

Accises sur les carburants et polluants locaux. Internalisation ou neutralité technologique?

Pierre COURBE

Chargé de mission mobilité

Fédération Inter-Environnement Wallonie (IEW)

The fuel combustion in an internal combustion engine leads to the formation of various solid, liquid and gas components forming the so-called “exhaust gas”. Their composition depends upon the design characteristics of the engine, the way it is used and the fuel. The differences between the pollutants emissions of the fuels (petrol and gasoil) are not reflected in the rates of the excise duties, nor are the differences in their intrinsic characteristics (energy content, carbon content). What are the current practices of fuel taxation and the expected developments in Europe? Is the current knowledge about the health impacts of petrol and gasoline still valid? What are the impacts of the technological developments? Is the internalization of the health externalities by the means of the excise duty feasible? This article provides some facts and comments, with the aim to help policymakers modify the road fuel taxes to make transport more sustainable.

JEL Classification Code: H23, Q53, R48

Keywords: road fuels excise duty, externalities, fuels, health, pollutants

Table des matières

1	Introduction	31
2	Moteur thermique et gaz d'échappement	32
2.1	Fonctionnement d'un moteur thermique	32
2.2	Emissions de CO ₂	32
2.3	Emissions de polluants locaux	33
2.4	Emissions théoriques et émissions réelles	33
3	Polluants locaux et santé humaine	35
3.1	Monoxyde de carbone (CO)	35
3.2	Hydrocarbures (HC)	36
3.3	Oxydes d'azote (NOX)	36
3.4	Ozone (O ₃)	36
3.5	Particules fines (PM)	36
4	Masse et nombre de particules	38
4.1	La masse: un indicateur peu intéressant	38
4.2	La mesure du nombre de particules	38
4.3	Révision des normes Euro	38
5	Contribution du trafic à la pollution de l'air	40
6	Taxation des carburants: le cadre européen	40
6.1	La directive 2003/96/CE	40
6.2	Révision de la directive 2003/96/CE	42

7	Vers une rationalisation des taux d'accises ?	43
8	L'internalisation: un exercice délicat	46
8.1	La pondération des externalités	46
8.2	L'évolution des technologies	47
9	Efficiencé économique, internalisation, neutralité technologique ?	49
10	Conclusions	50
11	Liste des abréviations	51
12	Références bibliographiques	52

1 Introduction

La combustion de carburant dans un moteur thermique conduit à la formation de divers composés solides, liquides et gazeux formant ce que l'on appelle «les gaz d'échappement». La composition de ceux-ci dépend à la fois des caractéristiques constructives du moteur, de l'usage qui en est fait et du type de carburant (seuls l'essence et le diesel seront pris en compte ici).

Les différences entre les émissions de polluants par les différents carburants ne sont pas reflétées dans les montants des accises qui leur sont appliquées – pas plus que ne le sont les différences dans leurs caractéristiques intrinsèques (contenu énergétique, contenu carbone). Les niveaux d'accises plus faibles appliqués au diesel résultent de l'évolution des technologies et de choix politiques. Il y a plusieurs décennies, les moteurs de type diesel étaient majoritairement utilisés par les professionnels de la route (poids lourds, taxis). Pour alléger la facture carburant de ces professions, les accises sur le diesel étaient plus faibles. Avec l'amélioration des moteurs à allumage par compression, ceux-ci se sont répandus, jusqu'à devenir majoritaires dans le parc auto. Les accises appliquées au diesel sont demeurées plus faibles.

Ce différentiel se justifie-t-il encore de nos jours? Les enseignements relatifs à la différence de nocivité entre le diesel et l'essence sont-ils toujours valides? Justifient-ils un rééquilibrage de la taxation des carburants en «faveur» du diesel? Quel est le cadre législatif européen et quelles sont ses évolutions probables? Cet article a pour but d'apporter des éléments factuels susceptibles d'enrichir le débat autour de ces questions.

2 Moteur thermique et gaz d'échappement

2.1 Fonctionnement d'un moteur thermique

Les moteurs thermiques qui équipent les véhicules routiers comprennent deux grandes familles. Dans les moteurs à allumage commandé (PI pour Positive Ignition), la combustion du mélange carburant/air est pilotée (elle est provoquée par une étincelle); le carburant utilisé est principalement l'essence. Dans les moteurs à allumage par compression (CI pour Compression Ignition), c'est en comprimant le mélange carburant/air que l'on provoque l'explosion, et donc la combustion; le carburant est très majoritairement le diesel.

Le diesel et l'essence sont des hydrocarbures dérivés du pétrole qui, comme leur nom l'indique, sont essentiellement constitués d'atomes de carbone (C) et d'hydrogène (H). Ils contiennent en outre des traces de résidus qui ne sont pas entièrement éliminés lors des opérations de raffinage ainsi que différents additifs incorporés au carburant pour en améliorer les qualités (anti-mousse, lubrification, résistance à la détonation...).

La combustion de carburant dans un moteur thermique conduit à la formation de divers composés solides, liquides et gazeux formant ce que l'on appelle «les gaz d'échappement». La composition de ceux-ci dépend à la fois des caractéristiques constructives du moteur, de l'usage qui en est fait et du type de carburant. Certains composés ont une action à l'échelle planétaire (ce sont les gaz à effet de serre, dont le principal est le CO₂); d'autres affectent la santé humaine, ce sont les polluants dits «locaux».

2.2 Emissions de CO₂

La quantité de CO₂ émise est, dans des conditions normales de combustion, directement proportionnelle à la consommation de carburant. Ainsi, la combustion d'un litre d'essence dégage 2,36 kg de CO₂, celle d'un litre de diesel en dégage 2,63 (JRC (2013)).

Un règlement européen (UE (2013)) fixe un objectif de 95 gCO₂/km pour la valeur moyenne des émissions de l'ensemble des voitures neuves vendues en Europe en 2021. Des objectifs spécifiques sont attribués à chaque constructeur, sur base du poids moyen des véhicules vendus par celui-ci. Aucune norme d'émission n'existe donc en la matière: on trouve actuellement sur le marché belge des voitures à moteur thermique dont les émissions varient de 79 (Volkswagen Up!, Skoda Citigo) à 572 (Aston-Martin ONE-77) gCO₂/km ⁽¹⁾.

