



**IFSTTAR**

INSTITUT FRANÇAIS  
DES SCIENCES  
ET TECHNOLOGIES  
DES TRANSPORTS,  
DE L'AMÉNAGEMENT  
ET DES RÉSEAUX

## **Analyse comparée des différentes méthodes pour l'évaluation environnementale d'aménagements et de stratégies de régulation routière**

COSYS / LICIT

**LEJRI Delphine**

Chercheur

Date : février 2015

Contributeur : Thomas DURLIN, CEREMA/DTerNP/TM/STS

Contact : 33 (0)4 72 14 77 15  
delphine.lejri@ifsttar.fr

Rév

Institut français des sciences et technologies des  
transports, de l'aménagement et des réseaux (IFSTTAR)  
25, avenue François Mitterrand, Case24  
F-69675 Bron Cedex  
Tél. : +33 (0)4 72 14 23 00  
Fax : +33 (0)4 72 37 68 37

Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat (ENTPE)  
3 rue Maurice Audin  
69518 VAULX en VELIN Cedex  
Tél. : +33 (0)4 72 04 70 70  
Fax : +33 (0)4 72 04 62 54

## Remerciements

Une partie des résultats présentés dans ce document ont été rendus possibles grâce au soutien financier :

(i) de l'ADEME, qui a financé de 2009 à 2013 le projet de recherche Citedyne (Cité et transports : évaluation dynamique des émissions à l'échelle d'un quartier)

(ii) du MEDDE/DRI qui a financé le projet de recherche CoERT-P (Cohérence des Echelles de Représentation des Trafics et des Polluants en milieu urbain) dans le cadre du PREDIT IV entre 2012 et 2015.



# SOMMAIRE

<b>Introduction .....</b>	<b>7</b>
<b>1. Émissions routières de polluants atmosphériques.....</b>	<b>7</b>
1.1. Contexte.....	7
1.2. Modèles de trafic.....	8
1.2.1. Recueil de données et simulation dans la démarche d'évaluation .....	8
1.2.2. Les modèles de trafic.....	9
1.3. Modèles d'émission de polluants .....	11
1.3.1. Les principaux polluants.....	11
1.3.2. Les principaux phénomènes d'émissions .....	12
1.3.3. Les modèles d'émissions existants.....	13
<b>2. Les chaînes de modélisation .....</b>	<b>19</b>
2.1. Problématique du couplage environnemental.....	19
2.2. Evaluation de stratégies de régulation de trafic .....	20
<b>3. Couplage avec un modèle d'émission instantané.....</b>	<b>21</b>
3.1. Données de trafic issues d'un modèle microscopique de trafic .....	21
3.1.1. Cycles de conduite théoriques.....	22
3.1.2. Paramètres de calage des modèles de trafic.....	24
3.1.3. Trajectoires simulées vs cycles des modèles d'émissions .....	28
3.2. Données de trajectoires mesurées.....	35
3.3. Validation.....	36
3.3.1. Validation expérimentale.....	36
3.3.2. Comparaison avec un modèle agrégé .....	36
3.4. Limites .....	38
<b>4. Couplage avec un modèle d'émission agrégé .....</b>	<b>39</b>
4.1. Principes.....	39
4.1.1. Modèle d'émission agrégé .....	39
4.1.2. Méthodes de couplage dynamique .....	41
4.2. Différentes mises en œuvres .....	42
4.2.1. Etude de sensibilité à l'échelle temporelle .....	42
4.2.2. Etude de sensibilité à la définition de la vitesse moyenne .....	44
4.2.3. Comparaisons inter-modèles .....	47

4.3. Limites .....	48
<b>Conclusion .....</b>	<b>49</b>
<b>Références.....</b>	<b>51</b>
<b>Annexes .....</b>	<b>55</b>
Répartition des situations de trafic sur les liens et période de 3 min .....	55
Indicateurs cinématiques .....	56

# Introduction

Ce document constitue la synthèse de différentes actions de recherche réalisées sur la question du couplage entre le trafic et les émissions de polluants durant ces quatre dernières années. Dans un contexte où il apparaît impératif de limiter les externalités du trafic routier, il devient nécessaire d'estimer de façon dynamique les impacts environnementaux des aménagements urbains et des mesures de régulation de trafic.

L'enjeu de l'étude, la qualité des estimations des émissions attendue, les contraintes en terme de disponibilités de données et de temps de calcul, etc. sont autant de facteurs qui déterminent la stratégie de couplage des modèles de trafic et d'émissions de polluants retenue. Un certain nombre de ces stratégies sont décrites dans ce rapport en fonction du modèle d'émissions utilisé.

Dans le cadre des projets de recherche (Citedyne, 2013) et (CoERT-P, 2015), des tests de sensibilité caractérisant l'impact de la description des variables cinématiques de trafic sur l'estimation des émissions de polluants ont été conduits afin notamment d'apporter des réponses à la problématique des échelles spatiales et temporelles.

D'autre part, dans le cadre de l'ORSI SERRES (Solutions pour une exploitation de la route respectueuse de l'environnement et de la sécurité) au sein de l'action 3 – Méthodologies d'évaluation pluri-critères du système routier, un groupe a travaillé sur la question des émissions environnementales. Cette thématique, où les interactions entre les approches « trafic » et « émissions de polluants » sont fortes, est en effet représentative de la problématique de la démarche pluri-critères : comment mener une approche globale cohérente en termes de méthodes et de modèles, permettant d'aboutir à des résultats pertinents et à l'incertitude maîtrisée ?

Ce document propose donc une courte synthèse de cette problématique, des travaux exploratoires menés et des perspectives de recherche et d'applications.

## 1. Émissions routières de polluants atmosphériques

### 1.1. Contexte

En France, la contribution des transports routiers aux émissions de polluants atmosphériques est significative pour de nombreuses substances pour lesquelles l'impact sanitaire est aujourd'hui avéré. On estime notamment que près de deux ans d'espérance de vie pourraient être gagnées dans les villes les plus polluées d'Europe (jusqu'à 7.5 mois en France).

Même si les nouvelles technologies permettent de renouveler le parc automobile avec des véhicules moins polluants, la mobilité, ou la quantité de déplacement des personnes et des biens, est toujours plus importante, ce qui ne laisse pas présager une diminution significative des émissions de polluants dues au trafic routier.

Il paraît donc dorénavant impératif de limiter les externalités liées au trafic routier. Compte tenu des contraintes sociétales et économiques liées aux projets d'infrastructures nouvelles, cette maîtrise des externalités s'appuie sur l'exploitation du trafic, en optimisant les infrastructures existantes. Les nouvelles mesures mises en œuvre, en particulier les mesures

de gestion dynamique, jouent notamment sur la dynamique du trafic pour tenter d'améliorer les conditions de trafic. Par exemple, la régulation dynamique des vitesses cherche à maintenir fluides les états de trafic proches de la congestion en améliorant notamment les ratios d'occupation des voies lentes et rapides. Les gains ainsi gagnés du point de vue des conditions de trafic se traduisent alors en gain en termes d'impacts environnementaux.

L'enjeu de l'évaluation environnementale est donc d'être en capacité d'estimer ces impacts typiquement de second ordre par rapport aux mesures prises. Il s'agit donc de disposer de méthodes et d'outils adaptés, soit issus des approches historiques, adaptées au cas des nouvelles infrastructures mais à affiner pour le cas de l'exploitation, soit nouveaux dans leur approche.

Les paragraphes suivants sont consacrés à la description des catégories de modèles de trafic et d'émissions existants. Ce travail n'est pas exhaustif, il n'a pour seul objectif que de faciliter la lecture de ce rapport en posant le contexte avant de s'atteler à la problématique de l'interfaçage de ces modèles.

On pourra se référer à d'autres documents qui décrivent plus en détails ces modèles :

- les thèses de Massoud Fallah (Fallah, 2013) et de Thamara Vieira Da Rocha (Viera Da Rocha, 2013)
- le rapport Licit sur le couplage des modèles de trafic et d'émission (Can et al., 2009)
- le rapport Setra sur l'évaluation environnementale (Muller-Perriand et al., 2012)

## **1.2. Modèles de trafic**

### **1.2.1. Recueil de données et simulation dans la démarche d'évaluation**

Dans une évaluation des impacts environnementaux, l'objectif du volet trafic est de fournir les données d'entrée nécessaires aux modèles environnementaux, typiquement des débits, des distances parcourues et des données cinématiques (vitesse moyenne ou instantanée, accélération, nombre d'arrêts, etc.). Ces données sont à produire pour la situation avec projet et la situation de référence, la comparaison permettant d'estimer les impacts.

Dans certains cas restreints, notamment lors d'évaluation de type avec / sans mesure, le recueil de données terrain permet de produire directement les données trafic nécessaires. La majorité des situations d'évaluation nécessite toutefois l'emploi d'un modèle de trafic pour estimer par simulation :

- la situation de référence lorsqu'elle ne peut être confondue avec l'état zéro (évolution de la situation), l'état projet étant alors observé,
- les impacts d'une mesure à partir de la situation de référence observée,
- à la fois la situation de référence et la situation projet.

Ce dernier cas se produit typiquement lorsque l'on souhaite évaluer a priori les impacts d'une mesure à un horizon donné.

Les besoins du volet environnemental peuvent également dépasser les capacités de recueil de données sur le terrain, effectué généralement localement. Le recours à la simulation du trafic permet ainsi de disposer d'une situation mieux maîtrisée, à partir laquelle il est possible de produire les données souhaitées (par exemple, une vitesse moyenne instantanée de l'ensemble des véhicules présents sur un réseau, en pratique inaccessible).



Le recours à la modélisation implique plusieurs processus spécifiques (schéma fig.1), notamment :

- le choix d'un modèle de trafic adapté aux objectifs de la modélisation,
- la calibration et la validation des paramètres du modèle de trafic sur la base de données recueillies,
- l'estimation de la demande en entrée du modèle de trafic,
- la définition du scénario à tester, qui peut inclure une part d'interprétation de la mesure et de ses impacts.

Chacune de ces étapes repose sur ses propres modes opératoires, ses propres hypothèses, etc. Elles conditionnent le résultat intrinsèquement, mais également :

- sa précision, typiquement sur les questions de finesse temporelle et spatiale : une demande de trafic estimée à la journée ne peut légitimement aboutir à des résultats exprimés à la minute, le choix d'une échelle géographique donnée (iris, commune ou canton) se traduit par des erreurs d'estimation des déplacements
- son incertitude : les boucles de comptage, dispositifs classiques de recueil de données trafic de comptage, génèrent une erreur de mesure qui peut varier de quelques pourcentages à 20 %, voire plus.

Ces aspects sont à bien intégrer dans la démarche d'évaluation, et ce d'autant plus que :

- en pratique, peu de garde-fous préviennent des utilisations hors des zones de validité des modèles et des plages de précision et d'incertitude,
- l'analyse critique de résultats dans le cas de domaines différents, comme le trafic et les émissions de polluants, nécessite des compétences larges mais pointues.

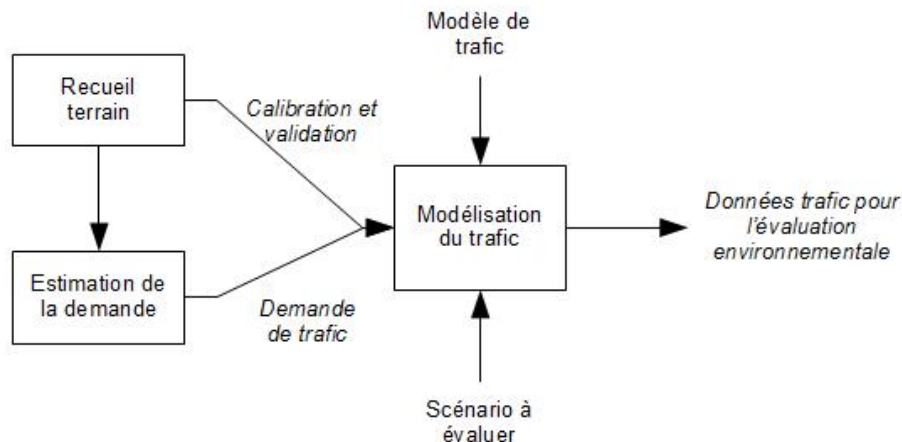


Figure 1 Organigramme de la procédure de construction des données de trafic pour l'évaluation environnementale.

### 1.2.2. Les modèles de trafic

On distingue deux grandes familles de modèles de trafic : les modèles d'affectation statique de trafic et les modèles dynamiques d'écoulement.

Les modèles d'affectation statique de trafic (modèles à fonction de sortie, temps de parcours, file d'attente, ...) représentent les états de trafic à l'échelle des arcs du réseau. Pertinents pour une approche globale (affectation du trafic), ils ne décrivent pas l'écoulement du trafic à

l'intérieur des arcs, notamment les phénomènes de congestion et sont donc peu adaptés à l'évaluation environnementale des projets de gestion dynamique de trafic.

Les modèles dynamiques permettent de modéliser finement l'écoulement du trafic sur une section donnée et notamment l'apparition, la propagation et la dissipation des congestions sur le réseau.

Deux approches sont classiquement distinguées :

- les modèles macroscopiques, qui représentent le trafic comme un flux, caractérisé typiquement par un débit, une vitesse et une concentration,
- les modèles microscopiques, qui décrivent explicitement les déplacements des véhicules et leurs interactions pour y introduire une variabilité de comportement via des tirages aléatoires de certains paramètres. Celle-ci implique donc l'utilisation de réplifications pour produire des résultats représentatifs d'une situation moyenne.

Une dernière approche, mésoscopique, est parfois identifiée. Elle correspond bien souvent à des approches hybrides entre macroscopique et microscopique.

Ces modèles, qui décrivent mieux les dynamiques des véhicules, sont plus pertinents pour une application en évaluation environnementale. Toutefois, comme dit précédemment, la précision apparente de ces modèles ne doit pas faire oublier les incertitudes, potentiellement fortes associées aux résultats.

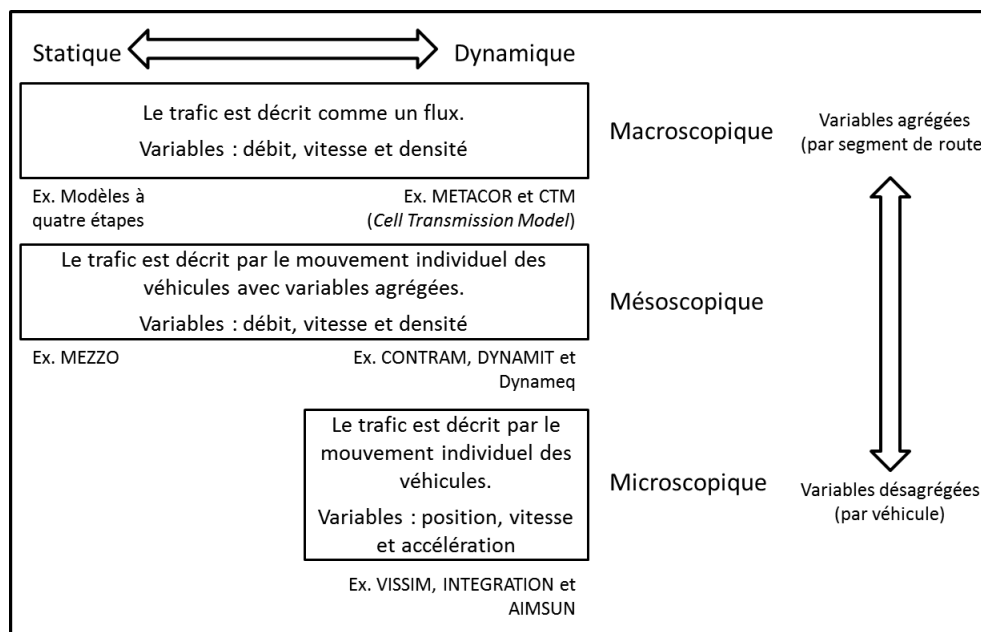


Figure 2 Schéma de classification des modèles de trafic en fonction du niveau de détail temporel (statique et dynamique) et du niveau de détail de la représentation de l'écoulement des véhicules (source : thèse de T. Vieira Da Rocha, 2013)

## 1.3. Modèles d'émission de polluants

### 1.3.1. Les principaux polluants

On distingue deux catégories de polluants :

- les polluants locaux, qui contribuent à la pollution de proximité et ont des effets avérés sur la santé humaine (ex : gêne respiratoire, asthme, substances cancérigène, etc.) ;
- les gaz à effet de serre, dont les concentrations dans l'atmosphère augmentent du fait des activités humaines, qui contribuent au changement climatique.

Pour ces derniers, la concentration de dioxyde de carbone CO<sub>2</sub>, émis à plus de 30% par le transport routier, est suivie. C'est également un traceur de la consommation énergétique.

Une liste non exhaustive des polluants locaux est dressée ci-dessous :

- Les oxydes d'azote : NO<sub>x</sub> (NO+NO<sub>2</sub>).

L'oxyde d'azote est émis à l'échappement et est rapidement oxydé en NO<sub>2</sub>. Ils sont émis à 56% par les transports routiers (INERIS, 2013), ce qui en fait des traceurs du trafic routier. Le NO<sub>2</sub> est un gaz irritant pour les bronches, dont la concentration dans l'air est réglementé.

- Le monoxyde de carbone (CO).

En 2011, 12 % des émissions de CO sont imputables au transport routier (INERIS, 2013), les concentrations dans l'air ambiant sont toutefois rarement élevées vis-à-vis des seuils à respecter.

- Les composés organiques volatils (COV).

Ils regroupent un grand nombre de substances chimiques, dont le benzène qui est reconnu comme étant cancérigène.

- Les particules PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>.

Elles sont émises à l'échappement principalement par les véhicules diesel et hors échappement et constituent un fort enjeu de santé publique.

- Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

En constante augmentation, car leur émission à l'échappement n'est pas réglementé par les normes Euro (sauf pour l'un d'entre eux, reconnu comme étant cancérigène, le benzo[a]pyrène).

Ces principaux polluants (CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, COV) sont estimés par la majorité des modèles à partir des fonctions d'émissions établies grâce à des mesures sur banc d'essai. Les autres polluants, pour lesquels peu de données existent, sont pourtant associés à de fortes préoccupations sanitaires (PM, HAP, etc.).

### 1.3.2. Les principaux phénomènes d'émissions

Les émissions liées au trafic routier sont de quatre ordres.

- Les émissions à l'échappement.

Les émissions à chaud, liées aux phénomènes de combustion, sont fortement dépendantes des conditions de circulation (niveau et dynamique de la vitesse), mais aussi des conditions d'utilisation du véhicule (charge, trajets), et de fonctionnement du moteur (liées également au comportement de conduite).

Les surémissions à froid, sont des émissions liées au démarrage. Elles dépendent des catégories de véhicules, de la vitesse, etc. et concernent principalement le CO, les PM et les COV.

- Les émissions d'évaporation de carburant.

L'émission par évaporation du carburant a lieu lors de la circulation, après un trajet quand le moteur est encore chaud, ou lors du stationnement. Les polluants concernés sont les COV et le benzène. Elles représentent un volume relativement limité.

- Les émissions par usure / abrasion.

Ce phénomène concerne l'émission de particules et de métaux lourds, liée à l'utilisation des freins (Cuivre, Zinc), l'usure des pneumatiques (hydrocarbures, etc.) et l'abrasion de l'infrastructure (HAP, etc.). Il n'est pas pris en compte par les outils de calcul des émissions.

- Les émissions liées à la remise en suspension causée par le trafic.

Il s'agit de la remise en suspension des particules déposées sur la chaussée. Ce phénomène est mal connu et n'est généralement pas pris en compte par les outils.

Les émissions varient avec :

- les conditions de trafic (vitesses, différents modes, historique..)

Tous les polluants ne sont pas affectés de la même manière par ces paramètres. Par exemple, les NOx ont un comportement différent des autres polluants : ils sont majoritairement émis aux vitesses moyennes alors que les autres polluants sont davantage émis aux hautes et basses vitesses.

- les caractéristiques du véhicule (motorisation, âge, poids, carburant, ...) et du conducteur (style de conduite)

Elles dépendent en particulier de la composition du parc automobile. Cette donnée est déterminée, suivant la zone d'étude (urbain, rural, autoroutier), grâce à un modèle de parc et a parfois été adaptée localement grâce à la mesure (lecture de plaques d'immatriculation).

- les caractéristiques de l'infrastructure (pente, type d'intersection,..)
- les conditions opératoires (humidité environnante, etc.)

### 1.3.3. Les modèles d'émissions existants

Le rapport LICIT 09-01 (Can , 2009), la thèse de Massoud Fallah (Fallah, 2014) proposent un état de l'art sur les modèles d'émissions existants. Ils décrivent notamment une classification des modèles suivant l'échelle d'étude et la prise en compte de l'état de trafic (ou données d'entrée des modèles d'émissions), qui définit sept ou huit catégories de modèles.

