propres à chacun des arrondissements wallons sont synthétisées dans le tableau suivant :

Précision temporelle	Données annuelles de 1996
Précision spatiale	Arrondissement
Polluants	COVNM, CH ₄ , NO _x , CO et SO ₂
Sources	Code SNAP 20200 et 20100 du groupe Corinair n° 2 pour les logements et le tertiaire respectivement (voir Annexe 5.2 : définition des 11 groupes et sous-groupes Corinair).

Tableau 14 : Caractérisation des émissions énergétiques de base en Région Wallonne.

A titre indicatif, les émissions régionales wallonnes de COVNM liées aux logements et au secteur tertiaire s'élèvent respectivement à près de 4400 tonnes et à moins de 120 tonnes. Par ailleurs, les logements contribuent à l'émission de plus de 6350 tonnes de NO_x tandis qu'environ 1240 tonnes d'émissions de NO_x sont attribuables à la consommation énergétique annuelle du secteur tertiaire.

5.2.4.1.b Région Flamande

Les émissions énergétiques flamandes utilisées afin de déterminer les émissions horaires d'un jour ouvrable du mois d'août 1998 propres à chacune des communes flamandes sont synthétisées dans le tableau suivant :

Précision temporelle	Données annuelles 1997	Données annuelles 1997	Données annuelles 1998
Précision spatiale	Communes	Communes	Communes
Polluants	NO _x et SO ₂	COVNM et CO	CH ₄
Sources	Distinction faite entre logement, tertiaire et serres	Logement, tertiaire et serres confondus	Logement, tertiaire et serres confondus

Tableau 15 : Caractérisation des émissions énergétiques de base en Région Wallonne.

Remarquons qu'un travail de répartition des émissions entre les différents types de bâtiments concernés (logement, tertiaire et serres) est nécessaire pour le CH₄, les COVM et le CO. Pour ce faire, des clés de répartition ont été déterminées pour chaque commune sur base du même type de répartitions observées pour le NO_x et le SO₂. Ainsi, en moyenne, au niveau régional, 82% des émissions liées aux activités énergétiques des bâtiments (plus de 3000 tonnes de COVM et près de 10000 tonnes de Nox) sont attribuables aux logements, 16% sont liées aux exploitations de serres et 2% au tertiaire.

5.2.4.1.c Région de Bruxelles-Capitale

Les émissions énergétiques bruxelloises utilisées afin de déterminer les émissions horaires d'un jour ouvrable du mois d'août 1998 propres à la Région sont synthétisées dans le tableau suivant :

Précision temporelle	Données annuelles 1997
Précision spatiale	Région
Polluants	COVM, CH ₄ , NO _x , CO et SO ₂
Sources	Code SNAP 20200 et 20100 du groupe Corinair n° 2 pour les logements et le tertiaire respectivement (voir Annexe 5.2 : définition des 11 groupes et sous-groupes Corinair).

Tableau 16 : Caractérisation des émissions énergétiques de base en Région de Bruxelles-Capitale.

A titre indicatif, les émissions de COVM en Région de Bruxelles-Capitale liées aux logements et au secteur tertiaire s'élèvent respectivement à près de 260 tonnes et à moins de 70 tonnes. Par ailleurs, les logements contribuent à l'émission de plus de 1800 tonnes de NO_x tandis qu'environ 800 tonnes d'émissions de NO_x sont attribuables à la consommation énergétique annuelle du secteur tertiaire bruxellois.

5.2.4.2 Méthodologie

5.2.4.2.a Contributions respectives du chauffage et du hors chauffage aux émissions provenant de la consommation énergétique des logements ainsi que du secteur tertiaire

Comme nous l'avons mis en évidence ci-dessus, un pré-traitement des données est nécessaire avant de procéder à la démarche générale qui consiste, rappelons-le, à effectuer une répartition spatiale des émissions régionales, une répartition temporelle des émissions annuelles et à appliquer ensuite les profils de polluants adaptés aux sources étudiées. Ce pré-traitement consiste à répartir les émissions énergétiques associées au logement et au secteur tertiaire en émissions liées au chauffage et au 'hors chauffage' et ce, pour chacun des polluants étudiés.

Pour ce faire, nous nous basons essentiellement sur les données de consommation annuelles régionales disponibles selon une ventilation par vecteur énergétique (gasoil, charbon et bois, gaz naturel, butane-propane et fioul lourd), par type de bâtiments (logement et tertiaire) et par catégories 'chauffage' et 'hors chauffage' ainsi que sur les facteurs d'émissions propres à chacun des polluants étudiés et relatifs à chaque vecteur énergétique¹⁹.

Les formules suivantes ont donc été déterminées et appliquées à chacune des trois Régions, pour le logement et pour le tertiaire, afin de déterminer les contributions du chauffage et du 'hors chauffage' dans les émissions du polluant i , respectivement CH _{i} et HCH _{i} :

¹⁹ Voir 'Collecte de données sur les émissions atmosphériques liées à des consommations énergétiques en Région de Bruxelles-Capitale', rapport final - décembre 1997, IW pour le compte de l'IBGE.

$$CH_i = Ech_i / (Ech_i + Ehch_i) \quad (\%) \quad \text{et} \quad HCH_i = Ehch_i / (Ech_i + Ehch_i) \quad (\%)$$

Où :

Ech_i et $Ehch_i$ sont respectivement les émissions du polluant i liées au chauffage et au 'hors chauffage' ; elles sont calculées de la manière suivante :

$$Ech_i = \sum_j Cch_j * fact_{ij} \quad (t) \quad \quad \quad Ehch_i = \sum_j Chch_j * fact_{ij} \quad (t)$$

Où :

Cch_j et $Chch_j$ sont les consommations liées au vecteur énergétique j pour les activités de chauffage et de 'hors chauffage' respectivement (T_j);
 $fact_{ij}$ représentent les facteurs d'émissions propres au vecteur énergétique j et au polluant i (t/T_j).

Le tableau synthétique suivant précise les contributions des émissions énergétiques 'hors chauffage' dont nous tenons compte. Pour rappel, cette subdivision en émissions liées au chauffage et au 'hors chauffage' a pour objectif d'isoler la part des émissions annuelles liées au chauffage puisque aucune activité de la sorte n'est susceptible de se produire pendant la période estivale étudiée.

HCH _i (%)	logement			tertiaire		
	Wallonie	Flandre	Bruxelles	Wallonie	Flandre	Bruxelles
CH ₄	7,73 %	9,33 %	12,00 %	12,07 %	Cfr Wallonie	7,73 %
CO	7,88 %	9,58 %	13,00 %	12,57 %		7,88 %
COVNM	7,89 %	9,57 %	13,00 %	12,42 %		7,89 %
NO _x	11,78 %	13,15 %	20,00 %	12,16 %		11,78 %
SO ₂	6,44 %	7,62 %	8,00 %	11,29 %		6,44 %

Tableau 17 : Contributions des émissions énergétiques 'hors chauffage' (% par rapport aux émissions énergétiques régionales totales propres au secteur envisagé).

Nous observons que les contributions des émissions énergétiques liées au 'hors chauffage' dans les émissions énergétiques totales varient entre 6 et 20% selon le polluant. La contribution maximale est celle des oxydes d'azote, principaux acteurs chimiques de la formation et de la destruction de l'ozone.

5.2.4.2.b Répartition spatiale

Les émissions industrielles wallonnes, bruxelloises et flamandes liées aux consommations énergétiques 'hors chauffage' des logements et du secteur tertiaire ne requièrent nullement l'usage de clés spatiales puisque les degrés de précision des données correspondent aux résolutions spatiales définies, à savoir respectivement l'échelle des arrondissements, l'échelle régionale et l'échelle communale.

5.2.4.2.c Répartition temporelle

Les émissions annuelles liées à la consommation énergétique 'hors chauffage' tant des logements que du secteur tertiaire ont été ventilées sur base d'un *facteur de charge hebdomadaire* de 1/52, c'est-à-dire 0,01923 ainsi que via l'usage des *profils horaires journaliers* propres aux logements et au secteur tertiaire et définis par l'Institut Wallon.

5.2.4.2.d Profils de polluants

Profil de NOx

La répartition des émissions de NOx liées aux consommations énergétiques 'hors chauffage' en émissions de NO et de NO₂ suivent la même loi que celle appliquée aux émissions industrielles.

Profil de COVM

Etant donné l'absence de renseignements à ce sujet, une répartition homogène entre les diverses espèces de COVM a été adoptée.

6. Modélisation photochimique

6.1 Description du modèle

6.1.1 Principe

METPHOMOD (METEorological and PHOtochemical MODeL)²⁰, développé entre l'Université de Bern et l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL), est un modèle eulérien tridimensionnel calculant l'évolution spatio-temporelle des champs météorologiques ainsi que les concentrations de différents composés chimiques primaires et secondaires. Au niveau temporel, seuls les épisodes photochimiques²¹ sont analysés.

L'approche suivie par le modèle est la technique dite du « nesting ». L'idée de base est d'améliorer la qualité des conditions de bords sur le domaine de calculs. Pour cela, le modèle est utilisé sur base d'une grille de grande taille qui englobe le domaine étudié. Les conditions de bords du petit domaine sont alors déterminées par le calcul effectué sur la grande grille.

Le domaine de calculs est divisé en volumes élémentaires, appelés « mailles » qui définissent la grille de calculs. Le maillage est un de type cartésien ; la longueur des cellules sur les axes x et y est constante, alors que pour z, la hauteur des couches varie avec l'altitude afin d'obtenir une bonne précision près du sol et afin d'optimiser les temps de calcul, les couches se trouvant à des hauteurs élevées étant moins importantes.

La plupart des paramètres physiques sont contenus au centre de la maille et sont calculés à partir des interactions avec les 6 cellules voisines régies par les équations de Navier-Stokes, décrites ci-dessous, et de conservation de la masse.

$$\frac{\partial \rho_0 \bar{U}_i}{\partial t} = \underbrace{-\frac{\partial \bar{U}_j \rho_0 \bar{U}_i}{\partial x_j}}_{\text{transport}} - \underbrace{\frac{\overline{U_j'' \rho_0 \partial U_i''}}{\partial x_j}}_{\text{turbulence}} - \underbrace{\frac{\partial \bar{p}'}{\partial x_i}}_{\text{gradient pression}} - \underbrace{2\varepsilon_{ijk} \Omega_j \rho_0 \bar{U}_k}_{\text{force Coriolis}} - \underbrace{\delta_{i3} \rho_0 g \left(\frac{\theta'}{\theta_0} - \frac{C_v p'}{C_p p_0} \right)}_{\text{flottabilité}}$$

avec :

U_0 valeur synoptique de U. U_0 est défini en fonction de la hauteur au-dessus de la mer

\bar{U} moyenne de U sur le volume de la cellule considérée

U' := $\bar{U} - U_0$

U'' := $U - \bar{U}$

U_i composante i de la vitesse du vent

ρ_0 densité moyenne de l'air

p pression de l'air

Ω_j composante du vecteur de rotation terrestre

C_p capacité calorifique de l'air à pression constante

C_v capacité calorifique de l'air à volume constant

²⁰ Perego, S. (1996). 'Ein numerisches Modell zur Simulation des Sommersmogs', Vol. G47, Geographica Bernensia, Bern, Suisse, ISBN 3-906151-05-0.

²¹ Un épisode photochimique est une période d'au moins deux jours successifs avec un dépassement des valeurs limites d'ozone.

A ceci, pour tenir compte d'un système d'équations complet, il faut ajouter les équations de conservation de la masse, du moment, de la chaleur, de la vapeur d'eau, des composés chimiques, l'approximation anélastique et la loi des gaz parfait.

Les réactions chimiques utilisées par le modèle proviennent des mécanismes RACM [Stockwell et al. (1997)]²². Ces mécanisme considèrent 234 réactions qui décrivent les interactions entre 76 espèces chimiques présentes dans l'atmosphère. Parmi ces espèces, on trouve principalement l'ozone, les oxydes d'azote, les composés organiques volatiles (alcanes, alcènes, aromatiques, etc.) et les radicaux (hydroxyles, peroxydes, etc.).

6.1.2 Données d'entrée nécessaires

Pour lancer une simulation avec METPHOMOD du nuage photochimique sur quelques jours, l'ensemble des données suivantes est nécessaire:

6.1.2.1 Topographie et caractéristiques du sol

La topographie du site étudié et certaines caractéristiques du sol sont prises en compte dans le modèle. L'utilisation du sol (« landuse ») est une donnée importante. Un sol recouvert de forêts, d'herbe ou de maisons présentera des paramètres physiques différents (albédo, capacité calorifique, résistance à l'évaporation, rugosité, etc).

Afin de caractériser le sol, la température de surface et du sol (en profondeur), l'humidité relative, l'eau contenue dans les plantes constituent également des paramètres utiles. Comme pour la topographie et le « landuse », ces valeurs sont fixes et ne varient donc pas au cours du temps.

6.1.2.2 La météorologie

Les paramètres dont on a besoin pour la météorologie sont la vitesse et la direction du vent géostrophique (vent à $\approx 3000\text{m}$ d'altitude), l'humidité et la température. Ces valeurs doivent être précisées au sein de l'entière du domaine pour les conditions initiales ($t=0$) puis sur les bords pendant le reste de la modélisation.

6.1.2.3 Les émissions des polluants influençant les taux d'ozone

L'établissement d'un cadastre d'émissions relatif au domaine étudié constitue une étape essentielle et déterminante afin d'évaluer, au moyen du modèle METPHOMOD, les concentrations ambiantes d'ozone. Cette étape a été décrite en détails au chapitre précédent (cfr chapitre 5).

6.2 Etapes préalables à l'utilisation du modèle

Les étapes principales préalables à l'utilisation du modèle consistent à définir les deux domaines de calculs, à mettre en évidence un ou plusieurs épisode(s) photochimique(s) et récolter les données météorologiques se rapportant à ce(s) dernier(s), à récolter et traiter les données de topographie et d'occupation du sol propres aux deux domaines d'études et à réaliser le cadastre d'émissions.

6.2.1 Définition des deux domaines de calcul

Afin de procéder à la technique du « nesting » évoquée ci-dessus, nous avons défini un grand domaine de calculs de 300 km de côté et contenant 2500 mailles de 6 km de côté. Quant au petit domaine, il est composé de 1600 mailles de 3 km de côté et sa longueur est de 120 km. Bruxelles se situe au centre de ces deux domaines.

²² Stockwell, W. R., Kirchner, F., Kuhn, M. and Seefeld, S. (1997). 'A new mechanism for regional atmospheric chemistry modeling', *J. Geophys. Res.*, 102(D22), 25847-25879.

6.2.2 Choix et caractérisation des épisodes d'ozone

Le modèle photochimique METPHOMOD, étant un modèle nécessitant de grandes quantités de données ainsi que d'importants temps de calcul, se limite à la simulation d'un ou plusieurs épisodes de quelques jours. Il est alors primordial de choisir un épisode représentatif des maxima de pollution pouvant apparaître sur le domaine étudié.

L'analyse de la pollution par l'ozone au cours de l'année de référence 1998 nous a permis de mettre en évidence deux épisodes photochimiques. Un épisode photochimique, rappelons-le, correspond à une période d'au moins deux jours successifs avec un dépassement des valeurs limites imposées par la législation nationale. Comme en témoignent les deux figures ci-dessous, le premier épisode s'étale du 11 au 13 mai tandis que le second se déroule entre le 10 et le 12 août 1998. Ces deux périodes estivales de fortes concentrations d'ozone vont de paire avec un accroissement de la température (lié à une augmentation de la radiation solaire) et une diminution de l'intensité du vent.

Nous avons choisi d'analyser en priorité l'épisode du mois d'août qui est le plus manifeste.

6.2.3 Récolte et traitement des données météorologiques

Les données sur lesquelles s'appuie le modèle pour déterminer les champs météorologiques dans chaque maille sont issues des radiosondages effectués deux fois par jour à Zaventem. Les sondages ne donnant des valeurs que pour certaines hauteurs, il faut interpoler pour obtenir les conditions de bord à chaque altitude.

Les données brutes ont été traitées de sorte à répondre au format spécifique (.cdf) requis par le modèle photochimique.

6.2.4 Récolte et traitement des données de topographie et d'occupation des sols

Afin de calculer les champs météorologiques sur les deux domaines définis, le modèle nécessite pour chacune des mailles les données de topographie et d'occupation des sols. La topographie représente l'élévation de terrain par rapport au niveau de la mer (en mètres) tandis que l'occupation du sol est caractérisée par 24 classes différentes. Deux sites internet²³ permettent de télécharger ces données dont la résolution spatiale est de l'ordre du km² et dont l'étendue couvre le monde entier. A l'aide des Systèmes d'Informations Géographiques (SIG) Arcinfo et Arcview, nous avons moyenné les données couvrant les petit et grand domaines de calcul afin d'obtenir respectivement des résolutions de l'ordre de 9 km² et de 36 km². Ces données ont ensuite été traitées afin de répondre au format spécifique du modèle photochimique.

6.2.5 Réalisation du cadastre d'émissions

Des données d'émissions horaires sont nécessaires non seulement au niveau de chacune des mailles du petit domaine mais également pour chaque maille définissant le grand domaine.

6.2.5.1 Cadastre d'émissions sur le petit domaine

L'établissement de ce cadastre a été réalisé à partir des données d'émissions fournies par chacune des trois Régions et ce, pour chacune des sources de polluants (transport, industries, agriculture et nature ainsi qu'énergie). Les résolutions spatiales atteintes sont de l'ordre de l'arrondissement en Région Wallonne, de l'ordre régional au niveau de la Région de Bruxelles-Capitale et de l'ordre de la commune au niveau flamand (cfr chapitre 5).

L'interpolation de ces données d'émissions afin d'atteindre la résolution plus fine du petit domaine d'étude défini (3 km x 3 km) a été réalisée via l'utilisation de Arcview. La conversion des données au format netCDF, requis par le modèle photochimique, a été facilitée via l'utilisation d'un programme développé au LPAS et nommé « cremis ».

²³ <http://www1.gsi-mc.go.jp/gtopo30.html> : topographie

<http://edcwww.cr.usgs.gov/landaac/glcc/technote.html> : occupation du sol

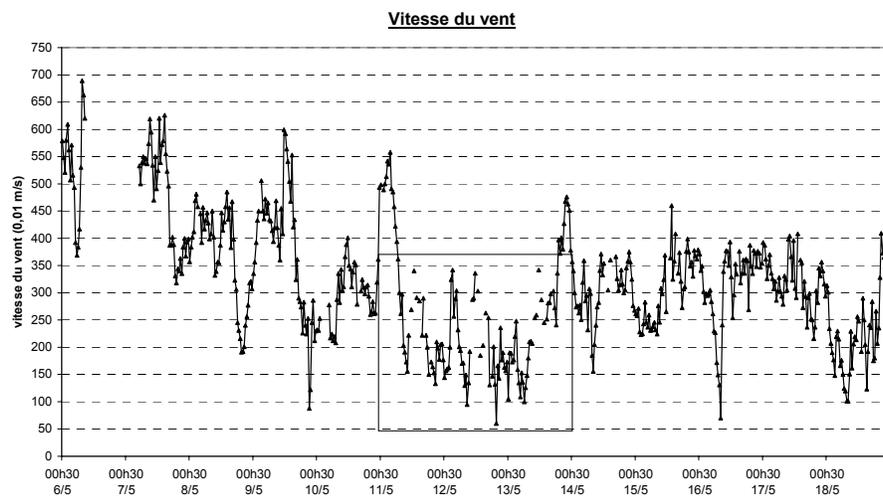
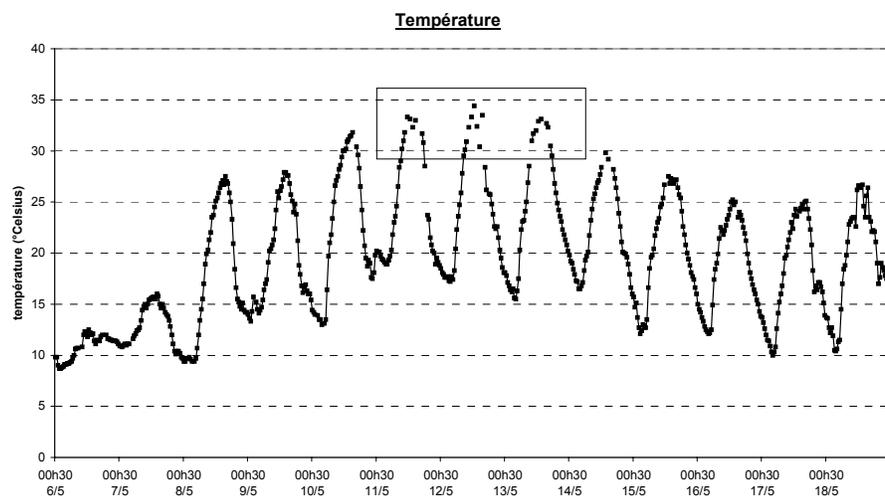
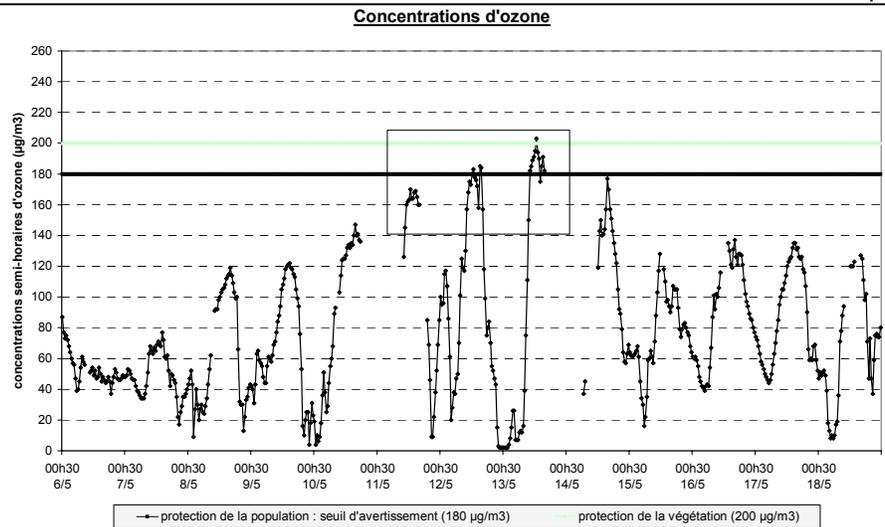


Figure 20: Episode de pollution photochimique du mois de mai 1998. Concentration d'ozone, température et vitesse du vent observés à Uccle.

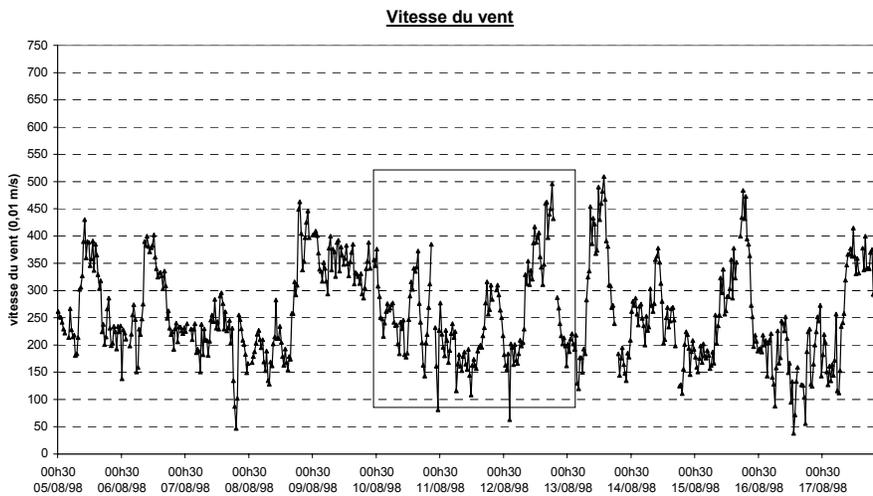
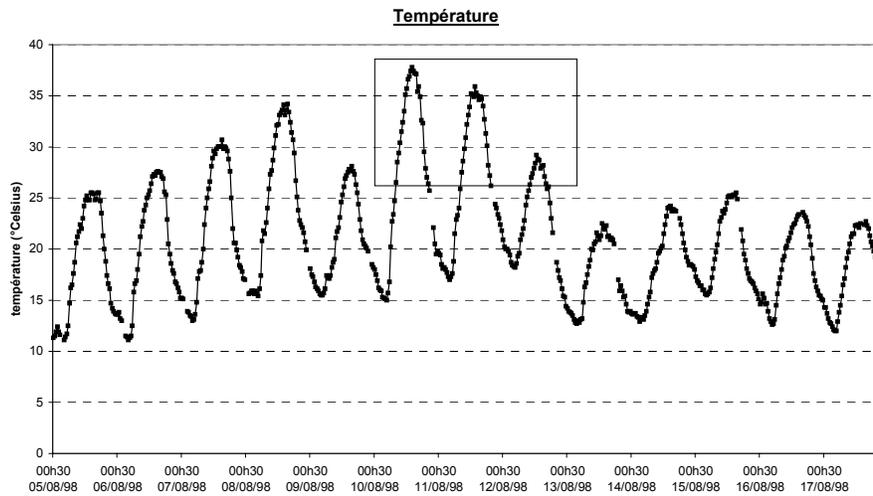
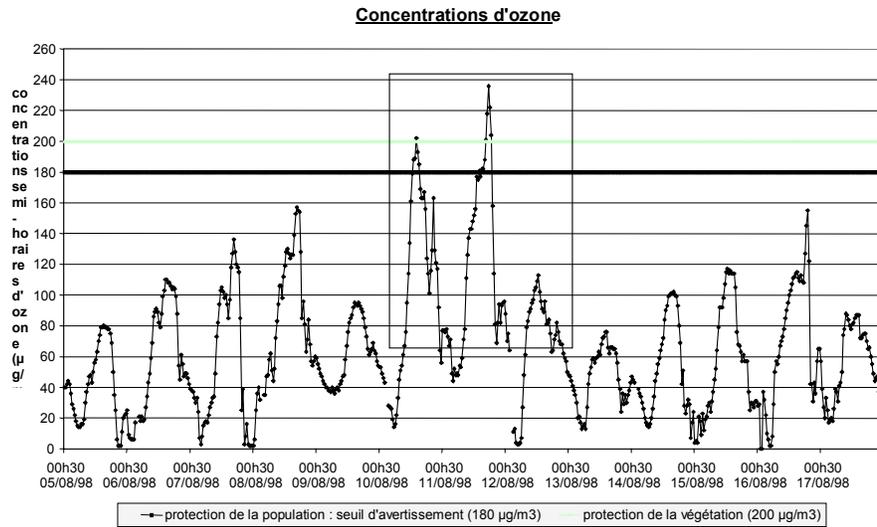


Figure 21 : Episode de pollution photochimique du mois d'août 1998. Concentration d'ozone, température et vitesse du vent observés à Uccle.

6.2.5.2 Cadastre d'émissions sur le grand domaine

Le cadastre d'émissions relatif au grand domaine d'étude (de 300 km de côté) a été réalisé via la base de données européenne élaborée par EMEP et dont la résolution spatiale est de 50 x 50 km² tandis que la résolution temporelle est horaire. Le dernier inventaire, sur lequel nous nous sommes basés, concerne l'année de référence 1994.

Les données d'émissions EMEP des différents polluants ont été traitées afin, entre autres, d'obtenir une résolution plus fine, à savoir la résolution de 6 x 6 km² du grand domaine. Le traitement principal a donc consisté dans un premier temps à attribuer, à chacune des classes d'occupation des sols, un coefficient traduisant la résistance minimum de déposition R0-min, dont l'unité est le seconde/mètre (s/m). Ainsi, par exemple, R0-min est nul pour les surfaces aquatiques tandis qu'il est de 1000 pour les espaces urbains. Ensuite, les coefficients R0-min ont pu être attribués à chacune des mailles du grand domaine à partir du moyennage que nous avons préalablement réalisé au niveau des données d'occupation des sols. La répartition des émissions horaires EMEP sur chaque maille du grand domaine se base alors sur les valeurs respectives des coefficients définis pour chaque maille.

Un travail d'adaptation des espèces chimiques incluses dans le cadastre européen a également été mené afin que celles-ci correspondent exactement aux espèces du module chimique RACM utilisé par le modèle METPHOMOD.

6.3 Utilisation proprement dite du modèle

Une fois les données d'entrée traitées et mises sous le bon format tel que nous l'avons évoqué plus haut, nous avons pu à proprement parler utiliser le modèle.

6.3.1 Calculs sur le grand domaine

Afin de définir les conditions de bords sur le petit domaine d'études, la première étape de calculs est centralisée sur le grand domaine. Nous avons, dans un premier temps, calculé la dynamique, afin de vérifier que les champs météorologiques calculés correspondent bien à ce qui a été mesuré. Cette vérification préalable des champs météorologiques sert à s'assurer que les polluants seront correctement transportés lors des calculs ayant trait à la chimie de l'atmosphère. La comparaison des calculs météorologiques et des mesures au sol réalisées dans plusieurs stations réparties sur le territoire belge a été réalisée.

Ensuite, les calculs chimiques sur le grand domaine ont été lancés et les résultats, essentiellement en termes de concentrations d'ozone et d'oxydes d'azote, ont été comparés aux observations faites durant le même épisode photochimique, en diverses stations télémétriques de mesures (voir résultats).

6.3.2 Calculs sur le petit domaine

Une fois les conditions de bords fixées grâce à l'étape précédente, nous pouvons procéder aux calculs météorologiques et chimiques, de la même manière que ci-dessus (voir résultats).

7. Evaluation des dommages physiques par le biais de fonctions concentration-réponse

Les différents types d'effets de la pollution photochimique sur la santé humaine, la végétation et les matériaux ont été passés en revue au chapitre 3 tandis que les normes applicables en la matière ont été présentées dans le chapitre 4.

Nous allons à présent nous intéresser aux fonctions concentration-réponse disponibles dans la littérature de manière à pouvoir faire le lien entre les concentrations élevées en ozone dans l'air observées durant l'épisode et les effets plus ou moins importants que l'on peut observer en conséquence sur la santé, les végétaux et les matériaux.

Bien que le nombre d'effets potentiellement liés à une exposition à des taux élevés d'ozone soient nombreux, nous verrons que seuls un certain nombre d'entre eux ont été suffisamment étudiés que pour pouvoir donner lieu à une analyse détaillée et précise des dommages. Dans de nombreux cas en effet, soit aucune fonction dose-réponse n'a été déduite pour l'effet étudié, soit il en existe une mais elle n'est pas significative. C'est généralement le cas pour des effets sur la santé dont l'apparition est décrite dans certaines études épidémiologiques et contredite dans d'autres, soit que les méthodologies utilisées diffèrent soit qu'un lien entre la concentration en ozone et ce type d'effet puisse réellement être mis en doute.

7.1 Impacts sur la santé humaine

Les études épidémiologiques ont mis en évidence un grand nombre d'effets potentiellement liés à une exposition à des concentrations élevées d'ozone dans l'air ambiant. Il importe de distinguer les effets à court terme des effets à long terme. La littérature est relativement abondante en ce qui concerne les changements physiologiques et pathologiques affectant à court terme le système respiratoire. Bien que sans doute plus importants, les effets à long terme ont jusqu'à présent fait l'objet de peu d'études et on dispose à leur égard de très peu d'indications.

7.1.1 Les différents types d'effets sur la santé et les fonctions CR dont on dispose

Pour chaque type d'effet étudié, nous mentionnerons les études de référence, résumerons leurs résultats et en tirerons les conclusions nécessaires à l'établissement de fonctions concentration-réponse à prendre éventuellement en compte dans la quantification des effets de la pollution photochimique sur la santé humaine.

Par souci d'exhaustivité, nous passerons en revue les effets potentiels à court et à long terme. Cependant, notre objet d'étude consistant en un épisode d'ozone, nous ne prendrons en compte que les effets aigus de l'ozone c.-à-d. les effets survenant durant l'épisode ou dans les quelques jours qui suivent. Il va de soi que les effets chroniques, qui sont liés à des concentrations moyennes élevées sur des périodes de temps plus longues, ne peuvent pas être dérivés des données relatives à l'épisode.

7.1.1.1 Effets à court terme de l'ozone ambiant sur la fonction pulmonaire

Ce type d'effets a été observé dans plusieurs études américaines mesurant chaque jour sur une série de sujets, et ce durant plusieurs semaines ou mois, la capacité pulmonaire en même temps qu'une série d'autres données telles les concentrations en polluants dans l'air extérieur, le niveau d'activité physique, etc. Ces études ont montré des effets détectables à

des concentrations en ozone aussi faibles que 70 ppb²⁴. Par contre, on a observé en parallèle une grande variabilité dans les réponses individuelles. Enfin, un grand nombre d'autres études du même type constatent une absence totale d'effets significatifs de l'ozone sur la fonction pulmonaire.

Les données disponibles sur ce type d'effets dans des études européennes sont peu nombreuses et offrent des résultats assez contradictoires. De façon générale, les études ne permettent pas d'isoler les effets de concentrations élevées en ozone de ceux, conjoints, du niveau d'activité physique, de la présence de particules, etc²⁵. Un autre problème est posé par les différences de méthodologies utilisées.