1 Les émissions de CO₂ des voitures neuves sont consultables sur le site <http://www.energi-vores.be>

2.3 Emissions de polluants locaux

Les émissions de polluants locaux n'augmentent pas de manière linéaire avec la consommation de carburant. Les caractéristiques de la combustion influent fortement sur les émissions et des dispositifs de dépollution peuvent être appliqués en aval du moteur, dans la ligne d'échappement. Cependant, comme le souligne Harding, M. (2014), une augmentation de la consommation de carburant entraînera, quel que soit le véhicule, une augmentation des émissions de polluants locaux.

Des normes européennes (les normes Euro) fixent des limites d'émissions en fonction de la motorisation et du type de véhicule. Ces normes, que doit respecter tout véhicule neuf vendu en Europe, sont régulièrement révisées et concernent les polluants suivants: le monoxyde de carbone (CO), les hydrocarbures (HC) dont les hydrocarbures non méthaniques (NMHC), les oxydes d'azote (NO_x) et les particules fines (PM).

La combustion d'un litre de diesel dans un moteur CI dégage de plus grandes quantités d'oxydes d'azote et de particules fines (mesurées en unités de masse) que celle d'un litre d'essence dans un moteur PI. Du moins cela était-il vrai jusqu'à un passé récent. Les évolutions technologiques développées pour améliorer le rendement énergétique (et diminuer les émissions de CO_2) des moteurs PI produisent un rapprochement progressif des deux filières. Ainsi, l'application, aux moteurs PI, de l'injection directe déjà utilisée sur les moteurs CI – on parle alors de moteurs GDI (pour Gasoline Direct Injection) – induisent une augmentation marquée des émissions de particules très fines. Les futures normes Euro en tiennent compte: Euro 6 fixe des valeurs-limites d'émissions de particules fines équivalentes pour les moteurs GDI et les moteurs CI.

2.4 Emissions théoriques et émissions réelles

Les normes Euro sont parfaitement respectées lors des tests en laboratoire... mais les émissions réelles (sur route) peuvent être jusque plusieurs dizaines de fois plus importantes. En effet, si les émissions de CO_2 (qui sont directement proportionnelles à la consommation) sont déjà largement sous-estimées - de l'ordre de 30 % en moyenne européenne en 2013 (ICCT (2014)), celles des polluants locaux peuvent l'être plus encore en raison de la possibilité technique d'optimiser les systèmes de dépollution pour obtenir de bonnes performances en laboratoire sans affecter notablement la consommation. Par ailleurs, la suralimentation par turbocompresseur qui alimente les moteurs CI modernes est plus sollicitée en conditions réelles qu'au cours des tests. Et plus le turbocompresseur est sollicité, plus grande est la quantité de dioxyde d'azote produite (Carslaw, D., et al. (2011)). Une étude menée par l'Institut de thermodynamique et des moteurs à combustion interne de l'Université de Graz (AT) a

établi que, pour tous les tests représentatifs des conditions réelles de conduite, les émissions de NO_x de tous les véhicules à moteurs CI étaient similaires, quelle que soit la norme Euro à laquelle ils étaient conformes (Euro 0 à Euro 5) (Hausberger, S. (2010)). De ce fait, *«la qualité de l'air ne s'est pas améliorée autant que prévu sous l'effet du renforcement des normes d'émission pour les véhicules neufs, surtout eu égard aux oxydes d'azote (NOx)»* (CEMT (2006)).

3 Polluants locaux et santé humaine

Les différents polluants présents dans les gaz d'échappement et les polluants secondaires issus de réactions chimiques impliquant les premiers impactent sur la santé humaine.

En juin 2012, le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC), qui fait partie de l'OMS, a classé les gaz d'échappement des moteurs diesel comme cancérogènes pour l'homme (groupe 1). Le CIRC (2012) estime en outre que les gaz d'échappement des moteurs à essence sont peut-être cancérogènes pour l'homme (groupe 2B). Les autorités européennes (UE (2012)) considèrent quant à elles que *«aucun élément ne donne à penser que les particules émises par les véhicules à allumage commandé présentent un niveau de toxicité spécifique inférieur aux particules émises par les moteurs diesel»*. Une analyse corroborée par les effets sur la santé observés dans les pays dont le parc automobile est majoritairement constitué de voitures à moteur PI. Ainsi, Knittel, C.R. et al. (2011) établit qu'en Californie: *«En utilisant une approche des variables instrumentales qui exploite les relations entre la circulation, les conditions météorologiques ambiantes, et divers polluants, nos résultats suggèrent que les niveaux de pollution ambiante, spécifiquement ceux des particules fines, ont encore de grandes répercussions sur les taux de mortalité infantile hebdomadaires.»*

Le coût de l'impact sanitaire de la pollution de l'air extérieur dans les pays de l'OCDE, associés aux décès et aux maladies, était d'environ 1.700 milliards de dollars en 2010. Les données disponibles suggèrent que le transport routier est responsable d'environ 50 % de ce coût, soit près de 1.000 milliards de dollars (OECD (2014)).

3.1 Monoxyde de carbone (CO)

Le monoxyde de carbone (CO) résulte de la combustion incomplète du carburant.

Le CO peut provoquer des maladies cardiaques et des dommages au système nerveux (changement de personnalité, troubles de la mémoire, confusion mentale, diminution de l'acuité visuelle). Il peut causer des maux de tête, des étourdissements et de la fatigue (EEA (2012b)).

3.2 Hydrocarbures (HC)

Les effets de certains hydrocarbures vont de la simple irritation des muqueuses aux effets mutagènes et cancérigènes (EEA (2012a)). Le benzène (C_6H_6) est cancérigène pour l'homme, il peut provoquer des leucémies et des malformations congénitales. Il peut affecter le système nerveux central, perturber la production sanguine et nuire au système immunitaire (EEA (2012b)).