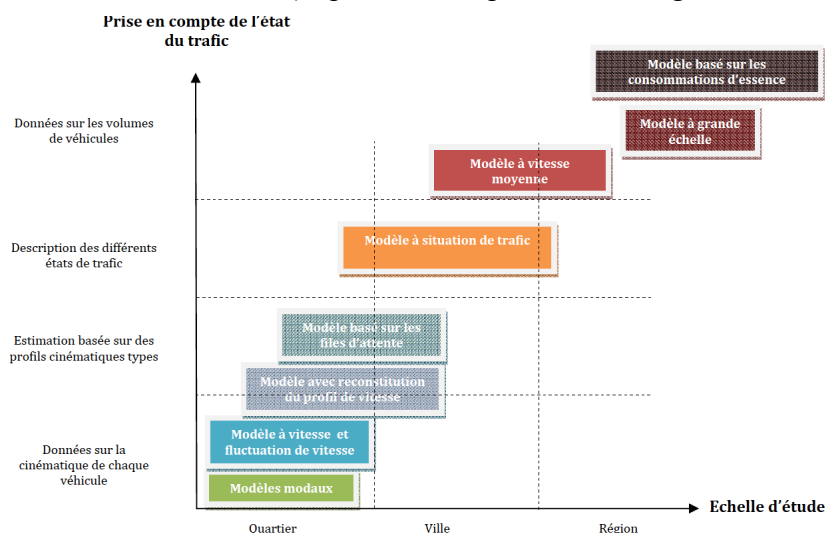


Figure 3 Classification des modèles d'émissions en fonction de l'échelle d'étude et de la façon de prendre en compte l'état de trafic (source : rapport LICIT 09-01 – (Can, 2009))

Modèles	Echelle d'application	Données d'entrée	Sorties et application	Logiciels
<b>Basés sur les consommations de carburant</b>	Pays	Consommation des différentes catégories de véhicule	Inventaire d'émissions (Métaux, PM, CO, NOx, SO2, Pb, 4 HAP, COVNM)	IPCC
<b>Utilisant des facteurs d'émission agrégés basés sur un kilométrage moyen annuel</b>	Pays Région	Nombre de véhicules Kilométrage moyen	Inventaire d'émissions (Métaux, PM, CO, NOx, SO2, Pb, 4 HAP, COVNM)	NAEI HUGREL
<b>Basés sur les vitesses moyennes</b>	ville	Vitesses moyennes	Inventaire d'émissions Modèle de dispersion Tous les polluants	COPERT EMFAC
<b>S'appuyant sur une description plus fine de l'état du trafic</b>	Ville quartier	Vitesses moyennes Situation de trafic	Inventaire, dispersion La plupart des polluants sauf non--échappement	HBEFA ARTEMIS
<b>S'appuyant sur les variables caractéristiques du trafic</b>	Quartier	Cycle de conduite	Emissions échappement, modèle de dispersion	TEE Matzoros
<b>Avec description fine des cycles de conduite</b>	Intersection Quartier	Cycle de conduite	Emission s'échappement Modèle de dispersion	VERSIT+ MEASURE
<b>Modaux et instantanés</b>	Intersection Quartier	Cycle de conduite Données du véhicule	Emissions échappement Détails pour les échelles spatiale et temporelle	VeTESS PHEM

Figure 4 Classification des modèles d'émissions (source : thèse Massoud Fallah, 2014)

Dans ce rapport, on s'intéressera plus spécifiquement à trois outils de calcul d'émissions de polluants routiers, issus des travaux menés depuis une vingtaine d'années au sein de nombreux programmes de recherche européen. Ces projets ont permis de définir les éléments méthodologiques et de recenser les données nécessaires aux calculs d'émissions.

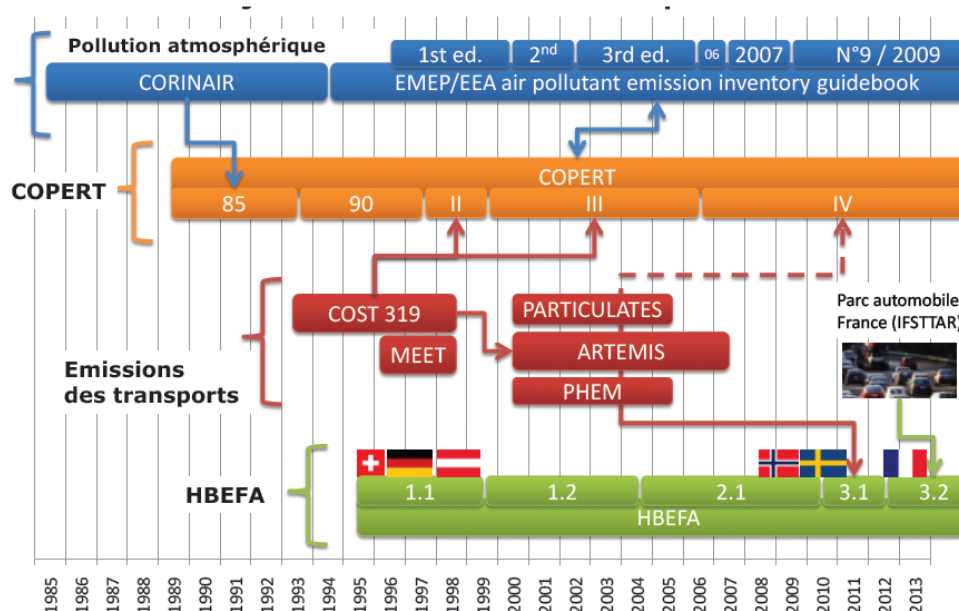


Figure 5 Relation entre projets de recherche européens et modèles d'émissions (source : rapport Setra (Muller-Perriand, 2012))

En effet, ces modèles sont des modèles empiriques, s'appuyant sur des mesures effectuées sur bancs d'essai pour véhicules légers, des bancs moteurs pour les poids-lourds, ou des mesures embarquées. Les cycles de conduite utilisés ont été mesurés sur des parcours réels de véhicules.

## COPERT IV

Le logiciel COPERT est développé par la société Emissia, à partir du guide européen (Guidebook EMEP / EAA , 2009). C'est un modèle basé sur les vitesses moyennes (Fig. 6 forte variabilité des mesures), il est par conséquent bien adapté à l'évaluation des émissions à des échelles spatio-temporelles importantes. Il permet de dresser des inventaires d'émissions et de faire des projections dans le futur. Les données trafic très agrégées, qu'il nécessite en entrée, sur un réseau national par exemple et de longues périodes de temps (typiquement une année), sont aisément accessibles aux exploitants routiers.

De nombreux outils, s'appuyant sur les fonctions d'émissions COPERT, ont vu le jour (CopCETE, MOCAT, etc.) permettant ainsi d'estimer les émissions à l'échelle d'un tronçon de route et pour la période temporelle souhaitée (en fonction des données de trafic disponibles).

Cette utilisation plus locale de la méthodologie COPERT suppose que les conditions de circulation sur l'axe ou le réseau considéré, soient correctement représentées par une vitesse moyenne. Elle n'a pas été validée, et doit être manipulée avec précaution.

Il ne permet notamment pas d'estimer la différence, pour une même vitesse moyenne, entre les quantités de polluants émises en régime fluide et en régime congestionné. Il semble donc

peu pertinent pour évaluer l'impact d'une stratégie de régulation modifiant le niveau de congestion.

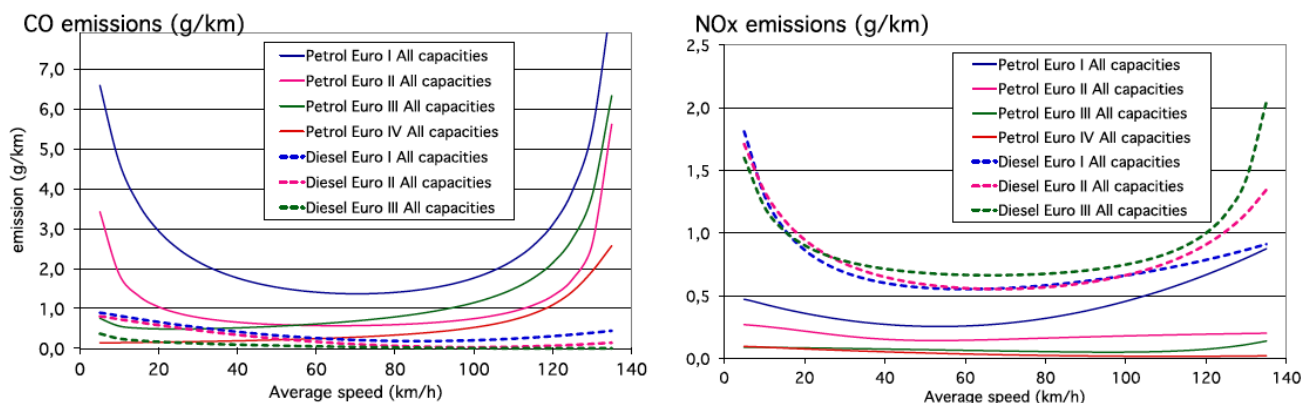


Figure 6 Courbes d'émission types de la méthode Copert4 : CO et NOx (tous types de voitures essence et diesel) (André, 2012)

### HBEFA 3.2

Le modèle à situation de trafic HBEFA (Handbook of emission factors) s'appuie sur des facteurs d'émission discrets (en g/km) pour des situations de trafic prédéfinies. Ainsi, à la différence des modèles basés sur les vitesses de parcours moyennes, il tient compte des conditions de circulation. Pour cela, le modèle s'appuie sur des états de trafic prédéfinis au travers d'une base de cycles de conduite (urbains, ruraux, autoroutiers), dérivés statistiquement de mesures en situation réelle de conduite.

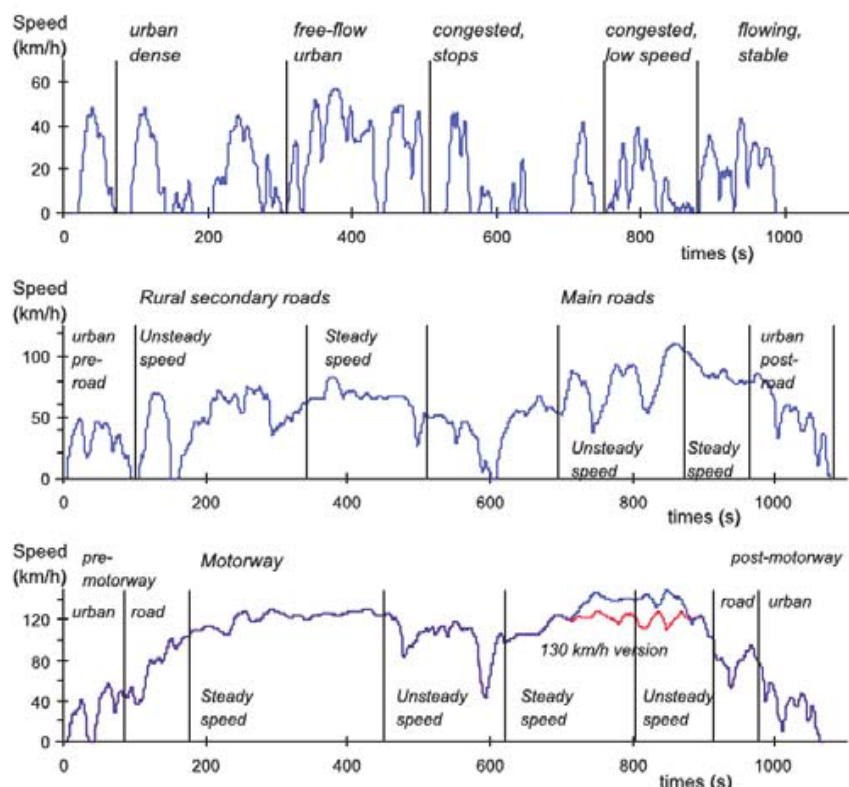


Figure 7 Constitution des cycles de conduite ARTEMIS (André, 2004)

Dans le logiciel HBEFA, les situations de trafic sont déterminées à partir de quatre facteurs :

- le type de zone (urbaine ou rurale),
- le type de voies (les catégories sont basées sur une organisation hiérarchique et fonctionnelle du réseau),
- la vitesse limite,
- le niveau de service (fluide, chargé, quasi-saturé et stop&go).

Ce dernier est défini de manière qualitative dans la méthodologie et l'utilisateur peut avoir du mal à décrire cette donnée d'entrée du modèle (fig.8 et 9).

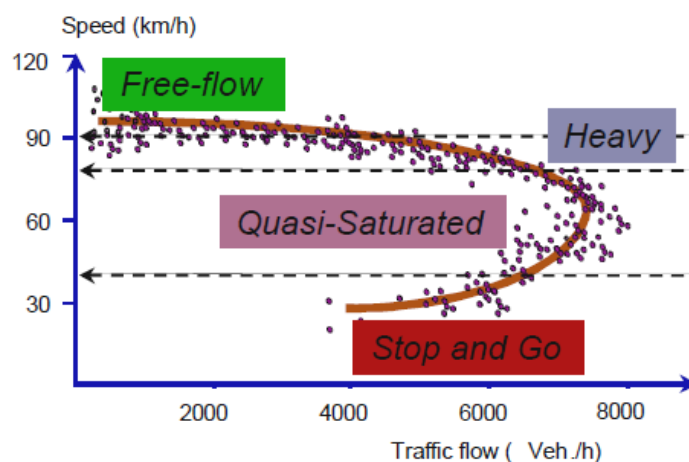


Figure 8 Niveaux de service au sens HBEFA (Source Artemis final report, André et al. 2006b)

Traffic level and conditions		Indicative speed range in km/h (passenger cars)	
		Motorway, 110 km/h	Road, 50 km/h
1	Free flowing conditions, low and steady traffic flow. Constant and quite high speed.	90 - 120	45 - 60
2	Free flowing with heavy traffic. Constraint but quite constant speed.	70 - 90	30 - 45
3	Heavy and unsteady flow, quite saturated traffic. Variable intermediate speeds, with possible stops.	30 - 70	15 - 30
4	Stop and go. Heavily congested flow, stop and go or gridlock. Variable and low speed and stops.	5 - 30	5 - 15

Figure 9 Exemple de détermination des niveaux de services (André et al., 2006)

Ce type de modèle, tout comme COPERT, est approprié à une évaluation des émissions à une échelle spatio-temporelle large, même si techniquement il peut être mis en œuvre à des échelles inférieures (échelle du quartier, d'un aménagement urbain). Toutefois, il n'est pas approprié à l'évaluation de stratégies de régulation fines, qui correspondent à une dimension spatiale moindre que celle utilisée pour construire les cycles de conduite de ces modèles. En revanche, il peut être approprié pour estimer à l'échelle d'une agglomération l'impact d'une modification du plan de circulation ou l'application de stratégies de régulation de trafic, par exemple.



## PHEM 11

Phem (Passenger car and Heavy-duty Emission Model) est développé depuis 2000 à l'Institut Technologique de Graz en Autriche, dans le cadre de projets européens. Initialement, la méthode a été développée pour les Poids Lourds (PL). Il modélise aussi aujourd'hui les VP et VUL.

Ce modèle donne l'émission instantanée (g/s) produite par un moteur en fonction de sa vitesse (rpm) et de sa charge (torque). Des mesures de consommation de carburant et d'émission sont réalisées en testant des combinaisons constantes de vitesse de moteur et de charge (avec un dynamomètre moteur). Des matrices sont réalisées pour une vitesse constante ou pour un régime accéléré/décéléré. Un modèle complémentaire doit être utilisé, pour définir la charge et la vitesse du moteur en fonction de la vitesse du véhicule, la pente de la route et les changements de vitesse.

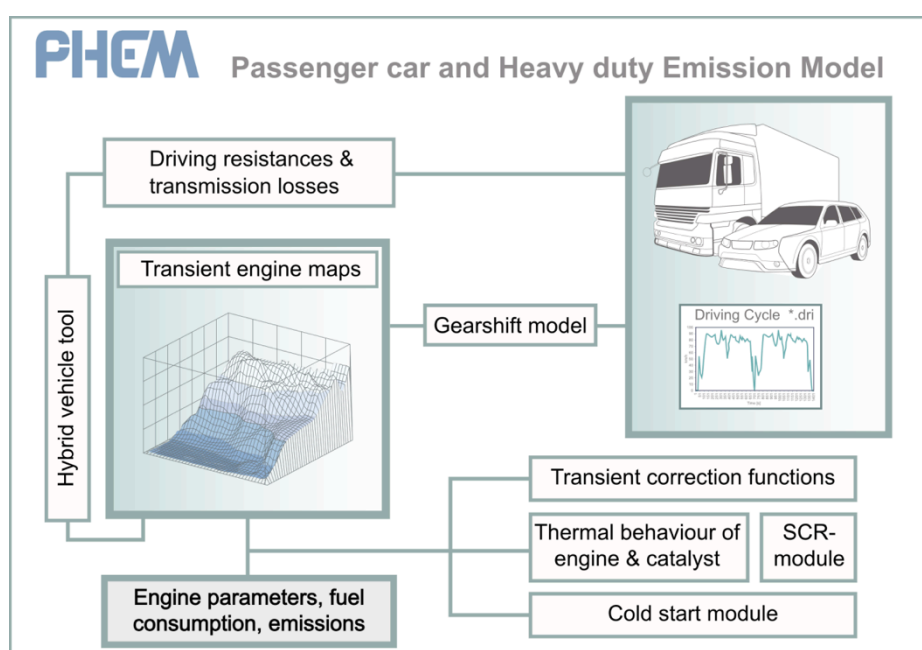


Figure 10 Schéma de fonctionnement de Phem (manuel d'utilisateur)

### **Dynamique du trafic**

Pour pouvoir caractériser les enjeux environnementaux d'une mesure de gestion de trafic, les modèles d'émissions doivent nécessairement être sensibles aux effets de la dynamique de trafic.

Cette relation à la dynamique du trafic est plus ou moins directe en fonction de la nature du modèle d'émission considéré. Ainsi, pour les modèles d'émissions agrégés, les conditions de trafic sont caractérisées par une vitesse moyenne, qui se veut représentative d'un cycle de conduite dynamique qui a été reproduit sur un banc à roulement pour différentes catégories de véhicules.

D'après (Smit et al., 2008), cette description agrégée permet toutefois d'intégrer, même indirectement, les phénomènes de congestion à une échelle spatio-temporelle étendue. En

effet, des indicateurs de congestion, tels que le nombre d'arrêts ou la proportion passée à l'arrêt, calculés pour les cycles de conduite sur lesquels sont basés ces modèles, permettent d'affirmer que ces cycles contiennent de la congestion. En revanche, le degré de congestion des cycles n'est pas spécifié. Cette donnée pourrait permettre de délimiter plus précisément le domaine de validité des modèles.

## 2. Les chaînes de modélisation

### 2.1. Problématique du couplage environnemental

La problématique du couplage environnemental réside dans l'interfaçage des modèles, c'est-à-dire dans la manière de choisir les sorties du premier modèle (de trafic) pour en faire des données d'entrée du second modèle (modèle d'émissions). En effet, ces derniers sont traditionnellement développés et validés à partir de données de trafic réelles (cycles de conduite reproduits sur banc d'essai). Par conséquent, il convient d'être prudent, lorsqu'on utilise, en entrée de ces modèles, des données de trafic simulées, ou toute mesure de trafic sur site, qui diffère des conditions opératoires ayant conduit à la génération des facteurs d'émissions.

D'autre part, lorsqu'il s'agit d'évaluer une mesure de gestion de trafic, les erreurs sur l'estimation des émissions, provenant du modèle couplé trafic - émissions de polluants, doivent impérativement être mises en regard avec les gains attendus par la mise en œuvre de cette stratégie. Ce document se propose de se concentrer sur les erreurs associées à la fiabilité des données de trafic pour l'évaluation des émissions de polluants liées au trafic routier.

L'enjeu de l'étude, la qualité des estimations des émissions attendue, les contraintes en terme de disponibilités de données et de temps de calcul, etc. sont autant de facteurs qui déterminent la stratégie de couplage des modèles de trafic et d'émissions de polluants retenue. Un certain nombre de ces stratégies sont abordées dans les paragraphes ci-dessous. Elles sont présentées suivant le modèle d'émission utilisé, car ce choix fixe les données de trafic nécessaires en entrée du modèle. Sont ensuite déclinées les stratégies permettant d'accéder à ces données à partir des modèles de trafic, à la lumière de l'échelle spatio-temporelle considérée. Cette description s'apparente à une « matrice » des couplages possibles à laquelle il faut ajouter la question de l'échelle spatio-temporelle.

Etant donné qu'on cherche à caractériser l'exposition des populations à la pollution de l'air, la répartition spatiale des trafics et de leurs émissions est une des dimensions du problème. Les chaînes de modèles les plus agrégées qui permettent de faire des inventaires d'émissions à l'échelle nationale ou de l'agglomération ne sont pas les mêmes que celles qui nous permettront d'évaluer un aménagement urbain.