Etant donné le nombre important d'incertitudes liées à la quantification des effets de l'ozone sur la fonction pulmonaire, il a été décidé ne pas les inclure dans nos estimations des impacts sur la santé humaine.

7.1.1.2 Irritation du système respiratoire

Nombre d'études ne mettent en évidence aucune association statistiquement significative entre les concentrations en ozone et les symptômes respiratoires observés chez des enfants sains et même souvent asthmatiques²⁶. L'étude ayant eu pour objet l'absentéisme scolaire à Mexico City²⁷ a pu mettre en évidence une association relativement nette entre les niveaux élevés d'ozone et l'absentéisme observé, mais qui n'est pas transférable à la situation rencontrée dans nos pays, où les niveaux de concentration moyens enregistrés sont bien moindres.

Certaines études mentionnent une association entre une série de symptômes respiratoires observés chez les adultes et l'exposition à la pollution photochimique mais sans parvenir toutefois à distinguer l'effet spécifique de l'ozone. Aucune fonction concentration-réponse n'est donc disponible pour ce type d'effet.

Par conséquent, et pour les diverses raisons évoquées ici, il ne sera pas fait usage d'une éventuelle relation entre ozone et symptômes respiratoires dans la quantification des impacts sur la santé humaine.

7.1.1.3 Visites aux urgences et admissions à l'hôpital pour maladies respiratoires

Un nombre important d'études, tant aux Etats-Unis qu'en Europe, se sont attachées à relier les concentrations en ozone dans l'air ambiant au nombre de visites aux services d'urgence ou d'admissions à l'hôpital pour cause respiratoire ou, dans une moindre mesure, cardiovasculaire. Ce type de données présente l'avantage de permettre un diagnostic relativement précis, ce qui n'est pas toujours le cas pour les données concernant la mortalité. La plupart des études font l'usage de relations de Poisson et aboutissent à l'évaluation du risque relatif de tel ou tel effet pour une augmentation donnée de la concentration en polluant.

Les admissions à l'hôpital pour maladies respiratoires ont été largement étudiées. Pour l'Amérique du Nord, les risques relatifs obtenus sont tous positifs et la plupart significatifs, allant de 1.05 à 1.54 pour une augmentation de 100 µg/m³ de la concentration journalière maximum en ozone, valeur moyenne sur une heure²⁸. Dans une étude datant de 1997,

²⁴ Conclusion du rapport sur l'ozone réalisé par le DH Advisory Group on the Medical Aspects of Air Pollution Episodes (MAAPE)

²⁵ Quantification of the effects of Air Pollution on Health in the UK, Department of Health, 1998

²⁶ Department of Health, Committee on the Medical Effects of Air Pollutants, Asthma and Outdoor Air Pollution, London, HMSO, 1995

²⁷ Romieu, Lugo, Velasco, Sanchez, Meneses, Hernandez. Air pollution and school absenteeism among children in Mexico City. Am J Epidemiol, 1992

²⁸ Schwartz. Air pollution and hospital admissions for respiratory disease. Epidemiology 1996.

Schwartz estime à 1.06 (1.05, 1.08) la moyenne pondérée des coefficients de risque relatif²⁹ issus de ces différentes études.

Une partie de l'étude APHEA couvrant 4 villes européennes (Amsterdam, Londres, Paris et Rotterdam) fournit des données significatives et sans hétérogénéité entre les villes concernées. La fonction concentration-réponse qui en est dérivée se base sur des concentrations moyennes sur 8 heures. Le risque relatif moyen pondéré est de 1.03 pour une augmentation de 50 µg/m³ de la concentration moyenne sur 8 heures³⁰. De manière générale, ces coefficients sont assez proches de ceux observés en Amérique du Nord.

L'absence de différence importante entre les différentes villes étudiées et entre les 2 continents nous permet de généraliser sans crainte ces données au cas qui nous occupe. Dans les deux cas, la forme choisie pour les fonctions concentration-réponse est de type « sans seuil », ce qui est par ailleurs confirmé par une série d'arguments théoriques.

L'étude des admissions à l'hôpital pour pneumonie donne des résultats similaires : un risque relatif moyen de 1.07 (1.04, 1.10) pour une augmentation de 100 µg/m³ de la concentration journalière maximum en ozone, valeur moyenne sur une heure⁶. Par ailleurs, beaucoup de pneumonies constituent des complications de maladies cardio-respiratoires existantes, et le transfert de diagnostic entre l'une ou l'autre pathologie est fréquent. Pour ces diverses raisons, l'impact de l'ozone sur les admissions hospitalières pour cause de pneumonie ne sera pas dissocié des admissions pour autres troubles respiratoires. Il en va de même pour les admissions pour maladies pulmonaires d'obstruction chronique, pour lesquelles on a enregistré des risques relatifs de 1.043 pour une augmentation de 50 µg/m³ de la concentration moyenne sur 8 heures et qui seront donc incluses dans les admissions pour « toute cause respiratoire »²⁰.

7.1.1.4 Visites aux urgences et admissions à l'hôpital pour autres pathologies

Les études ayant cherché à établir un lien entre les concentrations en ozone dans l'air ambiant et les admissions pour asthme ont abouti à des résultats divers. Selon certaines études américaines, aucune association ou une association négative est établie. Dans d'autres études, une association positive lie admission à l'hôpital pour cause d'asthme et pollution de l'air, à laquelle l'ozone prend part. Mais se pose alors la difficulté de séparer l'effet de l'ozone de celui des autres polluants présents dans l'air.

En Europe, les résultats des études menées de le cadre du projet APHEA sont également contradictoires : association positive à Londres, négative à Paris, résultats inconsistants à Barcelone.

En conclusion, les effets potentiels de l'ozone sur l'asthme ne seront pas inclus dans l'évaluation des impacts.

Trois études américaines ont également entrepris d'établir une relation entre admissions à l'hôpital pour maladie cardiovasculaire et ozone : aucune association significative n'a été observée.

7.1.1.5 Mortalité à court terme

Il peut sembler surprenant de considérer séparément mortalité à court terme et mortalité à long terme. En effet, si l'on a des fonctions concentration-réponse distinctes pour ces deux

²⁹ Schwartz, Health effects of air pollution from traffic : ozone and particulate matter. 1997

³⁰ Spix C., Anderson R., Schwartz J., Vigotti M. A., Le Tertre A., Vonk J., Touloumi G., Balducci F., Pierkarski T., Bacharova L., Tobias A., Ponka A., Katsouyanni K. (1998). 'Short term effects of air pollution on hospital admissions of respiratory diseases in Europe : a quantitative summary of APHEA study results', *Archives of Environmental Health*, Vol. 53, No 1, February 1998.

types de mortalité, ce n'est pas tant parce qu'il existe une différence en termes d'exposition (la plupart des gens sont exposés de façon chronique) que parce qu'on s'attache à mesurer des effets différents. Dans le premier cas, on ne prend en compte que les décès qui surviennent pendant l'épisode ou immédiatement après. Dans le second, on regarde les effets à long terme sur la mortalité ou sur le fonctionnement du système respiratoire d'une exposition à l'ozone.

Les études menées à Los Angeles et New York, de même que dans les villes européennes du projet APHEA (Amsterdam, Athènes, Barcelone, Helsinki, Londres, Lyon, Paris et Rotterdam) ont abouti à des conclusions partout similaires quant à l'établissement d'une relation concentration-réponse pour la mortalité, toutes causes confondues. L'association est statistiquement significative et un risque relatif moyen de 1.027 (1.013, 1.039) pour une augmentation de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de la concentration moyenne sur 8 heures a été dérivé des différentes études.

Les études ayant visé spécifiquement l'association entre ozone et mortalité pour cause cardio-respiratoire ou entre ozone et mortalité pour cause respiratoire ont abouti à des relations significatives, avec des risques relatifs de 1.02 (1.00, 1.03) et 1.06 (1.02, 1.1) respectivement, pour une augmentation de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de la concentration moyenne sur 8 heures. Cependant, ces études présentent deux gros inconvénients. D'une part, elle ne se basent que sur un nombre réduit d'observations. D'autre part, elles ne représentent qu'une petite part de la mortalité totale.

Pour ces raisons, il a été décidé de confiner la quantification des impacts de l'ozone sur la santé à la mortalité toutes causes confondues, en excluant cependant les accidents.

7.1.1.6 Effets d'une exposition chronique à l'ozone (effets à long terme)

Une étude américaine datant de 1989 a mis en évidence des effets négatifs sur la fonction pulmonaire, causés par une exposition chronique à l'ozone et au NO_2 ²¹. Le manque de données relatives à l'effet conjoint des deux polluants n'a pas permis d'isoler celui de l'ozone. Des effets ont vraisemblablement été observés à partir de concentrations journalières d'ozone moyennes tournant autour de 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, valeurs compilées sur l'année précédente.

Une autre étude, ayant suivi des habitants californiens non-fumeurs (Seventh Day Adventists), et publiée en 1995²², a établi une association entre l'exposition chronique à l'ozone et le nombre de cas d'asthme ainsi que leur sévérité. Cette association n'est pas statistiquement significative.

Enfin, une augmentation du risque relatif pour le cancer incident du poumon a été suggérée, mais on manque également de données à ce sujet.

Ces informations sont données à titre indicatif. En effet, le cadastre d'émissions qui sert de base à cette étude s'étend sur 2 jours, ce qui est tout à fait insuffisant pour déduire des effets à long terme. Les effets d'une exposition à long terme à l'ozone ne seront pas inclus dans l'évaluation des impacts.

²¹ Schwartz. Lung function and chronic exposure to air pollution : a cross-sectional analysis of NHANES II. Environ Res, 1989.

²² Abbey, Lebowitz, Mills, Petersen, Beeson, Burchette. Long-term ambient concentrations of particulates and oxidants and development of chronic disease in a cohort of nonsmoking California residents. Inhalation Toxicol, 1995.

7.1.2 Choix des fonctions CR statistiquement significatives

L'évaluation des impacts de l'épisode de pollution photochimique étudié sur la santé humaine prendra en compte les deux effets suivants :

Effets sur la santé	Fonction concentration-réponse utilisée
Mortalité, toutes causes confondues	+ 3.0 %
Admission à l'hôpital pour cause respiratoire	+ 3.5 %

Les coefficients retenus sont des coefficients moyens arrondis, estimés sur base des études APHEA. Ils expriment le taux d'accroissement, respectivement de la mortalité et du nombre d'admissions à l'hôpital pour cause respiratoire, pour une augmentation de 50 µg/m³ de la concentration moyenne en ozone sur 8 heures. La moyenne se calcule entre 12 heures et 20 heures, soit la période de la journée où les concentrations sont généralement les plus élevées.

7.2 Impacts sur la végétation

7.2.1 Effets à court terme

Les expérimentations ont mis en évidence des lésions foliaires et une réduction de la biomasse foliaire suite à des concentrations élevées d'ozone pendant des courtes périodes de temps. Ce type d'effets a donc vraisemblablement été induit par l'épisode de pollution photochimique considéré. Cependant, aucune fonction concentration-réponse n'est disponible dans la littérature, ce qui rend impossible la quantification de ce type d'impacts.

7.2.2 Effets à long terme

La littérature est considérablement plus abondante en ce qui concerne les effets à long terme sur la végétation. Deux aspects ont principalement été étudiés : la diminution des rendements agricoles et la détérioration des forêts.

Les études les plus récentes utilisent comme paramètre le plus pertinent l'AOT40. AOT signifie « Accumulated Ozone over a Treshold » et se calcule comme la somme des doses excédant 40 ppb pendant les heures d'ensoleillement, en ppb.h. Le calcul s'effectue sur une période de 3 mois (de mai à juillet) pour les cultures et de 6 mois (avril à septembre) pour les forêts.

Il va de soi que ce type de données n'est pas disponible pour l'épisode étudié, qui ne dépasse pas 3 jours. Aucun impact sur la végétation d'une exposition chronique à l'ozone ne sera donc inclus dans cette étude.

7.3 Impacts sur les matériaux

A long terme, des effets sur les matériaux ont été observés. Ceux-ci concernent essentiellement la dégradation des polymères (peintures, plastiques, caoutchouc). Pour les mêmes raisons que celles évoquées plus haut, ces effets ne peuvent être comptabilisés dans le cas qui nous occupe.

8. Quantification des impacts en termes monétaires

Sur base des fonctions concentration-réponse que nous avons retenues, nous allons pouvoir, pour chaque maille de 3 km² du cadastre d'émissions, évaluer les effets liés aux niveaux élevés d'ozone mesurés durant l'épisode des 10 et 11 août 1998. L'évaluation des effets se fera donc maille par maille, et ce pour chacun des deux jours. Au niveau d'une maille, les effets dépendent directement de deux facteurs qui sont : la concentration moyenne en ozone calculée sur 8 heures d'une part, la densité de population d'autre part. Les effets observés individuellement au niveau de chaque maille sont ensuite additionnés pour couvrir l'ensemble du territoire étudié. Dans la même logique, les effets observés le 10 août sont additionnés à ceux observés le 11 août de manière à obtenir une évaluation globale pour l'épisode photochimique en question.

8.1 Méthode de calcul : les différentes étapes

8.1.1 Concentrations

Pour chaque maille et pour chaque jour, les concentrations moyennes entre 12 heures et 20 heures ont été calculées. Le choix de la période s'étalant entre 12 heures et 20 heures se justifie par le fait que c'est durant cette tranche horaire que sont observées les concentrations les plus élevées, étant donné les mécanismes de formation de l'ozone troposphérique. Ce fait théorique a été confirmé par une comparaison des moyennes ainsi obtenues avec celles calculées en utilisant d'autres périodes de 8 heures sur la journée.

8.1.2 Densité de population

Pour chaque maille, les densités de population ont été calculées. La question se posait de savoir si une distinction allait être faite en fonction des classes d'âge. En effet, de nombreuses études épidémiologiques sur la pollution de l'air se sont attachées à différencier l'intensité des effets observés en fonction de la population exposée. Dans le cas de l'ozone, on distingue généralement les sous-ensembles suivants : enfants, personnes âgées, sportifs ou randonneurs (toutes personnes exerçant une activité physique intense), personnes travaillant à l'extérieur (ouvriers du bâtiment, etc.). Cependant, nous avons fait le choix de n'utiliser aucune désagrégation des données en fonction des classes d'âge ni d'autres caractéristiques dans cette étude car les fonctions concentration-réponse que nous avons sélectionnées ont comme population de référence la population totale.

8.1.3 Taux de fond

Pour chaque maille et pour chacun des deux jours, les effets des niveaux moyens sur 8 heures de la concentration en ozone sur la mortalité (toutes causes confondues) et sur les admissions à l'hôpital pour cause respiratoire ont été évalués. L'estimation s'est faite en termes de cas. Étant donné que les fonctions concentration-réponse sont exprimées en termes d'accroissement du nombre de décès ou du nombre d'admissions à l'hôpital pour une augmentation donnée de la concentration en ozone, le calcul nécessite la connaissance de ce que nous appellerons les « taux de fond » pour ces deux paramètres. Autrement dit, nous avons besoin des données suivantes: en temps normal, combien de personnes meurent par jour sur 1000 habitants et, toujours en temps normal, combien de personnes sur 1000 habitants sont admises par jour à l'hôpital pour cause respiratoire ?

Pour la mortalité, un taux de 0.027 décès par jour pour 1000 habitants a été retenu. Ce taux, fourni par la LAIA (Lung and Asthma Information Agency, UK) a été calculé sur base de l'été 1995 (période d'avril à septembre inclus) et ne prend pas en compte les accidents.

Pour les admissions à l'hôpital pour cause respiratoire, un taux de 0.01917 admissions par jour pour 1000 habitants a été retenu. Ce taux, également fourni par la LAIA se base sur l'été 1993, durant lequel 345 visites pour 100.000 habitants ont été enregistrées sur tout le Royaume-Uni.

Dans les deux cas, nous avons choisi de prendre pour référence la période d'été plutôt qu'une année entière, de manière à refléter de la façon la plus exacte possible la situation propre au mois d'août pour les effets étudiés.

8.1.4 Nombre de cas

En résumé, le calcul fait appel aux données suivantes : la concentration moyenne en ozone (pour la période 12h-20h), la population dans la maille, le coefficient de la fonction concentration-réponse pour l'effet étudié et le taux de fond pour l'effet considéré (par exemple, x décès « normaux » pour 1000 habitants par jour). L'opération donne un nombre de cas « en plus » observés par rapport à une situation que l'on pourrait qualifier de normale en ce qui concerne l'ozone ambiant, cas qui peuvent être directement attribués aux concentrations élevées auxquelles la population a été exposée durant l'épisode. Les résultats obtenus pour chaque maille sont additionnés sur l'ensemble des 1.600 mailles.

8.1.5 Coût des dommages

Le nombre de cas totaux pour chaque effet doit ensuite être multiplié par le coût que l'on peut attribuer à chaque effet. Nous nous sommes servis des données fournies par ExternE pour l'évaluation du coût des dommages.

Idéalement, l'évaluation monétaire des dommages se doit de prendre en compte tous les coûts, marchands et non-marchands. Ainsi, l'évaluation du coût d'une crise d'asthme inclura le coût du traitement médical mais aussi une « évaluation » de la douleur ressentie. Plus exactement, on incorporera la valeur du consentement à payer pour éviter la souffrance liée à la crise. De nombreuses méthodes ont été développées pour prendre en considération ce type de coûts non-marchands. Notamment, la méthode d'évaluation contingente a bénéficié d'une forte popularité ces dernières années.

En ce qui concerne la **mortalité**, l'évaluation de la valeur d'une vie perdue a fait couler beaucoup d'encre. En effet, cet exercice se heurte au problème de l'incommensurabilité. Malgré les critiques que l'on peut faire d'une approche monétaire de la valeur de la vie, il n'en reste pas moins que les cas d'application sont nombreux où l'utilisation de ce type de raisonnement est indiqué. Ainsi, par exemple, dans le sujet qui nous occupe et qui concerne la comparaison de différents scénarios ou stratégies.

Le paramètre clé est la valeur d'une vie perdue ou « value of statistical life » (VSL). La valeur que l'on peut trouver dans ExternE (1998) est de 3.1 Meuro, valeur proche de celle que l'on peut trouver dans des études similaires menées aux Etats-Unis.

Une des questions cruciales dans l'évaluation des dommages à la santé humaine liés à la pollution de l'air est de savoir si l'on peut se contenter de multiplier le nombre de décès par la valeur d'une vie perdue ou si l'on doit plutôt raisonner en termes d'années de vie perdues par décès. En effet, les décès qui surviennent des suites d'une exposition à la pollution de l'air sont à distinguer des décès qui suivent un accident de la route, par exemple, en ce que le nombre d'années de vie perdues par décès est beaucoup plus réduit. On peut considérer que chaque décès lié à une exposition à de fortes concentrations en ozone serait survenu, naturellement, en moyenne 9 mois plus tard.

Pour cette raison, ExternE a pris le parti d'évaluer la **mortalité à court terme** en termes de nombre d'années de vie perdues ou YOLL (Years Of Life Lost), ce qui est également l'option que nous avons retenue. La valeur d'une année de vie perdue est estimée à 98.000 euros soit 3.953.310 FB.

Le nombre de décès supplémentaires dus à l'ozone, tel qu'obtenu à partir de la fonction concentration-réponse et des données de population, est donc multiplié par 0.75 (9 mois) et

par 98.000 euros. Il importe de garder à l'esprit que ce choix méthodologique a pour effet de réduire considérablement la valeur monétaire totale que l'on peut attribuer aux dommages, par comparaison avec une estimation qui serait basée directement sur la valeur des vies perdues.

Le coût lié aux **admissions à l'hôpital** pour cause respiratoire est plus aisé à estimer, étant donné qu'il existe un coût réel facturé pour ces interventions. ExternE donne la valeur de 7.870 euros par admission hospitalière.

8.1.6 Seuils

L'évaluation des dommages en termes monétaires diffère sensiblement selon que l'on postule ou non l'existence d'un seuil en-dessous duquel on peut considérer les concentrations en ozone dans l'air ambiant comme n'ayant aucun effet sur la santé. Cette question est d'autant plus intéressante que nos centres urbains et peri-urbains sont caractérisés, en dehors des épisodes de pollution photochimique, par des niveaux d'ozone s'échelonnant entre 40 et 60 ppb.

Les informations que l'on trouve dans la littérature penchent en faveur de la non-existence d'un seuil. En d'autres mots, cela signifie que l'on pourrait considérer que les effets de l'ozone sur la mortalité et sur les admissions à l'hôpital pour cause respiratoire se font sentir dès les premiers ppb d'ozone, c.-à-d. y compris pour des concentrations « habituelles » d'ozone dans l'air. A titre indicatif cependant, nous présenterons les deux approches. La première, donc, considère l'existence d'un seuil sans effet de 50 ppb. La deuxième présente l'évaluation des dommages dans l'hypothèse plus vraisemblable de l'absence de seuil.

8.2 Résultats

	Sans seuil	Avec seuil de 50 ppb
Nombre total de décès sur l'épisode :	27 cas	5 cas
coût associé :	81 015 846 FB	14 025 940 FB
Nombre total d'admissions à l'hôpital :	22 cas	3 cas
coût associé :	6 983 180 FB	1 036 259 FB
Total :	87 999 027 FB	15 062 200 FB

Les chiffres présentés au tableau ci-dessus représentent une évaluation du coût des dommages à la santé humaine attribuables à l'épisode d'ozone des 10 et 11 août 1998. Ils ne se rapportent pas à la Belgique prise dans son entièreté mais se réfèrent à une zone carrée de 120 km x 120 km ayant Bruxelles pour centre.

Bien que ces données constituent une indication intéressante, ce qui nous intéresse surtout ici est de pouvoir comparer l'évaluation des dommages obtenue dans ce que nous appellerons notre cas de référence avec celle que nous obtiendrons pour les différents scénarios d'abattement des émissions de précurseurs de l'ozone troposphérique. Les résultats de cette étude font l'objet du chapitre suivant.

9. Etude de cas

Sur base de la méthodologie présentée aux chapitres 5 à 8, différents scénarios ont été évalués dans le cadre de cette étude.

Dans un premier temps, les dommages associés à l'épisode photochimique considéré comme cas de référence ont été évalués après avoir préalablement calibré les différents champs météorologiques calculés par le modèle.

Dans un second temps, afin de définir les bases d'une stratégie de réduction de la pollution photochimique au niveau régional, différents scénarios de réduction des émissions de gaz précurseurs (NO_x et COV) ont été évalués.

9.1 Analyse de la situation de référence

9.1.1 Description de l'épisode choisi

Avant d'analyser différentes stratégies de réduction des émissions de précurseurs, le modèle a été calibré pour une situation de référence. Compte tenu des temps de calcul importants et des quantités de données nécessaires pour simuler le comportement des polluants photochimiques dans l'atmosphère, il est important de choisir, comme situation de référence, un épisode représentatif des maxima de pollution pouvant apparaître sur la région étudiée.

Dans le cadre de cette étude, la situation de référence analysée correspond à l'épisode de pollution photochimique survenu les 10, 11 et, dans une moindre mesure, 12 août 1998. Les évolutions de la concentration d'ozone, de la température et du vent observés à Uccle entre les 5 et 17 août 1998 ont été présentées à la Figure 21. L'épisode y apparaît clairement avec deux jours successifs – les 10 et 11 août – des dépassements du seuil de protection de la végétation fixé à 200 µg/m³. Sur base des observations, nous voyons que cet épisode peut être mis en relation avec des températures (et donc un ensoleillement) très élevées – dépassant les 35°C – et des vitesses de vent faibles. La fin de l'épisode, le 12 août, se caractérise par l'apparition d'un vent plus fort et de températures plus faibles qui ramènent les concentrations d'ozone aux alentours des 100 µg/m³.

9.1.2 Simulations

La modélisation des épisodes photochimiques se fait en deux étapes. Il s'agit, tout d'abord, de modéliser les différentes grandeurs météorologiques intervenant dans les processus de transport, de diffusion et de transformations chimiques des différents polluants atmosphériques. Une fois les champs météorologiques calculés sur une base horaire pour les trois jours de l'épisode, le modèle peut alors calculer la chimie en phase gazeuse sur base du mécanisme RACM (Regional Atmospheric Chemistry Mechanism) et en incluant les émissions horaires des 36 espèces considérées par METPHOMOD.

Les simulations ont été réalisées au Laboratoire de Pollution Atmosphérique et du Sol (LPAS) de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL) où le modèle METPHOMOD a été développé. La mise en oeuvre de celles-ci a nécessité le séjour de deux mois d'un chercheur du CEESE à l'EPFL pour préparer et calibrer le modèle, calculer les champs météorologiques et la chimie pour le scénario de référence. Pour les calculs chimiques relatifs aux scénarios alternatifs, les données sont préparées au CEESE et les calculs réalisés à l'EPFL.

9.1.2.1 Calcul des champs météorologiques

En ce qui concerne la modélisation des champs météorologiques, les simulations ont permis de montrer une bonne correspondance entre les valeurs calculées et celles mesurées aux différentes stations météorologiques couvrant le territoire considéré autour de la Région de Bruxelles-Capitale. La concordance est bonne pour la température et l'humidité. Pour le vent, par contre, la concordance est moins marquée à partir de l'après-midi du deuxième jour (le 11 août) où le vent calculé est plus fort que celui observé.

9.1.2.2 Calcul de la chimie

Le calcul de la chimie conduit à un maxima d'ozone de $184 \mu\text{g}/\text{m}^3$ le 10 août et de $182 \mu\text{g}/\text{m}^3$ le 11 août. Comme on peut l'observer à la figure 22, ces zones où le seuil d'information de la population de $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est dépassé se situent au nord-est du domaine à la limite supérieure de celui-ci. Ceci indique que le nuage de pollution généré au-dessus des grandes agglomérations telles que Bruxelles et Anvers a été poussé par les vents dominants de sud-ouest. Les réactions chimiques conduisant à la formation d'ozone nécessitant un certains temps pour se produire, on observe alors la pollution secondaire à quelques dizaines de kilomètres sous-le vent par rapport à ces sources importantes d'émissions.

Concentration horaire maximale d'ozone [en $\mu\text{g}/\text{m}^3$] au cours de l'épisode photochimique des 10 et 11 août 1998.

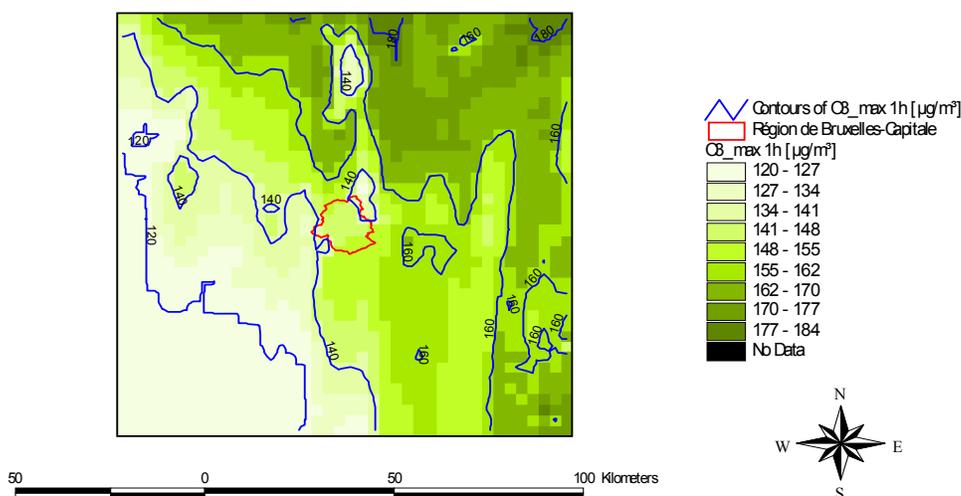


Figure 22 : Champs des concentrations maximales d'ozone (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) au cours de l'épisode des 10 et 11 août 2001.

Au niveau des ces sources, on observe des concentrations maximales d'ozone plus faibles de l'ordre de $145 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Région de Bruxelles-Capitale et $133 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Anvers où l'effet destructeur dominant des polluants primaires apparaît clairement.

Les résultats indiquent que le modèle semble sous-estimer les niveaux d'ozone maximum au niveau de Bruxelles. Ceci peut s'expliquer par les vitesses de vents trop importantes à partir de l'après-midi du deuxième jour mises en évidence au niveau de l'analyse des paramètres météorologiques.

9.1.2.3 Calcul des dommages

Comme précisé précédemment, le calcul des dommages sur la santé est basé sur les concentrations moyennes sur 8 heures. Celles-ci sont représentées à la Figure 23 pour la journée du 10 août 1998. Les contours iso-concentrations sont représentés. Nous voyons que les valeurs les plus élevées (au-delà des $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne) se situent à l'est et au nord-est du domaine avec des maxima observés au nord-est d'Anvers et un peu plus au sud pour l'agglomération de Lierre.

En ce qui concerne les grandes agglomérations, nous voyons qu'elles sont exposées à des niveaux moyens sensiblement plus faibles que ces valeurs maximales. Anvers est exposée à des concentrations moyennes situées entre 100 et $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ alors que la région bruxelloise est soumise à des niveaux un peu plus élevés de 100 à $135 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Toute la partie sud-ouest est exposée à des niveaux moyens inférieurs à $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, les minima étant observés pour l'agglomération montoise où la moyenne sur 8 heures est inférieure à $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

En termes de dommages, dans la situation de référence, les coûts associés à la mortalité aiguë et aux admissions à l'hôpital pour causes respiratoires sont résumés au tableau suivant pour les deux hypothèses relatives à l'existence d'un seuil :

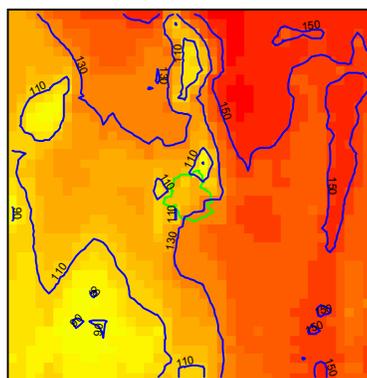
	Sans seuil	Avec seuil de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Nombre total de décès sur l'épisode :	27 cas	5 cas
coût associé :	2,01 M€	0,35 M€
Nombre total d'admissions à l'hôpital :	22 cas	3 cas
coût associé :	0,17 M€	0,03 M€
Total :	2,18 M€	0,37 M€

Dans l'hypothèse la plus communément admise d'une absence de seuil, nous voyons que les coûts externes s'élèvent à plus de 2,2 M€ pour 0,4 M€ dans le cas où un seuil d'effet de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est considéré. Nous remarquons également que les coûts des dommages sont nettement dominés par les coûts de mortalité aiguë à plus de 80%.

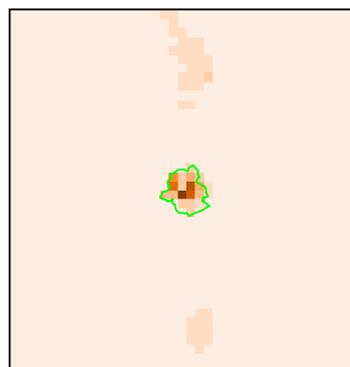
Rappelons que les chiffres présentés au tableau ci-dessus ne se rapportent pas à la Belgique prise dans son entièreté mais se réfèrent à une zone carrée de $120 \text{ km} \times 120 \text{ km}$ centrée sur Bruxelles.

Episode des 10 et 11 août 1998.
Evaluation des dommages pour la situation de référence.

Figure 23 :
Concentrations
d'ozone moyennes
sur 8 heures (en
 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) calculées pour
le 10 août 1998 et
répartition
géographique des
dommages sur la
santé.



a. Concentrations d'ozone moyenne sur 8 heures (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) pour le 10 août 1998.



b. Répartition géographique des dommages associés à la pollution photochimique (Euro).

Géographiquement, nous voyons que les dommages sont surtout répartis dans les zones de densité de population importante. Pour le domaine considéré, il s'agit des agglomérations d'Anvers, de Bruxelles et de Charleroi. Les dommages totaux pour la Région de Bruxelles-Capitale sont évalués à 372 704 € pour l'épisode des 10 et 11 août 1998, soit plus de 15 MBEF pour cet épisode. Ces coûts sont loin d'être négligeables surtout si l'on considère que ce type d'épisode peuvent se multiplier au cours des périodes estivales.

9.2 Analyse des différents scénarios de réduction des émissions de précurseurs de l'ozone

9.2.1 Définition des scénarios considérés

Le temps de calcul nécessaire pour traiter un cas de chimie sur la grille de calcul centrée sur Bruxelles à l'aide de METPHOMOD étant relativement important (environ 2 jours), une sélection s'est avérée nécessaire au niveau du choix des scénarios spécifiques qui ont été évalués.

Dans le cadre de ce projet, nous avons donné la priorité à une analyse relativement générale permettant d'évaluer l'impact de politiques globales de réduction des précurseurs d'ozone (NOx et COV) de façon à établir l'efficacité réelle de telles politiques par rapport à la situation existante. Le but était de faire une analyse stratégique générale plutôt que de considérer un scénario très (trop) particulier qui risque de ne pas éclairer utilement les décideurs politiques sur les mesures à prendre pour combattre la pollution photochimique dans et autour de Bruxelles.