3.3 Oxydes d'azote (NO_x)

Les oxydes d'azotes (NO_x) incluent le monoxyde d'azote (NO), le dioxyde d'azote (NO_2) et le tétraoxyde d'azote (N_2O_4). Ce sont principalement les deux premiers que l'on retrouve dans les gaz d'échappement. Une petite partie des NO_x est directement émise sous forme de NO_2 , typiquement comprise entre 5 % et 10 % pour un moteur PI. Les véhicules CI, en particulier les plus récents (Euro 4 et 5), peuvent émettre jusqu'à 50 % de NO_2 .

Les oxydes d'azote provoquent des irritations des muqueuses oculaires et respiratoires. Le NO a une action toxique au niveau des plaquettes. Le NO_2 produit une réaction inflammatoire au niveau des voies aériennes et peut aggraver les maladies pulmonaires (EEA (2012b)).

3.4 Ozone (O_3)

L'ozone troposphérique (O_3) n'est pas directement émis dans l'atmosphère, mais formé à partir d'une chaîne de mécanismes chimiques impliquant les gaz précurseurs que sont les NO_x , le CO et les composés organiques volatils (COV, dont font partie les HC).

L'ozone irrite les yeux, le nez, la gorge et les poumons. Il peut détruire des tissus de la gorge et des poumons, induisant une diminution de la fonction pulmonaire, des symptômes respiratoires tels que la toux et l'essoufflement, l'aggravation de l'asthme et d'autres maladies pulmonaires (EEA (2012b)).

3.5 Particules fines (PM)

«Particules fines» (PM pour Particulate Matter) est un terme générique qui désigne un mélange de particules en suspension dans l'air, avec une large gamme de tailles et de compositions chimiques. Les particules fines sont

usuellement répertoriées en fonction de leur taille (PM_{10} = particules de taille inférieure ou égale à $10 \mu m$, $PM_{2,5}$ = particules de taille inférieure ou égale à $2,5 \mu m$).

Les particules fines peuvent provoquer ou aggraver des maladies cardiovasculaires et pulmonaires, induire des crises cardiaques et des arythmies. Elles peuvent affecter le système nerveux central et le système reproductif, et causer des cancers (EEA (2012b)). Leur effet létal est reconnu dans la législation européenne. Ainsi, le considérant 3 de UE (2012) établit que: *«Les particules émises par les véhicules sont susceptibles de se déposer dans les alvéoles des poumons, ce qui peut entraîner l'apparition de maladies respiratoires et cardiovasculaires et, partant, une mortalité accrue.»*

Sur la période 2009 à 2011, on estime que 91 % à 96 % de la population urbaine européenne ont été exposés à des concentrations de $PM_{2.5}$ dépassant le niveau de référence de $10 \mu g/m^3$ en moyenne annuelle défini par l'OMS (EEA (2013a)).

Le nombre de décès annuels imputables aux particules fines pour l'année 2000 a été estimé par l'OMS à 347.900 à l'échelle européenne (EU25) et à 12.800 à l'échelle de la Belgique (WHO (2006)). En première approximation, un quart environ de ces décès sont imputables aux émissions issues des transports.

En fonction de leur taille, on distingue trois fractions de particules (Collado, M. (2006)):

- ▶ la fraction inhalable correspond aux particules s'accumulant dans la cavité nasale et dans la gorge. Les particules de cette fraction ont un diamètre compris entre 5 et $10 \mu m$;
- ▶ la fraction thoracique, aussi appelée trachéo-bronchique, comprend les particules déposées au niveau de la trachée, des bronches et des bronchioles. Cette fraction implique des diamètres d'environ 1 à $5 \mu m$;
- ▶ la fraction alvéolaire (ou respirable) est constituée par les particules plus petites; elles peuvent atteindre le poumon profond et y rester durablement, ce qui peut conduire à une atteinte des tissus par effet mécanique d'irritation (atteintes fonctionnelles respiratoires, asthmes); d'autre part, la phase solide sert de «vecteur» pour délivrer, au plus profond de l'arbre respiratoire, des composés adsorbés (ADEME (2005)); certaines particules sont suffisamment petites pour passer des poumons dans le sang, comme le font les molécules d'oxygène (EEA (2013a)).

4 Masse et nombre de particules

4.1 La masse: un indicateur peu intéressant

Les limites d'émissions de particules et de concentration atmosphérique étaient, jusqu'à un passé récent, établies en masse. La masse étant environ proportionnelle à la troisième puissance de la taille, si une particule A est 10 fois plus grosse qu'une particule B, une norme «en masse» ne fait pas la différence entre une particule A et 1000 particules B. Or, comme exposé au paragraphe 3.5, plus une particule est fine, plus elle pénètre profondément dans le système pulmonaire.

4.2 La mesure du nombre de particules

En 2001 a débuté un programme international de recherche pour la mesure du nombre de particules (PMP pour Particle Measurement Programme). Il s'agissait d'établir la possibilité de mesurer de manière fiable et reproductible le nombre de particules émises par des véhicules légers (c'est-à-dire dont la masse est inférieure à 2.610 kg) équipés de différentes motorisations. Les résultats des tests (JRC (2007a)) faisaient apparaître clairement l'importance des émissions induites par l'application de l'injection directe aux moteurs à essence (GDI). Les véhicules à moteur CI équipés d'un filtre à particules émettaient de l'ordre de 10^{11} (en français: cent milliards de) particules par km, tout comme les voitures à moteur PI conventionnel. Les véhicules à moteur PI à injection directe (GDI) émettaient de 10^{12} à 10^{13} particules/km (mille à dix mille milliards), proches en cela des véhicules à moteur PI non équipés de filtre à particules ($5 \cdot 10^{13}$ particules/km).

4.3 Révision des normes Euro

Les enseignements relatifs aux effets des particules fines sur la santé ainsi que les résultats du programme PMP ont été intégrés dans la législation européenne.

