HAL
open science

Évaluation de l'impact d'un PDU : problématique de l'émission de polluants atmosphériques

Michel Andre, Eugénie Brutti-Mairesse

▶ **To cite this version:**

Michel Andre, Eugénie Brutti-Mairesse. Évaluation de l'impact d'un PDU : problématique de l'émission de polluants atmosphériques. RTS. Recherche, transports, sécurité, 2015, Évaluation environnementale des PDU, 2015 (02), pp. 121-133. 10.4074/S0761898015002058 . hal-01277758v2

HAL Id: hal-01277758

https://hal.science/hal-01277758v2

Submitted on 12 Feb 2018

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Rech. Transp. Secur. (2015) 32:121-133

ARTICLE ORIGINAL / *ORIGINAL ARTICLE*

Évaluation de l'impact d'un PDU : problématique de l'émission de polluants atmosphériques

Urban Development Plan : approach and questions related to the estimation of the atmospheric pollutants emission from traffic

Michel André · Eugénie Brutti-Mairesse

Reçu le 15 juillet 2014 ; accepté le 22 janvier 2015
© IFSTTAR et Éditions NecPlus 2015

Résumé L'évaluation a priori des Plans de déplacements urbains (PDU) des agglomérations et plus généralement des mesures d'organisation et de gestion des déplacements et du trafic en vue de limiter leurs impacts sur la qualité de l'air repose sur une simulation des trafics et des émissions de polluants, dont les résultats peuvent ensuite être intégrés dans un calcul des concentrations ambiantes et des impacts sanitaires.

On examine dans ce cadre la problématique de détermination des émissions de polluants : phénomènes et polluants, outils de calculs, limites des connaissances, questions relatives aux données de trafic et à la transcription d'un cas d'étude en hypothèses.

Une plate-forme de calcul des émissions de polluants (approche *Computer Program to calculate Emissions from Road Transport* (COPERT) 4) est appliquée au territoire du PDU de Nantes Métropole sur les données simulées des déplacements et des trafics. Les estimations montrent que le centre-ville, l'heure de pointe ou encore les voitures particulières ne représentent pas l'essentiel des quantités d'émission selon les polluants. Les véhicules utilitaires légers et camions/bus, relativement mal appréhendés par les modèles constituent un enjeu. Les surémissions de démarrage à froid sont également très significatives et une grande part d'incertitude concerne les émissions de particules.

La problématique du parc automobile est fondamentale, les émissions étant très sensibles à de faibles écarts de composition et d'âge, et cependant, on ne dispose pas de connaissance des parcs locaux ni de leur affectation spatiale précise (véhicules lourds). Les conditions de circulation sont l'autre point faible des approches, avec des estimations peu plausibles des vitesses de circulation, qu'il conviendrait d'améliorer par des données mesurées *in situ*.

L'identification de ces sources d'incertitudes doit permettre d'en limiter la portée, par des travaux pour renforcer certaines hypothèses, et par des précautions méthodologiques et d'interprétation des résultats.

Mots clés évaluation · émissions de polluants · modélisation · Plan de déplacements urbains

Abstract The a priori assessment of the Urban Development Plans (PDU, currently implemented in the main French cities), or of measures aiming at reducing the air pollution from road traffic through travel and traffic management relies on traffic and pollutant emission simulation. The outputs of these simulations can be used thus for estimating air quality as well as health impacts.

We examine here the approach for determining the pollutants emissions: involved phenomenon and pollutants, tools, knowledge limits, questions relating to traffic data or to the setting-up of assumptions for a case study.

A plate-form for emission calculation (derived from the COPERT European methodology) is applied to the area of the Nantes-Metropole PDU, using simulated travel and traffic data. The estimations demonstrate that the city-left, the peak-hour, or the passenger cars do not represent the main of the emission quantities, according to different pollutants. Light duty vehicles, lorries and buses, which are badly taken into account by the approach, constitute a significant challenge. Cold start overemission is also significant and particulates emissions are uncertain because they are roughly estimated.

The assessment of the actual in-use fleet composition is fundamental, as emissions are very sensitive to low differences in term of motorization or emission standards. However local specificities are not known, and the spatial affectation is uncertain. Driving data (speeds) are the other weak point of estimation, being likely overestimated by the

Michel André (✉)
IFSTTAR, AME, LTE, F-69500 Bron, Cedex, France
e-mail : michel.andre@ifsttar.fr

Eugénie Brutti-Mairesse (✉)
IFSTTAR, AME, LTE, F-69500 Bron, Cedex, France

traffic models. They should be improved through in situ observations.

The identification of such uncertainties should enable improving the assessment approach, through data to reinforce assumptions, and through precautions in the methodology as well as in the results analysis.

Keywords Assessment · pollutant emission · model · Urban development plan

Introduction

Dans un contexte de pollution atmosphérique avérée dans les grandes agglomérations (dépassements des seuils de pollution particulaire et de NO2, pollution par l'ozone en extension, impacts sanitaires observés, etc.) et compte tenu de la responsabilité des transports et trafics à ces pollutions, les États renforcent les réglementations (émissions, qualité de l'air), et avec les collectivités mettent en œuvre de nombreuses mesures visant à maîtriser les impacts des transports : développement et incitation à l'émergence de technologies moins polluantes, restriction et organisation du trafic, gestion de l'offre de transports et en particulier accroissement de l'offre de transports collectifs, gestion de la demande de transports par la planification, l'urbanisme, etc. Les Plans de déplacements urbains (PDU) des grandes agglomérations s'inscrivent dans cette démarche et se déclinent en de multiples mesures ou actions « élémentaires ».

L'évaluation (*a priori* ou *a posteriori*) des PDU ou des mesures de ces PDU et de l'évolution de la pollution atmosphérique, est nécessaire tant pour anticiper a priori les effets probables de différentes actions lors de leur élaboration et d'optimiser les moyens à mettre en œuvre selon les impacts attendus, que pour disposer d'éléments fiables quant au potentiel de ces actions (retour d'expérience a posteriori).

L'évaluation *a priori* est cependant très complexe, car elle met en œuvre en cascade différents outils de calcul (ou modèles) et/ou moyens de mesure dont la précision et la qualité sont discutables, et qui reposent eux-mêmes sur de nombreuses simplifications, hypothèses et données fragiles. L'articulation entre les outils est elle-même sujette à caution et rarement examinée avec l'attention qu'elle mériterait.

En pratique, l'évaluation de mesures des PDU quant à leur impact sur la pollution de l'air et ses impacts sanitaires passe par la connaissance des concentrations de polluants et des populations exposées à ces concentrations. Cela implique en particulier la localisation et répartition temporelle des populations et de leurs activités, mais également la localisation et répartition des sources d'émissions et en particulier des trafics. On notera que l'évaluation des impacts climatiques est moins exigeante en première approche, puisqu'elle repose sur le cumul des émissions de gaz à effet de serre, sans préoccupation de répartition spatio-temporelle, celles-ci contribuant globalement à l'augmentation des concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère.