Dans ce cadre général, il s'agit par exemple d'évaluer des scénarios où les émissions globales en Région de Bruxelles-Capitale (toutes sources confondues) sont réduites de 10, 20 ou 50% pour les NOx et/ou les COV. On peut alors positionner la situation actuelle en région bruxelloise sur une abaque d'iso-concentration en ozone en fonction des émissions de NOx et de COV et évaluer quelle stratégie est la plus appropriée dans le cas spécifique de Bruxelles. Rappelons en effet qu'en raison de la complexité des phénomènes intervenant dans la formation de l'ozone et du nombre important de réactions de formation et de destruction qui interviennent, une politique de réduction des émissions de précurseurs d'ozone - NOx et COV principalement – peut conduire à des variations en sens divers – pas toujours désirables - des niveaux locaux de concentration en ozone.

Il est alors possible, dans un second temps, d'évaluer les effets potentiels de certaines mesures plus spécifiques relatives aux changements des caractéristiques émissives de la flotte de véhicules, à des transferts modaux ou à des réductions de la demande de déplacements sur base d'une estimation des réductions de gaz précurseurs que ces mesures permettent.

Trois scénarios de stratégie générale ont été définis :

- Le scénario 1 considère une réduction 50% des émissions d'oxydes d'azote dans la Région de Bruxelles-Capitale.
- Le scénario 2 considère une réduction des émissions globales de composés organiques volatils est considérée.
- Un scénario 3 scénario considère alors une réduction simultanée de 50% des émissions d'oxydes d'azote et de composés organiques volatils.

Ces scénarios ont comme principal objectif de permettre d'identifier les zones contrôlées par les NOx, par les COV ou par les 2, c'est-à-dire se positionner sur le graphe des isopleth de concentrations d'ozone présenté précédemment.

Le modèle utilisé pour l'établissement du cadastre d'émissions dans le cas de référence a permis de déduire les concentrations en ozone qui auraient été observées dans chaque maille les 10 et 11 août 1998 si les émissions de précurseurs avaient été réduites de 50 % (soit chacun des précurseurs séparément, soit les deux en même temps). Les autres facteurs ayant une influence directe sur les concentrations ont été gardés constant : ensoleillement, vent, occupation du sol, etc.

Sur base des nouvelles grilles de concentration, les mêmes calculs d'évaluation des dommages que ceux utilisés pour le cas de référence ont été entrepris. Les résultats sont présentés ci-dessous.

9.2.2 Principales sources d'émission

Avant de procéder à l'analyse proprement dite des scénarios décrits au paragraphe précédent, il est bon de rappeler quelles sont les principales sources responsables des émissions des précurseurs incriminés ainsi que les poids respectifs de ces différentes sources dans les émissions globales.

9.2.2.1 Les émissions de NOx

Les émissions de Nox sont dues principalement au transport routier qui est responsable de 57 % des émissions³². Suivent : le secteur énergétique (21 %) et l'industrie (15 %). Les secteurs résidentiel et tertiaire (y compris l'agriculture) contribuent à concurrence de 3 % et 2 % respectivement.

Le secteur des **transports** est donc le plus important, non seulement par son poids dans les émissions globales mais aussi par sa croissance qui est plus forte que celle des autres secteurs. Les mesures ayant pour effet de réduire les émissions liées au transport incluent l'installation de pots catalytiques sur les voitures à essence (rendue obligatoire sur les nouvelles voitures depuis 1993 par la directive 91/441), le renforcement des limites d'émission y compris sur les moteurs diesel (prévu par le programme européen Auto-Oil) ou encore l'amélioration de la stabilité des performances des catalyseurs. Par ailleurs, d'autres types de mesures sont envisageables, allant de la réduction de la vitesse maximale effective sur autoroute à l'introduction de véhicules électriques.

Dans les **autres secteurs**, les principales contributions aux émissions proviennent des centrales électriques et des installations de combustion industrielles à très haute température. La priorité est donnée aux grandes installations et aux mesures primaires c-à-d agissant sur les conditions de combustion. Cela peut consister en l'installation de brûleurs « low Nox » dans les centrales existantes ou dans la mise au point de technologies de turbine à gaz à faibles émissions de Nox dans les nouvelles centrales TGV.

Dans les **secteurs résidentiel et tertiaire**, un abaissement des émissions est possible grâce aux progrès réalisés dans la conception des chaudières.

9.2.2.2 Les émissions de COV

L'analyse des émissions de COV est plus complexe que celle des Nox parce que ces émissions proviennent d'un grand nombre d'applications dont la contribution globale est faible et que les sources d'émission sont généralement hétérogènes.

Ainsi, les différentes espèces de COV n'ont pas le même impact sur la formation de l'ozone.

Comme pour les Nox, le **transport routier** est le secteur dominant des émissions de COV avec 52 % des émissions et cela essentiellement à cause des véhicules à essence. La mesure de réduction la plus efficace semble être ici aussi le pot catalytique. La pénétration accrue des voitures diesel semble contribuer à la limitation des émissions de COV. Des

³² Inventaire des émissions en Belgique en 1994, source : Corinair

mesures en ce qui concerne la mobilité des véhicules pourraient aussi être envisagées. A la différence des Nox, celles-ci concernent plutôt les déplacements urbains à faible vitesse et aux accélérations multiples, ainsi que les déplacements sur courte distance. Une autre poste important d'émissions de COV est l'évaporation d'essence des voitures, qui est estimé à 5% des émissions totales de COV en 1995.

Les **usages de solvants** (peinture, nettoyage, dégraissage et fabrication de produits chimiques) sont responsables de 24 % des émissions. Comme moyens de réduction, on peut envisager la substitution par des peintures en phase aqueuse par exemple, l'amélioration de l'application des peintures et le recours à des techniques d'abattement. En ce qui concerne le dégraissage, le captage des émissions par adsorption sur un filtre à charbon actif et le recours à un système fermé sont des moyens de réduire les émissions dont on attend beaucoup.

L'**industrie** entre en compte pour 15 % des émissions totales. L'essentiel provient des procédés chimiques, des raffineries de pétrole et des cokeries. Les principales mesures de réduction des émissions sont le monitoring et l'inspection des fuites, la combustion en torchère des échappements de gaz, l'incinération de gaz résiduels et l'installation de couvertures flottantes pour les stockages de produits.

Enfin, les émissions liées à la **distribution d'essence** peuvent être réduites via la récupération des vapeurs sur les installations de stockage et celles de **gaz naturel** par le renouvellement des réseaux de distribution. Elles participent à respectivement 3% et 1 % des émissions totales. Les secteurs **tertiaire, résidentiel, agricole** représentent ensemble 3 % des émissions.

9.2.2.3 Réduction simultanée des émissions de COV et de NOx

Le scénario considérant une réduction simultanée des émissions de NOx et des COV est particulier. Les secteurs responsables des émissions de ces deux types de précurseurs ont été présentés plus haut. Nous pouvons immédiatement remarquer qu'une réduction des émissions liées aux transports est la seule stratégie à même de réduire simultanément et dans une proportion importante les émissions tant de COV que de Nox. L'industrie constitue également un domaine d'action important, vu que 15 % des émissions de COV et de NOx lui sont attribuables.

9.2.3 Critères d'analyse

Les effets des différents scénarios de réduction des émissions de gaz précurseurs sur la pollution photochimique peuvent être évalués sur base de différents critères.

Tout d'abord, nous pouvons nous baser sur la concentration maximale horaire calculée dans les différents cas qui caractérise la valeur de pic observée au cours de l'épisode. C'est cette valeur qui est notamment utilisée pour définir les seuils d'information ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et d'alerte ($360 \mu\text{g}/\text{m}^3$) de la population ainsi que le seuil de protection de la végétation qui est fixé à $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Un autre critère de comparaison est la concentration moyenne sur 8 heures maximale pour chaque jour qui dans notre cas est calculée entre 12h et 20h. C'est sur ce critère qu'est basé la définition du seuil de protection de la santé publique qui est fixé à $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentration moyenne sur 24h peut également être utilisée pour caractériser les atteintes à la végétation pour lesquelles un seuil de protection de $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est défini.

Les scénarios considérés seront également évalués sur base de leurs effets sur l'importance des coûts externes associés aux dommages.

Le Tableau 18 reprend ces différents critères d'évaluation et présente pour chacun d'eux : d'une part, les valeurs minimale, moyenne et maximale pour le cas de référence et ; d'autre part, pour les trois scénarios de réduction considérés, les valeurs minimale, moyenne et

maximales sur l'ensemble du domaine des pourcentages d'évolution par rapport à la situation de référence.

Scénario	[O ₃] _{max} (µg/m ³)			[O ₃] _{moy 8 h} (µg/m ³)			[O ₃] _{moy 24h} (µg/m ³)			C. Ext. [M€]
	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Total
Cas de référence	120	149	184	88	131	162	45	105	134	2,18
1. -50% NOx	-12,6%	-3,3%	+15,5%	-14,3%	-5,3%	23,2%	-7,8%	+5,4%	+106%	-1,0%
2. -50% COV	-12,7%	-3,7%	+19,7%	-11,2%	-4,0%	+21,8%	-7,0%	+5,3%	+108%	+0,6%
3. -50% NOx+COV	-13,9%	-3,7%	+24,6%	-11,3%	-3,6%	+30,2%	-6,7%	+5,8%	+108%	+1,0%

Tableau 18: Analyse des scénarios de réduction des émissions de gaz précurseurs pour l'ensemble du domaine étudié.

9.2.4 Concentrations horaires maximales

En terme de concentrations horaires maximales observées sur le domaine, les trois scénarios conduisent à des valeurs plus faibles du maxima de concentration sur le domaine étudié. Par rapport aux 184 µg/m³ observés pour le cas de référence, c'est le scénario 2 qui conduit à la réduction la plus importante avec 172 µg/m³ (-6,5%), suivi du scénario 3 avec 174 µg/m³ (-5,4%). Le scénario 1 semble le moins efficace sur base de ce critère avec 177 µg/m³ (-4%).

Si on considère ce qui se passe sur l'ensemble du domaine, on remarque au Tableau 18 que, en moyenne sur l'ensemble du domaine, c'est les scénarios 2 et 3 permettent les diminutions les plus grandes des concentrations maximales horaires avec -3,7% en moyenne, soit légèrement mieux que le scénario de réduction des émissions de NOx qui permet une diminution de 3,3% de ces concentrations maximales.

La réduction des émissions des COV semble avoir un impact légèrement supérieur sur ce critère que la réduction des NOx. La réduction combinée des émissions de NOx et de COV a globalement le même effet que la réductions des émissions de COV seules.

9.2.5 Concentrations moyennes sur 8 heures

Comme on peut le voir au Tableau 18, concernant les concentrations moyennes sur 8 heures, les trois scénarios considérés permettent d'améliorer la situation. Les simulations réalisées montrent que le scénario qui apparaît globalement comme le plus favorable à la diminution de ces concentrations est celui des réductions d'émissions de NOx qui permet une diminution de 5,3% en moyenne sur le domaine. Les réductions de 50% des émissions de COV permettraient quant à elles une amélioration de l'ordre de 4% en moyenne. Les réductions combinées des émissions de NOx et de COV sont moins favorables avec 3,6% en moyenne d'amélioration des concentrations moyennes sur 8 heures.

9.2.6 Concentrations moyennes sur 24 heures

En ce qui concerne ce critère caractéristique des atteintes aux cultures et à la végétation, nous constatons au Tableau 18 de 65µg/m³ est en moyenne largement dépassé dans la situation de référence. Par rapport à cette situation, les trois scénarios considérés conduisent à des valeurs plus élevées de ce paramètre. Les augmentations relatives aux trois scénarios sont relativement proches les unes des autres et varient de 5,3% pour la réduction des émissions de COV à 5,8 % pour la réduction simultanée des COV et des NOx. Le scénario de réduction des NOx seuls conduit à un accroissement concentrations moyennes sur 24h de 5,3% en moyenne sur le domaine.

9.2.7 Répartition géographique des effets des scénarios de réduction

La répartition géographique des effets des scénarios de réduction sur les concentrations moyennes sur 8 heures est présentée pour les trois scénarios aux Figures 24, 25 et 26. Trois zones de couleurs sont mises en évidence :

- Une zone de couleur bleue représentant les zones géographiques pour lesquelles le scénario considéré entraîne des diminutions des concentrations ;
- Une zone de couleur blanche représentant les zones géographiques pour lesquelles le scénario considéré entraîne de faibles (moins de 1%) évolutions positives ou négatives des concentrations ;
- Une zone de couleur rouge représentant les zones géographiques pour lesquelles le scénario considéré entraîne des accroissements de concentrations.

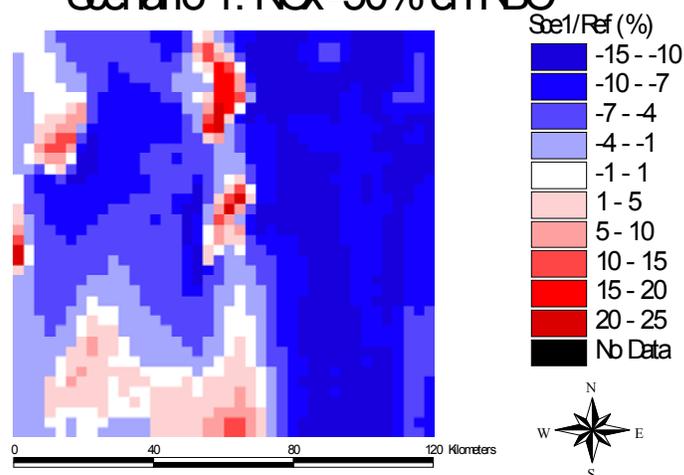
Pour les trois scénarios considérés, on peut observer sur ces figures des zones où les concentrations diminuent et d'autres où elles augmentent. Ces dernières sont principalement centrées sur les zones urbaines et/ou industrielles. On peut notamment mettre en évidence les zones d'Anvers, de Gand et de Bruxelles, l'axe Charleroi-Nivelles ainsi que la zone fortement urbanisée dans les zones de La Louvière et de Mons-Borinage. Dans ces zones, les accroissements des pics d'ozone sous l'effet des réductions des émissions de précurseurs à Bruxelles peuvent dépasser les 25% à certains endroits (principalement à Anvers et Bruxelles).

Dans le cas du scénario 1 de réduction des émissions de NOx à Bruxelles, la Figure 24 met en évidence les zones où les diminutions des concentrations d'ozone peuvent être décrites comme caractéristiques d'un régime limité par les NOx. Dans la littérature, ce régime est dit caractéristique des régions rurales ou éloignées, ce qui est confirmé par nos résultats. A l'inverse, les zones où des accroissements de concentration d'ozone sont observés, sont caractérisées par un régime saturé en NOx, typique des zones urbaines. Enfin, les zones où de faibles variations des concentrations sont observés se trouvent à la limite entre les deux régimes. Cette situation est caractéristique des zones rurales perturbées, que l'on peut également qualifier de péri-urbaines. L'ensemble de ces résultats est en parfait accord avec les informations disponibles relatives aux mécanismes de formation, destruction et dispersion de l'ozone troposphérique.

En ce qui concerne le scénario de réduction des émissions de COV, la Figure 25 met en évidence des zones de diminution et d'accroissement des concentrations d'ozone sensiblement comparables à celles observées pour les réductions de NOx, ce qui indique que ces zones sont également sous un régime saturé en COV.

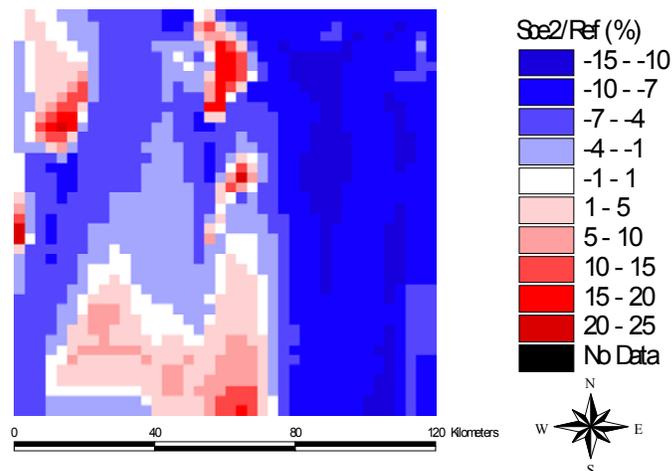
Scénario 1: NOx -50% en RBC

Figure 24 : Comparaison des concentrations moyennes sur 8 heures pour le scénario 1 et la situation de référence. Les variations sont indiquées en %.



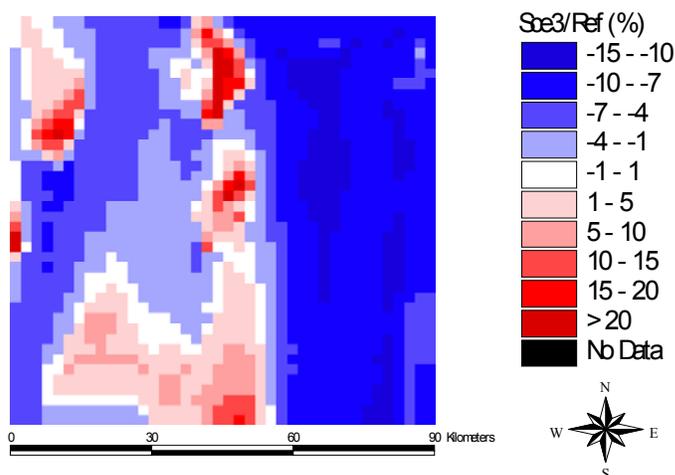
Scénario 2: COV -50% en RBC

Figure 25 : Comparaison des concentrations moyennes sur 8 heures pour le scénario 2 et la situation de référence. Les variations sont indiquées en %.



Scénario 3: NOx+ COV -50% en RBC

Figure 26 : Comparaison des concentrations moyennes sur 8 heures pour le scénario 3 et la situation de référence. Les variations sont indiquées en %.



9.2.8 Analyse comparative des différents scénarios de réduction

9.2.8.1 Comparaison des scénarios 1 et 2 : réduire les Nox ou les COV ?

La Figure 27 présente, pour chaque maille, la différence entre la concentration calculée dans le cas du scénario 2 avec celle calculée dans le cas du scénario 1. Si la différence est positive (dégradé de rouge sur la carte), cela signifie que le scénario 1 a été plus efficace en termes de réduction des concentrations d'ozone. A l'inverse si cette différence est négative (dégradé de vert sur la carte), c'est le scénario 2 qui a permis d'atteindre les diminutions les plus importantes.

On peut observer que, pour la plus grande partie du domaine étudié, la réduction des émissions de NOx en Région de Bruxelles-Capitale est plus efficace que celle des COV. Néanmoins, cette carte permet également de mettre en évidence une zone verte assez marquée le long de l'axe Bruxelles-Anvers ce qui indique que pour cette zone c'est la réduction des COV qui permet les réductions de concentration d'ozone les plus importantes.

Cette analyse conduit donc à la conclusion qu'une réduction de la pollution photochimique ou tout au moins une augmentation moins importante des concentrations d'ozone autour de Bruxelles serait plus efficacement obtenue par une réduction des émissions de COV dans la capitale.

9.2.8.2 Comparaison des scénarios 1 et 3 : réduire les Nox ou réduire à la fois les Nox et les COV ?

La même démarche a été suivie. A la Figure 28 sont présentés, pour chaque maille, la différence entre la concentration mesurée dans le cas du scénario 3 avec celle mesurée dans le cas du scénario 1. Si la différence est positive (dégradé de rouge sur la carte), cela signifie que le scénario 1 a été plus efficace en termes de réduction des concentrations d'ozone. A l'inverse si cette différence est négative (zone verte sur la carte), c'est le scénario 3 qui a permis d'atteindre les diminutions les plus importantes.

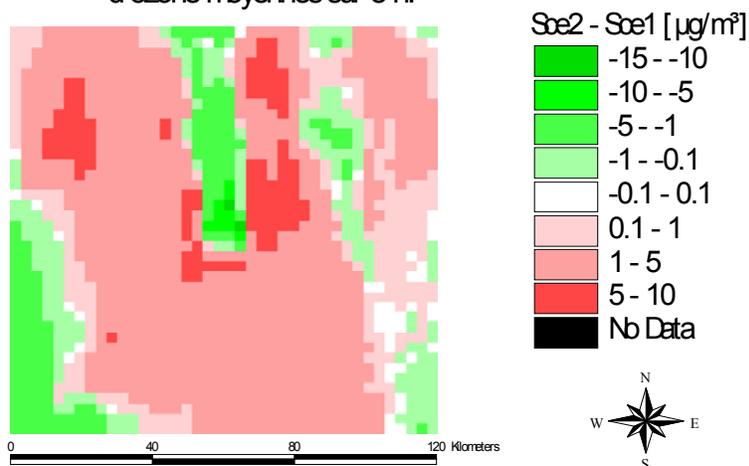
La carte fait apparaître des zones rouge à peu près partout ce qui penche en faveur du scénario de réduction des NOx. On peut voir que cette stratégie de réduction est particulièrement plus efficace que la réduction simultanée des NOx et des COV en zones urbaines et périurbaines, ce qui se marque par un rouge plus foncé pour les zones d'Anvers, Bruxelles et Gand notamment.

9.2.8.3 Comparaison des scénarios 2 et 3 : réduire les COV ou réduire à la fois les Nox et les COV ?

La Figure 29 présente la comparaison entre les scénarios de réduction des émissions de COV et de réduction simultanée des COV et des NOX. On peut constater sur la carte présentée, que le domaine d'étude est principalement couvert par une zone blanche indiquant de très faibles différences entre les champs de concentrations calculés pour les deux scénarios. Seule apparaît une zone rouge le long de l'axe Bruxelles-Anvers indiquant que pour cette zone des diminutions de concentration plus importantes sont atteintes en réduisant uniquement les émissions de COV en Région de Bruxelles-Capitale. Cette dernière constatation est en accord avec nos conclusions pour la comparaison des scénarios 1 et 2.

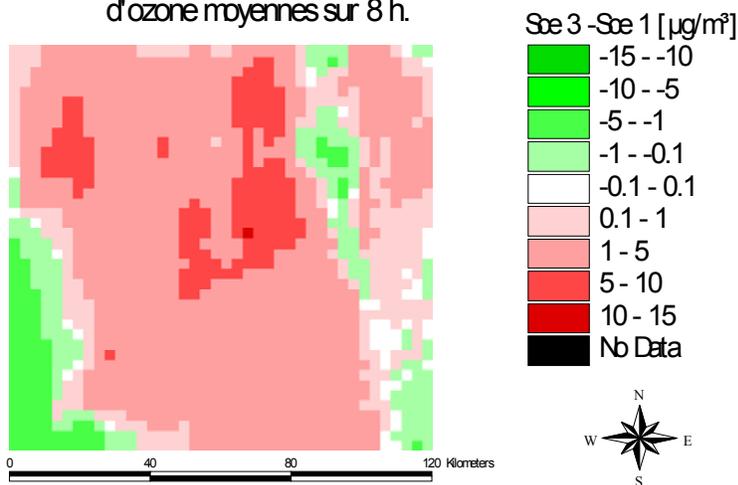
Différence entre les scénarios 2 et 1 pour les concentrations d'ozone moyennes sur 8 h.

Figure 27 : Comparaison des concentrations moyennes sur 8 heures pour les scénarios 1 et 2. Les variations sont indiquées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



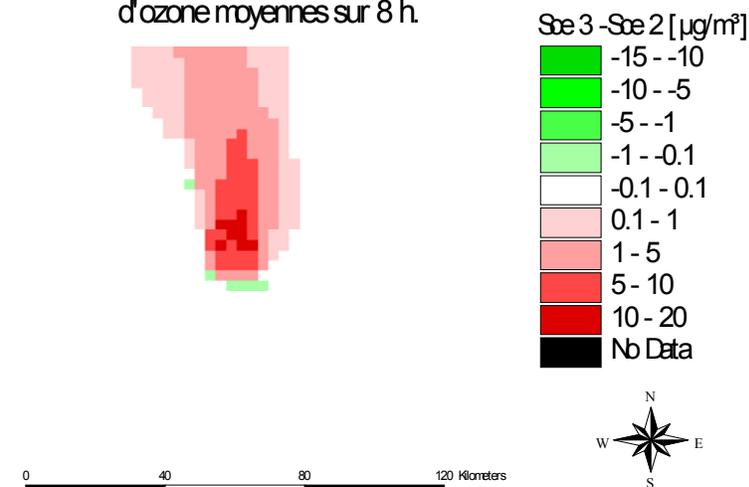
Différence entre les scénarios 3 et 1 pour les concentrations d'ozone moyennes sur 8 h.

Figure 28 : Comparaison des concentrations moyennes sur 8 heures pour les scénarios 1 et 3. Les variations sont indiquées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Différence entre les scénarios 3 et 2 pour les concentrations d'ozone moyennes sur 8 h.

Figure 29 : Comparaison des concentrations moyennes sur 8 heures pour les scénarios 2 et 3. Les variations sont indiquées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



9.2.9 Dommages à la santé

En terme de dommages, nous constatons au Tableau 18 que seul le scénario 1 relatif à une réduction des émissions de NOx en Région de Bruxelles-Capitale conduit à une diminution des coûts externes totaux calculés sur l'ensemble du domaine avec un total de 2,16 M€ soit près de 1% en moins que pour la situation de référence. Les scénarios 2 et 3 conduisent quant à eux à des dommages totaux respectivement de 2,19 M€ et de 2,20 M€ soit des augmentations 0,4% et 1%.

Il faut néanmoins rester prudent dans l'interprétation des résultats. En effet, seuls les effets à court terme sur la santé ont été comptabilisés dans ces estimations à défaut de fonctions exposition-réponse exploitables pour les effets à court terme sur la végétation. Ces effets sanitaires sont directement liés à la densité de la population. L'évolution des dommages en fonction des mesures considérée reflète donc principalement les effets de ces mesures au niveau des agglomérations urbaines. Or, pour les trois scénarios considérés, on observe des augmentations des concentrations d'ozone au niveau des zones urbaines et leurs périphéries c'est-à-dire là où sont principalement émis les précurseurs quelque soit leur source. Il convient donc de se méfier d'une analyse purement monétaire qui dans ce cas-ci conduirait à des conclusions tronquées quant aux mesures à prendre pour améliorer la pollution photochimique autour de Bruxelles.

9.2.10 Analyse de la situation en Région de Bruxelles-Capitale

Des remarques différentes peuvent être faites lorsque l'on considère spécifiquement les effets des différents scénarios **au niveau de la Région de Bruxelles-Capitale**. Nous pouvons constater au Tableau II.3 que les trois scénarios de réduction des émissions locales conduisent à des dommages plus importants que dans la situation de référence. Les dommages les plus importants sont observés pour le scénario 3 où les réductions de NOx et COV sont envisagées, avec un accroissement de 8% des coûts externes associés à la pollution photochimique. Pour le scénario 1 de réduction des émissions de NOx de 50%, un accroissement des dommages de 4% est observé. L'accroissement des dommages le moins important est observé pour le scénario 2 de réduction des émissions de COV uniquement avec 1,3%.

Scénario	10 Août 1998		11 Août 1998		Episode	
	[O ₃] _{moy 8 h}	Dommages [M€]	[O ₃] _{moy 8 h}	Dommages [M€]	[O ₃] _{max}	Dommages Totaux [M€]
Cas de référence	120	0,18	107	0,16	153	0,34
Scénario 1	121	0,19	112	0,17	165	0,36
Scénario 2	119	0,18	111	0,17	160	0,35
Scénario 3	127	0,19	117	0,18	164	0,37

Tableau II.3: Analyse des scénarios de réduction des émissions de gaz précurseurs pour l'ensemble du domaine étudié

9.2.11 Conclusions

Sur base de cette analyse, il n'est pas aisé de conclure de façon univoque sur la stratégie la plus efficace pour améliorer la situation. Nous pouvons en effet constater que suivant la zone géographique et le critère d'évaluation - concentrations maximales atteintes au cours de l'épisode ou sur les dommages sur la santé humaine qui eux dépendent de valeurs moyennes sur 8 heures - considérés, des conclusions différentes peuvent être établies quant à la stratégie la plus efficace en terme de réduction de la pollution photochimique.

Nous résumons ici les principaux enseignements de cette analyse :

- La réduction des émissions de COV en région bruxelloise apparaît comme la stratégie la plus efficace pour la diminution des valeurs de pic observées sur le domaine.
- En ce qui concerne la diminution des valeurs moyennes sur 8 heures associées aux effets sur la santé, la réduction des émissions de NOx s'avère plus efficace que celle des COV ou des NOx et des COV combinées.
- Les différents scénarios considérés conduisent tous à des augmentations des concentrations d'ozone dans les principales agglomérations urbaines (Anvers, Bruxelles, Gand, Charleroi et Mons-Borinage) ce qui indique la saturation de ces zones à la fois en NOx et en COV.
- Des réductions de 50% des émissions de ces polluants s'avèrent donc encore insuffisantes pour permettre une amélioration de la qualité de l'air dans ces zones. Des réductions supérieures à 50% seraient donc nécessaires.
- Dans ces zones, la réduction des émissions de COV conduit comparativement à des concentrations moins élevées qu'une réduction équivalente des NOx.
- La comparaison des stratégies a révélé que la réduction des émissions de NOx seules permet d'atteindre la plus grande réduction des concentrations d'ozone sur l'ensemble du domaine à l'exception notoire des agglomérations bruxelloises et anversoises pour lesquelles la réduction des émissions de COV seules permet d'obtenir des concentrations plus favorables ou moins défavorables puisqu'elle conduit également à une augmentation des concentrations par rapport à la situation de référence.
- Les trois scénarios de réduction des émissions de gaz précurseurs conduisent à des valeurs plus élevées – de l'ordre de 5,5% - des concentrations moyennes d'ozone sur 24 heures, paramètres représentatifs de l'atteinte aux cultures et à la végétation.
- En terme de dommages à la santé, seul le scénario de réduction des émissions de NOx conduit à une réduction des coûts externes associés à l'épisode par rapport à la situation de référence. Les deux autres scénarios conduisent à de légères augmentations (moins de 1%) de ces dommages, ceci malgré l'effet global des réductions des concentrations d'ozone.
- En ce qui concerne spécifiquement la Région de Bruxelles-Capitale, les trois scénarios considérés conduisent à des augmentations des dommages. Le scénario le moins défavorable est celui de réduction des émissions de COV uniquement pour lequel l'accroissement des dommages est limité à 1,3%, pour 4% dans le cas de la réduction des émissions de NOx et 8% pour la réduction simultanée des émissions de NOx et de COV. C'est également la stratégie de réduction des émissions de COV seuls qui conduit aux pics d'ozone les moins élevés en Région de Bruxelles-Capitale.

Annexe VII.1 : Synthèse des types de données d'émissions mises à notre disposition par chacune des trois Régions de Belgique.