- ▶ L'annexe XVII du règlement (CE) N° 692/2008 précise les valeurs limites du nombre de particules applicables aux véhicules à moteur à allumage par compression (CI) dès le premier janvier 2013 (norme dite «Euro 5 bis»), à savoir $6 \cdot 10^{11}$ particules/km, ce qui correspond aux émissions mesurées en 2003-2006 sur le véhicule le moins performant parmi ceux qui ont été testés dans le cadre du PMP.

- L'annexe I du règlement (CE) N° 456/2012 précise les valeurs limites pour la norme Euro 6. Pour le nombre de particules, la même valeur est retenue: $6 \cdot 10^{11}$ particules/km. Les dates d'entrée en vigueur sont le premier septembre 2015 pour les véhicules CI et le premier septembre 2018 pour les véhicules à moteur à allumage commandé (PI) à injection directe.

En novembre 2013, la fédération européenne Transport and Environment (T&E) commandait au consultant TÜV Nord une étude relative à la possibilité de filtrer les particules fines émises par les voitures à essence à injection directe. Les tests réalisés par TÜV Nord établissaient qu'équiper ces véhicules avec un filtre à particules permettrait de diviser par plus de 1000 le nombre de particules émises. Les filtres fonctionnent mieux pour les GDI que pour les CI, en raison des plus hautes températures des gaz d'échappement qui limitent le dépôt de suies et permettent une régénération continue des filtres. Equiper les moteurs GDI avec un filtre induirait un surcoût que la Commission européenne a estimé entre € 40 et € 130 (Köhler, F. (2013)).

5 Contribution du trafic à la pollution de l'air

Les principales sources de pollution atmosphérique - tous polluants confondus - sont l'industrie (procédés et combustion), les transports, l'agriculture et le chauffage des bâtiments (résidentiel et tertiaire). L'industrie et l'agriculture sont des secteurs sur lesquels il est plus aisé d'agir que sur le résidentiel ou le transport (qui sont des sources diffuses par nature). Cela explique que, si les émissions des deux premiers secteurs sont en diminution régulière depuis une quinzaine d'années, ce n'est pas le cas pour les deux derniers, malgré des normes de plus en plus strictes sur les carburants et combustibles.

Le transport routier est un important contributeur aux émissions de certains polluants atmosphériques. *«Le transport routier continue d'affecter significativement la qualité de l'air en milieu urbain, et beaucoup de villes [en Europe] continuent à affronter des problèmes de qualité de l'air»* (EEA (2012b)).

En 2011, le trafic routier était, en Belgique, responsable de 50 % des émissions de NO_x (EEA (2013b)). De ce fait, les émissions d'oxydes d'azote dépassaient le plafond d'émission national de 176 kt fixé pour l'année 2010 (le dépassement était de 22 % en 2011) dans la directive dite «NEC» (pour national emission ceiling ou plafonds d'émission nationaux).

En 2011, le trafic routier était, en Belgique, responsable 27 % des émissions de PM 2.5 (EEA (2013b)), ce qui est significativement supérieur à la moyenne européenne, qui est de 16 % (Harding, M. (2014)).

6 Taxation des carburants: le cadre européen

6.1 La directive 2003/96/CE

La directive européenne 2003/96/CE fixe des taux minima pour les accises sur les produits énergétiques. Les Etats membres ont tous des politiques différentes en la matière (tableau 1). A l'exception du Royaume-Uni, qui applique les mêmes taux (0,67415 €/l) sur les deux carburants, tous les Etats membres ont des accises plus élevées sur le diesel. En Belgique, le différentiel entre les deux produits est particulièrement important: € 185,88 pour 1000 litres contre 116,58 en moyenne européenne au premier juillet 2014; le pays occupe de ce fait la vingt-quatrième place du classement par ordre de différentiel croissant.

Tableau 1: valeur des droits d'accises sur les carburants (en € par 1000 litres) dans les 27 Etats membres européens au premier juillet 2014 (EU, DG Taxud (2014))

Etat	Euro 95	Diesel	Différence	Classement différence
AT	482,00	397,00	85,00	10
BE	613,57	427,69	185,88	24
BG	363,02	329,79	33,23	6
CY	479,00	450,00	29,00	2
CZ	500,64	426,95	73,69	8
DE	654,50	470,40	184,10	23
DK	595,99	405,59	190,40	25
EE	422,77	392,92	29,85	3
EL	670,00	330,00	340,00	28
ES	424,69	331,00	93,69	13
FI	650,40	496,60	153,80	20
FR	606,90	428,40	178,50	22
HR	480,58	375,54	105,04	16
HU	416,46	383,54	32,92	5
IE	587,71	479,02	108,69	17
IT	730,80	619,80	111,00	18
LT	434,43	330,17	104,26	15
LU	462,09	335,00	127,09	19
LV	411,21	332,95	78,26	9
MT	509,38	422,40	86,98	11
NL	759,24	477,76	281,48	27
PL	394,54	344,74	49,80	7
PT	585,95	369,41	216,54	26
RO	382,99	351,90	31,09	4
SE	652,16	561,46	90,70	12
SI	549,51	450,36	99,15	14
SK	550,52	386,40	164,12	21
UK	674,15	674,15	0,00	1
Moyenne EU27	537,33	420,75	116,58	
Minima européens	359,00	330,00	39,00	

Sur la période de janvier 2013 à juillet 2014, 13 Etats (dont la Belgique) ont conservé constants les taux d'accises sur le diesel, tandis que 6 Etats les ont augmentés et 8 les ont diminués.

6.2 Révision de la directive 2003/96/CE

En avril 2011, la Commission européenne publiait une proposition de directive amendant la directive 2003/96/CE dans laquelle elle proposait d'adopter une approche de neutralité technologique et de scinder les taux minima en deux composantes dépendant des qualités intrinsèques des carburants: l'une proportionnelle aux émissions de CO₂ et l'autre au contenu énergétique. Cela implique, au terme d'une période transitoire, que le taux minimum des accises diesel soit supérieur à celui de l'essence.