Plus précisément, l'évaluation d'un PDU ou de mesures devrait consister en la quantification (dénombrement) et localisation de personnes exposées à concentrations accrues ou excessives. On notera qu'il y aurait lieu d'exprimer ces impacts relativement à une population (en évolution), voire à un service rendu de transport ou un niveau d'accessibilité donné (ceux-ci étant également éventuellement impactés par le PDU). On ne devrait en tout cas pas exprimer ces impacts selon le seul volume de trafic (véhicules x km, passagers ou tonnes x km) qui ne constitue pas une fin en soi, mais plutôt la conséquence de politiques d'aménagement et de transports.

À défaut d'approche suffisante des expositions et activités des populations, on considère souvent les lieux d'habitats et les concentrations de polluants qui affectent théoriquement leurs résidents. Des évaluations encore plus frustes n'envisageront que les quantités d'émissions (liées au trafic), voire les quantités de trafic et leur répartition modale (voiture, modes doux, transports collectifs), comme indicateurs d'une politique environnementale.

L'évaluation des émissions repose sur l'estimation précise des trafics et des quantités de polluants actuelles et futures émises par chacune des catégories de véhicules et modes de transports. Cette estimation des émissions est fondamentale dans la chaîne d'évaluation et les résultats qui en découlent (impacts sanitaires par exemple). La difficulté de l'évaluation est par ailleurs accrue par un contexte urbain complexe et en évolution sur de multiples aspects.

Nous nous intéresserons dans ce cadre très spécifiquement à l'estimation des émissions de polluants, à partir de la simulation des déplacements et trafics dans le cas de l'évaluation d'un PDU, et n'envisageant les étapes ultérieures (modélisation des concentrations, impacts) que comme éléments conditionnant cette estimation.

Les émissions de polluants atmosphériques du trafic routier

Le trafic automobile contribue à la pollution atmosphérique par l'émission directe de polluants liée à l'utilisation des véhicules (polluants primaires), et par les polluants dérivés ou secondaires formés a posteriori dans l'atmosphère (comme l'ozone ou les particules secondaires par exemple).

Les polluants du trafic

Les polluants se classent en deux grandes catégories : les particules ou aérosols (émises à l'échappement ou issues de l'usure des véhicules et de la chaussée, etc.), et les polluants gazeux (échappement et évaporation des carburants).

Ces polluants ont différentes implications dans la pollution atmosphérique : contribution à l'effet de serre (CO_2, CH_4, N_2O, certains COV, particules), à la pollution photochimique (COV, NO_x, CO), acidification de l'eau et des pluies (SO_2, NO_x), impacts sur la santé des populations (PM, SO_2, CO, COV, HAP, dioxines et furanes, métaux), impacts sur la faune (idem santé) et la flore (NOx, NH3), obscurcissement (particules), etc. [1].

Les polluants du trafic routier sont également classés selon la maturité des connaissances qui les concernent et la finesse de calcul par les modèles d'émission. Par exemple, de nombreux polluants ne sont connus que sous forme d'« agrégats » (NO_x regroupant NO et NO_2, HC totaux, COV, particules), et la quantification d'espèces individuelles (NO_2, certains COV toxiques, les particules selon leur taille) s'appuie sur des spéciations établies à partir de travaux expérimentaux moins courants, et qui ne permettent pas les mêmes niveaux de précision des estimations. On distingue ainsi 4 groupes (ou niveaux) de polluants [2] :

- Groupe 1 : CO, NOx, les COV ou HC totaux (et consommation de carburant) pour lesquels des fonctions d'émission sont établies à partir de nombreuses mesures sur banc d'essai. Les émissions sont approchées en fonction des vitesses, voire de paramètres du moteur (régime et couple moteur pour les véhicules lourds, température, charge).
- Groupe 2 : les polluants pour lesquels peu de données existent (métaux contenus dans les carburants, lubrifiants ou issus de l'usure du moteur, approchés par la littérature) ou pour lesquels l'estimation est immédiate à partir des caractéristiques du carburant (SO_2, CO_2).
- Groupes 3 et 4 : les polluants pour lesquels peu de données existent et qui sont dérivés de spéciations, par grande famille de véhicules ou de carburants (sans tenir compte des vitesses). Ce sont en particulier les HAP, polluants organiques persistants POP, dioxines et furanes, et les COV individuels ou par famille.

On notera que les polluants les moins bien connus sont ceux associés à des préoccupations sanitaires actuelles (NO2, PM1.0, certains HAP et COV, métaux).

Les phénomènes d'émission

Le trafic (routier) contribue directement à la pollution de l'air par différents phénomènes : l'émission à l'échappement (liée à la combustion), l'évaporation de carburant, l'émission par usure et abrasion, et la remise en suspension de particules.

Les *émissions à l'échappement* [3] sont principalement liées à la combustion et aux phénomènes chimiques qui en découlent. Les émissions lorsque le moteur est chaud sont la principale contribution des NO_x, du CO_2 et des PM [4] (en dehors de la remise en suspension). La plupart des polluants sont émis majoritairement à chaud : CH_4, N_2O, NH_3, SO_2, HAP et POP (polluants organiques persistants), et les émissions varient avec les technologies, motorisations, dispositifs de dépollution, et conditions de circulation (niveau et dynamique de la vitesse), d'utilisation du véhicule (charge, trajets), et de fonctionnement du moteur.

Les surémissions à froid sont liées à la mise en température du moteur (et des dispositifs de dépollution) après le démarrage. Elles dépendent des mêmes paramètres ainsi que de la température et des longueurs de trajets [5], [6]. Elles concernent principalement le CO, les PM et les COV (certains n'étant émis que lors de cette période).

On trouve aussi à l'échappement des métaux lourds contenus dans le carburant et le lubrifiant, et produits par usure du moteur et du catalyseur. Selon les outils de calcul, la climatisation automobile, les équipements électriques, la charge à bord du véhicule sont facteurs de surémission et de surconsommation.

Les *émissions par évaporation* de carburant concernent les rejets au niveau du réservoir ou par les différents organes du moteur. On les analyse en trois phases [7] : 1. lors de la circulation du véhicule (*driving losses*), 2. après un trajet le moteur étant alors encore chaud (*hot losses*) et 3. lors du stationnement, l'évaporation étant alors liée au cycle diurne d'évolution de la température extérieure (*diurnal losses*) [3]. Les polluants concernés sont les COV (hydrocarbures les plus volatils composants le carburant) et le benzène. L'évaporation de COV peut représenter jusqu'à 25-30 % de l'émission totale [4].

Les *émissions par usure et abrasion* sont principalement des particules et métaux lourds liés aux équipements automobiles et à la voirie. L'usure des freins contribue à une émission significative de cuivre et de zinc [8], [9]. Les pneumatiques produisent du carbone élémentaire, des composés organiques et HAP, et des métaux en particulier Zn [10].