		Sources de polluants		
Régions	Echelle spatiale	Transport	Chauffage bâtiments	Industries (+élevage)
Flamande	Région Provinces Arrondissements Communes	Polluants : SO ₂ , NOx, CO, CO ₂ , NMVOC, Pb, poussières. Type : tous confondus Unités : kg/an et kg/an/ha Année : 1997	Polluants : SO ₂ , NOx, CO, CO ₂ , NMVOC, Pb, poussières. Secteur : tous confondus Unités : kg/an et kg/an/ha Année : 1997	Polluants : subst. inorganiques (CO, SO ₂ , NOx (NO ₂), composés fluorés et chlorés, Cl, H ₂ S, NH ₃), subst. organiques et poussières et métaux lourds. Secteur : un grand nombre d'industries (à centrales él. Dont Drogenbos) sont répertoriées (n° identification, code nace, code postal) Unités : tonne ou kg ou mg/an Année : 1997, 1998
			Polluants : SO ₂ , NOx (NO ₂). Secteur : hab. part., hab. coll., bât. publics, écoles, sect. tertiaire, serres. Unités : kg/an et kg/an/ha et % Année : 1997	Polluants centrales électriques : CO, SO ₂ , NOx, poussières, CO ₂ , hydrocarbures, 15 métaux lourds et composés fluorés et chlorés. Polluants industries : codifiés. Nombreux polluants différents selon les industries. Secteur : centrales électriques et industries répertoriées par leur n° identification SNAP. Unités : 1000 tonnes, tonne ou kg/an Année : 1996
				Polluant : NH ₃ Type d'élevage : bovins, porcs, volaille, autres. Unités : t/an, %, total en kg/ha/an Année : 1997

		Sources de polluants			
Régions	Echelle spatiale	Transport	Chauffage bâtiments	Industries (+élevage)	Sources biogéniques
Wallonne	Région Provinces Arrondissements	Polluants : SO ₂ , NO _x , NMCOV, CH ₄ , CO, CO ₂ , NH ₃ . Sources: voitures particulières, véhicules utilitaires légers < 3.5t, véhicules utilitaires lourds >3.5t et bus, véhicules 2 roues <50cm ³ , véhicules 2 roues >50cm ³ , autres sources mobiles : trains, navires de transport de marchandises intérieur, aéroports et machines agricoles (+évaporation pour les NMCOV). Type de trafic (pour les 3 premiers types de source et pour le 5 ^{ème} type de source) : autoroutier, rural et urbain.	Polluants : SO ₂ , NO _x , NMCOV, CH ₄ , CO, CO ₂ . Sources: bureau <50MW, maison <50MW, industrie >50 MW et <50MW.	Polluants industries: SO ₂ , NO _x , NMCOV, CH ₄ , CO, CO ₂ , NH ₃ . Polluants élevages : CH ₄ et NH ₃ . Sources industrielles : centrales électriques réparties selon la gamme de puissance, plusieurs autres types d'industries et procédés, incinérateurs. Source : élevage	Polluants : NMCOV, CH ₄ , CO ₂ , NH ₃ . Sources : cultures avec engrais (récoltes cultivables, prairies, jachères), forêts à feuilles caduques et forêts de conifères.
		unités : Mg ou Gg /an année : 1996			
Bruxelles -Capitale	Région	Polluants : SO _x , NO _x , NMCOV, CH ₄ , CO, CO ₂ , N ₂ O, poussières, métaux lourds, dioxines et HAP. Sources : transports routier (tout type de véhicule confondu et tout type de trafic confondu), ferroviaire et fluvial.	Polluants : SO _x , NO _x , NMCOV, CH ₄ , CO, CO ₂ , N ₂ O, poussières, métaux lourds, dioxines et HAP. Sources : bureau <50MW, maison <50MW, industrie <50MW. Type de chauffage : tous confondus	Polluants : SO _x , NO _x , NMCOV, CH ₄ , CO, CO ₂ , N ₂ O, NH ₃ , poussières, métaux lourds, dioxines et HAP. Sources : cokerie du Marly, procédés industriels (boulangerie, brasserie, peinture, carrosserie, nettoyage à sec, imprimerie, usage de solvant), incinérateurs.	Polluants : NMCOV, CH ₄ , N ₂ O, NH ₃ . Sources: forêt et jardin naturel.
		Année : 1990, 1996, 1997. Unités : t/an			

Annexe VII.2 : Groupes et sous-groupes CORINAIR

Groupe 1:	Combustion in energy and transformation industries
<i>Codes SNAP</i>	<i>Sous-groupes</i>
10100	Public power
10200	District heating plants
10300	Petroleum and/or gas refining plants
10400	Solid fuel transformation plants
10500	Coal mining, oil/gas extraction, pipeline compressors
Groupe 2:	Non-industrial combustion plants
<i>Codes SNAP</i>	<i>Sous-groupes</i>
20100	Commercial and institutional plants
20200	Residential plants
20300	Plants in agriculture, forestry and aquaculture
Groupe 3:	Combustion in manufacturing industry
<i>Codes SNAP</i>	<i>Sous-groupes</i>
30100	Combustion in boilers, gas turbines & stationary engines
30200	Process furnaces without contact
30300	Processes with contact
Groupe 4:	Production processes
<i>Codes SNAP</i>	<i>Sous-groupes</i>
40100	Processes in petroleum industries
40200	Processes in iron & steel industries & collieries
40300	Processes in non-ferrous metal industries
40400	Processes in inorganic chemical industries
40500	Processes in organic chemical industries (bulk production)
40600	Processes in wood, paper pulp, food, drink & other industries
Groupe 5:	Extraction & distribution of fossil fuels and geothermal energy
<i>Codes SNAP</i>	<i>Sous-groupes</i>
50100	Extraction & first treatment of solid fossil fuels
50200	Extraction, first treatment and loading of liquid fossil fuels
50300	Extraction, first treatment and loading of gaseous fossil fuels
50400	Liquid fuel distribution (except gasoline distribution)
50500	Gasoline distribution
50600	Gas distribution networks
50700	Geothermal energy extraction
Groupe 6:	Solvent and other product use
<i>Codes SNAP</i>	<i>Sous-groupes</i>
60100	Paint application
60200	Degreasing, dry cleaning and electronics
60300	Chemicals products manufacturing or processing
60400	Other use of solvents and related activities
60500	Use of HFC, N2O, NH3, PFC and SF6
Groupe 7:	Road transport
<i>Codes SNAP</i>	<i>Sous-groupes</i>
70100	Passenger cars
70200	Light duty vehicles < 3,5 t
70300	Heavy duty vehicles > 3,5 t
70400	Mopeds and motorcycles < 50 cm3
70500	Motorcycles > 50 cm3
70600	Gasoline evaporation from vehicles
70700	Automobile tyre and brake wear
Groupe 8:	Other mobile sources and machinery
<i>Codes SNAP</i>	<i>Sous-groupes</i>
80100	Military
80200	Railways
80300	Inland waterways
80400	Shipping activities
80500	Air traffic
80600	Agriculture
80700	Forestry
80800	Industry
80900	Household and gardening
801000	Other off-road
Groupe 9:	Waste treatment and disposal
<i>Codes SNAP</i>	<i>Sous-groupes</i>
90200	Waste incineration
90400	Solid waste disposal on land
90700	Open burning of agricultural wastes
90900	Cremation
91000	Other waste treatment
Groupe 10:	Agriculture
<i>Codes SNAP</i>	<i>Sous-groupes</i>
100100	Cultures with fertilisers
100200	Cultures without fertilisers
100300	Stubble burning
100400	Enteric fermentation

Annexe VIII:

Les coûts externes liés aux changements climatiques des transports routiers en Région de Bruxelles-Capitale

Christian Ferdinand & Vincent Favrel - CEESE, ULB

Table des matières

Table des matières	1
1. Généralités sur les changements climatiques.....	3
2. Généralités sur le Protocole de Kyoto et ses implications en Belgique	5
3. Politique belge en matière de changements climatiques.....	7
4. Contribution du secteur des transports aux émissions belges de gaz à effet de serre.....	9
4.1. Croissance du secteur des transports en Europe et en Belgique	9
4.2. Mesures belges de réduction de gaz à effet de serre du transport	11
* Mesures prises avant 1994 :.....	11
* Mesures complémentaires à mettre en place avant 2000 :	11
* Mesures à mettre en place à partir de 2000 :	12
Articles extraits du Plan fédéral (légèrement résumés) :.....	12
4.3. Coût des mesures de réduction pour le secteur transport	16
4.4. Taxe CO ₂ et projet fédéral de Plan Climat National	19
5. Généralités sur les externalités liées aux gaz à effet de serre.....	25
6. Coûts externes « effet de serre » du transport routier à Bruxelles.....	27
7. Conclusions et discussion.....	31
8. Références utilisées.....	33
Annexe VIII.1 : Les gaz à effet de serre.....	35
Annexe VIII.2 : Modèles utilisés pour déterminer les externalités.....	36
Le modèle Open Framework.....	36
Le modèle FUND 1.6.....	36
Le modèle FUND 2.0.....	36
Annexe VIII.3 : Lexique (relatif au Protocole de Kyoto)	37

1. Généralités sur les changements climatiques

Les changements climatiques constituent le plus grand problème environnemental que devra affronter la communauté internationale. Même en respectant les engagements formulés à Kyoto, soit une réduction moyenne de 5% des émissions de gaz à effet de serre entre 1990 et 2010, ce qui, par rapport au scénario « Business as usual », nécessitera des mesures spectaculaires, les concentrations de ces gaz dans l'atmosphère continueront d'augmenter à un rythme inquiétant. Le dernier rapport du Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'Evolution du Climat (GIEC) réuni à Shangaï du 17 au 20 janvier 2001 est alarmant : les nouvelles projections d'augmentation de la température de la terre pour le XXIème siècle sont de 1,4 à 5,8°C (au lieu des 1 à 3,5°C projetés en 1995)³³. De plus, toujours selon les experts sur l'évolution du climat : « les preuves d'une influence humaine sur le climat global sont plus fortes maintenant qu'au moment du deuxième rapport du GIEC ».

Le réchauffement climatique commencerait d'ailleurs à se faire sentir sur l'ensemble de la planète : augmentation de la fréquence des inondations, des sécheresses, des vagues de chaleur, etc. Et ce n'est probablement pas une coïncidence si 1998 fut l'année la plus chaude depuis 1860 au niveau mondial. On tente seulement d'appréhender l'ordre de grandeur des dégâts directs et indirects qui vont survenir, principalement dans les pays en développement. En Belgique aussi le réchauffement se fait chaque année un peu plus sentir, les températures des années 90 furent nettement au-dessus des moyennes et on assiste depuis 2 ans à une succession exceptionnelle, quasi ininterrompue, de moyennes mensuelles thermométriques supérieures aux normales habituelles.

³³ La différence est principalement due à la réduction des aérosols et donc de leurs effets refroidissants. Ces aérosols sont liés à des émissions de SO₂. Au niveau mondial, des mesures importantes ont été prises pour limiter les émissions de SO₂ par désulfuration des fumées et des combustibles. Le rapport de 1995 n'avait pas prévu la rapidité avec laquelle ces mesures allaient être prises. L'effet de refroidissement des aérosols sera donc moins important que prévu.

2. Généralités sur le Protocole de Kyoto et ses implications en Belgique

Depuis le Sommet de la Terre à Rio en 1992, la politique climatique a connu une évolution très importante qui s'est traduite en droit international, essentiellement lors du Protocole de Kyoto. Toutefois, les mesures qui ont été adoptées à Kyoto en décembre 1997 - réduire de 5% les émissions de gaz à effet de serre dans les pays industrialisés - ne prendront un caractère contraignant qu'après la mise en vigueur du Protocole³⁴, prévue et souhaitée par l'Union européenne pour 2002, soit 10 ans après le Sommet de Rio. D'ici là, on ne peut que déplorer le constat d'échec tant au niveau international qu'au niveau belge en matière de réalisation des intentions de réduction des émissions anthropiques de gaz à effet de serre.

Malgré le report en juillet 2001 des négociations de la 6^{ème} Conférences des Parties qui s'est tenue à La Haye et la décision récente des Etats-Unis, annoncée par le Président Bush, de ne pas ratifier le Protocole, il reste possible que l'Union européenne et ses Etats membres le ratifient.

En conséquence, les articles du Protocole pourraient devenir dès 2002 réellement contraignants et l'objectif de réduire de 7,5% ses émissions de gaz à effet de serre deviendra alors un enjeu environnemental majeur pour notre pays. Cet enjeu est d'autant plus crucial pour la Belgique que :

- notre pays présidera l'Union européenne en 2001 ;
- la Belgique est très mal placée en terme d'évolution de ses émissions de gaz à effet de serre : l'effort à fournir, soit 7,5% de réduction sur 20 ans (de 1990 à 2010) est en réalité d'environ 20 à 25% sur 10 ans (de 2000 à 2010 en tenant compte des émissions actuelles supérieures à celles de 1990 et en tenant compte de l'évolution " business as usual ") ;
- la Belgique doit fournir un effort beaucoup plus élevé que la plupart des autres Etats Membres de l'Union européenne, équivalent à 1/8^{ème} du coût global pour atteindre l'objectif de Kyoto à l'échelon européen ;
- la libéralisation des marchés de l'électricité et du gaz devrait conduire à une baisse des prix susceptible d'encore accroître la demande d'énergie ;
- le gouvernement belge prévoit le non renouvellement du parc des centrales nucléaires ;
- les énergies renouvelables, qui devraient modestement progresser dans les 10 prochaines années, n'ont qu'une portée limitée ;
- nous vivons une période de relative croissance économique propice aux investissements et à la consommation des ménages ;
- les alternatives technologiques pour réduire la demande totale d'énergie sont limitées et leur mise en œuvre posent des problèmes de rentabilité ou de compétitivité.

³⁴ Celle-ci exige la ratification d'au moins 55 Parties à la Convention, dont les émissions totales de CO₂ représentent au moins 55% du volume total des émissions de CO₂ de l'ensemble des Parties concernées.

3. Politique belge en matière de changements climatiques

La fragmentation des compétences en Belgique et la faiblesse du prix de l'énergie (hormis ces derniers mois) doivent nous inciter à la prudence et à l'humilité : nos moyens de réduire les gaz à effet de serre par des mesures nationales sont importants mais se heurtent souvent à des difficultés de mise en oeuvre, même si une partie relativement importante de ces réductions pourrait se faire à des coûts négatifs.

Un récent rapport du CEESE – ULB (C. Ferdinand et W. Hecq, 2001) a montré pourquoi notre pays faisait fausse route depuis son premier programme national de réduction de gaz à effet de serre en 1994. Le manque de moyens, de coordination et de volonté politiques, d'évaluation périodique des mesures adoptées et d'ambition dans les mesures proposées n'explique pas tout. Les modèles qui ont servi à définir la politique belge ont sans doute trop misé sur une taxe CO₂/énergie.

Cette taxe, malgré l'importance stratégique que les modèles utilisés en Belgique lui ont généralement donnée, en terme de potentiel de réduction de gaz à effet de serre, n'est toujours pas acceptée chez nous. Il est vrai que les diverses propositions de directives européennes liées à la taxation de l'énergie s'enlisent. Mais la Belgique peut-elle se permettre d'attendre une harmonisation européenne en la matière ou doit-elle, comme d'autres pays européens, introduire, de façon volontaire et indépendamment de l'Union européenne, ce type de fiscalité ? Les modèles utilisés en Belgique pour prévoir les émissions et les mesures de réduction de gaz à effet de serre ont pu démontrer qu'une taxation sur le CO₂, à condition d'utiliser les recettes des taxes pour alléger les charges de travail (double dividende) et que la taxe soit appliquée de façon uniformisée dans l'Union européenne, n'aurait pas de conséquence néfaste au niveau macroéconomique. Il est par contre plus difficile d'apprécier les impacts sectoriels, qui devraient considérablement varier.

L'introduction d'une taxe CO₂ est à nouveau au centre des débats suite à la publication récente, en novembre 2000, du projet fédéral de Plan Climat National. Ce projet semble répéter les erreurs du passé: on base trop notre politique climatique sur une hypothétique taxe CO₂ sans proposer suffisamment de mesures de réduction alternatives socio-économiquement crédibles. La taxe n'est toujours pas appliquée dans la moitié des Etats Membres, ce qui risque de pénaliser lourdement notre économie exportatrice.

Ce Plan doit être prêt avant la présidence belge de l'Union européenne et en concertation avec les Régions. Sa réalisation s'annonce difficile. En effet, le projet fédéral de Plan Climat National est sujet à de nombreuses critiques et pose davantage de questions qu'il n'en résout. Le rapport du CEESE – ULB (C. Ferdinand et W. Hecq, 2001) a détaillé les implications de ce projet et tenté d'ouvrir le débat sur des questions délicates mais cruciales comme le taux d'élasticité prix énergie / demande, l'harmonisation fiscale en Europe, les dérogations et exemptions de taxes, les conséquences sociales d'une taxe CO₂, l'adéquation demande / production d'électricité, la répartition des efforts de réduction intersectoriels, etc. Globalement, le CEESE – ULB désapprouve ce projet fédéral de Plan Climat National. Il le considère peu crédible sur le plan scientifique, truffé d'incertitudes sur les hypothèses retenues, incohérent par rapport à certains avis défendus par le Conseil fédéral du Développement Durable et déséquilibré en terme d'effort à accomplir par les différents secteurs. Certes, une taxe CO₂ peut constituer un instrument économique utile, mais à condition de l'utiliser avec discernement. Face par exemple aux permis d'émissions, la taxe CO₂ est, sur les plans économique, politique, social et environnemental, peu intéressante. De nombreuses études analysées par le CEESE – ULB en témoignent.

Concernant le coût des mesures domestiques de réduction des émissions de gaz à effet de serre, on a pu constater qu'en Belgique les diverses études réalisées et modèles utilisés donnent des résultats très variables pour diverses raisons :

- il n'existe pas, à notre connaissance, de méthode harmonisée pour calculer le coût des mesures de réduction domestiques, ni au niveau belge ni au niveau international ;
- la liste des mesures identifiées est loin d'être exhaustive et diffère d'une étude à l'autre ;
- les mesures concernent généralement des innovations techniques dont la pénétration sur le marché rencontre de nombreux obstacles, jusqu'ici peu étudiés ;
- les mesures liées aux changements de consommation ou de mode de production sont mal connues, peu étudiées et donc rarement prises en compte ;
- certaines études n'intègrent pas les mesures à coûts négatifs pour la société (comme par exemple une augmentation des contrôles et des amendes pour excès de vitesse sur les routes) ;
- les mêmes mesures peuvent être différemment étudiées d'une étude à l'autre, s'appuient sur d'autres hypothèses de potentiel réalisable, de réduction d'émissions générées, d'amortissement économique en fonction des secteurs d'activités étudiés, etc.

Par ailleurs, il nous est apparu que les mesures à coûts nuls ou négatifs ont un potentiel large pour de nombreux secteurs d'activités mais ce potentiel est souvent inexploité pour des raisons encore mal comprises. De nombreux obstacles, autres qu'économiques, seraient en cause : manque d'éducation et de sensibilisation, comportements non rationnels, manque d'intérêts des acteurs responsables, etc.

4. Contribution du secteur des transports aux émissions belges de gaz à effet de serre

4.1. Croissance du secteur des transports en Europe et en Belgique

La croissance du secteur des transports est un problème majeur face à la nécessité de réduire les émissions de gaz à effet de serre. De 1990 à 2010, c'est essentiellement en raison de la croissance de 39% des émissions liées au transport (AEE, 1999) que, malgré une meilleure efficacité de l'utilisation de l'énergie, la consommation énergétique de l'Union européenne va croître de 8%³⁵. Des chiffres plus récents (Commission européenne, 2000c) avancent une hausse des émissions transport de 35% en 2010 versus 1990, sur base d'un scénario non volontariste. Une étude effectuée pour la Commission européenne sur le coût des mesures de réduction d'émission dans le secteur transport (Bates J. et al., 2000) a cependant souligné que l'accord ACEA devrait réduire cette hausse à +25% grâce à une réduction très sensible des transports de passagers. Ainsi que nous le verrons plus loin dans ce chapitre, la Belgique n'échappe pas à ce scénario défavorable. La réduction de la demande d'énergie pour le secteur transport est donc l'une des priorités du développement durable, en Europe comme en Belgique. Il s'agit là d'un défi considérable, car dans le secteur des transports l'inélasticité de la demande s'explique, non seulement par la faiblesse persistante (sauf année 2000) du prix de l'énergie, mais aussi par un manque d'alternatives.

Pour la Belgique, l'objectif de Kyoto consiste à ne pas dépasser 128,5³⁶ millions de tonnes de CO₂-équivalent (CO₂, CH₄ et N₂O) à l'horizon 2010, alors que les émissions de 1996 atteignaient déjà 151,8 MtCO₂éq, soit 18% de plus³⁷. Si l'on ne regarde que le CO₂, les émissions de 1990 étaient de 117,4 Mt CO₂³⁸ ; ces émissions devront donc atteindre 108,6 Mt CO₂ en 2010 (-7,5%). Tous les détails d'émissions – et de projections d'émissions - de gaz à effet de serre sont repris de la deuxième communication nationale de Belgique (août 1997) et de l'inventaire des émissions de gaz à effet de serre en Belgique (Ministère de l'Environnement, juin 1998) et synthétisés dans un document de l'Agence européenne de l'environnement (AEE, 1999). Notons que les chiffres diffèrent souvent d'une source à l'autre. L'Administration de l'Energie en refaisant ses comptes vient même de constater que la consommation de pétrole avait été sous-évaluée de 1,2 millions de tonnes dans la base de calcul pour 1990³⁹. Sans cette erreur, notre objectif aurait dû s'élever à 10% au lieu de 7,5% !

L'évolution des émissions en Flandres et leurs projections normalisées montrent une nette différence d'évolution intersectorielle. Il est intéressant de comparer cette évolution avec celle prévue pour l'Union européenne (voir infra). La tendance, en Europe (+39%)⁴⁰ comme en Flandres (+48%)⁴¹ ou en Belgique (+53%)⁴² (ou +55%)⁴³ est une croissance forte du secteur transport. Les chiffres officiels en Belgique, extraits du Plan fédéral de développement durable (point 436), précisent que « *le secteur transport est la cause de 15%*

³⁵ Et même 16% en 2020 sur base des projections « business as usual ».

³⁶ Soit 92,5% des 138,95 Mt de CO₂éq émis en 1990).

³⁷ Source : Ministère de l'Environnement, juin 1998. Selon les statistiques reprises par l'AIE (2000) et la Commission européenne (2000b), le niveau était de 136 MtCO₂éq en 1990 et 6,5% de plus en 1998, soit 145 MtCO₂éq.

³⁸ Source : ECONOTEC (séminaire CFDD, 02/02/2001) : les émissions 2010 dans le scénario de référence seraient de 144,4 Mt CO₂. L'objectif Kyoto impose donc un effort de 25% sur les émissions de CO₂.

³⁹ Source : Le Soir, 2 janvier 01.

⁴⁰ Source : Commission européenne, 1997

⁴¹ N.B. : source VITO (1999).

⁴² N.B. : Source projet fédéral de Plan Climat National (2000).

⁴³ N.B. : Source : Bureau fédéral du Plan (2001), « Perspectives énergétiques 2000-2020 ».

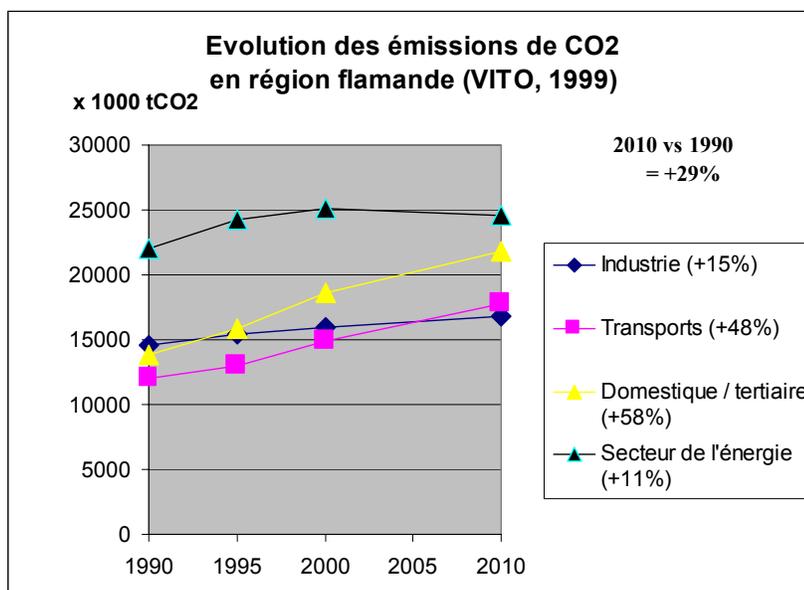
des émissions de gaz à effet de serre et que, sans politique volontariste, les transports émettront, en 2010, 11% de CO₂ de plus qu'en 1995 ».

On soulignera que ces chiffres s'écartent des projections du VITO (+48% de CO₂ entre 1990 et 2010 en Flandres, voir figure 1 ci-dessous) comme de celles du Bureau du Plan, et sont même, c'est le comble, en contradiction avec les prévisions annoncées dans le projet fédéral de Plan Climat National (+53% entre 2010 et 1990 pour la Belgique, voir figure 5 infra) !

On le voit, les chiffres de prévision diffèrent d'une étude à l'autre. Cela s'explique par des hypothèses différentes sur différents éléments : les données de bases utilisées, les scénarios politiques envisagés pour l'avenir, la mise en œuvre d'alternatives valables au transport routier, etc.

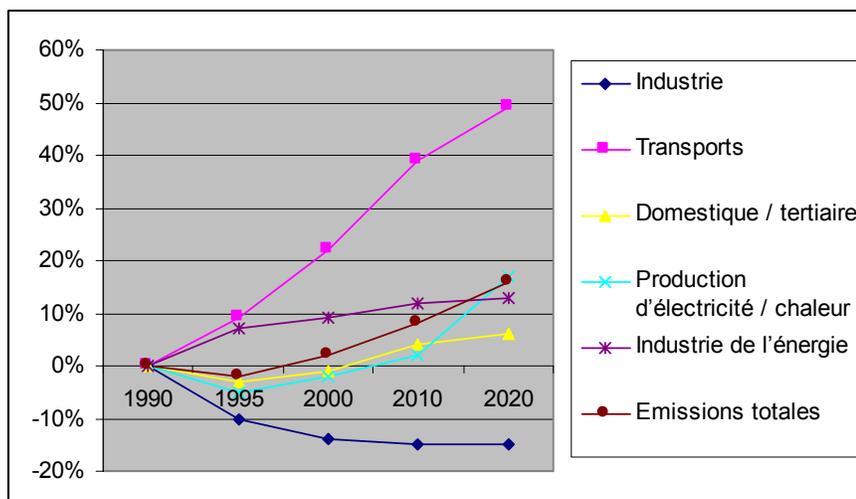
Une étude récente très détaillée sur cette question (Borken J. et al., 2000), financée par la FEBIAC (fédération belge de l'industrie de l'automobile et du cycle), semble se rapprocher des estimations avancées dans le Plan fédéral de Développement Durable, à savoir que les émissions de CO₂ dues au transport en 2005 seront 10% plus élevées qu'en 1995. Cette étude prévoit entre 1990 et 2010 une augmentation d'émissions d'environ 23%, pour une augmentation du kilométrage parcouru d'environ 41%.

Fig. 1 : Evolution des émissions de CO₂ en région flamande



Source : VITO, 1999.

Ces projections semblent en accord avec les prévisions faites par la Bureau fédéral du plan (2000) : sans politique volontariste, les prévisions économiques pour 2000 à 2005 annoncent un accroissement de la consommation énergétique de 2,1% par an dans ce secteur.

Fig. 2 : Evolution sectorielle des émissions de CO₂ en Europe (scénario « BAU »)

Source : Commission européenne (1997)

4.2. Mesures belges de réduction de gaz à effet de serre du transport

Les mesures prises et à prendre en Belgique pour limiter la contribution du secteur transport aux émissions de gaz à effet de serre peuvent grossièrement être classées selon 3 périodes : avant 1994 (date de publication du premier programme belge de réduction des émissions de gaz à effet de serre, entre 1994 et 2000 et après 2000 (suite à la publication du Plan fédéral de Développement Durable).

* Mesures prises avant 1994 :

- Limitation de vitesse sur route et autoroute ;
- Dissuasion de l'utilisation excessive de la voiture particulière ;
- Déduction fiscale des frais de voiture qu'à concurrence de 75% ;
- fixation forfaitaire à 6 BEF/km pour les déplacements domicile – travail ;
- Modification du barème à appliquer pour le calcul de l'avantage qui résulte de l'utilisation à des fins personnelles d'un véhicule mis gratuitement à disposition ;
- Minimum de 5000 km par an pour prétendre à un avantage en nature ;
- Fixation de forfaits pour longs déplacements ;
- Levée de l'immunité de l'intervention de l'employeur dans les frais de déplacements domicile – travail pour ceux qui postulent la déduction de leurs frais réels et n'utilisent pas régulièrement les transports en commun ;
- Augmentation des accises sur les carburants (essence et gasoil routier), en fonction des directives européennes ;
- Taxe de mise en circulation depuis 92 (calculée d'après les chevaux fiscaux et la puissance des véhicules).
- Détaxation des biocarburants utilisés dans des projets pilotes ;
- Réduction d'accises pour les sociétés de transport en commun.

* Mesures complémentaires à mettre en place avant 2000 :

- Plans de transport du personnel dans les entreprises : Rendre obligatoires les plans de transport du personnel des différentes administrations ;
- Réduction de l'accès au centre ville des véhicules privés et des transports : Intensifier la lutte contre les stationnements illicites. Ristourner aux communes une partie des montants des contraventions pour stationnement illicite ;

- Axer la politique communale d'aménagement du territoire sur une réduction des possibilités de parking dans les centres urbains et sur la réalisation de parkings de transfert ;
- Autres mesures de promotion des transports en commun en milieu urbain : Promotion des transports en commun en milieu urbain. Etude de l'impact sur l'environnement de l'emploi par les transports en commun de carburants moins polluants ;
- Réduction du transport des marchandises par route : Promouvoir le transport combiné ; Harmonisation de la fiscalité des transports routiers au niveau européen. Intégrer la problématique CO₂ dans les mesures d'encouragement des transports combinés ;
- Politique tarifaire et fiscale des moyens de transport : Révision complète du système fiscal concernant les véhicules ;
- Surveillance accrue du respect des limites de vitesse.

*** Mesures à mettre en place à partir de 2000 :**

Le Plan fédéral de développement durable (2000-2004) donne les principales options d'une politique belge en matière de transport et de mobilité mais ces options seront traduites dans un Plan nationale de mobilité (en partenariat avec les Régions).

Ce Plan fédéral de développement durable fixe les grandes options d'une politique belge en matière de transport et de mobilité en tenant compte des études existantes. Les options de ce Plan fédéral, brièvement décrites ci-dessous, seront traduites dans un Plan national de mobilité (en partenariat avec les Régions). Il servira de base à la rédaction d'un accord de coopération entre les différents niveaux de pouvoir, en ayant soin d'intégrer les compétences fiscales, d'aménagement du territoire...

Articles extraits du Plan fédéral (légèrement résumés) :

446. Le Gouvernement fixe un taux directeur de réduction de 5%⁴⁴ des émissions de CO₂ du secteur du transport pour 2010 par rapport à 1990. La contribution du secteur du transport serait ainsi inférieure à l'objectif global de réduction des émissions de CO₂, reflétant le coût marginal potentiellement élevé de ces mesures. Le plan national de mobilité fixera des objectifs intermédiaires entre 2001 et 2010, en tenant compte de l'impact financier prévisible pour les secteurs concernés.

447. Le transfert modal sera la pierre angulaire de l'action fédérale et belge. Pour le transport des personnes, il permettrait de générer une réduction de 5 à 28% des émissions de CO₂ sans grande perte de confort ni de mobilité.

448. - Pour les personnes, les objectifs de transfert modal du trafic intérieur visent en priorité les personnes effectuant principalement des déplacements réguliers en les incitant à un usage accru des transports en commun ou du vélo plutôt que de la voiture "autosoliste"

449. - Pour les marchandises, les objectifs de transfert modal - pour favoriser l'intermodalité - visent principalement les transports longue distance en incitant les entreprises à un usage accru du pipeline, du train ou du bateau plutôt que du camion

450. En accord avec les Régions, les transports en commun auront une couverture territoriale plus large et des fréquences plus élevées.

451. Le Gouvernement poursuivra ses efforts pour la sécurité de tous les usagers

452. Il y a donc de nombreux indicateurs à suivre en matière de transports. Les plus importants sont les indices de km-passagers par mode et par an, le nombre de déplacement par personne et de tonnes-km par mode et par an, pour certaines marchandises, le nombre de volume-km et de valeur unitaire-km, les émissions de polluants par mode en tonne/an, les victimes de la route, le taux de motorisation, les dépenses pour la mobilité personnelle par

⁴⁴ Il faut mettre cet élément en relation avec la volonté du Gouvernement de ne pas différencier les objectifs de réduction de gaz à effet de serre pour les autres secteurs avant 2003. N.B. : selon le Plan fédéral pour un développement durable (septembre 2000), sans politiques volontariste, les transports émettront, en 2010, 11% de CO₂ en plus qu'en 1995. Remarque : cette prévision est nettement en-dessous des prévisions faites par le VITO (Cf. infra).

décile de revenu, les dépenses pour la publicité et pour la conscientisation par mode de transport...

453. Ces objectifs supposant un volontarisme important (mais nécessaire), le Gouvernement retient les mesures stratégiques suivantes, dont l'effet sera d'autant plus important qu'elles seront bien coordonnées.

Gestion de la demande

454. La philosophie sous-tendant les mesures de gestion de la demande adressées au secteur des transports est de veiller à ce que les prix des transports reflètent mieux **les coûts externes**.

455. En ce qui concerne le transport des personnes, le transfert modal du trafic intérieur vers les modes les plus respectueux de l'environnement sera favorisé. Les mesures viseront notamment à adapter le système de déductibilité des frais de déplacement domicile-lieu de travail (y compris la mise à disposition des lieux de stationnement sur le lieu de travail), à réduire les taxes fixes des voitures (et les moduler en fonction de leur performance environnementale) et à augmenter les coûts liés à l'usage de la voiture tels le coût des carburants en s'alignant sur les politiques menées par les pays voisins (réduire la différence de prix entre le diesel et l'essence), à maintenir la TVA à 6% pour l'entretien des vélos si la législation européenne le permet.

Des mesures complémentaires (et d'appui aux précédentes) seront également mises en œuvre, comme la réalisation de Plan de transport par entreprise ou service public de plus de 50 personnes, la formation des conducteurs à une conduite plus économe, la promotion du car-sharing, l'éventuelle mise en œuvre du permis à points et la dépénalisation des amendes liées au stationnement. Le transfert modal du transport aérien vers le rail sera favorisé par des mesures fiscales (taxe sur le kérosène dans un contexte mondial, droits d'atterrissage majorés dans un contexte européen).