Les Etats sont fortement attachés au contrôle de leur politique fiscale. Ceci explique en partie pourquoi la révision de la directive est si difficile: le processus décisionnel, requérant l'unanimité des Etats membres, n'est pas encore clôturé. Le 3 juin 2014, la présidence grecque du Conseil produisait une note à l'attention de la représentation permanente des Etats membres (Council of the European Union (2014)). Y apparaissent clairement les difficultés à trouver un consensus sur plusieurs points sensibles (taux minima, diesel professionnel, périodes de transition, agrocarburants...).

A ce stade des discussions, et vu la manière dont la proposition initiale de la Commission a peu à peu été vidée de sa substance, de nombreux acteurs estiment qu'il serait préférable de reprendre à zéro le processus de révision. Quoiqu'il en soit, il semble que le principe de neutralité technologique ne devrait pas faire l'objet d'une remise en cause fondamentale.

7 Vers une rationalisation des taux d'accises ?

La fiscalité actuellement appliquée aux carburants dans les pays européens n'est pas établie en fonction de critères rationnels tels que, par exemple, le contenu énergétique, les émissions de gaz à effet de serre, les émissions polluantes ou le prix sortie de raffinerie. Le tableau 2 présente quelques-unes des propriétés et caractéristiques de l'essence et du diesel. A titre illustratif, l'énergie volumique du diesel est de 9,96 kWh/l (ou 35,856 MJ/l) contre 8,94 kWh/l (ou 32,184 MJ/l) pour l'essence.

Les niveaux d'accises plus faibles appliqués au diesel résultent de l'évolution des technologies et de choix politiques. Il y a plusieurs décennies, les moteurs de type diesel étaient majoritairement utilisés par les professionnels de la route (poids lourds, taxis). Pour alléger la facture carburant de ces professions, les accises diesel étaient plus faibles. Avec l'amélioration des moteurs diesel, ceux-ci se sont répandus, jusqu'à devenir majoritaires dans le parc auto. Les accises appliquées au diesel sont demeurées plus faibles.

Tableau 2: caractéristiques de l'essence et du diesel et niveaux d'accises

	Essence	Diesel
Masse volumique (kg/m ³)	746	832
Energie massique (kWh/kg)	12,00	11,97
Energie volumique (kWh/l)	8,94	9,96
Emissions de CO ₂ à la combustion (kgCO ₂ /l)	2,36	2,63
Accises minimum EU (€/l)	0,369	0,330
Accises appliquées en Belgique (€/1000l)	613,57	427,69

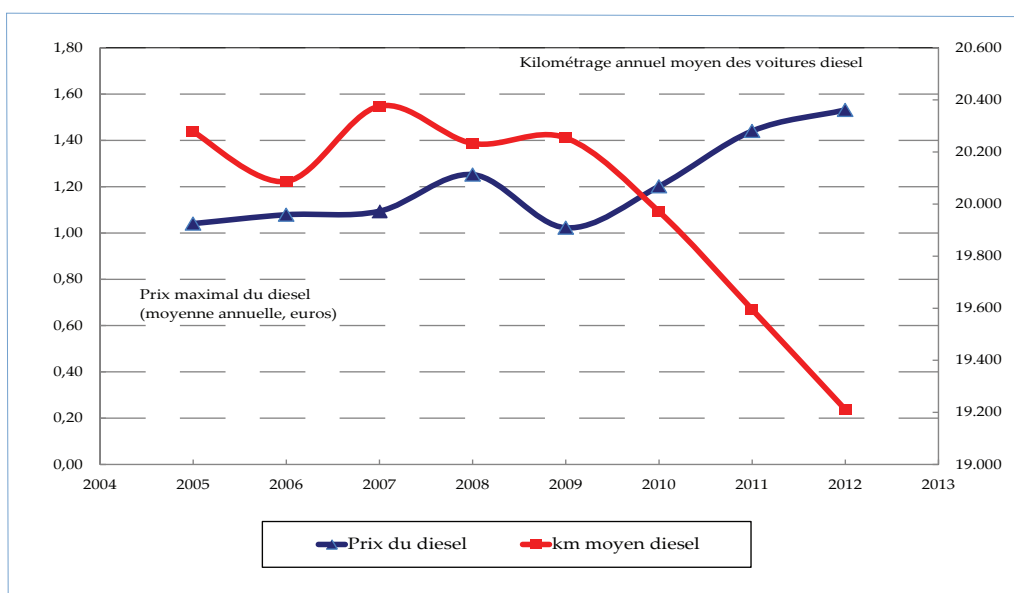
Face à ce constat, il semble indispensable de s'interroger sur une éventuelle rationalisation des taux d'accises. Outre qu'elles constituent une importante source de revenus pour l'Etat, les accises sur les carburants peuvent aussi, potentiellement, remplir une fonction de pilotage public des comportements de mobilité. Le prix du carburant peut en effet induire des modifications dans les pratiques à court et à moyen/long terme.

Ainsi, le prix d'utilisation de leur véhicule mènera certains à la décision de rouler plus sobrement (en appliquant, par exemple, les principes de l'écoconduite), de covoiturer, d'éviter certains déplacements ou de les effectuer avec un mode alternatif. Cette élasticité aux fluctuations du prix des carburants semble d'ailleurs se manifester en Belgique depuis quelques années, comme il apparaît à la figure 1. Avec toutes les précautions nécessaires en matière d'interprétation d'un tel diagramme, on peut observer une anti-corrélation entre l'évolution du prix maximal du diesel (en moyenne annuelle) et le kilométrage annuel moyen

des voitures à moteur CI. Lorsque le prix du carburant augmente, le kilométrage moyen diminue (2005-2006, 2007-2008 et 2009-2012) et inversement (2008-2009). On pourrait aussi identifier un effet d'habitation avec un retour à la tendance historique à l'accroissement du kilométrage moyen dès lors que le prix du carburant fluctue peu (2006-2007).

Au-delà de ces modifications comportementales qui relèvent du quotidien, certains envisageront d'acheter un véhicule de remplacement consommant moins de carburant ou utilisant un autre carburant – même si, comme le relève notamment Anable, J. et al (2008), les consommateurs font de graves erreurs dans leurs estimations, en se fondant sur le prix du «plein de carburant» plutôt que sur celui du litre.