Les émissions par abrasion de l'infrastructure sont liées au revêtement (asphalte à base de bitume). On a alors des HAP, de l'oxygène, de l'azote, du soufre et quelques métaux. Ces émissions sont relativement mal connues, et souvent omises.

La *remise en suspension de particules* (préalablement déposées sur le sol sous forme de poussières) représente une bonne part des émissions de particules dans le trafic routier, entre 5 et 50 % selon les études et les conditions

météorologiques [11], [12], [13]. Ce phénomène est mal connu et souvent omis dans les évaluations.

Les outils de calcul des émissions de polluants

Il existe une large palette d'outils de calcul des émissions de polluants atmosphériques du trafic routier [14]. Les plus utilisés reposent sur des principes relativement simples couplant des facteurs ou fonctions d'émissions spécifiques à des quantités d'activité (distance parcourue par un véhicule, durée de parking, nombre de démarrages), et sommant les émissions pour une grande variété de véhicules. En Europe, ils sont le plus souvent dérivés de la méthode COPERT[1] qui permet de calculer pour 242 types de véhicules (selon catégories et technologies détaillées, carburant, taille du moteur ou poids du véhicule, réglementations émissions), l'émission d'un grand nombre de polluants, et notamment :

- les émissions à chaud pour les véhicules légers (voitures, véhicules utilitaires légers, 2-roues) et lourds (camions, autobus et autocars) ; Les fonctions d'émissions à chaud varient avec la vitesse moyenne de circulation (Figure 1)
- les surémissions à froid pour les véhicules légers ;
- les surémissions liées à la pente et au chargement pour les véhicules lourds ;
- des corrections liées aux propriétés et améliorations des carburants ;
- des corrections liées au vieillissement des catalyseurs et à leur maintenance ;
- les émissions par évaporation des véhicules légers (essence) ;
- l'émission non-échappement (usure des freins et pneumatiques seulement).

Les émissions varient assez fortement avec la vitesse de circulation, mais c'est surtout les catégories de véhicules et notamment leurs motorisations (Diesel, essence), technologie (catalyseur, filtre à particules, etc.) et appartenance réglementaire (en Europe, pre- puis EURO1 à 5 actuellement) qui conditionnent leurs niveaux d'émission. C'est pourquoi les modèles d'émission sont très structurés (grand nombre de catégories), avec des fonctions d'émission relativement simples (peu de véhicules testés dans chacune des catégories).

De fait, l'approche et l'outil COPERT sont principalement dédiés aux calculs d'inventaire d'émissions à échelles macroscopiques (région, pays, période annuelle), avec un cadre d'analyse en 3 milieux urbain/rural/autoroute sans spatialisation. Ce cadre est peu approprié pour l'analyse

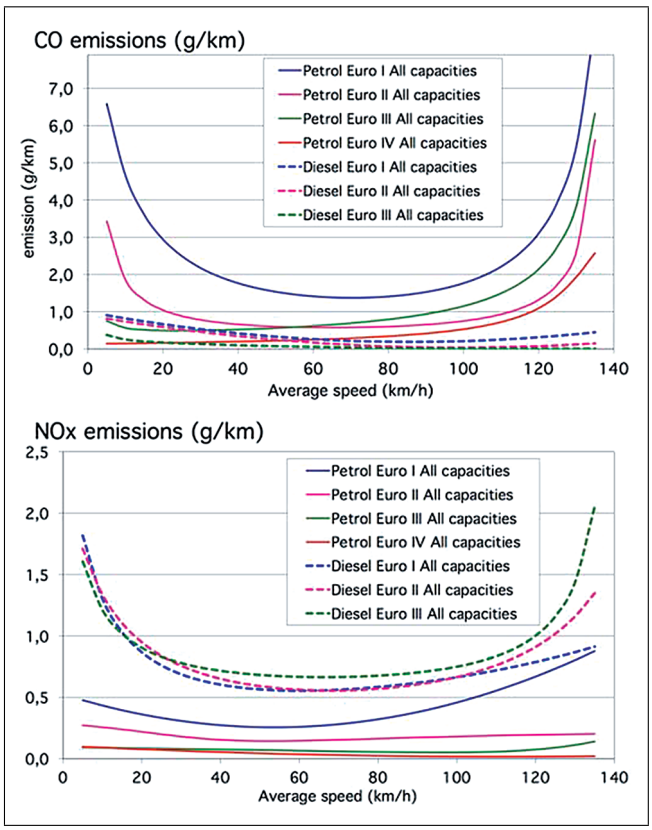

Fig. 1 Courbes d'émission types de la méthode COPERT 4 : CO et NOx (tous types de voitures essence et diesel)

d'un réseau routier et l'évaluation à échelle d'agglomération par exemple. Pour cette raison, de nombreux outils sont développés à partir de cette méthode pour des applications locales, et intégrant des hypothèses nationales (composition du parc automobile, etc.). Ces adaptations comportent cependant des risques (erreurs d'interprétations de la méthode, défaut ou retard des mises à jour).

La problématique d'estimation des émissions de polluants du trafic dans le cas d'un PDU

Compte tenu des attentes liées à l'évaluation des mesures d'un PDU quant aux impacts sur la pollution de l'air et impacts sanitaires (rappelées en introduction), la problématique d'estimation des émissions de polluants du trafic peut se décliner en différentes questions :

- Questions liées à la *détermination des émissions de polluants* : le calcul d'émission nécessite la connaissance détaillée du parc automobile en circulation, des vitesses de circulation et de leur variabilité (en chaque période et lieu du réseau et selon les catégories de véhicule), et

[1] http://www.emisia.com/copert/

diverses hypothèses (propriétés carburants, chargement des poids-lourds). Plusieurs limites sont associées aux phénomènes d'émission mal appréhendés, aux incertitudes (connaissances inégales) affectant les différents polluants et phénomènes, au recours à des données par défaut nationales (à défaut de données locales) risquant d'affecter les analyses.

- Questions liées à la simulation des *déplacements et du trafic* : elles sont principalement de quantification et répartition spatiale et temporelle suffisamment précises pour appréhender ultérieurement des impacts localisés, de prise en compte des trafics locaux, de transit, des véhicules légers dans leur diversité, des camions et autobus (et des modes non routiers comme le tramway, le métro, etc.), de simulation précise des conditions de circulation (vitesses) en accord avec ce qui est attendu par les calculs d'émission,
- Questions liées au *couplage des modèles* (trafic, émission, concentrations) en termes d'échelles et d'interface et de domaine de validité, et en lien avec les objectifs de l'évaluation, aux *indicateurs et à l'échelle de l'évaluation* (globale ou locale),
- Questions relatives au *cas à évaluer* : et notamment la capacité de l'approche à traduire des mesures de réduction de la pollution de l'air apparemment simples (par exemple passage de bus au gaz, voie piétonne ou cyclable, etc.) ou complexes (par exemple ligne de bus et parking relais, fiscalité, incitation, restriction d'accès, etc.), à la transcription de ces mesures en scénarios (traduction des hypothèses, contextes, termes),
- Questions liées à l'*évaluation a priori ou prospective* : et notamment la prise en compte de l'évolution du parc automobile (renouvellement, évolution technologique), de l'évolution du contexte (démographie, urbanisation et extension de l'agglomération, trafic induit par l'offre de transports ou d'infrastructures, aménagements locaux ne s'inscrivant pas dans les scénarios) et surtout la difficile appréhension des changements de comportements (mobilité, achats, conscience écologique).