456. En ce qui concerne le transport des marchandises, le transfert modal sera favorisé en rendant le transport par bateau ou train financièrement plus attrayant que le transport par camion ou par avion, le plus possible par des mesures à l'échelle européenne. Les mesures retenues (complémentaires à celles déjà envisagées ci-dessus pour les personnes) sont la limitation des durées de conduite en continu pour les camionneurs, l'exclusion des transports de marchandises par route le week-end et les heures de pointe (défini en concertation avec les secteurs impliqués), un contrôle plus effectif des réglementations, l'internalisation, dans le coût du produit lui-même, des coûts externes du transport. Des mesures complémentaires (et d'appui aux précédentes) seront également mises en œuvre, telles l'amélioration de la logistique des transports, l'élaboration d'un volet "transport de biens" dans les plans de transport par entreprise.

Gestion de l'offre

457. La philosophie à la base des mesures de gestion de l'offre dans le secteur des transports est de rendre plus compétitifs les modes plus compatibles avec le développement durable pour des distances inférieures à 600 Km (transport en commun, train, bateau, vélo) par rapport au temps de trajet en voiture individuelle – principalement en ville - ou par rapport au trajet en camion ou en avion. Les modes plus compatibles avec le développement durable doivent également être comparativement plus sûrs, plus fiables et plus confortables. Ces compétences étant largement régionales, il s'agit ici de mener une large concertation entre les pouvoirs régionaux, communaux et fédéral.

458. En ce qui concerne le déplacement des personnes, le plan national de mobilité sera axé sur les lignes de force suivantes, tout en soumettant les mesures concrètes à un examen approfondi :

459. - la réduction, en ville, de l'espace réservé aux voitures (réduction des parkings – spécialement en voirie, réduction du nombre de bandes de circulation, création de centres-ville sans voitures) et l'augmentation de l'espace réservé aux moins valides, aux transports en commun (bus, tram), aux vélos (maillage de voies lentes) et aux voitures partagées (car-sharing, car-pooling)⁶⁵. La sécurité accrue des cyclistes et piétons sera également promue par ces mesures;

460. - le redéploiement de l'offre en transport en commun hors ville (tel que le RER 66), mais également les autres trains et bus en augmentant la couverture territoriale et les fréquences, en veillant aux bonnes correspondances entre modes et en permettant la combinaison entre modes (vélo + transport en commun, transport en commun + taxis). Le ramassage scolaire sera pris en compte;

461. - la création, sur les infrastructures routières permettant l'entrée en ville, de bandes de circulation réservées aux transports en commun, aux vélos et aux voitures partagées. Lorsque l'offre de transport en commun sera suffisamment développée, des portes d'entrées pourront progressivement être mises en place sur les axes de pénétration en ville pour mieux en réguler l'accès et en limiter la congestion. Des parkings de dissuasion seront développés, sans oublier les parkings pour vélos. La réduction de la vitesse sur les routes sera promue;

462. - l'amélioration du confort des usagers du transport en commun, spécialement lors des correspondances. L'amélioration de la convivialité et de la facilité d'utilisation des transports en commun (utilisation d'internet pour les réservations...). L'amélioration de la conception des véhicules, bâtiments et lieux publics liés aux transports en commun pour d'une part les sécuriser et diminuer le risque de violence qui existe pour les femmes ou certaines catégories de personnes plus vulnérables et d'autre part les rendre plus accessibles aux moins valides;

463. - l'amélioration du confort des riverains fera l'objet d'actions spécifiques

464. En ce qui concerne le transport des marchandises, le plan national de mobilité reprendra les mesures suivantes:

465. - la réalisation de plates-formes multimodales performantes, du point de vue du temps global nécessaire au transbordement et de leur localisation.

466. - le développement des infrastructures de transport par train (SNCB) et par bateau (compétence régionale) en intégrant une réflexion environnementale dans l'aménagement des infrastructures;

467. - la promotion de la standardisation des conteneurs et l'amélioration de leur gestion informatisée afin de réduire les trajets à vide.

468. En matière sociale, les objectifs de réduction de prix pour les groupes cibles doivent se traduire par des budgets correspondants. Le Gouvernement établira clairement les montants nécessaires à la réalisation de cet objectif. Le Gouvernement persistera dans la manière d'aborder la sécurité routière, à savoir agir sur la route et son environnement (compétence régionale), sur le comportement des conducteurs et sur la sécurité des véhicules. Les mesures fédérales porteront principalement sur la lutte contre l'alcool et les drogues au volant, l'accroissement des contrôles (dont celui des vitesses) et des sanctions plus adaptées (mise en œuvre du permis à points - déjà cité).

Développement de la technologie

469. La "recherche et développement" sera soutenue. D'une part, la réduction des émissions par km parcouru doit être atteinte, notamment par le soutien à des recherches visant des formes de traction plus économiques pour les véhicules comme celles concernant les véhicules hybrides et autres véhicules électriques. Le changement de carburant sera une autre approche de la réduction d'émission tels que le véhicule à gaz issu de la biomasse, la combinaison du carburant et de la vapeur, la pile à combustible.

Des recherches pour l'amélioration technique des vélos seront entreprises. Enfin, une amélioration des performances des transports en commun, tant par leurs émissions que par leur gestion, fera aussi l'objet de recherches.

Politique de produits

470. Lorsqu'une technologie plus compatible avec le développement existe, il est nécessaire de promouvoir sa diffusion et son implémentation. Tel est entre autres le but de la politique de produits présentée dans le groupe de thèmes relatif au changement des modes de consommation. Dans cette optique le Gouvernement va promouvoir:

471. - les carburants moins polluants. Pour cela il faut transposer en droit belge les directives européennes issues des programmes "air propre" et "auto-oil". La diminution de la pollution

sera de l'ordre de 70% d'ici 2010, selon l'UE (voir le chapitre Politiques de protection de l'atmosphère). De plus, le Gouvernement favorisera l'utilisation de carburants alternatifs;

472. - la réduction des émissions des véhicules diesel (par exemple par le placement de filtres à particules et de catalyseur pour moteurs diesel);

473. - l'utilisation de certains carburants tels le LPG (mais pas le gaz naturel qui n'a pas un bon rendement énergétique si l'on compte l'énergie nécessaire à la compression du gaz). Pour le LPG, les mesures seront d'ordre réglementaire (trouver une solution pour les parkings souterrains) et fiscale (moins taxer le matériel). L'utilisation de véhicules émettant moins de CO₂ sera aussi promue;

474. - l'amplification et l'amélioration du contrôle technique des véhicules (entre autres l'efficacité du pot catalytique, les limiteurs de vitesses des camions);

475. - l'amélioration de la qualité environnementale des avions, tant au niveau de la consommation d'énergie que des émissions de gaz et des nuisances sonores. Les normes techniques des avions devraient être renforcées;

476. - la réduction du bruit. Des mesures spécifiques doivent être menées en vue d'assurer une diminution substantielle des nuisances sonores dues à tous les modes de transport. Une normalisation plus contraignante doit voir le jour. Le Gouvernement proposera un accord de coopération relatif à l'aéroport de Bruxelles-national pour réduire les nuisances sonores. Des mesures spécifiques ont déjà été prises afin de réduire les nuisances sonores de l'aéroport de Bruxelles-National. Les objectifs utilisés (activités d'aéroport, limite des nuisances sonores et promotion de l'économie et de l'emploi), l'approche (concertation avec les différentes parties intéressées) et les mesures concrètes (une approche équilibrée dotée d'objectifs et de moyens clairs) peuvent être considérés comme exemple d'approche pour une politique de développement durable.

Politique de sensibilisation

477. Il faut engager un réel changement de mentalité chez le consommateur de transport. Il est nécessaire de mettre en question les modèles culturels dominants comme la valorisation du transport individuel en voiture et la possession d'un véhicule. Des recherches seront menées afin de pouvoir assurer de façon la plus pertinente la promotion de modèles culturels valorisant le transport collectif et le transport doux (vélo et marche). Le Plan national de mobilité contiendra une stratégie d'action à ce propos, en examinant notamment l'impact de la publicité sur les comportements (voir chapitre Actions modes de consommation-production), le soutien à la labélisation des véhicules les moins polluants, l'information sur les comportements favorisant un développement durable en matière de mobilité, le soutien aux informations objectives en matière d'impact environnemental et social... La participation des associations d'utilisateurs de transport sera sollicitée.

478. Pour la plupart des mesures avancées, un bon niveau de connaissance scientifique a déjà été atteint. Ce qui a manqué jusqu'à présent, ce sont des objectifs clairs et précis, une stratégie d'ensemble cohérente, une évaluation ex ante des effets des mesures proposées, une mobilisation de moyens en rapport avec les objectifs à atteindre. Certaines mesures ont déjà été proposées et discutées au Parlement 68 . Mais elles ont souffert des manques évoqués ci-dessus. Ces mesures, aux impacts indéterminés, n'ont pas été mises en œuvre.

479. Les Régions s'étant prononcées favorablement (avec des nuances) pour la confection d'un Plan national de mobilité, les départements fédéraux compétents sont chargés de le rédiger, en partenariat avec les Régions et en tenant compte de la dimension européenne et multinationale des enjeux. Ce plan suivra les options et mesures proposées dans ce chapitre. Le ministère des Communications et de l'infrastructure élaborera ce Plan national de mobilité avec la collaboration des ministères des Affaires sociales, de la santé publique et de l'environnement, des Finances, et des ministères régionaux concernés (dont les transports, l'aménagement du territoire, l'environnement...) ainsi que des entreprises publiques actives dans le domaine des transports et les communes. Un projet de Plan national de mobilité sera achevé mi 2001 et sera soumis à une large consultation.

4.3. Coût des mesures de réduction pour le secteur transport

Le GIEC (IPCC en anglais) estime qu'à l'horizon 2010-2020, les potentialités des mesures « sans regrets » ou d'un bon rapport coût-efficacité visant l'efficacité énergétique dans l'industrie, pourraient représenter une réduction de 40% à 50% des émissions de CO₂ par rapport aux projections à politique inchangée, soit approximativement une réduction de 25% sous les niveaux de 1990 imputables à ce secteur (GIEC, 1996).

Cette vision n'est pas du tout partagée par de nombreux économistes, surtout américains⁴⁵, qui estiment que les mesures sans coûts sont très rares ou peu applicables. Il faut cependant signaler que d'autres études, qui utilisent une autre méthodologie, vont dans le sens du GIEC et prévoient notamment des gains élevés possibles à partir des utilisations rationnelles de l'énergie (voir à ce sujet l'article de R. Sutherland, 2000).

Pour le secteur des transports, de nombreuses études économiques indiqueraient que le coût des mesures de réduction y serait plus élevé que dans les autres secteurs. C'est d'ailleurs la raison pour laquelle en Belgique la Commission Interdépartementale de Développement Durable a proposé dans son projet de Plan fédéral de développement durable d'alléger l'objectif final pour 2010 à -5% au lieu de -7,5%. Cela dit, d'autres analystes (voir par exemple WINKELMAN S. et al., 2000) estiment au contraire que réduire les émissions de gaz à effet de serre du secteur transport est moins coûteux qu'il n'y paraît à première vue et qu'il faut tenir compte de gros avantages économiques, sociaux et environnementaux tels que la réduction du bruit, des accidents, des problèmes de circulation, d'aménagement du territoire, etc. Une étude européenne très récente (Bates J. et al., 2000) a également montré que des mesures à coûts négatifs existent dans ce secteur, sans même considérer les mesures à coûts négatifs liées aux comportements des conducteurs. En outre, comme il faudra à long terme réduire les émissions de gaz à effet de serre de l'ordre de 60% afin de stabiliser les concentrations au niveau de 1990, il sera incontournable de réaliser des efforts significatifs dans tous les secteurs en commençant de préférence par les secteurs qui, comme celui des transports, présentent des taux élevés de progression d'émissions.

D'une façon générale, les coûts des mesures domestiques de réduction sont difficiles à estimer. Il faut pouvoir tenir compte de nombreux éléments : le prix et le taux d'utilisation des équipements, les frais d'installation, les frais d'entretien, le taux de réduction des émissions, les risques de « rebound effect »⁴⁶.

De plus, à l'heure actuelle la plupart des mesures qui ont été chiffrées sont relatives à des mesures techniques (pour lesquelles il est plus facile de calculer des coûts par tonne de polluant évitée) plutôt qu'à des mesures liées aux comportements de consommation⁴⁷ ou de gestion de l'énergie (par exemple dans le secteur transport : diffusion de conseils d'éco-consommation, contrôles et sanctions plus élevés pour excès de vitesse ou mauvais stationnements, campagne de sensibilisation sur les modes de déplacement plus écologiques, éducation aux changements climatiques et à la mobilité durable, etc.). Pourtant, ces mesures peu coûteuses pour la société ont en général un potentiel de réduction perçu comme très important par de nombreux environnementalistes.

⁴⁵ Voir par exemple « 1999 special issue of the Energy Journal » qui présentait plusieurs articles qui concluaient que les coûts seraient très élevés pour les Etats-Unis.

⁴⁶ Il s'agit par exemple de l'utilisation accrue de véhicules peu énergivores ou dont le prix des carburants est plus faible (pensons ici au shift essence vers diesel ou essence vers GPL). Le fait de disposer d'un véhicule moins coûteux en terme de consommation énergétique incite le consommateur à rouler davantage pour au moins deux raisons ou croyances : « ma voiture me coûte presque rien au kilomètre parcouru ! » et « rouler plus me permet d'amortir davantage mes coûts fixes ! ».

⁴⁷ Pour Econotec, les mesures liées aux comportements de consommation sont parmi les plus importantes, notamment pour le secteur domestique. Pour l'Institut wallon, les possibilités de réduire les consommations de combustibles par des changements de comportement sont souvent sous-estimées en Belgique. Il s'agirait aussi de pouvoir mieux évaluer le « rebound effect ».

Précisons aussi que de nombreux modèles sont utilisés pour essayer de chiffrer les coûts des mesures de réduction de gaz à effet de serre mais que ces modèles :

- sont souvent peu précis (et ne donnent aucun intervalle de confiance) et s'inscrivent dans des problématiques de plus en plus complexe (libéralisation des marchés de l'énergie, intégration des coûts externes, échanges de permis, mondialisation de l'économie, etc.) ;
- offrent peu de transparence sur les données de base et parfois même sur les hypothèses de travail ;
- comptabilisent rarement tous les gaz à effet de serre ;
- n'utilisent pas toujours les mêmes données de départ ;
- utilisent des données parfois peu fiables ;
- intègrent difficilement toutes les nouvelles technologies ;
- utilisent des données agrégées à des niveaux parfois non comparables à la Belgique ;
- optimalisent sans garantie la réaction des agents économiques ;
- utilisent souvent des taux trop faibles (parce que non actualisés) d'élasticité de la « demande d'énergie – prix de l'énergie » ;
- supposent une coordination parfaite entre les différents acteurs ;
- s'intéressent peu aux mesures non techniques (car plus difficilement chiffrables en termes économiques) ;
- ne tiennent généralement pas compte des coûts de transactions, des barrières au commerce ;
- etc.

Les modèles ont tous leurs avantages et inconvénients et chacun d'entre eux n'apporte que des éléments partiels d'aide à la décision. Ceci doit nous mettre en garde contre toute interprétation abusive qui serait faite à partir d'un seul modèle économique. C'est pourtant ce qui a été fait pour l'élaboration du projet fédéral de Plan Climat National.

Les études belges qui ont évalué le coût de certaines mesures de réduction de gaz à effet de serre sont rares, et donc précieuses. Nous reprenons ci-dessous les mesures spécifiques au secteur des transports.

Tableau 1 : exemples de mesures de réduction de CO₂ liées au transport

Mesures liées au transport	Efficacité économique (EUR/tCO ₂)	Potentiel de réduction en 2010	Temps de retour de l'investissement (ans)
Source : VITO (1999)			
économètre	-83	47	1
Instructions de conduite	-76	280	1
ordinateur de bord (sc 1)	9	106	3
Limitateurs de vitesse (sc 1)	29	41	3
ordinateur de bord (sc 2)	33	143	4
"cruise control" (sc 1)	75	111	5
"cruise control" (sc 2)	93	152	5
Limitateurs de vitesse (sc 2)	210	56	22
Source : Electrabel (2000)			
Voitures 0,12 kg CO ₂ /km	-30	n.d.	2

Bien entendu, les mesures étudiées ne sont pas représentatives du nombre considérable d'autres mesures réalisables, non inventoriées dans ces études. Il s'agit notamment de mesures comportementales (jusqu'ici ce sont essentiellement les mesures à caractère

technique qui ont été prises en compte⁴⁸), de mesures réglementaires (des amendes pour excès de vitesse par exemple peuvent être certainement plus rentables pour la société que l'installation de série sur les voitures de limiteurs de vitesse = 210 EUR/tCO₂), de mesures d'éducation, sensibilisation et information. Il faut toutefois souligner que l'étude du VITO s'intéresse à quelques mesures comportementales, ce qui explique en partie le faible coût moyen des mesures étudiées. Les hypothèses prises sont, comme toujours, parfois discutables. Par exemple, le coût pour l'instruction de conducteurs trop « sportifs » pourrait avantageusement être réduit par une éducation scolaire équivalente mais ne pourrait alors porter ses fruits que sur le moyen terme (à l'horizon 2010-2030).

Une autre étude (Bates J. et al., 2000), effectuée à l'échelle européenne, a également montré que certaines mesures techniques dans le secteur des transports peuvent aussi présenter des coûts faibles ou négatifs (surtout en combinaison avec une taxe CO₂).

⁴⁸ C'est assez logique puisque peu d'études dans la littérature se sont risquées à quantifier des mesures liées au comportement des consommateurs sans apport d'un élément technique.

Tableau 2 : Mesures liées au secteur des transports (UE)⁴⁹

Mesures liées au transport	Efficacité économique (EUR/tCO2) sans taxes	Efficacité économique (EUR/tCO2) avec taxes	Potentiel de réduction en 2010 (UE)	Voitures avec cette mesure (% du total 2010)
PETROL				
Lightweight interior components	8	-227	1	19
VVLT + Cylinder Deactivation	19	-212	22	31
Petrol - diesel	84	-131	8	8
Advanced GDI (DISC)	93	-119	18	19
Basic	123	-82	9	35
Lightweight structure	218	39	10	19
DIESEL				
Lightweight interior components	41	-96	0,1	3
Basic	196	100	1	6
Lightweight structure	325	263	1	3

Source : BATES J. et al. (2000)

4.4. Taxe CO₂ et projet fédéral de Plan Climat National

Pour rappel, le Plan fédéral de développement durable (point 496) précise les décisions officielles importantes concernant le Plan Climat National, à savoir :

« Le Gouvernement décide qu'un nouveau Plan national belge sur les changements climatiques doit être établi pour mi-2001. Ce Plan climat a pour objectif de formuler une politique nationale cohérente qui contienne suffisamment de mesures sectorielles et trans-sectorielles pour la réalisation des objectifs de réduction d'émissions formulés dans le Protocole de Kyoto. Le Plan climat doit mentionner des objectifs opérationnels clairs par secteur et par niveau de compétence, accompagnés par des indicateurs sectoriels, de même que des objectifs intermédiaires pour l'année 2003. Il doit contenir des mesures suffisantes pour que la réalisation des objectifs ne soit pas rendue fortement dépendante des initiatives européennes. Pour ce faire, ce Plan climat doit être étendu aux six gaz à effet de serre (CO₂, CH₄, N₂O, SF₆, HFC, PFC) et prévoir des procédures et mesures en vue de satisfaire toutes les autres obligations découlant de la Convention, du Protocole et des décisions et directives européennes en la matière. La répartition des efforts doit se faire sur base d'une discussion bien étayée. Une estimation du prix des différentes mesures doit être faite, de façon à les classer en fonction de leur efficience. Ces mesures doivent être accompagnées d'un timing pour leur implémentation administrative. L'attention doit porter sur l'effet des décisions d'aujourd'hui sur les émissions à long terme (2050). L'élaboration de ce Plan doit se faire en concertation avec les acteurs de la société concernés et avec l'implication active des Régions. Le Plan climat doit enfin contenir des procédures spécifiques pour le suivi régulier et l'adaptation des mesures prévues. »

En date du 8 novembre 2000, le Cabinet du Secrétaire d'Etat à l'Energie au développement durable a présenté son « Projet de Plan Climat national », projet qui devra être discuté notamment avec les différentes Régions en vue de la rédaction du Plan Climat National, prévu vers fin juin 2001, juste avant la présidence belge de l'Union européenne.

La base de la nouvelle politique stipulée dans ce projet de Plan Climat National (outre les mesures déjà décidées et engagées, notamment celles prévues dans le cadre du

⁴⁹ VVLT = Hi-speed engine with Variable Valve Lift & Timing

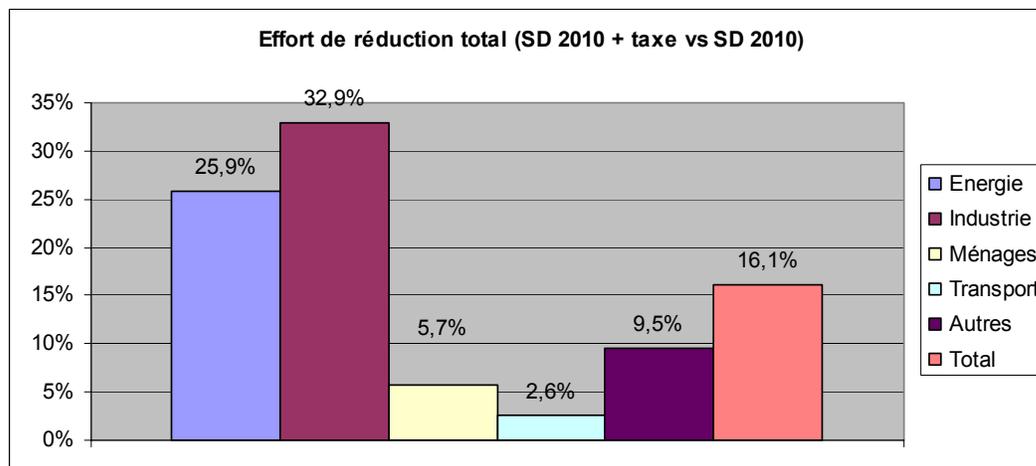
Programme national de 1994) est l'introduction d'une taxe CO₂ qui permettrait d'atteindre les objectifs belges fixés à Kyoto. Pour rappel, l'accord gouvernemental belge tend vers le glissement d'une pression fiscale générale vers une fiscalité plus sociale, plus favorable à l'emploi et davantage axée sur l'écologie : déplacement d'une fiscalité qui pénalise le travail vers une fiscalité qui contribue à soutenir le développement durable⁵⁰, comme la taxe sur le CO₂. Le niveau de cette taxe serait régulièrement revu, en fonction de l'introduction de nouvelles mesures fédérales ou régionales. L'autre possibilité de réduire le niveau de la taxe CO₂ réside dans l'usage des mécanismes de flexibilité.

Le CESE – ULB estime que cette taxe CO₂, appliquée aux secteurs non soumis à la concurrence comme les ménages et le transport des particuliers, pourrait, mais à des niveaux supérieurs⁵¹ de ceux calculés par l'équipe de la KULeuven⁵² et qui ont été repris dans le projet fédéral de Plan Climat National⁵³, jouer un rôle dans la réduction de la demande d'énergie. Par ailleurs, si on exigeait davantage de mesures domestiques pour les secteurs transport et ménages (par exemple par l'introduction d'une taxe CO₂ plus élevée mais différenciée selon les facteurs d'émissions des combustibles) cela éviterait de devoir limiter l'usage des mécanismes de flexibilité pour les secteurs soumis à la concurrence.

En outre, le projet de Plan est déséquilibré au niveau intersectoriel quant à l'effort à fournir pour réduire les émissions de gaz à effet de serre.

Le projet de Plan Climat national prévoit l'introduction d'une taxe CO₂ qui, par rapport à une politique inchangée⁵⁴, induit des efforts de réduction qui varient fort en fonction des secteurs, d'à peine 3% pour les transports et jusqu'à 33% pour le secteur de l'industrie comme le montre la figure ci-dessous.

Fig. 3 : Effort de réduction des secteurs belges suite à l'introduction d'une taxe CO₂



⁵⁰ Il faut préciser que les taxes énergétiques se montent à 1,6% du PIB en Belgique contre une moyenne européenne de 2,2% et que les taxes environnementales sont également plus faibles en Belgique (0,6% du PIB) par rapport à la moyenne européenne de 0,7% du PIB (FEB, 2000).

⁵¹ Selon la Commission européenne (1999b), « en raison de la faible élasticité prix / demande d'énergie pour le transport par exemple, même une forte augmentation du prix du baril de pétrole brut (+5\$ en 2020 et +7,4\$ en 2030) ne conduirait pas à des réductions d'émissions de CO₂ significatives (-3,6% en 2020 et -3,1% en 2030) ».

⁵² Cette équipe de recherche n'a par exemple pas tenu compte de la décroissance rapide des taux d'élasticité « demande d'énergie – prix de l'énergie ».

⁵³ A savoir : une taxe sur les carburants qui s'élèverait à 1,5 BEF/l (voire 3 BEF/l si on utilise pas les mécanismes de flexibilité).

⁵⁴ C'est-à-dire conformément au scénario de départ (SD) qui prend en considération les mesures URE et énergies renouvelables déjà en vigueur.

N.B. : Selon l'étude de KULeuven et VITO (2000) le secteur industrie devrait fournir un effort bien plus important (de l'ordre de 33%) que celui indiqué dans le projet fédéral (20,9%) qui a probablement mal retranscrit quelques chiffres de cette étude.

Mais la critique majeure que l'on peut formuler est sans doute la légèreté avec laquelle le document de référence traite la question de l'élasticité de la demande d'énergie par rapport aux prix des énergies.

L'hypothèse de ratio d'élasticité prix de l'énergie / demande d'énergie utilisée dans l'étude de Proost et al. (2000) – à savoir -0,3 par exemple pour la demande de transport⁵⁵ - ne semble plus correspondre aux réalités économiques actuelles. En effet, ces élasticités ont été dérivées d'études du CES – KULeuven (mais on dit pas lesquelles !) et d'un relevé de la littérature à partir d'études publiées en 1987, 1992 et 1995.

Le projet fédéral s'appuie en grande partie sur l'idée qu'en augmentant légèrement les taxes, les émissions devraient diminuer de façon considérable. Nous avons voulu vérifier si la dernière hausse des carburants routiers (essence + diesel) qu'a connue la Belgique (soit +20,2% entre le premier semestre 2000 par rapport au premier semestre 1999) avait effectivement pu induire une réduction de la demande. Or, entre ces 2 semestres, la consommation totale de carburants routiers a augmenté de 4,5% alors que la tendance naturelle est une croissance annuelle de la demande de transport autour de 2% à 3% ! Il est donc évident que la tendance actuelle d'augmentation du trafic sera très difficilement compensée par une taxe CO₂, surtout si cette taxe ne s'élève qu'à 1,5BEF/l comme annoncé dans le projet de Plan, ce qui n'augmenterait le prix réel des carburants que d'environ 4%. Pour le Professeur Paul Hatry⁵⁶, une taxe ne serait efficace que si on atteignait des niveaux de l'ordre de 60\$ le baril.

Il faut comprendre en effet que l'élasticité prix – demande d'énergie est de plus en faible étant donné toute une série d'éléments :

- à prix constants le prix du baril de brut n'a jamais atteint les prix des précédents chocs pétroliers. A prix comparable, c'est-à-dire à franc constant, le baril de pétrole était au plus haut entre 1980 et 1985, vient ensuite l'année 2000 (mais le prix n'arrive plus qu'à environ 65% du prix entre 80 et 85⁵⁷ ou 78% du prix de 1981⁵⁸) et finalement le premier choc pétrolier en 1974, avec un prix légèrement plus bas que celui de l'an 2000⁵⁹ ;
- indépendamment du prix réel du pétrole, le pouvoir d'achat a considérablement augmenté ces 20 dernières années ;
- l'importance relative du prix des carburants dans le total des prix d'utilisation d'une voiture n'a cessé de diminuer⁶⁰ ;
- la croissance économique en Belgique est relativement bonne et maintient la confiance des consommateurs ;
- une augmentation des prix pétroliers serait moins susceptible d'entraîner de l'inflation qu'auparavant, notamment en raison d'une réduction de l'intensité pétrolière de l'économie européenne ;

⁵⁵ Source : KULeuven and VITO (2000).

⁵⁶ Vice-Président du Comité consultatif de l'Energie auprès de la Commission européenne. Communication orale lors de la conférence organisée par la SRBII sur les prix des carburants, 21 novembre 2000.

⁵⁷ Source : Institut wallon, 2000, Colloque « Energie et développement durable ».

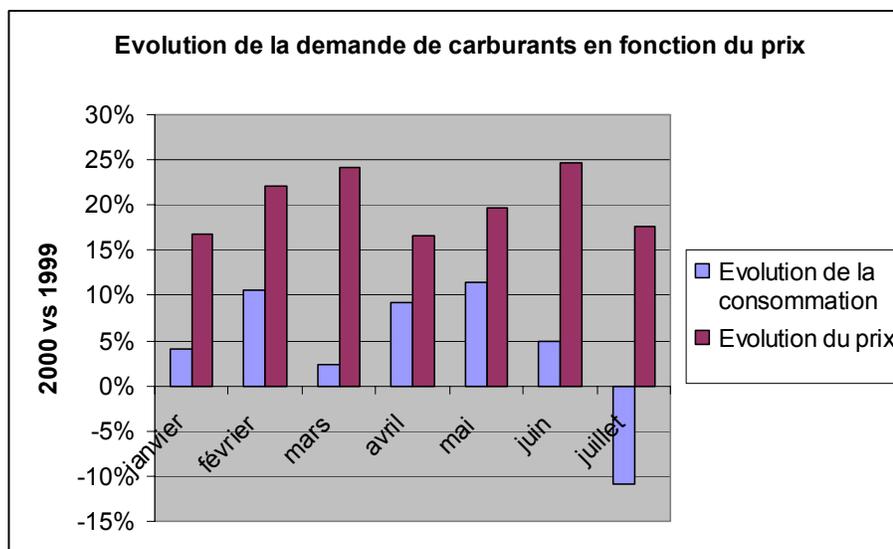
⁵⁸ Source : Commission européenne, 2000.

⁵⁹ Source : Institut wallon, 2000, Colloque « Energie et développement durable ».

⁶⁰ En effet, les prix fixes des voitures ont considérablement augmenté notamment en raison d'un accroissement des éléments de sécurité ou de dépollution et d'une demande plus forte pour des véhicules plus puissants. Parallèlement, les primes d'assurances ont également augmenté, les voitures consomment moins par km, il y a de plus en plus de voitures roulant au diesel et dans une moindre mesure au LPG, etc.

- les fortes variations de prix des carburants, particulièrement ces derniers mois, induiront probablement une réduction de l'effet « prix – réduction de la demande » espéré par une taxe CO₂ ;
- les augmentations de prix des combustibles induiront probablement une réaction sociale de rejet comme on l'a vécue récemment lors de la dernière flambée des prix pétroliers ;
- la modélisation socio-économique repose généralement sur l'hypothèse trop idéaliste de rationalité du comportement des individus et sur une extrapolation économétrique des comportements qui dépasse largement le champ de l'expérimentation.

Fig. 4 : Evolution de la demande de carburants suite aux récentes augmentations du prix



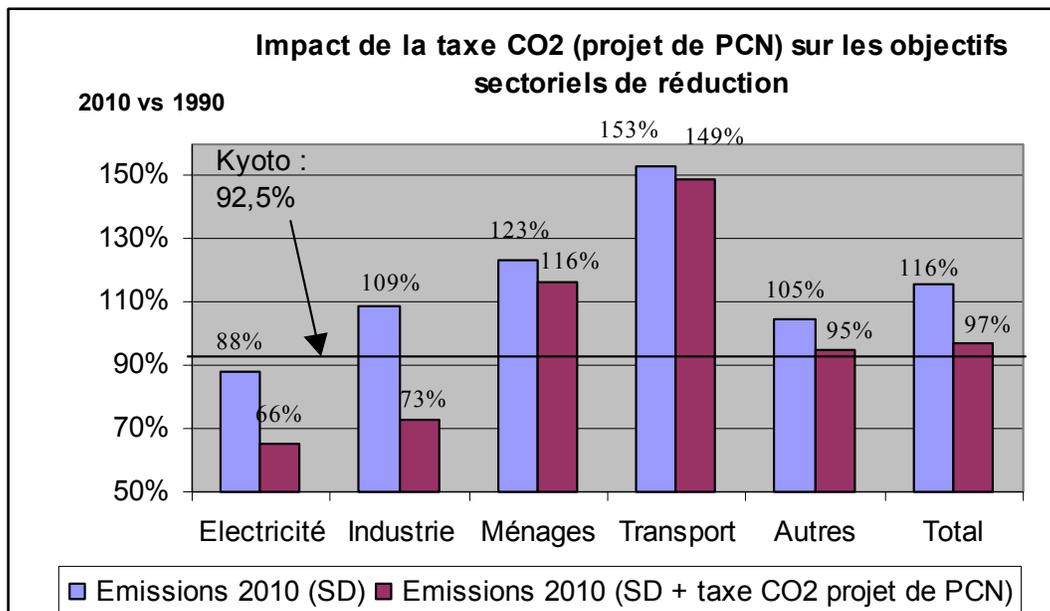
Le Plan fédéral de Développement durable, s'il a le mérite d'exister, reste néanmoins flou et parfois surprenant sur certains aspects de la politique climatique, en particulier concernant le secteur des transports qui devrait faire des efforts énormes puisqu'un taux de réduction de 5% lui a été attribué. Il s'agirait là d'un effort beaucoup plus important que pour les autres secteurs, sachant que les émissions liées au transport sont en très forte augmentation.