Figure 1: évolutions du kilométrage annuel moyen des voitures à moteur CI et du prix annuel moyen du diesel en Belgique sur la période 2005-2012



Sources: Fédération pétrolière belge, SPF Mobilité et Transports, calculs IEW

Même si les motivations sont nombreuses, il existe un consensus assez large au sein des différentes parties prenantes quant à la nécessité de délivrer un signal-prix qui oriente effectivement les citoyens dans la direction d'une diminution des incidences négatives du système de transport. Pour ce faire, l'approche la plus répandue – et promue par la Commission européenne (voir notamment CE (2008)) – consiste à tenter d'internaliser les coûts externes marginaux. Les accises peuvent constituer un vecteur d'internalisation. Selon (Harding, M. (2014)), quoique les estimations des coûts sur la durée d'utilisation du véhicule peuvent être imparfaites – les consommateurs peuvent, par exemple, sur ou sous-évaluer les factures de carburant – des taxes sur les carbu-

rants qui ne reflètent pas les différentes externalités associées à leur utilisation peuvent amener les consommateurs à choisir des véhicules sans intégrer les considérations environnementales.

Se posent dès lors les questions de la pondération des différentes externalités et du chiffrage des coûts. Plus fondamentalement, il est également nécessaire de s'interroger sur l'évaluation même de certaines externalités, dont les services écosystémiques (voir Baveye, P.C., et al. (2013)). Enfin, il n'est pas inutile d'étudier l'applicabilité d'une telle approche dans un contexte technologique en constante évolution. Cette dernière question et celle de la pondération des externalités sont abordées au chapitre suivant.

8

L'internalisation: un exercice délicat**8.1 La pondération des externalités**

co₂, particules fines, oxydes d'azote, ozone, bruit... Quelles sont les pollutions dont les effets impactent le plus la santé humaine et le milieu naturel? Il est difficile de répondre à cette question du fait des incidences contrastées des différents polluants et de la diversité de leurs dynamiques. A titre illustratif, relevons que:

- ▶ les émissions de co₂ vont amplifier les dérèglements climatiques dont les effets se font déjà sentir sur les populations du sud; Global Humanitarian Forum (2009) estime à 315.000 le nombre de morts en 2006; les effets des dérèglements climatiques ne marqueront cependant leurs effets qu'à moyen/long terme sous nos latitudes;
- ▶ les pics de pollution d'ozone induisent plusieurs milliers de décès chaque année en Europe;
- ▶ les effets de certains hydrocarbures cancérigènes peuvent s'exprimer de nombreuses années après leur inhalation.

Face à ces nombreuses difficultés, il est indispensable de poser certains choix méthodologiques. C'est ce que réalise le programme Ecoscore ⁽²⁾ qui permet de coter un véhicule selon ses performances environnementales: effet de serre, pollution de l'air (effets sur la santé humaine et les écosystèmes) et pollution acoustique. A chaque véhicule correspond un écoscore allant de 0 à 100; plus le score s'approche de 100, moins le véhicule est polluant. La pondération adoptée est de 50 % pour les gaz à effet de serre, 40 % pour les polluants locaux et 10 % pour le bruit. Plus précisément, chacun des 4 polluants locaux soumis aux normes Euro reçoit un facteur de pondération dont la valeur provient du projet Externe (voir CE (2005)). Comme toute méthodologie, celle de l'écoscore a ses limites. Relevons-en trois. Un, comme expliqué au paragraphe 2.4, pour les oxydes d'azote, il n'y a pas de lien entre la norme et les émissions réelles (Hausberger, S. (2010)). L'écoscore répond à ce problème en considérant que les émissions de toute voiture diesel correspondent à la limite Euro 2. Deux, l'écoscore ne prend pas en compte le nombre de particules émises, et ne peut donc pas rendre compte de la nocivité des moteurs à essence à injection directe (CIDI). Trois, le choix de la pondération co₂/polluants locaux est arbitraire. Ces limites semblent peu compatibles avec l'utilisation de l'écoscore ou d'une méthodologie similaire en tant qu'outil de base pour le calcul des taxes à appliquer aux différents carburants.

2 www.ecoscore.be.

Remarquons, au-delà de la question des accises, que le chiffrage de certaines externalités peut se révéler plus complexe encore que celui des polluants locaux. Par exemple, on pourrait estimer en première approche que la motorisation (diesel ou essence) est neutre par rapport aux accidents. Trois objections peuvent être opposées à cette approche intuitive.

- ▶ Les voitures diesel sont – à performances égales – plus lourdes, et donc créent plus de dommages en cas de collision. Comme démontré par la Ligue contre la violence routière (2005), la dangerosité d'une voiture est proportionnelle à son énergie cinétique maximale (soit la masse multipliée par le carré de la vitesse de pointe). La masse moyenne des voitures CI neuves vendues en Europe en 2012 était de 1547 kg contre 1222 kg pour les voitures PI (EEA (2013C)).
- ▶ Du fait du meilleur rendement énergétique des moteurs CI, un litre de diesel permet, en théorie et à véhicule équivalent, de parcourir plus de kilomètres qu'un litre d'essence, augmentant de ce fait les risques d'accidents (qui, statistiquement, augmentent avec la distance roulée).
- ▶ Certains aspects d'ordre comportementaux sont assez difficiles à quantifier; ainsi, au gré des évolutions techniques, les conducteurs à risque (ceux dont les comportements sur la route sont plus sujets à causer des accidents) préféreront tel ou tel type de motorisation (PI, CI ou GDI).

Dès lors, déterminer la part respective des deux carburants dans le coût des accidents apparaît être tout à la fois très complexe, source potentielle de graves risques d'imprécision et sujet à remises en question. Les mêmes limitations sont applicables à la détermination d'autres externalités: congestion, bruit, dommages aux infrastructures.

8.2 L'évolution des technologies

Il est communément admis qu'une voiture équipée d'un moteur CI avec filtre à particules demeure, globalement, plus nuisible pour la santé humaine qu'une voiture équipée d'un moteur PI à injection en amont de la chambre de combustion. Mais, comme présenté au chapitre 3, les moteurs GDI émettent un beaucoup plus grand nombre de particules très fines que les moteurs CI. La technologie étant relativement récente, peu de d'études d'impacts sont disponibles.