Enjeux et sensibilité des calculs d'émission

Pour répondre très partiellement aux difficultés discutées précédemment, on se propose d'évaluer les enjeux (quantité d'émissions) liés aux territoires, périodes, catégories de véhicules, phénomènes d'émission, et la sensibilité des estimations aux paramètres sensibles ou insuffisamment connus.

Méthode

Une plate-forme de calcul des émissions de polluants, s'appuyant sur des données modélisées des déplacements et trafics pour l'année 2008 et sur les périmètres de Loire-Atlantique et Nantes Métropole (projet Eval-PDU, [15]), a été élaborée et mise en œuvre. Cette plate-forme utilise le logiciel CopCETE (développement Ceréma) basé sur la méthodologie COPERT 4 et permet une souplesse des analyses. Les hypothèses spécifiques au cas d'application de Nantes (météo, carburants, etc.) sont celles utilisées par l'agence de surveillance de la qualité de l'air Air-Pays-de-Loire au moyen de la plate-forme Circul'Air (également COPERT 4) pour la prévision des niveaux de pollution sur ces territoires.

Cas d'application et validation

Les simulations de trafic sont effectuées sur le périmètre de Loire-Atlantique (6 815 km2, 4 920 km de réseau routier modélisé) pour appréhender le trafic régional et de transit affectant le territoire de Nantes Métropole (523 km2, 580,000 habitants, 1 180 km de réseau) qui est celui d'application du PDU. Les volumes de trafic et vitesses, différenciant véhicules légers (voitures et petits véhicules utilitaires) et lourds (camions, autobus) sont issus du modèle déplacement - trafic VISUM [16]. La composition de parc national français est dérivée de [17].

Une validation de la plate-forme et des hypothèses a été effectuée par comparaison aux bilans annuels Circul'Air. Les véhicules x km totaux, émissions de CO2 et consommations de carburant sont très fidèlement reproduits, de même que les émissions de NOx et de certains métaux (moins de 1 % d'écarts). Les COV sont approchés à 7 %, et on observe des écarts importants des émissions de CO (40 %), de particules (en masse, 22 %), du benzène (23 %) et d'autres métaux, et il semble que les HAP ne soient pas exprimés de la même manière. Les écarts sur CO et benzène sont probablement imputables à une interprétation différente du démarrage à froid selon les approches, ou encore à l'utilisation de versions différentes des courbes d'émissions des poids lourds.

Ces écarts illustrent bien la fragilité des estimations, en regard de la seule adaptation de la méthode COPERT, en raison de risques d'erreur liés à sa transcription et interprétation (démarrage à froid, évaporation) et à des mises à jour différentes.

Enjeux de territoires et de périodes horaires

Le territoire du PDU représente de l'ordre de 12 % du réseau modélisé du département, 39 % du trafic journalier estimé, 36 % du trafic de l'heure de pointe du matin, et 39 à 42 % des émissions de polluants sur cette tranche horaire (Tableau 1).

À l'intérieur de ce périmètre, le centre de Nantes (intra-périphérique) représente 38 % du réseau modélisé (y compris voies piétonnes, bus, etc.) et seulement 29 % du trafic total et 30 à 34 % des émissions. Le périphérique représente 27 % du trafic de Nantes Métropole, et 24-29 % des émissions. La plus grosse part du trafic (44 %) et des émissions (41 à 43 %) est localisée en dehors du périphérique.

Le seul centre-ville concentre des enjeux de pollution de l'air assez limités (en quantités), puisque ce périmètre ne représente qu'environ 7 % du trafic de Nantes Métropole et de l'ordre de 7 à 10 % des émissions selon les polluants.

Sur une journée pleine, les heures dites de pointe représentent 16 % (matin) et 18 % (soir) des trafics, et entre 15 et 19 % respectivement des émissions de polluants et consommations énergétiques. Au total, ces périodes (4h) ne représentent donc que de l'ordre de 31 à 35 % des émissions totales. Les heures creuses de nuit (10h) ne totalisent que 12 % des trafics et émissions. Ce sont donc les heures creuses de jour (10h), qui concentrent plus de 50 % des émissions.

On notera donc que le centre-ville et l'intra-périphérique, ou les périodes de pointe, sur lesquels se porte spontanément l'attention, ne représentent qu'un tiers d'une journée entière. Des mesures visant à limiter la contribution du trafic à la pollution de l'air et focalisées sur ces périmètres et horaires (limitation et gestion du trafic et des encombrements, déplacements domiciles-travail), auraient donc une portée relativement limitée sur les quantités journalières d'émission. Leur impact sur les niveaux de concentrations des polluants dans l'atmosphère et in fine sur la santé reste cependant à évaluer.

Phénomènes d'émission

Émissions par évaporation de carburant

Les émissions par évaporation de carburant, en bilan annuel, sont relativement limitées (9 % des émissions totales de COV, 2 % des émissions de benzène). Par ailleurs, l'équipement quasi systématique des véhicules récents en dispositifs de piégeage des évaporations laisse présager que ces émissions continueront de décroître.

Au cours d'une journée-type d'été le niveau d'émission totale de COV augmenterait cependant de plus de 35 % par rapport au niveau moyen annuel, et les évaporations en représenteraient alors de l'ordre de 16 % du total. Les évaporations de carburant ne représentent en conséquence plus un réel enjeu de pollution de l'air (en quantité d'émission) au niveau d'une agglomération, mais leur impact est plus sensible en été.

Surémissions de démarrage à froid

Les émissions liées aux démarrages (moteur froid ou conditions intermédiaires) peuvent affecter fortement certains polluants (CO, COV, etc.) en raison du dysfonctionnement des dispositifs de dépollution (catalyseurs, etc.). Le Tableau 2 illustre ces surémissions (Loire-Atlantique, situation de référence 2008). L'impact du démarrage est limité pour la consommation énergétique (6 %), le CO2 (5 %) et les gaz à effet de serre en équivalent CO2 (5 %), de même que pour les particules, SO2, N2O (environ 6 %). Par contre les surémissions sont très conséquentes pour CO (63 %), les COV (50-52 %) et le benzène en particulier (60 %), ainsi que pour des polluants à fort impact sanitaire (formaldéhydes, acroléine, butadiène, etc.). On notera que pour de nombreux polluants (métaux lourds, HAP), les surémissions de démarrage ne sont pas quantifiées, parce que non connues.

Pour un mois d'hiver, le poids des surémissions de démarrage augmente sensiblement (*cf.* Tableau 2).

Contrairement aux évaporations, les émissions de démarrage représentent donc – par leur quantité – un réel enjeu de pollution de l'air, même sur un territoire au climat relativement tempéré. Cependant leur estimation est actuellement entachée d'erreur ou au moins d'approximation : par une répartition uniforme horaire (alors qu'il est vraisemblable qu'elles affectent plutôt la matinée) et spatiale (alors qu'elles affectent de manière accrue les lieux d'origine des déplacements), et par les incertitudes des modèles et données d'entrée. Il conviendrait d'estimer l'incidence de ces simplifications et incertitudes, et le cas échéant d'améliorer l'approche.

Émissions non-échappement

Dans la méthode Copert, seules les émissions de particules liées à l'usure des freins et des pneumatiques des véhicules sont quantifiées. La simulation sur Loire-Atlantique donne une proportion des émissions non-échappement très supérieure aux émissions échappement. Il ne s'agit cependant pas des mêmes particules (plus grosses et se déposant rapidement, elles sont moins dangereuses).

Par ailleurs, les émissions par remise en suspension de particules sont omises et probablement du même ordre de grandeur que les émissions à l'échappement et variables selon les conditions de trafic [18], et les autres phénomènes

Tableau 1 Trafics et quantité d'émissions/consommation selon les périmètres géographiques

			Consommation et émissions en tonnes (et %)					
	km réseau	**Trafic veh.km**	**Consommation**	**CO2**	**NOx**	**COVNM**	**Benzène**	**PM**
Loire-Atlantique	4 920	2 562 719	*753*	*8,22*	*3,39E-03*	*156,3*	*0,237*	*1,543E-01*
Nantes Métropole	2 359	927 377	*301*	*3,47*	*1,35E-03*	*62,5*	*0,092*	*6,084E-02*
en % du territoire du PDU								
Nantes Métropole	*100*	*100*	*100*	*100*	*100*	*100*	*100*	*100*
INTRA-Périphérique	*38*	*29*	*32*	*33*	*31*	*32*	*34*	*30*
EXTRA-Périphérique	*51*	*44*	*41*	*43*	*41*	*41*	*41*	*41*
PÉRIPHÉRIQUE	*11*	*27*	*27*	*24*	*28*	*27*	*25*	*29*
CENTRE-VILLE	*8,9*	*7,3*	*7,6*	*7,6*	*6,8*	*9,4*	*9,8*	*7,1*

Tableau 2 Estimation des émissions de démarrage à froid

Émissions/ consummation en tonnes	**Émissions moteur chaud**	**Surémissions de démarrage**	**%Froid/Total**	**Surémission d'un mois d'hiver %**
Consommation	2 142	138	6,1	7,4
CO2	6 702	367	5,2	6,4
CO	23,83	41,63	63,6	65,1
NOx	34,60	1,92	5,3	6,1
COV	2,89	2,85	49,6	53,2
CH4	0,317	0,066	17,3	17,9
COVNM	2,58	2,78	51,9	55,4
Benzène	0,101	0,151	60,0	62,3
PM	4,138	0,281	6,4	11,1
SO2	0,043	0,003	6,1	7,4
N2O	0,181	0,012	6,2	6,4
Acroléine	0,035	0,014	27,8	47,6
Formaldéhyde	0,149	0,074	33,1	37,3
Butadiène	0,041	0,027	39,9	44,5
Acétaldéhyde	0,076	0,034	31,3	38,3
GES en équivalent Carbone	1 836	101	5,2	6,5

d'abrasion/usure (infrastructures routières, embrayage des véhicules) ne sont pas quantifiés. Ces omissions conduisent donc à une sous-estimation importante de l'émission des particules.

Catégories et composition des parcs de véhicules

Véhicules lourds et utilitaires légers

Le tableau 4 donne la part relative des émissions imputables aux véhicules Poids lourds (PL) et aux Véhicules utilitaires légers (VUL, véhicules de livraison de moins de 3,5 tonnes), lors de l'heure de pointe du matin sur le territoire de Nantes Métropole (situation de référence 2008). Les camions – qui ne représentent que 7 à 9 % du trafic selon les périmètres–, contribuent à hauteur de 25 à 30 % des gaz à effet de serre et CO2, de 17 à 21 % des émissions de particules, et de 40 à 47 % des émissions d'oxydes d'azote. Les véhicules utilitaires légers, à hauteur de 16-19 % du trafic, contribuent significativement aux émissions de particules (26-33 %).

Ces contributions fortes interpellent car les NOx et PM constituent actuellement les 2 enjeux principaux de santé publique, tandis que les trafics PL et VUL sont relativement

Tableau 3 Estimation des émissions de particules à l'échappement et par usure des freins et pneus des véhicules

Émissions de particules (en masse)	en tonnes par jour	En %
Total	4,3	100
échappement	1,6	37
Usure (freins + pneus)	2,7	63

mal appréhendés par les modèles de déplacements et trafic– et notamment dans leur répartition spatiale et horaire (répartition uniforme pour les VUL et imprécise pour les véhicules lourds car ne reposant que sur des comptages de trafic). De plus les mesures concernant le trafic et visant à l'amélioration de la qualité de l'air (technologies, restrictions de circulation) sont assez peu focalisées sur ces catégories de véhicules.

Les trafics lourds et utilitaires légers devraient donc être l'objet d'attention plus forte et leur prise en compte dans les modèles de trafic, améliorée par des données d'observation.

Composition des parcs automobiles

La composition du parc automobile est fondamentale pour l'estimation des émissions, notamment par la répartition entre motorisations essence et diesel (polluants différents) et par la répartition en âge et selon les réglementations des émissions de polluants des véhicules (niveaux d'émissions fortement variables). Ces paramètres sont sans conteste les plus significatifs des émissions des véhicules, devant les paramètres de circulation (vitesse, etc.).

L'utilisation de 2 compositions nationales de parc tirées des travaux du Centre interprofessionnel technique d'etudes de la pollution atmosphérique (Citepa) [19] et de l'Ifsttar [17], reposant sur des hypothèses et statistiques très similaires, montre des écarts insignifiants pour de nombreuses substances, mais des différences très significatives sur CO (26 %), les COV (8-9 %) et les évaporations (24 %). Ces écarts s'expliquent par de faibles différences des taux de diésélisation des voitures (parc Ifsttar 67 %, parc Citepa 65 %), de répartition par âge (58,5 % de véhicules Euro 3 et plus récents, contre 59,4 % parc Citepa), et par d'autres hypothèses (configuration véhicules lourds). On mesure ici que ces faibles écarts sur les compositions des parcs automobiles (qui sont généralement des données intrinsèques aux modèles de calcul des émissions) sont susceptibles d'affecter les estimations de manière significative.

Les compositions de parc évoluent avec le renouvellement des véhicules (environ 7-8 % par an), venant substituer aux véhicules anciens et respectant des normes peu contraignantes, des véhicules récents beaucoup plus « propres ». Ainsi une simulation avec un parc 2010 (au lieu de 2008) conduit à des diminutions d'émissions de 15 à 25 % pour la plupart des polluants, et de près de 40 % des évaporations (ce qui conforte les conclusions sur ce point). Paradoxalement les NOx et les PM – polluants d'enjeu actuel – décroissent beaucoup moins (cause diésélisation encore en hausse), et les consommations et CO2 (changements climatiques) ne décroissent pas.

À l'horizon 2012, ces décroissances sont quasiment doublées : entre 30 et 48 % pour les différents polluants, 60 % pour les évaporations, 13 et 20 % pour PM et NOx. Les GES augmentent par contre de près de 6 %, peut-être en raison de l'augmentation de N2O.

On mesure ici le poids considérable de la description des parcs automobiles dans les estimations des émissions de polluants par le trafic et au-delà, de leur contribution à la pollution de l'air, car pour seulement 2 ou quelques années, les écarts sont très significatifs et bien supérieurs aux impacts attendus d'un PDU ou d'autres mesures de réduction de la pollution visant le trafic.

Finalement, la prise en compte de la dégradation des émissions avec le kilométrage des véhicules – proposée dans la méthodologie COPERT 4 mais non toujours mise en œuvre –, conduit à des augmentations des estimations de 6 à 9 % (CO, COV, N2O, NH3) et de 4 % pour les NOx (sur le bilan du PDU, heure de pointe du matin).

Conditions de circulation, vitesses

Classiquement, lors d'évaluations reposant sur la simulation des déplacements et trafic, les vitesses de circulation sur chaque tronçon routier sont déterminées par des courbes reliant débit ou volume de trafic et vitesse, selon la configuration de la voie. Pour notre cas d'étude, nous disposons de 3 approches d'estimation des vitesses : 1. les vitesses de la simulation de référence, évaluées au moyen de courbe débit-vitesse de type BPR2 mises en œuvre dans le modèle déplacement-trafic Visum [16] ; ces courbes ont été adaptées et calibrées au contexte Nantais (selon des comptages de trafic et temps de parcours), 2. ces mêmes vitesses, améliorées par la prise en compte additionnelle de durées de franchissement des intersections/carrefours (à partir d'observations spécifiques de temps de parcours réalisées sur ces intersections) ; les vitesses en amont de l'intersection sont diminuées au prorata de ces temps additionnels, 3. les vitesses reposant sur des courbes débit-vitesse BPR2 non calibrées au contexte local et utilisées lorsqu'on ne dispose pas de données de terrain.

Le tableau 6 récapitule les estimations de vitesses moyennes selon ces 3 approches. On observe des écarts très

Tableau 4 Contribution des camions (PL) et des véhicules utilitaires légers (VUL) aux émissions totales (en %) - Référence 2008

Zone	PL en % vehxkm	PL en % Consommation	CO2	NOx	Particules
Nantes Métropole	8,0	25,5	25,8	42,2	18,2
INTRA-Périphérique	6,8	22,0	22,3	39,5	17,8
EXTRA-Périphérique	8,4	25,4	25,8	40,9	16,8
PÉRIPHÉRIQUE	8,8	29,2	29,5	46,7	21,1
	VUL en %	**VUL en %**			
Nantes Métropole	17,6	18,4	18,6	14,8	30,2
INTRA-Périphérique	16,2	16,8	17,0	15,0	26,2
EXTRA-Périphérique	17,6	19,4	19,6	14,9	32,5
PÉRIPHÉRIQUE	18,9	18,4	18,6	14,6	30,4

Tableau 5 Évolution des émissions avec le parc automobile (Référence 2008, Nantes Métropole, heure de pointe matin)

Émissions/consommation (en kg/h) à heure de pointe du matin	Parc 2008	Parc 2010	Parc 2012	Écarts 2010-2008	Écarts 2012-2008
Consommation	70 914	70 716	70 550	−0,3	−0,5
CO2	218 980	219 320	219 549	0,2	0,3
CO	**2 419**	**1 889**	**1 464**	**−21,9**	**−39,5**
NOx	*1 155*	*1 041*	*904*	*−9,9*	*−21,7*
COV	**227**	**172**	**127**	**−24,4**	**−44,2**
PM	*133*	*125*	*116*	*−5,8*	*−12,8*
N2O	8,41	7,51	8,49	−10,7	0,9
NH3	**13,23**	**11,02**	**8,87**	**−16,7**	**−33,0**
Evaporation COV	**26,0**	**16,5**	**10,1**	**−36,4**	**−61,0**
GES en equ Carbone	57 067	56 428	60 243	−1,1	5,6

Tableau 6 Comparaison des estimations de vitesses (Référence 2008, heure de pointe matin)

Référence 2008, Heure de pointe du matin Vitesses en km/h	Référence - Vitesses adaptées Nantes	2- Vitesses adaptées + prise en compte des franchissements		3- Vitesses dérivées des courbes débits-vitesses standards		
		écarts % référence		écarts % référence		écarts % 2
Nantes Métropole	47,0	42,5	−9,6	37,2	−20,9	−12,6
INTRA-Périphérique	35,2	29,4	−16,5	26,3	−25,4	−10,7
EXTRA-Périphérique	62,3	57,3	−7,9	48,4	−22,4	−15,7
PÉRIPHÉRIQUE	45,4	45,2	−0,4	40,0	−11,8	−11,4
Centre-Ville	*32,1*					

significatifs entre les courbes débit-vitesse non calibrées et celles adaptées au contexte (-20 à -25 %, -12 % pour le périphérique). La prise en compte des franchissements de carrefours se traduit par une baisse des vitesses de 8 à 16 % (insignifiante sur le périphérique). L'écart avec les vitesses courbes standards serait alors ramené à 11-16 % ce qui reste très significatif.

Ces estimations de vitesse pour l'heure de pointe semblent par ailleurs trop élevées. En effet, les enquêtes nationales (enquêtes transports) et données instrumentées prévoient des vitesses moyennes de circulation nationales (tous territoires et périodes confondues) autour de 40 km/h, et des vitesses urbaines autour de 20 km/h [20]. De plus, les vitesses estimées sont très peu différenciées selon les catégories de véhicules (Tableau 7), les vitesses des véhicules lourds étant quasiment au même niveau que celles des véhicules légers. Les vitesses des autobus ne devraient pas être supérieures à 20 km/h en moyenne en ville, et de même pour les camions.

Nous constatons donc une inadéquation des estimations des vitesses par les outils de simulation du trafic mis en œuvre, les vitesses étant fortement surestimées et insuffisamment différenciées entre les véhicules. Des observations *in situ* des vitesses pratiquées seraient nécessaires afin de corriger d'une manière ou d'une autre ces inadéquations.

Le tableau 8 donne l'incidence de ces estimations de vitesses sur le bilan d'émission (heure de pointe du matin, référence 2008). La prise en compte des durées de franchissement des intersections induit globalement des écarts assez limités (augmentation de 3 à 5 % pour la plupart des polluants, insignifiants pour les autres). Les vitesses dérivées de courbes standards (plus faibles que les précédentes) induisent des écarts plus significatifs (6 à 8 %, et CO sous-estimé de -11 %). Les émissions par évaporation de carburant sont peu affectées.

Une hypothèse plausible de vitesse autour de 30 km/h en moyenne (réalisée ici par une répartition uniforme à 30 km/h, ce qui reste une situation très favorable car ignorant la congestion et les faibles vitesses sur l'ensemble des voies urbaines, et altérant peu le bilan d'émission sur les voies rapides compte tenu de la forme très aplatie des courbes d'émissions, *cf.* Fig. 1), au lieu des 47 km/h (référence) ou 42 km/h (avec franchissements), conduit à des augmentations des quantités d'émission de 15 et 28 % par rapport à la référence (+7 % pour les particules, -18 % pour CO).

Ainsi les vitesses de circulation constituent un point particulièrement sensible du calcul d'émission, en raison de l'inadéquation des estimations par les modèles de trafic. Il conviendrait en conséquence de considérer des vitesses représentatives observées et de les mettre en correspondance avec celles issues du modèle de trafic.

Discussion

Les analyses précédentes ont permis d'identifier des paramètres sensibles de l'estimation des émissions de polluants – et notamment la caractérisation des compositions de parcs automobiles et des vitesses de circulation – et la complexité et les incertitudes qui en découlent pour l'évaluation d'un PDU à l'échelle d'une agglomération quant à ses impacts sur la pollution de l'air.

D'autres facteurs d'incertitudes peuvent être mentionnés – dont l'influence est plus limitée - tels que les paramètres d'estimation des surémissions à froid et évaporation (reposant sur les statistiques des longueurs de trajets), les taux de chargement des camions (approchés arbitrairement à 50 %) et de remplissage des autobus, les caractéristiques des carburants (influençant les évaporations et l'émission de métaux et autres substances), la variabilité des conditions météorologiques (approchée par des moyennes mensuelles). Ces facteurs relèvent soit d'incertitudes sur les données d'entrée, soit des modèles eux-mêmes qui ne permettent pas des approches suffisamment fines.

Deux points semblent plus fondamentaux :

1. La prise en compte des *spécificités locales*, et notamment la description des parcs automobiles locaux plutôt qu'une composition nationale. Il s'agit ici d'une lacune de données. Les enquêtes sur la mobilité (enquête nationale et enquêtes ménages déplacements réalisées dans les grandes agglomérations, [21]) ont montré des spécificités des comportements d'achat et de renouvellement des véhicules selon les territoires (et catégories socioprofessionnelles) qui conduisent à des distorsions des compositions de parcs (diésélisation, âge du parc, petits ou gros véhicules). Ces distorsions sont sources d'écarts importants lors d'un calcul d'émissions (18 à 22 % sur les émissions de NOx sur l'aire urbaine de Lyon, en tenant compte du parc local, [22]). Malheureusement l'enquête ménage déplacement de Nantes ne permettait pas cette analyse. Dans ce même registre on note que le parc d'autobus urbains de Nantes Métropole compte environ 80 % de véhicules fonctionnant au Gaz naturel (GNV). alors que les approches de calcul ne permettent pas d'en apprécier l'intérêt (diminution probable des émissions de PM et NOx) car ne disposant pas de facteurs d'émission pour cette motorisation (lacune du modèle).
2. Les approximations liées à la *répartition spatiale et temporelle des trafics et émissions* de polluants. En effet la pollution de l'air est d'abord une problématique de concentrations locales de polluants et d'exposition de populations à ces polluants. On a déjà évoqué la spatialisation non satisfaisante des émissions liées au démarrage à froid et de même que celles par évaporation de carburant. On a également souligné la

Tableau 7 Estimations de vitesses selon les catégories des véhicules (Référence 2008, heure de pointe matin, courbes débits-vitesses adaptées au contexte Nantais et prise en compte des durées de franchissement des intersections)

Référence 2008, Heure pointe matin **Vitesses en km/h**	**Tous véhicules**	**Voitures**	**Véhicules utilitaires légers**	**Camions**	**Autobus**
Nantes Métropole	**42,5**	**42,1**	**43,5**	**44,9**	**44,9**
INTRA-Périphérique	29,4	29,3	29,5	31,4	31,4
EXTRA-Périphérique	57,3	57,0	58,6	57,5	57,5
PÉRIPHÉRIQUE	45,2	45,0	45,7	45,6	45,6

Tableau 8 Comparaison des émissions selon les estimations de vitesses (Référence 2008, Nantes Métropole, heure de pointe matin)

Émissions de polluants et consommation - écarts en % à la situation de référence, selon les hypothèses de détermination des vitesses	**Influence de la prise en compte des durées de franchissements**	**éccarts avec les courbes débits-vitesse standards**	**Hypothèse 30 km/h partout sur le réseau**
Consommation	**3,4**	**6,2**	**26,0**
CO2	**3,4**	**6,5**	**26,8**
CO	1,3	**−11,0**	**−18,2**
NOx	2,6	**3,8**	**27,8**
COV	**4,8**	**8,4**	**22,5**
PM	1,0	0,1	**7,2**
N2O	0,5	**3,3**	**15,4**
NH3	−0,6	−0,7	**−9,3**
Evaporation COV	−0,1	0,0	−0,1
GES en equ Carbone	**3,4**	**6,5**	**26,7**

répartition spatiale et horaire très approximative des trafics des véhicules lourds et utilitaires légers. Plus généralement, la simulation des déplacements et des trafics est certainement assez approximative en ce qui concerne sa répartition temporelle et spatiale. Elle repose en effet d'une part sur des matrices origine-destination des déplacements par zones assez larges, et d'autre part sur des principes assez grossiers d'affectation du trafic sur le réseau selon les temps de parcours et valeurs du temps pour les individus. L'affectation assez arbitraire de compositions-types de parcs automobile (urbain, rural, autoroutier) selon les milieux augmente encore cette approximation. Il s'agit donc ici d'une lacune qui concerne plusieurs étapes de la chaîne de modélisation.

Au-delà de cette analyse critique de l'approche d'évaluation, l'identification de ces faiblesses et sources d'incertitudes doit permettre d'en limiter la portée, par le recueil de données pour conforter les différentes hypothèses, et par des précautions méthodologiques et d'interprétation des résultats.

Conclusions

Les émissions de polluants des trafics dépendent des caractéristiques techniques des véhicules, des conditions de circulation, et dans une moindre mesure de nombreux autres paramètres. Plusieurs phénomènes d'émissions interviennent et la problématique d'évaluation d'un PDU quant à ses impacts sur la pollution de l'air est in fine une problématique de localisation (concentrations de polluants, populations exposées). L'évaluation de la contribution du trafic à la pollution de l'air nécessite en conséquence une prise en compte satisfaisante des compositions de parcs automobile, de la répartition des trafics et des vitesses de circulation.

L'approche classique du calcul d'émission sur une agglomération repose sur les trafics et vitesses horaires issus du modèle statique déplacements-trafic, sur les différents

tronçons du réseau routier. Cette approche minimise la congestion et la variabilité des conditions de circulation, et sous-estime les émissions. Une approche plus désagrégée (quelques minutes) serait plus réaliste.

La composition du parc automobile (par catégories détaillées et âge) est approchée par un parc national, alors que l'évaluation d'un PDU nécessiterait la prise en compte des spécificités locales (diésélisation, véhicules récents, motorisations spécifiques des bus).

Certains phénomènes d'émission sont insuffisamment appréhendés (remise en suspension de particules, certains polluants à enjeux sanitaires), et l'affectation spatiale des émissions est également problématique car elle dépend de l'affectation assez fruste des trafics.

Les calculs d'émissions réalisés sur la communauté urbaine de Nantes Métropole (territoire de son PDU) montrent que le centre-ville, l'heure de pointe ou encore les voitures particulières ne représentent pas l'essentiel des quantités d'émission selon les polluants. Les véhicules utilitaires légers et camions/bus, relativement mal appréhendés par les modèles constituent un enjeu. Les surémissions de démarrage à froid sont également très significatives et les émissions de particules sont sous-estimées.

La problématique du parc automobile est fondamentale, les émissions étant très sensibles à de faibles écarts de composition et d'âge, et cependant, on ne dispose pas de connaissance des parcs locaux ni de leur affectation spatiale précise (véhicules lourds). Les conditions de circulation sont l'autre point faible des approches, avec des estimations peu plausibles des vitesses de circulation, qu'il conviendrait d'améliorer par des données mesurées in situ.

L'identification de ces sources d'incertitudes doit permettre d'en limiter la portée, par des travaux pour renforcer certaines hypothèses, et par des précautions méthodologiques et d'interprétation des résultats.

Remerciements

Les auteurs remercient les chercheurs du programme Eval-PDU qui ont contribué à ces travaux, tout particulièrement Jacques Bougnol, Thierry Schmidt et François Ducroz, ainsi que l'ANR, Agence Nationale de la Recherche, qui a contribué au financement du projet Eval-PDU (programme Ville Durable, ANR-08-VILL-0005).

Références

1. Goger T (2006) *Un indicateur d'impact environnemental global des polluants atmosphériques émis par les transports*, thèse de doctorat, LTE INRETS - ADEME - INSA Lyon, 300 p.
2. EMEP/EEA a. (2009) Part B.1 : Sectoral Guidance—Energy, *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009*, (EEA, Copenhague, 2009), 770 p.
3. Joumard R, Lambert J (1991) *Évolution des émissions de polluants par les transports en France de 1970 à 2010*. Rapport Inrets, Bron, France, 63 p.
4. Lacour S (2003) *Intercomparaison d'outils et de méthodes d'inventaires d'émission d'origine routière*. Rapport ENPC-CEREA-ADEME, pp.121.
5. Favez J-Y, Weilenmann M, Stilli J (2009) Cold start extra emissions as a function of engine stop time: Evolution over the last 10 years, *Atmospheric Environment 43*: 996–1007.
6. Weilenmann M, Favez J-Y, Alvarez R (2009) Cold-start emissions of modern passenger cars at different low ambient temperatures and their evolution over vehicle legislation categories, *Atmospheric Environment 43*: 2419–2429.
7. EMEP/EEA b. (2009) *Gasoline evaporation, NFR 1A3bv*, version Guidebook 2009
8. Sternbeck J, Sjödin A, Andreasson K (2002) Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension—results from two tunnel studies, *Atmospheric Environment 36*(07): 4735–4744.
9. Thorpe A, Harrison R (2008) Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review, *Science of the Total Environment 400*(06): 270–282.
10. EMEP/EEA c. (2009) *Methodology for the calculation of non-exhaust PM emissions–SNAP 070700-070800, NFR 1A3bvi-vii*, version Guidebook 2009.
11. Lenschow P, Abraham H-J, Kutzner K, Lutz M, Preuss J-D, Reichenbächer W (2001) Some ideas about the sources of PM10, *Atmospheric Environment 35*(01): 823–833.
12. Omstedt G, Bringfelt B, Johansson C (2005) A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along Swedish roads, *Atmospheric Environment 39*(06): 6088–6097.
13. Patra A, Colvile R, Arnold S, Bowen E, Shallcross D, Martin D, Price C, Tate J, ApSimon H, Robins A (2006) On street observations of particulate matter movement and dispersion due to traffic on an urban road, *Atmospheric Environment 42*(10): 3911–3926.
14. André M, Fallah M, Berger C, Montenon A, Brutti-Mairesse E (2012) *Évaluation des PDU - problématique du calcul des émissions de polluants du trafic*. Eval-PDU L3.4b, Rapport Ifsttar-LTE, Bron France, 105 p.
15. Mestayer P, Bourges B, Fouillé L (2014) Évaluation environnementale du PDU nantais 2000-2010 à partir des simulations numériques des scénarios alternatifs du programme Eval-PDU. *RTS* (à paraître).
16. Brutti-Mairesse E (2013) *Réflexion sur les méthodes d'évaluation environnementale des mesures de gestion des déplacements et du trafic : analyse critique et proposition d'un nouveau cadre conceptuel*. Thèse de doctorat de l'ENTPE, réf. 2013-ENTP-0002. Vaulx-en-Velin, France, 378 p.
17. André M, Roche AL, Bourcier L (2013). *Statistiques de parcs et trafic pour le calcul des émissions de polluants des transports routiers pour la France*. Rapport IFSTTAR-LTE, Bron France, 132 p.
18. Polo Rehn L (2013). Caractérisation et impacts des émissions de polluants du transport routier : apports méthodologiques et cas d'études en Rhône-Alpes. In: *France*, http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00876623.
19. Citepa (2014) *Méthodologie Ominea des inventaires nationaux d'émission de polluants*. http://www.citepa.org/fr/inventaires-etudes-et-formations/inventaires-des-emissions/methodologie-des-inventaires-ominea
20. André M, Hammarström U (2000) Driving speeds in Europe for pollutant emissions estimation. *Transportation Research Part D 5*: 321–335.

21. Armoogum J, Madre JL, Gascon MO, François D (2010) Les enquêtes nationales et locales sur la mobilité : sources et méthodes. In : Le Jeannic T. *et al. La mobilité des Français, panorama issu de l'enquête nationale transports et déplacements 2008*. « La Revue » du Service de l'Observation et des Statistiques (SOeS) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD). Pp 207–2018.
22. Grassot L, Nicolas JP, luvinet P (2012) De l'intérêt de contrôler l'impact des hypothèses de composition du parc automobile sur l'estimation des émissions liées au trafic routier. *Recherche Transports Sécurité* : 215–227.