N'y a-t-il pas là contradiction entre les déclarations faites dans ce Plan fédéral de Développement durable et celles inscrites dans le projet fédéral de Plan Climat National (la taxe CO₂ permettra de ramener l'augmentation des émissions de +53% à +49%) ? Et comment accepter l'idée qu'une taxe uniforme sur le CO₂ induise de telles différences en terme d'objectifs sectoriels de réduction ?

Contrairement à ce qu'annonce l'étude KULeuven and VITO (2000), la taxe CO₂ n'est pas nécessairement la solution la plus économique. En admettant toutes les erreurs, imprécisions et incertitudes propres aux modélisations économiques, ce que l'étude est parvenue à démontrer c'est simplement le fait que parmi 3 scénarios différents de taxe (sur base de la Directive MONTI, sur base des prix définis chez nos voisins, sur base d'une taxe CO₂ belge), seul le troisième scénario permettrait d'atteindre l'objectif Kyoto. Etant donné qu'on connaît mal les coûts marginaux belges de réduction des gaz à effet de serre (voir infra : toutes les mesures n'ont pas été chiffrées, certains coûts sont estimés sur base d'hypothèses fort discutables, les mesures comportementales ou éducatives sont rarement prises en compte, etc.), il est évident que les résultats de l'étude de Proost et al. (2000) ne peuvent être pris à la lettre pour définir une taxe CO₂ au niveau belge ! En outre, l'étude de

Proost et al. (2000) ne détaille pas comment on a procédé pour traduire des coûts marginaux en BEF/tCO₂ en taxe CO₂ exprimée en BEF/unité de combustible.

Fig. 5 : La répartition des objectifs sectoriels de réduction est-elle équitable ?



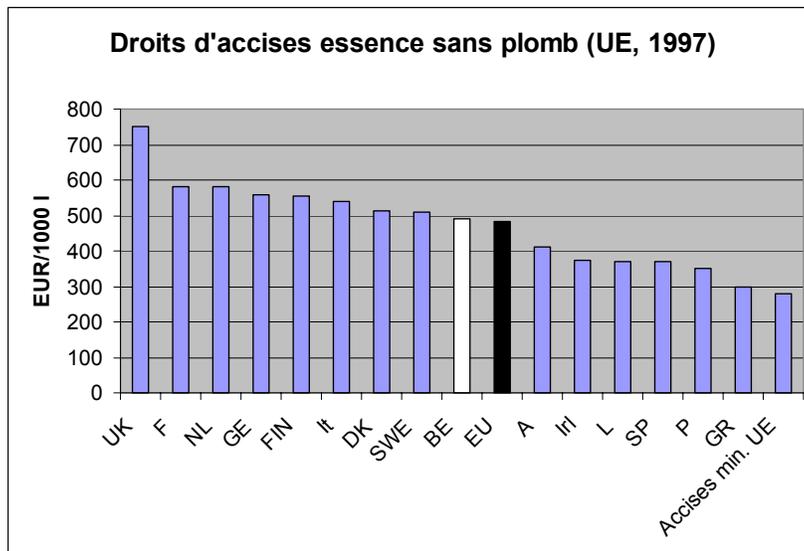
Source : VITO & IW (1999), Cabinet du Secrétaire d'Etat (2000), calculs internes CEESE - ULB

Enfin, faut-il rejeter l'idée d'une harmonisation fiscale sur base de la directive MONTI ou sur base d'une harmonisation des prix de carburants (surtout le diesel, fort avantagé en Belgique) établis chez nos principaux voisins ? Cette harmonisation permettrait en effet à la Belgique d'au moins aligner ses prix sur ceux des pays voisins en diminuant les risques d'opposition sociale qu'une taxe CO₂ induirait inmanquablement (Cf. crise des prix pétroliers et réaction des marins – pêcheurs et des transporteurs routiers, en France notamment).

En effet, les disparités fiscales qui caractérisent le domaine de l'énergie vont souvent à l'encontre des objectifs des politiques durables en matière de transports et d'environnement. Ce désordre fiscal porte donc préjudice aux politiques climatiques. La règle de l'unanimité (toujours obligatoire pour les matières fiscales) fait obstacle à un véritable rapprochement des niveaux de taxation. Tant que l'Union européenne n'est pas en mesure d'obtenir un véritable rapprochement des fiscalités nationales sur l'énergie, il n'est pas réaliste que puissent être mises en œuvre rapidement des taxes communautaires, comme celles sur les émissions polluantes ou le dioxyde de carbone. Toutes les tentatives dans ce sens se sont jusqu'à présent soldées par un échec.

Le Livre Vert de la Commission européenne (2000d) sur la stratégie européenne de sécurité d'approvisionnement énergétique met en lumière les disparités fiscales relatives à l'énergie au sein de l'Union européenne. En effet, les recettes fiscales produites par les prélèvements sur l'énergie et les transports valent en moyenne 6,5% du total des recettes fiscales et des cotisations de sécurité sociale en 1997 mais les écarts entre Etats membres sont importants : 4,8% en France à 9,7% au Portugal. La Belgique vient en troisième position avec seulement 5,4%. Ainsi par exemple, à l'exception du Luxembourg, tous les pays voisins de la Belgique (Allemagne, Pays-Bas, France et Royaume-Uni) avaient en 1997 des accises sur l'essence sans plomb supérieures (voir figure 6).

Fig. 6 : Comparaison des droits d'accises de l'essence sans plomb dans l'Union européenne



Source : Commission européenne (2000d)

5. Généralités sur les externalités liées aux gaz à effet de serre

Le projet européen de recherche ExternE (Externalités liées à l'Energie) reprend les meilleures estimations actuelles relatives aux coûts externes des émissions de gaz à effet de serre [Tol R. *et al.* (2000)]. Deux modèles existants sur les changements climatiques ont été utilisés pour ce faire : le modèle FUND et le modèle Open Framework⁶¹. Avant de passer en revue les principaux résultats de cette étude, rappelons qu'une série de choix méthodologiques effectués par les auteurs peuvent grandement affecter les résultats. Il s'agit du taux d'actualisation (les modèles actualisent pour 1990 les dommages qui se produiront en 2100), de la valeur de la vie humaine, des hypothèses relatives aux changements socio-économiques des sociétés futures, du traitement des incertitudes, de l'équité intra-générationnelle (valeur de la vie humaine dans et hors pays développés), du choix du scénario climatique « moyen » pour 2100, et des difficultés à évaluer en termes monétaires la biodiversité et les écosystèmes.

Au Tableau 3, il est remarquable de constater une très faible différence de résultats entre ces 2 modèles. Malheureusement, cette similitude est purement fortuite. L'analyse des incertitudes indique une très forte amplitude des résultats⁶². De plus, le cas de base ne représente qu'une vision subjective des systèmes économiques et sociétés à venir.

Tableau 3 : Coûts marginaux des émissions de gaz à effet de serre

Gaz à effet de serre	Unité de dommage	Dommage marginal selon le modèle et le taux d'actualisation utilisés			
		FUND		Open Framework	
	Taux actualisation	1%	3%	1%	3%
CO ₂	EUR/tC	170	70	160	74
	EUR/tCO ₂	46	19	44	20
CH ₄	EUR/tCH ₄	530	350	400	380
N ₂ O	EUR/tN ₂ O	17000	6400	26000	11000

Source : FUND v1.6 et Open Framework v2.2

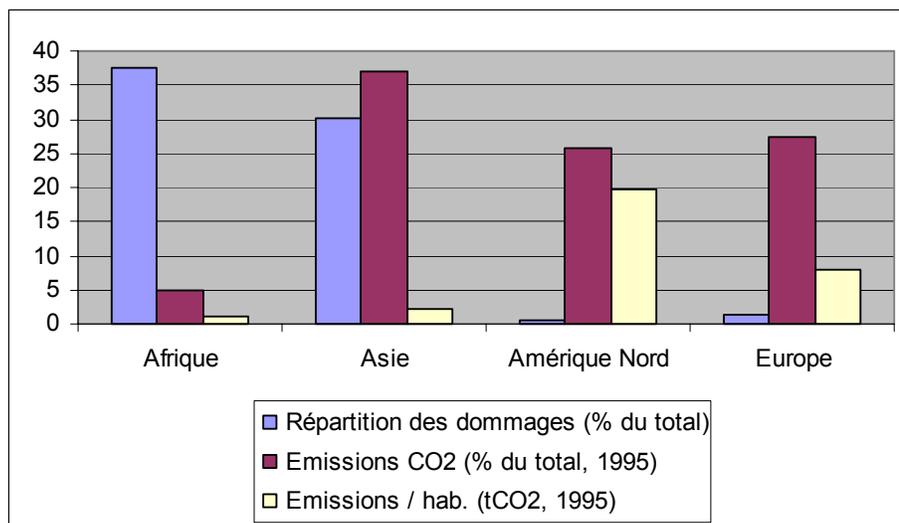
Base : IPCC scenario IS92a (Medium) ; « equity weighed », émissions 1995-2005, horizon des dommages porté à 2100 avec prise en compte d'un doublement de la concentration de CO₂éq. N.B. : depuis la publication de ces études, les valeurs de coûts externes ont été revues à la baisse mais ceci ne change rien aux explications qui suivent concernant la répartition géographique des dommages et le types de dommage.

Il est important de souligner l'un des problèmes majeurs des changements climatiques : les pays principaux responsables des émissions de gaz à effet de serre (en gros les pays industrialisés) ne sont pas les pays qui subiront les principaux dommages liés aux changements climatiques. Pour illustrer ce constat, nous avons regroupé les résultats de l'étude ExternE (répartition des dommages par région) avec les niveaux d'émissions de CO₂ (en % du total d'émissions et en émissions par habitant). La Figure II.11 montre à quel point les pays qui souffriront le plus des changements climatiques sont ceux qui aujourd'hui y contribuent le moins, si on classe les pays en émissions par habitant.

⁶¹ Voir en annexe le détail de ces modèles, leurs avantages et leurs limites.

⁶² Il y a une incertitude sur la précision des résultats mais aussi sur leur exactitude. L'intervalle souvent cité dans les anciens rapports du GIEC – 5\$/tC à 125\$/tC - (Pearce et al., 1996) est fréquemment mal interprété comme une estimation de l'incertitude, alors qu'en fait il s'agit seulement des « meilleures estimations moyennes » des études citées (European Commission, 1999).

Fig. 7 : Comparaison mondiale entre la répartition des dommages et la répartition des émissions de CO₂



Une récente étude [Tol *et al.* (2000)] actualise les données du modèle FUND (version 1.6) avec une nouvelle version 2.0 dont l'horizon est 2100 (au lieu de 2200 pour FUND1.6). Cette nouvelle version tient notamment compte des aspects positifs des changements climatiques comme la réduction de la consommation énergétique (diminution du chauffage) et l'augmentation de la productivité agricole, et actualise les données économiques. Les résultats sont bien entendu très différents. Les coûts marginaux estimés avec FUND2.0 sont environ 5 à 7 fois inférieurs aux valeurs de FUND1.6 (ou celles d'Open Framework).

Tableau 4 : Coûts marginaux recommandés pour Externe par FUND2.0⁶³

EUR/t	faible	Moyen ⁶⁴	élevé
CO ₂	1.4	2.4	4.1
N ₂ O	440.2	748.3	1272.1
CH ₄	28.2	44.9	71.5

Le modèle FUND 2.0 recommande des valeurs d'externalité beaucoup plus faibles, aussi parce qu'on tient compte du nombre d'années de vie perdues⁶⁵, ce qui n'était pas le cas pour les modèles Open Framework et FUND1.6. Bien, entendu ces chiffres ne sont pas définitifs et ne prennent pas en compte de possibles événements climatiques extrêmes comme une perturbation rapide des courants océaniques sur l'Atlantique Nord. Il est évident que ces externalités seront à nouveau modifiées à l'avenir⁶⁶, avec probablement des valeurs supérieures pour la prochaine évaluation suite aux nouvelles prévisions de réchauffement climatique publiées par le GIEC⁶⁷ (+1,4°C à +5,8°C au lieu de +1°C à +3,5°C). L'un des défenseurs de ces nouveaux chiffres, le spécialiste européen en cette matière, Richard Tol, nous a précisé que de nouvelles valeurs d'externalités ne seront pas communiquées avant la fin de cette année.

⁶³ Sur base du scénario IPCC IS92a, taux d'actualisation de 1%.

⁶⁴ Valeur centrale mondiale moyenne. Les valeurs faibles et élevées couvrent 67% de l'intervalle de confiance.

⁶⁵ Or, pour les pays riches la mortalité associée aux pics de chaleur touche davantage les personnes âgées.

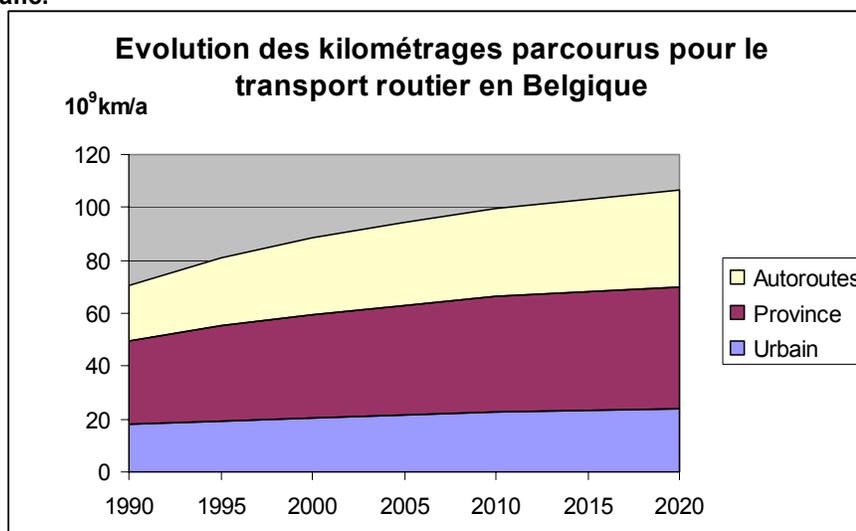
⁶⁶ Les estimations de coûts externes des changements climatiques ont déjà changé souvent et dans des proportions importantes (1 à 27 EUR/tCO₂ en 1996, puis 18 à 46 EUR/tCO₂ en 1998 et maintenant 1,4 à 4,1 EUR/tCO₂). Mais les nouvelles prévisions du GIEC risquent bien de faire à nouveau évoluer ces valeurs à la hausse.

⁶⁷ GIEC : (en anglais IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, site Internet: <http://www.ipcc.ch>) Groupe constitué d'environ 2500 experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.

6. Coûts externes « effet de serre » du transport routier à Bruxelles

Le trafic routier en milieu urbain est appelé à se développer de façon moins soutenue - le réseau étant déjà engorgé – que le trafic en Province ou sur les autoroutes. Les estimations pour la Belgique, faites par Borken J. *et al.* (2000), calculées d'après le modèle TREMOD utilisé pour le réseau routier allemand, montrent des différences très nettes sur ce point.

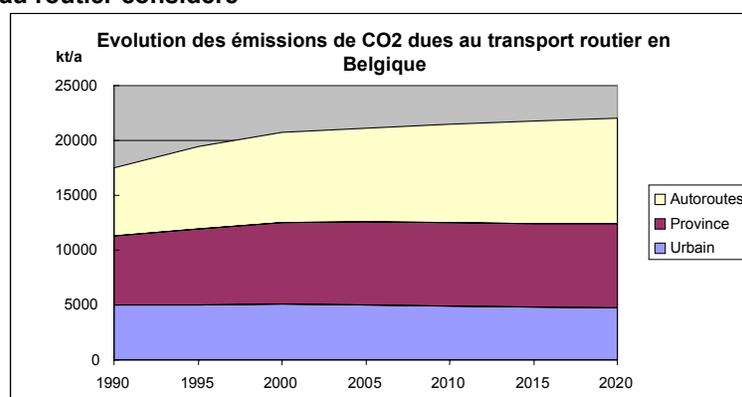
Fig. 8 : Evolution des distances parcourues en Belgique en fonction des lieux de trafic.



On distingue sur ce graphique que le transport routier en ville augmentera beaucoup moins qu'en sites périurbains. L'étude précise aussi que l'évolution totale de trafic (+20% entre 2000 et 2020) pourrait être réduite à +13% par une politique active en matière de mobilité : télé-travail, car pooling, augmentation du transport public, des vélos et des deux roues motorisés, etc.

On peut également remarquer sur ce graphique que les émissions dues au transport routier augmentent progressivement jusqu'en 2020, sauf en milieu urbain où elles commencent à diminuer à partir de 2000.

Fig. 9 : Evolution des émissions dues au transport routier en fonction du réseau routier considéré



Pour la Région de Bruxelles – Capitale, les émissions de gaz à effet de serre calculée par le CEESE – ULB pour la période 1990-1999 sont présentées au Tableau 5. Ces émissions de CO₂, CH₄ et N₂O ont été calculées sur base du modèle AMORTEC décrit en Annexe.

Tableau 5 : Evolution des émissions de gaz à effet de serre - transports routiers (Bruxelles).

en ktCO ₂ eq	Catégories de véhicule	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Delta 99-90 [%]
CO ₂	Voitures Particulières	474,9	476,9	486,7	495,7	498,5	500,6	510,6	507,2	509,1	499,1	105%
	Véhicules Utilitaires Légers	37,7	37,9	38,9	39,9	40,5	41,3	42,7	43,1	44,1	43,9	116%
	Véhicules Utilitaires Lourds	115,3	115,7	120,6	123,2	125,1	126,5	128,8	130,1	131,6	131,6	114%
	Autobus et Autocars	16,9	17,1	17,9	18,4	18,9	19,3	19,5	19,7	19,8	19,7	116%
	Total	644,8	647,7	664,0	677,2	683,0	687,7	701,5	700,1	704,6	694,3	108%
CH ₄	Voitures Particulières	3,2	3,2	3,1	3,1	3,1	3,0	3,0	2,9	2,9	2,7	85%
	Véhicules Utilitaires Légers	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	59%
	Véhicules Utilitaires Lourds	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	115%
	Autobus et Autocars	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	116%
	Total	3,6	3,5	3,5	3,5	3,4	3,4	3,4	3,3	3,2	3,1	86%
N ₂ O	Voitures Particulières	8,1	9,6	11,2	12,5	13,9	15,0	16,2	17,3	18,4	19,0	235%
	Véhicules Utilitaires Légers	0,5	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	133%
	Véhicules Utilitaires Lourds	1,6	1,6	1,6	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	110%
	Autobus et Autocars	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	116%
	Total	10,4	11,9	13,6	15,0	16,4	17,5	18,8	19,9	21,1	21,6	209%
	Total général	658,8	663,0	681,1	695,7	702,8	708,6	723,7	723,2	728,9	719,0	109%

On constate que les émissions totales exprimées en CO₂-équivalent pour 1999 sont 9% supérieures aux émissions de 1990. Cette évolution n'aurait été que de +8% si l'on n'avait pas tenu compte de l'augmentation importante des émissions de N₂O sur cette période (+109%).

Les émissions de CO₂ ont progressé à Bruxelles depuis 1990 mais on remarque que cette progression est moins forte pour les voitures particulières que pour les autres véhicules : véhicules utilitaires, autobus et autocars. Toutefois, ces dernières années on assiste à une inversion de la tendance. Les émissions de CO₂ commencent à diminuer, en particulier celles des voitures particulières.

Fig. 10 : Evolution des émissions de CO₂ associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale.

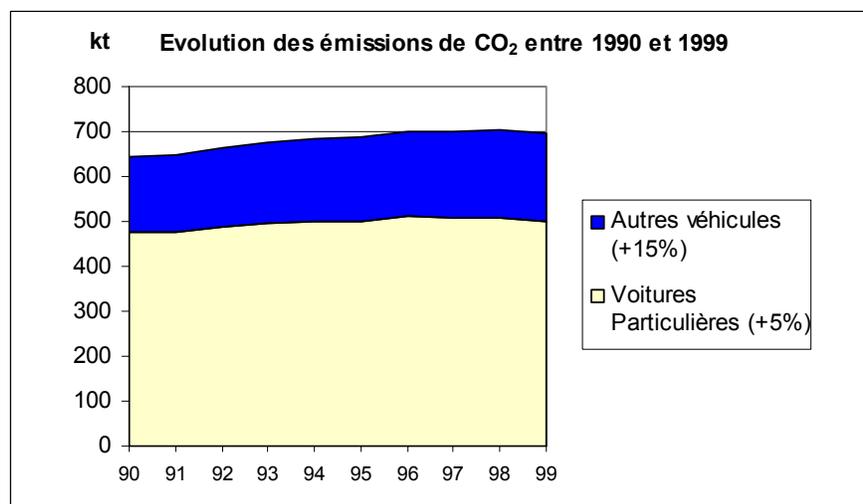
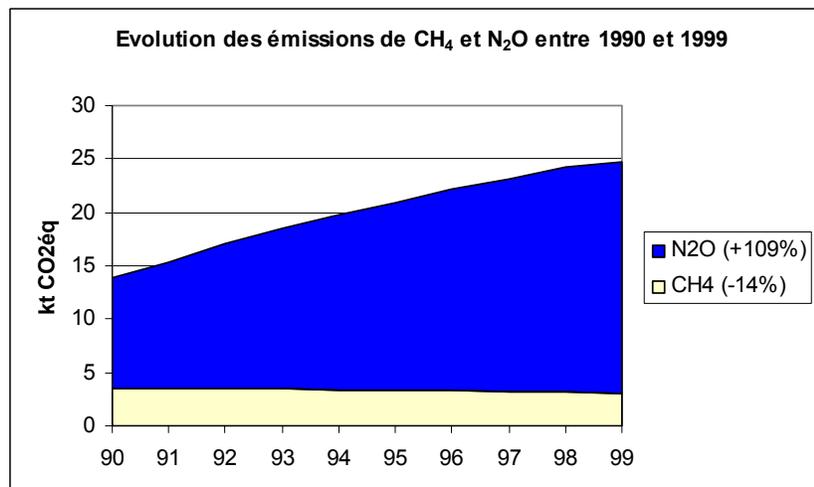


Fig.11 : Evolution des émissions de CH₄ et N₂O associées au trafic routier en Région de Bruxelles-Capitale.



Comparativement aux émissions de CO₂, les émissions de N₂O et CH₄ sont négligeables. Elles représentent seulement 3,5% du total des émissions de gaz à effet de serre dus aux transports routiers à Bruxelles. On constate cependant une forte augmentation des émissions de N₂O pour toute la période 1990–1999. Cette évolution est à peu de chose près la même que celle constatée au niveau belge dans l'étude de Borjen J. *et al.* (2000) : de 1990 à 2010, les émissions de N₂O auront augmenté de +108% et celles de CH₄ auront diminué de –35%.

Tableau 6 : Evolution des coûts externes « climat » pour le transport routier (Bruxelles)

t	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	99 vs 90 [%]
CO ₂	644845	647665	664037	677192	683037	687729	701538	700114	704610	694294	108%
CH ₄	169	166	166	166	163	160	160	155	153	146	86%
N ₂ O	33	38	44	48	53	57	61	64	68	70	209%

Coût externe moyen (2,4 EUR/t pour le CO₂)

10 ⁶ EUR	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	99 vs 90 [%]
CO ₂	1,548	1,554	1,594	1,625	1,639	1,651	1,684	1,680	1,691	1,666	108%
CH ₄	0,008	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	86%
N ₂ O	0,025	0,029	0,033	0,036	0,040	0,042	0,045	0,048	0,051	0,052	209%
Total	1,580	1,590	1,634	1,669	1,686	1,700	1,736	1,735	1,749	1,725	109%

Coût externe faible (1,4 EUR/t pour le CO₂)

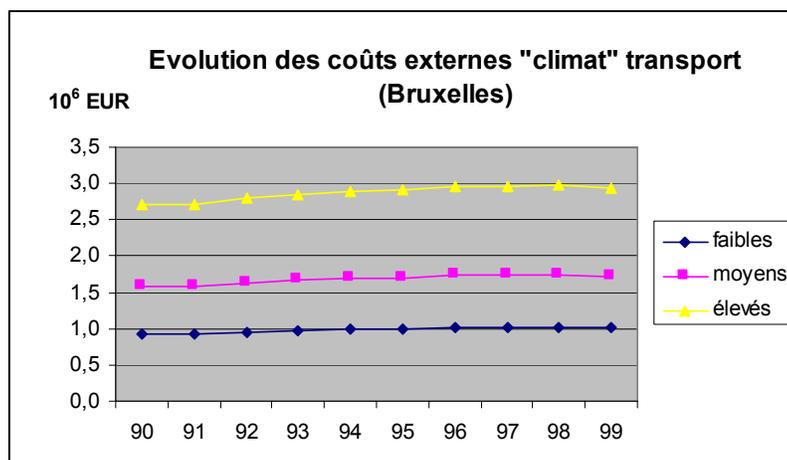
10 ⁶ EUR	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	99 vs 90 [%]
CO ₂	0,903	0,907	0,930	0,948	0,956	0,963	0,982	0,980	0,986	0,972	108%
CH ₄	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,004	0,004	0,004	86%
N ₂ O	0,015	0,017	0,019	0,021	0,023	0,025	0,027	0,028	0,030	0,031	209%
Total	0,922	0,928	0,954	0,974	0,984	0,992	1,013	1,013	1,021	1,007	109%

Coût externe élevé (4,1 EUR/t pour le CO₂)

10 ⁶ EUR	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	99 vs 90 [%]
CO ₂	2,644	2,655	2,723	2,776	2,800	2,820	2,876	2,870	2,889	2,847	108%
CH ₄	0,012	0,012	0,012	0,012	0,012	0,011	0,011	0,011	0,011	0,010	86%
N ₂ O	0,042	0,049	0,056	0,062	0,067	0,072	0,077	0,082	0,087	0,089	209%
Total	2,698	2,716	2,790	2,850	2,879	2,903	2,965	2,963	2,986	2,946	109%

Nous pouvons remarquer au Tableau 6 que les coûts externes du transport routier en Région de Bruxelles-Capitale, liés aux changements climatiques calculés à partir des valeurs du modèle FUND 2.0, ont augmenté d'une dizaine de % entre 1990 et 1999. Cette évolution suit celle observée précédemment pour les émissions des trois gaz à effet de serre.

Figure 12 : Evolution des coûts externes « climat » liés au transport routier en Région de Bruxelles-Capitale.



Les coûts externes « moyens » totaux (CO₂, N₂O et CH₄) s'élèvent à presque 2 millions d'euros à la fin des années 90, avec des valeurs relativement stables pour la période 1995 - 1998. Cela signifie aussi, toujours avec les dernières estimations issues du modèle FUND2.0, que les voitures du parc actuel - qui émettent en site urbain autour de 220 gCO₂/km (si le moteur est chaud) ou 290g (quand le moteur est froid, c'est-à-dire à peu près 40% des déplacements en ville) - génèrent des externalités « effet de serre » respectivement de l'ordre de 0,021 BEF/km et 0,028 BEF/km⁶⁸. Des valeurs très faibles donc : environ 0,3 BEF/l pour une voiture consommant 10l/100 km.

Mais n'oublions pas que les valeurs de coûts externes « effet de serre » ne comptabilisent pas tous les dommages. Certains dommages, comme la perte de biodiversité, ne sont pas estimés. Par ailleurs, des taux d'actualisation plus faibles impliqueraient des coûts externes nettement plus élevés.

Il faut aussi rappeler que ces chiffres ne sont pas définitifs et que les externalités « effet de serre » seront à nouveau modifiées dans un proche avenir, avec probablement des valeurs supérieures pour la prochaine évaluation suite aux nouvelles prévisions de réchauffement climatique publiées par le GIEC (+1,4°C à +5,8°C au lieu de +1°C à +3,5°C).

La fourchette d'incertitudes de ces valeurs est très grande, comme le montre la Figure II.15. Les valeurs reprises entre les coûts externes faibles et les coûts externes élevés couvrent un intervalle de confiance de seulement 67%. Un intervalle de confiance plus élevé (par exemple 95%) signifierait une fourchette de valeur encore nettement plus large (environ 2 ordres de grandeur).

⁶⁸ Les nouvelles voitures construites dans l'Union européenne, dont les émissions devront répondre aux normes de l'accord ACEA, soit 140g CO₂/km à partir de 2008, impliqueront des coûts externes moyens de l'ordre de 1,3 centime par kilomètre parcouru.

7. Conclusions et discussion

Réduire les émissions de gaz à effet de serre constitue un défi environnemental et international sans précédent. Si le Protocole de Kyoto est ratifié en 2002, cela signifiera pour la Belgique la nécessité de changer radicalement sa politique, en particulier en matière de transports routiers. Ceci impliquera de mettre rapidement en œuvre des nouvelles politiques énergie durable / mobilité durable, dont par exemple : le projet de taxe CO₂, mais aussi la recherche d'une harmonisation fiscale au niveau européen, une surveillance accrue du respect des limites de vitesse, et de nombreuses autres mesures dont celles provenant du nouveau Plan national de mobilité. Les émissions de CO₂ liées au transport sont celles qui connaissent la progression la plus alarmante, en Europe comme en Belgique. On s'attend toutefois à ce que cette progression soit moins marquée en milieu urbain, ce que les calculs du CEESE – ULB confirment pour la ville de Bruxelles, déjà fortement engorgée.

Avant toute discussion sur les valeurs à retenir en matière de coûts externes « effet de serre », il faut se rappeler que celles-ci ont évolué fortement et sont encore susceptibles d'évoluer considérablement dans les années à venir car de grandes incertitudes existent à tous les niveaux (modèles climatiques, réponse des écosystèmes, évaluations monétaires des dommages, prise en compte de dommages non quantifiables sur les plans écologique ou financier, détermination du « bon » taux d'actualisation, etc. Il reste en effet difficile d'estimer avec précision les projections d'augmentation de température ou de relèvement du niveau des océans. Il est encore plus délicat d'estimer les projections de dommages physiques associés et, dans ces conditions, la traduction de ces dommages en termes monétaires devient un exercice scientifique pour le moins périlleux. Il s'agit en effet, contrairement aux dommages liés à la pollution de l'air sur la santé, de dommages estimés pour l'horizon 2100 et actualisés à nos jours avec des taux d'actualisation dont le choix va lourdement conditionner les résultats finaux.

Moyennant cette mise en garde et selon nos estimations, les coûts externes totaux moyens (CO₂, N₂O et CH₄) pour Bruxelles s'élèvent à près de 1,725 millions d'euros par an à la fin des années 90, avec des valeurs relativement stables pour la période 1995-1998. Ces chiffres sont à mettre en relation avec les 3,03 milliards de kilomètres parcourus dans la Région de Bruxelles-Capitale. Sachant qu'en Belgique le transport routier totalise 89 milliards de km⁶⁹ en 1999, les coûts externes liés au transport routier sur la Belgique s'élèvent à plus de 50 millions d'euros, soit plus de 2 milliards de BEF par an.

Les externalités liées à l'effet de serre pour les transports routiers à Bruxelles sont de l'ordre de 2 à 3 centimes par km parcouru ou environ 20 à 30 centimes par litre de carburant, c'est-à-dire faibles par rapport au prix des carburants routiers. Ce faible coût externe s'explique essentiellement par les nouvelles valeurs d'externalités effet de serre (2,4 EUR/tCO₂), très faibles, reprises dans le cadre de notre étude à partir du nouveau modèle FUND 2.0.

Ce coût eut été nettement plus élevé s'il avait été calculé fin des années 90, lorsqu'on utilisait des externalités « effet de serre » élevées, comprises entre 18 et 46 EUR/tCO₂ (valeur utilisée pour ExternE jusqu'en 1999). Le coût moyen des dommages « effet de serre » générés par un litre de carburant tournait alors autour des 3 à 4 BEF par litre de carburant !

On notera qu'en Belgique, comme dans d'autres pays développés, le coût des mesures de réduction de gaz à effet de serre, par des mesures domestiques s'élève généralement à

⁶⁹ Source : Ministère des Communications et de l'infrastructure (2000) : « Recensement de la circulation en 1999, n°17, Bruxelles, Août 2000.

quelques dizaines d'EUR/tCO₂. Il est donc du même ordre de grandeur que les coûts externes chiffrés par les modèles FUND 1.6 ou Open Framework. Mais n'oublions pas que ce coût de la mesure de réduction est très variable en fonction de la méthode de calcul utilisée, des hypothèses prises, du secteur d'activité considéré et de la mesure spécifique préconisée⁷⁰.

Ce coût eut été également nettement plus élevé si l'on avait pris la méthode des coûts évités⁷¹ au lieu de la méthode du coût des dommages telle que développée dans le projet ExternE. Une valeur de 135 EUR/tCO₂, censée représenter une moyenne fondée sur les études scientifiques disponibles, impliquerait ainsi des coûts évités de l'ordre de 11 à 15 BEF par litre de carburant non consommé.

Les nouvelles estimations du GIEC en matière d'augmentation de températures (jusqu'à +6°C en 2100 !) associées au principe de précaution justifient toute l'importance qu'il faut accorder à ces externalités, actuellement imprécises et peu fiables. En outre, malgré les imprécisions, ces externalités sont aujourd'hui considérées avec beaucoup plus d'exactitude que par le passé (Cf. dernier rapport du GIEC) : on sait que les conséquences écologiques, sanitaires, sociales et économiques seront très importantes à l'échelle mondiale et les doutes sur le caractère anthropique du réchauffement ont pratiquement disparu.

Bien entendu, en milieu urbain, il est assez logique de s'attendre à ce que les externalités liées aux émissions de gaz à effet de serre⁷² soient relativement moins importantes que les externalités liées aux polluants classiques de l'air (comme les oxydes d'azote ou de soufre). En effet, la densité élevée de population à Bruxelles explique en partie pourquoi les externalités liées à l'effet de serre y soient proportionnellement plus faibles. De plus, selon Borken J. *et al.* (2000), contrairement aux transports sur sites extra-urbain, les transports en milieu urbain ne devraient augmenter que très légèrement de 2000 à 2020 en nombre de kilomètres parcourus, tandis que les émissions de CO₂ devraient même diminuer progressivement (d'environ 7,5% entre 2000 et 2020 et 0,1% entre 1990 et 2010).

⁷⁰ De nombreux exemples de coûts des mesures de réduction de CO₂ – y compris dans le secteur des transports – sont donnés dans l'étude du CEERE – ULB (Ferdinand C. et Hecq W., 2001).

⁷¹ Dans une étude récente, l'INFRAS avait estimé les coûts du changement climatique en se fondant sur les études scientifiques qui ont évalué les coûts que devraient supporter les pays développés pour atteindre l'objectif de réduction recommandé par les scientifiques (réduction préconisée par le GIEC de 50% des émissions de CO₂ dans les pays européens d'ici à 2030 par rapport aux niveaux de 1990).

⁷² Dont les effets sont surtout attendus à l'échelle planétaire, en particulier dans les pays en développement qui émettent peu de gaz à effet de serre.

8. Références utilisées

1. AEE (1999), « Overview of national programmes to reduce gas emissions », Topic report, n°8/1999.
2. AIE (2000), « Dealing with climate change : policies and measures in IEA member countries », International Energy Agency,
3. BATES J. et al. (2000), « Economic evaluation of sectoral emission reduction objectives for climate change : Economic evaluation of emissions reductions in the transport sector of the EU », final report, Contribution to a study for DG Environment, European Commission by Ecofys, AEA and National technical University of Athens, December 2000, AEA Technology environment.
4. Bureau fédéral du plan (2000), « Perspectives économiques 2000-2005, avril 2000, page 89.
5. BORKEN J., KNORR W., HOPFNER U. (2000), « Energy consumption and pollutant emissions from road transport in Belgium 1980 to 2020 », commissioned by Fédération belge de l'industrie de l'automobile et du cycle (FEBIAC), Heidelberg, Brussels, March 2000.
6. Cabinet du Secrétaire d'Etat à l'Energie et au Développement Durable (2000), « Projet de Plan Climat National », Bruxelles, 8 novembre 2000.
7. CFDD (2000), « Avis sur l'Avant-projet de plan fédéral pour un développement durable 2000-2003 », Conseil Fédéral du Développement Durable, 4 avril 2000.
8. CIDD (2000), « Projet de Plan fédéral de Développement durable : Proposition de motivation de dérogation à l'avis du CFDD », Juin 2000. Sur le site du CIDD : http://www.cidd.fgov.be/pub/detail_pub.stm?pub=PL200006
9. CIDD (2000b), « Plan fédéral de Développement durable », Juillet 2000. Sur le site du CIDD : http://www.cidd.fgov.be/pub/detail_pub.stm?pub=PL200006
10. CIDD (2000c), « Motivations des dérogations à l'avis du Conseil Fédéral du développement durable », 28 septembre 2000 sur le site du CIDD : http://www.cidd.fgov.be/pub/detail_pub.stm?pub=PL200006
11. Commission européenne (1997), « La dimension énergétique du changement climatique », Communication de la CCE au Conseil et au PE, COM (97) 196 final du 14 mai 1997.
12. Commission européenne (2000), « Les politiques et mesures proposées par l'Union européenne pour réduire les émissions de gaz à effet de serre : Vers un Programme Européen sur le Changement Climatique », Communication de la CCE au Conseil et au PE, COM (00) 88 du 8 mars 2000. <http://europa.eu.int/comm/environment/docum/0088-fr.pdf>
13. Commission européenne (2000b), « Livre vert sur l'établissement dans l'Union européenne d'un système d'échange de droits d'émission des gaz à effet de serre », COM(00)87 du 8 mars 2000. http://europe.eu.int/comm/environment/docum/0087_fr.pdf
14. Commission européenne (2000c), « L'approvisionnement pétrolier de l'Union européenne », document distribué lors de la conférence SRBII du 21 novembre 2000.
15. Commission européenne (2000d), « Livre vert : Vers une stratégie européenne de sécurité d'approvisionnement énergétique », COM(2000) 769 du 29 novembre 2000.
16. European Commission (1999), ExternE : Externalities of Energy », vol. 8 Global warming, Luxembourg.
17. Ferdinand, C. et W. Hecq (1999), « Les implications du Protocole de Kyoto pour la Belgique : analyse critique des diverses études menées en Belgique et des mécanismes de flexibilité », Rapport final, Convention CEESE – ULB / Electrabel-SPE (Projet « Connaissance des émissions de CO2 » (phase 2), CEESE – ULB, Bruxelles, décembre 1999.
18. Ferdinand, C. et W. Hecq (2001), « Les implications du Protocole de Kyoto pour la Belgique : Analyse des mécanismes flexibles et comparaison entre les mesures nationales de réduction et celles envisagées », Rapport final, Convention CEESE – ULB / Producteurs belges d'électricité (Projet « Connaissance des émissions de CO2 » (phase 3), CEESE – ULB, Bruxelles, février 2001.
19. GIEC (1996), « Techniques, politiques et mesures d'atténuation des changements climatiques », Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, PNUE et OMM, Technical paper I, novembre 1996.
20. GIEC (2000), « Résumé à l'intention des décideurs : Rapport spécial du Groupe de travail III du GIEC : Les scénarios d'émissions.

21. GIEC (2000b), « Résumé à l'intention des décideurs : Rapport spécial du Groupe de travail III du GIEC : Questions méthodologiques et technologiques dans le transfert de technologie.
22. IW (2000), « Prospective study of the emissions in Belgium until 2008/2012 of the greenhouse gases included in the Kyoto Protocol : description of measures applied in European countries – final report », for Belgian Federal Ministry of Environment, Institut wallon, KULeuven et VITO, avril 1999.
23. KULeuven & VITO (2000), « Prospective study of the emissions in Belgium until 2008/2012 of the greenhouse gases included in the Kyoto Protocol : cost and potential of measures and policy instruments to reduce GHG emissions (part B) », for the Belgian Federal Ministry of Environment, KULeuven and VITO, 2000.
24. Le Soir, « Kyoto redevenu calme, la Terre se réchauffe encore », 11/12/97
25. Ministère des Affaires sociales, de la Santé publique et de l'Environnement, Services fédéraux pour les affaires environnementales (1997), Convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques, Deuxième communication nationale belge (août 1997).
26. Ministère des Affaires sociales, de la Santé publique et de l'Environnement, Services fédéraux pour les affaires environnementales (1994), Convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques, Programme national belge de réduction des émissions de CO₂ (juin 1994).
27. Ministère des Affaires sociales, de la Santé publique et de l'Environnement – Service de l'Environnement (1998), « Inventaire des émissions de gaz à effet de serre en Belgique 1990-1995/1996. Rapport à la conférence des Parties à la Convention climatique », ECS/206/17542n, Bruxelles, Juin 1998.
28. Pearce, D. W., W. R. Cline, A. N. Achanta, S. Fankhauser, R. K. Pachauri, R. S. J. Tol, P. Vellinga (1996). The social costs of Climate Change : Greenhouse Damage and the Benefits of Control. In : Climate Change 1995 – Economic and Social Dimensions of Climate Change. Contribution of WG III to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, pp. 179-224.
29. PROOST S. (2000b), « How to achieve the Kyoto target in Belgium – modelling methodology and some results », working paper series, n°2000-9, December 2000. e-mail : Isabelle.Benoit@econ.kuleuven.ac.be
30. PROOST S. et al. (2000), « Evaluation of policy scenarios for reaching the Kyoto target in 2010 », for Belgian Ministry of Energy (DWTC contract n°cG/DD/221 and CG/DD/222, October 2000.
31. SUTHERLAND R. (2000), « No costs efforts to reduce carbon emissions in the U.S. : An economic perspective », The Energy Journal, vol. 21, n°3, 2000.
32. The Energy Journal (1999), « The costs of the Kyoto Protocol : a multi-model evaluation », Special issue, International Association for Energy Economics.
33. TOL R.S.J., DOWNING T.E. (2000), « The marginal costs of climate changing emissions », Institute for Environmental Studies D99/3, Vrije Universiteit, Amsterdam and Environmental change unit, University of Oxford, United Kingdom, September 2000.
34. TOL, R.S.J., R.J. HEINTZ AND P.E.M. LAMMERS (1999), Methane Emission Reduction: An Application of FUND, Institute for Environmental Studies D99/3, Vrije Universiteit, Amsterdam (submitted to Climatic Change).
35. VITO & IW (1999b), « Evaluatie van het potentieel van CO₂-emissiebeperving door middel van supplementaire maatregelen », eindrapport, studie uitgevoerd in opdracht avn het Ministerie van Economische zaken, Contract AB 70.10.12.38 Project ENER/ 7-97, September 1999.
36. VITO (1999), « Analyse van de maatregelen voorzien in het vlaamse CO₂/REG-beleidsplan en van suggesties voor aanvullende acties : Bepalen van gekwantificeerde emissiereductiedoelstellingen, tijdsplan en van de financiële implicaties voor implementatie per deelactie », eindrapport, studie uitgevoerd in het kader van VLIET-bis en in opdracht van ANRE van de Vlaamse administratie Economie, 1999/PPE/R/091, Julii 1999.
37. WINKELMAN S., HARGRAVE T., VANDERLAN C., « Transportation and domestic greenhouse gas emission trading », Published by the Center for Clean Air Policy, April 2000.

Annexe VIII.1 : Les gaz à effet de serre

Les émissions de gaz anthropiques à forçage radiatif positif sont appelés gaz à effet de serre. On inclut généralement pas dans cette définition la vapeur d'eau, qui est aussi un gaz à effet de serre, mais essentiellement non anthropique.

	GWP ⁷³	Total mondial (en %)
CO ₂ :	1	65%
N ₂ O :	310 (protoxyde d'azote)	5%
CH ₄ :	21 (méthane)	20%
Et les composés halogénés du carbone		10%
C _n F _{2n+2} :	6500 à 8700 (perfluorocarbones ou PFC)	
C _n H _m F _p :	140 à 11700 (HFC)	
SF ₆ :	23900 hexafluorure de soufre	

Source : IPCC

N.B. : Ozone troposphérique : forçage radiatif positif
 Ozone stratosphérique : forçage radiatif très légèrement négatif
 Aérosols : forçage radiatif négatif

⁷³ Global Warming Potential ou potentiel de réchauffement global du gaz considéré (par comparaison avec le CO₂ dont la valeur est arbitrairement fixée à 1). Le GWP dépend à la fois du forçage radiatif et de la durée de résidence dans l'atmosphère du gaz considéré.

Annexe VIII.2 : Modèles utilisés pour déterminer les externalités

Trois modèles ont servi de base à l'analyse des coûts externes retenus par R. Tol (2000). Cette analyse a permis de dégager les résultats finaux qui ont été utilisés pour la dernière version des calculs de coûts externes du projet européen ExternE. Il s'agit du modèle Open Framework for Economic Valuation of Climate Change (OF), développé par Downing et al. (1995, 1996) et de deux versions du modèle FUND (1.6 et 2.0) développés par R. Tol en 1995 et 1999. Ces modèles sont ici brièvement présentés.

Le modèle Open Framework

Le scénario de référence de ce modèle, basé sur le scénario du GIEC « 1992a », plus connu sous le nom IS92a, est utilisé pour estimer les conditions économiques, la sensibilité aux variations climatiques et le forçage radiatif global des émissions de gaz à effet de serre. Les changements de température mondiale moyenne et l'augmentation du niveau des océans est calculé à partir de la version 1995 du modèle MAGGIC (Wigley et al., 1993).

Ce modèle calcule les coûts externes pour sept tranches temporelles de 1990 à 2100.

Le modèle FUND 1.6

Le « Climate Framework for Uncertainty, Negotiation and Distribution (FUND) est un modèle intégré qui travaille sur les aspects population – économie – technologie – gaz à effet de serre – composition atmosphérique – impacts des changements climatiques – réductions d'émission. Le modèle tourne par tranche d'un an de 1950 à 2200, pour neuf principales régions du monde. Son intérêt majeur à l'heure actuelle est le module relatif à la modélisation des impacts. Ceux-ci sont mesurés, soit en pourcentage de PNB, soit en pourcentage de population. Dans ce cas, la mortalité induite par les changements climatiques est évaluée à 200 fois le revenu par habitant selon les régions et la période considérée.

Le modèle FUND 2.0

Cette nouvelle version tient notamment compte des aspects positifs des changements climatiques (Mendelsohn and Neumann, 1999) comme la réduction de la consommation énergétique (diminution du chauffage) et l'augmentation de la productivité agricole, et actualise les données économiques. Les résultats sont bien entendu très différents. Les coûts marginaux estimés avec FUND2.0 sont environ 5 à 7 fois inférieurs aux valeurs de FUND1.6 (ou celles d'Open Framework). Le modèle FUND 2.0 recommande des valeurs d'externalité beaucoup plus faibles, aussi parce qu'on tient compte du nombre d'années de vie perdues⁷⁴, ce qui n'était pas le cas pour les modèles Open Framework et FUND1.6.

Il faut toutefois noter que le modèle FUND2.0 fait encore actuellement l'objet d'un peer-reviewed, tandis que FUND1.6 a été publié dans la littérature scientifique.

⁷⁴ Or, pour les pays riches la mortalité associée aux pics de chaleur touche davantage les personnes âgées.

Annexe VIII.3 : Lexique (relatif au Protocole de Kyoto)

COP ou CdP : Conference of the Parties (COP) of the UNFCCC. Conférence des Parties (CdP). La COP est l'organe suprême de la Convention. Elle fait régulièrement le point sur l'état d'avancement de la Convention et prend les décisions nécessaires afin de favoriser son application effective. Le mot « Conférence » doit ici est pris dans son acceptation « association » et non pas « réunion », ce qui explique l'apparente redondance de l'expression « Quatrième session de la Conférence des Parties ». Exemple : COP-4 = Quatrième session de la Conférence des parties signataires de la Convention sur le Changement Climatique (UNFCCC). Ses attributions sont définies entre autres dans l'article 13 du Protocole.

COP-1 : Conférence des Parties à Berlin, du 28/3 au 7/4/95

COP-2 : Conférence des Parties à Genève, du 8/7 au 19/7/96

COP-3 : Conférence des Parties à Kyoto, du 1/12 au 11/12/97

COP-4 : Conférence des Parties à Buenos Aires, du 2/11 au 13/11/98

COP-5 : Conférence des Parties à Bonn, du 25/10 au 5/11/99

COP-6 : Conférence des Parties à La Haye, du 13/11 au 24/11/2000

ACEA : Association des Constructeurs Européens d'Automobiles. L'accord ACEA signé entre l'Union européenne et l'ACEA stipule que les voitures vendues dans l'UE devront réduire leur consommation jusqu'à atteindre en 2008 des émissions moyennes de CO₂ de 140g/km.

CO₂ éq. : unité de gaz à effet de serre qui prend en compte leur potentiel de forçage radiatif relatif (c'est-à-dire leur contribution au réchauffement global sur une période de temps spécifiée). Concentration de CO₂ qui entraînerait un forçage radiatif de même importance que le mélange considéré de CO₂ et d'autres gaz à effet de serre.

Convention : la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques signée en 1992. Le texte complet de la Convention : http://www.unfccc.de/fccc/conv/conv_toc.htm

GES : Gaz à effet de serre (GHG ou Greenhouse gases en anglais). Gaz qui, pour certaines longueurs d'onde données du spectre énergétique, absorbe le rayonnement (rayonnement infrarouge) émis par la surface de la Terre et par les nuages. Le gaz considéré émet à son tour un rayonnement infrarouge à un niveau où la température est plus faible que la température de surface. L'effet net est la rétention locale d'une partie de l'énergie absorbée et une tendance au réchauffement de la surface de la Terre. La vapeur d'eau (H₂O), le dioxyde de carbone (CO₂), l'hémioxyde d'azote (N₂O), le méthane (CH₄) et l'ozone (O₃) et trois composés fluorés : les hydrofluorocarbures (HFC), les hydrocarbures perfluorés (PFC) et l'hexafluorure de soufre (SF₆) sont les principaux gaz à effet de serre qu'on trouve dans l'atmosphère terrestre (Cf. annexe A du Protocole).

GIEC : Groupe Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (en anglais IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, site Internet: <http://www.ipcc.ch>) Groupe constitué d'environ 2500 experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Il a été mis en place en 1988 par l'Organisation Météorologique Mondiale et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement. Son rôle est d'évaluer toute information scientifique, technique et socio-économique intéressante pour la compréhension du risque des changements climatiques induits par les activités humaines. Le GIEC travaille notamment sur les aspects méthodologiques et répondent aussi à des requêtes spécifiques émanant des organes subsidiaires de la Convention.

Mécanismes de flexibilité (de souplesse) : nom générique (flexible mechanisms) donné aux 3 mécanismes conçus à Kyoto pour apporter une plus grande souplesse (flexibilité) et

pour réduire les coûts engendrés par la réduction des émissions. Ils regroupent le mécanisme pour le développement propre (MDP), l'Application conjointe (AC) et les permis d'émission négociables (PEN) (ou emission trading). Depuis la Conférence de Buenos Aires, on parle plus volontiers des « Mécanismes de Kyoto ». Voir aussi « définition et description des mécanismes ».

Parties à l'annexe I : Les pays industrialisés qui figurent dans cette annexe à la Convention s'efforcent de ramener, d'ici à l'an 2000, leurs émissions de gaz à effet de serre à leurs niveaux de 1990. Ils ont également accepté les objectifs fixés pour leurs émissions pendant la période 2008-2012, conformément à l'annexe B du protocole de Kyoto.

Partie : Un Etat (ou une organisation d'intégration économique régionale, comme l'Union européenne) qui accepte d'être lié par un traité et pour lequel ce traité est en vigueur.

Protocole de Kyoto : La Conférence de Kyoto (COP-3) s'est achevée sur la signature du [Protocole de Kyoto](#)⁷⁵ en décembre 1997. Etape historique dans le processus de lutte contre le changement climatique avec 10 000 participants dont 125 ministres, cette Conférence fut l'avant-scène d'un affrontement Etats-Unis – Europe, l'Europe défendant des objectifs plus ambitieux de réduction des émissions de gaz à effet de serre, les Etats-Unis souhaitant la mise en place d'un commerce international de permis d'émissions afin de rendre plus « flexibles » ces engagements.

Les pays industrialisés s'engagent – de façon différenciée selon chaque pays⁷⁶ - à réduire globalement leur émissions de GES (CO₂, CH₄ et N₂O plus HCFs, PFCs et SF₆)⁷⁷ de 5,2% en 2010 par rapport à l'année de référence 1990. Par rapport aux prévisions d'émissions pour 2010, cela représente une réduction d'environ 25% des émissions des pays industrialisés.

⁷⁵ Le texte du Protocole de Kyoto et de la Convention – cadre est disponible sur le site Web du Secrétariat de la Convention : <http://www.unfccc.de>

⁷⁶ La négociation d'un pourcentage distinct pour chaque pays fut fonction des perspectives de croissance démographique et économique, de leur système énergétique et de l'organisation de leurs transports, donc de la marge de manœuvre envisageable, fonction aussi des rapports de force entre les grands blocs régionaux du monde.

⁷⁷ Hydrofluorocarbures, perfluorocarbure et hexafluorure de soufre.

Annexe IX :

Analyse de scénarios de réduction des émissions dans le cadre de la mise en place d'une politique de mobilité durable

Vincent Favrel – CEESE, ULB

Table des matières

Table des matières.....	1
1. Introduction	3
2. Inventaire des mesures en faveur de transports soutenables	5
3. Intégration des mesures dans l'approche méthodologique suivie	7
4. Choix de mesures et évaluation.....	9
4.1 Actions sur la technologie des véhicules.....	9
4.1.1 Description des scénarios	10
4.1.1.1 Ensemble du parc automobile.....	10
4.1.1.2 Trafic léger.....	10
4.1.1.2.a Véhicules thermiques	10
4.1.1.2.b Véhicules électriques	11
4.1.1.2.c Véhicules hybrides	11
4.1.1.2.d Véhicules à pile à combustible	12
4.1.1.3 Véhicules utilitaires lourds	12
4.1.1.4 Autobus urbains.....	13
4.1.2 Discussion des résultats.....	13
4.1.2.1 Ensemble du parc automobile.....	13
4.1.2.2 Trafic léger.....	14
4.1.2.3 Véhicules utilitaires lourds	15
4.1.2.4 Autobus urbains.....	15
4.2 Action sur la répartition modale.....	17
4.3 Action sur la demande.....	17
5. Conclusions	19
Références.....	21

1. Introduction

Si l'objectif principal du projet « Mobilité durable en région bruxelloise » concerne le développement d'une méthodologie d'évaluation des coûts externes environnementaux associés au trafic en région bruxelloise, un objectif important est également de fournir un outil d'aide à la prise de décision permettant d'évaluer les bénéfices (ou les coûts) environnementaux associés à différentes mesures ou politiques de transport dans la zone urbaine considérée.

Une étape importante du développement de la méthodologie est donc de s'assurer que le modèle de calcul des dommages développé permet effectivement l'évaluation de la plupart des grandes options en faveur de transports soutenables préconisées aux différents niveaux de pouvoir en Europe et en Belgique et n'est pas limité à l'analyse de certains types particuliers de scénarios.

Par rapport au scénario BAU (Business As Usual) analysé à l'Annexe VI, il s'agit d'évaluer les impacts en termes physiques et monétaires de mesures et de politiques en faveur de transports plus soutenables.

Le but poursuivi n'est toutefois pas d'évaluer un ensemble de mesures en direction de la soutenabilité pour déterminer celles qui maximisent les bénéfices environnementaux, par exemple, ou celles qui présentent le meilleur rapport coût-efficacité. Une telle analyse approfondie des mesures les plus efficaces pourrait faire l'objet d'une étude ultérieure sur base de l'outil actuellement développé.

La réflexion menée au CEESE s'est articulée suivant trois étapes.

Dans un premier temps, un inventaire de mesures en faveur de transports soutenables a été réalisé en répertoriant les principales mesures existantes ou préconisées aux niveaux européen, fédéral et régional.

Dans un second temps, l'intégration des mesures dans l'approche méthodologique suivie a été analysée de façon à mettre en évidence d'éventuelles difficultés méthodologiques ou limites inhérentes à l'approche développée.

Finalement, un ensemble de mesures ont été choisies et évaluées du point de vue de leurs bénéfices/coûts environnementaux.

2. Inventaire des mesures en faveur de transports soutenables

Dans un premier temps, nous avons réalisé une synthèse des différentes mesures, plans de mesures ou politiques de transport sur lesquelles existent déjà un large consensus (voire même dans certains cas des accords politiques au sein des gouvernements en place) en considérant les différents niveaux de pouvoirs compétents en ce qui concerne la définition d'une politique de transport. Nous avons distingué les niveaux européen, fédéral belge et régional bruxellois. Nous en présentons ici les grandes lignes.

Au niveau européen, nous avons analysé les développements de la politique européenne des transports depuis la publication en 1992 du Livre Blanc relatif à la mobilité durable. Nous avons recensé les principales mesures préconisées aux travers des différents Livres Blancs et Livres Verts publiés par la Commission ou dans le cadre de vastes initiatives telles que le programme Auto-Oil lancé en 1992 par la Commission en collaboration avec les industries pétrolière et automobile.

La stratégie européenne, essentiellement basée sur une politique de réduction des émissions des véhicules, soutient également dans le cadre du développement d'un « Réseau pour les citoyens » les systèmes de transport en commun attrayants et efficaces en vue de réduire la demande de voitures particulières. La plupart des mesures proposées se résument aux objectifs suivants:

- Rajeunir le parc automobile circulant;
- Modifier la composition du parc automobile en privilégiant des technologies plus propres (ou moins polluantes) notamment en réduisant la part des véhicules diesel;
- Induire un transfert modal du transport individuel vers les transports collectifs devenus attrayants et efficaces;
- Modifier les comportements de conduite des automobilistes (réduire la vitesse, les distances parcourues) en faveur d'une conduite plus économe et moins polluantes.

Les moyens de parvenir à ces objectifs sont divers:

- mesures réglementaires limitant les émissions des véhicules;
- différentes taxes différenciées au maximum en fonction des émissions réelles du véhicules, du type de carburant, des kilomètres effectivement parcourus ;
- mesures non-techniques locales visant un changement de comportement des usagers des transports : gestion du trafic, amélioration des transports en commun, interdictions de circulation, etc.

Partant du constat que la réglementation directe a montré ses limites, la Commission prône de plus en plus pour un recours aux instruments économiques dans le cadre des politiques à mettre en œuvre pour réduire les externalités des transports.

Au niveau fédéral belge, nous avons analysé les initiatives les plus récentes en terme de définition d'une politique de mobilité durable en Belgique. Dans ce cadre, la définition d'un plan fédéral de mobilité durable au début de l'année 1999 par le Ministre Daerden, Ministre des Transports sous la précédente législature et les cinq tables rondes organisées à cette occasion ont permis de lancer un vaste débat à propos des mesures en faveur d'une mobilité durable. En se basant sur une étude préliminaire réalisée par les professeurs Thiry (ULG) et Blauwens (UFSIA) [Thiry & Blauwens (1998)], le ministre Daerden a proposé un plan en 10 mesures pour le transport des personnes et des marchandises. Ces mesures concernaient les domaines suivants:

- Couloirs réservés pour les véhicules à haut taux d'occupation;
- Parcs de stationnement;
- Stationnement urbain;

- Télématique;
- Lancement du RER;
- Relations sociales;
- Fiscalité auto domicile-lieu de travail;
- Plans de transport;
- Aménagement du territoire;
- Variabilisation des taxes.

Certaines des mesures proposées dans le Plan fédéral de mobilité durable se retrouvent dans le chapitre consacré à « Une politique intégrée de mobilité » de l'accord gouvernemental du 7 juillet 1999 adopté par la nouvelle coalition gouvernementale et font partie des priorités du nouveau Ministre de la Mobilité et des Transports pour la législature 2000-2004.

Nous avons également recensé d'autres séries de mesures proposées par la FEBIAC notamment [FEBIAC (1999)] dans le cadre de ses études publiées ces dernières années sur le thème de la mobilité durable.

Même s'il n'y a pas de consensus actuellement sur les mesures prioritaires à prendre pour favoriser une mobilité plus soutenable, tous semblent s'accorder sur la nécessité d'une approche globale et intégrée de la mobilité et le recours à un ensemble cohérent de mesures issus d'un consensus aussi large que possible entre les responsables politiques, les représentants des entreprises et des travailleurs et la société civile.

Certaines mesures telles que le lancement du RER, la politique de stationnement urbain, les parkings de dissuasion, le soutien aux modes de transport collectif public et privé ou la variabilisation des taxes semblent néanmoins faire l'objet d'une relative unanimité à l'heure actuelle.

Au niveau de la Région de Bruxelles-Capitale, un Plan Régional de Déplacements intitulé Plan IRIS [RBC (1995)] a été adopté en 1998 après avoir été soumis à une enquête publique. Ce plan constitue donc une référence importante en ce qui concerne l'analyse des politiques à mener en terme de mobilité en région bruxelloise. Une analyse approfondie de l'étude ayant conduit à l'élaboration de ce plan et confiée au bureau d'études STRATEC a donc été menée.

L'étude part d'un état des lieux pour l'année 1991 et établit ce que serait le « scénario tendanciel » c'est-à-dire l'évolution de la situation à l'horizon 2005 à politique inchangée. Elle analyse ensuite un second scénario dit « volontariste » où les effets de différentes mesures visant à limiter les conséquences de la croissance prévue de la mobilité sont évalués.

La stratégie globale préconisée pour limiter les effets néfastes engendrés par la croissance continue de la mobilité et de l'usage de la voiture s'articule en 7 ensembles d'action, qui visent respectivement:

- les structures urbaines;
- les transports en commun;
- le stationnement automobile;
- la circulation automobile;
- la marche à pied et les déplacements à bicyclette;
- la circulation des poids lourds, les livraisons et le développement de la voie d'eau;
- l'aménagement de l'espace public.

3. Intégration des mesures dans l'approche méthodologique suivie

Dans une seconde étape, nous avons analysé les possibilités d'intégration de ces mesures dans la méthodologie développée pour l'évaluation des dommages. Nous avons également essayé de mettre en évidence les éventuelles difficultés méthodologiques et les développements nécessaires en vue de l'évaluation de certains types de mesures.

Les différentes mesures analysées dans l'inventaire réalisé peuvent pour la plupart se ramener à une modification de l'une des variables suivantes utilisées comme données d'entrées par le modèle AMORTEC de calcul des émissions développé au CEESE:

- **Action sur la composition du parc automobile:** en fonction des choix technologiques (carburants alternatifs, véhicules électriques, etc.), politique de rajeunissement du parc (incitation fiscale pour la mise à la casse, par exemple);
- **Action sur les facteurs d'émission:** pour une technologie de véhicule donnée, on peut agir sur le facteur d'émission en introduisant des normes plus strictes;
- **Action sur la composition du trafic:** la répartition entre les catégories de véhicules principales telles que voitures particulières, véhicules utilitaires légers, véhicules utilitaires lourds, autobus (et autocars) sur trois catégories de routes (autoroutes, routes régionales, routes communales) peut être modifiées facilement dans le modèle;
- **Action sur les vitesses caractéristiques** pour les 4 principales catégories de véhicules et pour les trois catégories de routes;

La plupart des mesures qui peuvent être imaginées ou proposées se traduisent par une modification de l'un de ces paramètres. Nous pouvons dès lors analyser les effets de modifications apportées à ces paramètres sur les dommages évalués par le modèle développé.

Les politiques à mettre en œuvre pour aboutir à ces modifications seront parfois immédiates. Dans d'autres cas, la relation entre la mesure et la modification résultante pour les paramètres d'entrée du modèle ne sera pas immédiate et devra parfois même être modélisée. Le développement de ce type de modèles reliant certaines variables socio-économiques à la mobilité, pratiquement inexistant à l'heure actuelle, serait intéressant à développer dans le cadre d'une étude ultérieure spécifique.

4. Choix de mesures et évaluation

D'une façon générale, les mesures en faveur de transports soutenables peuvent être classées en trois catégories principales:

- ✓ **Mesures «technologiques»** visant à l'amélioration des paramètres d'émission du parc de véhicules circulant en introduisant de nouvelles technologies de véhicules (GPL ou électriques, par exemple), en encourageant le remplacement des véhicules les plus anciens ou en introduisant des carburants plus propres;
- ✓ **Mesures encourageant le transfert modal** vers des modes plus propres (transport en commun, vélo ou marche à pied);
- ✓ **Mesures réduisant la demande de transport** en agissant à long terme sur les options en matière d'aménagement du territoire, en développant le télétravail ou en limitant le trafic de certaines catégories de véhicules (transport de marchandises par exemple).

L'analyse des scénarios de réduction des émissions a été menée en référence à ces trois familles de mesures. Des mesures appartenant à chacune des catégories ont été évaluées du point de vue de leurs impacts sur les niveaux d'émissions. Nous passons ici en revue les différents scénarios considérés.

Les **moyens d'actions** sont très divers : réglementation, politique fiscale et instruments économiques notamment. Ces différents outils ne sont pas analysés dans le cadre de cette étude. Nous nous limitons donc à évaluer les impacts de ces différentes mesures d'un point de vue environnemental en nous focalisant sur les réductions d'émissions, d'une part et, les réductions de coûts externes potentiels que ces mesures peuvent entraîner. Cette analyse peut dans un second temps servir de base pour la justification et la mise en oeuvre de certains outils ou politiques en direction de transports soutenables.

4.1 Actions sur la technologie des véhicules

Parmi les différentes mesures à caractère technologique destinées à améliorer les caractéristiques émissives du parc de véhicules circulant, on peut distinguer, d'une part, des mesures visant à **réduire les émissions moyennes des technologies existantes** (essence, diesel et GPL) via notamment l'introduction de nouvelles normes d'émissions plus strictes et, d'autre part, des mesures favorisant **l'introduction de nouvelles technologies** de véhicules (véhicules électriques, électriques hybrides et à pile à combustible) moins polluantes ou de nouveaux carburants plus propres (GNC, biocarburants, éthanol, etc.).

Dans cette famille de mesures, de nombreux scénarios peuvent, a priori, être considérés. La principale difficulté associée à l'évaluation de ces scénarios est de connaître les facteurs d'émissions des véhicules répondant à des normes plus strictes ou fonctionnant avec une autre motorisation ou un autre carburant. Nous sommes donc limités aux scénarios pour lesquels ces paramètres sont connus.

Notre objectif n'est pas d'être exhaustif mais plutôt d'analyser différents scénarios représentatifs des différentes sous-mesures envisageables pour les principales catégories de véhicules.

Nous décomposons notre analyse en considérant spécifiquement la part du parc automobile visé par les mesures envisagées. Nous distinguons les mesures suivant qu'elles concernent :

- l'ensemble du parc automobile ;
- le trafic léger (voitures particulières et camionnettes) ;
- les véhicules utilitaires lourds;
- les autobus urbains.

Pour chacune de ces catégories-cibles, les différents scénarios analysés sont décrits dans les paragraphes qui suivent.

Nous décrivons, dans un premier temps, l'ensemble des scénarios considérés avant de commenter les principaux effets qui peuvent être observés au niveau des différentes problématiques environnementales.

4.1.1 Description des scénarios

4.1.1.1 Ensemble du parc automobile

Dans ce cadre, nous analysons un scénario destiné à évaluer la marge de progression potentielle maximale qui peut être attendue d'une mise à niveau de l'ensemble de la flotte de véhicules aux normes les plus sévères prévues à moyen terme, à savoir la norme Euro IV prévue à partir de 2005 pour l'ensemble du parc. Nous considérons donc que l'ensemble du parc est conforme à cette norme Euro IV.

En pratique, la mise en place d'un tel scénario nécessite beaucoup de temps si l'on se base sur le renouvellement naturel du parc. A titre d'exemple, l'âge moyen du parc est actuellement de 7 ans et 4 mois [FEBIAC (2000)]. De plus, cet âge a tendance à s'accroître d'année en année. Cela signifie qu'une mise en conformité de l'ensemble du parc avec la norme Euro IV ne peut être attendue avant l'horizon 2012.

Il est toutefois intéressant, dans le cadre de cette étude, d'évaluer les réductions d'émissions que l'on peut espérer d'ici ce terme si aucune autre mesure technique ou non-technique n'est prise. Il s'agit donc d'évaluer les tendances à long terme telle que « garantie » par l'évolution des normes européennes.

4.1.1.2 Trafic léger

Pour l'analyse de mesures techniques spécifiques au trafic léger (voitures particulières et camionnettes), nous faisons la distinction entre des scénarios relatifs aux véhicules thermiques de motorisation essence, diesel ou LPG ; et des scénarios relatifs à l'introduction de véhicules électriques de diverses natures (purement électriques, hybrides ou à pile à combustible).

4.1.1.2.a Véhicules thermiques

Trois scénarios sont considérés dans l'analyse :

1. Remplacement des véhicules pré-Euro (antérieurs à 1990) du parc par des véhicules respectant la norme Euro II (norme d'actualité pour l'année de référence 1998) ;
2. Remplacement du parc de voitures et de camionnettes diesel par des modèles répondant à la norme Euro III entrée en vigueur depuis le 1^{er} janvier 2000 ;
3. Introduction de 10% de véhicules au LPG dans les flottes de véhicules légers.

Le premier scénario considéré se base sur le constat que la fraction relativement faible du parc représentées par les véhicules antérieurs à 1990 est responsable de la plus grande part des émissions. En effet, comme on peut l'observer à la Figure 1 pour les émissions des voitures particulières calculées pour l'année 1998, alors que les véhicules pré-Euro ne représentent que 37% du parc de voitures particulières, leurs contributions dans les émissions de monoxyde de carbone, d'oxyde d'azote, de composés organiques volatils et de particules dépassent les 65% et atteignant même les 80% pour les émissions de composés organiques volatils. Les deux seules exceptions sont les émissions de dioxyde de soufre et de dioxyde de carbone pour lesquels les véhicules pré-Euro sont responsables de 37% des émissions totales.

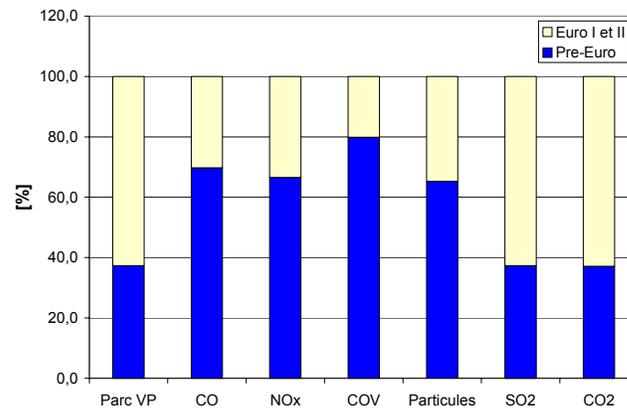


Figure 1 : Emissions des voitures particulières en 1998. Contributions relatives des véhicules pré-Euro et des véhicules répondant aux normes Euro I et Euro II.

4.1.1.2.b Véhicules électriques

Dans le cadre d'une politique régionale de qualité de l'air, les véhicules électriques présentent l'avantage de ne pas émettre de polluants lors de leur utilisation ce qui permet une réduction potentiellement très importante des effets au niveau local. Au point de vue régional et global, la production d'électricité reste génératrice de pollution. Il convient alors d'évaluer les émissions indirectes associées à l'usage de véhicules électriques.

Dans ce cadre, nous envisageons les scénarios suivants:

- un scénario où l'on considère que 10% des véhicules légers sont remplacés par des véhicules électriques quelques soient la zone où les véhicules sont utilisés (répartition uniforme de l'utilisation) ;
- un scénario où l'introduction de véhicules électriques ne se fait pas uniformément dans la Région mais où les politiques d'accompagnement (réseau de location des véhicules, restriction d'accès de certaines zones aux véhicules thermiques, etc.) favorisent, par exemple, leur usage maximale au centre ville, et de moins en moins à mesure que l'on s'éloigne du centre de la ville. Cette dernière approche semble la plus réaliste. Le scénario retenu consiste à considérer que la « part de marché » des véhicules électriques est de 50% dans le centre ville (pentagone), 20% dans une zone intermédiaire entre la petite ceinture et la grande ceinture et 5 % à l'extérieur de cette dernière. C'est le scénario « 50-20-5 ».

Les facteurs d'émissions indirectes utilisés sont issus du projet européen MEET [Commission Européenne (1999)].

4.1.1.2.c Véhicules hybrides

Cette catégorie de véhicules désigne des véhicules qui combinent un moteur électrique avec un moteur à combustion interne. Traditionnellement, il existe deux configurations principales de la chaîne cinématique : série et parallèle.

La configuration **série** consiste en un moteur thermique entraînant un générateur qui produit de l'électricité utilisée pour faire tourner le moteur électrique. Ce système entraîne un petit moteur dans ses meilleures conditions de fonctionnement, ce qui a pour conséquence une bonne économie d'énergie et des émissions faibles.

La configuration **parallèle** permet aussi bien au moteur à combustion qu'au moteur électrique d'entraîner le véhicule. Ces systèmes sont conçus pour des moteurs qui doivent fonctionner à des charges élevées. Un tel véhicule pourrait fonctionner comme un véhicule purement électrique dans des zones urbaines ou à faibles vitesses, tandis que sur les autoroutes, le moteur à combustion interne serait la principale source d'énergie avec la chaîne électrique offrant une assistance lors des accélérations. Le moteur peut encore être utilisé comme un générateur fournissant de l'énergie à la batterie soit par récupération de l'énergie de freinage, soit lorsque toute l'énergie n'est pas utilisée pour la propulsion.

Le projet européen MEET (Commission Européenne (1999)] propose des facteurs d'émission pour ces véhicules ainsi que des projections pour leur pénétration sur le marché. Selon les travaux réalisés dans le cadre de ce projet, les véhicules hybrides devraient représenter 1 à 2% des ventes de véhicules en 2010 et 5 à 10% en 2020.

Les facteurs d'émission proposé par MEET sont indépendants de la vitesse. Il s'agit de facteurs d'émissions pour des véhicules hybrides à essence. Nous avons retenus ces facteurs pour le scénario d'introduction de véhicules hybrides analysés. Nous y considérons une **introduction de 10%** de cette technologie dans la flotte de véhicules légers en Région de Bruxelles-Capitale.

4.1.1.d Véhicules à pile à combustible

Les piles à combustible (PAC) génèrent directement de l'électricité à partir de la réaction chimique de l'hydrogène avec l'oxygène et évite de la sorte les inefficacités de la production conventionnelle d'électricité. Beaucoup de constructeur automobile sont impliqués dans le développement des piles à combustible pour des applications automobiles.

Bien que la réaction chimique responsable pour la génération de l'électricité est celle qui se produit entre l'hydrogène et l'oxygène, divers carburants peuvent être utilisé pour fournir l'hydrogène nécessaire. L'hydrogène peut être utilisé en tant que tel mais il n'est pas évident à stocker dans le véhicule et il ne dispose pas d'infrastructure de distribution. Les principaux développement se concentrent sur les carburants liquides organiques, en utilisant à bord du véhicules un réformeur pour extraire l'hydrogène. Le méthanol et l'essence ont principalement été considérés, mais d'autres carburants peuvent également convenir.

Pour les véhicules à pile à combustible également, le projet MEET a réalisé des projections. La part de marché de ces véhicules serait de 0% à l'horizon 2010 et de 10 à 20% à l'horizon 2020.

Ce projet propose des facteurs d'émission pour des véhicules à pile à combustible utilisant le méthanol comme carburant pour la production d'hydrogène. Comme pour les véhicules hybrides, il s'agit de facteur d'émission indépendant de la vitesse. Nous les avons utilisés pour les simulations présentées ici où nous faisons l'hypothèse d'une **introduction de 10%** de véhicules à pile à combustible dans le parc des véhicules légers.

4.1.1.3 Véhicules utilitaires lourds

Un seul scénario a été considéré pour cette catégorie de véhicule en raison principalement de la limitation imposée par la disponibilité de facteurs d'émissions adéquat.

Le scénario considéré est celui relatif à l'introduction dans la flotte de véhicules utilitaires lourds de **10% de véhicules au gaz naturel comprimé (GNC)**. Pour l'évaluation des émissions de ces véhicules nous nous basons sur les facteurs d'émissions retenus dans le cadre du programme Auto-Oil II.

4.1.1.4 Autobus urbains

Deux scénarios ont été analysés :

1. Introduction de 10% de véhicules au GNC ;
2. Introduction de 10% de véhicules à pile à combustible.

Pour l'évaluation des émissions relatives aux véhicules au GNC, nous nous sommes basés sur les facteurs d'émissions retenus dans le cadre du programme Auto Oil II [Commission Européenne (2000)] pour des véhicules répondant à la norme Euro II.

Pour les véhicules à pile à combustible, nous avons utilisés les facteurs d'émissions proposés dans le cadre du projet MEET pour des véhicules utilisant le méthanol comme carburant pour la production d'hydrogène.

4.1.2 Discussion des résultats

L'ensemble des scénarios considérés et leurs effets sont résumés au Tableau 1. Dans ce tableau, les émissions des principaux polluants pour la situation en 1998 sont repris comme situation de référence. Il s'agit des émissions calculées sur base de la méthodologie COPERT III qui propose également des facteurs d'émission pour les normes Euro III et IV. Ces émissions sont regroupées par type d'effet. Sont distingués : les effets locaux (particules, SO₂ et CO), la pollution photochimique (NO_x et COV), l'acidification (SO₂ et NO_x) et le réchauffement global (CO₂, CH₄ et N₂O). Pour les effets locaux et le réchauffement global, les émissions sont complétées par des estimations des coûts externes associés. Par rapport à cette situation de référence, les effets des différents scénarios considérés sont exprimés en % de différence.

Pour la discussion des résultats nous reprenons la même structure que précédemment pour la présentation des scénarios.

4.1.2.1 Ensemble du parc automobile

En ce qui concerne les **émissions de polluants**, nous pouvons remarquer au Tableau 1 que, d'une façon générale, par rapport à la situation de référence, la mise en conformité de tous les véhicules avec la norme Euro IV permet de réaliser des réductions très importantes de la plupart des polluants : -84% pour les particules, -87% pour le monoxyde de carbone, -77% pour les oxydes d'azote, -91% pour les composés organiques volatils, -59% pour le méthane. Nous pouvons également remarquer une légère diminution (-2%) de la consommation de gazole. Par contre, la consommation d'essence est accrue de plus de 8% et l'effet global sur les émissions de polluants liées à la consommation de carburant (SO₂, CO₂ et N₂O) est un accroissement dans la situation où l'ensemble des véhicules sont en conformité avec la norme Euro IV. On observe des augmentations de près de 2% pour les émissions de dioxyde de soufre, de 3% pour dioxyde de carbone et de 24% sur les émissions de protoxyde d'azote.

En ce qui concerne les **dommages locaux**, la forte réduction des émissions de particules et d'une façon secondaire de monoxyde de carbone devrait permettre des réductions importantes des coûts externes associés aux effets sur la santé et aux salissures des bâtiments. La faible augmentation des émissions de SO₂ ne devrait altérer que très légèrement cette réduction des dommages au niveau local. L'effet global sur les coûts externes est une réduction de plus de 83% par rapport à la situation de référence.

En ce qui concerne les effets sur la **pollution photochimique**, les réductions importantes des émissions de précurseurs - -77% pour les NO_x et -91% pour les COV – sont très favorables à une amélioration de la situation aux niveaux régional et continental.

Au niveau des **pluies acides ou de la formation de particules secondaires** agissant à de plus larges échelles, l'effet pour ces scénarios est une réduction assez importante pour les oxyde d'azote qui est un des principaux polluants responsables et une très légère augmentation des émissions de SO₂ à mettre en relation avec l'augmentation de la consommation d'essence.

En ce qui concerne les émissions de **gaz à effet de serre**, nous voyons que les émissions globales de ces gaz exprimés en CO₂-équivalent connaissent, dans ces scénarios, une croissance de plus de 3%.

D'après les calculs, cette croissance des émissions de CO₂ serait à imputer principalement aux utilitaires légers à essence pour lesquels la consommation spécifique, telle que fournie par COPERT, sont supérieurs pour les véhicules Euro I et suivants par rapport aux véhicules pré-Euro. Remarquons cependant, qu'en faisant l'hypothèse que l'ensemble des véhicules utilitaires légers à essence actuels – qui sont dans une très grande majorité des pré-Euro – devenait conforme à la norme Euro IV, nous négligeons un paramètre important qui est l'évolution du parc qui va vers la disparition de la motorisation essence au profit des véhicules diesel pour cette catégorie de véhicules.

D'autre part, pour les autres catégories de véhicules, la méthodologie COPERT considère que les facteurs de consommation restent les mêmes pour les différents stades de la norme Euro ce qui explique le relatif status quo des émissions de CO₂ alors même que les constructeurs automobiles se sont déjà engagés actuellement à réduire ces émissions.

Il faut néanmoins constater que par rapport aux autres émissions polluantes qui connaîtraient des progrès assez importants avec le passage à ces normes, les émissions de gaz à effet de serre ne semblent pas connaître une évolution semblable ce qui est relativement inquiétant dans le cadre du réchauffement climatique et de ces conséquences.

4.1.2.2 Trafic léger

A l'examen du Tableau 1, nous pouvons faire les remarques suivantes concernant les deux scénarios de rajeunissement du parc de véhicules légers :

1. Le **remplacement accéléré du parc de véhicules légers** antérieurs à la norme Euro I est une mesure très efficace pour la réduction de la pollution locale (particules, dioxyde de soufre et monoxyde de carbone) et régionale (dioxyde de soufre, dioxyde d'azote et composés organiques volatils).
2. La **mise en conformité avec la norme Euro III** des véhicules diesel devrait permettre des réductions importantes des émissions de particules principales responsables des coûts externes au niveau local. L'effet sur les autres polluants est comparativement nettement plus limités : une réduction de l'ordre de 4% pour les précurseurs d'ozone, de 4% pour les polluants responsables de l'acidification et de 1% pour le dioxyde de carbone.

Concernant les scénarios relatifs à l'introduction dans la flotte de voiture particulière de 10% de véhicules utilisant soit un carburant alternatif (LPG), ou une technologie alternative (électrique, hybride ou pile à combustible), nous pouvons faire les remarques suivantes :

3. **Au niveau des dommages locaux**, l'absence d'émissions de particules qui caractérise les véhicules électriques, hybrides et à pile à combustible permettrait de réaliser une réduction des effets totaux de plus de 6%. Les véhicules au LPG permettraient également des gains intéressants à ce niveau avec près de 5% de réduction.
4. Au niveau des **émissions de gaz précurseurs de l'ozone troposphérique**, les technologies hybrides et à pile à combustible sont les plus intéressantes avec des réduction de près de 10% des émissions. Les véhicules au LPG et électriques permettent

également des réductions intéressantes des émissions de précurseurs avec respectivement 6 et 7% de diminution des émissions totales

5. **En terme d'acidification** aussi, ce sont les technologies à pile à combustible et hybride qui semblent les plus intéressantes avec des réductions similaires de l'ordre de 7,4% pour le SO₂ et 6,3% pour les NOx. Les véhicules électriques permettraient des réductions de 5,6% pour les deux polluants et les véhicules LPG des réductions de 6% pour le SO₂ et 5% pour les NOx.
6. En terme de réduction des **émissions globales de CO₂**, l'introduction de véhicules au LPG est la plus intéressante avec 6,5% de diminution. Les véhicules électriques réduisent ces émissions de près de 6% pour 3,6% pour les véhicules hybrides et à pile à combustible.
7. Au niveau du parc de véhicules légers, l'évolution des technologies traditionnelles (essence et diesel) ne semble par permettre de réduire de façon effective les émissions de CO₂. Seul le recours à des carburants ou des technologies alternatifs permettrait d'induire une diminution de ces émissions. Le scénario qui dans l'absolu apparaît comme le plus intéressant de ce point de vue est l'introduction de véhicules au LPG. Les véhicules électriques et dans une moindre mesure les véhicules hybrides et à pile à combustible – dans l'état actuel de ces technologies – permettraient également de réduire les émissions globales de gaz à effet de serre.
8. Le scénario « 50-20-5 » d'introduction de véhicules électriques différenciées suivant l'éloignement du centre de la Région, offre des réductions potentielles importantes à tous les niveaux. Réduction des coûts externes locaux de plus de 8% ; diminution des émissions de gaz précurseurs de plus de 9% et des gaz responsables de l'acidification de plus de 7% ; et réduction des émissions de CO₂ de 8%.

4.1.2.3 Véhicules utilitaires lourds

Nous constatons au Tableau 1 que l'introduction de 10% de véhicules utilitaires lourds fonctionnant au gaz naturel comprimé permettrait une réduction intéressante des émissions de particules principales responsables des dommages provoqués localement par le trafic. Une réduction de plus de 2% de ces émissions est mise en évidence, ce qui est important compte tenu de la part limitée des poids lourds dans le trafic total en Région de Bruxelles-Capitale.

Au niveau de la pollution régionale, une réduction de 1,3% des émissions de NOx et une légère diminution de celles de COV sont également favorables à une amélioration de la situation à ce niveau.

Au niveau du réchauffement global, le bilan des émissions de gaz à effet de serre est caractérisé par un status quo malgré une réduction de plus de 12% des émissions de protoxyde d'azote.

4.1.2.4 Autobus urbains

Compte tenu de la part limitée des émissions des autobus dans le total régional, les impacts potentiels de l'introduction de nouvelles technologies plus propres reste limité.

Néanmoins, nous pouvons observer au Tableau 1 que l'introduction de 10% de bus au GNC ou à pile à combustible permettrait de réduire les émissions des polluants responsables de la pollution aux niveaux local et régional d'environ 0,5%. Des pourcentages plus importants de la part de ces technologies dans les parcs d'autobus urbains tels que le prévoit la directive-cadre sur la qualité de l'air ambiant devraient permettre de contribuer à des réductions intéressantes pour l'amélioration de la qualité de l'air.

Tableau 1 : Evaluation des mesures techniques en terme de réduction de la pollution atmosphérique.

Actions sur la technologie des véhicules												
	Cas de référence 1998	Parc total	Trafic léger (voitures particulières et camionnettes)						Autobus		Camions	
		Euro IV	Thermiques			Electriques		Hybrides	PAC*	GNC	PAC*	GNC
			Rempl. Pré-Euro	Diesel Euro III	LPG 10%	10%	50-20-5	10%	10%	10%	10%	10%
Effets locaux												
Emissions [tonnes]												
Particules	288	-83,6%	-29,1%	-37,1%	-4,7%	-6,3%	-8,6%	-6,3%	-6,3%	-0,4%	-0,4%	-2,1%
SO ₂	183	1,6%	1,6%	-1,4%	-6,1%	-7,4%	-10,0%	-7,4%	-7,4%	-0,3%	-0,3%	0,0%
CO	18.286	-86,9%	-55,7%	-0,8%	-5,2%	-9,6%	-14,0%	-9,6%	-9,6%	0,0%	0,0%	-0,1%
Coûts externes [M€]	882	-83,4%	-29,0%	-37,0%	-4,7%	-6,3%	-8,6%	-6,3%	-6,3%	-0,4%	-0,4%	-2,1%
Pollution photochimique												
Emissions [tonnes]												
NOx	4.167	-76,9%	-31,5%	-4,8%	-5,0%	-5,7%	-7,3%	-6,2%	-6,3%	-0,5%	-0,6%	-1,3%
COV	2.200	-90,9%	-65,4%	-2,4%	-7,5%	-8,5%	-13,4%	-16,3%	-16,4%	-0,1%	-0,1%	-0,3%
Total précurseurs	6.367	-81,7%	-43,2%	-4,0%	-5,8%	-6,7%	-9,4%	-9,7%	-9,8%	-0,4%	-0,4%	-1,0%
Acidification												
SO ₂	183	1,6%	1,6%	-1,4%	-6,1%	5,6%	7,9%	-7,4%	-7,4%	-0,3%	-0,3%	0,0%
NOx	4.167	-76,9%	-31,5%	-4,8%	-5,0%	-5,7%	-7,3%	-6,2%	-6,3%	-0,5%	-0,6%	-1,3%
Réchauffement global												
Emissions [tonnes]												
CO ₂	719.619	2,9%	2,9%	-1,1%	-6,7%	-5,8%	-7,9%	-3,5%	-3,4%	0,0%	-0,1%	0,0%
CH ₄	172	-58,6%	-23,9%	0,0%	-0,2%	-9,2%	-13,7%	-9,0%	-9,0%	0,0%	-0,1%	0,0%
N ₂ O	68	23,7%	23,7%	0,0%	-2,8%	-9,0%	-11,7%	-8,6%	-8,6%	0,0%	0,0%	-12,1%
Total [CO ₂ -eq]	744.208	3,2%	3,4%	-1,1%	-6,5%	-5,9%	-8,0%	-3,6%	-3,6%	0,0%	-0,1%	0,0%
Coûts externes	1,8	3,2%	3,4%	-1,1%	-6,5%	-5,9%	-8,0%	-3,6%	-3,6%	0,0%	-0,1%	0,0%

*PAC : Pile à combustible.

4.2 Action sur la répartition modale

Pour cette famille de mesures relatives à l'action sur la répartition modale, deux scénarios relatifs au transport de voyageurs ont évalués spécifiquement:

- Dans un premier scénario, nous envisageons le transfert de voyageurs des voitures particulières vers les autobus urbains. Nous considérons que 10% des passager-kilomètres actuellement effectués en voitures sont transférés vers les transports publics.
- Dans un second scénario, nous envisageons le transfert depuis les modes de transports motorisés (voitures particulières et autobus) vers les modes propres que sont la marche et le vélo. Nous considérons que 1% des passager-kilomètres effectués habituellement en voiture ou en autobus sont effectués en vélo ou à pied.

Le Tableau 2 présente les résultats obtenus pour ces deux scénarios.

Concernant le **transfert modal du transport de voyageurs vers les autobus urbains**, nous pouvons remarquer que l'impact le plus important se marque au niveau des émissions de gaz à effet de serre avec une réduction de 5,5%. Au niveau local, ce scénario permettrait une réduction de plus de 2% des coûts externes associés à la pollution atmosphérique. Au niveau des impacts régionaux, ce transfert modal s'avère particulièrement intéressant pour la réduction des émissions de COV (-7%) précurseurs de l'ozone. Les réductions d'émissions de NOx, également précurseurs de l'ozone et participant à la pollution acido-particulaire, sont moins nettes (-1,6%) tandis que les émissions de SO₂ sont réduites de 4%.

Le scénario considérant le **transfert des modes de déplacement motorisés vers le vélo** conduit également à des résultats intéressants. Compte tenu de la faiblesse du transfert envisagé (1%), nous pouvons constater que les réductions de dommages sont très importantes et souvent comparables avec ce qui serait obtenu avec d'autres scénarios de types technologiques beaucoup plus coûteux à mettre en oeuvre.

Nous constatons en effet qu'une augmentation de 1% de la part de marché du vélo permettrait de réduire de près de 1% les émissions de gaz à effet de serre. Ceci est nettement mieux que ce qui est attendu du renouvellement du parc automobile dans son ensemble considéré précédemment. Au niveau régional, ce scénario induirait une réduction de 0,7% des émissions de précurseurs de l'ozone troposphérique (NOx et COV) et de 0,6 à 0,7% des émissions des gaz responsables de l'acidification. Au niveau des impacts locaux, l'accroissement des trajets réalisés en vélo permettrait de réduire les coûts externes de 0,6% soit plus de 200 MBEF par rapport à la situation actuelle. Ce dernier chiffre, particulièrement, est intéressant à souligner car il peut constituer un argument important en faveur du développement d'une politique cyclable parfois freiné par des impératifs budgétaires.

4.3 Action sur la demande

Pour cette dernière famille de mesures, nous avons envisagé les deux scénarios suivants :

- Réduction de la demande de transport de passagers de 10% par divers moyens (télétravail, aménagement du territoire, meilleure localisation des activités, etc.) ;
- Réduction du transport routier de marchandises de 10% via l'interdiction de certaines zones, la limitation du trafic de transit, etc.

Il s'agit de deux scénarios relativement généraux qui visent à évaluer les impacts respectifs des transports voyageurs et marchandises. Nous pouvons observer au Tableau 2 que la réduction du transport marchandise de 10% a des effets potentiels beaucoup plus importants que la même réduction du transport voyageurs.

La réduction du trafic de marchandises permettrait une réduction : de plus de 34% des dommages locaux ; de près de 22% des émissions de précurseurs d'ozone ; de 20 et 27% des émissions de NOx et de SO₂ respectivement ; et de près de 16% des émissions de gaz à effet de serre. Ces réductions sont importantes si l'on considère que le trafic de marchandises représente moins de 12% du trafic total de la région selon nos estimations.

La réduction de 10% du trafic voyageurs permet des gains qui restent intéressants : 5,6% pour les impacts locaux ; 7% pour les émissions de précurseurs ; 6 à 7% des émissions de la pollution acido-particulaire au niveau régional ; et 7,6% pour les émissions de gaz à effet de serre.

Nous pouvons conclure de ces scénarios qu'il serait intéressant de promouvoir, autant que possible, des modes de transports de marchandises alternatifs à la route, le rail et surtout le transport fluvial, compte tenu des améliorations importantes de la qualité de l'air qui peuvent résulter d'une réduction même faible du transports routier de marchandises.

Tableau 2 : Evaluation des mesures non-techniques en terme de réduction de la pollution atmosphérique.

	Cas de Référence 1998	Transfert modal		Action sur la demande	
		VP vers Bus 10%	Vélo +1%	Personnes -10%	Marchandises -10%
Effets locaux					
Emissions [tonnes]					
Particules	288	-2,4%	-0,6%	-5,6%	-31,4%
SO ₂	183	-4,3%	-0,7%	-7,0%	-19,5%
CO	18.286	-8,9%	-0,9%	-9,2%	-5,9%
Coûts externes [M€]	882	-2,4%	-0,6%	-5,6%	-31,4%
Pollution photochimique					
Emissions [tonnes]					
NOx	4.167	-1,6%	-0,6%	-6,2%	-26,6%
COV	2.200	-7,3%	-0,8%	-8,4%	-12,2%
Total précurseurs	6.367	-3,5%	-0,7%	-7,0%	-21,6%
Acidification					
Emissions [tonnes]					
SO ₂	183	-4,3%	-0,7%	-7,0%	-19,5%
NOx	4.167	-1,6%	-0,6%	-6,2%	-26,6%
Réchauffement global					
Emissions [tonnes]					
CO ₂	719.619	-5,4%	-0,8%	-7,6%	-16,0%
CH ₄	172	-8,1%	-0,9%	-9,2%	-6,5%
N ₂ O	68	-8,5%	-0,9%	-8,8%	-7,4%
Total [CO ₂ -équ]	744.208	-5,5%	-0,8%	-7,6%	-15,7%
Coûts externes [M€]	1,8	-5,5%	-0,8%	-7,6%	-15,7%

5. Conclusions

Après avoir analysés les impacts potentiels de différentes mesures techniques et non-techniques, nous pouvons conclure notre analyse par les principales remarques suivantes.

Le rajeunissement du parc automobile permet en théorie de réaliser des réductions importantes des émissions et donc des effets observés aux niveaux local et régional.

La marge de progression « garantie » par l'évolution des normes européennes limitant les émissions prévues à moyen terme (Euro IV en 2005) est importante (de l'ordre de 80% de réduction) sauf pour les émissions de dioxyde de soufre et les gaz à effet de serre.

Au niveau de la réduction des **émissions de gaz à effet de serre**, nous avons en effet pu mettre en évidence que les technologies traditionnelles de véhicules (essence et diesel) même respectueuses des nouvelles normes les plus strictes ne semblaient pas pouvoir induire une réduction effective des émissions de CO₂. Au niveau des mesures techniques, seules l'introduction de nouvelles technologies de véhicules (véhicules électriques, hybrides ou à pile à combustible) ou le recours à des carburants alternatifs tels que le LPG permettraient de réduire les émissions de CO₂ à un niveau acceptable pour rencontrer les objectifs du protocole de Kyoto. Les mesures non-techniques sont également particulièrement intéressantes de ce point de vue.

Au niveau du **trafic léger**, l'introduction de véhicules électriques, hybrides ou à pile à combustible a des effets potentiels importants en terme de réduction des dommages au niveau local, régional et global. Si au niveau local, les trois technologies offrent des avantages comparables, les véhicules hybrides et à pile à combustible s'avèrent plus intéressants en terme de réduction des émissions de gaz précurseurs d'ozone et responsables de la pollution acide alors que les véhicules électriques ont, dans l'état actuel du développement des technologies, un bilan plus favorable en terme de réchauffement climatique. Une introduction plus importante des véhicules purement électriques – notamment dans le centre-ville – grâce à une politique d'accompagnement efficace permettrait de réaliser des bénéfices environnement encore plus importants.

L'accroissement, même limité, de la part de marché du vélo dans le transport de voyageurs est susceptible d'avoir des effets très intéressants en terme notamment de réduction des coûts externes locaux. Un accroissement de 1% de cette part permettrait de réduire ces coûts de 0,6% soit plus de 200 MBEF si nous nous basons sur notre estimation pour l'année 1998.

Le transfert modal de la voiture vers les bus a quant à lui un effet plus limité compte tenu de l'effort nécessaire pour induire un tel transfert massif (10%).

La réduction du trafic de marchandises par la route ou son report vers des modes plus propres (transports ferroviaire et fluvial) a des effets potentiels importants sur la réduction de la pollution atmosphérique malgré sa part relativement faible dans le trafic global.

Références

- Commission Européenne (1999). *MEET – Methodology for calculating transport emissions and energy consumption*, Transport Research, Fourth Framework Programme, ISBN 92-828-6785-4, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, 362 pp.
- Commission Européenne (2000). *The Auto-Oil II Programme, Final Report, Volume II: Alternative Fuels*, A Technical study on fuels Technology related to the the Auto-Oil II Programme, Commission Européenne, DG Energy, Prof. C. Arcoumanis, Décembre 2000, 152 pp.
- FEBIAC (1999). *Vers une mobilité durable au 21^{ème} siècle*, Fédération belge de l'Industrie de l'Automobile et du Cycle, 1999.
- FEBIAC (2000). *Exercice 1999*, Rapport à l'occasion de l'Assemblée Générale du 21 juin 2000, Fédération Belge de l'Industrie Automobile et du Cycle, Ed. Resp. L. Bontemps, Bruxelles, 136 pp.
- RBC, Région de Bruxelles-Capitale (1995), *Plan Régional de déplacements – Plan IRIS, Rapport (u): Rapport Final*, Bruxelles, 91 p.
- Thiry, B. & G. Blauwens (1998). *Etude préparatoire à la définition d'un plan fédéral de mobilité durable : Note d'orientations*, Travail réalisé à la demande de Michel Daerden, Ministre des Transports, par le Service d'Economie des Transports de l'Université de Liège (Prof. B. Thiry) en collaboration avec le Prof. G. Blauwens (UFSIA) et le CIRIEC. Novembre 1998.