Il est peu aisé de quantifier les parts relatives de moteurs CI, PI conventionnels et GDI: cette dernière filière étant en phase de développement, les chiffres évoluent d'année en année. Ainsi, les ventes de GDI en Europe étaient estimées à 15 % des voitures à essence en 2010 (marché des voitures neuves), 20 % en 2011 et 25 % en 2012 (ICCT (2012) et ICCT (2013)). Certaines marques (BMW et Audi) étaient déjà à plus de 75 % en 2010. Selon différentes projections, les parts de

marché devraient se situer entre 40 et 100 % des ventes de voitures à essence en 2025 (JRC, 2011)). Dans ce contexte fort incertain (une autre incertitude concerne l'évolution du degré de remplacement des véhicules existants), il est particulièrement difficile de planifier une évolution des accises qui rendrait compte de la réalité des externalités respectives des deux carburants principaux.

Harding, M. (2014) relève qu'au-delà du carburant en lui-même (diesel ou essence), d'autres facteurs influent sur la consommation de carburant: poids, aérodynamisme, puissance, conditions de conduite, entretien du véhicule, choix des pneus... Harding, M. (2014) souligne que la croissance du rapport puissance/poids observée ces dernières années induit une incidence croissante des comportements au volant – notamment la vitesse – sur la consommation de carburant.

Ainsi, de même que les évolutions techniques induisent une difficulté croissante à différencier les effets des deux carburants sur la santé humaine, elles génèrent un rapprochement des deux filières (CI et PI) sur le plan de l'efficacité énergétique (et donc des émissions de CO₂, celles-ci étant directement proportionnelles à la consommation de carburant), comme il apparaît au tableau 3.

Tableau 3: émissions moyennes de CO₂ (g/km) des voitures neuves en Europe (EU27)

Motorisation	2000	2006	2012
Essence	177,4	164,9	133,7
Diesel	160,3	157,9	131,6
Différence	17,1	7	2,1

Source: EEA (2013c)

9 Efficience économique, internalisation, neutralité technologique ?

Si l'on se place sur le plan de l'efficience économique, et plus précisément dans la perspective d'une internalisation des effets externes via les accises, le diesel devrait être plus taxé que l'essence (par GJ et a fortiori par litre). En effet, le moteur CI présentant un meilleur rendement énergétique, un GJ de ce carburant permet de rouler un plus grand nombre de kilomètres par unité d'énergie (comme par unité de volume) et donc induit plus d'effets externes.

Cette approche, qui se justifiait sur le plan théorique jusqu'à un passé récent, présente aujourd'hui trois faiblesses.

- ▶ Le raisonnement ne vaut que lorsqu'on compare deux véhicules équivalents du point de vue de la masse et des caractéristiques dynamiques; une petite voiture essence parcourra plus de km par litre de carburant qu'une voiture diesel lourde et très puissante. Or, les véhicules CI sont en moyenne plus lourds que les véhicules PI; le surcroît de poids annihile en partie la différence de consommation induite par le meilleur rendement des moteurs CI. Selon Harding, M. (2014), les comparaisons de rendements énergétiques pondérées en fonction du nombre de véhicules vendus illustrent que l'efficacité énergétique du véhicule diesel neuf moyen n'est pas significativement supérieure à celle du véhicule essence neuf moyen.
- ▶ La consommation réelle de carburant dépend fortement du style de conduite: entre un conducteur qui respecte les principes de l'écoconduite et un conducteur adoptant une conduite «sportive», la différence de consommation peut varier de plusieurs dizaines de pourcents pour un même véhicule.
- ▶ Les évolutions technologiques (GDI notamment) referment progressivement le différentiel existant entre les rendements énergétiques des moteurs CI et des moteurs PI; on s'attend à ce que, à terme, le différentiel tende vers zéro.

Vu les caractéristiques intrinsèques des carburants (voir tableau 2), si la consommation réelle d'un véhicule CI est inférieure de 15 % au moins à celle d'un véhicule PI, ses émissions de CO₂ par kilomètre parcouru seront inférieures à celles de ce second véhicule – elles seront supérieures autrement (Harding, M. (2014)).

Dès lors, considérant les difficultés et limites associées à l'internalisation, une prudente approche de neutralité technologique (telle que prônée par CE (2011)) apparaît comme la voie à privilégier.

10 Conclusions

Dans un Working Paper de l'OCDE, Harding, M. (2014) explique que, en raison des interactions complexes entre les différents polluants et de leurs effets différés entre et dans les Etats, pondérer les différents polluants émis par le diesel et l'essence pour déterminer l'impact global de chaque carburant sur la qualité de l'air est difficile. Dès lors, Harding, M. OECD (2014) estime que, pour s'assurer que la taxation des deux carburants est neutre d'un point de vue environnemental, les taxes par litre de diesel devraient être au moins aussi élevées que celles appliquées à l'essence.

Dans son Plan Kyoto-Transports rédigé en 2007, le SPF Transport et Environnement proposait (mesure 11) d'égaliser le montant des accises sur le diesel non professionnel et l'essence sur 10 ans.

C'est également cette approche de neutralité technologique qu'ont adoptée, dans un position paper commun rédigé au printemps 2014, les quatre fédérations d'environnement belges (BBL, BRAL, IEB, IEW), la Fédération des maisons médicales et la Fondation contre le cancer. Les cosignataires de ce document demandent aux autorités fédérales que les accises sur le diesel soient relevées au niveau des accises sur l'essence au terme d'une période transitoire de sept ans (IEW et al. (2014)).

Cette logique vise à éviter les effets pervers inhérents aux politiques de soutien de l'une ou l'autre filière (primes à l'achat de véhicules par exemple) qui peuvent s'avérer contre-productives. Soit parce qu'elles ont été établies à un moment où les incidences des technologies n'étaient pas encore bien connues. Soit parce qu'une modification technologique est venue changer la donne.