En milieu périurbain et urbain, les phénomènes de congestion à certaines périodes de la journée rendent nécessaires la prise en compte de la dynamique du trafic. Afin d'évaluer les émissions liées aux périodes de congestion, il faut donc adopter une échelle temporelle plus fine, qui n'est pas toujours compatible avec le domaine de validité des modèles d'émissions.

L'impact environnemental de mesures locales apparaît souvent insignifiant à une échelle plus large (quartier, ville) et agrégé temporellement (journée, année), car dilué parmi les contributions de toutes les sources de pollutions atmosphériques et les incertitudes des différents outils. Afin d'évaluer l'effet potentiel des mesures de gestion de trafic sur la pollution de l'air, il faut donc être en capacité de localiser les émissions liées au trafic, afin de caractériser localement des concentrations élevées, voire des dépassements de seuils et de les mettre en regard avec les populations exposées.

## **2.2. Evaluation de stratégies de régulation de trafic**

De nombreuses études recensant l'impact des stratégies de régulation du trafic et des aménagements urbains sur les quantités de polluants émis peuvent être trouvées dans la littérature. Certaines d'entre elles sont répertoriées dans rapport LICIT 09-01 (Can et al., 2009).

On peut constater que bien qu'elles s'appuient sur des méthodes souvent différentes (mesures avant/après, modélisation s'appuyant sur une représentation plus ou moins fine du trafic), ces études se rejoignent sur le fait que les stratégies de régulation du trafic limitant les fortes accélérations et les redémarrages, sont les plus bénéfiques pour l'environnement.

Néanmoins, une des limites généralement rencontrées lors de l'étude de l'impact environnemental de stratégies de régulation, est que la quantité de déplacements induits est très difficile à prendre en compte. Par exemple, l'amélioration d'une infrastructure fluidifie l'écoulement, mais va également générer de nouvelles demandes de déplacements. On peut arriver à des résultats contradictoires si on ne prend pas en compte cette demande. De ce fait, il semble important de considérer l'impact des stratégies sur les émissions spécifiques (g/km), mais également leur impact sur les émissions absolues (en g ou en tonnes). Il n'est pas systématique en effet qu'un gain en termes d'émissions spécifiques se traduise par un gain en émissions absolues. Afin d'évaluer l'impact de stratégies de régulation de trafic sur les émissions, il est par conséquent nécessaire de disposer non seulement des caractéristiques cinématiques du flux de véhicules, mais aussi des quantités de déplacement.

En outre, les gains attendus pour une mesure de régulation de trafic étant ténus, notamment vis-à-vis des incertitudes des modèles, une chaîne de modélisation agrégée ne semble pas être très adaptée. Les parties suivantes de ce rapport se proposent d'explorer d'autres approches.

### ***Une approche « modélisation microscopique »***

Afin d'évaluer l'impact environnemental d'aménagements urbains, il est nécessaire d'adopter une approche d'analyse détaillée. C'est le cas par exemple dans (Ahn et al., 2009), où différents ralentisseurs et types d'intersections (rond-points, stop) sont comparés en terme d'émissions à partir de données GPS couplées aux lois microscopiques VT-micro.

Toutefois nous verrons que cette stratégie d'évaluation environnementale a ses limites et qu'à grande échelle, il faut parfois se « contenter » d'un modèle d'émission agrégé.

### ***Une approche « simulation de trafic dynamique et modèle d'émission agrégé »***

Que le modèle d'émission soit à vitesse moyenne ou à situation de trafic, les émissions sont fortement corrélées aux états de trafic. Les modèles de trafic microscopiques représentent une source d'information riche qui permet de caractériser le trafic à une échelle spatio-temporelle adaptée à l'évaluation de stratégies de régulation de trafic. La principale limite réside cette fois dans le fait de mettre en œuvre un modèle d'émission en dehors de son modèle de validité.

### 3. Couplage avec un modèle d'émission instantané

Dans un premier temps, on se concentrera sur les modèles d'émissions les plus exigeants, car ils nécessitent en entrée, des données de trafic à l'échelle du véhicule (profil de vitesse).

#### 3.1. Données de trafic issues d'un modèle microscopique de trafic

A l'échelle locale et à l'échelle temporelle la plus fine, la chaîne de modélisation permettant de mener une évaluation environnementale potentiellement précise est constituée d'un modèle microscopique de trafic (par exemple Symuvia) et d'un modèle instantané d'émissions (par exemple Phem). En effet, cette chaîne de modèles permet une prise en compte de manière explicite de la congestion grâce aux trajectoires simulées (position des véhicules à chaque instant).

Toutefois, selon Jie et al (2013), afin d'estimer les émissions de polluants de façon fiable, les caractéristiques des trajectoires des véhicules simulées devraient être similaires aux trajectoires réelles. Or, les modèles de trafic produisent des trajectoires simplifiées, qui sont avant tout destinées à étudier les situations de trafic. Elles ne sont a priori pas conçues et calées pour estimer des émissions.

Dans cette étude, la chaîne de modélisation utilisée est constituée du modèle microscopique de trafic VISSIM et le modèle d'émission VERSIT +. Elle est appliquée sur une intersection à Rotterdam en recherchant à optimiser les paramètres de calage du modèle de trafic pour correspondre aux distributions de vitesses et d'accélération observées (fig.11). Dans ce cas, les écarts observés, en terme d'émissions CO<sub>2</sub> et de NO<sub>x</sub> de l'ordre de 10% entre un calage par défaut du modèle de trafic et un calage optimisé pour l'estimation des polluants.

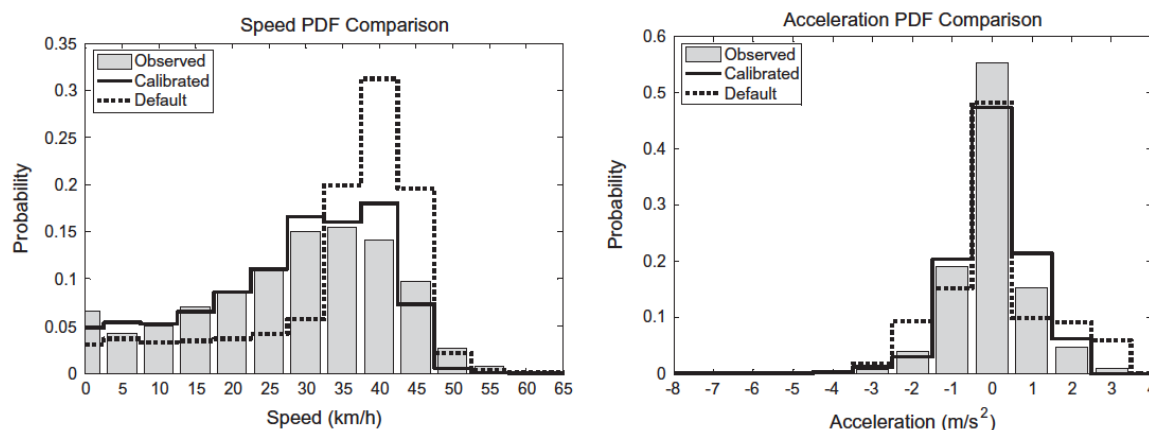


Figure 11 Comparaison des distributions de vitesses et d'accélération mesurées, simulées avec un calage optimisé ou non (source : Jie et al. 2013)

Les travaux de thèse de T. Vieira Da Rocha (2013) ont permis d'évaluer les incertitudes liées à l'utilisation d'un modèle microscopique de trafic pour estimer les émissions de polluants. Ainsi, (i) l'influence sur les émissions de la précision des données de trafic, et (ii) l'influence des paramètres et du calage du modèle de trafic ont été étudiés.

### 3.1.1. Cycles de conduite théoriques

Une étude préliminaire sur des cycles de conduite théoriques a permis de caractériser les enjeux vis-à-vis des paramètres cinématiques : vitesse, accélération et décélération.

#### A l'échelle du véhicule

Afin de quantifier les erreurs sur les émissions lorsqu'on utilise une trajectoire simplifiée, un ensemble de cycles théoriques composés de trois phases (accélération, vitesse stabilisée, décélération) caractérisés par une vitesse maximale  $V_{max}$ , une accélération et une décélération, ont été étudiés au regard de ces paramètres. Les résultats convergent vers une forte influence de la valeur de la vitesse maximale atteinte et une plus faible influence des valeurs d'accélération et de décélération (fig.12, respectivement fig.13), particulièrement pour  $V_{max}$  inférieure à 12m/s.

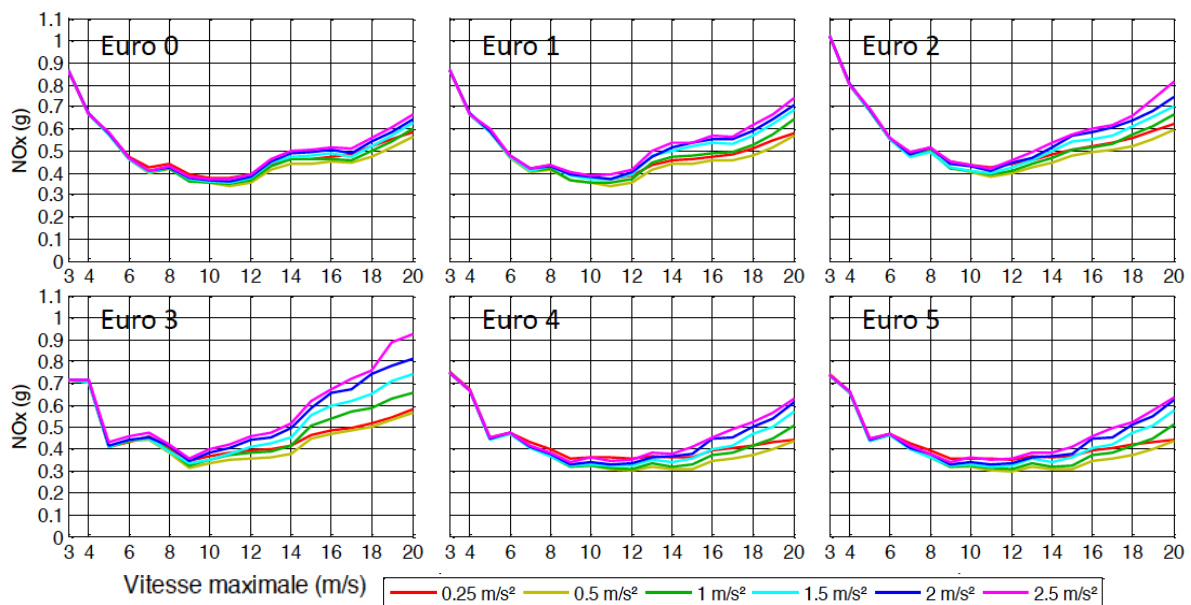


Figure 12 Ecart sur l'estimation des NOx sur un profil d'accélération en fonction des vitesses maximales atteintes pour différentes valeurs d'accélération (Véhicules Diesel)

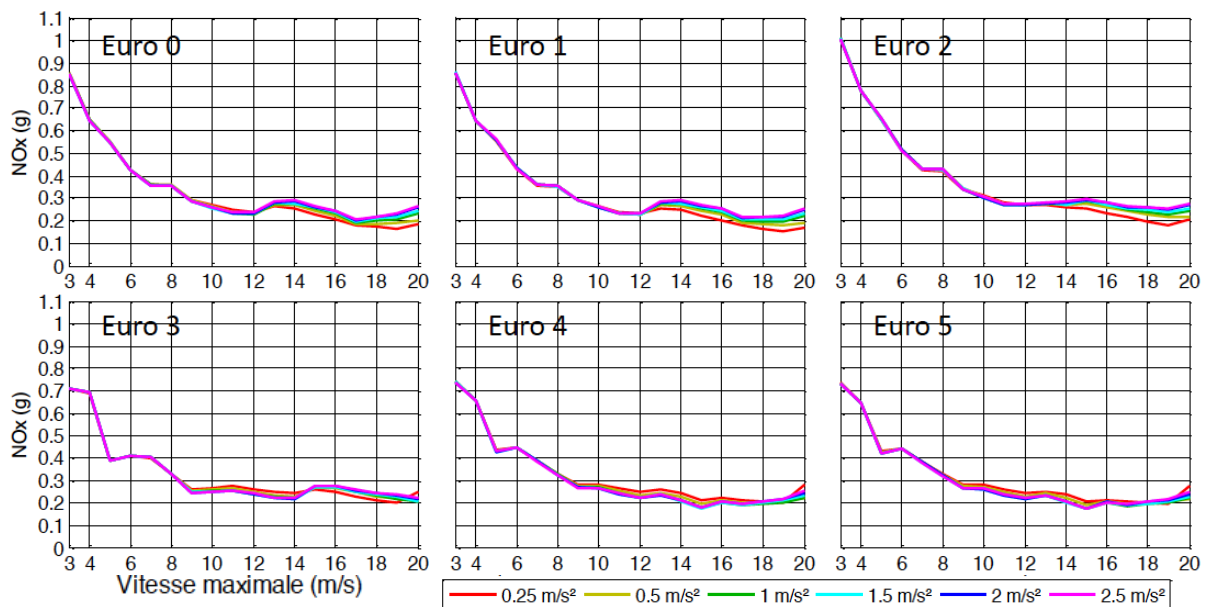


Figure 13 Ecart sur l'estimation des NOx sur un profil de décélération en fonction des vitesses maximales atteintes pour différentes valeurs de décélération (Véhicules Diesel)

Ainsi, à l'échelle d'un cycle de conduite, on peut observer les effets de compensation en fonction de la distance parcourue, par exemple sur la consommation, pour des véhicules diesel Euro 4 (fig.14), sauf pour les faibles accélérations et décélérations ( $0.25\text{m/s}^2$ ).

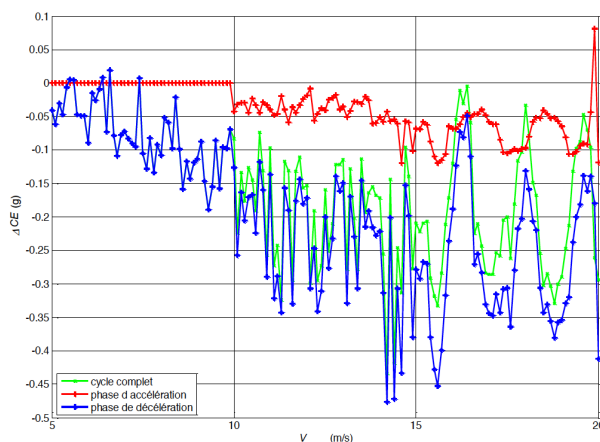


Figure 14 Erreur cumulée sur la consommation pour des profils d'accélération et de décélération atteignant  $V_{\max}=15\text{m/s}$  (PHEM, véhicules Diesel Euro 4)

### Un ensemble de véhicules

On s'intéresse cette fois à un ensemble de véhicules, pour lesquels les valeurs d'accélération et de décélération sont distribuées, afin de représenter des comportements de conduite variés et plus réalistes. Pour un nombre important de véhicules ( $N>100$ , suivant la loi des grands nombres), choisis pour respecter une composition de parc automobile urbain français (CETU, 2012), on compare la consommation associée d'une part à des paramètres moyens d'accélération et de décélération et d'autre part à des paramètres distribués (fig.15). On constate que les écarts sont très faibles, notamment pour  $V_{\max}$  inférieur à  $10\text{m/s}$ , et que les erreurs locales relatives aux phases d'accélération sont inférieures à celles relatives aux phases de décélération.

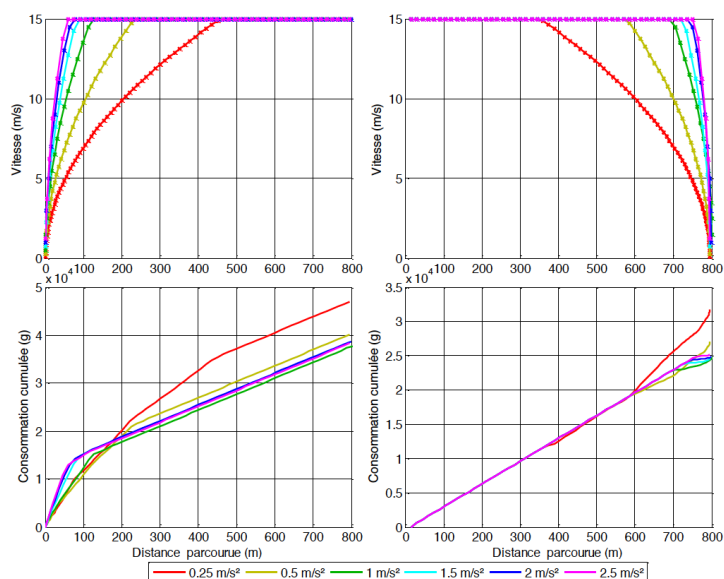


Figure 15 Ecart sur la consommation pour un ensemble de trajectoires aux paramètres d'accélération et de décélération moyennés ou distribués.

En moyenne sur toutes les vitesses maximales considérées, la prise en compte d'une accélération (respectivement décélération) moyenne, conduit à une sous-estimation de la consommation de 0,3%. Ces résultats montrent que s'appuyer sur des valeurs d'accélération et de décélération moyennes peut être suffisant pour estimer les émissions d'un flux de véhicules.

De même, sur la figure 16, on constate qu'autour de valeurs moyennes d'accélération et de décélération (par exemple respectivement  $0,8\text{m/s}^2$  et  $-1\text{m/s}^2$ ), la consommation et les émissions de NOx varient peu, en particulier pour les cycles de conduite associés à des  $V_{\max}$  inférieurs à  $12\text{m/s}$ .

Par conséquent, les émissions peuvent être estimées à partir d'un modèle microscopique de trafic, sans avoir à étalonner la distribution des valeurs d'accélération et de décélération, qui sont des paramètres difficiles à estimer.

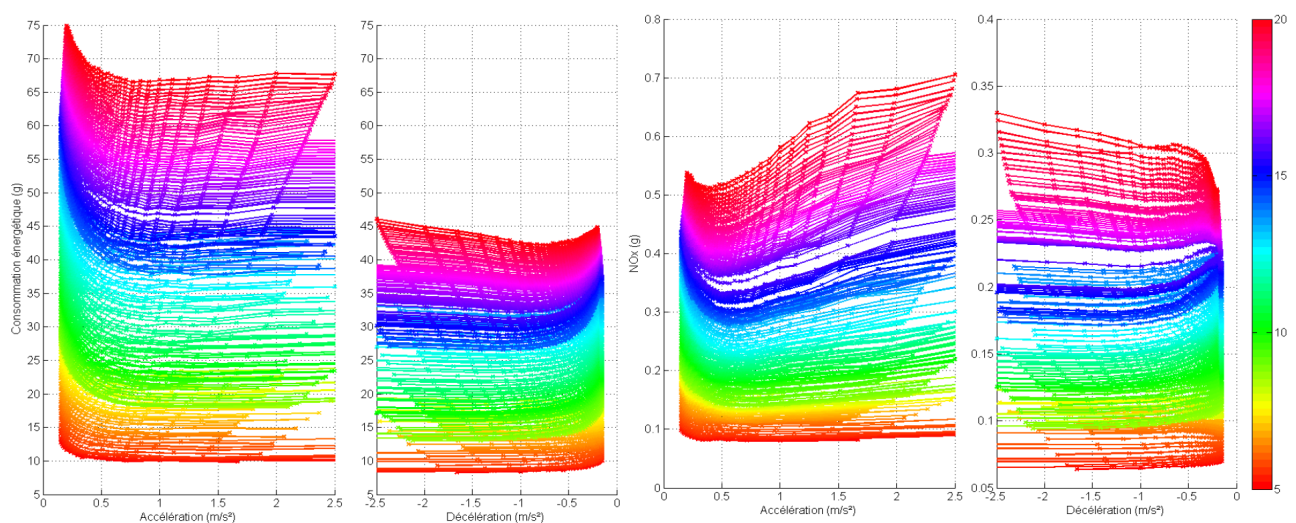


Figure 16 Influence de l'accélération (resp. décélération) sur la consommation et les émissions de NOx pour différentes valeurs de vitesse maximale (colorimètre).

### 3.1.2. Paramètres de calage des modèles de trafic

Différents tests ont été élaborés afin d'évaluer l'influence du modèle de loi de poursuite sur l'estimation des émissions de polluants (Vieira Da Rocha et al., 2015 part D ?). Ainsi, les émissions déterminées avec le modèle instantané Pphem, ont été calculées à partir de trajectoires réelles, et comparées aux émissions calculées à partir des trajectoires simulées grâce à deux modèles de poursuite.

Les deux modèles utilisés sont les modèles de Gipps (Gipps, 1981) et de Newell (Newell, 2002) (fig. 17).

Ces lois de poursuite ont été calées à l'échelle du véhicule (T1) et du peloton de véhicules (T2). Ce deuxième cas test prend en compte la propagation de l'erreur de véhicule en véhicule en optimisant les paramètres de calage pour chaque véhicule. Or, en réalité, on ne dispose souvent que de paramètres moyens (au mieux les paramètres sont tirés aléatoirement parmi une distribution de paramètres et assignés aux véhicules générés), ce qui dégrade les résultats. Un troisième cas test intègre est donc basé sur des paramètres de calage moyens (T3).



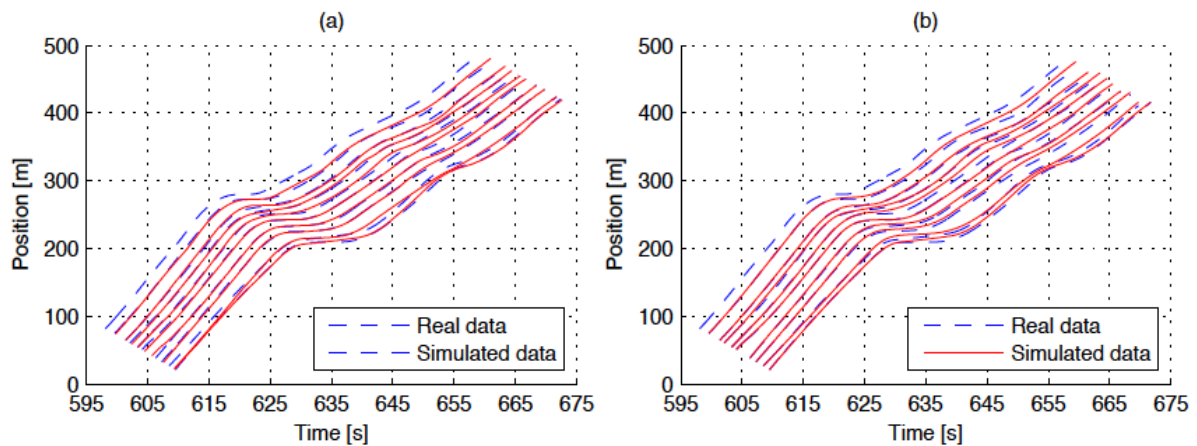


Figure 17 Trajectoires réelles et simulées avec le modèle de (a) Newell, (b) Gipps – source (Vieira et al, 2015)

Les trajectoires des véhicules utilisées sont issues des enregistrements vidéo effectués à Emeryville en Californie (base de données I-80 NGSIM, 2006). Les trajectoires associées aux neuf pelotons de dix véhicules ont dans un premier temps été filtrées avant de caler la loi de poursuite et d'estimer les émissions.

Le calage des modèles de poursuite doit permettre de minimiser la moyenne quadratique des écarts entre la vitesse des trajectoires originales et des trajectoires simulées (RMSE de la vitesse).

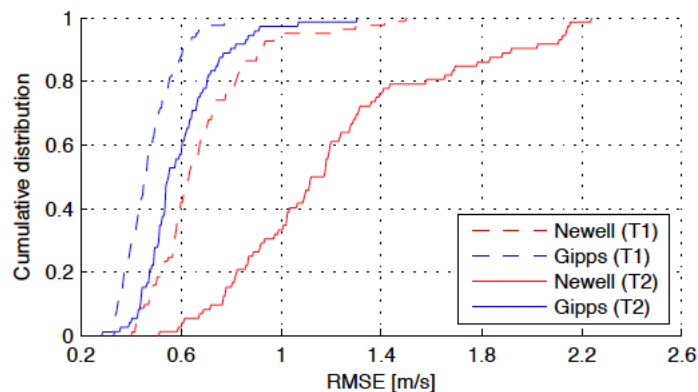


Figure 18 Fonction de répartition des erreurs sur la vitesse pour Newell et Gipps, calés pour une paire de véhicules (T1) et un peloton (T2) – source (Vieira et al, 2015)

Les résultats pour les cas tests T1 et T2 sont présentés sous la forme de fonctions de répartition des erreurs sur la vitesse (fig.18) et des erreurs locales (à l'échelle du véhicule) et globales (à l'échelle du peloton) sur la consommation, les émissions de NOx et de PM (fig.19).

Le RMSE moyen pour le cas T1, est de 0.5 (0.7m/s) pour Gipps (respectivement Newell) et passe à 0.6 (1.2m/s) pour le cas T2. Le modèle de Gipps semble donc moins sensible à la propagation de l'erreur dans le peloton. Toutefois, d'un point de vue du trafic, les deux modèles donnent des résultats satisfaisants.

Sur la figure 19, on observe les erreurs locales et globales sur les émissions pour ces deux cas de figures. Les erreurs locales varient peu entre les cas T1 et T2 et sont quasi nulles pour le modèle de Newell.

L'erreur globale moyenne obtenue avec le modèle de Newell (respectivement de Gipps) est égale à -2.6% (-9.6%) pour la consommation, -2.2% (-14.1%) pour les émissions de NOx et -

2.8% (-12.8%) pour les émissions de PM. Ces résultats confirment que le modèle de Newell est le plus adapté à l'estimation des émissions.

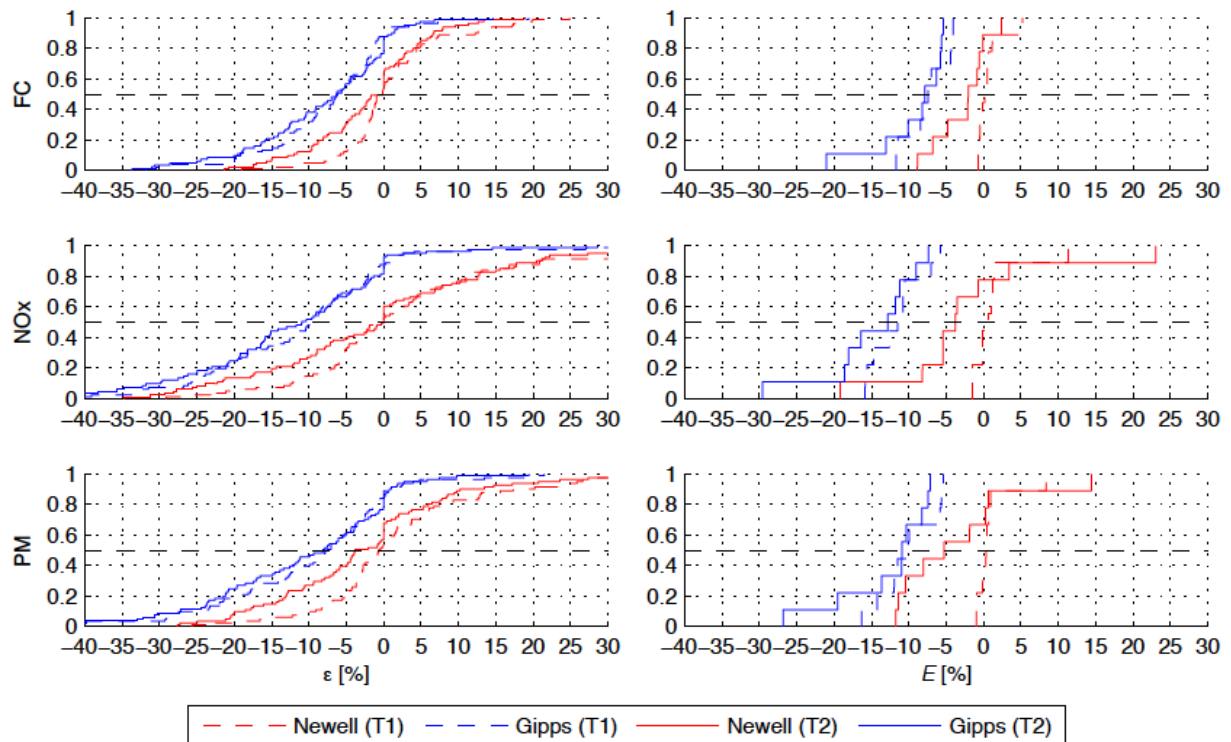


Figure 19 Fonctions de répartition des erreurs sur la consommation, les émissions de NOx et de PM associées aux trajectoires issues des modèles de Newell et de Gipps, calés suivant T1 et T2 – source (Vieira et al, 2015)

Enfin, la figure 20 représente les erreurs associées aux trajectoires issues du modèle de Gipps calé avec des paramètres moyens sur l'ensemble des véhicules.

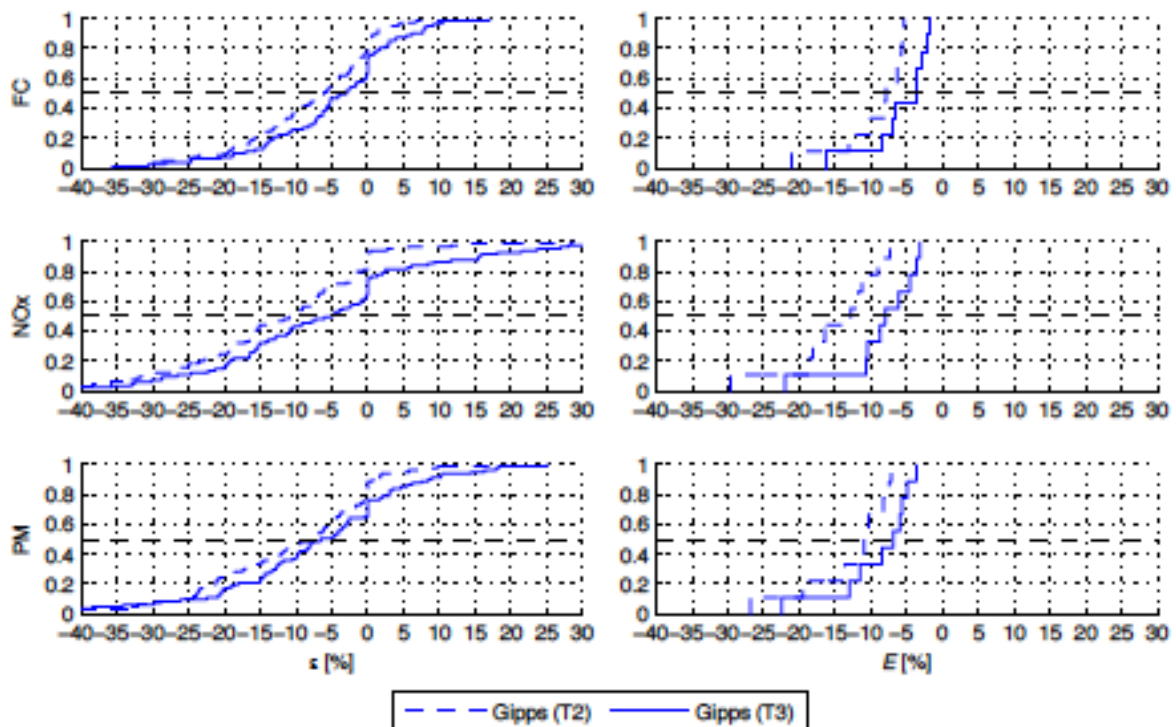


Figure 20 Fonctions de répartition des erreurs sur la consommation, les émissions de NOx et de PM associées aux trajectoires issues des modèles de Gipps, calés suivant T3 – source (Vieira et al, 2015).

Les résultats sont étonnamment meilleurs avec les paramètres de calages moyens, alors que le RMSE sur la vitesse augmente. Les trajectoires simulées avec Gipps conduisent toujours à une sous-estimation des émissions mais l'erreur globale est réduite (de -5% à -10% suivant les polluants).

Le RMSE de la vitesse n'est donc pas un bon indicateur de la qualité de la simulation de trafic pour l'estimation des émissions. La solution proposée dans (..) est d'introduire un critère d'optimisation en lien avec le calcul d'émission. La fonction d'optimisation multi-objectif serait alors défini par :

$$F(\rho) = (1 - \rho) \frac{RMSE}{RMSE_{max}} + \rho \left| \frac{\epsilon}{\epsilon_{max}} \right|$$

Le premier terme correspond à une optimisation au sens trafic et le second permet de minimiser les erreurs locales pour le polluant considéré. Les résultats obtenus pour trois trajectoires particulières, avec cette nouvelle fonction objectif sont décrits sur la figure 21.

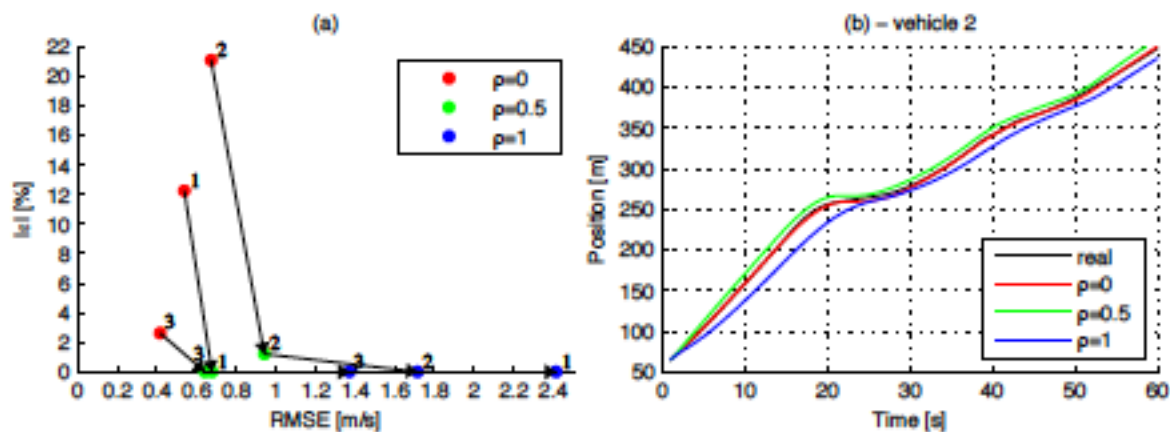


Figure 21 Optimisation multi-critère du calage de trois trajectoires simulées particulières – source (Vieira et al, 2015)

On constate que pour  $\rho=0.5$ , le RMSE de la vitesse augmente peu, alors que l'erreur commise sur l'estimation des polluants diminue très significativement. D'autre part, pour  $\rho=1$ , le modèle ne conduit pas à des données de trafic satisfaisantes (fig.21b).

Ces premiers résultats sont encourageants et nous indiquent qu'il est possible de procéder à un calage multi-objectif de la loi de poursuite afin d'estimer au mieux les émissions à l'échelle du véhicule. Il faudrait toutefois optimiser la méthode, car le fait d'avoir à quantifier des émissions à chaque itération, rallonge considérablement les temps de calculs.

D'autre part, comme l'ont montré les résultats précédents, pour estimer les émissions à l'échelle du peloton, les paramètres de calage moyens suffisent.

### 3.1.3. Trajectoires simulées vs cycles des modèles d'émissions

Dans le cadre du projet de recherche Cohérence des Echelles de Représentation des Trafics et des Polluants en milieu urbain (CoERT-P, 2015), une autre approche a été proposée afin de qualifier la pertinence de l'utilisation d'un modèle microscopique pour estimer les émissions liées au trafic routier. Cette étude propose de comparer les caractéristiques cinématiques de la simulation de trafic d'un quartier urbain avec celles des cycles de conduite utilisés sur les banc à roulement pour produire les données d'émissions associées.



Figure 22 Site d'expérimentation du projet CoERT-P : le quartier du Tonkin à Villeurbanne

La modélisation dynamique de trafic a été mise en oeuvre sur le logiciel Aimsun (TSS, 2010), sur l'heure de pointe du soir (16h à 19h). Les données de trajectoires sont exploitées par lien (un sens de circulation entre deux carrefours) et par période de temps de trois minutes. Les cinématiques mesurées sont quant à elles, tirées du logiciel HBEFA. En effet, à chaque situation de trafic est associé un cycle de conduite, issu de trajectoires réelles mesurées et filtrées. La durée de ces cycles de conduite varie entre 3'15" et 10'47".

Les indicateurs retenus sont des indicateurs de vitesse, d'accélération ou des indicateurs basés sur les arrêts des véhicules présentés dans le tableau ci-dessous et définis dans (André et al., 2004b) et (André et al., 2006b).

Indicateurs	Tableau titre colonne	Abréviation	Unité
Vitesses	Vitesse moyenne	Vmoy	km/h
	Vitesse maximale	Vmax	km/h
Accélérations	Moyenne de l'accélération positive	Aposmoy	m/s <sup>2</sup>
	RPA	RPA	m/s <sup>2</sup>
Arrêts	Durée des arrêts	Ts1	%

Les comparaisons se feront à deux niveaux : à l'échelle du quartier et par situation de trafic (fig.23).

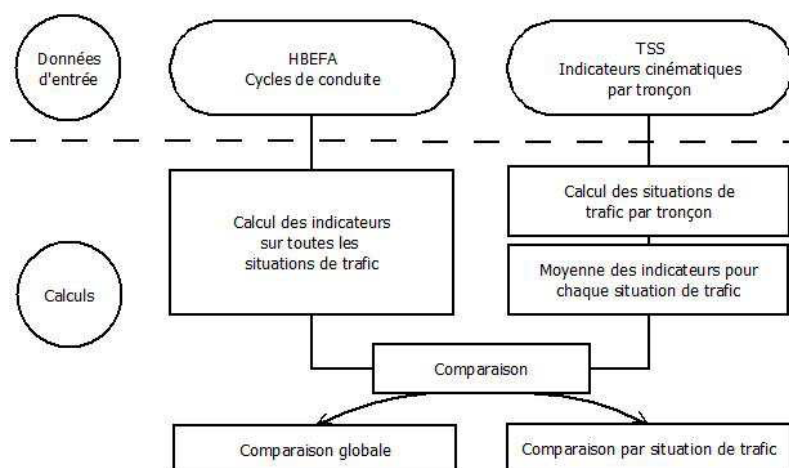


Figure 23 Synoptique de la méthode de comparaison des cinématiques simulées et mesurées

Par conséquent, il faut commencer par définir la méthode utilisée pour déterminer les situations de trafic sur les liens pour chaque période. Dans l'approche de la méthodologie HBEFA, une situation de trafic est définie par quatre critères :

- La zone
- Le type de voie
- La vitesse réglementaire
- Le niveau de service (freeflow, heavy, saturated ou stop&go).

Les trois premiers critères sont définis sur le quartier du Tonkin. Les sept trios possibles présentés sur le tableau ci-dessous (fig.24) vont donc conduire à 28 potentielles situations de trafic.

Caractère Urbain ou Rural	Type de Route	Limitation de vitesse (en km/h)	Exemple de route
Urbain	Motorway-City	90	Bd Périphérique Laurent Bonnevoy
		70	Bd Laurent Bonnevoy
	TrunkRoad/Primary-City	50	Bd Stalingrad
	Distributor/Secondary	50	Av Roger Salengro
	Local/Collector	50	Crs André Philip
	Access-residential	50	Av Condorcet
		30	Rue Gabriel Péri

Figure 24 Trois premiers critères de définition des situations de trafic sur le quartier du Tonkin

Afin de caractériser automatiquement le niveau de service de chacun des liens, des critères sur les vitesses moyennes sur les périodes de 3 minutes ont été établis à partir des vitesses moyenne des cycles HBEFA (fig.25).

Un exemple de sélection automatique du niveau de service est présenté sur la figure 25. On constate que ce seul critère sur la vitesse moyenne peut apparaître comme étant arbitraire, car il ne permet pas à lui seul de dégager quatre groupes clairement distincts. D'autre part, le niveau de service *Stop&go* contient des vitesses moyennes très différentes, qui sont potentiellement associées à des situations de trafic très contrastées.

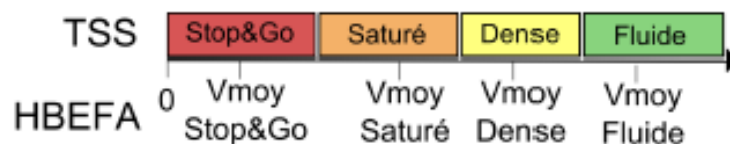


Figure 25 Méthode de détermination automatique du niveau de service

Toutefois cette qualification a l'avantage d'être pleinement compatible avec le logiciel HBEFA, puisqu'elle s'appuie sur ses propres données sources, les cycles de conduite HBEFA.

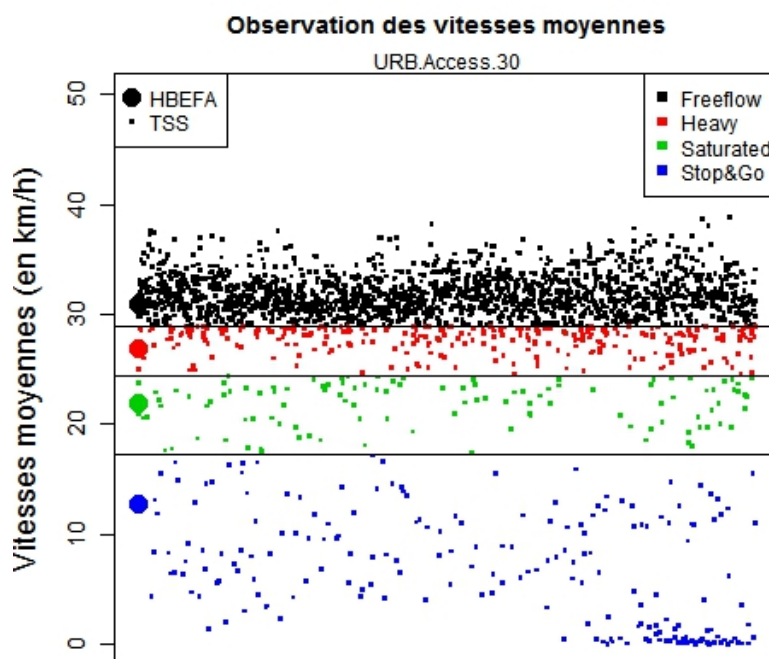


Figure 26 Exemple d'attribution automatique d'un niveau de service pour une situation "Urbain ; access ; 30"

Afin de conclure sur la qualité de ce processus, il conviendrait d'étudier la sensibilité des résultats en émissions à la classification des liens par situation de trafic. Lors de cette première étude, il a notamment déjà été constaté que la répartition des situations de trafic rencontrées sur le quartier (cf. Annexe 1) peut évoluer si on fait le même travail avec une période d'agrégation de 12min. Ces évolutions n'ont pas encore été quantifiées en terme d'émissions.

### Comparaison par situation de trafic

On commence par analyser les distributions vitesses / accélérations. Concrètement, pour chaque situation de trafic, on détermine une moyenne pondérée de toutes les distributions d'une même situation de trafic.

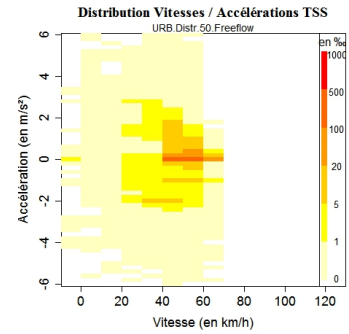
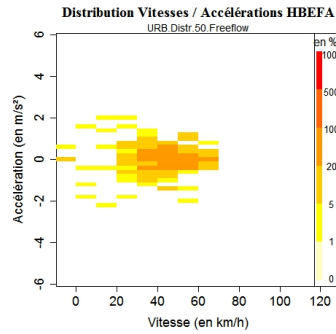
L'exemple ci-dessous propose une comparaison pour le triplet « urbain, distribution, 50 », des distributions vitesses / accélérations pour les cycles HBEFA et les trajectoires simulées par Aimsun, et en particulier leur évolution pour chacun des quatre niveaux de service.

*Situation*  
« Urbain, distribution, 50 »

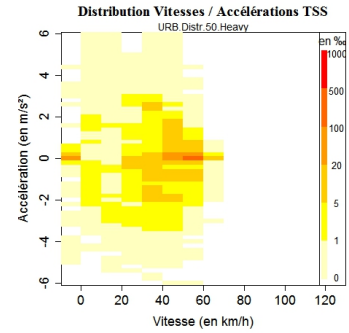
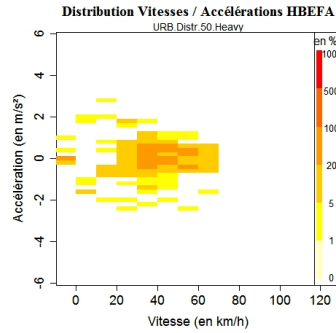
Cycles HBEFA

Trajectoires Aimsun

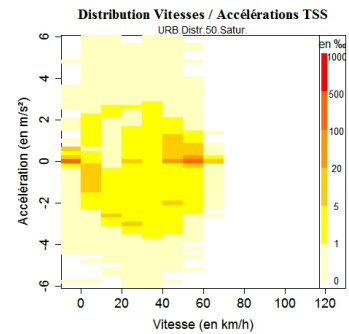
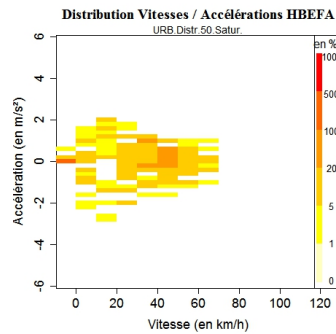
*Freeflow*



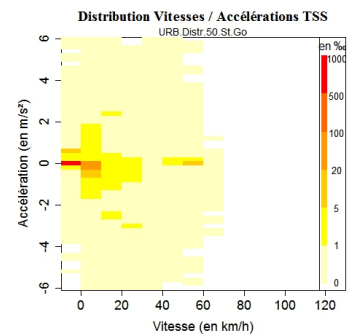
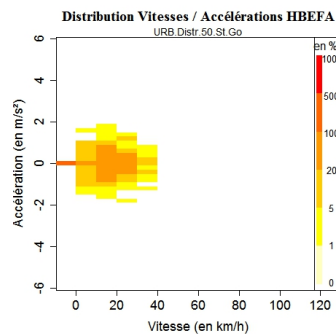
*Heavy*



*Saturated*



*Stop&Go*



On constate que les vitesses sont plus marquées en simulation : concentrées autour de 50km/h en situation fluide et proche de 0km/h en situation fortement congestionnées. Les vitesses pour les cycles HBEFA suivent la même tendance d'un niveau de service à l'autre mais les vitesses sont plus réparties.

Au contraire, la répartition des accélérations dans Aimsun est bien plus étalée que pour les données mesurées, avec des accélérations pouvant atteindre  $6m/s^2$ , alors que pour les cycles HBEFA les accélérations sont plus concentrées. Même si ces dernières ont été lissées, les accélérations supérieures à  $2m/s^2$  ne semblent pas réalistes.

Les comparaisons sur les autres indicateurs conduisent aux mêmes conclusions sur les vitesses et les accélérations. Les vitesses moyennes sont beaucoup plus faibles en simulation pour les situations de trafic saturées et plus particulièrement les situations congestionnées.

La méthodologie HBEFA ne permet pas de cibler ces situations de fortes congestion en milieu urbain. Il pourrait être souhaitable de disposer d'un niveau de service supplémentaire, adapté notamment aux situations de fortes congestions urbaines.

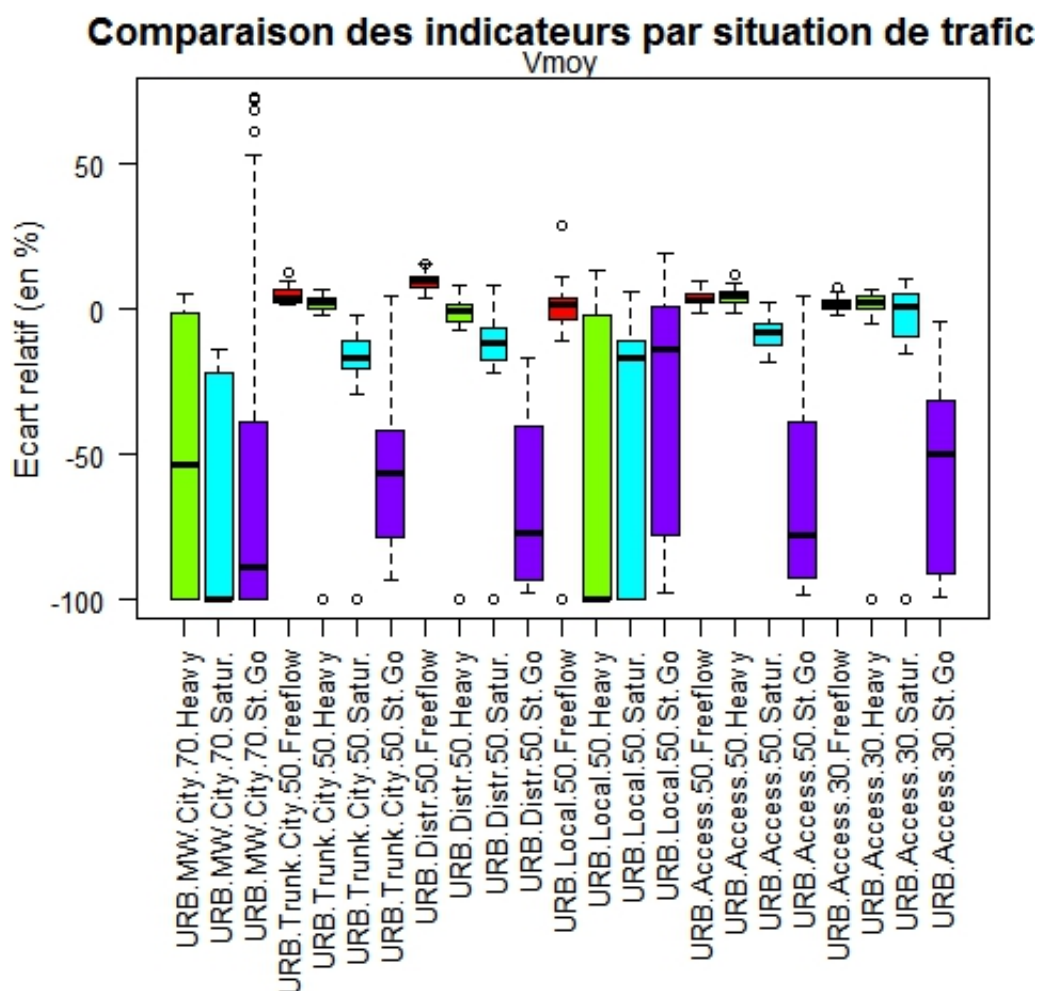


Figure 27 Ecart sur les vitesses moyennes entre les trajectoires Aimsun et les cycles HBEFA

Un indicateur complémentaire est l'indicateur caractérisant les temps d'arrêts. Cette fois, la simulation estime des temps passés à l'arrêt beaucoup plus importants pour les situations congestionnées.



Les autres indicateurs sont donnés en annexe.

### Comparaison des indicateurs par situation de trafic

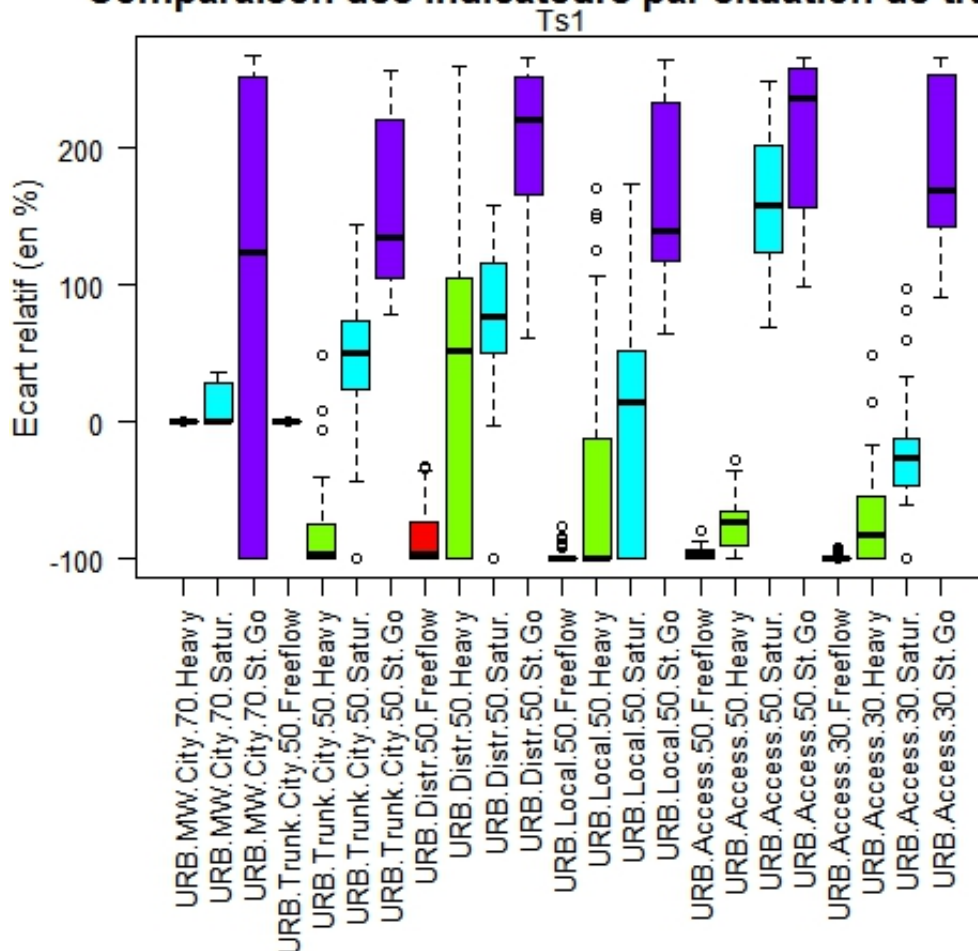
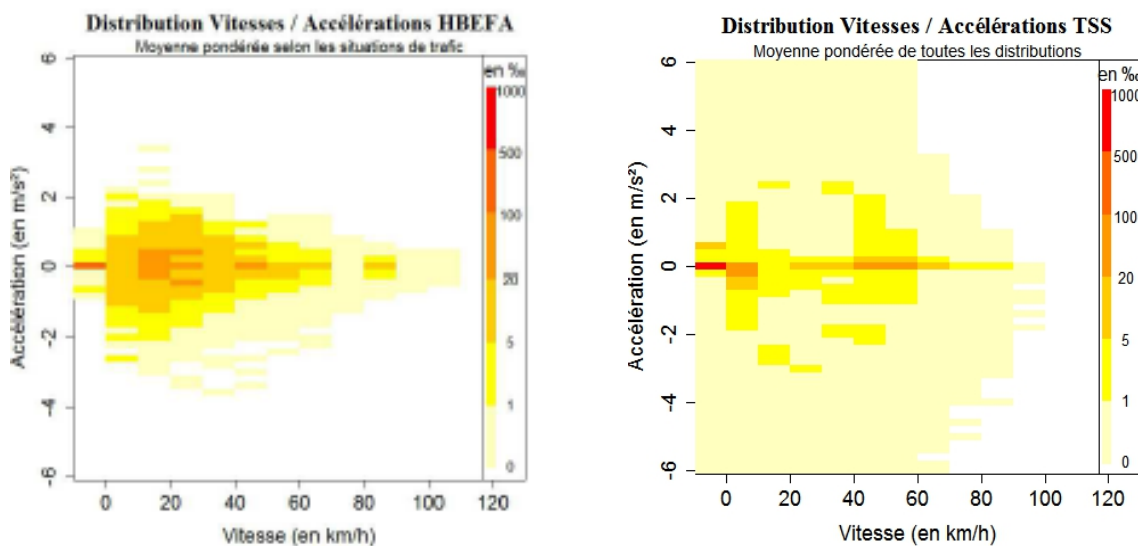
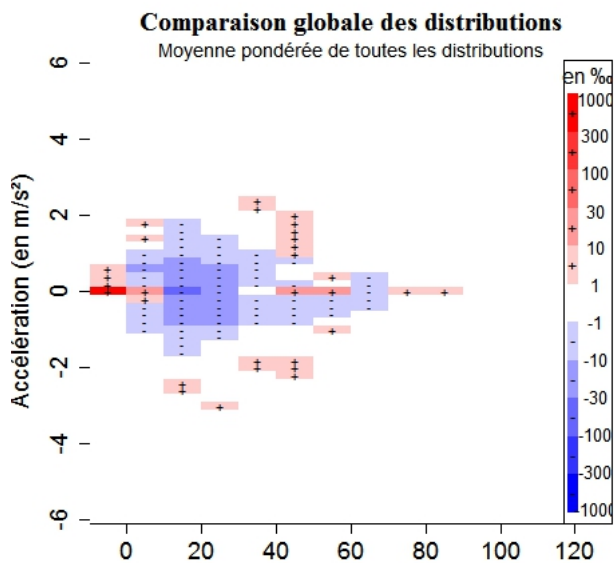


Figure 28 Ecart sur les temps passés à l'arrêt entre les trajectoires Aimsun et les cycles HBEFA

### Comparaison globale

Ces mêmes indicateurs ont été agrégés sur l'ensemble de la simulation.





Les principales conclusions sont les mêmes :

- Les accélérations sont trop élevées en simulation
- Les vitesses moyennes sont plus faibles en simulation

Figure 29 Comparaison des distributions vitesses/accélérations sur l'ensemble de la simulation

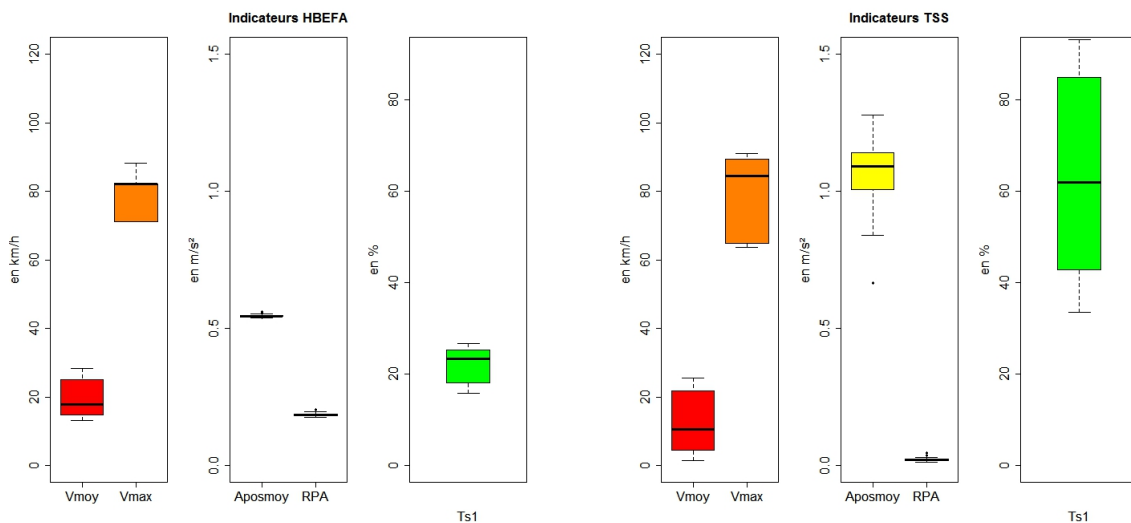


Figure 30 Comparaison des indicateurs sur l'ensemble de la simulation

Cette étude a permis de confirmer qu'une simulation dynamique de trafic destinée à estimer les émissions, doit en particulier respecter des accélérations maximales bornées. Elle permet également d'apporter des éléments pour les futures analyses comparatives des modèles d'émissions Phem et HBEFA.

### 3.2. Données de trajectoires mesurées

Afin d'estimer les émissions liées au trafic, il est également envisageable d'utiliser de données de trafic mesurées et en particulier des données de trajectoires (profils de vitesse), qui permettent d'alimenter les modèles d'émissions instantanés.

Cette méthode semble être adaptée à la qualification d'un aménagement ou une stratégie de régulation localement et a posteriori.

Les auteurs de (Cetin et al., 2014) ont cherché à estimer la consommation sur une section urbaine, en amont d'un carrefour à feu à partir d'un échantillon de trajectoires. L'étude propose d'utiliser une sélection de trajectoires simulées pour représenter les trajectoires mesurées. De cette façon, il est plus aisé d'étudier la façon de passer de l'échantillon à la population totale (simulation complète).

Cette étude évoque plusieurs cas :

- la catégorie des véhicules traceurs est connu ou non,
- seule la consommation des véhicules est connue ou la consommation et la trajectoire sont connues.

La consommation totale est alors déterminée à partir de la consommation de l'échantillon de véhicule et d'un facteur d'échelle global (méthode 1) ou en considérant plus précisément le nombre de véhicules présents entre deux véhicules traceurs (méthode 2).

Les auteurs quantifient les erreurs par rapport à une consommation calculée à partir d'une simulation microscopique complète (logiciels INTEGRATION pour le trafic et VT-CFPM pour la consommation).

En conclusion de leur étude, les auteurs constatent qu'il n'est pas nécessaire de connaître le type des véhicules traceurs et qu'il est possible d'estimer correctement la consommation avec un faible taux de pénétration. Suivant la méthode employé, il est nécessaire d'équiper 15% (M1) et 9% (M2) de véhicules pour estimer la consommation totale à 5% près.

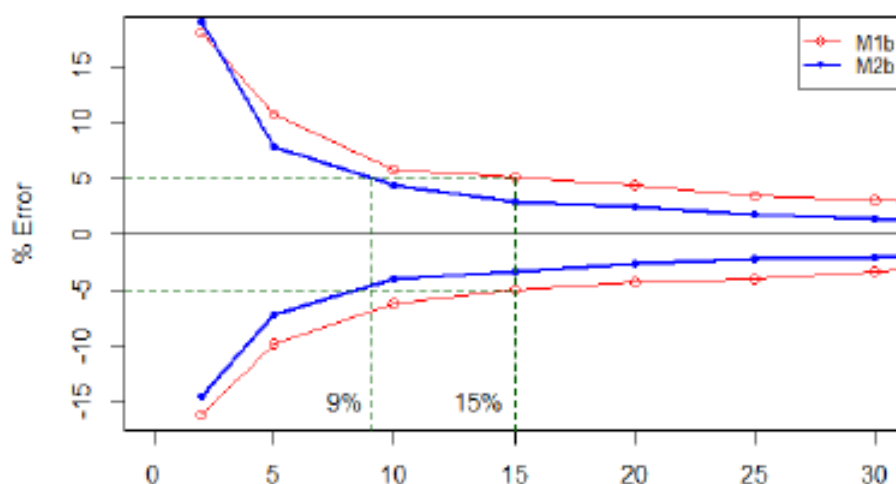


Figure 31 Détermination de l'intervalle de confiance à 90% pour que les erreurs sur la consommation soit comprise entre +/-5%, pour les deux méthodes (source : Cetin et al., 2014)

Plus largement, à l'échelle d'un quartier, se pose la question de la sélection optimale de l'échantillon. En effet, dans ce cas, les trajectoires sont beaucoup plus variées et la détermination des trajectoires des véhicules non équipés semble plus complexe. L'estimation des émissions totales à partir des émissions de l'échantillon s'annonce alors plus complexe. Une thèse a débuté sur le sujet au COSYS-LICIT en septembre 2014.

### 3.3. Validation

#### 3.3.1. Validation expérimentale

Une étude proposant une validation expérimentale de modèles couplés, a été présentée dans une conférence en 2009 (Zallinger et al., 2009). Il s'agit de l'évaluation d'une chaîne de modélisation des émissions, basée sur le modèle microscopique de trafic Aimsun et sur le modèle Phem pour les émissions de polluants. L'étude porte sur un petit réseau, comportant six intersections et sur une heure de pointe moyenne du soir (17h-18h). Des cycles de conduites sont mesurés et calculés avec Aimsun représentant des périodes calmes, chargées et congestionnées. Les émissions de polluants ont été mesurées sur un banc à rouleaux (pour les trajectoires réelles et simulées), et calculées avec Phem (pour les trajectoires réelles et simulées).

Deux véhicules légers de norme Euro 4 sont considérés : un diesel et un essence. Les différences entre les données simulées (Aimsun + Phem) et les données mesurées (à la fois cinématique et émission) sont comprises entre +2 % et +12 % pour le CO<sub>2</sub>, la consommation de carburant, NO<sub>x</sub>, et les PN pour les deux véhicules. Pour la voiture diesel, les différences pour les PM et HC sont respectivement de -13 % et +18 %. Les différences simulations / mesures sont plus importantes pour le CO et les HC, ce qui est expliqué par les auteurs par les faibles niveaux pour ces polluants et les véhicules de norme Euro 4.

La chaîne de modélisation proposée est néanmoins un outil utile pour évaluer les scénarios d'aménagement (nouveaux carrefours...) ou de régulation dynamique du trafic.

Les auteurs de l'étude insistent sur l'importance d'une bonne paramétrisation des études de trafic. Le taux d'accélération pris dans cette étude est par exemple de 1.85 m/s<sup>2</sup> (valeur mesurée), alors que la valeur par défaut est de 3 m/s<sup>2</sup>.

#### 3.3.2. Comparaison avec un modèle agrégé

L'exemple traité dans (Chevallier et Chanut, 2012) se propose de comparer les émissions déterminées à partir de trois modèles d'émissions (IMPACT, ARTEMIS et INST). Dans une situation fortement congestionnée, les émissions de CO<sub>2</sub> pour les véhicules diesel sont très différentes en fonction des modèles utilisés : le modèle agrégé donne une quantité d'émissions trois fois plus faible que le modèle instantané.

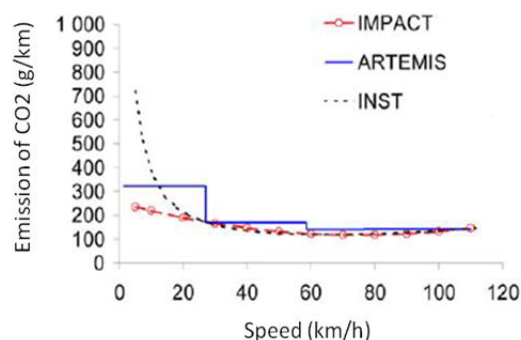


Figure 32 Comparaison des émissions de CO<sub>2</sub> déterminées à partir des modèles d'émissions IMPACT, ARTEMIS et INST pour un véhicule diesel (source : Chevallier et Chanut, 2012).

Les mêmes tendances ont été observées dans le cadre de la thèse de Massoud Fallah (Fallah, 2014). Le cas d'étude concerne le cours Lafayette à Lyon (fig. 33). La modélisation de trafic a été mise en œuvre sur la plateforme Symuvia. Les émissions ont été déterminées par période de 15min avec Phem et CopCETE (modèle agrégé adapté de la méthodologie COPERT).

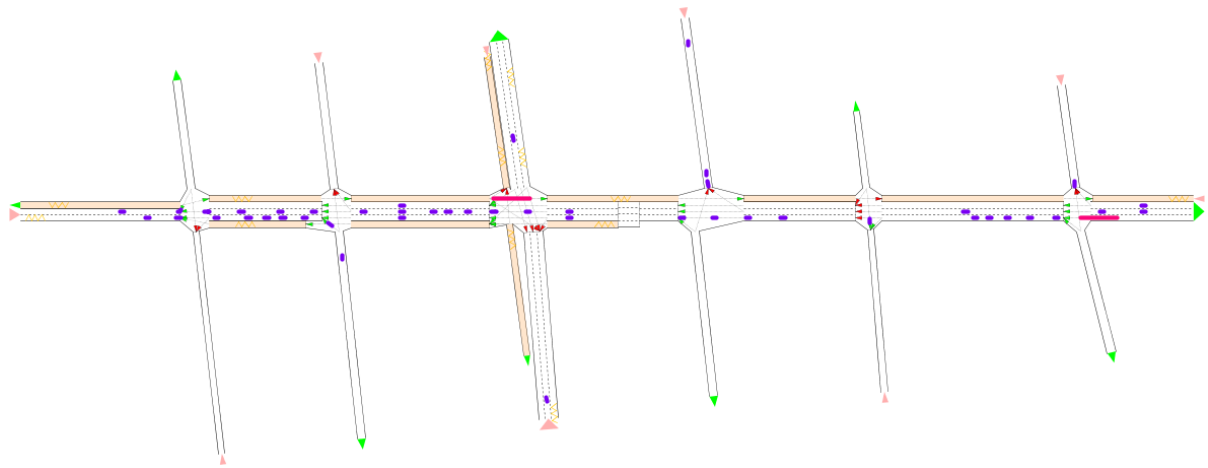


Figure 33 Cours Lafayette (Lyon) modélisé sur la plateforme de trafic Symuvia

Dans le modèle de trafic, les sections courantes et les intersections sont des éléments indépendants, ce qui permet de décrire les états de trafic (et d'en déduire les émissions) sur ces deux types d'éléments. Sur les sections, la vitesse moyenne observée est de 29 km/h, alors qu'elle est de 32km/h au niveau des intersections. On constate que les sections sont caractérisées par des décélérations(en moyenne  $-0.15 \text{ m/s}^2$ ), et les intersections pour des phases d'accélération (en moyenne  $+0.09 \text{ m/s}^2$ ).

Les écarts constatés entre les deux approches d'estimation des émissions sont importants : le ratio varie entre 134% et 58% suivant les polluants (fig.34). Ils s'expliquent notamment par le fait que les approches pour quantifier les sur-émissions à froid sont très différentes dans les deux modèles (en particulier pour le benzène).

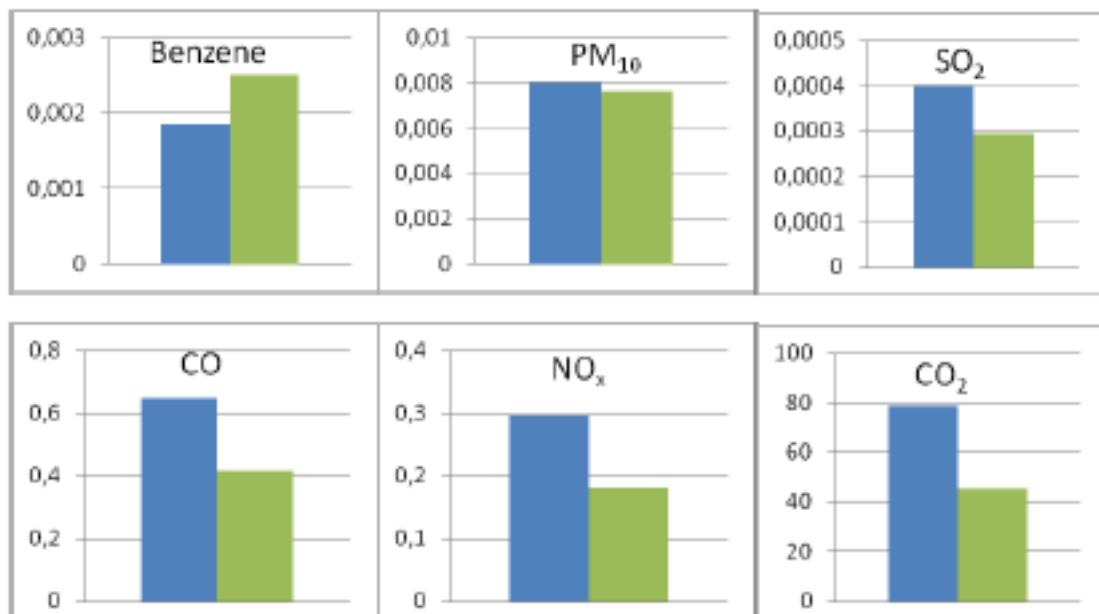


Figure 34 Comparaison des quantités d'émissions obtenues (kg/15 min) avec Phem (bleu) et CopCETE (vert) (source : thèse Fallah M., 2014)

D'autre part, si on observe les écarts sur les sections d'une part et les intersections d'autre part, on constate que les écarts sont plus importants au niveau des carrefours, ce qui suggère que le modèle agrégé intègre moins bien les contributions des phases d'accélération.

### **3.4. Limites**

Les chaînes de modélisation décrites dans ce paragraphe proposent une estimation fine des émissions de polluants, mais comportent néanmoins des inconvénients. Outre les incertitudes liées à l'utilisation de trajectoires simulées pour estimer les émissions, elles nécessitent la manipulation de grandes quantités de données.

Ainsi, cette approche de modélisation est envisageable pour un site restreint ou au travers de techniques d'échantillonnage des données de trajectoires adaptées au calcul d'émissions. Enfin, en fonction de l'enjeu de l'étude, une chaîne de modélisation incluant un modèle d'émission agrégé peut être privilégiée.

## 4. Couplage avec un modèle d'émission agrégé

A une échelle plus agrégée, il s'agit de caractériser l'état de trafic d'un ensemble de véhicules, à une échelle spatiale (tronçon de route, quartier, ville) et temporelle (6min, 15min, 30min, 1h) données. L'enjeu est d'être en mesure de garder une représentation suffisante de la dynamique du trafic (et notamment de la congestion) pour tenir compte de ses effets dans les évaluations environnementales.

### 4.1. Principes

#### 4.1.1. Modèle d'émission agrégé

Pour quantifier les émissions de polluants, à l'aide d'un modèle agrégé, il faut commencer par définir par élément espace-temps (quartier-1h ; rue-15min ; etc.), les variables descriptives du trafic suivantes :

- la vitesse moyenne des véhicules considérés :  $V$
- la distance parcourue par l'ensemble de ces véhicules appelée production de déplacement :  $P$

En effet, l'émission liée au trafic pour un polluant donné, est estimée à partir de facteurs d'émissions unitaires définis par catégories de véhicules, suivant le modèle considéré. Par pondération en fonction du parc automobile considéré, on peut définir un facteur d'émission associé au parc FE (g/km) et l'émission (g) se calcule alors de la façon suivante :

$$E(V, P) = P \cdot FE(V)$$

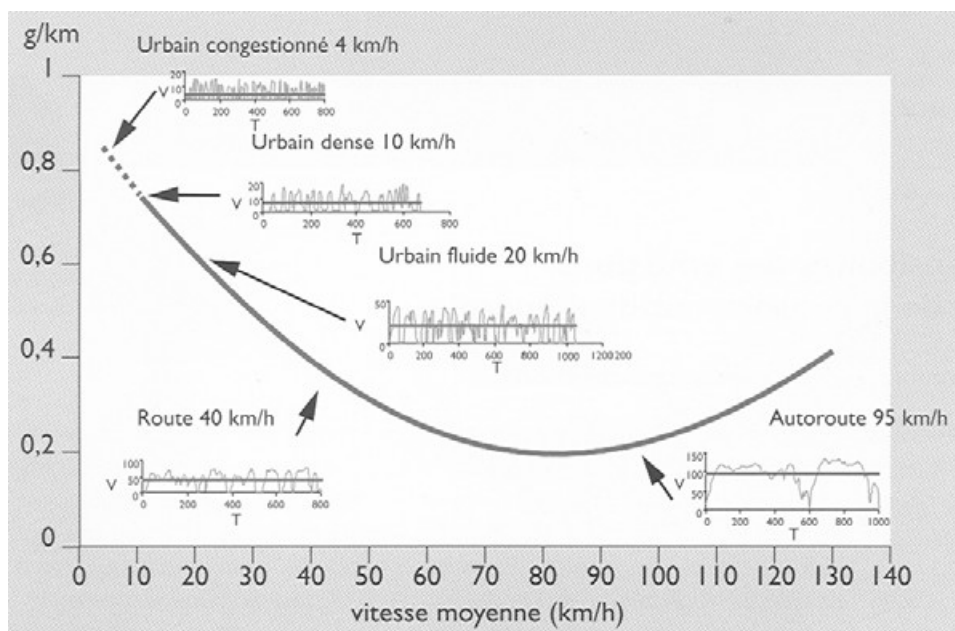


Figure 35 Méthodologie COPERT : facteur d'émission en fonction de la vitesse (source : Muller-Perriand, 2012)

Lorsqu'on s'attèle à chaîner des modèles, il faut veiller à la cohérence des informations qui transitent d'un modèle à l'autre. Les deux sources d'incertitudes pour cet interfaçage sont donc liées aux erreurs commises sur l'estimation (i) de la vitesse moyenne de circulation et (ii) de la production de déplacement.

D'un point de vue opérationnel, ces grandeurs peuvent être définies comme suit :

- la vitesse moyenne est prise comme étant égale à la vitesse réglementaire
- la distance totale parcourue est définie comme le produit du nombre de véhicules (débit moyen annuel par ex.) par la longueur de l'élément de réseau (la rue par ex.)

### **Modèle statique de trafic**

Afin d'estimer les émissions sur un réseau à l'aide d'un modèle agrégé, il faut donc être capable, à minima, d'estimer les flux sur les liens. Un modèle statique de trafic peut alors être mis en œuvre à cet effet, afin de construire les données de trafic nécessaires aux modèles d'émissions.

Toutefois dans (Fouillé et al., 2012), les auteurs nous mettent en garde vis-à-vis de cet usage récent des modèles de déplacements classiques employés à des fins très éloignées de leur cible initiale. Ils décrivent, dans cet article, les tests de sensibilité des paramètres de calibration du modèle de trafic, qui ont été effectués dans le cadre du projet Eval-PDU (André et al., 2012). En particulier, l'influence du choix des courbes débits/vitesses a été étudié (Brutti-Mairesse et al., 2012). Les écarts constatés sont de 31% sur la vitesse moyenne et 2% sur les distances totales parcourues, ce qui se traduit par des différences comprises entre 3 et 7% pour les polluants NOx, CO2 et PM.

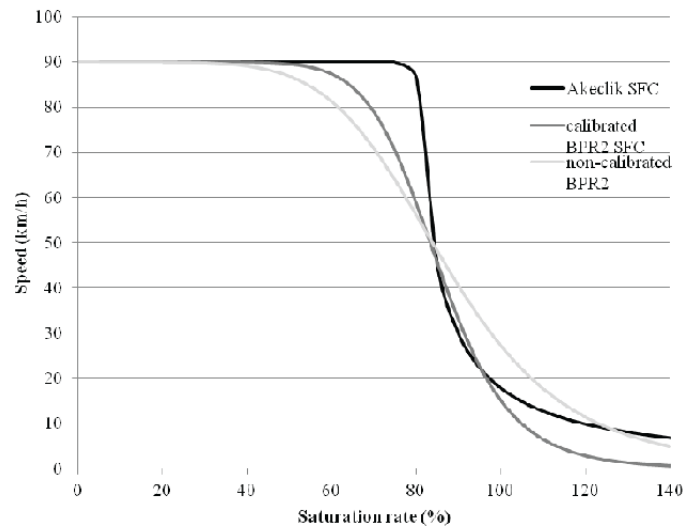


Figure 36 Courbes débits-vitesses testées (source : Brutti-Mairesse, 2012)

D'autres tests ont été menés et leurs impacts en terme de trafic et d'émissions ont été quantifiés. Les résultats sont synthétisés sur la table ci-dessous (source : Fouillé et al., 2012).



	P+R	Auto – 25 %	Déplace- ments +20 %	Prix carburant +100 %	Parking +cher	TC +fréquents	TC –chers	Vitesse limitée
Distances parcourues (v.km)	99,89	76,74	112,50	95,85	98,81	99,76	99,28	98,18
Vitesses moyennes (km/h)	100,50	109,44	92,93	101,09	101,37	100,30	100,88	95,12
NO <sub>x</sub>	99,94	84,65	108,84	97,50				99,88
CO <sub>2</sub>	99,91	79,50	111,84	96,58				99,72
PM totaux	99,91	79,82	110,90	96,56				99,07

Dans le cadre de l'action 3 de SERRES, l'étude « Modélisation des déplacements et des trafics - Évaluation des flux intrazonaux » (DTER Ouest, 2014) met en évidence certaines difficultés et points de vigilance dans le passage d'un niveau d'échelle à un autre lors de l'utilisation d'un modèle statique du trafic, dans une approche de type « modèle à quatre étapes ».

Ces outils comportent un découpage du territoire, plus ou moins fin, permettant de reconstituer des flux automobiles de zone à zone et de les affecter sur le réseau routier. En revanche, ils ne renseignent aucunement sur les flux intrazonaux, qui peuvent cependant, à certaines échelles, représenter des volumes très significatifs. L'estimation de ces flux constitue donc un enjeu important dans les démarches d'évaluation des effets environnementaux du trafic routier (consommation d'énergie, émission de polluants et GES).

L'objectif de ce projet de recherche est d'analyser les facteurs permettant d'estimer, à une échelle géographique donnée, Iris, commune ou canton, les caractéristiques des déplacements intrazonaux effectués par le mode routier : volumes produits, distances parcourues, vitesses pratiquées.

La démarche s'appuie sur des analyses spécifiques d'enquêtes transports-déplacements, mises en relation avec des bases de données socio-géographiques classiques (IGN, INSEE...), que permet la comparaison au niveau cantonal des estimations des deux modèles Sim'Ouest et Sim'44, élaborés par le Cerema (DTER Ouest/DVT/INT).

Malgré toutes ces précautions, cette approche, trop agrégée temporellement, ne semble pas la plus adéquate pour prendre en compte les phénomènes de congestion. C'est pourquoi les paragraphes suivants seront consacrés à l'utilisation de données de trafic dynamiques en entrée des modèles de trafic agrégé.

#### 4.1.2. Méthodes de couplage dynamique

Lorsqu'on dispose d'une simulation microscopique de trafic, on peut travailler à définir plus précisément ces variables cinématiques en intégrant notamment les effets de phénomènes de congestion, et chercher à estimer les biais induits sur les émissions lorsque ces variables sont définies à partir d'informations moins précises.

## **Recueillir l'information sur tous les véhicules**

A partir des données trajectoires, il est possible de définir pour l'élément espace-temps considéré, les distances parcourues et temps passés par chacun des véhicules présents. Selon les formules (Edie, L.C., 1963), on peut en déduire la vitesse moyenne du flux de véhicule  $V$  et la production de déplacement  $P$  :

$$V = \frac{\sum_i d_i}{\sum_i t_i}$$

$$P = \sum_i d_i$$

Cette approche permet d'exploiter pleinement la finesse de la description du trafic issue d'une simulation dynamique et de décrire plus précisément la situation de trafic à des échelles plus ou moins agrégées.

Toutefois, conserver et traiter toutes ces données pour une échelle spatiale importante et un pas de temps fin peut devenir problématique, du fait du volume important de données à traiter. C'est pourquoi, dans le cadre de réflexions sur la problématique de couplage trafic-émission, cette approche constitue un élément de référence à laquelle nous pouvons confronter les méthodes proposées afin d'estimer les biais associés en terme de grandeurs cinématiques et d'émissions.

## **4.2. Différentes mises en œuvres**

### **4.2.1. Etude de sensibilité à l'échelle temporelle**

On peut commencer par citer une étude (Muller-Perriand, 2013), réalisée par le CETE de Lyon, qui concerne l'analyse de l'effet de l'agrégation de données trafics mesurées avec le modèle CopCete. L'étude porte sur l'échangeur autoroutier entre l'A450 et l'A7 au Sud de Lyon. Les périodes étudiées incluent des temps de congestion.

Après analyse, la prise en compte de données trafic 6 minutes modifie très peu les émissions (de l'ordre de 5%). Pour la période d'heure de pointe, où il y a de la congestion, la prise en compte de données trafic 6 minutes modifie les émissions jusqu'à 15 % maximum.

Une étude réalisée dans le cadre de SERRES est également en cours à la DTer NP / PCI "Empreinte écologie des transports et biodiversité" (Bugajny, Mezdour, 2015) [résultats non encore disponibles] sur l'influence de la discrétisation spatio-temporelle dans le cas de l'utilisation de CopCete et de HBEFA pour une évaluation des émissions liées à une mesure de gestion de trafic sur voies rapides urbaines.

Dans le cadre du projet de recherche Citedyne (Citedyne, 2013), les émissions ont été évaluées à l'échelle d'un quartier urbain à l'aide de MOCAT (interprétation de la méthodologie COPERT par Air Rhône Alpes) à partir d'une simulation dynamique de trafic (Symuvia). On constate que les émissions de NOx en heure de pointe sont quasiment 8 fois

supérieures aux émissions durant la nuit. Ceci est dû conjointement à un volume de trafic beaucoup plus important pendant les heures de pointe, et à des vitesses plus faibles, comme le montre la figure 37 ci-dessous.

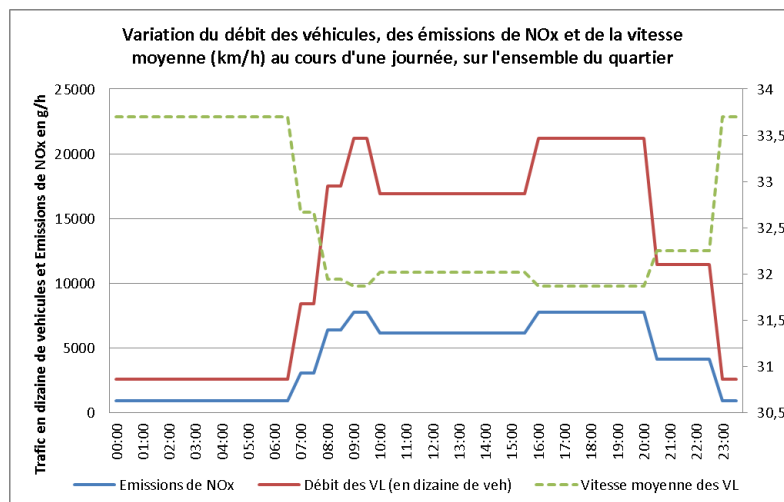


Figure 37 : Evolution des émissions de NOx, du débit des véhicules légers et de leurs vitesses moyennes au cours d'une journée, sur l'ensemble du quartier (source : livrable Citedyne, 2013)

D'autres résultats sur cette question de l'influence de la période d'agrégation temporelle, sont en cours de finalisation dans le cadre du projet (CoERT-P, 2015). Un des objectifs de ce projet de recherche est de dégrader l'information sur les données de trafic (en agrégeant la simulation microscopique de trafic) et de constater l'impact de ces agrégations sur l'estimation des émissions, suivant les approches considérées (modèles à vitesse moyenne ou à situation de trafic). Dans ce document, seuls les premiers résultats obtenus avec COPERT seront présentés. Les émissions estimées sont les émissions à chaud déterminées pour un parc urbain de véhicules légers 2015.

Des analyses préliminaires ont permis de comparer la vitesse moyenne spatialisée (formules d'Edie) déterminée à l'échelle du quartier simulé (fig. 22) pour différentes périodes d'agrégations sur les trois heures de simulation (60min – 30min – 15min – 6min).

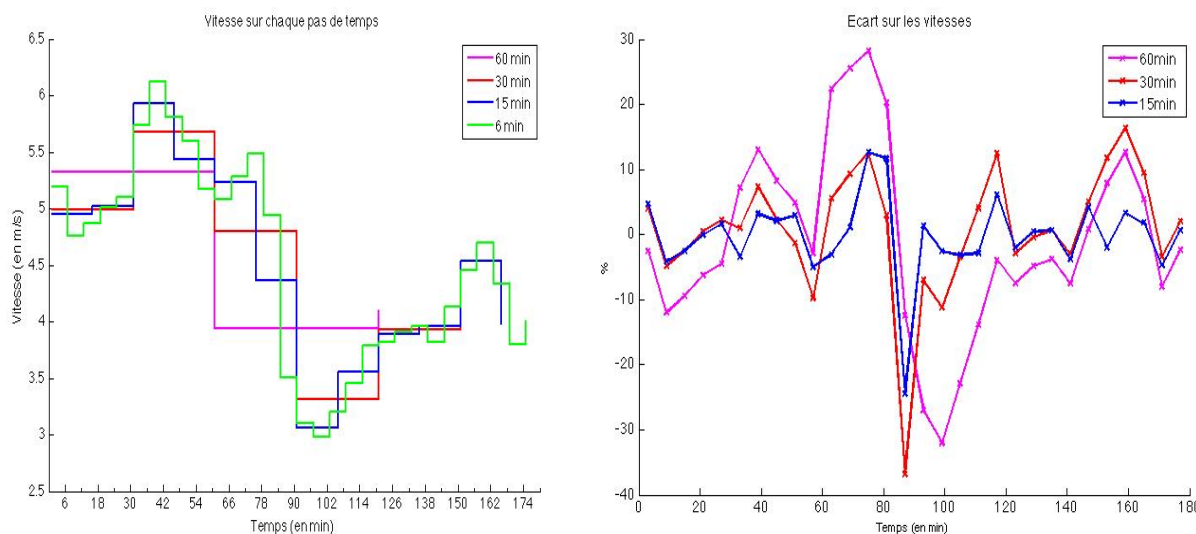


Figure 38 Influence de la période d'agrégation sur la vitesse du réseau et écart relatif par rapport à la vitesse par pas de 6min (%)

Les écarts relatifs sur cette variable caractéristique sont déterminés par rapport à la période la plus fine (6min). Ils sont les plus importants durant l'heure la plus congestionnée et peuvent atteindre jusqu'à 30% (fig. 38).

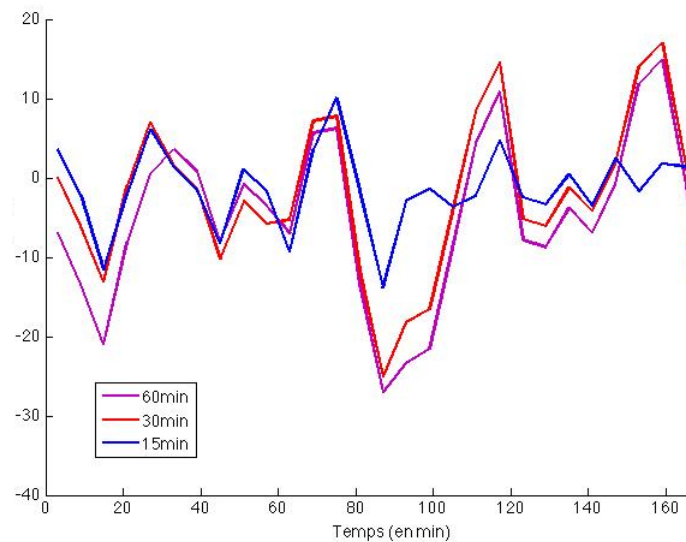


Figure 39 Ecart (en %) entre les émissions de CO déterminées par pas de 6min et les émissions de CO aux périodes d'agrégation supérieures (COPERT)

Pour ces mêmes périodes, on constate des écarts sur les émissions de monoxyde de carbone (CO)- toujours par rapport aux émissions par pas de 6min - pouvant atteindre 28% (fig. 39). Toutefois, les écarts sur les émissions totales sur les trois heures de simulation sont au maximum de 5%.

#### 4.2.2. Etude de sensibilité à la définition de la vitesse moyenne

Un autre test de sensibilité mis en œuvre dans ce projet, consiste à évaluer l'influence de la méthode de détermination de la vitesse sur l'estimation des émissions. On comparera donc à la vitesse moyenne spatialisée, la vitesse ponctuelle estimée à partir de capteurs fixes (similaires à des boucles de comptage) d'une part, et la vitesse réglementaire d'autre part.

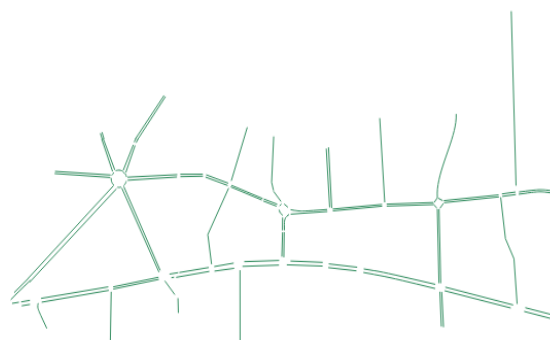


Figure 40 Petit réseau du projet CoERT-P (quartier de Villeurbanne)

Des premiers résultats sur un petit réseau, fortement congestionné du quartier de Villeurbanne (fig. 40) sont présentés sur les figures ci-dessous, pour chaque période de 15min des trois heures de simulation.

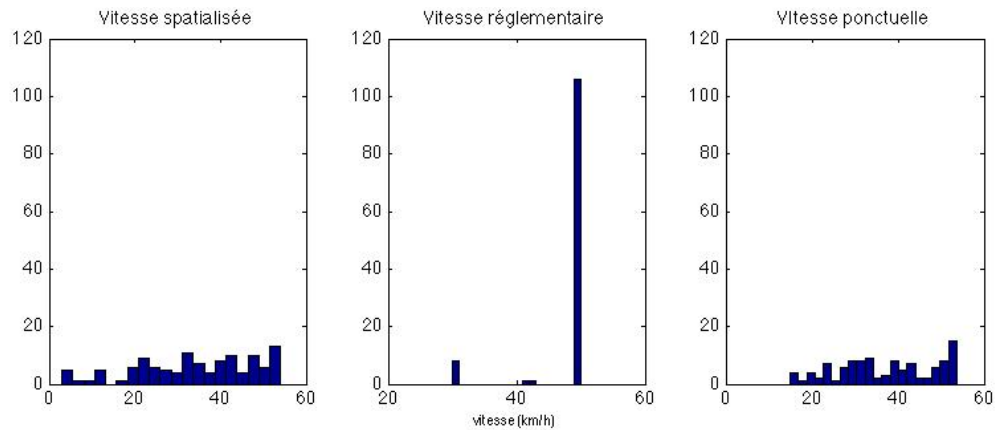


Figure 41 Répartition des vitesses sur les liens de la petite zone du projet CoERT-P

Les vitesses déterminées à l'aide des boucles au milieu des liens ont tendance à être plus élevées et ne rendent pas compte des situations (lien et période) où les vitesses sont inférieures à 15km/h.

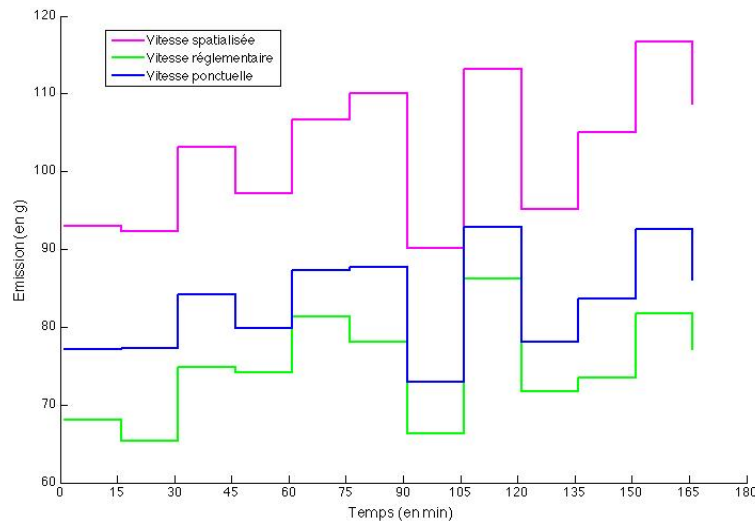


Figure 42 Influence de la détermination des vitesses moyennes sur les émissions de CO (g)

Les écarts sur les émissions de CO peuvent atteindre 27% (en considérant la vitesse réglementaire) et 19% (en considérant la vitesse observée au centre des liens) par rapport à la vitesse moyenne spatialisée. Ces ordres de grandeurs restent valables à l'échelle des trois heures de simulation. Dans tous les cas, la production de déplacement est, quant à elle, déterminée de manière « exacte » à partir des trajectoires.

### **Distribution de classes de vitesses**

Dans le cadre des projets de recherche Citedyne et CoERT-P, une nouvelle approche a été proposée afin d'intégrer plus spécifiquement l'impact de la vitesse pratiquée par les véhicules sur les émissions. En effet, en décrivant le comportement cinématique des véhicules par une vitesse moyenne sur un pas de temps donné, on peut atténuer l'effet de la dynamique du trafic sur les émissions.

C'est pourquoi on se propose de travailler sur des distributions de classe de vitesses. Ainsi, on est amené à réexploiter les données trajectoires pour définir les temps passés (ou les

distances parcourues) par l'ensemble des véhicules considérés à des vitesses faisant partie d'une classe donnée. L'émission associée à l'élément spatio-temporel considéré, est alors définie à partir d'un ensemble de facteurs d'émissions correspondant à un ensemble de vitesses pratiquées (pondéré par le temps passé à ces vitesses).

Les analyses associées à cette modalité de couplage seront présentés dans le livrable du projet (CoERT-P, 2015).

### Temps passés à l'arrêt

Les résultats préliminaires obtenus dans Citedyne ont permis d'étudier le cas particulier des véhicules à l'arrêt. Une hypothèse de consommation de carburant à l'arrêt a été faite pour chaque type de véhicules. Pour les voitures particulières, la valeur utilisée est de 0.8 litres de carburant par heure. Cette donnée a pu être validée suite à l'expérimentation effectuée grâce au boîtier Ecomobil et à dires d'expert. Pour les poids lourds (et les bus), la consommation de carburant au ralenti est estimée à 3 l/h<sup>1</sup>.

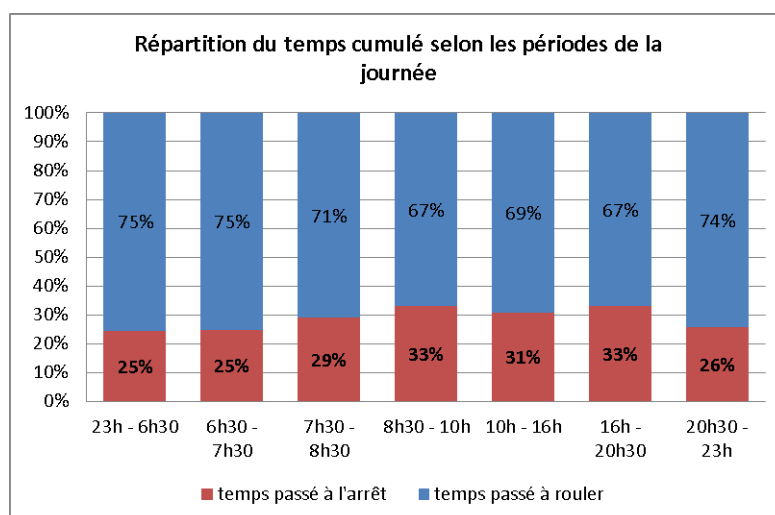


Figure 43 : Répartition du temps passé à l'arrêt selon la période de la journée

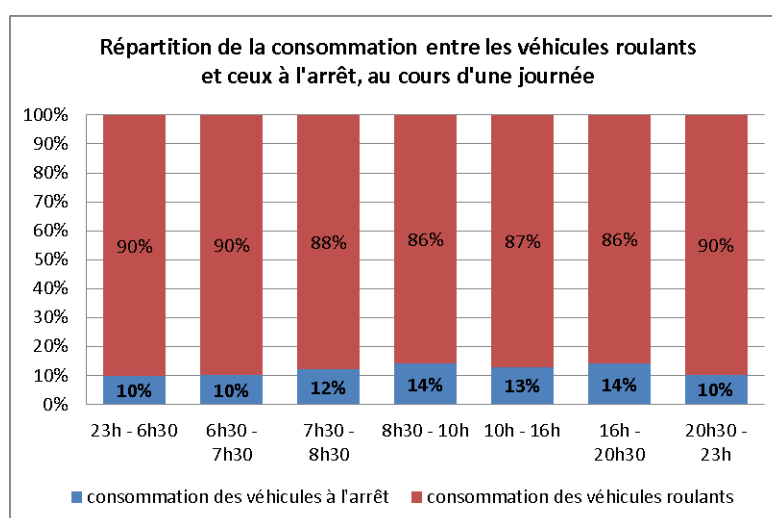


Figure 44 : Répartition de la consommation des véhicules légers, au cours d'une journée

<sup>1</sup> Donnée fourni par l'ADEME et Renault Trucks, et validée par des experts.

### 4.2.3. Comparaisons inter-modèles

Une première étude concerne une comparaison entre CopCETE et Artémis (l'ancêtre de HBEFA), réalisée par le CETE de Lille (Gadrat et al., 2008) (Gadrat et al., 2008b). La mise en œuvre de la méthodologie HBEFA y est décrite précisément, et en particulier le découpage suivant les situations de trafic. Le nombre de situations de trafics a été simplifié, en se limitant aux variations d'émissions supérieures à 10%. Nous reprenons uniquement les résultats concernant les véhicules particuliers, car les parcs poids-lourds de CopCETE et d'Artémis étaient trop différents :

- concernant les émissions à chaud :
  - faibles écarts sur la consommation, les CO<sub>2</sub>, les hydrocarbures non méthaniques,
  - NO<sub>x</sub>, CO (et PM) : écarts de 25 à 40 %,
- concernant les sur-émissions à froid :
  - faibles écarts sur la consommation de carburant, le CO<sub>2</sub>, le CO,
  - écarts importants pour NO<sub>x</sub> (30%), et HC (75%).

Néanmoins, les auteurs de l'étude constatent que le pas horaire pour les données de trafic est trop important pour prendre en compte toute la congestion (qui peut durer moins d'une heure).

D'autres études proposent des comparaisons entre les émissions déterminées à partir de données de trafic mesurées pour différents modèles. Ainsi, dans (Zamboni et al., 2013), les auteurs cherchent à quantifier les émissions des poids-lourds dans la zone portuaire de Gènes. Ils comparent les émissions des poids-lourds Euro 3 et Euro 5 estimées avec Phem, Copert et HBEFA à partir de profils de vitesse mesurés. Les écarts constatés entre les modèles agrégés et le modèle instantané Phem sont très importants. Ceci est notamment expliqué par le fait que les vitesses moyennes pratiquées sont très faibles (inférieures à 10km/h).

Dans le rapport de stage (Contreras, 2012), les émissions sont également déterminées à partir de profils de vitesse mesurés. Les principales tendances sont les suivantes :

- les modèles Phem et HBEFA conduisent à des émissions très proches. Cela était attendu, puisque les facteurs d'émissions d'HBEFA sont déterminés à partir de Phem,
- Copert surestime les émissions à chaud de particules. Au contraire des autres modèles, il ne tient pas compte du fait que tous les véhicules au-delà de la norme Euro 5 intègrent un filtre à particules,
- Copert surestime le CO par rapport à HBEFA et Phem.

Les ordres de grandeurs des incertitudes annoncées par (Hausberger, 2009) sont retrouvés dans cette étude : les incertitudes du modèle HBEFA pour les véhicules diesel EURO 4 en milieu urbain sont de 6% pour la consommation, 16% pour les oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>), 31% pour les hydrocarbures (HC), 206% pour le monoxyde de carbone (CO) et 41% pour les particules (PM). Ces incertitudes sont comparables pour les véhicules diesel EURO 5.

D'autres résultats de comparaisons inter-modèles sont attendus dans le cadre de l'action de recherche (CoERT-P, 2015).

### 4.3. Limites

Les principales limites liées à cette approche « agrégée » d'estimation des polluants sont les suivantes :

- difficulté à faibles vitesses, en situations fortement congestionnées (stop and go), de caractériser la dynamique du trafic par une unique vitesse moyenne,
- difficulté de traiter la problématique de la spatialisation des émissions qui reste un enjeu majeur,
- difficulté de mettre en œuvre des modèles agrégés à des échelles spatio-temporelles fines, c'est-à-dire en dehors de leur domaine de validité,
- difficulté de paramétrer convenablement les modèles d'émissions ; les données de parc, hypothèses de carburant, etc. sont souvent défailtantes et peuvent être la cause d'erreurs importantes.



## Conclusion

Des études exploratoires sur les méthodes d'évaluation environnementale d'aménagements urbains et de stratégies de régulation routière ont été présentés dans ce rapport. Toutefois, de nombreux verrous scientifiques subsistent à chaque étape de la chaîne de modélisation.

D'une part, les simulations de trafic quelles qu'elles soient, ne sont pas initialement paramétrées dans le but d'évaluer un impact environnemental. Outre l'optimisation de la détermination des variables cinématiques de trafic nécessaires aux modèles d'émissions, il faut également envisager d'apporter aux modèles d'émissions une donnée de trafic enrichie (par exemple, localisation des véhicules les plus polluants).

D'autre part, qu'ils soient agrégés ou microscopiques, les modèles d'émissions

- (i) ne permettent pas d'estimer tous les polluants avec la même précision : par exemple, les particules fines, pour lesquelles l'enjeu sanitaire est fort, sont mal estimées,
- (ii) ne permettent pas d'estimer tous les phénomènes d'émission avec la même précision : les sur-émissions à froid, les phénomènes de resuspension, etc. contribuent fortement à la pollution atmosphérique mais sont mal quantifiées,
- (iii) nécessitent de fixer un certain nombre d'hypothèses portant par exemple sur la composition du parc automobile, celle des carburants, etc. Un paramétrage hasardeux augmente fortement les incertitudes sur les émissions estimées,
- (iv) ne se prêtent pas aisément à une validation expérimentale : il est compliqué de faire des comparaisons simulations/mesures ou mesures avant/après, principalement à cause des sources parasites non maîtrisées et des effets météorologiques importants, dès les premiers mètres.

### *Perspectives*

Les résultats opérationnels obtenus dans le cadre de SERRES et plus largement des travaux autour de la thématique de l'analyse des méthodes pour l'évaluation environnementale d'aménagements et de stratégies de régulation seront notamment valorisés dans le cadre de la démarche méthodologique d'évaluation des systèmes d'aide à la gestion des déplacements. Commandée par la DGITM / DIT et réalisée sous pilotage du CEREMA / Direction Technique Ville et Territoire, cette démarche prévoit un outil dédié à l'évaluation environnementale, actuellement en cours de rédaction. Construit dans une approche opérationnelle, il intégrera les résultats actuels en termes de limites, mises en garde et bonnes pratiques liées à l'évaluation environnementale.

Le programme de recherche 2015-2018 de l'ORSI MESSIGEO (MESures et SIMulation pour une GEstion Optimisée des systèmes de transports), dont l'axe 3 porte sur la caractérisation dynamique des émissions et l'exposition des populations, intègre une double approche modélisation et données.

En termes de modélisation, les questions de recherche sur le couplage environnementale sont nombreuses : cohérence entre les différentes chaînes de modélisation, influence des données d'entrée, domaines de validité spatio-temporelles des résultats, incertitudes liées à la chaîne de modélisation, etc.

L'approche données intègre des mesures de polluants émis en bordure de voie pour une validation relative des modèles, la détermination des émissions par modélisation inverse et

l'échantillonnage des données de trafic pour l'estimation ou le suivi temps réel de la pollution atmosphérique aux différentes échelles urbaines. La mise au point de méthodes d'échantillonnage adaptées pourrait également contribuer à améliorer les évaluations a posteriori (positionnement optimal des stations de mesure, définition de tournées de références pour des véhicules avec moyens de mesure embarqués, etc.).

## Références

- (Ahn et al., 2009). Ahn K., Rakha H. A field evaluation case study of the environmental and energy impacts of traffic calming. Transportation research part D, 2009.
- (André, 2004) André M. The ARTEMIS European driving cycles for measuring car pollutant emissions. Science of the Total Environment 334– 335 (2004) 73–84, 2004.
- (André, 2004b) André M., Realworld driving cycles for measuring cars pollutant emissions – Part A: The ARTEMIS European driving cycles, INRETS, 2004.
- (André et al., 2006) André M., Fantozzi C., Adra N., Development of an approach for estimating the pollutant emissions from road transport at a street level, INRETS, 2006.
- (André et al., 2006b) André M., Rapone M., Adra N., POLL.K I., Keller M., MCCRAE I., Traffic characteristics for the estimation of pollutant emissions from road transport, ARTEMIS WP1000 research project, 89 p., 2006.
- (André et al., 2012) André M., Fallah M., Berger C., Montenon A., Brutti-Mairesse E., Evaluation des PDU – problématique du calcul des émissions de polluants du trafic, rapport IFSTTAR-LTE , 2012.
- (André et al., 2013) André, M., A.L. Roche, L. Bourcier. Statistiques de parcs et trafic pour le calcul des émissions de polluants des transports routiers pour la France. Rapport IFSTTAR-LTE, Bron (France), 132p., 2013.
- (Brutti-Mairesse et al., 2012) Brutti-Mairesse E., Teillac S., André M., Leclercq L. Estimation of pollutant emissions from the road traffic at a city scale, and its sensitivity as regards the calibration of the static traffic assignment models. Transport Research Arena – Europe, 2012.
- (Can et al., 2009) Can A., Leclercq L., Estimation des consommations énergétiques et des polluants émis par le trafic routier, Revue bibliographique des modèles existants, rapport LICIT n°0903 , juillet 2009.
- (Cetin et al., 2014) Cetin M., Rakha H., Estimating Fuel Consumption and Carbon Footprint at Signalized Intersections using Probe Vehicle Trajectories, In: Transportation Research Board 93th Annual Meeting, Paper #14 -2285, 2014.
- (CETU, 2012) Calcul des émissions de polluants des véhicules automobiles en tunnel. [www.cetu.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/CETU\\_DocInfo\\_Calcul\\_des\\_Emissions\\_2012.pdf](http://www.cetu.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/CETU_DocInfo_Calcul_des_Emissions_2012.pdf) (accessed 11.12.13).
- (Chanut et al., 2011) Chanut S., Chevallier E., Estimation des impacts atmosphériques des projets de gestion de trafic : de l'application des modèles théoriques sur des cas concrets, Rech. Transp. Secur. 28:1-14, 2012.

(Citedyne, 2013) Livrable final du projet de recherche financé par l'ADEME : Citedyne (Cité et transports : évaluation dynamique des émissions à l'échelle d'un quartier), 2009-2013.

(CoERT-P, 2015) Livrable final du projet de recherche financé par le MEDDE/DRI dans le cadre du PREDIT IV et du PST Rhône-Alpes. Cohérence des Echelles de Représentation des Trafics et des Polluants en milieu urbain, WP2, 2015.

<https://sites.google.com/site/projetcoertp/home>

(Contreras, 2012) Contreras Carla. Instrumentation de véhicules pour l'analyse des mobilités, des consommations de carburant et émissions de polluants. Stage ingénieur.Ifsttar / LTE, 2012.

(Demeules, 2012) Demeules V., COPCETE v4 - Outil de calcul des émissions polluantes d'origine routière – Notice d'utilisation, rapport du CETE Normandie-Centre , décembre 2012

(DTER Ouest, 2014) Cerema / Direction Territoriale Ouest, Modélisation des déplacements et des trafics – Évaluation des flux intrazonaux, 2014, 66 p.

(Edie, L.C., 1963). Discussion of traffic stream measurements and definitions. In: Almond, J. (Ed.), Proceedings of the 2nd International Symposium on the Theory of Traffic Flow. OECD, Paris, France, pp. 139–154

(Fallah, 2014) Fallah M., Modélisation de l'impact du trafic routier sur la pollution de l'aire et des eaux de ruissellement, rapport de thèse, 2014.

(Federal Highway Administration, 2006) NGSIM – Next Generation SIMulation. <[www.fhwa.dot.gov/publications/research/operations/06137/index.cfm/](http://www.fhwa.dot.gov/publications/research/operations/06137/index.cfm/)>. (accessed 31.10.08).

(Fouillé et al., 2012), Fouillé L., Broc J.-S., Bourges B., Bougnol J., Mestayer P. La place des modèles de trafic dans les récentes modélisations des impacts environnementaux des transports. Importance de l'explication des méthodes et hypothèses. Rech. Transp. Secur. 28:190-200, 2012.

(Gadrat et al., 2008) Gadrat M., André M., Bugajny C., Test et application du modèle Artemis à l'agglomération lilloise, Phase 1 : Description des situations de trafic en agglomération lilloise, CETE Nord-Picardie, dossier n°07.46046 , juin 2008.

(Gadrat et al., 2008b) Gadrat M., André M., Bugajny C., Test et application du modèle Artemis à l'agglomération lilloise, Phase 2 : Application du modèle ARTEMIS, CETE Nord-Picardie, dossier n°07.46046 , juin 2008.

(Gipps, P.G., 1981) A behavioural car-following model for computer simulation. Transportation Research Part B, 15(2):105-111.

(Hausberger et al., 2009) Hausberger S., Rexeis M., Zallinger M., Luz R., Emission Factors from the Model PHEM for the HBEFA Version 3, Technische Universität Graz , décembre 2009

(HBEFA, 2010) Keller M., Handbook Emission Factors For Road Transport 3.1 – Quick reference, INFRAS , janvier 2010.

(INERIS, 2013) INERIS, Bilan de la qualité de l'air en France en 2012 et principales tendances observées au cours de la période 2000-2012, 2013

(Jie et al., 2013) L. Jie, H. V. Zuylen, Y. Chen, F. Viti et I. Wilmink : Calibration of a microscopic simulation model for emission calculation. Transportation Research Part C, 31:172–184, 2013.

(Lejri et al., 2014) Lejri D., Ibrahim N.A., Bécarie C., Leclercq L. Estimating pollutant emissions from aggregated traffic variables: the influence of data sources and sampling methods. International Symposium of Transport Simulation (ISTS), 1st - 4th June, Ajaccio

(Luz et al.) Luz R., Hausberger S., PHEM – User Guide for Version 11, Technische Universität Graz.

(Muller-Perriand, 2012) Muller-Perriand K., Pierrefeu C. Evaluation environnementale des projets de gestion dynamique du trafic – La qualité de l'air, Collection « Les rapports » - Sétra, 111 p., juin 2012.

(Muller-Perriand, 2013) Muller-Perriand K., Influence de l'échelle temporelle d'agrégation des données de trafic sur les calculs d'émission polluants avec COPCETE – Application . l'A450/A7, rapport CETE de Lyon / PCI RDRT , février 2013.

(Newell, G.F., 2002) A simplified car-following theory: a lower order model. Transportation Research Part B, 36(3):195-205.

(Ntziachristos et al., 2009) COPERT 4, EMEP/EEA emission inventory guidebook 2009

(Smit et al., 2008) Smit R., Brown A., Chan A.L., Do air pollution emissions and fuel consumption models for roadways include the effects of congestion in the roadway traffic flow ?, Environmental Modelling & Software, 1262-1270, 2008.

(TSS, 2010) Transport Simulation Systems, Aimsun 6.1 (Advanced Interactive Microscopic Simulator for Urban and Non-Urban Networks) User's Manual, Juin 2010.

(Vieira Da Rocha, 2013) Vieira Da Rocha T., Quantification des erreurs associées à l'usage de trajectoires simplifiées, issues de modèles de trafic, pour le calcul de la consommation en carburant, rapport de thèse, LICIT, 2013.

(Vieira Da Rocha, 2013b) Vieira da Rocha, T., Can, A., Parzani, C., Jeanneret, B., Trigui, R., Leclercq, L. Evaluating the influence of microscopic traffic models outputs on fuel consumption estimation. Transportation Research part D, 24:17- 26, 2013.

(Vieira Da Rocha, 2015) Vieira da Rocha, T., Leclercq L., Montanino M., Parzani C., Punzo V., Ciuffo B., Villegas D. Do traffic-related calibration of car-following models provide accurate estimations of vehicle emissions? Transportation Research part D, 34 :267-280, 2015.

(Zallinger et al., 2009) Zallinger M., Tate J., Hausberger S., Goodman P., Evaluation of a coupled microscopic traffic simulator and instantaneous model, Air Quality Conference, Istanbul, 2009.

(Zamboni et al., 2013) G. Zamboni, S. Malfettani, M. André, C. Carraro, S. Marelli, M. Capobianco. Assessment of heavy-duty vehicle activities, fuel consumption and exhaust emissions in port areas. Applied Energy, 111 : 921-929, 2013.

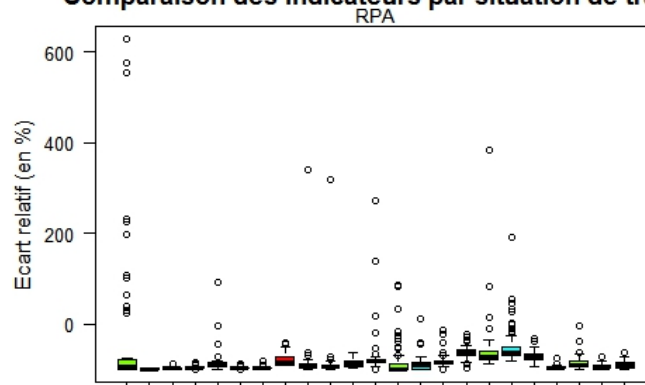
# Annexes

## Répartition des situations de trafic sur les liens et période de 3 min

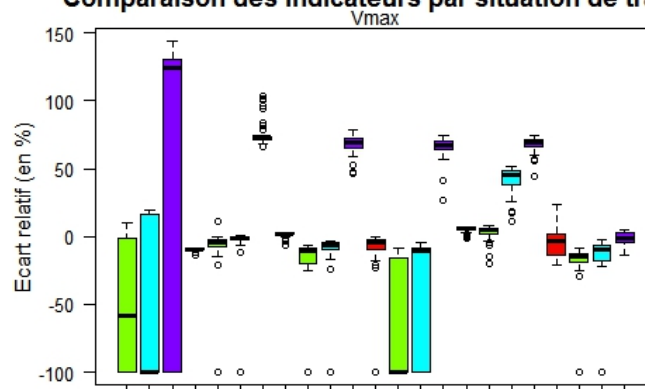
N°	Caractère urbain/rural	Situation de trafic			Nombre de tronçons-périodes impliqués	Nombre de périodes impliquées	
		Type de route	Vitesse réglementaire	Niveau de service			
5	Urbain	1 = Autoroute	70	Fluide (Freeflow)	5	4	
6				Dense (Heavy)	36	30	
7				Saturé (Saturated)	86	21	
8				Stop&Go	91	40	
9		2 = Nationale	50	Fluide (Freeflow)	1019	60	
10				Dense (Heavy)	279	50	
11				Saturé (Saturated)	334	58	
12				Stop&Go	852	60	
13		3 Distributeur =	50	Fluide (Freeflow)	1245	60	
14				Dense (Heavy)	177	49	
15				Saturé (Saturated)	317	51	
16				Stop&Go	590	60	
17		4 = Local	50	Fluide (Freeflow)	239	52	
18				Dense (Heavy)	29	24	
19				Saturé (Saturated)	114	41	
20				Stop&Go	403	60	
21		5 = Accès résidentiel	50	Fluide (Freeflow)	3855	60	
22				Dense (Heavy)	1220	60	
23				Saturé (Saturated)	507	60	
24				Stop&Go	1176	60	
25			30	Fluide (Freeflow)	1872	60	
26				Dense (Heavy)	295	58	
27				Saturé (Saturated)	113	48	
28				Stop&Go	197	60	
0		Tronçon n'ayant pas de situation de trafic (tronçon non traversé)				15849	60

# Indicateurs cinématiques

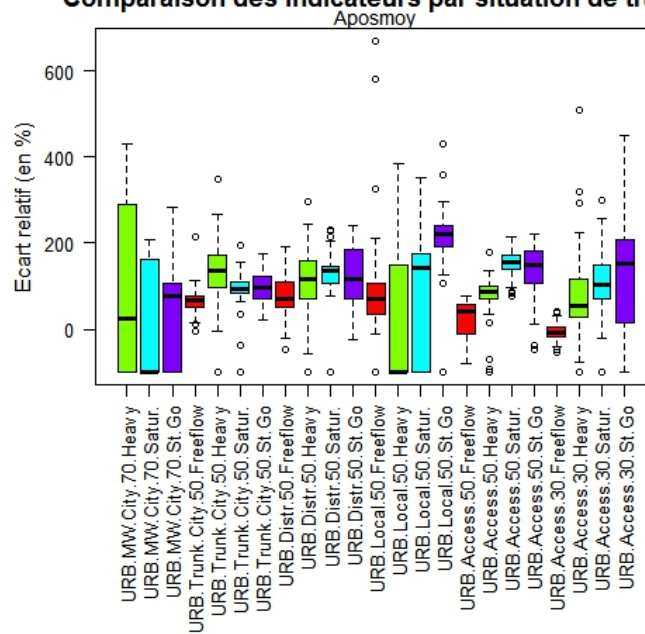
Comparaison des indicateurs par situation de trafic



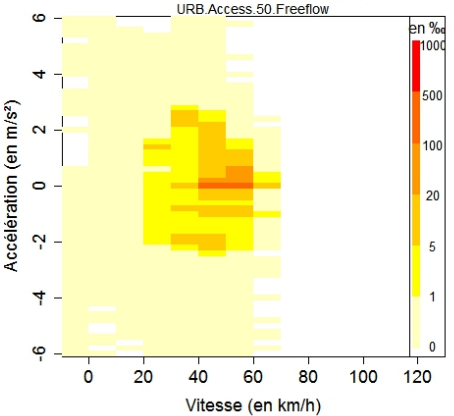
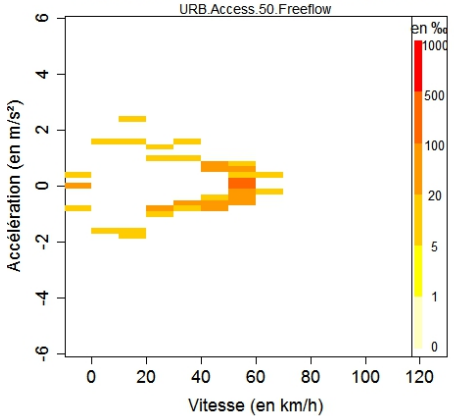
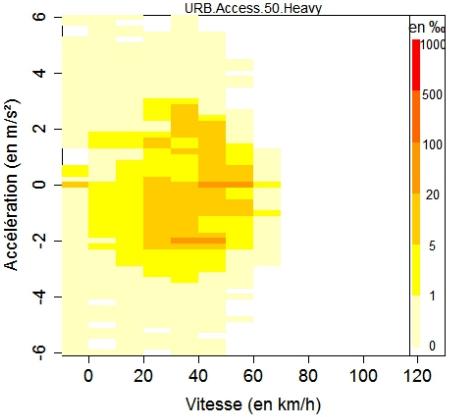
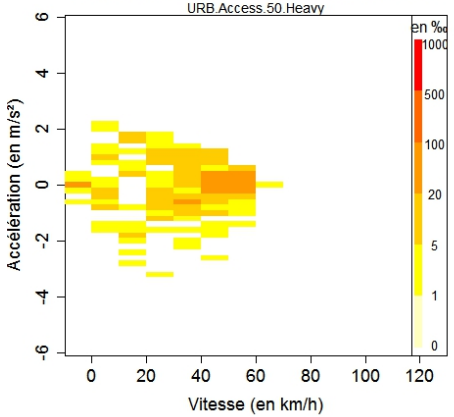
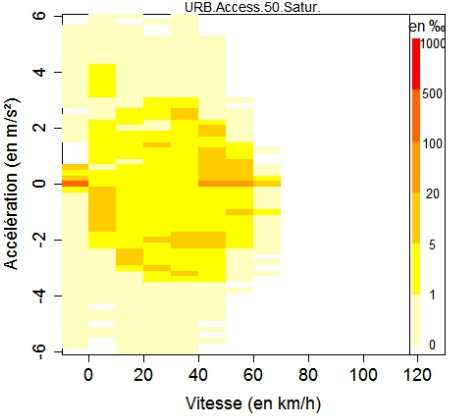
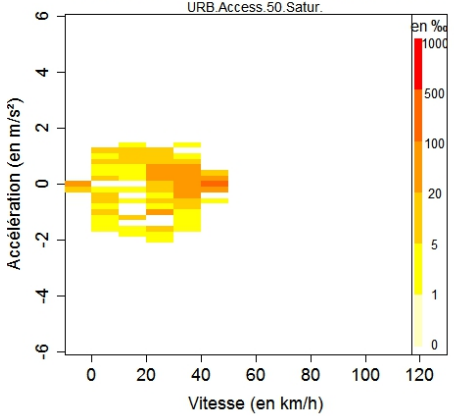
Comparaison des indicateurs par situation de trafic



Comparaison des indicateurs par situation de trafic





urbain, access, 50	Trajectoires Aimsun	Cycles HBEFA
Freeflow	<p><b>Distribution Vitesses / Accélérations TSS</b> URB.Access.50.Freeflow</p> 	<p><b>Distribution Vitesses / Accélérations HBEFA</b> URB.Access.50.Freeflow</p> 
Heavy	<p><b>Distribution Vitesses / Accélérations TSS</b> URB.Access.50.Heavy</p> 	<p><b>Distribution Vitesses / Accélérations HBEFA</b> URB.Access.50.Heavy</p> 
Saturated	<p><b>Distribution Vitesses / Accélérations TSS</b> URB.Access.50.Satur.</p> 	<p><b>Distribution Vitesses / Accélérations HBEFA</b> URB.Access.50.Satur.</p> 

Stop&G  
0