11 Liste des abréviations

C	Carbone
CEMT	Conférence Européenne des Ministres des Transports (devenue ITF: International Transport Forum)
CI	Compression Ignition: qualifie un moteur à allumage par compression
CIRC	Centre International de Recherche sur le Cancer
CO	Monoxyde de carbone
CO ₂	Dioxyde de carbone
COV	Composé Organique Volatil
EEA	European Environment Agency
GDI	Gasoline Direct Injection: qualifie un moteur à allumage commandé à injection directe
H	Hydrogène
HC	Hydrocarbure
ICCT	International Council on Clean Transportation
JRC	Joint Research Center
kWh	Kilowattheure: unité de mesure d'énergie; 1 kWh correspond à l'énergie nécessaire pour élever de 10 mètres une masse de 3,6 tonnes
MJ	Mégajoule: unité de mesure d'énergie; 1 MJ = 0,2778 kWh
NMHC	Hydrocarbure non méthanique
NO _x	Oxyde d'azote
PI	Positive Ignition: qualifie un moteur à allumage commandé
PM	Particulate Matter
PMP	Particulate Measurement Programme
T&E	European federation for Transport and Environment

12 Références bibliographiques

ADEME, 2005, Les particules de combustion automobile et leurs dispositifs d'élimination, Données et références.

Anable, J. et al., Car buyer survey: From 'mpg paradox' to 'mpg mirage', Research conducted on behalf of the Low Carbon Vehicle Partnership.

Baveye, P.C. et al., 2013, Monetary valuation of ecosystem services: It matters to get the timeline right, *Ecological Economics*.

CE, 2003, Directive 2003/96/CE du Conseil du 27 octobre 2003 restructurant le cadre communautaire de taxation des produits énergétiques et de l'électricité

CE, 2005, ExternE, Externalities of Energy, Methodology 2005 Update.

CE, 2008, Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social et au Comité des Régions, Stratégie pour une mise en œuvre de l'internalisation des coûts externes, COM(2008) 435 final.

CE, 2011, Proposition de Directive du Conseil modifiant la directive 2003/96/CE du Conseil restructurant le cadre communautaire de taxation des produits énergétiques et de l'électricité.

CEMT, 2006, Réduire les émissions de NO_x de la circulation routière.

CIRC, 2012, Les gaz d'échappement des moteurs diesel cancérigènes - Communiqué de presse.

Collado, M., 2006, Analyse de données européennes sur la matière particulaire. Nécessité de révision des normes, ULB.

Council of the European Union, 2014, "I/A" Item note 10417/14.

Carslaw, D. et al., 2011, Trends in NO_x and NO₂ emissions and ambient measurements in the UK, Prepared for Defra, King's College London.

EEA, 2012a, The contribution of transport to air quality - TERM 2012: transport indicators tracking progress towards environmental targets in Europe.

EEA, 2012b, Air quality in Europe - 2012 report.

EEA, 2013a, Air quality in Europe - 2013 report.

EEA, 2013b, Air pollution fact sheet 2013 - Belgium.

EEA, 2013c, Monitoring CO₂ emissions from new passenger cars in the EU: summary of data for 2012.

EU, DG Taxud, 2014, Excise duty tables - Part II – Energy products and Electricity.

Global Humanitarian Forum, 2009, The anatomy of a silent crisis.

Harding, M., 2014, The Diesel Differential - Differences in the Tax Treatment of Gasoline and Diesel for Road Use, OECD Taxation Working Papers, No. 21, OECD Publishing.

ICCT, 2012, European vehicle market statistics, Pocketbook 2012.

ICCT, 2013, European vehicle market statistics, Pocketbook 2013.

ICCT, 2014, From laboratory to road – A 2014 update of official and “real world” fuel consumption and CO₂ values for passenger cars in Europe.

IEW, et al., 2014, Accises sur les carburants - Position paper.

JRC, 2007a, International Conference on Transport and Environment: A global challenge Technological and Policy Solutions – Proceedings session D: Advanced Particle Emission Measurements and Abatement.

JRC, 2007b, Particle Measurement Programme (PMP) - Light-duty Inter-laboratory Correlation Exercise (ILCE_LD) Final Report.

JRC, 2011, Feasibility of Introducing Particulate Filters on Gasoline Direct Injection Vehicles.

JRC, 2013, Tank to wheels report – Version 4.0.

Knittel, C.R. et al., 2011, Caution, drivers! Children present: Traffic, pollution and infant health, National bureau of Economic Research, Cambridge, MA.

Köhler, F., 2013, Testing of particulate emissions from positive ignition vehicles with direct fuel injection system - Technical Report, TÜV Nord Mobilität.

Ligue contre la violence routière, 2005, La voiture citoyenne – Annexes: Comment ont été constituées les bases de données utilisées pour modéliser le concept de voiture citoyenne.

Marmakos A. et al., 2011, Particle Emissions from a Euro 5a Certified Diesel Passenger Car, JRC Scientific and Technical reports, European Union.

OECD, 2014, The Cost of Air Pollution: Health Impacts of Road Transport.

Parkin C., 2008, Update on the UN-ECE Particle Measurement Programme (PMP), UK Department for Transport.

Ricardo-AEA, 2014, Update of the Handbook on External Costs of Transport, Report for the European Commission, DG MOVE.

Sétra, 2009, Emissions routières de polluants atmosphériques – Courbes et facteurs d'influence.

Hausberger, S., 2010, Fuel Consumption and Emissions of Modern Passenger Cars, TU Graz.

UE, 2012, Règlement (UE) n° 459/2012 modifiant le règlement (CE) n° 715/2007 du Parlement européen et du Conseil ainsi que le règlement (CE) n° 692/2008 de la Commission en ce qui concerne les émissions des véhicules particuliers et utilitaires légers (Euro 6).

UE, 2013, Règlement (UE) n° 333/2014 modifiant le règlement (CE) n° 443/2009 en vue de définir les modalités permettant d'atteindre l'objectif de 2020 en matière de réduction des émissions de CO₂ des voitures particulières neuves.

WHO, 2006, Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution.