

MESURES POUR MODIFIER LE TRAFIC ROUTIER EN VILLE ET QUALITE DE L'AIR EXTERIEUR

Recherches bibliographiques
et analyses

RAPPORT

Déc.
2020



EXPERTISES

REMERCIEMENTS

Les auteurs de ce rapport remercient les membres du comité de pilotage :

- Marie Pouponneau (ADEME)
- Nadia Herbelot (ADEME)
- Jérémie Almosni (ADEME)
- Elodie Trauchessec (ADEME)
- Nadine Dueso (ADEME)
- Marie Joly (ADEME)

Pour la transmission de données du volet 1 :

- Air Breizh
- Air Pays de la Loire
- Atmo Auvergne-Rhône-Alpes
- Atmo Grand Est
- Atmo Hauts-de-France
- Atmo Normandie
- Atmo Nouvelle-Aquitaine
- AtmoSud
- Lig'Air
- Madininair
- Métropole du Grand Nancy

Remerciements du volet 2 / acknowledgments for section 2 :

- Área de Gobierno de Medio Ambiente y Movilidad. Madrid. Espagne.
- Adrià Gomila, Transport et mobilité. Barcelone, Espagne.
- Alexander Scholz. Département de mobilité. Vienne, Autriche.
- Annabel Monneaux, Bruxelles Mobilité, Belgique.
- Anne Mougenot, Bruxelles Mobilité, Belgique.
- Andrea Wellhoefer, Département Qualité de l'air. État de Bavière, Allemagne.
- Andrej Piltaver, Département de la protection de l'environnement, Ljubljana, Slovénie.
- Benoît Dupriez, Bruxelles Mobilité. Belgique.
- Caroline Daude, Direction de la voirie et des déplacements de la Ville de Paris.
- Charles Buckingham, Transport for London (TfL) City Planning. Londres, Royaume-Uni.
- Christian Resebo, Streets and parks department at City of Malmö. Malmö Suède.
- Colette Fort, Bruxelles Environnement. Belgique.
- Craig Rossington, Communities Directorate, Oxfordshire County Council. Royaume-Uni.
- Harald Frey, Technical University in Vienne, Autriche.
- Heinz Tizek, Air Quality Management, Environmental Protection, Vienne, Autriche.
- Helen Lundgaard, Regional Development and Mobility. Région de la capitale du Danemark.
- Hervé Levifve, Direction de la Voirie et des Déplacements de la Ville de Paris.
- Erich Willi, Bureau du génie civil, trafic et espace urbain, ville de Zurich, Suisse.
- Jeppe Lauritsen, Cycle Superhighways. Région de la capitale du Danemark.
- Marcus Gerstenberger, Gevas humberg & partner. Munich, Allemagne.
- Maria Herzog, Bureau de planification et gestion du trafic, Ville de Nuremberg, Allemagne.
- Mike Pitz. Département Qualité de l'air. État de Bavière, Allemagne.
- Nicolas Michelot, DRIEA, Île-de-France.
- Paco Segura, Confederación de Ecologistas en Acción, Madrid, Espagne.
- Patrick Pigache, Chef de projets. Ville de Paris.
- Pedro Abreu, Air quality. Oxford City Council. Royaume-Uni.
- Peter Ballarin. Air Quality Team. Munich. Allemagne.
- Roman Klementschtz. Institute for Transport Studies. Vienne, Autriche
- Sabina Popit, Ljubljana, Slovénie.
- Samuel Rouse, Transport and Environmental Protection, Brighton and Hove, Royaume-Uni.
- Virginie Despeer, Bruxelles Environnement. Belgique.

CITATION DE CE RAPPORT

ADEME, Tapia-Villarreal Irving, Moulin Lucile, Quéméner Aurélie. 2020. Mesures pour modifier le trafic routier en ville et qualité de l'air extérieur – Recherches bibliographiques et analyses. Rapport, 88 pages.

Cet ouvrage est disponible en ligne <https://librairie.ademe.fr/>

Collaboration :

Nadine Allemand (Citepa)

Bertrand Bessagnet (Citepa)

Jean-Marc André (Citepa)

Thamara Vieira da Rocha (Citepa)

Arthur Campos y Sansano (Airparif)

Anne Kauffmann (Airparif)

Charles Kimmerlin (Airparif)

Virna Rivera (Airparif)

Fabrice Joly (Airparif)

Pietro Bernardara (CEREA/EDF)

Arièle Defossez (CEREA/EDF)

Karine Sartelet (CEREA/ENPC)

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'oeuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document est diffusé par l'ADEME

ADEME

20, avenue du Grésillé

BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01

Numéro de contrat : 19MAR000073

Étude réalisée pour le compte de l'ADEME par : Citepa, Airparif, CEREA, ENPC.

Coordination technique - ADEME : Marie Pouponneau - Chantal Derkenne

SOMMAIRE

RÉSUMÉ.....	6
ABSTRACT.....	7
1. Introduction	8
1.1. Contexte.....	8
1.2. La qualité de l'air et les émissions en France en 2018	8
1.3. Les zones PPA et les zones en contentieux	10
1.4. Objectifs de l'étude	10
1.4.1. Objectifs du volet 1 : Image des émissions liées au trafic routier dans les villes françaises.....	10
1.4.2. Objectifs du volet 2 : Panorama européen des mesures locales.....	11
1.4.3. Objectifs du volet 3 : Mise en perspective au regard de la qualité de l'air en France	11
2. Méthodologie	12
2.1. Volet 1 : Image des émissions liées au trafic routier dans les villes françaises	12
2.2. Volet 2 : Panorama européen des mesures locales	12
2.2.1. Critères de sélection de mesures visées.....	12
2.2.2. Sources d'information	13
2.2.3. Sélection d'études de cas	14
2.3. Volet 3 : Mise en perspective au regard de la qualité de l'air en France	14
2.3.1. Liens entre les mesures prises et la qualité de l'air.....	14
2.3.2. Impact sur d'autres polluants.....	15
2.3.3. Impact des mesures à différentes échelles	16
2.3.4. Transposabilité.....	16
3. VOLET 1 : Image des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre liées au trafic routier dans les villes françaises	17
3.1. Les émissions de polluants atmosphériques à l'échelle de la France métropolitaine et au niveau territorial sur les régions analysées	17
3.1.1. Les émissions de polluants atmosphériques et de GES à l'échelle de la France métropolitaine	17
3.1.2. Les émissions de polluants atmosphériques et de GES à l'échelle territoriale.....	18
3.2. Variabilité spatiale de la contribution du trafic routier aux émissions des polluants	20
3.2.1. La contribution du trafic routier à l'échelle de la France métropolitaine.....	20
3.2.2. Variabilité de la contribution du trafic routier à l'échelle territoriale	21
3.2.3. Autres indicateurs et facteurs explicatifs	24
3.2.4. Analyse des parcs technologiques des véhicules particuliers.....	25
3.2.5. Variation de la répartition des émissions de polluants atmosphériques et de GES par type de véhicules à l'échelle territoriale	31
3.3. Portraits territoriaux	38
3.4. Principaux enseignements du volet 1 : Image des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre liées au trafic routier dans les villes françaises.....	39
4. VOLET 2 : Panorama européen des mesures locales visant à modifier le trafic routier en ville et leurs impacts	41

4.1.	Piétonnisation permanente ou temporelle.....	41
4.1.1.	Ljubljana, Slovénie	41
4.1.2.	Bruxelles, Belgique.....	42
4.1.3.	Édimbourg, Royaume-Uni	42
4.2.	Partage de l'espace public avec des modes doux.....	43
4.2.1.	Vienne, Autriche	43
4.2.2.	Copenhague, Danemark	43
4.2.3.	Nuremberg, Allemagne	44
4.2.4.	Oxford, Royaume-Uni.....	44
4.2.5.	Région de Bruxelles-Capitale, Belgique.....	45
4.3.	Stationnement en ville	45
4.3.1.	Munich, Allemagne	45
4.3.2.	Vienne, Autriche	46
4.4.	Réduction de la congestion et fluidification du trafic.....	47
4.4.1.	Londres, Royaume-Uni	47
4.4.2.	Manchester, Royaume-Uni	47
4.4.3.	Villes européennes.....	48
4.5.	Aménagements de voiries visant à dissuader l'utilisateur	48
4.5.1.	Oxford, Royaume-Uni.....	49
4.6.	Principaux enseignements du volet 2 : Panorama européen des mesures locales visant à modifier le trafic routier en ville et leurs impacts.....	49
5.	VOLET 3 : Analyse critique des méthodes d'évaluation d'impacts et mise en perspective des impacts recensés au regard de la qualité de l'air en milieu urbain en France.....	53
5.1.	Liens entre les mesures prises et la qualité de l'air	56
5.1.1.	La piétonnisation	56
5.1.2.	Gestion du stationnement.....	61
5.1.3.	Autres aménagements urbains	62
5.2.	Impact sur d'autres polluants	64
5.2.1.	Etude de la piétonnisation.....	64
5.2.2.	Gestion du stationnement.....	65
5.2.3.	Les polluants issus du trafic routier	66
5.3.	Impact aux différentes échelles.....	67
5.3.1.	La piétonnisation	67
5.4.	Transposabilité des résultats.....	69
5.4.1.	La piétonnisation	69
5.4.2.	Gestion du stationnement.....	71
5.4.3.	Autres cas d'étude.....	72
5.5.	Principaux enseignements du volet 3 : Analyse critique des méthodes d'évaluation d'impacts et mise en perspective des impacts recensés au regard de la qualité de l'air en milieu urbain en France.....	73
6.	CONCLUSIONS GENERALES	75
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	78
	SITOGRAFIE.....	81
	INDEX DES TABLEAUX ET DES FIGURES.....	82
	GLOSSAIRE, SIGLES ET ACRONYMES.....	84

RÉSUMÉ

L'objectif de cette étude était d'établir l'état de l'art des connaissances des impacts sur la qualité de l'air en ville de mesures visant à limiter les émissions du trafic routier en milieu urbain et des méthodes d'évaluation de ces impacts correspondantes à l'échelle européenne. Les résultats de cette analyse ont été mis en relation avec les émissions de polluants et concentrations rencontrées en France en milieu urbain, via la réalisation d'une « photographie » de la qualité de l'air et de ses déterminants liés à la mobilité en ville.

Dans la première partie de cette étude, 25 fiches territoriales ou « portraits » ont été dressées afin de représenter la diversité des profils des territoires français au regard des émissions du transport routier. Elles illustrent la nécessité de mettre en place des mesures de réduction de ces émissions, de manière adaptée à chaque territoire. Les indicateurs relatifs aux émissions du transport routier présentent en effet une grande variabilité d'un territoire à l'autre, avec une contribution du trafic routier aux émissions d'oxydes d'azote variant de 13 à 91 % (à l'échelle de l'EPCI hors profils atypiques). La contribution à l'échelle nationale est de 57 %. Pour expliquer cette variabilité et l'impact des émissions du transport routier sur la qualité de l'air, différents indicateurs ont été expérimentés. Les résultats ont montré qu'ils s'avèrent être d'une grande complémentarité et l'intérêt de les utiliser ensemble. Par exemple, l'indicateur « émissions par habitant », en hausse avec la diminution de la densité de la population permet d'illustrer la dépendance à la voiture. Mais, utilisé seul, cet indicateur pourrait engendrer des conclusions erronées puisqu'il attribue les émissions du trafic aux habitants du territoire concerné même si une autoroute passe sur le territoire.

La deuxième partie de cette étude, dresse un panorama européen des mesures locales visant à modifier le trafic routier en ville et leurs impacts sur les émissions et la qualité de l'air. D'une manière générale, les études de cas portant sur la piétonnisation (Ljubljana, Édimbourg...), sur le partage de l'espace public avec des modes doux (Copenhague, Bruxelles...), sur la gestion du stationnement en ville (Vienne et Munich) et sur les aménagements de voiries visant à dissuader l'usager de prendre sa voiture (Oxford), ont montré des réductions du trafic automobile permettant des réductions en termes d'émissions des polluants associés et de concentrations de polluants dans l'air. Ce panorama européen a permis de montrer que les mesures de réduction de la congestion et de fluidification du trafic, notamment par la création de voies de circulation supplémentaires, peuvent générer une nouvelle demande de trafic automobile, ce qui se traduit par des effets négatifs en termes d'émissions et de qualité de l'air.

La troisième partie de l'étude a porté sur l'analyse des méthodologies d'évaluation des impacts sur la qualité de l'air de ces aménagements sur le trafic routier et les émissions et une mise en regard de la qualité de l'air observée dans les villes françaises. La majorité du panorama des aménagements examinés au plan européen montre une évolution des concentrations des polluants étudiés à la baisse. La réduction des émissions a un effet important sur les concentrations de polluants à l'échelle locale, qui correspond à l'échelle d'exposition de la population. L'impact est beaucoup moins marqué pour les concentrations de fond urbain. Celles-ci influençant fortement la qualité de l'air locale, l'impact d'une seule action est très dépendant de l'environnement et des sources de pollution autres que le trafic. Ainsi, les différentes actions mises en place, telle que la piétonnisation d'une rue ou d'un centre-ville, auront un impact qui sera plus ou moins important sur la qualité de l'air selon l'environnement physique et atmosphérique des villes et notamment selon les concentrations de fond observées dans ces villes. Les concentrations de carbone suie diminuent plus rapidement que celles des NOx car elles proviennent des émissions à l'échappement et hors échappement. Les aménagements mis en place impactent certainement d'autres polluants primaires que ceux étudiés dans les études présentées (benzène, particules ultrafines), et impactent également les polluants secondaires comme l'O₃, le NO₂. Pour éviter ou limiter l'augmentation de certains polluants secondaires suite aux aménagements avec réduction du trafic, les émissions des précurseurs de ces polluants devraient être réduites, ainsi que celles des composés organiques volatils.

Le constat établi dans cette étude offre des perspectives d'action telle que la piétonnisation, qui mise en œuvre en parallèle avec des actions complémentaires, a fait réduire jusqu'à 45 % les concentrations de NO₂ et de BC dans les zones d'étude à Ljubljana et Bruxelles respectivement. Un autre type d'action est la gestion du stationnement qui réduit de 8 % les concentrations de NO₂ à l'échelle urbaine de Vienne. Les périodes d'analyse sont différentes et, dans certains cas, l'impact peut également être lié à l'amélioration technologique des véhicules. Les actions présentées dans cette étude pourraient être explorées et mises en œuvre par les autorités locales pour réduire le trafic routier et améliorer ainsi la qualité de l'air dans les villes françaises.

ABSTRACT

The objective of this study was to establish the state of the art of knowledge regarding the impacts on urban air quality of measures implemented in European cities aimed at reducing road traffic emissions and the methods for evaluating these corresponding impacts. The results of this analysis have been put in context with the emissions and concentrations encountered in French urban areas, through the creation of a profile of air quality and its determinants related to mobility.

In the first part of this report, 25 territorial portraits are drawn up to show traffic emissions variability related to territory diversity. They illustrate the necessity to adapt to each territory profile relevant mitigation measures. Traffic emissions indicators show a very important variability from one territory to another. Traffic emission contribution to total emissions of NO₂ vary from 13 % to 91 % (at territorial scale without untypical profiles). At a national scale, this contribution is 57 %. With the aim to explain this variability and traffic emissions impact on air quality, different indicators have been experimented. The results showed their high complementarity and the interest to consider them as a whole. For example, the "emission per capita" indicator, increasing when population density decreases, illustrates car dependency. But, used alone, it could induce erroneous conclusions since it considers the whole amount of emissions is due to inhabitants, even if a highway crosses the territory.

The second part of the study provides an overview of local measures designed to modify the road traffic in European cities and their impacts on emissions and air quality. In general, the case studies regarding pedestrianization (Ljubljana, Edinburgh...), sharing of public space with non-motorized modes (Copenhagen, Brussels...), parking management strategies (Vienna and Munich) and roadway developments aimed at discouraging vehicle use (Oxford), exhibited reductions in car traffic volume, and even reductions in terms of associated pollutant emissions and air pollutant concentrations. The European overview has shown that measures intended to reduce congestion and improve traffic fluidity, in particular by creating additional traffic lanes, will always generate new traffic demand, resulting in negative effects in terms of emissions and air quality.

The third part of the study is focused on the analysis of the methodologies for assessing the impact on road traffic and emissions and a comparison of the air quality observed in French cities. Most of the European's overview measures show a reduction of the observed pollutant concentrations. Reducing emissions has a significant effect on pollutant concentrations at the local level, which corresponds to the exposure scale of the population. The impact is much less marked for urban background concentrations. As these strongly influence local air quality, the impact of a single action is very dependent on the environment and on sources of pollution other than traffic. Thus, the various actions implemented, such as the pedestrianization of a street or a city centre, will have an impact that will be more or less important on air quality depending on the physical and atmospheric environment of the cities and in particular the background concentrations observed in these cities. Black carbon concentrations decrease more rapidly than NO_x concentrations because they result from exhaust and non-exhaust emissions. The arrangements put in place certainly impact other primary pollutants than those studied (benzene, ultrafine particles), and also impact secondary pollutants such as O₃, NO₂. To avoid or limit the increase in certain secondary pollutants as a result of developments with reduced traffic, emissions of precursors of these pollutants should be reduced, as well as those of volatile organic compounds.

The findings of this study offer potential courses of action such as pedestrianization, which, implemented in parallel with complementary actions, reduced NO₂ and BC concentrations by up to 45 % in the study areas in Ljubljana and Brussels respectively. Another type of action is parking management, which reduced NO₂ concentrations by 8 % on the urban scale in Vienna. The periods of analysis are different and in some cases the impact can also be related to technological improvements in vehicles. The actions presented in this study could be explored and implemented by local authorities to reduce road traffic and thus improve air quality in French cities.

1. Introduction

1.1. Contexte

Cause de 48 000 décès chaque année en France, la qualité de l'air constitue un enjeu sanitaire national majeur. D'après l'avis de l'Anses relatif à la sélection des polluants à prendre en compte dans les études d'impact des infrastructures routières¹, le transport routier est à l'origine de l'émission dans l'air ambiant de nombreux polluants. À l'échelle urbaine, il représente une part importante des émissions d'oxydes d'azote (NO_x), de particules et dans une moindre mesure de composés organiques volatils (COV). Or, malgré les baisses d'émissions enregistrées entre 1990 et 2018², la qualité de l'air n'est toujours pas satisfaisante sur l'ensemble du territoire français, d'autant plus dans les grandes agglomérations avec notamment l'impact du trafic routier sur les plus fortes teneurs et/ou les dépassements de valeurs limites réglementaires (source : bilans nationaux de la qualité de l'air établis par le Commissariat général au développement durable³ sur la base de la surveillance des AASQA).

Dans son avis de mai 2018⁴, l'ADEME indique que les principaux leviers permettant de diminuer les impacts des transports sur la qualité de l'air sont l'évolution du parc en termes de motorisations et carburants, et la réduction du trafic notamment en milieu urbain. Cette dernière se fait via des actions qui combinent plusieurs types d'évolutions en matière de déplacement, de modes de transport, de types de mobilité (vélo, marche) et d'organisation des mobilités (système de co-voiturage, d'autopartage, etc.). Ces mesures sont principalement réglementaires (évolution des normes Euro sous l'égide de la Commission européenne, instauration de zones à faibles émissions mobilité par les autorités locales, etc.), ou incitatives (fiscalité des carburants à l'échelle nationale, bonus/malus, aide à l'achat de vélos à assistance électrique, aménagement urbain privilégiant les mobilités actives, etc.). Ainsi, différents acteurs à différentes échelles territoriales sont concernés par la mise en œuvre de ces mesures.

Plus récemment, l'Anses insiste sur la nécessité de considérer conjointement⁵ :

- l'évolution technologique et réglementaire,
- la promotion des technologies alternatives (réduisant drastiquement l'émission de polluants, dont l'électromobilité),
- le renouvellement du parc roulant (toutes catégories de véhicules incluant les deux-roues motorisés et les véhicules utilitaires légers),
- mais aussi et surtout la réduction du trafic compensée par le renforcement des transports en commun, de l'intermodalité et de modes actifs dans les zones densément peuplées.

Outre l'évolution technologique du parc en circulation, une réduction du nombre de véhicules motorisés en circulation est nécessaire pour atteindre des niveaux de polluants en air extérieur limitant drastiquement l'impact sanitaire de la pollution de l'air liée au trafic routier. En complément, la prise en compte de la qualité de l'air dans les politiques d'urbanisme peut permettre de limiter l'exposition des populations à un air de mauvaise qualité à proximité des axes routiers.

1.2. La qualité de l'air et les émissions en France en 2018

Remarque : Les éléments qui suivent sont issus du « Bilan de la qualité de l'air extérieur en France en 2018 »⁶, et du « Bilan des émissions en France de 1990 à 2017 »⁷, données les plus récentes disponibles au moment de la rédaction de cette étude (printemps-été 2020). Depuis, le bilan 2019 de la qualité de l'air extérieur en France en 2019⁸ est paru.

¹ Avis de l'ANSES de juillet 2012 suite à la saisine n°2010-SA-0283

² Gaz à effet de serre et polluants atmosphériques - Bilan des émissions en France de 1990 à 2018. Citepa, format Secten, juin 2020.

³ Bilan national de la qualité de l'air extérieur en France, édité par le service de la donnée et des études statistiques du Commissariat général au développement durable du ministère de la transition écologique et solidaire, disponible via <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/bilan-de-la-qualite-de-lair-exterieur-en-france-en-2019-0>

⁴ Avis de l'ADEME « Émissions de particules et de NO_x par les véhicules routiers » - Mise à jour Mai 2018

⁵ Particules de l'air ambiant extérieur. Effets sanitaires des particules de l'air ambiant extérieur selon les composés, les sources et la granulométrie. Impact sur la pollution atmosphérique des technologies et de la composition du parc de véhicules automobiles circulant en France. Avis de l'ANSES (saisine n°2014-SA-0156) – Juillet 2019.

⁶ Disponible à cette adresse : <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/bilan-de-la-qualite-de-lair-exterieur-en-france-en-2018>

⁷ Citepa, juillet 2019. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France – Format Secten, disponible à cette adresse : <https://www.citepa.org/fr/secten/>

⁸ Disponible à cette adresse : <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/bilan-de-la-qualite-de-lair-exterieur-en-france-en-2019-0>

Émissions ou concentrations ?

Les **émissions** de polluants sont les quantités de polluants directement rejetées dans l'atmosphère par les activités humaines (cheminées d'usine ou de logements, pots d'échappement, agriculture, etc.) ou par des sources naturelles (volcans, composés émis par la végétation et les sols). Elles sont généralement exprimées en quantité émises par unité de temps (e.g. kilogrammes/heure, tonnes/an).

Les **concentrations** de polluants caractérisent la qualité de l'air que l'on respire, et s'expriment le plus souvent par une quantité de polluants présente dans un volume d'air (e.g. microgrammes par mètre cube, $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et sont le résultat de réactions (photo)chimiques des émissions dans une atmosphère réactive.

D'après le bilan de la qualité de l'air extérieur en France en 2018⁶, la qualité de l'air continue de s'améliorer pour la plupart des polluants mais reste problématique dans certaines zones notamment les métropoles urbaines. Les émissions anthropiques de la majorité des polluants atmosphériques primaires ont baissé (cf. Annexe du volet 1), résultat des améliorations technologiques et de la mise en œuvre de plans d'actions visant à réduire les émissions dans différents secteurs d'activités.

Il en résulte que les concentrations moyennes annuelles des principaux polluants atmosphériques diminuent ces dernières années (cf. Figure 2 de l'Annexe du volet 1) et les dépassements des normes réglementaires affectent moins de zones.

Cependant, 5 polluants sur les 12 réglementés (NO_2 , PM_{10} , O_3 , Benzène, et Nickel) présentent des dépassements des normes réglementaires de qualité de l'air pour la protection de la santé humaine à long terme. Bien que moins nombreux que par le passé, des dépassements de PM_{10} , NO_2 et O_3 ont été constatés dans respectivement 3, 11 et 40 agglomérations Françaises (source : Commissariat général au développement durable - Bilan de la qualité de l'air extérieur en France en 2019 – septembre 2020).

Les dépassements de NO_2 et PM_{10} sont principalement enregistrés en zone urbaine, à proximité du trafic routier.

Les concentrations les plus fortes de NO_2 sont localisées au niveau des zones urbanisées et à proximité des axes routiers importants, comme par exemple dans la Vallée du Rhône (cf. Figure 3 de l'Annexe du volet 1). Concernant les particules PM_{10} , les concentrations moyennes annuelles les plus importantes sont observées en 2018 dans le Nord de la France, notamment dans la région des Hauts-de-France et sur l'agglomération Parisienne, ainsi qu'au niveau de plusieurs régions de l'Est de la France (Grand-Est, Auvergne-Rhône-Alpes, PACA).

L'ozone, polluant secondaire, est le seul polluant présentant une tendance à la stagnation de ses concentrations ces dernières années (cf. Figure 3 de l'Annexe du volet 1). En 2018, les concentrations moyennes annuelles ont été plus élevées que les années précédentes. Les concentrations les plus fortes sont relevées dans le Sud-Est de la France et en Corse (cf. Figure 4 de l'Annexe du volet 1), régions où les conditions de formation sont les plus favorables comme le taux d'ensoleillement important.

L'ozone

Polluant dit secondaire, l'ozone se forme par réaction chimique impliquant notamment les oxydes d'azote (NO_x) et les composés organiques volatiles (COV). Ces derniers peuvent être d'origine humaine (anthropique) ou naturelle (biogénique, émis par la végétation par exemple). La formation de l'ozone s'inscrit dans un cycle photochimique, favorisée par l'ensoleillement et la chaleur. C'est pourquoi les fortes concentrations d'ozone sont enregistrées en période estivale.

Cette étude s'attache à analyser le lien entre les mesures visant à réduire le trafic routier, les émissions de polluants atmosphériques liées au trafic routier et la qualité de l'air en milieux urbains. Elle se concentre sur les polluants primaires principaux présentant des enjeux en termes de qualité de l'air et ayant un lien avec le trafic routier : NO_x/NO_2 , particules (PM) et les composés organiques volatiles non méthaniques (COVNM). L'étude s'intéresse également aux GES, du fait de leur lien important avec le transport routier et de leur impact sur les changements climatiques.

1.3. Les zones PPA et les zones en contentieux

Pour améliorer la qualité de l'air, les Plans de Protection de l'Atmosphère (PPA) ont été introduits par la LAURE (Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie) en 1996. Le PPA est un outil de planification définissant des actions à mener dans le but de préserver la qualité de l'air sur un territoire. Il définit des objectifs à atteindre ainsi que les mesures à mettre en œuvre, visant à abaisser les concentrations en polluants atmosphériques à un niveau inférieur aux valeurs limites fixées par l'Union Européenne. Il s'applique aux agglomérations de plus de 250 000 habitants et aux zones dans lesquelles les valeurs limites de qualité de l'air ne sont pas respectées. Il est notamment cohérent avec les objectifs de PREPA et en décline les mesures au plan local, voire les renforce.

Les intercommunalités de plus de 20 000 habitants, situées ou non en zone PPA, ont l'obligation de mettre en œuvre des actions en faveur de la qualité de l'air dans le cadre des PCAET (Plans Climat-Air-Énergie Territoriaux). Cet exercice réglementaire est l'occasion pour l'ensemble des territoires de se saisir du sujet de la qualité de l'air extérieur et d'agir en cohérence avec les exercices de planification aux échelles territoriales supérieures (PREPA, PPA, SDRADDET, SRCAE, etc.) et en synergie avec les problématiques de transition énergétique et d'atténuation au changement climatique. Les actions des territoires sur la limitation de la pollution liée au trafic routier grâce à des actions locales sont indispensables et peuvent être valorisées dans ce cadre. En décembre 2019, la loi sur l'orientation des mobilités (LOM) impose, via son article 85, que les PCAET renforcent leur plan d'action si les objectifs territoriaux biennaux de réduction des émissions de polluants atmosphériques ne sont pas atteints.

Depuis 2010, la France est enjointe par la Commission européenne d'engager des actions rapides et efficaces pour régulariser au plus vite les situations de non-conformité concernant le NO₂ et les PM₁₀. En 2018, la Commission européenne a saisi la Cour de justice de l'Union européenne (CJUE) concernant le non-respect des valeurs réglementaires en France. En octobre 2019, la France est condamnée par la CJUE pour avoir dépassé « de manière systématique et persistante » la valeur limite annuelle en NO₂ depuis le 1^{er} janvier 2010, et pour insuffisance des plans d'actions. Cette condamnation concerne treize zones pour le NO₂ (Nice, Marseille-Aix, Toulon, Grenoble, Lyon, Valence, Paris, Montpellier, Toulouse, Reims, Strasbourg, Clermont-Ferrand, et la Vallée de l'Arve).

En France, en juillet 2017, le Conseil d'État a demandé, au gouvernement de prendre toutes les mesures nécessaires pour réduire les concentrations en NO₂ et en particules PM₁₀ afin de respecter les valeurs limites réglementaires sur l'ensemble du territoire, et ce « dans le délai le plus court possible ». En juillet 2020, estimant que l'État français n'a pas pris les mesures demandées pour réduire la pollution de l'air sur l'ensemble du territoire, le Conseil d'État a cette fois-ci décidé d'infliger à l'État une astreinte (amende) de 10 M€ par semestre tant qu'il n'aura pas pris, dans un délai de six mois suivant la notification de la décision du 10 juillet 2020 (soit d'ici le 10 janvier 2021), les mesures qui lui ont été ordonnées. En effet, en 2019, huit zones demeurent en dépassement de la valeur limite annuelle en NO₂ (Vallée de l'Arve, Grenoble, Lyon, Marseille-Aix, Reims, Strasbourg, Toulouse et Paris) et deux en PM₁₀ (Fort-de-France et Paris)⁹.

1.4. Objectifs de l'étude

L'objectif de cette étude est d'établir l'état de l'art des connaissances des impacts sur la qualité de l'air en ville des mesures visant à limiter les émissions du trafic routier en milieu urbain, à l'échelle européenne et des méthodes d'évaluation correspondantes. Ces résultats seront mis en relation avec les émissions et concentrations rencontrées en France en milieu urbain via la réalisation d'une image de la qualité de l'air et de ses déterminants liés à la mobilité en ville.

L'ambition est de pouvoir montrer qu'il existe un enjeu important à réduire l'impact de la pollution atmosphérique du trafic routier automobile sur l'ensemble du territoire français.

1.4.1. Objectifs du volet 1 : Image des émissions liées au trafic routier dans les villes françaises

Le premier volet de cette étude consiste en la réalisation de portraits types d'agglomérations françaises, en termes d'émissions du trafic routier. Ils permettront aux décideurs de situer leur territoire dans le panel de territoires ayant mis en place des mesures de réduction du trafic routier analysées dans la deuxième et troisième partie de l'étude. Ils pourront ainsi faire le lien entre les impacts évalués sur ces territoires et

⁹ Voir par exemple l'article d'Atmo France à ce sujet, disponible au lien suivant : <https://atmo-france.org/conseil-detat-nouvelle-condamnation-de-la-france/>

les gains potentiels qui pourraient être engendrés sur leur propre territoire.

Dans un premier temps, les travaux du Citepa en termes d'inventaires des émissions à l'échelle nationale sont repris afin de présenter les contributions des différents secteurs d'activités aux émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre (GES) à l'échelle nationale. Ces contributions sont ensuite discutées à l'échelle des onze régions analysées, à partir des inventaires territorialisés des AASQA. La suite du document s'intéresse aux facteurs expliquant la variabilité spatiale de la contribution du trafic routier aux émissions de polluants atmosphériques et de GES. Puis sont présentés les portraits des émissions de polluants atmosphériques et de GES liées au trafic routier d'une vingtaine de territoires (Établissements Public de Coopération Intercommunale -EPCI- et communes) français échantillonnés. Enfin, des recommandations sont proposées aux lecteurs.

1.4.2. Objectifs du volet 2 : Panorama européen des mesures locales

Une recherche bibliographique sur les évaluations des liens entre mesures locales, visant à modifier le trafic routier en ville et la qualité de l'air extérieur en milieu urbain est menée pour répondre aux objectifs suivants, fixés par l'ADEME :

- Identifier toute mesure ou action réalisée ou projetée par les autorités locales européennes ayant pour objectif de réduire le trafic routier en ville,
- Analyser quels sont les impacts sur le trafic routier et les réductions associées, en termes d'émissions et concentrations,
- Dresser un état de lieux permettant d'établir un bilan global des impacts des mesures de diminution du trafic routier.

1.4.3. Objectifs du volet 3 : Mise en perspective au regard de la qualité de l'air en France

L'objectif de ce troisième volet de l'étude est d'analyser les méthodologies d'évaluation d'impact sur le trafic et les polluants atmosphériques des mesures identifiées dans le volet 2. Dans cette étude, l'ADEME souhaite une analyse critique quant à la méthode d'évaluation utilisée et une mise en regard de la qualité de l'air observée dans les villes françaises. L'analyse des méthodes d'évaluation d'impact sur la qualité de l'air suite à la modification du trafic routier en milieu urbain portera sur les quatre points suivants :

- Évaluer le lien entre les mesures prises visant à réduire le trafic routier et la qualité de l'air,
- Estimer l'impact sur d'autres polluants : les aménagements présentés par le volet 2 ont des impacts sur les concentrations ou les émissions de principaux polluants de la qualité de l'air, Cependant, ces polluants ne sont pas exhaustifs. Il est important de prendre en compte aussi les émissions/concentrations d'autres polluants,
- Évaluer l'impact à différentes échelles d'une action : échelle microscopique (rue / zone de l'action) ou macroscopique (ville / agglomération),
- Analyser la transposabilité d'une action réalisée dans d'autres pays européens vers la France.

2. Méthodologie

2.1. Volet 1 : Image des émissions liées au trafic routier dans les villes françaises

Après avoir dressé un état des lieux de la qualité de l'air en France et la contribution du trafic routier aux émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre à cette échelle, les données d'émissions à l'échelle territoriale plus fine ont été analysées afin d'appréhender les variabilités d'un territoire à l'autre. Lorsque les données étaient publiquement disponibles à l'échelle communale, celles-ci ont été analysées. A défaut, l'échelle de l'intercommunalité (EPCI) est étudiée. Il s'agit notamment de la maille opérationnelle pour la mise en œuvre des PCAET. Le choix des territoires a été dicté d'une part par la disponibilité des données et d'autre part par un souci de représentativité des typologies des territoires français (taille, région, zone PPA, etc.). Dans le cadre de cette étude, les émissions de onze régions ont pu être récoltées auprès des AASQA (données en libre accès, disponibles en open data ou sur demande) et ont été analysées.

Région	Année	Polluants
Auvergne-Rhône-Alpes	2017	NO _x , PM ₁₀ , PM _{2.5} , GES,
Bretagne	2016	NO _x , PM ₁₀ , PM _{2.5} , GES
Centre-Val de Loire	2016	NO _x , PM ₁₀ , PM _{2.5} , COVNM, GES
Grand Est	2017	NO _x , PM ₁₀ , PM _{2.5} , COVNM, GES
Hauts- de-France	2015	NO _x , PM ₁₀ , PM _{2.5} , COVNM, GES
Ile-de-France	2017	NO _x , PM ₁₀ , PM _{2.5} , COVNM, GES
Martinique	2016	NO _x , PM ₁₀ , PM _{2.5} , COVNM, GES
Normandie	2015	NO _x , PM ₁₀ , PM _{2.5} , COVNM, GES
Nouvelle-Aquitaine	2016	NO _x , PM ₁₀ , PM _{2.5} , COVNM, GES
Pays de la Loire	2016	NO _x , PM ₁₀ , PM _{2.5} , GES
Provence- Alpes-Côte d'Azur	2017	NO _x , PM ₁₀ , PM _{2.5} , COVNM, GES

Tableau 1 : Inventaires des émissions territoriaux analysés dans le volet 1 : régions, année et polluants

Au total, ce sont les émissions d'un peu plus de 5 200 communes et 640 EPCI qui ont été analysées.

D'autres indicateurs, liés à l'identité et à la dynamique des territoires (population, mode de déplacement, typologie de logement, parcs de véhicules) ont été sélectionnés pour alimenter l'analyse de la variabilité des indicateurs d'émissions du trafic routier.

L'ensemble des indicateurs construits ont été étudiés par catégorie de taille des territoires (selon leur population) au travers des 25 « fiches portraits » et sont présentés dans l'annexe 13 du volet 1.

2.2. Volet 2 : Panorama européen des mesures locales

2.2.1. Critères de sélection de mesures visées

Les mesures recherchées dans le cadre de cette étude sont celles pouvant être mises en œuvre dans les zones urbaines introduisant un phénomène de changement de comportement de mobilité, qui se traduit par des émissions plus faibles que celles qui se produiraient sans la mesure. Ce phénomène peut être observé par exemple en adaptant l'offre des différents modes de transport (modification des réseaux de transport et de voirie, de l'espace public, des pistes cyclables/piétonnes, etc.). Les mesures locales qui ont été examinées dans cette tâche, visant à modifier le trafic routier en ville, correspondent à la demande établie par l'ADEME dans son cahier des charges et sont listées ci-dessous :

- Piétonnisation permanente ou temporelle (par exemple transformer un axe routier en voie piétonne, supprimer une voie de circulation, principe de « rue aux enfants », piétonner des accès aux écoles, etc.),

- Partage de l'espace public avec des modes doux (par exemple suppression de voies au profit de pistes cyclables, transformation d'un espace en zone de rencontre, etc.),
- Stationnement en ville (par exemple modifications de son offre et tarif; c'est-à-dire, suppression/ajout de places en surface, création de Parc Relais (P&R), tarif du stationnement, professionnalisation des aires de stationnement, etc.),
- Réduction de la congestion et fluidification du trafic (par exemple création d'une voie de circulation supplémentaire, interdiction de circulation de certains véhicules à certaines heures, maintien de la congestion pour dissuader les automobilistes, etc.),
- Aménagements de voiries visant à dissuader l'utilisateur (par exemple ralentisseurs, revêtements de chaussée bruyants ou peu agréables à la conduite, chicanes, réduction de la chaussée via des aménagements urbains, etc.).

Étant donné que l'objectif final est l'amélioration de la qualité de l'air, un soin tout particulier a été porté à l'identification précise des indicateurs dans les résultats analysés (émissions rejetées par catégorie de polluant vis-à-vis de la concentration des polluants dans l'air ambiant). Les paramètres étudiés précisément dans cette tâche ont été établis avec l'ADEME et les membres du consortium et étaient ceux liés à toute mesure mise en œuvre ayant les caractéristiques décrites ci-dessous.

- Mesures locales à l'échelle de l'Europe. Les politiques au niveau national ont été exclues.
- Mesures ayant pour objectif d'améliorer la qualité de l'air. Cependant la mesure pouvait avoir d'autres objectifs prioritaires. Par exemple, certaines agglomérations adoptent des actions visant prioritairement à réduire la congestion de trafic routier en heures de pointe. Même si ce type d'actions ne s'inscrit pas dans un agenda d'amélioration de la qualité de l'air, elles ont été prises en compte dans cette étude.
- Les actions pouvaient être réalisées ou projetées. En effet, nous avons analysé les impacts des actions déjà mises en œuvre dans les agglomérations (mesures réelles ou modélisées des émissions et/ou concentrations), ainsi que les impacts modélisés des actions stipulées dans des plans locaux de transport et/ou environnementaux (Plan de Déplacement Urbain ou Plan Climat-Air-Energie Territorial).
- Les actions non incluses dans les plans cités dans le point ci-dessus ont été également prises en compte.
- Toute évaluation disponible a été prise en compte. Les impacts des mesures sur le trafic routier et émissions liées ont été analysés par le biais des publications disponibles, quel que soit le cas (évaluations ex-ante et/ou ex-post).
- La zone géographique impactée par la mesure. Elle pouvait se situer à l'échelle d'une rue ou quartier (échelle microscopique) ou à l'échelle d'une zone urbaine (échelle macroscopique). Le but était d'apporter des éléments de réponse de l'impact sur un point noir local « pollution de l'air » et/ou viser des échelles plus globales en faveur de la qualité de l'air dans une agglomération. Par exemple, les axes routiers, souvent proches de zones résidentielles, sont les plus importantes sources de pollution.
- Le sous-secteur du transport routier impacté, par exemple, les mesures en ville visant à diminuer l'ensemble du secteur du transport routier. L'analyse a ainsi pris en compte toute action ayant pour objectif d'avoir un impact sur l'activité (véhicules.kilomètres parcourus) des sous-secteurs du transport routier : transport de passagers (véhicules légers, deux-roues motorisés) et du transport du fret routier marchandises (poids lourds et véhicules utilitaires légers).

Les Zones à Faibles Emissions (ZFE)¹⁰, les péages urbains, les Zones à Trafic Limité (ZTL) et la réduction de vitesse¹¹ sont exclues du cadre de cette étude car ces mesures font l'objet de rapport déjà publiés.

2.2.2. Sources d'information

Afin d'étudier l'impact des mesures de réduction de trafic appliquées au niveau local dans les agglomérations européennes, une recherche bibliographique provenant de diverses sources a été réalisée. Tout d'abord, une première partie de l'information a été extraite de données publiées, qu'il s'agisse d'articles scientifiques ou de rapports téléchargeables sur des sites officiels à l'échelle locale, régionale et nationale (toujours en visant les mesures au niveau local). Concernant les informations qui n'étaient pas publiquement disponibles, nous avons ensuite identifié des experts susceptibles de répondre aux questions de politique publique de transport et de la qualité de l'air, au niveau national et au niveau local. Chaque expert a été finalement contacté afin d'avoir les réponses à différentes questions. Les échanges avec les experts ont été faits principalement par courriel, mais aussi à travers des réunions téléphoniques organisées quand c'était nécessaire.

¹⁰ <https://www.ademe.fr/zones-a-faibles-emissions-low-emission-zones-lez-a-travers-leurope>

¹¹ <https://www.ademe.fr/impacts-limitations-vitesse-qualite-lair-climat-lenergie-bruit>

Au total, environ 40 études de cas potentielles ont été identifiées, parmi les pays suivants : Allemagne, Autriche, Belgique, Danemark, Espagne, Estonie, France, Irlande, Italie, Norvège, Pays-Bas, Royaume-Uni, Slovénie, Suède et Suisse.

2.2.3. Sélection d'études de cas

Les études de cas ont été choisies d'abord, en tenant compte des critères de sélection cités précédemment dans ce rapport et établies préalablement pour cette étude. Ensuite, les cas ont été choisis en fonction de la disponibilité de données, de l'analyse de rapports, des informations reçues, et des informations qui pouvaient ou non être exploités et diffusés. Ainsi, chaque étude de cas met en évidence les impacts de chaque mesure sur la répartition modale, le trafic, les émissions associées voire des concentrations. Les cas sont listés ci-dessous :

Piétonnisation permanente ou temporelle (e.g. supprimer la circulation routière d'une voie de circulation, piétonnisation des accès aux écoles, etc.) :

- Ljubljana, SVN : Piétonnisation du centre-ville
- Bruxelles, BEL : Piétonnisation boulevard Anspach
- Édimbourg, GBR : Rues scolaires

Partage de l'espace public avec des modes doux (e.g. suppression de voies au profit de pistes cyclables, etc.) :

- Vienne, AUT : Piétonnisation et espace partagé
- Copenhague, DNK : Autoroutes cyclables
- Nuremberg, DEU : Suppression voie
- Oxford, GBR : Suppression voie
- Bruxelles, BEL : Suppression voie

Stationnement en ville (e.g. modifications de son offre et tarif, suppression ou ajout de places en surface, création de parkings relais P&R, etc.) :

- Munich, DEU : relocalisation et suppression du stationnement
- Vienne, AUT : modification du tarif de stationnement

Réduction de la congestion et fluidification du trafic (e.g. création d'une voie de circulation supplémentaire, interdiction de circulation de certains véhicules à certaines heures, etc.),

- Londres, GBR : création d'une voie
- Manchester, GBR : création d'une voie
- Villes européennes : augmentation de la capacité routière

Aménagements de voiries visant à dissuader l'utilisateur (e.g. ralentisseurs, revêtements de chaussée peu agréables à la conduite, chicanes, réduction de la chaussée via des aménagements urbains, etc.) :

- Oxford, GBR : Aménagement d'un rond-point

2.3. Volet 3 : Mise en perspective au regard de la qualité de l'air en France

L'analyse bibliographique présentée au volet 2 sert de base pour l'analyse critique. L'ADEME souhaite une analyse critique quant à la méthode d'évaluation utilisée et une mise en regard de la qualité de l'air observée dans les villes françaises. L'analyse des méthodes d'évaluation d'impact sur la qualité de l'air suite à la modification du trafic routier porte donc sur quatre points rappelés ci-dessous.

2.3.1. Liens entre les mesures prises et la qualité de l'air

L'évaluation bibliographique du volet 2 permet de connaître les impacts pour différentes mesures prises sur les émissions et /ou la qualité de l'air. Cependant, l'estimation des impacts par la bibliographie est parfois incomplète. En effet, ces impacts sont souvent décrits en termes d'émissions de polluants ou en termes de concentrations de polluants. Si la description des impacts ne concerne que les émissions, une analyse qualitative de l'impact sur les concentrations sera faite et réciproquement. Des indicateurs permettant de suivre l'évolution de la qualité de l'air sont proposés dans cette analyse critique. Ils

donnent une idée des leviers possibles pour améliorer la qualité de l'air.

Ces leviers dépendent de la zone étudiée (zone urbaine, semi-urbaine, région ensoleillée ou non, etc.). Les actions mises en œuvre et présentées au volet 2 ont un impact direct sur les émissions de certains polluants. Ils auront aussi un impact sur les polluants secondaires. Une analyse complémentaire en tenant compte des régimes chimiques peut être fournie par ce volet de l'étude.

Les principales raisons qui permettent d'expliquer qu'une mesure ait un impact sur la qualité de l'air sont :

- Réactions chimiques de l'atmosphère (ex : polluants secondaires)
- Phénomènes physiques liés à l'environnement (ex : prise en compte de la dispersion locale à l'échelle de la rue).
- L'analyse permet de proposer :
 - Des informations complémentaires permettant d'expliquer le lien entre les mesures prises et la qualité de l'air.
 - Des suggestions pour mieux estimer et caractériser l'impact sur la qualité de l'air de l'étude présentée.

Un exemple de suggestion est de suivre le carbone suie. En effet, le carbone suie est présent sous forme d'aérosol et se mélange avec d'autres espèces particulaires, permettant de suivre localement différentes particules. Il permet aussi d'évaluer plus particulièrement les mesures de réduction du trafic routier (en plus d'autres sources).

Cette analyse sera limitée cependant par le manque de données car certains marqueurs importants sont manquants, comme le carbone suie.

2.3.2. Impact sur d'autres polluants

Les études bibliographiques du volet 2 présentent les impacts des aménagements en mesurant les concentrations ou les émissions de principaux polluants de la qualité de l'air. Cependant, ces polluants ne sont pas exhaustifs. Il est important de prendre en compte aussi les émissions/concentrations d'autres polluants (en plus de ceux provenant du volet 2) car ils peuvent être de bons indicateurs pour des secteurs précis. Ils peuvent aider à choisir les éventuelles actions à mettre en place pour mieux qualifier cet impact. Cela concerne des polluants réglementés mais non étudiés dans l'étude spécifique, ou bien des polluants qui sont non regardés et non réglementés, à savoir les particules ultrafines (PUF), le carbone suie (BC), certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), et les aérosols organiques.

Les émissions des polluants ne sont pas homogènes sur le territoire ; elles sont plus fortes en milieu urbain car la densité de population est plus élevée et le trafic routier plus dense.

Les émissions à l'échappement et hors échappement diminuent pour plusieurs raisons :

- Des améliorations technologiques,
- Une réglementation devenant plus contraignante

Globalement, les émissions de polluants atmosphériques réglementés (NO_x, PM₁₀, SO₂, etc.) pour le secteur routier ont baissé ces vingt dernières années sauf pour le dioxyde de carbone (gaz à effet de serre), l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel et le zinc pour la France.

Les polluants secondaires sont formés dans l'atmosphère à partir des polluants dits primaires (provenant notamment des émissions de véhicules routiers). Il convient de les prendre aussi en compte dans l'analyse (indicateur, réglementation, dispersion des polluants et environnement).

2.3.3. Impact des mesures à différentes échelles

A partir des résultats de l'étude bibliographique d'impact conduite à différentes échelles, l'analyse est menée afin d'évaluer les liens des actions aux échelles microscopiques et macroscopiques sur la qualité de l'air ambiant extérieur.

Les politiques publiques environnementales peuvent être menées à différentes échelles : échelle de la rue, d'une ville, milieu urbain ou à l'échelle régionale rendant l'analyse de la qualité de l'air complexe. En effet, les transformations chimiques des polluants atmosphériques sont non linéaires et ont lieu à différentes échelles de temps et d'espace. Chaque échelle spatiale est associée à une échelle temporelle de la pollution atmosphérique. Des typologies de polluants, des mécanismes, des transformations chimiques, des impacts sanitaires et environnementaux sont spécifiques pour chaque échelle spatiale et temporelle.

L'analyse critique à différentes échelles a été faite sur les aménagements présentés au volet 2. L'analyse a été limitée par la complexité des régimes chimiques non-linéaires.

2.3.4. Transposabilité

Dans cette dernière étape de l'étude, la transposition des aménagements réalisés à l'étranger vers la France est étudiée. Cette analyse est faite à partir des résultats et des profils fournis dans le volet 1. Les profils de ville ou d'agglomérations françaises fournissent des informations sur le trafic routier et sur les polluants atmosphériques en milieu urbain en France. L'argumentation sur la transposition des émissions à l'échelle de la France ou à l'échelle Européenne fait l'objet d'une analyse critique, en comparant par exemple, les émissions de polluants de différents pays. Ces comparaisons reposent sur l'inventaire européen EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) ainsi que sur les facteurs d'émissions issus de la méthodologie COPERT (COmputer Program to calculate Emission from Road Transport). L'influence de l'environnement et des concentrations ambiantes dans les différents pays sur les impacts étudiés sont pris en compte.

L'analyse de la transposabilité d'aménagements réalisés dans d'autres pays européens vers la France peut présenter certaines lacunes dues à des différences entre pays, telles que :

- La répartition des véhicules, autrement dit la composition de la flotte automobile,
- La différence d'avancement technologique,
- La réglementation locale en plus de l'europpéenne et le respect de son application.

3. VOLET 1 : Image des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre liées au trafic routier dans les villes françaises

3.1. Les émissions de polluants atmosphériques à l'échelle de la France métropolitaine et au niveau territorial sur les régions analysées

3.1.1. Les émissions de polluants atmosphériques et de GES à l'échelle de la France métropolitaine

La Figure 1 présente la répartition des émissions de polluants atmosphériques et de GES¹², selon les six secteurs d'activités définis par la classification Secten¹³, issue de l'inventaire des émissions 2017 en France métropolitaine, réalisé par le Citepa. L'Annexe 2 du volet 1 détaille les quantités de NO_x, PM₁₀, PM_{2,5}, COVNM et GES émises en France en 2017, tous secteurs d'activités confondus, et pour chaque secteur individuellement.

Les émissions totales de NO_x ont été de 807 kilotonnes en France en 2017. Le secteur des transports (i.e. transport routier, aérien, ferroviaire, fluvial et maritime) est le principal contributeur (63 %) des émissions de NO_x à l'échelle nationale, suivi du secteur de l'industrie manufacturière (13 %) et du résidentiel-tertiaire (12 %).

En 2017, les émissions de PM₁₀ en France ont été de 254 kilotonnes. Le principal contributeur aux émissions de PM₁₀ en France est le secteur résidentiel-tertiaire (33 %), suivi de l'industrie manufacturière (31 %) et de l'agriculture/sylviculture (21 %). Avec 14 %, le secteur des transports est le quatrième contributeur aux émissions de PM₁₀ en France en 2017.

Les émissions de PM_{2,5}, tous secteurs confondus, s'élèvent à 164 kilotonnes en France en 2017. Le secteur résidentiel-tertiaire est le contributeur principal (50 %) aux émissions de PM_{2,5}, suivi de l'industrie manufacturière (23 %) et des émissions liées aux transports (17 %).

La part importante du secteur résidentiel-tertiaire aux émissions de PM₁₀ et PM_{2,5} est principalement liée au chauffage résidentiel, notamment le chauffage au bois, fortement émetteur de particules.

D'après l'inventaire des émissions réalisé par le Citepa, les émissions de COVNM ont été de 612 kilotonnes en France en 2017. La part des transports dans les émissions totales de COVNM a nettement diminué entre 1990 et 2017 (de 38 % à 11 %).

De ce fait, le contributeur majoritaire est actuellement le secteur résidentiel-tertiaire (46 %), suivi de l'industrie manufacturière (38 %), avec notamment les émissions de solvants et la combustion du bois dans les petits équipements domestiques. Le secteur des transports se place en troisième position avec 13 % des émissions à sa charge.

Les émissions de GES s'élèvent à 452 mégatonnes en 2017, en France métropolitaine. Émettant 29 % des GES, le secteur des transports est le principal émetteur ; le résidentiel-tertiaire, l'agriculture/sylviculture, et l'industrie manufacturière se partagent la grande majorité des deux tiers restants, avec respectivement 20, 19, et 18 % des émissions produites.

¹² Les GES correspondent à l'agrégation de toutes les émissions de GES (CO₂, CH₄, N₂O, PFC, HFC, SF₆, NF₃) présentées en tonnes de CO₂ équivalent (CO₂éq)

¹³ Les six secteurs d'activités du format Secten sont les suivants : transports, résidentiel-tertiaire, industrie manufacturière, agriculture/sylviculture, transformation d'énergie et déchets

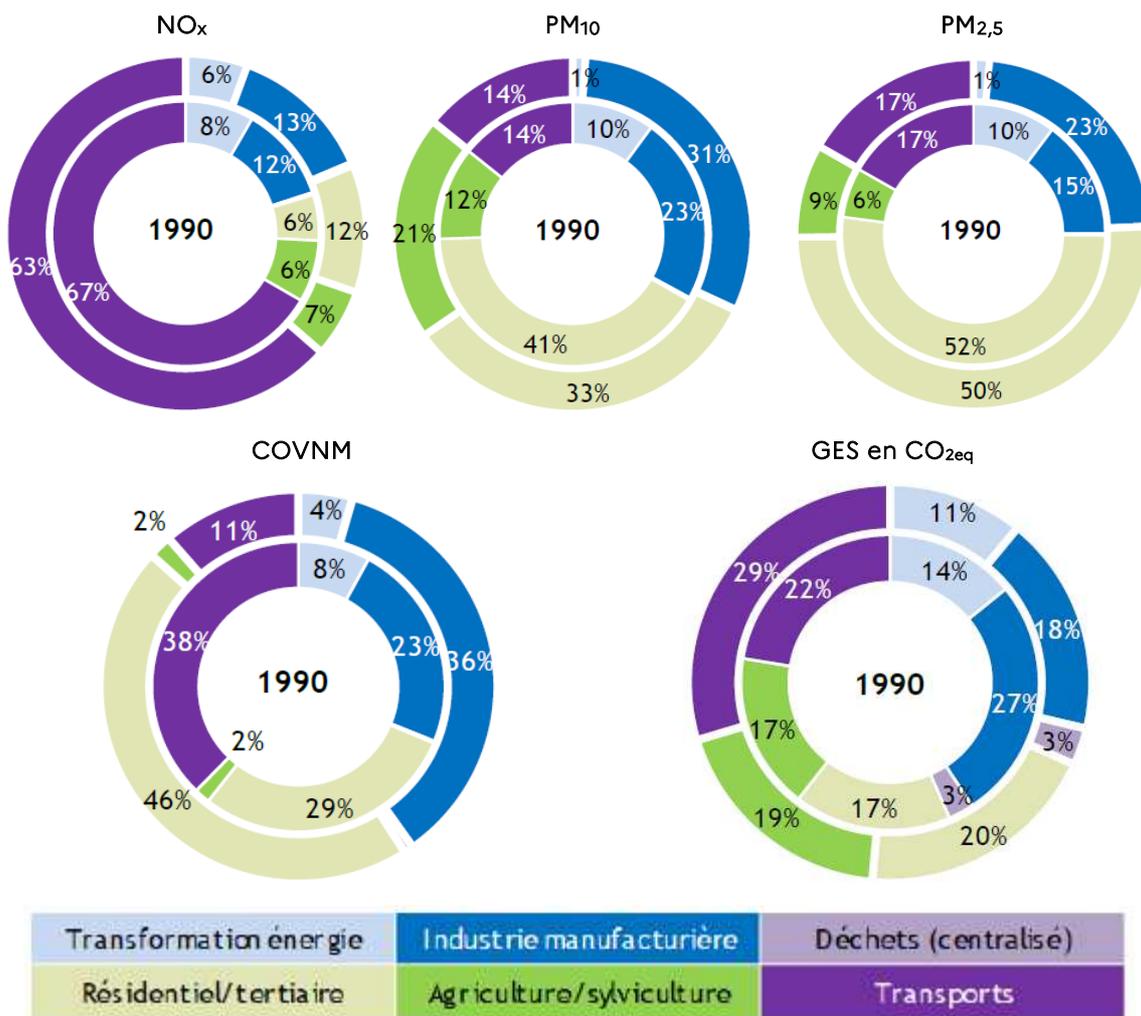


Figure 1 : Répartition des émissions des principaux polluants atmosphériques et des GES en France métropolitaine en 2017, et comparaison avec 1990.

Source : Citepa, juillet 2019. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France – Format Secten.

Il est important de noter que ces contributions nationales ne sont pas représentatives de situations locales présentant des spécificités pouvant faire varier localement les parts de chaque secteur émetteur de manière importante (Cf. Annexe 13 du Volet 1).

3.1.2. Les émissions de polluants atmosphériques et de GES à l'échelle territoriale

Les liens où ont été téléchargées ou demandées les émissions à l'échelle communale ou à l'échelle des EPCI sont détaillés dans la sitographie.

Les diagrammes de dispersion, ou « boîtes à moustaches », de la Figure 2 présentent la dispersion des émissions de NO_x, tous secteurs d'activités (en haut) et du secteur routier uniquement (en bas), au sein des EPCI (à gauche) et des communes étudiées. Les graphiques des autres polluants sont présentés en Annexe 4 du volet 1.

N.B. : Le minimum apparaît à 1 tonne (pour les émissions totales) ou 0 tonne (pour les émissions du trafic routier ; en fait, < 0.5 tonne, la valeur est arrondie à 0) car certains EPCI sont à cheval sur deux régions. Ainsi, les émissions ne sont pas celles de l'EPCI entier mais de la partie de l'EPCI appartenant à la région qui réalise

l'inventaire des émissions sur son territoire. Par exemple, la communauté de communes « Interco Normandie Sud Eure » est située sur les régions Normandie et Centre-Val de Loire. Chaque AASQA (Atmo Normandie et Lig'Air) répertorie les émissions de la part du territoire se situant sur sa région. La part appartenant à la région Centre-Val de Loire est peu importante, ainsi, les émissions de ce territoire, issues de l'inventaire des émissions de Lig'Air, sont peu élevées (< 0.5 t). De plus, certaines communes présentent des émissions associées au trafic routier très faibles car les véhicules particuliers y sont interdits (certaines îles bretonnes par exemple).

La donnée en rouge sur fond blanc indique la valeur moyenne ; le trait noir horizontal en gras indique la valeur médiane. La « boîte » comprend les données comprises entre le percentile 25 et le percentile 75. Les deux moustaches représentent le minimum et le maximum, en-dehors des données atypiques (les points). Le nombre de valeurs atypiques (valeurs extrêmes) est précisé en haut à gauche, accompagné de la valeur maximale qui ne figure pas sur le diagramme, pour une meilleure lisibilité. Pour plus de détails sur la lecture des « boîtes à moustaches », se référer à l'Annexe 3 du volet 1.

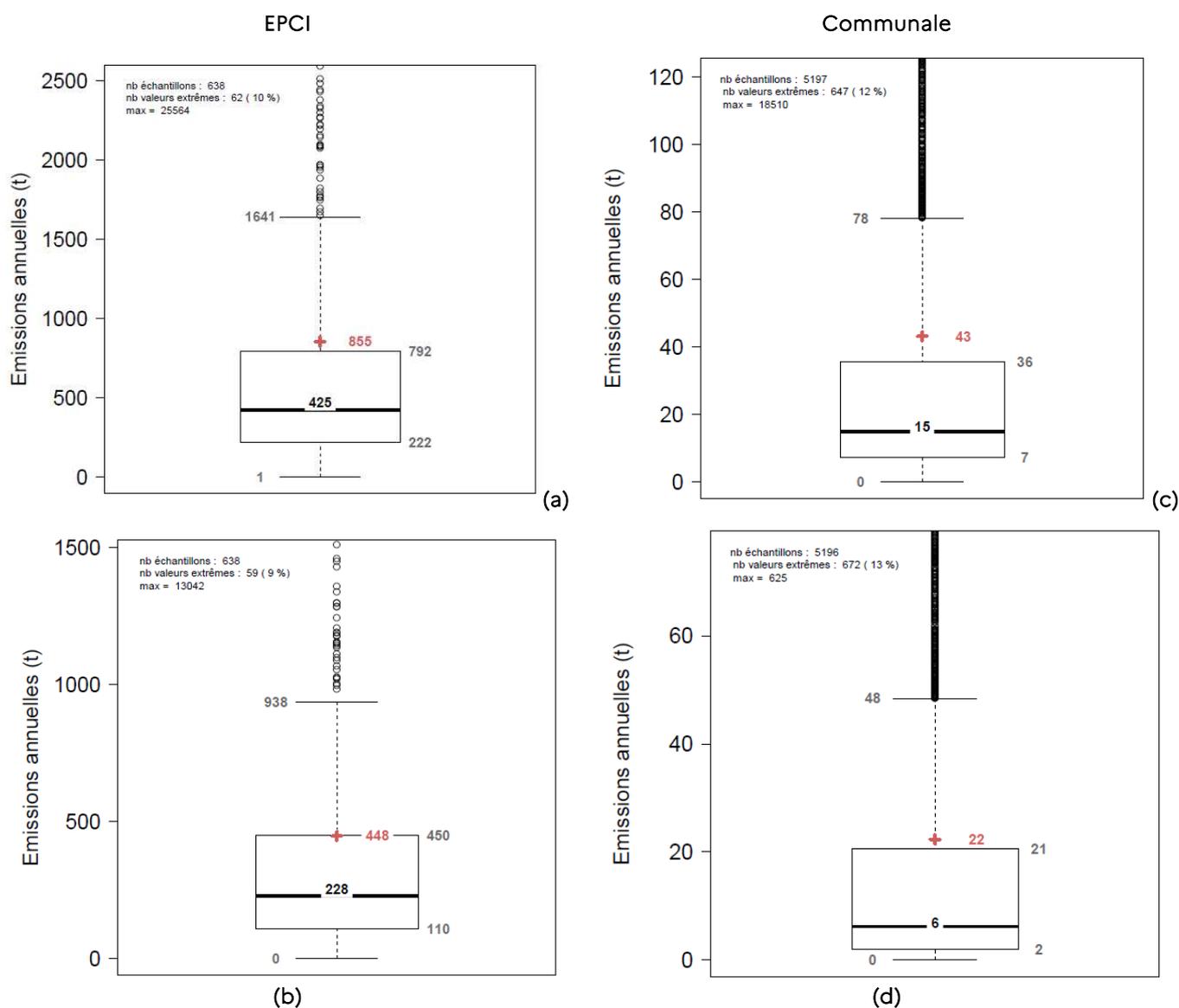


Figure 2 : Répartition des émissions de NOx, à l'échelle des EPCI (a) et (b) et des communes (c) et (d) analysés.

En haut : émissions tous secteurs d'activités confondus. En bas : émissions du trafic routier

Les diagrammes de dispersion des émissions de NO_x montrent une **très grande variabilité liée à la diversité importante de la taille des territoires et aux spécificités locales** (territoire urbain ou rural, bassin d'emploi, bassin industriel, zone agricole, etc.).

Pour exemple, les émissions totales annuelles de NO_x varient de moins de 1 tonne à 25 376 tonnes à l'échelle des EPCI (Figure 2, a) et de moins de 1 tonne à 18 510 tonnes à l'échelle communale (Figure 2 c).

L'écart entre la valeur moyenne et la valeur médiane (855 tonnes et 425 tonnes respectivement pour les émissions de NO_x au sein des EPCI, Figure 2, a) est dû aux « valeurs extrêmes » (valeurs au-delà de la moustache supérieure, environ 10 % de l'échantillon), qui tirent la moyenne vers le haut. Ces valeurs extrêmes correspondent à des EPCI de grande taille et/ou fortement émetteurs (bassin industriel par exemple).

Les données à l'échelle communale (Figure 2, c) présentent la même caractéristique, témoignant de la présence de communes de taille importante dans l'échantillon (Paris, Marseille par exemple).

Les émissions de NO_x du transport routier (Figure 2, b et d) et les diagrammes de dispersion des autres polluants (Annexe 4 du volet 1) montrent également une variabilité importante et des écarts entre la valeur médiane et la valeur moyenne traduisant la disparité des territoires en termes de tailles et de caractéristiques.

Les émissions annuelles absolues par secteur d'activité sont des indicateurs de référence permettant d'évaluer les quantités de polluants émises par le territoire et de comparer les contributions d'un secteur d'activité à l'autre ou d'un territoire à l'autre. Il s'agit de données d'entrée pour la modélisation de la qualité de l'air. À l'échelle de l'EPCI et à l'échelle communale, une importante variabilité des émissions est observée, notamment liée à la taille des territoires considérés. Il est donc indispensable de décliner ces informations à l'aide d'autres indicateurs, tels que la contribution sectorielle ou des facteurs explicatifs liés aux caractéristiques des territoires (densité de population, taux de logements individuels, etc.). C'est ce qui est proposé dans les deux sections suivantes.

3.2. Variabilité spatiale de la contribution du trafic routier aux émissions des polluants

Les contributions des différents secteurs émetteurs aux émissions de polluants atmosphériques font parties des indicateurs les plus importants. Elles permettent notamment d'identifier les secteurs les plus émetteurs au sein de chaque territoire, pour chaque polluant atmosphérique, afin d'identifier les gisements de réduction et si besoin prioriser les actions.

La contribution sectorielle permet de mieux appréhender les différences d'émissions sectorielles d'un territoire à l'autre, en s'affranchissant des différences liées à la taille, la population, etc., des territoires. Cependant, un territoire peut présenter des émissions liées au trafic routier relativement élevées, et selon la quantité d'émission totales (tous secteurs d'activités confondus), élevée ou faible, la contribution du trafic routier sera respectivement faible ou élevée. Il faut donc être prudent dans cette comparaison, car d'autres spécificités locales peuvent influencer la contribution sectorielle (présence d'un autre secteur fortement émetteur dans un des territoires, liée par exemple à une activité industrielle particulièrement développée).

3.2.1. La contribution du trafic routier à l'échelle de la France métropolitaine

Le Tableau 2 présente les contributions du trafic routier dans les émissions totales des polluants et GES considérés dans cette étude. Il détaille également les quantités totales de ces polluants et GES émises en France métropolitaine en 2017 (tous secteurs d'activités confondus) ainsi que celles émises par le secteur du transport routier.

	NO _x (t)	PM ₁₀ (t)	PM _{2,5} (t)	COVNM (t)	GES (kt)
Émissions totales	807 000	254 000	164 000	612 000	452 000
Émissions du trafic routier	459 200	31 400	24 500	56 600	127 700
Contribution du trafic routier	57 %	12 %	15 %	9 %	28 %

Tableau 2 : Contribution du transport routier aux émissions des principaux polluants et aux GES en France métropolitaine en 2017.

Émissions totales, émissions du transport routier et contribution du transport routier en France métropolitaine en 2017. Source : Citepa, format Secten, avril 2019

Émettant 459 kilotonnes, la part du trafic routier dans les émissions totales de NO_x est de 57 %, faisant du trafic routier le premier contributeur aux émissions de NO_x.

Émettant 31,4 kilotonnes, le transport routier est le quatrième contributeur aux émissions de PM₁₀ à l'échelle nationale en 2017 (12 %). Avec 15 % des émissions totales de PM_{2,5}, le transport routier est le troisième contributeur aux émissions de PM_{2,5} et a produit 24,5 kilotonnes de ce polluant en France métropolitaine pour l'année 2017.

Dans l'inventaire des émissions du Citepa, les particules émises par le transport routier sont de deux sortes :

- Les émissions à l'échappement, source de particules de petites tailles (PM_{2,5} majoritairement) issues de la combustion incomplète des carburants,
- Les particules liées à l'abrasion des freins, pneus et routes formant des particules plus grossières (PM₁₀ majoritairement). Cette source représente près de 50 % des émissions de particules PM₁₀ issues du trafic routier à l'échelle nationale.

Le trafic routier (évaporation du carburant compris) a émis 56,6 kilotonnes de COVNM en 2017, contribuant à hauteur de 9 % aux émissions de COVNM en France.

Les émissions de GES liées au trafic routier représentent 28 % des émissions de GES totales, plaçant le trafic routier en contributeur principal des émissions de GES.

À l'échelle nationale, le trafic routier apparaît comme un levier d'action important, permettant d'agir sur les émissions de différents polluants atmosphériques et de GES.

3.2.2. Variabilité de la contribution du trafic routier à l'échelle territoriale

La Figure 3 montre la dispersion de la contribution du trafic routier dans les émissions annuelles de NO_x, au sein des territoires analysés. Cet indicateur montre, à l'échelle de l'Établissement public de coopération intercommunale (EPCI) (a), au sein des régions analysées, une prépondérance du transport routier dans les émissions de NO_x : celui-ci représente en moyenne 55 % des émissions totales de NO_x. La figure révèle la très grande variabilité de la contribution du transport routier aux émissions de NO_x selon le territoire considéré (de 13 % à 91 %).

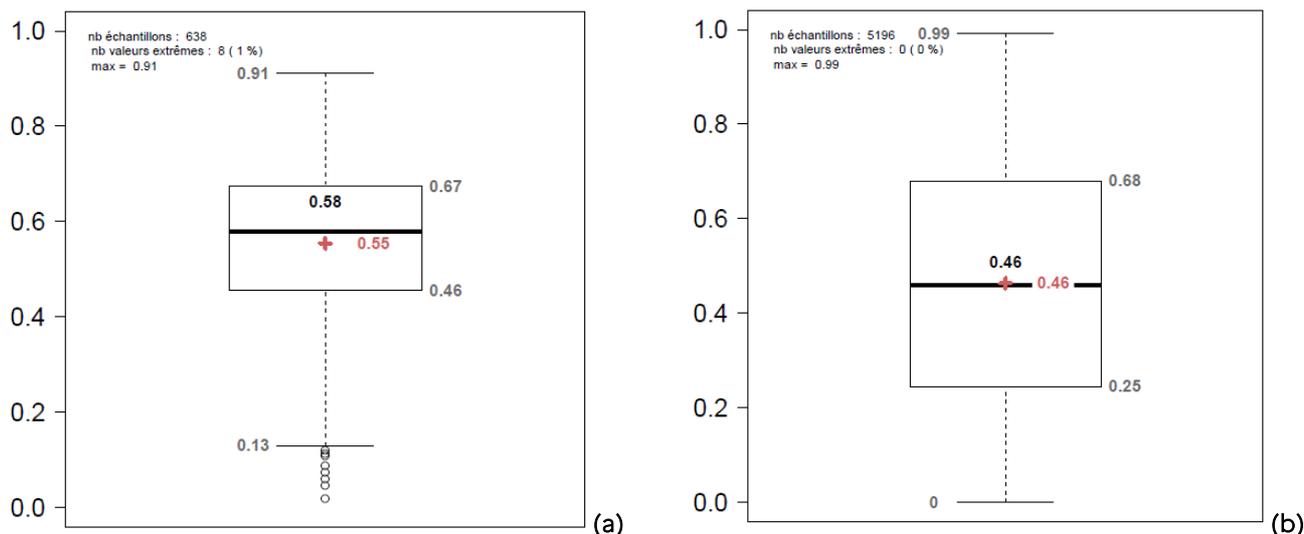


Figure 3 : Variabilité de la contribution du trafic routier dans les émissions de NO_x (a) au sein des EPCI étudiés ; (b) à l'échelle communale

À l'échelle communale (b), la contribution du trafic routier dans les émissions de NO_x est en moyenne légèrement plus faible (46%) ; en revanche, la variabilité de la contribution du trafic routier est plus importante : elle varie de moins de 1% (certaines îles exemptes de véhicules) à 99% (communes peu étendues et/ou peu peuplées, traversées par des axes de circulation majeurs). À l'échelle de l'EPCI, les sources de pollution sont de natures plus nombreuses rendant la contribution du trafic routier moins variable.

Il convient d'être vigilant dans l'exploitation de ces chiffres et notamment des faibles valeurs. À titre d'exemple, la présence d'une grande installation de combustion sur un territoire pourrait faire diminuer fortement la contribution du secteur routier aux émissions du territoire et masquer l'importance d'agir sur ce secteur. L'étude d'indicateurs complémentaires comme les émissions absolues du territoire ou les émissions du secteur routier par habitant est dans ce cas nécessaire.

Les contributions du trafic routier aux émissions de PM₁₀, PM_{2,5}, et COVNM, à l'échelle de l'EPCI et à l'échelle communale sont présentées en Annexe 5 du Volet 1.

Le trafic routier n'est pas le contributeur principal des émissions primaires des autres polluants à l'échelle territoriale, à l'instar de l'échelle nationale. En effet, quelle que soit l'échelle considérée, la part moyenne du trafic routier dans les émissions de particules PM₁₀ et PM_{2,5} varie de 11 à 14%. Ces valeurs sont proches des contributions du transport routier à l'échelle nationale (respectivement 12% et 15%, cf. Tableau 2). Toutefois, à l'échelle communale, cette contribution atteint localement respectivement 77% et 80%. Cela confirme que localement, le trafic routier représente un enjeu important de qualité de l'air également pour les particules PM₁₀ et PM_{2,5}.

En moyenne, la part du trafic routier dans les émissions de COVNM, à l'échelle de l'EPCI et à l'échelle communale, est de 6%. Localement, elle atteint 76% au niveau communal.

Les *Tableau 3*, *Tableau 4*, *Tableau 5* et *Tableau 6* présentent la synthèse des contributions du transport routier aux émissions de NO_x, PM₁₀ et PM_{2,5} pour les 25 territoires étudiés dans les fiches portraits (Annexe 13 du volet 1). Ces contributions sont mises au regard des valeurs minimales, moyennes et maximales observées sur l'ensemble des territoires pour une même catégorie de population. Le *Tableau 7* présente à titre de comparaison les contributions du transport routier aux émissions des régions étudiées.

Ces indicateurs sont présentés dans les fiches portraits (Annexe 13 du volet 1) et sont synthétisés ici pour illustrer leur variabilité.

Commune/EPCI	Région	Année	NOX	PM10	PM2.5
Métropole du Grand Paris	Ile-de-France	2017	51%	24%	23%
Paris (commune)	Ile-de-France	2017	61%	29%	26%
Métropole d'Aix-Marseille-Provence	Provence-Alpes-Côte d'Azur	2017	29%	11%	12%
Marseille (commune)	Provence-Alpes-Côte d'Azur	2017	46%	18%	19%
Métropole de Lyon	Auvergne-Rhône-Alpes	2017	60%	24%	21%
Métropole Européenne de Lille	Hauts-de-France	2015	71%	36%	32%
Bordeaux Métropole	Nouvelle-Aquitaine	2016	58%	30%	28%
Nantes Métropole	Pays de la Loire	2016	68%	32%	32%
Ensemble des territoires de plus de 500 000 hab.		min.	41%	15%	16%
		moy.	57%	26%	24%
		max.	71%	36%	32%

Tableau 3 : Contribution du transport routier aux émissions des principaux polluants pour les territoires de plus de 500 000 habitants.

Commune/EPCI	Région	Année	NOX	PM10	PM2.5
Métropole Rouen Normandie	Normandie	2015	31%	17%	26%
Eurométropole de Strasbourg	Grand Est	2017	58%	20%	21%
Rennes Métropole	Bretagne	2016	69%	34%	36%
Grenoble-Alpes-Métropole	Auvergne-Rhône-Alpes	2017	55%	19%	17%
CU du Grand Reims	Grand Est	2017	51%	11%	15%
Tours Métropole Val de Loire	Centre-Val de Loire	2016	71%	28%	28%
CU du Havre Seine Métropole	Normandie	2015	11%	16%	17%
Ensemble des territoires entre 250 000 et 500 000 hab.		min.	11%	11%	15%
		moy.	57%	22%	23%
		max.	73%	37%	39%

Tableau 4 : Contribution du transport routier aux émissions des principaux polluants pour les territoires avec une population comprise entre 250 000 et 500 000 habitants.

Commune/EPCI	Région	Année	NOX	PM10	PM2.5
CU de Dunkerque	Hauts-de-France	2015	7%	4%	3%
CA Valenciennes Métropole	Hauts-de-France	2015	62%	31%	29%
CA du Niortais	Nouvelle-Aquitaine	2016	77%	13%	17%
CA de l'Espace Sud de la Martinique	Martinique	2016	87%	33%	35%
CA du Pays Nord Martinique	Martinique	2016	21%	17%	17%
CA du Centre de la Martinique	Martinique	2016	23%	37%	33%
Ensemble des territoires entre 100 000 et 250 000 hab.		min.	7%	4%	3%
		moy.	57%	20%	21%
		max.	87%	39%	40%

Tableau 5 : Contribution du transport routier aux émissions des principaux polluants pour les territoires avec une population comprise entre 100 000 et 250 000 habitants.

Commune/EPCI	Région	Année	NOX	PM10	PM2.5
Montélimar Agglomération	Auvergne-Rhône-Alpes	2017	84%	21%	23%
CC Vierzon-Sologne-Berry	Centre-Val de Loire	2016	75%	25%	28%
CC Anjou Loir et Sarthe	Pays de la Loire	2016	74%	18%	23%
Les Pennes-Mirabeau (commune)	Provence-Alpes-Côte d'Azur	2017	95%	26%	32%
Ensemble des territoires entre 20 000 et 100 000 hab.		min.	2%	<1%	<1%
		moy.	57%	16%	17%
		max.	95%	58%	56%

Tableau 6 : Contribution du transport routier aux émissions des principaux polluants pour les territoires avec une population comprise entre 20 000 et 100 000 habitants.

Région	Année	NOx	PM10	PM2.5
Auvergne-Rhône-Alpes	2017	62%	12%	12%
Bretagne	2016	56%	16%	20%
Centre-Val de Loire	2016	55%	10%	11%
Grand Est	2017	51%	8%	10%
Hauts-de-France	2015	45%	15%	16%
Ile-de-France	2017	55%	19%	21%
Martinique	2016	29%	29%	29%
Normandie	2015	34%	17%	22%
Nouvelle-Aquitaine	2016	62%	11%	13%
Pays de la Loire	2016	59%	11%	16%
Provence-Alpes-Côte d'Azur	2017	47%	13%	13%
France	2017	57 %	12 %	15 %

Tableau 7 : Contribution du transport routier aux émissions des principaux polluants à l'échelle régionale et nationale

3.2.3. Autres indicateurs et facteurs explicatifs

Comme discuté précédemment, il est important de s'intéresser à différents indicateurs pour analyser les différences d'émissions d'un territoire à l'autre. Dans la section précédente, ont été présentées les contributions du trafic routier à différentes échelles. Ici, d'autres indicateurs sont présentés ainsi que leur variabilité à l'échelle des territoires (EPCI et communes) analysés. Ces différents indicateurs sont ensuite déclinés au sein des « fiches portrait » territoriales (cf. rapport annexe Fiches territoriales : mode d'emploi et « fiches portraits ») pour expliquer les spécificités des différents portraits d'émissions de communes et EPCI échantillonnés.

3.2.3.1. Les indicateurs d'émissions

Le taux d'émissions par habitant

Les émissions rapportées au nombre d'habitants sont un indicateur riche d'enseignements. Il permet notamment de s'affranchir de la taille du territoire ou de la présence d'une autre source importante d'émissions. À titre d'exemple, une commune ou un territoire avec une faible densité de population risque de présenter des émissions absolues du transport routier relativement faibles mais des émissions par habitant assez importantes au regard des distances importantes (accès aux services, emplois, etc.) à parcourir ou d'une offre limitée en transport en commun.

La Figure 11 de l'Annexe 6 du volet 1, montre la répartition territoriale des émissions annuelles du secteur routier rapportées au nombre d'habitant du territoire. Cet indicateur est également très variable, à l'échelle des EPCI (de 0 à 39 kg/hab), et encore plus à l'échelle communale (de 0 à 727 kg/hab), reflétant la diversité des territoires, selon l'offre de transport en commun, la présence d'axes routiers fortement émetteurs (autoroutes), etc.

Il est important de noter que cet indicateur attribue aux habitants d'un territoire des polluants émis sur celui-ci alors qu'ils n'en sont pas forcément les émetteurs. C'est typiquement le cas des communes très peu peuplées et traversées par des autoroutes, qui présentent un taux d'émissions par habitant très élevé. Avec cet indicateur, les émissions de ces axes fortement émetteurs sont associées aux habitants de la commune, alors qu'en réalité elles ne leur sont pas imputables. Il convient donc d'être vigilant lors de l'utilisation et de l'interprétation de cet indicateur.

La densité d'émissions

Cet indicateur est la quantité d'émission d'un territoire rapportée à sa surface. De la même manière, il permet de s'affranchir de la présence d'autres sources importantes d'émissions lorsque l'on veut comparer les émissions de différents territoires.

La variabilité territoriale des émissions annuelles du secteur routier rapportées à la superficie du territoire est très importante (cf. Figure 12 de l'Annexe 6 du volet 1). À l'échelle des EPCI, la densité d'émissions est en moyenne de 1 357 kg/km², et elle varie de 0 à 16 tonnes/km² ; à l'échelle communale, elle est en moyenne de 1 817 kg/km², et elle varie de 0 à 92.7 tonnes/km². Les valeurs très élevées de densité d'émissions sont typiquement associées à des territoires peu étalés relativement au réseau routier dense qu'ils accueillent (ex : la Métropole du Grand Paris à l'échelle de l'EPCI, qui présente une densité de 16 tonnes/km², valeur maximale des EPCI) ou des territoires de petites tailles sur lesquels se déploient des axes routiers majeurs.

3.2.3.2. Les indicateurs liés au territoire, à son identité et à sa dynamique

D'autres indicateurs, liés à l'identité et à la dynamique des territoires ont été sélectionnés pour expliciter la variabilité des émissions du trafic routier dans les « fiches portrait » territoriales (cf. rapport annexe « Fiches territoriales »). Pour les premiers, il s'agit d'indicateurs « clés » : le nombre d'habitants (INSEE 2017), la superficie et la densité de population. Pour préciser davantage ces indicateurs, d'autres clés de lecture sont proposées. Il s'agit d'indicateurs calculés à partir de la base de données « logement » 2017 de l'INSEE, déclinaison « logement » de la base de données « recensement de la population » de l'INSEE. Cette base de données fournit un panel d'indicateurs en lien avec l'habitat à l'échelle communale. Les plus pertinents pour expliciter la variabilité territoriale des émissions du trafic routier ont été retenus et sont présentés ci-dessous. Une des limites de cette base de données est qu'elle renseigne sur le statut (condition d'emploi etc.) du « chef de ménage » uniquement. C'est néanmoins une source de données extrêmement riche.

Les indicateurs suivants ont été sélectionnés pour étayer l'analyse de la variabilité territoriale des émissions du trafic routier. Les données disponibles dans la « base logement » ont été normalisées par le nombre d'habitants de chaque commune afin d'obtenir des pourcentages et de pouvoir faire des comparaisons entre les différentes communes/EPCI.

Taux de logements individuels

Pour chaque commune est fourni le nombre de logements individuels (maison). Cet indicateur renseigne sur la densité de population et d'urbanisation du territoire. Concernant les émissions du trafic routier, il fournit des pistes d'interprétation des disparités territoriales : un territoire présentant un faible taux de logements individuels est une zone densément peuplée, où il est aisé d'utiliser des modes de transport peu polluants (marche, vélo, trottinettes, transports en commun, etc.) ; à contrario, un territoire présentant un taux de logements individuels élevé correspond à une zone périurbaine ou rurale où l'utilisation de la voiture est prépondérante en raison de distances plus importantes entre les zones d'intérêts (travail, logements, commerces, loisirs, etc.) et l'offre de transport en commun moins importante.

Nombre moyen de véhicules par ménage

Cet indicateur renseigne sur la dépendance locale au transport individuel motorisé. Celui-ci peut s'expliquer par de nombreux facteurs : offre de transport en commun, étalement urbain, pas de zone d'emplois locale, etc.

Mode de transport domicile-travail

Puisqu'il s'agit du moyen de transport utilisé pour se rendre sur son lieu de travail, cet indicateur est calculé à partir du nombre d'actifs du territoire. Il est décliné de la manière suivante :

- Pourcentage d'actifs utilisant la marche
- Pourcentage d'actifs utilisant un véhicule deux-roues motorisé
- Pourcentage d'actifs utilisant une voiture
- Pourcentage d'actifs utilisant les transports en commun

Ces indicateurs peuvent s'apparenter à la répartition modale au sein d'un territoire et donnent des informations sur l'utilisation des véhicules par les ménages.

Ces différents indicateurs sont donc complémentaires ; c'est leur analyse combinée qui permet d'aider à interpréter la variabilité des émissions territoriales.

3.2.4. Analyse des parcs technologiques des véhicules particuliers

Cette partie présente une analyse de la distribution géographique des véhicules particuliers (VP) à partir des données du Service des Données et Études Statistiques (SDES), disponibles en *open data*¹⁴.

L'analyse de l'évolution de la part des immatriculations par source d'énergie à l'échelle régionale est basée sur le nombre de véhicules immatriculés entre 2010 et 2019 par département. La distribution géographique des VP est focalisée sur l'année 2019, information la plus récente disponible au moment de la rédaction de cette partie (mai 2020).

¹⁴ <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-sur-les-immatriculations-des-vehicules?rubrique=58&dossier=1347>

Ces données permettent de qualifier le parc dit « statique » car cette approche ne tient pas compte des kilométrages annuels réalisés par chacune des classes de véhicules. Il s'agit du volume de véhicules immatriculés sur les quinze dernières années. La principale limite de cette approche dite « statique » est qu'elle n'est pas représentative du parc dit « roulant » sur nos routes. À titre d'exemple, les véhicules anciens ont tendance à rouler moins que les véhicules récents. Il existe également le même type de biais sur les répartitions par type de motorisation. Néanmoins ces données départementales sont riches d'enseignements pour l'analyse de la répartition spatiale et de l'évolution annuelle des ventes de véhicules, notamment par type de motorisation.

L'analyse de la distribution géographique a également porté sur le parc des véhicules immatriculés à l'échelle des EPCI, par classe d'émissions (vignette Crit'air). La base de données utilisée comprend les véhicules immatriculés selon leur catégorie Crit'air au 1^{er} janvier 2019, vis-à-vis de leur contrôle technique. Pour cet exercice, les données de kilométrages sont intégrées via les relevés lors des contrôles techniques. Ces parcs peuvent donc être considérés comme « roulant » et sont exprimés en % de véhicules.kilomètres. Cependant les données de localisation spatiale sont encore apportées par le lieu d'immatriculation, elles ne peuvent donc pas être représentatives des véhicules circulant sur le territoire.

Cette partie du rapport, portant sur l'analyse des disparités géographiques des parcs de véhicules s'est concentrée sur les véhicules particuliers. En effet ils constituent plus de 70 % des immatriculations en France (Figure 4) et représentent de fait un gisement de réduction important. De plus, le biais explicité précédemment de l'approche par lieu d'immatriculation pour territorialiser ces données est particulièrement prégnant pour les poids lourds (PL), véhicules utilitaires (VUL) et bus/autocars qui sont susceptibles d'être immatriculés au lieu d'un siège d'entreprise et réaliser beaucoup de déplacements de transit. Néanmoins il existe localement des enjeux importants de limitation des impacts du trafic routier de PL ou de véhicules deux-roues motorisés (2RM).

3.2.4.1. Le parc automobile en France

Le parc automobile en circulation en France est estimé à 38 millions de véhicules, dont 3,1 millions d'immatriculations de voitures neuves comptabilisées en 2018. L'âge moyen des véhicules en circulation est de 10,4 ans¹⁵.

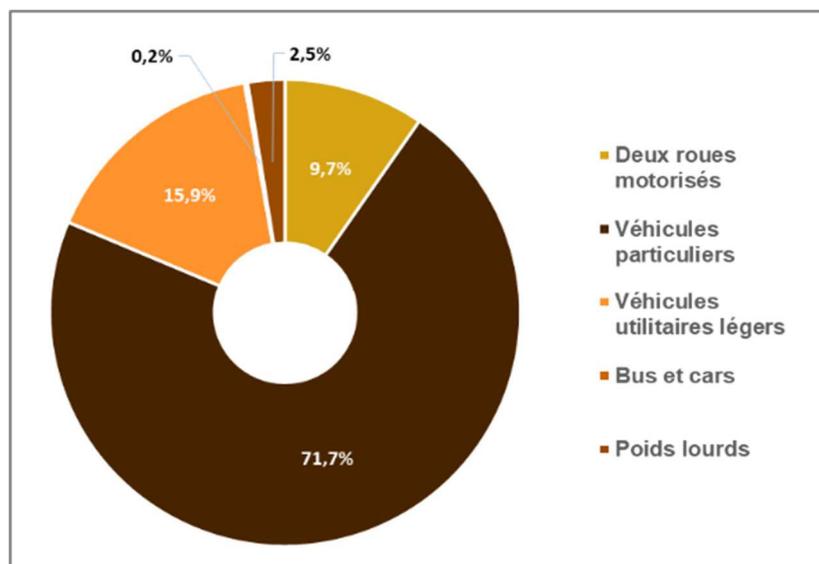


Figure 4 : Répartition des immatriculations neuves par type de véhicule en France métropolitaine au 1er janvier 2019.

Source : SDES ; traitement : Airparif

La Figure 4 montre que le parc des immatriculations est constitué majoritairement de VP (71,7 %). La part des véhicules utilitaires légers (VUL) dans le parc des immatriculations est de 15,9 % ; les véhicules deux-roues motorisés (2RM) représentent 9,7% des immatriculations et les poids lourds (PL) 2,5%. Les bus et autocars représentent moins de 0,5 % des immatriculations.

¹⁵ Commissariat Général au Développement Durable (2019). *Une voiture sur deux est éligible à la vignette Crit'air 1 ou 2*. ISSN : 2557-8510

D'après les données du Citepa, qui propose une approche « parc roulant » en fournissant des données de kilomètres parcourus par type de véhicule à l'échelle nationale en 2017, près de ¾ des véhicules.kilomètres (73 %) sont parcourus par des VP (cf. Annexe 7 du volet 1). Le quart restant est partagé par les VUL (19 %), les PL (5 %), les 2RM (3 %) et les bus et cars (1 %). Il est intéressant de remarquer que les PL, qui représentent seulement 2,5 % des immatriculations annuelles (Figure 4) parcourent 5 % des kilomètres parcourus par l'ensemble des véhicules en 2017. A l'inverse, la part des 2RM dans les immatriculations est d'environ 10 %, et ils représentent seulement 3 % des kilomètres parcourus.

Lorsque l'on s'intéresse à la contribution de chaque type de véhicule aux émissions des différents polluants atmosphériques et des GES (données du Citepa, avril 2019 - Format SECTEN), ce sont également les VP qui apparaissent comme contributeur principal : les émissions liées aux VP varient entre 40 % pour les PM₁₀ et 56 % pour les GES (cf. Annexe 8 du volet 1). L'ordre de contribution des autres véhicules varie quant à lui selon les polluants :

- Pour les NO_x, le deuxième contributeur est la catégorie des VUL (28 %), suivi des PL (23 %).
- Émettant environ la moitié des particules liées au trafic routier (49 % pour les PM₁₀ et 35 % pour les PM_{2,5}), l'abrasion (pneus, freins et routes) joue un rôle important pour ce polluant. Il est important de noter ici, que l'amélioration technologique des véhicules (traduite par les normes Euro) n'a pas d'impact sur les émissions liées à l'abrasion. Le principal levier pour réduire cette source est la limitation du trafic routier en volume. Il en va de même pour la remise en suspension.
- Les 2RM émettent une part importante des émissions de COVNM (36 %), et sont le deuxième contributeur aux émissions de ce polluant.
- Concernant les GES, les PL et les VUL contribuent de manière comparable aux émissions du trafic routier (respectivement 23 et 20 %).

Analysés au regard de la répartition en termes de véhicules.kilomètres (cf. Annexe 7 du volet 1), ces données mettent en évidence une part élevée des émissions de COVNM des 2RM : les 2RM émettent 36 % des COVNM du trafic routier alors qu'ils ne parcourent que 3 % des kilomètres parcourus par l'ensemble du parc. De même, la part des émissions de NO_x et de GES liées aux PL est importante : ils émettent 23 % de ces polluants pour seulement 5 % des kilomètres totaux parcourus.

La variabilité territoriale de la part des différents types de véhicule aux émissions de polluants atmosphériques et de GES est présentée en section 3.2.5.

3.2.4.2. Évolution des immatriculations de véhicules particuliers neufs par source d'énergie

L'évolution de la part des VP ces dix dernières années montre une tendance à la hausse des véhicules essence, électriques, et hybrides à l'échelle nationale (Figure 5). Entre 2010 et 2017, les plus hauts pourcentages de VP essence et superéthanol (Figure 5, a) ont été associés à la région Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA). À partir de 2017, le pourcentage d'immatriculations de VP essence a été supérieur en Corse par rapport au reste de la France. La part de la voiture électrique a subi une augmentation plus accélérée entre 2017 et 2019, notamment au sein de la région PACA et de la région francilienne. En revanche, l'évolution de la part des VP diesel met en évidence une tendance à la baisse depuis 2012.

Concernant les véhicules hybrides à l'essence, une croissance soutenue est observée ces dernières années dont les plus hauts pourcentages sont observés entre 2016 et 2018. Les pourcentages les plus importants de la part des VP hybrides à l'essence ont été enregistrés au sein de la région Ile-de-France.

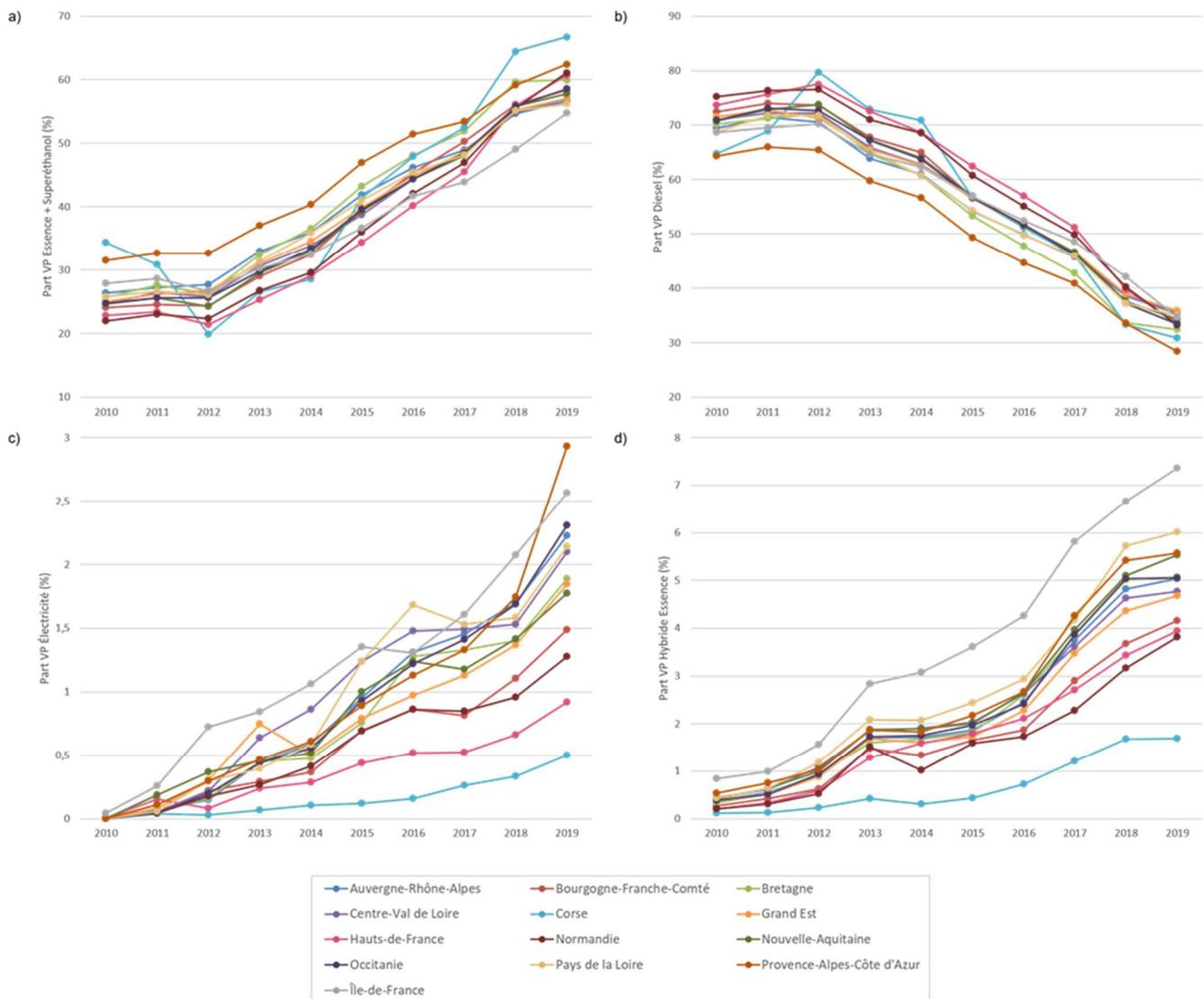


Figure 5 : Évolution de la part des immatriculations de VP neufs par source d'énergie entre 2010 et 2019
(a) Essence + superéthanol, (b) Diesel, (c) Électricité, (d) Hybride Essence

3.2.4.3. Distribution géographique des immatriculations de VP neufs par source d'énergie

La Figure 6 montre la distribution géographique des immatriculations de VP neufs par source d'énergie en fonction de la taille du parc en 2019. Les véhicules électriques, hybrides (essence et diesel), et essence-GPL sont regroupés dans la catégorie « Autres ». Les tableaux de l'Annexe 9 du volet 1, détaillent les chiffres présentés sur cette figure, en absolu (tableau a) et en pourcentage (tableau b).

La distribution de la part de véhicules par source d'énergie est à peu près la même au sein de chaque région. Néanmoins, certaines particularités peuvent être observées. Par exemple, les plus forts pourcentages de VP essence (> 60 %) se trouvent au nord et au sud de la France, notamment en Corse, PACA, Normandie, Bretagne et Hauts-de-France. Dans ces régions, la part des VP diesel est inférieure au reste de la France (< 34 %).

La part des VP essence, qui varie entre 54,8 % en Ile-de-France et 66,7 % en Corse, est inférieure à 60 % dans la majorité des régions. Les régions Ile-de-France, Occitanie, Auvergne-Rhône-Alpes, Centre-Val de Loire, Pays de la Loire et PACA, présentent les taux d'immatriculation de VP électriques les plus importants du pays (entre 2 et 3 %). La part des immatriculations de VP hybrides essence est également plus importante en Ile-de-France, Pays de la Loire, PACA et Nouvelle-Aquitaine (supérieure à 5,5 %).

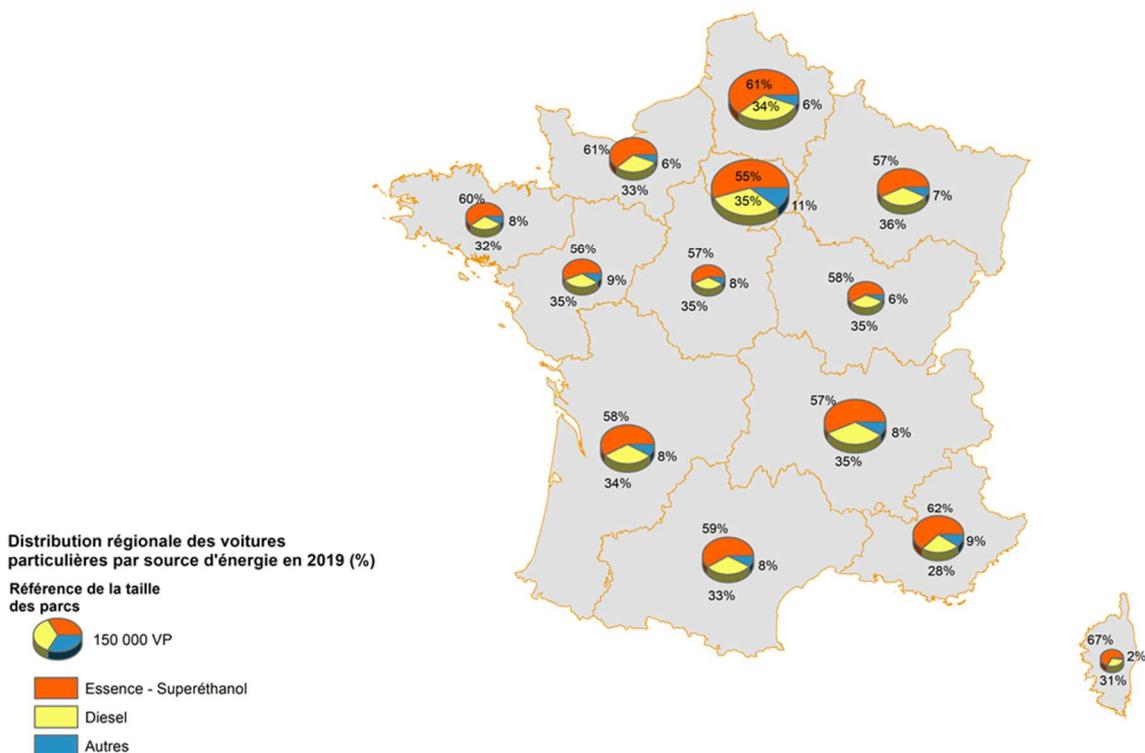


Figure 6 : Distribution géographique des immatriculations de VP neuves par source d'énergie en 2019

Source : SDES ; traitement : Airparif

3.2.4.4. Distribution régionale des immatriculations de VP neuves en 2019 en fonction de la population

D'après la Figure et le tableau associé, présentés en Annexe 10 du volet 1, la région qui montre le taux d'immatriculations des VP neuves le plus fort est la Corse avec 102 véhicules pour 1000 habitants. En revanche, les taux d'immatriculations les plus bas se trouvent au sein des régions des Pays de la Loire (26 VP pour 1 000 habitants), de la Bretagne (27 VP pour 1 000 habitants) et du Centre-Val de Loire (28 VP pour 1 000 habitants). Les régions de l'est de la France, la région francilienne et Nouvelle-Aquitaine ont des taux d'immatriculations intermédiaires (31 – 35 %).

3.2.4.5. Répartition des véhicules particuliers par catégories Crit'Air à l'échelle de la France

La vignette Crit'air, en vigueur depuis 2016 en France, classe les véhicules par rapport à leur niveau d'émissions de polluants (cf. classification Crit'air en Annexe 11 du volet 1). D'après la publication « une voiture sur deux est éligible à la vignette Crit'air 1 ou 2 » du Commissariat Général au Développement Durable en décembre 2019¹⁶, plus de la moitié (52 %) du parc français est composé de véhicules Crit'air 1 ou 2.

Cette section propose une analyse de ces données, à l'échelle nationale dans un premier temps, puis, déclinée à l'échelle des EPCI majeurs afin d'étudier la disparité spatiale du parc VP par crit'air. Les fiches portrait territoriales de la partie 4 présentent le parc VP selon les catégories crit'air de l'EPCI concerné pour mettre en évidence une éventuelle spécificité territoriale.

La Figure 7 montre que les VP Crit'air 2 (C2) sont les plus nombreux (33 %) dans le parc français, suivis par les VP Crit'air 3 (C3) et Crit'air 1 (C1) qui représentent respectivement 28 % et 19 % du parc à l'échelle nationale. Les VP C1 sont moins nombreux que les C2 et C3 car cette catégorie contient uniquement des véhicules essence : les véhicules diesel les plus récents et plus vertueux sont classés C2 du fait de leur niveau d'émissions. Les véhicules Crit'air 4 (C4), Crit'air 5 (C5) et non classées (NC) représentent 20 % du parc. Les voitures les moins polluantes (Crit'air E) sont encore très rares dans le parc (< 1 %).

¹⁶ <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/une-voiture-sur-deux-est-eligible-la-vignette-critair-1-ou-2>

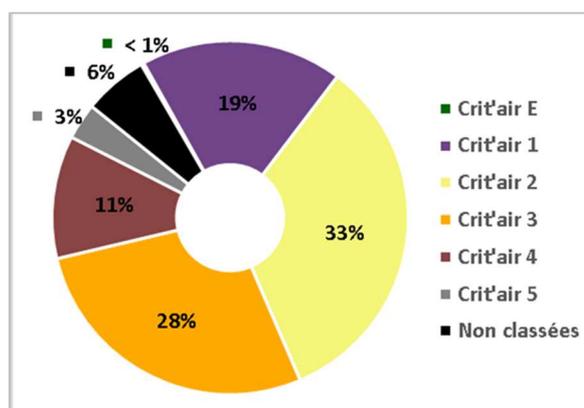


Figure 7 : Répartition du parc français moyen des véhicules particuliers par catégorie Crit'Air.
Source : Commissariat général au développement durable, décembre 2019 ; traitement : Airparif.

La **Figure 8** ci-dessous présente la distribution de la part des VP par catégorie Crit'Air au sein des principaux EPCI de chaque région, notamment ceux dans lesquels des Zones à Faible Émissions – mobilité¹⁷ (ZFE-m) sont déployées ou en cours de préfiguration. L'Annexe 12 du volet 1 détaille les chiffres (en absolu et en pourcentage) des différents camemberts représentés sur la **Figure 8**. Les pourcentages de VP C1 les plus élevés se trouvent au sein de la communauté urbaine du Pays Ajaccien (30 %) et dans la Métropole Nice Côte d'Azur (26 %). Les VP C2 présentent une part plus importante dans la communauté d'agglomération du Grand Anney (38 %) et dans la communauté urbaine d'Arras (37 %). Concernant la part des véhicules les plus anciens (C4, C5 et véhicules NC), elle est plus importante au sein des EPCI Saint-Etienne Métropole et Valence Romans Agglo (20 %). A l'inverse, l'EPCI du Grand Anney compte la plus faible proportion de ces véhicules les plus anciens (12 %).

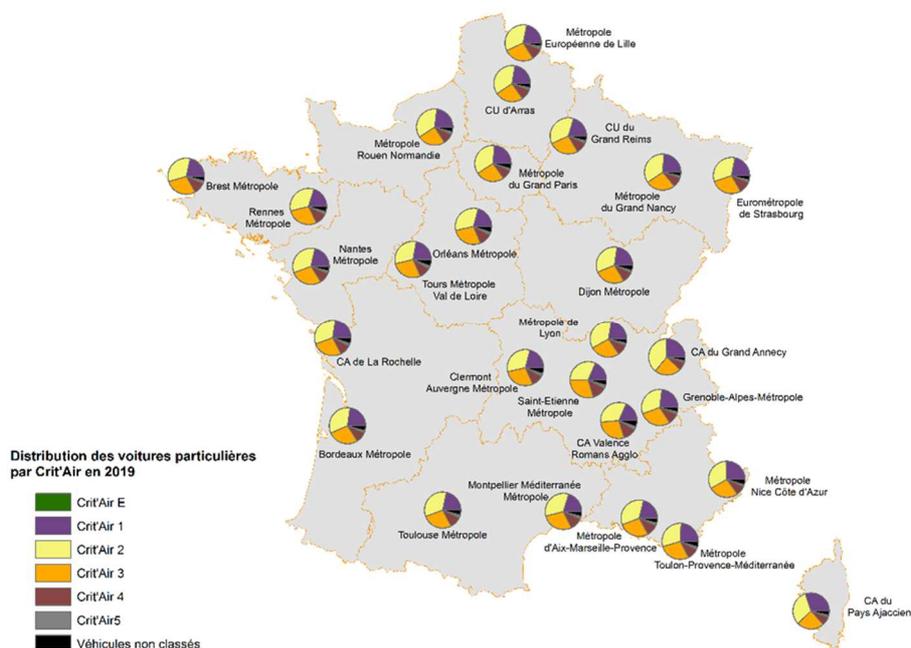


Figure 8 : Distribution territoriale des VP par catégorie Crit'Air, selon les immatriculations au 1er janvier 2019

Source : Commissariat général au développement durable, décembre 2019 ; traitement : Airparif.

NB : Pour un souci de lisibilité, seuls quelques EPCI sont représentés au sein de chaque région

¹⁷ Les Zones à Faible Émissions – mobilité (ZFE-m) sont des zones dans lesquelles la circulation des véhicules les plus anciens (i.e. les plus polluants) est interdite. Elles ont pour objectif d'accélérer le renouvellement du parc technologique des véhicules et de réduire les émissions de polluants atmosphériques liés au trafic routier, afin d'améliorer la qualité de l'air et de réduire l'exposition des populations à la pollution atmosphérique. Elles peuvent être pérennes (ZFE-m Parisienne) ou temporaires et entrer en vigueur lors de pics de pollution. Les modalités (types de véhicules concernés, jours et heures d'application, etc.) sont propres à chaque ZFE-m.

La distribution de la part des immatriculations de VP par catégorie Crit'Air à l'échelle de l'EPCI, pour toute la France, est présentée dans les cartes de l'Annexe 13 du volet 1. Les EPCI où la part des VP C1 est la plus importante sont situés au sein de la région francilienne, PACA et Auvergne-Rhône-Alpes. En revanche, la part des VP C1 est encore faible dans le centre de la France et au sein des régions comme l'Occitanie, la Nouvelle-Aquitaine et le nord des Pays de la Loire.

En ce qui concerne les immatriculations des VP C2, les plus hauts pourcentages (41- 45 %) se trouvent à l'est du pays. Plus de la moitié du territoire français a une part de VP C2 comprise entre 31 et 35 % et plus de 85 % des EPCI ont une proportion de VP C3 comprise entre 26 et 30 %. La proportion des véhicules C4, C5 et NC est plus forte au centre du pays et au sein des régions comme l'Occitanie, la Nouvelle-Aquitaine et le nord des Pays de la Loire, qui sont également les régions où la part des VP C1 est moins importante.

L'analyse des parcs technologiques des véhicules particuliers au travers des différentes données disponibles montre des diversités territoriales sur les sources d'énergie et l'ancienneté des véhicules. Ces spécificités sont certes modérées, mais à prendre en compte car selon les polluants, les leviers de réduction des émissions seront plus ou moins importants selon les typologies de véhicules. Par ailleurs, l'étude de l'évolution des immatriculations montre des variations importantes dans le temps avec notamment la diminution des ventes de véhicules diesel depuis 2013 et l'émergence des motorisations alternatives (électriques, hybride, gaz) plus récemment. Enfin, il convient d'être vigilant sur la nature des données utilisées et notamment de la distinction du parc statique exprimé en nombre de voitures immatriculées et du parc roulant qui reflète davantage la contribution des différents véhicules au trafic routier et ses émissions.

3.2.5. Variation de la répartition des émissions de polluants atmosphériques et de GES par type de véhicules à l'échelle territoriale

Ce focus sur la répartition des émissions de polluants atmosphériques et de GES du transport routier par type de véhicules au regard de leur contribution au volume de trafic (en % de véhicules.kilomètres) vient en complément de l'analyse proposée à l'échelle française (partie 3.2.5.1, Annexe 7 et 8 du volet 1) en apportant la distinction par type de carburant, et dans différents territoires métropolitains.

Dans un premier temps, l'analyse est menée pour le territoire de la Métropole du Grand Paris (pour lesquelles les données sont disponibles pour l'ensemble des polluants d'intérêt de cette étude et les GES). Les observations qui sont faites sur les comparaisons de contributions en émissions au regard des contributions au trafic sont transposables à d'autres territoires car les méthodes de calcul des émissions du trafic routier mises en place dans chacune des AASQA sont harmonisées. Dans un second temps, à titre de comparaison, les données de cinq autres métropoles françaises (Métropole du Grand Nancy, Saint-Etienne Métropole, Clermont Auvergne Métropole, Lyon Métropole et Bordeaux Métropole) sont présentées. À noter que pour ces dernières, l'ensemble des données ne sont pas disponibles.

3.2.5.1. Véhicules diesel et essence : des impacts différents

Les véhicules diesel (VP, VUL, PL, bus et cars) sont à l'origine de 93 % des émissions de NO_x du trafic routier sur le territoire de la Métropole du Grand Paris, alors qu'ils représentent 66% des kilomètres parcourus (Figure 9 (a) et (b)). Les VP diesel contribuent à hauteur de 47 % aux kilomètres parcourus et 45 % aux émissions de NO_x ; les VUL diesel sont responsables de 15 % du volume de trafic pour 25 % des émissions de NO_x ; la contribution des PL diesel aux kilomètres parcourus est de 4 % alors qu'ils sont responsables de 16 % des émissions de NO_x.

La contribution des véhicules essence aux émissions de NO_x du transport routier est nettement moins élevée (5 %) mais ils sont les principaux contributeurs aux émissions de COVNM (88 % dont 19 % liés à l'évaporation (Figure 9 (e)).

Les véhicules diesel sont également responsables de 31 % des émissions de PM₁₀ primaires du transport routier (combustion à l'échappement des véhicules), sans tenir compte de l'abrasion à laquelle ces véhicules contribuent. La contribution de la combustion des véhicules diesel aux émissions de PM_{2.5} primaires, de 47 %, est plus importante que pour les PM₁₀ car la part liée à l'abrasion est plus faible pour les PM_{2.5} et donc augmente mécaniquement les contributions liées à la combustion.

Les véhicules essence notamment à injection directe peuvent également émettre en nombre des particules et plus particulièrement des particules ultra fines (PUF). A l'instar des véhicules diesel, certains véhicules essence récents sont maintenant équipés de filtre à particules (FAP). L'ANSES (Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail) a alerté dans ses avis du 28 juin

2018 et du 16 juillet 2019 sur les enjeux sanitaires posés par les PUF (particules comprises entre 1 et 100 nanomètres) et sur la nécessité de surveiller ces particules dans l'air ambiant – bien qu'elles ne fassent pas l'objet, pour le moment, d'une obligation de surveillance réglementaire au même titre que les particules PM₁₀ et les particules fines PM_{2,5}.

Véhicules essence et diesel émettent également des espèces organiques de volatilités intermédiaires qui peuvent être une source de particules secondaires ayant un rôle également sur le nombre de particules émises.

3.2.5.2. L'abrasion : une source de particules importante

À mesure de l'amélioration technologique des véhicules et de la diminution des émissions de particules à l'échappement, la part des émissions liées à l'abrasion des routes, pneus et freins (pour l'ensemble des véhicules) devient prépondérante. Ainsi, la part d'émissions de PM₁₀ du trafic routier liées à l'abrasion est de 66 % au sein de la Métropole du Grand Paris. Il est important de noter ici, que l'amélioration technologique des véhicules (normes Euro) n'a pas d'impact sur les émissions liées à l'abrasion. Le principal levier pour réduire cette source est la limitation du trafic routier en volume. Il en va de même pour la remise en suspension.

3.2.5.3. Les véhicules à essence : source majeure des émissions de COVNM

Les deux-roues motorisés contribuent pour plus de la moitié (58 %) aux émissions de COVNM du secteur, alors qu'ils représentent 8 % des kilomètres parcourus. Les deux-roues motorisés avec un moteur essence « 2-temps » sont les plus émetteurs de COVNM. Deux autres contributeurs notables sont les VP essence (11 %) et l'évaporation de carburant (19 %). Il est à noter que les COVNM peuvent être précurseurs de particules secondaires et d'ozone.

3.2.5.4. Les gaz à effet de serre (GES)

Pour les GES, de manière générale, la contribution par type de véhicule est en rapport avec la contribution au trafic routier et les consommations unitaires de carburant. Les VP diesel contribuent pour 36 % aux émissions de GES (47 % de véhicules.km), les VP essence pour 21 % (23 % de véhicules.km). Les PL, bus et cars diesel, plus consommateurs de carburant, contribuent pour 18 % aux émissions de GES du transport routier alors qu'ils ne représentent que 5 % des véhicules.km parcourus.

3.2.5.5. Variabilité territoriale de la répartition des émissions de polluants atmosphériques et de GES du trafic routier par type de véhicules

Les commentaires suivants comparent les répartitions des émissions de polluants atmosphériques et de GES par type de véhicules sur les différents territoires suscités (*Figure 9* à *Figure 14*).

Les contributions des différents types de véhicules aux kilomètres parcourus dans la Métropole du Grand Nancy (*Figure 10*, en haut à gauche) sont comparables à celles présentées pour la Métropole du Grand Paris (*Figure 9*, a). Les VP réalisent 72 % des véhicules.kilomètres au sein de la Métropole du Grand Nancy, contre 70 % dans la Métropole du Grand Paris ; les VUL sont responsables de 16 % du volume de trafic dans la Métropole du Grand Nancy, contre 15 % dans la Métropole du Grand Paris. Les contributions des PL et 2RM diffèrent légèrement au sein de ces deux métropoles : elles sont respectivement de 9 % et 2 % dans la Métropole du Grand Nancy et de 4 % et 8 % dans la Métropole du Grand Paris.

Concernant la répartition des émissions de NO_x du trafic routier par types de véhicules, la contribution des VP dans les émissions du trafic routier varie entre 40 % dans la métropole bordelaise (*Figure 11*, en haut) et 51 % dans la Métropole du Grand Nancy (

Figure 10 : Répartition des véhicules.kilomètres et des émissions de NO_x et PM₁₀ par type de véhicules dans la Métropole du Grand Nancy, en bas) et dans Clermont Auvergne Métropole (*Figure 14*, en haut à gauche). Celle des VUL varie de 18 % dans Bordeaux Métropole à 28 % dans la Métropole du Grand Nancy. La contribution des PL varie entre 17 % dans la Métropole du Grand Paris et la Métropole du Grand Nancy, et 43 % à Bordeaux Métropole. Enfin, la contribution des 2RM aux émissions de NO_x du trafic routier est inférieure à 1 % dans les six métropoles présentées.

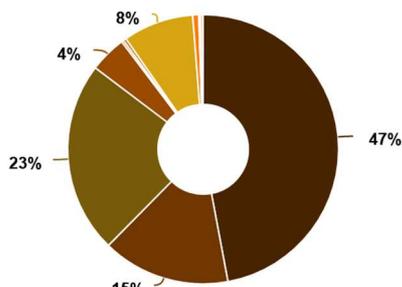
Les contributions des VP aux émissions de PM₁₀ du trafic routier sont comprises entre 54 % à Bordeaux Métropole et 61 % dans Saint-Etienne Métropole. Celles des VUL représentent au minimum 17 % dans la Métropole du Grand Nancy, et au maximum 23 % dans la métropole bordelaise. La part des PL varie de 14 % dans Clermont Auvergne Métropole à 23 % dans la Métropole du Grand Nancy et Bordeaux Métropole. La contribution des 2RM aux émissions de PM₁₀ du trafic routier est également inférieure à 1 % dans les cinq métropoles présentées ci-dessous (à noter que les répartitions des émissions de PM₁₀ et PM_{2,5}

par types de véhicules dans la Métropole du Grand Paris ne sont pas comparées aux autres métropoles, car l'inventaire réalisé par Airparif agrège les émissions liées à l'abrasion pour l'ensemble des véhicules ; dans les autres métropoles, les émissions liées à l'abrasion sont attribuées à chaque type de véhicules).

Les répartitions des émissions de $PM_{2.5}$ du trafic routier par types de véhicules sont présentées uniquement pour les trois métropoles d'Auvergne- Rhône-Alpes (Figure 12 à Figure 14). Elles sont comparables d'une métropole à l'autre.

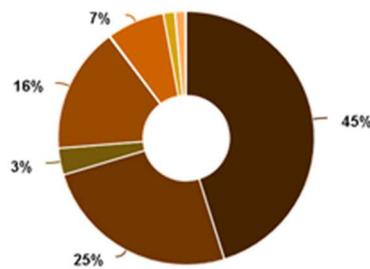
Il en est de même pour les contributions des différents types de véhicules aux émissions de COVNM.

(a) Véhicules.kilomètres - MGP



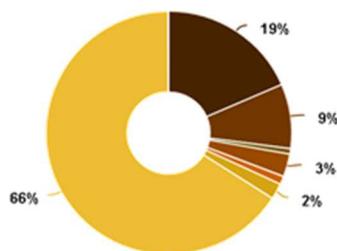
AIRPARIF Mai 2020

(b) NO_x - MGP



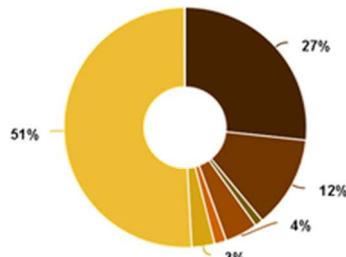
AIRPARIF Mai 2020

(c) PM_{10} - MGP



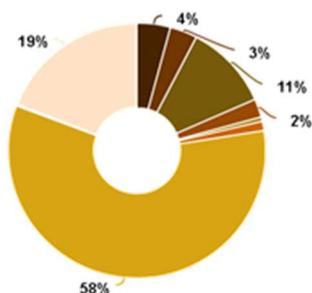
AIRPARIF Mai 2020

(d) $PM_{2.5}$ - MGP



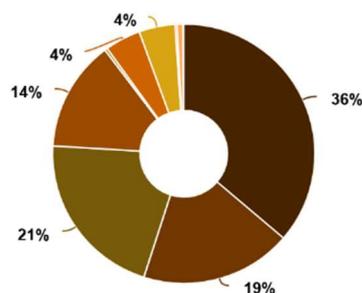
AIRPARIF Mai 2020

(e) COVNM - MGP



AIRPARIF Mai 2020

(f) GES - MGP

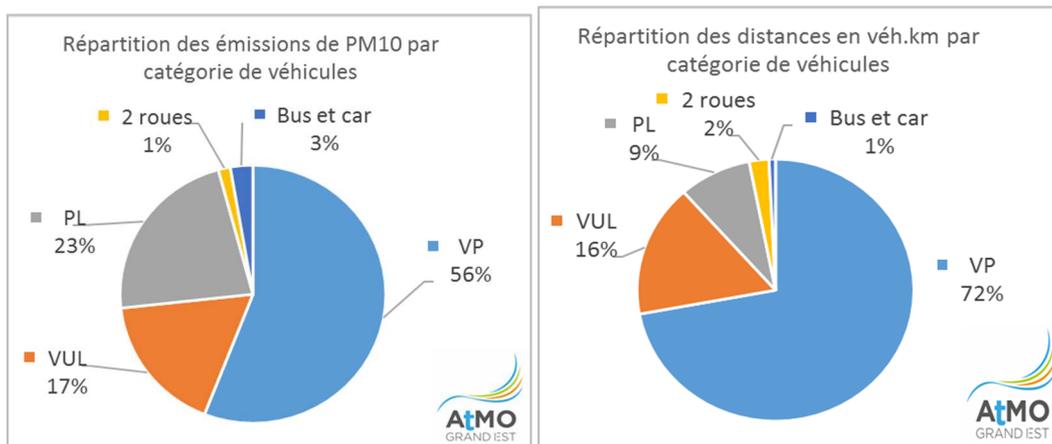


AIRPARIF Mai 2020

- Véhicules particuliers Diesel
- Véhicules utilitaires Diesel
- Véhicules particuliers Essence
- Poids Lourds Diesel
- Poids lourds Essence
- Véhicules utilitaires Essence
- Bus et Cars Diesel
- Deux roues motorisés Essence
- Véhicules particuliers GPL
- Autres Poids lourds
- Bus et Cars GNC
- Evaporation d'essence des véhicules

Figure 9 : Répartition des véhicules.kilomètres parcourus et des émissions de polluants atmosphériques et GES par types de véhicules, au sein de la Métropole du Grand Paris, en 2017 (a) véhicules.kilomètres, (b) NO_x , (c) PM_{10} , (d) $PM_{2.5}$, (e) COVNM et (f) GES

Source : Inventaire des émissions 2017, Airparif 2020



Répartition des émissions de NOx par catégorie de véhicules

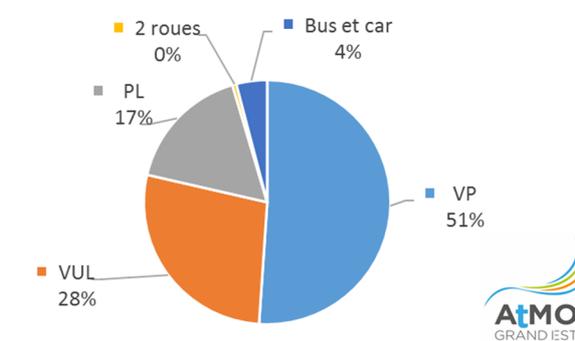
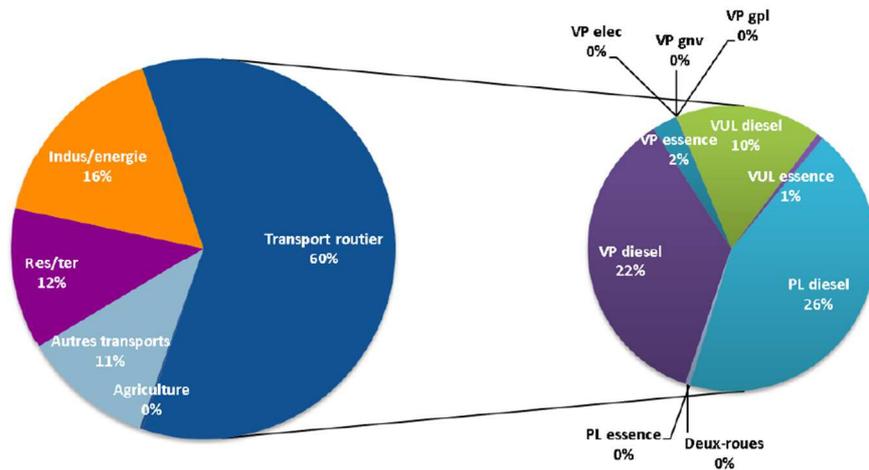


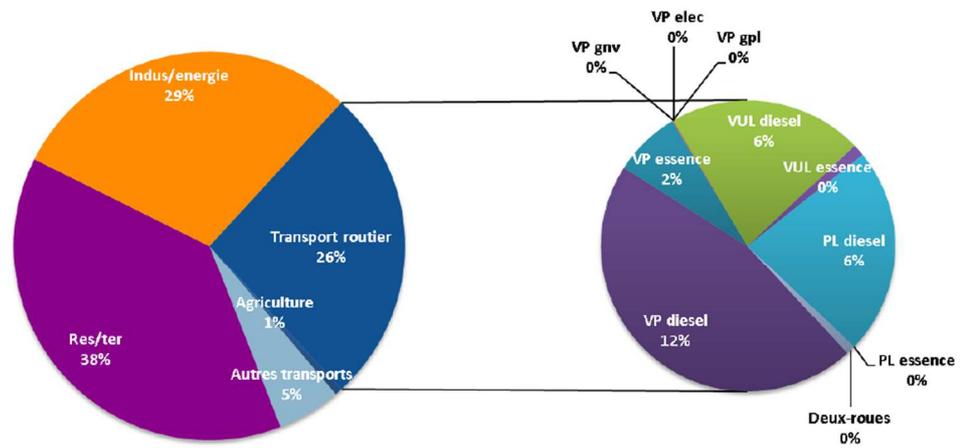
Figure 10 : Répartition des véhicules.kilomètres et des émissions de NOx et PM10 par type de véhicules dans la Métropole du Grand Nancy

Source : ATMO GRAND EST, novembre 2019



Inventaire Atmo Nouvelle-Aquitaine 2014 - ICARE v3.2.1-rev1

NO_x



Inventaire Atmo Nouvelle-Aquitaine 2014 - ICARE v3.2.1-rev1

PM₁₀

Figure 11 : Répartition des émissions du trafic routier par catégorie et motorisation des véhicules au sein de Bordeaux Métropole

En haut : NO_x ; en bas : PM₁₀. Catégories de véhicules : VP, PL et VUL, 2RM ; motorisation : essence, diesel, électrique, GPL, GNV. Source : Étude de préfiguration d'une Zone à Faibles Émissions sur Bordeaux Métropole - Scénarisation et impact sur la qualité de l'air, Mai 2019

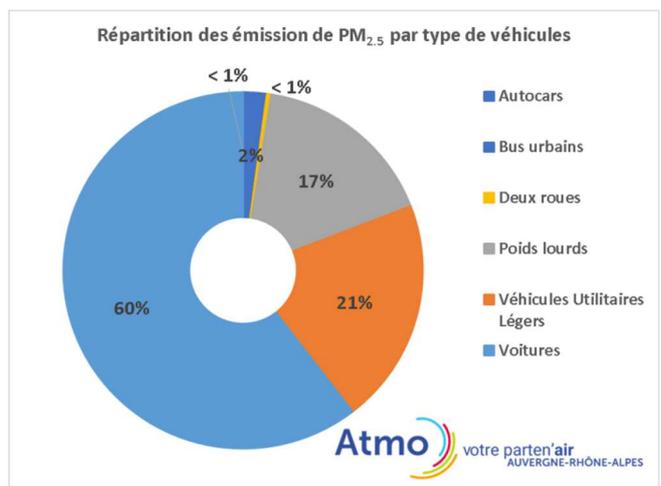
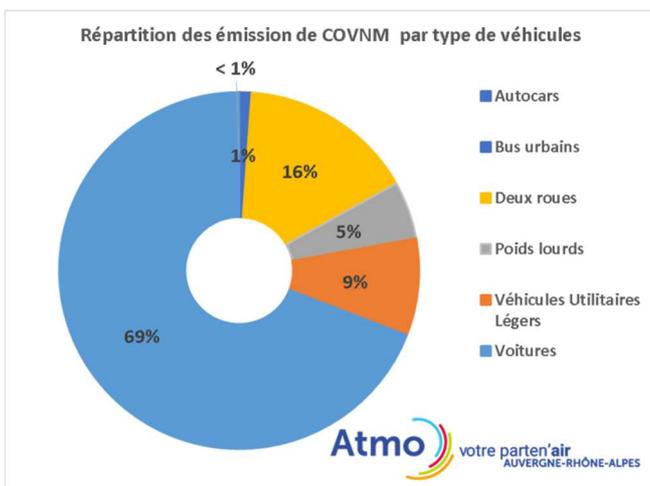
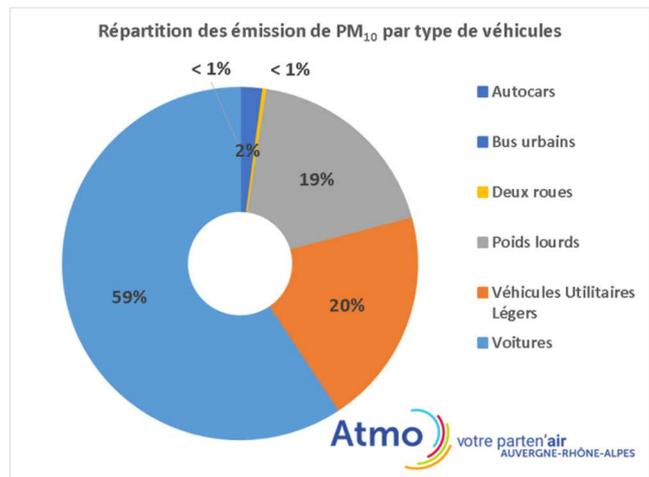
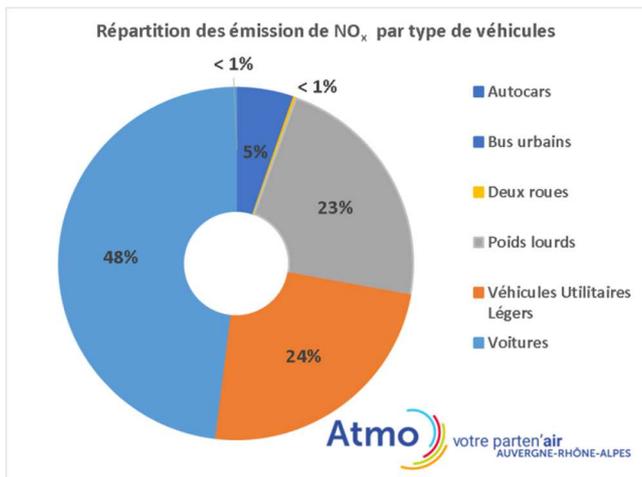


Figure 12 : Répartition des émissions de polluants atmosphériques par type de véhicules dans la Métropole de Lyon

Source : ATMO Auvergne-Rhône-Alpes, Émissions 2017, Inventaire ESPACE AURA V2019)

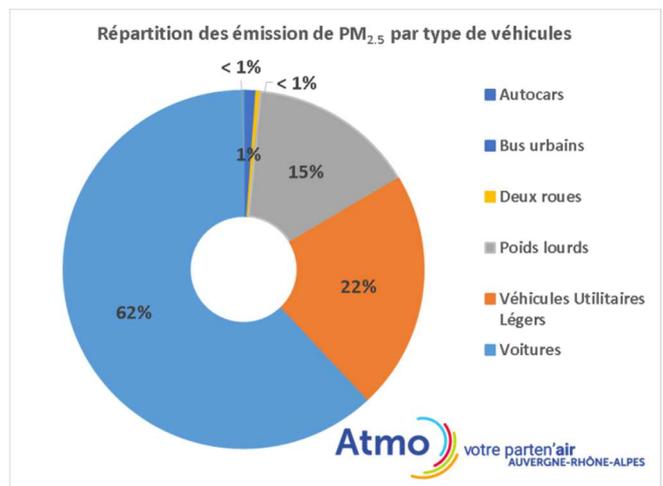
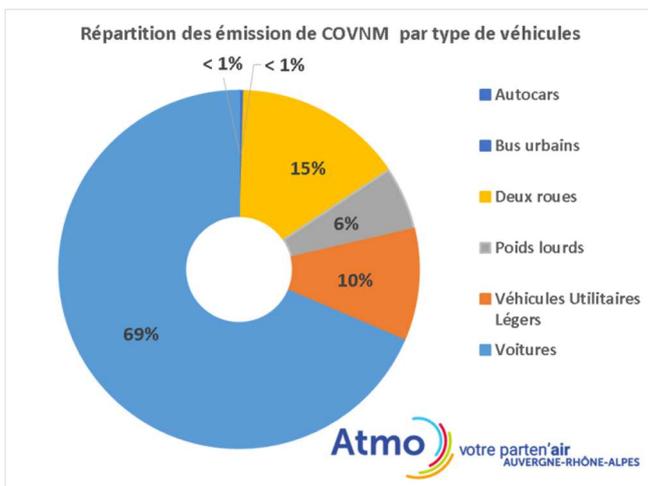
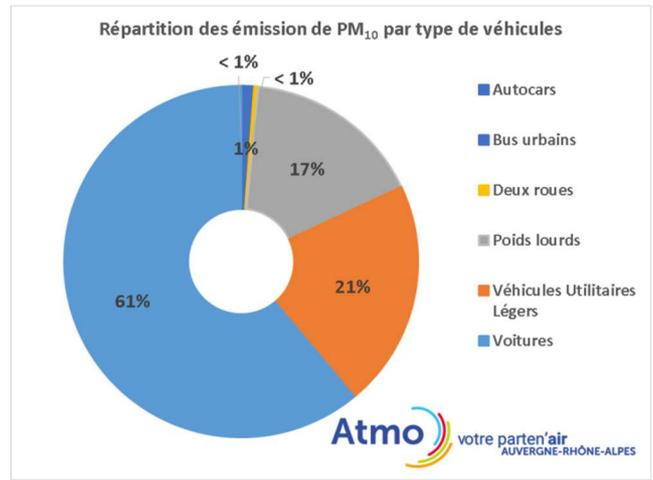
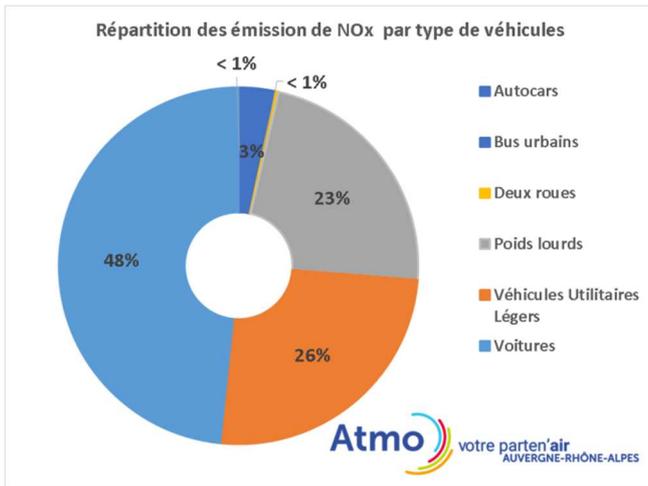


Figure 13 : Répartition des émissions de polluants atmosphériques par type de véhicules dans Saint-Etienne Métropole

Source : ATMO Auvergne-Rhône-Alpes, Émissions 2017, Inventaire ESPACE AURA V2019

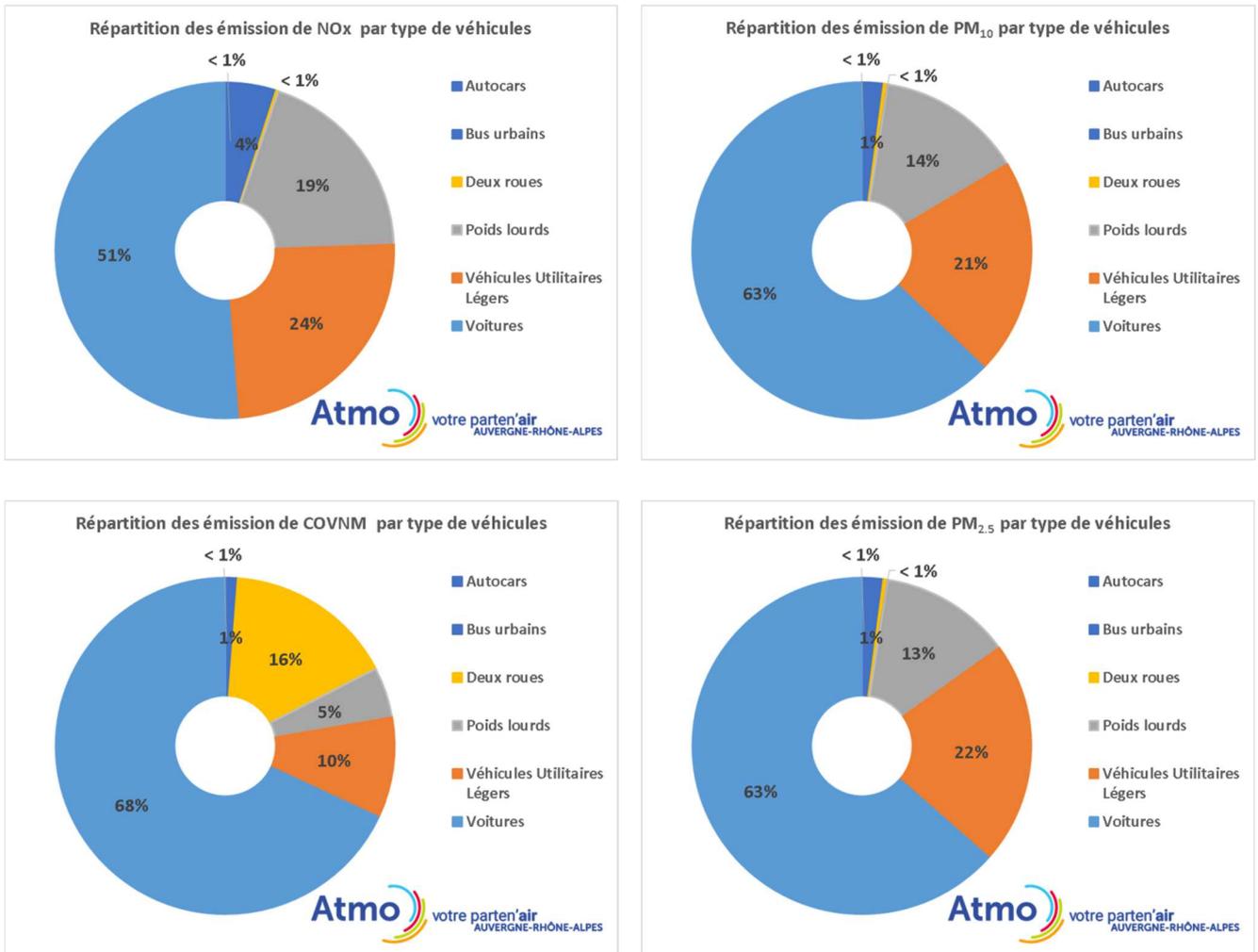


Figure 14 : Répartition des émissions de polluants atmosphériques par type de véhicules dans Clermont Auvergne Métropole

Source : ATMO Auvergne-Rhône-Alpes, Émissions 2017, Inventaire ESPACE AURA V2019

L'analyse de la variation de la répartition des émissions de polluants atmosphériques et de GES par type de véhicule à l'échelle de plusieurs métropoles françaises montre des contributions différentes d'un territoire à l'autre mais des enseignements communs. Premièrement, une contribution majoritaire des véhicules particuliers aux émissions des polluants considérés est observée. La distinction par type de carburant (Métropole du Grand Paris et Bordeaux Métropole) montre une forte prépondérance des VP diesel aux émissions de NO_x et de particules et des VP essence aux émissions de COVNM. Deuxièmement, la comparaison des contributions au trafic routier avec les contributions aux émissions met en évidence des leviers de réduction plus ou moins importants. A titre d'exemple, les PL contribuent pour 9 % au kilomètres parcourus par le trafic routier de la Métropole du Grand Nancy mais sont à l'origine de 17 % des émissions de NO_x du transport routier.

3.3. Portraits territoriaux

Des portraits territoriaux ont été construits pour 25 territoires et présentent pour chacun les émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre liées au trafic routier dans l'annexe 13. L'ensemble des indicateurs discutés dans le premier volet de cette étude y sont déclinés. Cette annexe présente en introduction un mode emploi pour la lecture de ces fiches.

3.4. Principaux enseignements du volet 1 : Image des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre liées au trafic routier dans les villes françaises

Les territoires étudiés présentent une grande diversité en termes de population, superficie, densité, géographie, etc. Cette diversité importante se retrouve dans la variabilité des indicateurs relatifs aux émissions du transport routier (émissions absolues, contribution, émission par habitant, densité d'émissions, etc.). Ce rapport s'est notamment attaché à étudier cette variabilité et à expliciter les enseignements et les limites des différents indicateurs.

Les différents indicateurs relatifs aux émissions s'avèrent être d'une grande complémentarité ; il est important de les considérer ensemble pour mettre en évidence et expliquer l'importance des émissions du transport routier. Les émissions absolues du trafic routier des territoires présentent une très grande variabilité qui s'explique principalement par la taille des territoires considérés. Il s'agit d'un indicateur de base nécessaire au suivi des actions mais il est indispensable de le compléter avec les indicateurs suivants :

- Les contributions sectorielles permettent de mieux appréhender les différences d'un territoire à l'autre, en s'affranchissant des différences territoriales liées à la taille, la population, etc., des territoires. Elles permettent aussi d'identifier les secteurs les plus émetteurs au sein de chaque territoire pour chaque polluant atmosphérique afin d'identifier les gisements de réduction et si besoin prioriser les actions. Cependant, un territoire peut présenter des émissions du trafic routier relativement élevées, et selon la quantité d'émission totales, élevée ou faible, la contribution du trafic routier sera respectivement faible ou élevée. Il faut donc être prudent dans cette comparaison, car d'autres spécificités locales peuvent influencer la contribution sectorielle (présence d'un autre secteur fortement émetteur dans un des territoires, liée par exemple à une activité industrielle particulièrement développée).
- Les émissions rapportées au nombre d'habitants sont un indicateur riche d'enseignements. Il permet notamment de s'affranchir de la taille du territoire ou de la présence d'une autre source importante d'émissions. Toutefois, il est important de noter que cet indicateur « responsabilise » les habitants d'un territoire des polluants émis sur celui-ci alors qu'ils n'en sont pas forcément les émetteurs. C'est typiquement le cas des communes très peu peuplées et traversées par des autoroutes, qui présentent un taux d'émissions par habitant très élevé.
- La densité d'émissions est la quantité d'émission d'un territoire, rapportée à sa surface. Il permet de s'affranchir de la présence d'autres sources importantes d'émissions, lorsque l'on veut comparer les émissions de différents territoires. Par ailleurs celui-ci est plus directement lié à la dégradation locale de la qualité de l'air.

L'étude de ces données à différentes échelles géographiques montre une prédominance de la contribution du trafic routier aux émissions de NO_x : elle est de 57 % en moyenne au niveau national et varie fortement localement (entre 13 % et 91 % par exemple à l'échelle de l'EPCI). Cependant, il est important de noter la part élevée de l'abrasion dans les émissions de particules liées au trafic routier (50 % à l'échelle nationale). Par conséquent, l'amélioration technologique des véhicules (normes Euro), qui permet de diminuer fortement les émissions à l'échappement, a de moins en moins d'impact sur les émissions de particules au fur et à mesure que le parc se renouvelle puisque l'évolution technologique des véhicules ne porte pas sur les émissions hors échappement. Le principal levier à l'échelle locale pour réduire cette source est la limitation du trafic routier en volume.

L'étude des indicateurs par catégorie de taille des territoires (selon leur population) au travers des 25 « fiches portraits » réalisées, montre que la contribution moyenne du trafic routier aux émissions de NO_x est relativement comparable d'une catégorie de territoire à l'autre (environ 57 % en moyenne dans les différentes catégories). Seuls les territoires dont la population est inférieure à 20 000 habitants présentent une contribution moins importante de 46 % en moyenne. La variabilité de la contribution du trafic routier aux émissions de NO_x est donc vraiment locale et ne dépend pas spécifiquement de la taille des territoires. En revanche, l'analyse par catégorie de territoire a mis en évidence l'augmentation du taux d'émissions de NO_x du trafic routier par habitant avec la diminution de la taille des territoires (de 4.3 kg/hab en moyenne pour les territoires de plus de 500 000 habitants à 13 kg/hab pour les territoires de moins de 20 000 habitants). Il en est de même concernant le pourcentage de logements individuels, qui varie par exemple entre moins de 1 % à Paris (> 2 millions d'habitants) et 92 % dans la CC Anjou Loir et Sarthe (< 30 000 d'habitants). Le même constat est fait pour l'indicateur du nombre moyen de véhicules particuliers par ménage qui varie entre 0,4 et 1.5 pour les mêmes territoires. Cela traduit le fait que, plus les territoires sont densément peuplés, moins la « dépendance à la voiture » est forte (peu de logements individuels et donc d'emplacement pour les véhicules, réseaux de transports en communs plus développés, etc.).

Parmi les profils territoriaux dressés, la répartition modale des déplacements domicile-travail, selon base de données « logement » 2017 de l'INSEE montre des taux de déplacements pédestres et en véhicules deux-roues motorisés à peu près constants (de 4 % à 1 % pour la marche et de 1 % à 13 % pour les 2RM) d'un territoire à l'autre. A l'inverse, les taux de déplacements en véhicules particuliers et transport en commun varient fortement selon les territoires (de 28 % à 90 % pour les VP et de 2 % à 64 % pour les TC). Cela met en évidence les différences d'offres de transport en commun des territoires induisant, ou non, une « dépendance à la voiture ».

Les 25 fiches « portraits » territoriales dressées mettent en évidence la diversité des profils des territoires français et montrent la nécessité de mettre en place des mesures de réduction des émissions du trafic routier partout, mais adaptées à chaque territoire.

4. VOLET 2 : Panorama européen des mesures locales visant à modifier le trafic routier en ville et leurs impacts

La section ci-dessous décrit les études de cas du panorama européen des mesures locales visant à modifier le trafic routier en ville et leurs impacts. Se reporter à la section 2.2 pour plus d'information sur la méthodologie appliquée de sélection des études de cas.

4.1. Piétonnisation permanente ou temporelle

Description : La piétonnisation consiste à mettre en place des actions afin de transformer la circulation dans une rue ou dans un quartier pour la réserver majoritairement aux piétons. Par exemple : transformer un axe routier en voie piétonne, supprimer la circulation routière d'une voie, ou encore rendre piéton l'accès aux écoles.

4.1.1. Ljubljana, Slovénie

Autrefois dominée par l'usage de la voiture, la ville de Ljubljana a mis en œuvre une zone piétonne en centre-ville et a insisté sur la rénovation des espaces publics, améliorant la qualité de vie de ses habitants. La transformation du centre-ville de Ljubljana a débuté en 2007 avec la création d'une zone piétonne qui représente actuellement 100 000 m², et qui s'étend sur plus de 30 rues^{18,19}. Cette transformation consistait à améliorer les conditions piétonnières dans ce secteur, en proposant une zone piétonne avec restrictions de circulation. La piétonnisation a progressivement suivi les étapes détaillées en annexe du volet 2.

Le mode de déplacement des personnes dans le centre-ville a subi de grandes variations. L'utilisation de la voiture a diminué de 30 % entre 2003 et 2013, alors que le déplacement à pied a augmenté de 20 % sur la même période²⁰, ce qui est majoritairement dû à la restriction de la circulation, la rénovation des ponts et des quais permettant un accès total et une réduction des distances pour les piétons et cyclistes, etc. (cf. annexe du volet 2).

La mise en place d'une zone piétonne a considérablement amélioré la qualité de l'air. Dans le centre-ville, la moyenne mensuelle de concentrations de NO₂ a connu une réduction comprise entre 41 et 46 % entre 2006 et 2019. Les concentrations de PM₁₀ ont connu quant à elles une diminution d'approximativement 40 % sur la même période. Il est à noter, par exemple, que les concentrations de PM₁₀ ont connu une diminution de 50 µg/m³ jusqu'à 29 µg/m³ entre juin 2006 et juin 2019. La description complète de résultats de mesures de la qualité de l'air, se trouve dans l'annexe du volet 2²¹.

L'effet de l'interdiction de la circulation sur la qualité de l'air a été évalué à l'aide de mesures de *black carbon* (BC)²². Il est ainsi montré que la réduction de circulation a provoqué une diminution de BC de 72 % (de 5,6 mg/m³ à 1,6 mg/m³)²² entre septembre 2013 (avant fermeture) et octobre 2013 (après fermeture). La concentration locale de BC sur les rues environnantes n'a pas augmenté, même si le trafic s'y est intensifié, ce qui prouve que les mesures prises ont eu un impact non négligeable sur l'amélioration de la qualité de l'air. Des réductions de concentration en NO₂ et en PM₁₀ ont été également observées. D'autres impacts directs de cette mesure sont détaillés en annexe du volet 2.

En 2014, les concentrations sont passées en dessous du seuil de 40 µg/m³ pour la première fois.

¹⁸ FLOW Project (2016). The Role of Walking and Cycling in Reducing Congestion: A Portfolio of Measures. Brussels. Disponible sur le site <http://www.h2020-flow.eu>.

¹⁹ Indicator_5_Air quality, Ljubljana 2016 Application, disponible sur : https://ec.europa.eu/environment/europeangreencapital/wp-content/uploads/2014/07/Indicator_5_Ljubljana_2016.pdf

²⁰ Cf. Voir en annexe du volet 2 figure : Évolution des pratiques modales dans le centre-ville de Ljubljana (2003-2013).

²¹ Résultats de mesures de SO₂, NO₂, NO_x, PM₁₀ et PM_{2.5} entre 2006 et 2019, par mois et par station de mesure (centre-ville et fond urbain).

²² Titos, Gloria & Lyamani, H. & Drinovec, Luka & Olmo, F. & Močnik, Griša & Arboledas, Lucas. (2015). Evaluation of the impact of transportation changes on air quality. Atmospheric Environment.

4.1.2. Bruxelles, Belgique

La ville de Bruxelles a créé en 2015 une zone piétonne sur le boulevard Anspach traversant le centre-ville afin d'améliorer la qualité de vie et de créer un meilleur équilibre entre les différents modes de transport²³.

La piétonnisation du boulevard a fait l'objet d'une évaluation ex-post²⁴ en termes d'impacts environnementaux, afin d'évaluer les niveaux moyens de Black Carbon (BC) avant la construction (phase 1) et pendant la période de test (phase 2). Cela a permis d'estimer, à l'aide des données de pollution urbaine de fond²⁵, les concentrations en BC du trafic.

L'étude²⁴ a mesuré les particules de Black Carbon (BC)²⁶ selon l'intensité de trafic, les conditions météorologiques et la pollution urbaine de fond, aux heures de pointe.

L'analyse de l'impact de la piétonnisation se base sur la dissociation des concentrations de BC en deux composantes :

- o D'un côté, la contribution de fond représentant la concentration de BC à l'écart des sources locales ;
- o De l'autre côté, la contribution locale principalement influencée par les émissions du trafic.

La mise en place du secteur piétonnier a permis de diminuer significativement la contribution locale des concentrations de BC en heures de pointe du matin (HPM) (-56 %) et en heures de pointe du soir (HPS) (-79 %), ce qui correspond respectivement à des réductions de 1,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et de 2,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La zone piétonne a permis de réduire également les concentrations totales de BC de 35 à 55 % en HPM et HPS respectivement.

Pour résumer, la mesure de piétonnisation a eu des impacts positifs significatifs en termes d'amélioration de la qualité de l'air.

4.1.3. Édimbourg, Royaume-Uni

Le programme de « rue scolaire » consiste à fermer temporairement la circulation aux véhicules motorisés dans la zone immédiate de circulation qui entoure une école. Dans ces rues scolaires, la circulation est réservée aux piétons et cyclistes lors des horaires d'entrée et de sortie de classe. La ville d'Édimbourg l'a proposé puis expérimenté de juin 2015 à 2016.

L'évaluation du programme²⁷ a démontré une diminution significative du nombre de véhicules dans la zone étudiée. Les comptages de trafic ont révélé une baisse de fréquentation de 3 179 véhicules dans la zone étudiée, alors qu'une augmentation de 920 véhicules a été constatée dans les rues environnantes. L'augmentation de trafic dans les rues avoisinantes est nettement inférieure aux réductions observées, ce qui signifie que le projet a atteint ses objectifs de réduction de trafic.

Une autre donnée analysée dans l'évaluation est le mode de transport adopté par les élèves. Ces données, recueillies entre juin 2015 et 2016, mettent en avant le fait que la marche a augmenté de 3 %, le cyclisme a diminué de 1 %, la voiture + marche a augmenté de 2 % et la voiture en tant que passager a diminué de 6 %²⁸.

Les données sur le volume des véhicules ont permis de déterminer les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) évitées^{29,30}.

Le programme pilote des rues scolaires a connu un énorme succès, car il a permis de réduire le trafic motorisé de 2 259 véhicules par jour, ainsi que de réduire les émissions de 1 631 g/km de NO_x dans la zone

²³ Réaménagement boulevards centre Bruxelles, Centre-ville piétonnier à Bruxelles, Disponible sur le site : https://www.greisch.com/projet/reamenagement_boulevards_centre_bruxelles/. Consulté le 2020/06.

²⁴ F. Beaujean, F., et al., Laboratoire Qualité de l'air Division qualité de l'environnement et gestion de la nature, « Evaluation de l'impact de la nouvelle zone piétonnière dans le centre de Bruxelles sur le bruit et la qualité de l'air », 2016. Disponible sur le site https://bral.brussels/sites/default/files/bijlagen/BIM_Brasseur_Rapport_phase1et2_Pi%C3%A9tonnier_Anspach.pdf

²⁵ Afin de prendre en compte d'autres sources d'émissions du BC.

²⁶ Ce polluant est un traceur de la pollution du transport routier, en particulier des véhicules diesel.

²⁷ Transport and Environment Committee du 30 August 2016, School Streets pilot project evaluation.

Disponible sur :

https://democracy.edinburgh.gov.uk/Data/Transport%20and%20Environment%20Committee/20160830/Agenda/item_72_-_school_streets_pilot_evaluation.pdf

²⁸ Se reporter à l'Annexe du volet 2 pour plus d'information.

²⁹ Les résultats des calculs d'émissions réalisés sont présentés dans l'annexe du volet 2.

³⁰ à l'aide de la boîte à outils du ministère de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires rurales " *Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), Emissions Factors Toolkit*".

d'étude.

4.2. Partage de l'espace public avec des modes doux

Description : Il s'agit de mettre en place des actions afin de transformer la circulation dans une rue ou un quartier pour la réserver majoritairement aux modes doux. Par exemple : la suppression de voies au profit de pistes cyclables, la transformation d'un espace en zone de rencontre ou une zone d'espace partagé, etc.

4.2.1. Vienne, Autriche

La ville de Vienne, en Autriche, a mis en place la mesure de piétonnisation et d'espace partagé à l'avenue Mariahilferstraße en 2015^{31,32}. Cette rue, longue de 1,6 km, est désormais composée de deux espaces communs (pour le trafic motorisé et les modes doux) et d'une zone piétonne. Il s'agit d'un corridor devenu un lieu vivant et agréable où l'espace routier est utilisé par les véhicules, les cyclistes et les piétons. Pour cela, certaines réglementations sont mises en place, comme la limitation de la vitesse à 20 km/h et le stationnement de courte durée. La gestion du trafic, la suppression de repères signalétiques de circulation et l'aménagement de la zone (nivellement, mobilier urbain) atténuent la circulation et augmente la sécurité et le bien-être des passants.

La mesure a été analysée d'après des études de trafic^{33,34}. Pour évaluer le projet, la ville de Vienne a sélectionné des points de comptages de trafic avant et après la mise en œuvre de la nouvelle organisation du trafic qui ont été déterminés là où des augmentations étaient attendues en heure de pointe.

Les résultats des calculs sur les points de comptage de l'espace partagé de l'avenue montrent une diminution significative du trafic dans la zone d'étude, mettant en exergue une mesure efficace afin de réduire le trafic. Par conséquent, cette diminution de trafic a eu un impact sur les émissions. Une comparaison des émissions associées au trafic routier dans la zone d'étude a confirmé une baisse des émissions polluantes³⁵.

Pour résumer, la mesure de piétonnisation et d'espace partagé a provoqué un effet significatif quant à la réduction des émissions. Les principaux résultats de la mesure se regroupent en deux parties. En premier lieu, le trafic motorisé a connu une diminution de 13 509 véhicules (valeurs de 7 heures/jour). En second lieu, les émissions de particules (PM), NOx et Benzène ont respectivement vu leurs émissions diminuer de 15 %, 14 % et 18 %. Les compléments d'informations relatifs à cette mesure sont en annexe du volet 2.

4.2.2. Copenhague, Danemark

La région de la capitale du Danemark et ses 28 municipalités ont créé un réseau d'autoroutes cyclables « Supercykelstier », afin d'offrir de meilleures conditions de circulation aux cyclistes. Il est proposé une infrastructure adaptée, une sécurisation lors des déplacements mais également une priorité aux cyclistes. Les principaux objectifs du projet sont orientés vers la diminution de congestion de trafic, la diminution d'émissions (de CO₂ et de NO_x), ainsi que l'amélioration de qualité de vie des habitants. En 2012, la première autoroute cyclable a été inaugurée et d'ici 2045, cette région devrait être couverte par environ 750 kilomètres d'autoroutes cyclables sécurisées^{36,37}. Le réseau, composé en 2018 d'environ 168 kilomètres de pistes répartis sur les 8 itinéraires, est décrit dans l'annexe du volet 2.

Des évaluations ont été réalisées pour chaque itinéraire³⁸. Elles concernent les anciennes pratiques des usagers d'autoroutes cyclables et ont permis d'établir des estimations du transfert des transports motorisés à l'usage du vélo. Le réseau (en 2018), a permis d'éviter 145 521 véhicules.kilomètres (véh.km)

³¹ https://www.viennecouver.com/2015/10/transforming-a-street-before-after-images-of-viennas-mariahilferstrasse/?fbclid=IwAR3GhxV9lv71_8lDrQVyOace4p4aUtu-cS041e3q3C-iiVXLDFM9I58wArY. Consulté le 03/06/2020

³² <https://www.viennecouver.com/2015/01/viennas-begegnungszone-shared-space-program/>. Consulté le 03/06/2020

³³ « Verkehrsdatenerhebung Mariahilfer Straße_01 » Note de synthèse sur la collecte de données de trafic à « Mariahilfer Straße ». n.d.

³⁴ « Verkehrsdatenerhebung Mariahilfer Straße_02 ». Résultats de comptages sur la collecte de données de trafic à « Mariahilfer Straße ». n.d.

³⁵ <https://www.derstandard.at/story/1389858763830/weniger-schadstoffe-nach-verkehrsberuhigung-in-mariahilf-und-neubau>. Consulté le 03/06/2020

³⁶ Office for cycle superhighways, « Cycle Superhighway Bicycle Account Key figures from the cycle superhighways in the Capital Region of Denmark ». 2019. Disponible dans : www.supercykelstier.dk/english

³⁷ Office for cycle superhighways, « Cycle Superhighways Capital Region of Denmark », 2019. Disponible dans : www.supercykelstier.dk/english

³⁸ Evaluations des itinéraires, disponibles dans : <https://supercykelstier.dk/evaluating-af-ruterne/>

en voiture par jour et 191 984 véh.km en Transport Public³⁹. Les déplacements pendulaires⁴⁰ à vélo dans la région ont connu une augmentation de 5 %, entre 2009 et 2018³⁶, qui serait dû au report modal provoqué par la mise en place d'autoroutes cyclables.

En 2045, le réseau induirait 6 millions de déplacements à vélo et pourrait éviter jusqu'à 1 million de déplacements en voiture par an, ayant comme conséquence une nette diminution des émissions de CO₂ et de NO_x (respectivement 1,500 kilotonnes et 2,5 tonnes). De plus, avec un coût de 295 millions d'euros, ce réseau pourra provoquer un bénéfice économique de 765 millions d'euros⁴¹.

4.2.3. Nuremberg, Allemagne

La ville de Nuremberg a mis en œuvre une stratégie de piétonnisation de la place « Rathausplatz » dans le centre historique visant à améliorer la qualité de l'air. La piétonnisation a été effectuée par la fermeture à la circulation automobile à l'exception des transports en commun et est devenue permanente en 1989. En 10 années, ce secteur a été transformé en zone piétonne⁴².

Selon les prévisions de trafic de la piétonnisation⁴³, cela aurait dû entraîner un chaos de circulation dans les rues adjacentes. Contre toute attente, ce ne fut pas le cas. En effet, lorsque des routes fortement encombrées ont été fermées aux voitures, une partie de la circulation semble s'être « évaporée »⁴².

La piétonnisation a provoqué des changements significatifs en termes de réduction de trafic. Une surveillance du trafic a été mis en place afin d'évaluer l'impact de la fermeture de la route sur la circulation dans le centre-ville. Ceci a permis de constater que les problèmes de congestion ont été résolus et que la réduction réelle de trafic a été deux fois plus importante qu'en théorie. Les statistiques montrent une tendance à la réduction d'environ 10 000 véhicules par jour⁴⁴, entre 1989 et 2000.

Après un an, la surveillance de la circulation a révélé que le trafic dans le centre-ville a été réduit jusqu'à 25 % et l'augmentation du trafic dans les rues adjacentes s'est avérée très limitée (entre 4 % et 19 %), en supposant l'effet d'évaporation d'une partie du trafic.

Après un an de fermeture à la circulation, la pollution atmosphérique des zones proches de la place a fortement diminué. Les concentrations d'oxydes d'azote ont diminué d'environ 35 % et les particules d'environ 17 %⁴⁵ entre 1983 et 1989.

En outre, les nouvelles technologies des véhicules, la limitation de vitesse et le report modal vers les transports publics ont aussi pu contribuer à l'amélioration de la qualité de l'air. Cependant, il n'existe pas d'informations à ce sujet. D'après le rapport réalisé par la Commission européenne⁴², l'amélioration observée est principalement due à la restriction de circulation.

4.2.4. Oxford, Royaume-Uni

La piétonnisation dans le centre-ville d'Oxford a été mise en place en 1999 et a consisté à interdire la circulation de véhicules motorisés⁴². D'après le rapport réalisé par la Commission Européenne⁴², la piétonnisation du centre-ville a permis une réduction entre 17 % et 23 % du trafic de véhicules dans cette zone. Les itinéraires de déviation qui en découlent n'ont pas subi d'embouteillages. De plus, une diminution de 1,3 % du trafic a été observée sur le périphérique extérieur, tandis qu'il a légèrement augmenté sur le périphérique intérieur⁴⁶, sans dépasser les projections établies. Les comptages de trafic effectués dans les zones concernées par le périphérique extérieur et intérieur de la ville suggèrent la présence du phénomène d'évaporation du trafic⁴⁷.

La piétonnisation a eu des retombées positives en termes de qualité de l'air. Les données venant de sites de surveillance de la qualité de l'air à travers la ville d'Oxford ont montré des réductions significatives. A

³⁹ Se reporter à l'annexe du volet 2 pour plus d'information sur les estimations de report modal par itinéraire.

⁴⁰ Déplacements domicile-travail et domicile-études.

⁴¹ The Capital Region of Denmark, « Cycling report for the capital region », 2016.

⁴² European Commission Directorate-General for the Environment. 2004 Reclaiming city streets for people Chaos or quality of life? Disponible sur : <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/94a8a003-be86-467a-9a85-63a5d52bf7ae>

⁴³ Fermeture d'une route avec en moyenne un volume de trafic de 25 000 voitures /16 heures.

⁴⁴ en moyenne journalière sur 16 heures.

⁴⁵ Se reporter à l'annexe du volet 2 pour plus d'information sur les réductions des concentrations de polluants dans l'air.

⁴⁶ En raison du report d'une partie du trafic de la nouvelle zone piétonne.

⁴⁷ Définition et exemples du phénomène évaporation du trafic dans :

- Cairns, S., Atkins, S. & Goodwin, P., Disappearing traffic? The story so far. Municipal Engineer, 151(1), pp. 13–22, 2002.
- Yves Crozet, Aurélie Mercier. Induction et évaporation de trafic : revue de la littérature et études de cas. [Rapport de recherche] Laboratoire Aménagement Economie Transports – LAET (UMR 5593) ; Métropole de Lyon, Hôtel de la Métropole, 20 rue du Lac, 69003 Lyon. 2016. halshs-01480663.

titre d'exemple, les concentrations moyennes des PM dans la rue piétonne principale⁴⁸ sont passées de 30 à 22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, soit une réduction de 25 %. Les niveaux de monoxyde de carbone, quant à eux, ont chuté de 75 % dans une rue d'espace partagé⁴⁹. La majorité des sites de la ville a connu une réduction de niveaux de dioxyde d'azote (NO_2).

4.2.5. Région de Bruxelles-Capitale, Belgique

La ville de Bruxelles a réalisé une analyse ex-ante, afin d'évaluer les impacts de la suppression de voies de circulation sur l'axe E411 à l'entrée de Bruxelles, en termes de trafic⁵⁰. En matière de mobilité, le projet est ambitieux, étant donné que la transformation du Viaduc Herrmann-Debroux en boulevard implique notamment une réduction des capacités d'infrastructure routière.

L'évaluation des impacts de la suppression du viaduc^{51,52} a été réalisée par une analyse détaillée de la mobilité sur et autour du viaduc, qui a permis de calculer, lors des matinées, le flux de trafic au fil de l'eau et le scénario de suppression du viaduc.

Le scénario de suppression du Viaduc comprend notamment le réaménagement de l'ensemble de l'axe en boulevard à 2x2, la suppression de la plupart des ouvrages dénivelés de franchissement de voies, ainsi que des mesures de réaménagement des Parc Relais (P&R) et du transport public⁵³.

D'après cette évaluation, la réduction de la capacité induit (i) un report modal de la voiture vers les transports publics ; (ii) des modifications dans les itinéraires des déplacements en voiture et donc une réduction du flux automobile sur l'axe et (iii) une utilisation du Parc Relais pour changer de mode de transport.

Selon les résultats^{51,52}, la suppression du Viaduc, induit une réduction de 5 000 véhicules sur l'axe étudié (flux entrant à la ville entre 6h et 10h du matin), dont 28 % en report sur les transports en commun inter-régionaux, 42 % en report d'itinéraires vers d'autres axes et 30 % en report modal vers les P&R. De plus, ces résultats indiquent que la suppression du Viaduc induirait un report modal de déplacements sortants de la ville vers les transports en commun, mais beaucoup plus faible comparé au flux entrant tout comme une réduction de l'utilisation de la voiture pour les déplacements internes à la Région bruxelloise.

Les résultats de la mesure révèlent plusieurs effets sur le trafic motorisé, en matinée. En premier lieu, une réduction de 5 000 déplacements en voiture par jour a été notée. La transformation du Viaduc provoquerait une réduction du nombre de déplacements de 5 000 véhicules sur l'axe étudié pendant l'heure de pointe de matin. Cela correspond à une diminution du nombre de déplacements de 1,9 % et de 0,5 % (trafic entrant et sortant) respectivement. En termes de véh.km, cela correspond à une diminution de 1,7 % véh.km (trafic entrant à la ville) et de 0,7 % véh.km (trafic sortant).

4.3. Stationnement en ville

Il s'agit de mettre en place des actions de gestion du parc de stationnement en ville au regard d'une politique de mobilité durable. Par exemple la modification de son offre et tarif ; c'est-à-dire, suppression/ajout ou relocalisation de places de stationnement en surface, la création de Parc Relais (P&R), la modification du tarif du stationnement, la professionnalisation des aires de stationnement, etc.

4.3.1. Munich, Allemagne

La ville de Munich a réalisé une étude ex-ante pour estimer l'impact provoqué par la relocalisation et la suppression de places de parking⁵⁴ au regard du trafic et des émissions associées. L'objectif de la mesure

⁴⁸ Rue « Cornmarket ». Voir le plan de piétonnisation du centre-ville en l'annexe du volet 2.

⁴⁹ Rue « St Aldates ». Voir le plan de piétonnisation du centre-ville en l'annexe du volet 2.

⁵⁰ <https://perspective.brussels/fr/actualites/delta-herrmann-debroux-enquete-publique>, visité le 05/04/2020.

⁵¹ ARIES Consultants SA pour le Bureau bruxellois de la planification, Partie 1 : Projet de PAD Herrmann-Debroux, Rapport sur les incidences environnementales, avril 2019. Disponible sur : https://perspective.brussels/sites/default/files/documents/rapport_final_fr_-_ri_pad_herrmann-debroux_-_20190712_1_a4.pdf

⁵² ARIES Consultants SA pour le Bureau bruxellois de la planification, Partie 2 : Projet de PAD Herrmann-Debroux, Rapport sur les incidences environnementales, avril 2019. Disponible sur : https://perspective.brussels/sites/default/files/documents/rapport_final_fr_-_ri_pad_herrmann-debroux_-_20190712_2_a4.pdf

⁵³ Plus d'information dans l'annexe du volet 2.

⁵⁴ Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (2018) « Masterplan zur Luftreinhaltung für die Landeshauptstadt München Green City Masterplan (GCP) München Gefördert durch », disponible sur le site : https://www.muenchen.de/rathaus/Stadtverwaltung/Referat-fuer-Gesundheit-und-Umwelt/Luft_und_Strahlung/Luftreinhalteplan.html

consiste notamment à limiter les déplacements supplémentaires dans la zone urbaine et à réduire la circulation de trafic liée aux recherches de stationnement. La mesure consiste en la relocalisation des aires de stationnement actuelles (en 2018), avoisinant un total de 92 000 places de stationnement dans l'espace public, vers les zones de la couronne périurbaine. Une réduction de 5 000 places de stationnement supplémentaires a également été prise en compte⁵⁵.

Dans ce scénario analysé, la pollution annuelle moyenne en NO₂ sur le réseau routier principal de la Capitale de l'État Munich, a été calculée en fonction de la modification du trafic provoqué par la relocalisation et la suppression de places de stationnement⁵⁶.

En raison de la réduction des déplacements en voiture occasionnée par cette mesure, la part du réseau routier principal en dépassement le seuil du NO₂ a été réduit de 10 à 9 %⁵⁷. Il ne resterait donc que 45 km du réseau routier principal dans la zone urbaine de Munich (511 km) au-dessus du seuil réglementaire de moyenne annuelle de NO₂ (40 µg/m³). En outre, la part du réseau routier respectant la valeur limite pour la moyenne annuelle de NO₂ passe de 89,8 % dans le scénario de référence à 91,2 % dans le scénario de relocalisation et suppression de places de stationnement.

Une réduction de l'ordre de 144 000 déplacements en voiture dans l'ensemble de la zone urbaine en 24 heures a été constaté, ainsi qu'une diminution de 1,3 % de la part de la longueur du réseau routier dépassant le seuil réglementaire de moyenne annuelle de NO₂ de 40 µg/m³.

4.3.2. Vienne, Autriche

A Vienne, plusieurs mesures visant à réduire les émissions liées aux transports ont été analysées⁵⁸. La modification du tarif du stationnement et son effet sur les transports, a fait l'objet d'analyses détaillées (e.g. volumes de trafic routier, répartition modale), tout comme les émissions de polluants et la qualité de l'air⁵⁹.

La mesure de modification du tarif du stationnement a été étudiée en trois variantes qui diffèrent en termes de délimitation des zones de places de stationnement payant et des niveaux différenciés des tarifs⁶⁰. Dans la variante sélectionnée par les experts, la zone de stationnement payant a été étendue à toute l'agglomération de Vienne. Le tarif est resté inchangé, à 2,10 euros/heure. De même, le paiement d'une redevance de stationnement de courte durée permet toujours de garer son véhicule dans un quartier entier (modalité actuelle de la ville de Vienne en 2018).

Les résultats des analyses de modification du tarif de stationnement diffèrent dans leur effet sur la réduction du volume de trafic : plus le tarif de la zone est élevé, plus le trafic est réduit⁶¹.

Au regard de la variante sélectionnée, le nombre de déplacements réalisés en voiture passe de 26,1 % du scénario de référence à 25 %. La modification de tarif provoque une réduction de 6,7 % de véh.km/jour en passant de 16,3 (scénario de référence) à 15,2 Millions de véhicules.km/jour.

Les principaux résultats de la modification du tarif du stationnement sont les suivants :

- Au niveau du trafic motorisé, la réduction de 6,7 % de véh.km/jour observée a provoqué une diminution de 1,1 point de l'utilisation de la voiture. Les émissions journalières de NO_x et de PM₁₀ ont respectivement été réduites de 6 et 8 %.
- Par rapport au scénario de référence, les résultats sur les concentrations de NO₂, montrent des réductions de l'ordre de 1 à 2 µg/m³ dans toute la zone de la ville. Au niveau du centre-ville, des réductions supérieures à 2 µg/m³ sont possibles dans des cas isolés le long des principaux axes de circulation.
- Enfin, les émissions de CO₂ ont diminué de 8 %.

⁵⁵ Se reporter à l'annexe du volet 2 pour la carte de zones de relocalisation des places de parking à Munich.

⁵⁶ La méthodologie de modélisation pour déterminer les concentrations de NO₂ est décrite en l'annexe du volet 2.

⁵⁷ Plus d'information sur la part du réseau routier par catégories de concentration de NO₂ en l'annexe du volet 2.

⁵⁸ Nikolaus Ibesich, Christian Nagl, Holger Heinfellner, « Ausgewählte verkehrsmassnahmen für Wien. Studie zu Umweltzone, Parkraumbewirtschaftung und Citymaut », Commandée par le Département municipal de Vienne 18 - Développement urbain et urbanisme sous la direction du projet Dipl.-Ing. MA Angelika Winkler et Dipl.-Ing. Création de Manuel Pröll. (2018). Disponible dans : <https://www.wien.gv.at/stadtentwicklung/studien/b008550.html>

⁵⁹ Cette étude a examiné trois mesures de réduction potentielle des polluants atmosphériques : Création d'une zone environnementale : Umweltzone (UZ), paiement d'un péage urbain (Citymaut) et la modification du tarif du stationnement (PRB). Cependant, la mise en œuvre des zones à faibles émissions et des péages urbains sont exclues du cadre de cette étude.

⁶⁰ La description de chacune de ces variantes se trouve en l'annexe du volet 2.

⁶¹ Davantage d'informations en l'annexe du volet 2.

4.4. Réduction de la congestion et fluidification du trafic

Les politiques publiques en faveur de l'automobile se focalisent sur la création d'infrastructure ou sur l'élargissement des voiries existantes. Ce type de mesure réduirait la congestion de trafic et aurait un impact positif en termes de développement économique de la ville⁶². La création d'une voie de circulation supplémentaire, l'augmentation de la capacité routière, maintien de la congestion pour dissuader les automobilistes, etc. sont des exemples de mesures.

4.4.1. Londres, Royaume-Uni

L'étude de cas présentée, montre l'augmentation du trafic causée par l'élargissement de l'Avenue Thames A206 à Londres en 2008. Les recherches réalisées⁶³, ont étudié l'impact sur la qualité de l'air ambiant avant, pendant et après l'achèvement des travaux routiers. Les améliorations de l'infrastructure routière ont consisté en une section de 1,8 km de l'A206 Thames Road et ont été conçues pour réduire les délais dans la zone. Afin de quantifier l'augmentation des concentrations de polluants atmosphériques de ce projet, deux stations de surveillance de qualité de l'air ont été positionnées de chaque côté de la route.

Les analyses réalisées⁶³, ont montré une augmentation du flux total de véhicules sur l'avenue Thames après les travaux, qui est principalement due à la croissance du nombre de voitures et de taxis (jusqu'à 49 % en heure de pointe) et aux véhicules utilitaires légers (VUL) qui ont augmenté de 50 % à l'heure de pointe, à 6h00⁶⁴ du matin.

La transformation de l'avenue en une route à deux voies a provoqué une détérioration de la qualité de l'air résidentiel. Ceci a été observé pendant les heures de pointe : PM₁₀ (2-4 $\mu\text{g m}^{-3}$), PM_{2,5} (1 $\mu\text{g m}^{-3}$) et NO₂ (4 ppbv) au-dessus des niveaux observés avant le projet. Cette augmentation des concentrations de polluants est due à un nombre plus élevé de voitures et de taxis et, dans une moindre mesure, à une augmentation de circulation de véhicules utilitaires légers.

En conclusion, au regard de l'évaluation détaillée de la qualité de l'air avant et après la mise en œuvre du projet d'élargissement de l'avenue Thames A206 à Londres, l'augmentation de la capacité routière a occasionnée une augmentation du trafic local des véhicules et une dégradation de la qualité de l'air résidentiel local. Le réaménagement de l'avenue Thames vers une chaussée à deux voies a fait augmenter de 3 $\mu\text{g m}^{-3}$ les concentrations locales de PM₁₀, ainsi qu'une augmentation entre 3 et 6,5 $\mu\text{g m}^{-3}$ de NO₂ en fonction de la station de mesure.

4.4.2. Manchester, Royaume-Uni

La mesure d'augmentation de la capacité routière dans la banlieue de Manchester consiste en l'achèvement de l'infrastructure routière « M60 Manchester Motorway Box », complétant ainsi l'un des principaux maillons du réseau routier national du Royaume-Uni.

L'étude des impacts associés à cette mesure⁶⁵, a principalement été effectuée pour analyser les déplacements pendulaires⁶⁶, ainsi que « d'autres types » de déplacement (comprenant les loisirs, l'accompagnement et les voyages d'affaires). Ces deux motifs de déplacement sont les plus importants en termes de volumes de déplacements, représentant respectivement 15 % et 54 % de tous les déplacements nationaux.

Les résultats font apparaître 4 % de report modal vers la voiture, 11,8 % d'augmentation du nombre de déplacements pendulaires et 13,8 % d'augmentation des déplacements « autres types ». Cela conduit à une augmentation de 13 et de 10 % respectivement des véh.km des déplacements pendulaires et des véh.km des « autre type »⁶⁷. Il n'existe actuellement pas d'estimations de l'impact de l'augmentation de l'infrastructure routière « M60 Manchester Motorway Box », concernant les émissions et les

⁶² Les études de cas étudiées dans ce rapport ont montré que les avantages d'une réduction de congestion de trafic et du temps de trajet n'ont pas été observés sur une courte période, car la nouvelle capacité du réseau routier est rattrapée par la croissance du trafic induit.

⁶³ Font, A. et al (2014) "Degradation in urban air quality from construction activity and increased traffic arising from a road widening scheme", Science of The Total Environment, Volumes 497-498, 2014, Pages 123-132, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.060>

⁶⁴ Les flux de trafic de poids lourds ont été plus faibles par rapport à la situation de référence. Cependant, le même auteur signale qu'il était probable que l'impact du ralentissement économique observé au Royaume-Uni, ait entraîné une baisse de 10 % du trafic national de poids lourds entre 2007 et 2009.

⁶⁵ Charlene Rohr, Andrew Daly, James Fox, Bhanu Patruni, Tom van Vuren & Geoff Hyman (2012) : Manchester Motorway Box : Post-Survey Research of Induced Traffic Effects, *disP - The Planning Review*, 48 :3, 24-39 Disponible dans : <http://dx.doi.org/10.1080/02513625.2012.759345>

⁶⁶ Déplacements domicile-travail et domicile-études.

⁶⁷ Davantage d'informations sur les impacts de cette mesure dans l'annexe du volet 2.

concentrations de polluants dans l'air. Cependant, à la vue des résultats qui indiquent des augmentations de trafic et du nombre de véhicules, ceci pourrait avoir un impact négatif sur la qualité de l'air. Les résultats renforcent le besoin pour les planificateurs des transports de tenir compte des effets sur la qualité de l'air lorsqu'ils évaluent les bénéfices des nouvelles infrastructures de transport.

4.4.3. Villes européennes

Les deux études de cas présentées précédemment dans le présent rapport (i.e. l'élargissement de l'Avenue Thames A206 à Londres et l'achèvement de l'infrastructure routière « M60 Manchester Motorway Box ») ont confirmé l'existence du phénomène de « trafic induit ». Il s'agit d'un phénomène contre-intuitif selon lequel une augmentation de l'offre du réseau routier se traduit par une augmentation de la demande de déplacements en voiture. Le phénomène de trafic induit a été largement étudié dans la littérature⁶⁸.

Il est cependant plus rare de trouver dans la littérature des recherches analysant le lien direct entre l'offre du réseau routier et les émissions polluantes provoquées par le transport routier. Une étude exhaustive a été réalisée par Pasidis (2017)⁶⁹ et qui propose une taille d'échantillon de 545 villes et met en évidence l'existence du phénomène de trafic induit sur tel échantillon. Elle se propose également de tester statistiquement l'impact de l'offre du réseau routier sur les émissions polluantes.

La « loi fondamentale de la congestion routière » suggère que l'augmentation de la capacité ne fait qu'accroître l'utilisation des véhicules, la congestion de trafic retrouvant ainsi son niveau initial. L'équilibrage entre l'offre et la demande explique le fait que les voies atteignent les niveaux de congestion pré-expansion après la construction de nouvelles voies^{70,71,72}. Le grand échantillon de 545 grandes zones urbaines des pays de l'UE28 (sauf Chypre et Malte), de la Norvège et de la Suisse (en 1985, 1995 et 2005) a permis à Pasidis (2017) de disposer d'éléments solides pour confirmer « la loi fondamentale de la congestion routière ».

Les principaux résultats de l'analyse suggèrent que la construction de routes a provoqué un accroissement proportionnel du trafic. Par conséquent, l'augmentation de capacité n'a pas permis de réduire la congestion de trafic. Les résultats montrent que tout développement de voirie provoque un trafic induit, sauf en mettant en place un péage de congestion coûteux ou des lignes de métro. En 2017, Pasidis observe une élasticité nettement plus faible dans les villes sans métro et un effet encore plus important dans les villes sans péage (cf. Pasidis (2017), page 80).

Les analyses des émissions polluantes se sont basées sur un très riche ensemble de données à propos des polluants atmosphériques attribués au transport routier. Les émissions sélectionnées sont les émissions d'oxydes d'azote (NO_x), de particules (PM₁₀) et de dioxyde de soufre (SO₂). L'effet direct des kilomètres de voies du réseau routier (des 545 grandes zones urbaines) sur les trois polluants atmosphériques (NO_x, PM₁₀ et SO₂) a été modélisé.

Les principaux résultats de l'analyse des émissions en fonction de l'offre d'infrastructure routière montrent l'effet causal de l'offre de l'infrastructure routière (kilomètres du réseau routier) sur les émissions polluantes issues du trafic automobile. En conclusion, l'augmentation du réseau routier de 10 % provoque une augmentation des émissions polluantes de 1 %, ce qui représente un impact important.

L'information détaillée concernant la méthodologie appliquée par Pasidis (2017), se trouve dans l'annexe du volet 2.

4.5. Aménagements de voiries visant à dissuader l'usager

Les aménagements de voirie visent à décourager l'automobiliste, par exemple, la réduction de la chaussée par le biais d'aménagements urbains, l'ajout de ralentisseurs, la pose de revêtements de chaussée peu agréables à la conduite, la mise en place de chicanes, etc.

⁶⁸ Vous trouverez une synthèse des études concernant le phénomène de trafic induit dans l'annexe du volet 2.

⁶⁹ Pasidis, I. 2017. 'Urban transport externalities.' PhD Thesis, University of Barcelona.

⁷⁰ Yves Crozet, Aurélie Mercier. Induction et évaporation de trafic : revue de la littérature et études de cas. [Rapport de recherche] Laboratoire Aménagement Economie Transports – LAET (UMR 5593) ; Métropole de Lyon, Hôtel de la Métropole, 20 rue du Lac, 69003 Lyon. 2016, pp.47. halshs-01480663

⁷¹ Department for transport, RAND Europe, WSP, (2018) « Latest evidence on induced travel demand: an evidence review an evidence review ». project no. 1-396 our ref. no. 70038415. Disponible sur : <https://www.gov.uk/government/publications/induced-travel-demand-an-evidence-review>

⁷² Tremblay-Racicot, Fanny (2019), « La loi fondamentale de la congestion routière et l'efficacité des interventions publiques visant à réduire la congestion ». Revue Climatoscope, Numéro 01. p.85. Disponible sur : <http://www.enap.ca/enap/fr/lectureNouvelle.aspx?idNews=32245#>

4.5.1. Oxford, Royaume-Uni

Une des mesures stratégiques mises en œuvre par la municipalité d'Oxford a consisté à créer un réseau de pistes cyclables sécurisé et connu de tous les citoyens⁷³. L'une des principales voies d'accès et de sortie du centre-ville est le rond-point de la Plaine « The Plain ». Il s'agit d'un rond-point à 5 bras avec de très nombreux passages bus et ayant un lourd passif historique d'accidents pour les cyclistes. Cela rendait cet itinéraire très peu attrayant pour les cyclistes les moins expérimentés. Ce rond-point a été réaménagé, afin de rendre le cyclisme plus sûr et plus attrayant. Les travaux se sont déroulés en 2015. Le réaménagement a notamment consisté à :

- réduire la largeur de chaque bras (rue) au niveau du point d'entrée ;
- élargir des îlots de protection pour piéton ;
- améliorer six passages pour piétons non signalés ;
- abaisser les bordures ;
- rétrécir la chaussée du rond-point ;
- supprimer les marques de voie.

Les améliorations encouragent les citoyens à marcher et à utiliser le vélo pour les déplacements locaux, tout en améliorant la santé de chacun. Le programme vise à améliorer tout ce qui a trait au cyclisme et à la marche, contrairement aux améliorations de la circulation.

Des comptages réalisés par la municipalité, indiquent une légère diminution du nombre de véhicules automobiles et une forte augmentation du nombre de vélos⁷⁴. Dans une étude plus récente (2017)⁷⁵, le comté Oxfordshire a déterminé l'impact de l'amélioration de l'infrastructure : les résultats montrent que le nombre de cyclistes est significativement supérieur en 2016 par rapport à l'année de référence (2014).

Les comptages ont mis en évidence une augmentation de 6,4 % des trajets à vélo à travers le rond-point entre 2013 (avant-aménagement) et 2016 (après-aménagement). L'analyse des données mensuelles⁷³ suggère que l'augmentation du cyclisme entre 2015 et 2016 peut être reliée à l'achèvement du réaménagement.

Le réaménagement du rond-point n'a pas fait l'objet d'études d'impact préalables, ni en situation ex-post sur la qualité de l'air. Cependant, la ville d'Oxford mesure historiquement le NO₂ sur l'un des 5 bras qui composent le rond-point.

En conclusion, les résultats de la mesure montrent une réduction de 3,5 % des déplacements journaliers de véhicules motorisés, contrasté par une augmentation de l'activité cycliste de 6,4 %. D'après le rapport annuel sur la qualité de l'air en 2019⁷⁶, les évolutions observées sur la période 2014 – 2016 (avant et après le réaménagement) aux stations de mesure de la qualité de l'air les plus proches du rond-point, ont montré une diminution de concentration de NO₂ entre 6,2 et 12,5 % selon les stations.

L'information détaillée sur les impacts associés à cette mesure se trouve dans l'annexe du volet 2.

4.6. Principaux enseignements du volet 2 : Panorama européen des mesures locales visant à modifier le trafic routier en ville et leurs impacts

Grâce à l'exploration au cœur des études de cas présentées, il est possible de dégager quelques points de vigilance ainsi que des éléments de conclusion. Tout d'abord, des experts des villes de Paris (FR), Londres (UK), Vienne (AT), Madrid (ES), Zurich (CH), Nuremberg (DE), Bruxelles (BE), Malmö (SE), Barcelona (ES), Oslo (SE), Strasbourg (FR), Brighton and Hove, (UK) etc., ont manifesté la grande difficulté d'isoler les impacts d'une mesure sur le trafic et les émissions associées parmi un ensemble mis en place en même temps. Les rapports publiquement disponibles incluent très rarement les impacts sur les trois aspects (trafic, émissions et concentrations) et calculent les impacts globalement pour l'ensemble de mesures envisagées (transport public, véhicules électriques, pistes cyclables, gestion du stationnement, etc.). En outre, il a été constaté que certaines études, surtout des analyses récentes n'ont pas vocation à être publiées, ni diffusées pour des questions de confidentialité. De même, l'accès aux études réalisées par des sous-traitants est parfois conditionné par les auteurs.

⁷³ Sloman L, Riley R, Dennis S, Hopkinson L, Goodman A, Farla K and Hiblin B (2018) « Cycle City Ambition Programme: Interim Report ».

⁷⁴ FLOW Project (2016). The Role of Walking and Cycling in Reducing Congestion: A Portfolio of Measures. Brussels. Disponible sur : <http://www.h2020-flow.eu>

⁷⁵ Oxfordshire County Council. « The Plain Roundabout Post-Construction Monitoring Report Summary - Jan 2017 ».

⁷⁶ Oxford City Council, « 2019 Air Quality Annual Status Report (ASR) », 2020. Disponible sur le site : https://www.oxford.gov.uk/info/20298/air_quality_data/1216/air_quality_annual_status_reports

Les mesures de réduction du trafic servent à dissuader les automobilistes de se déplacer avec leur véhicule, mais il faut alors qu'ils puissent soit se déplacer par d'autres moyens, soit renoncer à se déplacer. Pour que les mesures de réduction du trafic portent leurs fruits, il est nécessaire que les automobilistes disposent de solutions de remplacement attrayantes et soient incités à y recourir. Finalement, il s'avère que de nombreux facteurs extérieurs à chaque mesure peuvent influencer son efficacité, le tout entraînant une grande variation des résultats. Même si cela n'apparaît pas clairement dans les études de cas présentées, il semble que l'impact est conditionné par le contexte et l'ensemble de mesures et actions complémentaires mises en œuvre simultanément (e.g. offre et tarif de transport public, etc.). Comme cela a été indiqué par Caroline Daude, Chargée de mission recherche au sein de la Direction de la voirie et des déplacements de la Ville de Paris : « *Nous savons mesurer un grand nombre d'indicateurs : en particulier, l'évolution de la circulation automobile dans Paris, l'évolution des émissions polluantes, etc., mais nous ne saurons pas dire quel est l'impact d'une mesure dans cette évolution. En effet, de nombreuses actions concernant la mobilité et l'espace public ont été menées de façon simultanée : réforme du stationnement, piétonnisation des voies sur Berges, développement des zones 30, développement des pistes cyclables, aménagement des places parisiennes, mise en place de la nouvelle offre Vélib', arrivée des vélos et trottinettes électriques en free-floating, etc. Les évolutions observées concernant les mobilités parisiennes sont donc liées à toutes ces actions, et il n'est pas possible d'isoler l'effet spécifique de l'une ou de l'autre de ces actions ou mesures* ». En effet, il apparaît à travers les études analysées et les entretiens réalisés lors de la présente étude, que la combinaison de mesures agissant sur l'offre et la demande amplifie l'impact sur le changement de comportement de mobilité des individus.

Quels sont les principaux points de vigilance à observer ?

- Difficulté d'isoler les impacts d'une mesure de réduction de trafic sur le trafic et les émissions associées ;
- Il n'y a pas systématiquement d'études d'impact sur la qualité de l'air ;
- les études n'ont pas toujours étudié les impacts globaux (réduction dans un lieu mais possible augmentation dans d'autres) ;
- Il n'y a pas systématiquement de comité de pilotage technique dédié au suivi du projet ;
- Les études n'ont pas toujours étudié les impacts globaux (réduction dans un lieu mais possible augmentation dans d'autres) ;
- Les institutions ou organes chargés de mettre en œuvre les mesures ne sont pas toujours les mêmes chargés de réaliser le suivi (trafic et/ou émissions et/ou concentrations) ;
- Manque de coordination entre experts transport et experts qualité de l'air.

Éléments de conclusions

Malgré la difficulté de dissocier les impacts d'une seule mesure, il a été possible d'identifier des études analysant des mesures de réduction du trafic qui ont réussi à infléchir les choix modaux et l'utilisation des différents modes de transport en milieu urbain.

Chaque étude de cas présentée a mis en évidence les données empiriques ou modélisées relatives à l'incidence de chaque mesure sur la demande de mobilité en termes de nombre de déplacements, de véhicules.kilomètres, de modification de la répartition modale, voire des émissions associées.

Estimer l'impact d'une mesure de réduction du trafic sur les concentrations atmosphériques, s'avère une tâche encore plus complexe. Ceci est dû au fait que la qualité de l'air est fonction de l'intensité (et caractérisation) du trafic, de la quantité de polluants émise dans une atmosphère réactive, de la configuration des rues et des formes urbaines, mais aussi du mouvement de l'air dans ce même bassin, des conditions météorologiques, etc. De ce fait, les résultats montrés dans la présente revue doivent être interprétés avec prudence.

- D'une manière générale, les études de cas portant sur la piétonnisation (Ljubljana, Bruxelles et Édimbourg), sur le partage de l'espace public avec des modes doux (Vienne, Copenhague, Nuremberg, Oxford, Région de Bruxelles-Capitale), sur la gestion du stationnement en ville (Munich et Vienne) et sur les aménagements de voiries visant à dissuader l'utilisateur (Oxford), ont montré des réductions du trafic automobile, voire des réductions en termes d'émissions polluantes associées et de concentrations de polluants dans l'air (quand les résultats étaient disponibles).
 - A Ljubljana, l'utilisation de la voiture en centre-ville est passé de 47 % à 19 %, entre 2003 et 2013. La moyenne mensuelle de concentrations de NO₂ entre la période de 2006 à 2019 a connu une réduction comprise entre 41 et 46 %. Les concentrations de PM₁₀ ont connu quant à elles une diminution d'approximativement 40 % sur la même période. L'aménagement sur l'avenue Slovenska a provoqué une diminution de BC de 72 % après fermeture. La concentration locale de BC sur les rues environnantes n'a pas augmenté,

- o même si le trafic s'y est intensifié.
 - o La zone piétonne à Bruxelles a permis de diminuer significativement la contribution locale des concentrations du BC en heures de pointe du matin (56 %) et en heures de pointe du soir (79 %).
 - o Les rues scolaires piétonnisées à Édimbourg ont permis de réduire le trafic motorisé de 2 259 véhicules par jour, ainsi que de réduire les émissions de 1 631 g/km de NOx dans la zone d'étude.
 - o Les principaux résultats de la mesure de piétonnisation et d'espace partagé à Vienne se regroupent en deux parties. En premier lieu, le trafic motorisé a connu une diminution de 13 509 véhicules (valeurs de 7 heures/jour). En second lieu, les émissions de particules (PM), NOx et Benzène ont respectivement vu leurs émissions diminuer de 15 %, 14 % et 18 %.
 - o Le réseau d'autoroutes cyclables dans la région de la capitale du Danemark a permis d'éviter (en 2018) 145 521 véhicules.kilomètres en voiture par jour et 191 984 véh.km en Transport Public. En 2045, le réseau d'autoroutes cyclables, induira 6 millions de déplacements à vélo et pourra éviter jusqu'à 1 million de déplacements en voiture par an, ayant comme conséquence une nette diminution d'émissions de CO₂ et de NOx (respectivement 1500 tonnes et 2500 kg).
 - o Après un an de la mise en œuvre de la piétonnisation à Nuremberg, le trafic au centre-ville a été réduit jusqu'à 25 %, et l'augmentation du trafic dans les rues adjacentes s'est avérée très limitée, en supposant l'effet d'évaporation d'une partie du trafic. Concernant les impacts sur les concentrations de polluants, les oxydes d'azote ont diminué d'environ 35 % et les particules d'environ 17 %.
 - o La piétonnisation à Oxford a permis de réduire le trafic jusqu'à 23 % dans le centre-ville. De plus, les concentrations des particules (PM) ont diminué de 25 %, tout comme les niveaux de monoxyde de carbone (réduction jusqu'à 75 %) et de dioxyde d'azote (NO₂).
 - o Les résultats de la suppression du viaduc Hermann-Debroux à l'entrée de Bruxelles révèlent une réduction de 5 000 déplacements en voiture par jour (en matinée). Cette réduction correspond à une diminution du nombre déplacements en voiture de 1,9 % et de 0,5 %, pour le trafic entrant et sortant respectivement. Cela correspond à une diminution de 1,7 % véh.km (trafic entrant à la ville) et de 0,7 % véh.km (trafic sortant de la ville).
 - o La relocalisation et la suppression de places de parking à Munich occasionne une réduction de l'ordre de 144 000 déplacements en voiture dans l'ensemble de la zone urbaine en 24 heures, ainsi qu'une diminution de 1,3 points de la part de la longueur du réseau routier dépassant le seuil de 40 µg/m³ de NO₂.
 - o Les principaux résultats de la modification du tarif du stationnement à Vienne sont divisés en quatre catégories. Au niveau du trafic motorisé, une réduction de 6,7 % a été observée concernant le nombre de véhicules.km/jour, ainsi qu'une diminution de 1,1 point pour l'utilisation de la voiture. Les émissions journalières de NOx et de PM₁₀ ont respectivement été réduites de 6 et 8 %. Les concentrations en NO₂, quant à elles, ont diminué de l'ordre de 1 à 2 µg/m³. Enfin, le CO₂ a diminué de 8 %.
 - o Les impacts du réaménagement du rond-point de la Plaine à Oxford montrent une réduction de 3,5 % concernant les déplacements journaliers de véhicules motorisés, contrasté par une augmentation de l'activité cycliste de 6,4 %. De plus, sur la période 2014-2016 (avant et après le réaménagement), une diminution de concentration de NO₂ entre 6,2 et 12,5 % a été observée selon les stations.
- Par ailleurs, la revue a permis de montrer que les mesures de réduction de la congestion et de fluidification du trafic, notamment par la création des voies de circulation supplémentaires, vont toujours générer une nouvelle demande, appelée demande induite. Le phénomène de demande induite a été démontré grâce aux exemples de Londres, Manchester et l'étude sur les 545 grandes zones urbaines (LUZ) dans l'ensemble des pays qui appartiennent à l'Union européenne (UE28). Ces exemples montrent que la construction de nouvelles voies, provoque des augmentations de trafic.
 - o Le réaménagement de l'avenue Thames à Londres vers une chaussée à deux voies a fait augmenter de 3 µg.m⁻³ les concentrations locales de PM₁₀, ainsi qu'une augmentation entre 3 et 6,5 µg.m⁻³ de NO₂.
 - o L'augmentation de l'infrastructure routière « M60 Manchester Motorway Box » a occasionné 4 % de report modal vers la voiture, 11,8 % d'augmentation du nombre de déplacements pendulaires et 13,8 % d'augmentation concernant les autres types de déplacements, ainsi qu'une augmentation de 13 et de 10 % concernant respectivement les véh.km des déplacements pendulaires, ou autres.
 - o L'étude réalisée sur les 545 grandes zones urbaines en Europe montre des éléments que

confirment « la loi fondamentale de la congestion routière »⁷⁷. Les principaux résultats suggèrent que la construction de routes a provoqué un accroissement proportionnel du trafic. Par conséquent, l'augmentation de capacité n'a pas permis de réduire la congestion de trafic. Les résultats de l'analyse des émissions polluantes (NO_x, PM₁₀ et SO₂) en fonction de l'offre d'infrastructure routière montrent l'effet causal de l'offre d'infrastructure sur les émissions polluantes. En conclusion, l'augmentation du réseau routier de 10 % provoque une augmentation de la pollution atmosphérique de 1 %, ce qui représente un impact important.

- Les études de cas ne sont pas comparables, donc on ne peut pas dégager de tendances. Mais, on a constaté que le trafic s'adapte à l'offre d'infrastructure routière. Lorsqu'une voie de circulation est fermée, des réductions de trafic sont observées sur l'ensemble du territoire concerné. En revanche, lorsqu'on augmente la capacité routière, cela amène plus de trafic au point de retrouver le niveau de la situation de référence (état initial). En effet, il a été démontré que l'effet bénéfique d'une augmentation de la capacité routière n'est que temporaire. Par conséquent, l'accroissement des capacités routières ne pourrait être qu'une solution temporaire et ne permet pas de réduire durablement le trafic. Cela signifie que l'accroissement des capacités ne peut résoudre la congestion de trafic et n'est pas une solution en soit⁷⁸.
- Par ailleurs, le phénomène de demande induite serait aussi valable pour les autres modes de transport (e.g. report modal VP vers vélo dans le cas de nouvelles pistes cyclables à Copenhague).
- Finalement, les modélisations réalisées dans le cadre d'études sur la gestion de stationnement (Munich et Vienne) ont montré, que la modification de l'offre et tarif de stationnement va toujours dissuader l'usage de l'automobile en ville.

⁷⁷ La « loi fondamentale de la congestion routière » suggère que l'augmentation de la capacité ne fait qu'accroître l'utilisation des véhicules, la congestion de trafic retrouvant ainsi son niveau initial. L'équilibrage entre l'offre et la demande explique le fait que les voies atteignent les niveaux de congestion pré-expansion après la construction de nouvelles voies.

⁷⁸ A dire d'expert, l'accroissement des capacités pourrait être prise parallèlement avec d'autres solutions, notamment le renouvellement progressif du parc de véhicules par des véhicules propres, qui doit s'accompagner d'une politique de report modal.

5. VOLET 3 : Analyse critique des méthodes d'évaluation d'impacts et mise en perspective des impacts recensés au regard de la qualité de l'air en milieu urbain en France

Dans cette partie, une analyse critique des méthodologies des différents types d'aménagements qui visent à diminuer le trafic routier en milieu urbain est effectuée. Cette étude de cas résulte de l'étude bibliographique réalisée dans le volet 2 (chapitre 4). L'objectif de chaque aménagement est d'améliorer la qualité de l'air. Il est rappelé dans un premier temps, la réglementation européenne des seuils de concentrations des polluants dans l'atmosphère (*Tableau 8*) et les dates de changement dans la norme Euro (*Tableau 9*) pour les émissions du trafic routier. Ces normes européennes définissent des seuils d'émissions pour plusieurs polluants émis par les véhicules. Elles ont donc un impact sur les concentrations de polluants. Dans un deuxième temps, les descriptions de chaque aménagement des villes sélectionnées et leur impact sur le trafic sont décrits. Dans un troisième temps, l'analyse critique est développée selon les 4 critères retenus dans la méthodologie, à savoir :

- les liens entre les mesures prises et la qualité de l'air,
- l'impact sur d'autres polluants,
- l'impact à différentes échelles,
- la transposabilité de l'aménagement à une ville en France.

La réglementation européenne.

Polluants	Valeurs limites	Seuil d'alerte
Dioxyde d'azote (NO ₂)	Moyenne annuelle : 40 µg/m ³ . Moyenne horaire : 200 µg/m ³ à ne pas dépasser plus de 18 heures par an.	400 µg/m ³ en moyenne horaire sur 3 heures consécutives.
Dioxyde de soufre (SO ₂)	Moyenne journalière : 125 µg/m ³ à ne pas dépasser plus de 3 jours par an.	500 µg/m ³ en moyenne horaire sur 3 heures consécutives.
Monoxyde de carbone (CO)	Moyenne sur 8 heures : 10 000 µg/m ³ .	
Benzène (C ₆ H ₆)	Moyenne annuelle : 5 µg/m ³ .	
Plomb (Pb)	Moyenne annuelle : 0,5 µg/m ³ .	
Particules fines à 2,5 µm (PM _{2,5})	Moyenne annuelle : 25 µg/m ³ depuis 01/01/15.	
Particules fines de diamètre inférieur à 10 µm (PM ₁₀)	Moyenne annuelle : 40 µg/m ³ . Moyenne journalière : 50 µg/m ³ à ne pas dépasser plus de 35 jours par an.	
Polluant	Seuil d'information	Seuil d'alerte
Ozone (O ₃)	Moyenne horaire : 180 µg/m ³	240 µg/m ³ sur 1 heure pour une protection sanitaire de la population

Tableau 8 : Valeurs limites des polluants réglementés selon plusieurs directives dont la 2008/50/CE

Les réglementations européennes dite « norme Euro » ont permis de réduire de manière générale les émissions de polluants de véhicules en Europe. Le tableau suivant montre les dates auxquelles les valeurs limites d'émissions de polluants ont été réduites de manière significative pour les véhicules. L'exemple des seuils sur les oxydes d'azote montre une réduction théorique autour de 50% entre 2001 et 2006.

Les normes Euro

Norme	Date	Emission NOx (mg/km) Véhicules légers		Emission NOx (mg/km) Poids lourds, bus et cars (g/kW/h)
		Essence	Diesel	
Euro 1/I	1993	-	-	9
Euro 2/II	1997	-	-	7
Euro 3/III	2001	150	500	5
Euro 4/IV	2006	80	250	3.5
Euro 5/V	2011/2013	60	180	2
Euro 6/VI	2015/2021	60	80	0.4

Tableau 9 : Emissions de NOx selon les normes Euro et date d'application.

Le renouvellement du parc automobile avec le temps entraîne une baisse des émissions de polluants à l'échappement grâce aux normes Euro et aux améliorations technologiques. Cette baisse des émissions concerne surtout les NOx et le carbone suie⁷⁹. En Île-de-France, un renouvellement du parc automobile sur une dizaine d'années⁸⁰ entre 2014 et 2024, entraîne une baisse des émissions de NOx et de carbone suie d'environ 60 %, une baisse des concentrations de NO₂ et de carbone suie de 30 % à 40 % et une baisse des concentrations de particules d'environ 5 %.

COVNM

L'augmentation des véhicules diesel, l'introduction de pot catalytique, la limitation des émissions par évaporation des véhicules essence ont permis de réduire les émissions de COVNM depuis 1990.

NOx

La diminution de la concentration du dioxyde d'azote est liée au renouvellement du parc routier. Les nouveaux véhicules suivent la réglementation de la norme Euro. En particulier, la norme Euro VI impose une réduction de 80 % de NOx par rapport à la norme Euro V pour les véhicules de type poids lourds (voir **Tableau 9**).

La diminution de la concentration du dioxyde d'azote est liée aussi aux améliorations technologiques. Par exemple, le pot catalytique est imposé dès 2003 à partir de la norme Euro 3 pour les véhicules diesel.

CO

L'augmentation des véhicules diesel et l'introduction des pots catalytiques pour les véhicules essence, ont permis de réduire les émissions de CO.

SO₂

L'oxyde de soufre a diminué grâce à la désulfuration du carburant depuis 1990. Il est négligeable dans le secteur routier. Il est présent dans le carburant. La teneur en masse du soufre dans le carburant est passée de 0,05 % en 1997 à 0,001 % en 2009. Le SO₂ est négligeable depuis 2009 (seuil 10 ppm pour l'essence et pour le gazole pour l'Europe).

Benzène

La teneur en volume de benzène dans l'essence est passée de 5 % à 1 % depuis 2000 pour l'Europe. Le gazole n'en contient pas.

Plomb

L'essence plombée est interdite depuis 2000 pour l'Europe. Il peut cependant subsister des traces.

Les réglementations européennes des seuils de concentrations de polluants et l'évolution des normes sur les véhicules routiers ont permis de diminuer les émissions de polluants atmosphériques. Des aménagements ont été mis en place dans des villes européennes afin de réduire la part du trafic routier en milieu urbain et ont été développés dans le volet 2. Ces différents aménagements sont décrits brièvement par la suite.

⁷⁹ Citepa, juin 2020. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France –Format Secten

⁸⁰ Andre M., Sartelet K., Moukhtar S., Andre J.M. and Redaelli M., 2020. Diesel, petrol or electric vehicles: What choices to improve urban air quality in the Ile-de-France region? A simulation of platform and case study. Atmospheric Environment, volume 241.

La piétonnisation

L'objectif de la piétonnisation est d'améliorer la qualité de l'air en réduisant le trafic routier localement. Les différentes villes étudiées pour lesquelles une piétonnisation a été mise en place sont les suivantes :

- Bruxelles, Belgique (cf. section 4.1.2) :

La circulation routière est réduite localement. L'impact local sur la qualité de l'air est estimé en mesurant le niveau de carbone suie (BC) avant et après la mise en place de l'axe piéton en 2015. L'impact sur le volume de trafic des voies environnantes n'a pas été estimé.

- Edimbourg, Royaume-Uni (cf. section 4.1.3) :

L'action est de réduire le nombre de véhicules dans les rues scolaires pour réduire le volume du trafic ainsi que les vitesses des véhicules entre juin 2015 et juin 2016. Le nombre de voitures circulant aux abords des écoles a été réduit. Il a été constaté une augmentation du trafic dans les rues avoisinantes. Néanmoins, le nombre de véhicules en plus est plus faible que le nombre de véhicules qui circulaient dans les rues scolaires. L'objectif de diminuer le nombre de véhicules a été atteint.

- Vienne, Autriche (cf. section 4.2.1) :

L'aménagement à Vienne est de re-piétonniser et de mettre en place un espace partagé sur une avenue entre 2013 et 2015. Un comptage des véhicules a été effectué avant et après la mise en place de ces mesures. Une réduction de 13 509 véhicules, soit 4,1 % des véhicules, a été constatée aux heures de pointe.

- Nuremberg, Allemagne (cf. section 4.2.3) :

L'aménagement à Nuremberg est la piétonnisation d'une place au centre-ville qui a permis de supprimer 10 000 déplacements en voiture en 1989.

- Oxford, Royaume-Uni (cf. section 4.2.4) :

L'aménagement à Oxford est la piétonnisation de rues au centre-ville en 1999-2000. Il a été constaté une baisse de 20 % du trafic de véhicules motorisés en centre-ville et une augmentation de l'usage de transport public de 14 % à Oxford.

- Ljubljana, Slovénie (cf. section 4.1.1) :

Ljubljana est située dans un bassin. La pollution de l'air est maximale en période hivernale, à cause entre autres d'une inversion thermique de la température de l'air qui fait stagner la pollution et des émissions notamment liées au chauffage. Entre 2006 et 2015, la ville de Ljubljana a piétonnisé environ 100 000 m² ce qui représente une trentaine de rues.

Gestion du stationnement

Les deux aménagements présentés dans la revue bibliographique sont des études basées sur des modèles de trafic (facteur d'émission, concentration, trafic routier).

- Munich, Allemagne (cf. section 4.3.1) :

Cette étude est basée sur une modélisation d'un scénario de gestion du stationnement. Le scénario donne l'ensemble des actions à entreprendre pour réduire le nombre de véhicules motorisés en recherche de stationnement et pour limiter les déplacements en zone urbaine. Ce scénario réduit le nombre de places de stationnement (5 000) dans le centre-ville de Munich.

- Vienne, Autriche (cf. section 4.3.2) :

Cette étude est basée sur la modélisation de scénarios dans la gestion des places de stationnement dans la ville de Vienne dans le but de réduire les déplacements des véhicules motorisés liée à la recherche d'un stationnement. Les différents scénarios diffèrent au niveau de la limitation de la zone et des tarifs.

Autres aménagements urbains

- Région de la capitale du Danemark et de ses municipalités (cf. section 4.2.2) :

L'aménagement projeté est d'étendre les autoroutes cyclables, de passer de 167 km en 2019 à plus de 750 km en 2045.

- Londres, Royaume-Uni (cf. section 4.4.1) :

L'aménagement principal est la création de voies de circulations supplémentaires dans le but de réduire la congestion du trafic routier. L'impact de cette action est une augmentation du trafic routier jusqu'à 50 % en plus en heure de pointe.

- Oxford, Royaume-Uni (cf. section 4.5.1) :

L'action principale est l'aménagement d'un rond-point en 2015 afin de sécuriser les piétons et de rendre plus attractif les voies cyclables. L'impact sur le trafic routier a permis de réduire plus de 700 déplacements de véhicules par jour (soit 3,5 %).

5.1. Liens entre les mesures prises et la qualité de l'air

L'analyse entre les mesures prises et la qualité de l'air est plus pertinente si on prend en compte les concentrations et les émissions de polluants. Pour rappel, les émissions concernent les polluants directement émis par les véhicules ou par d'autres sources de pollution (polluants primaires) tandis que la concentration est la mesure de la quantité de polluants dans l'atmosphère par unité de volume. Certains polluants comme l'ozone ne sont pas émis (ils sont secondaires), d'autres comme le dioxyde d'azote (NO₂) sont émis et aussi formés dans l'atmosphère (ils sont primaires et secondaires).

5.1.1. La piétonnisation

Impact sur les émissions

A **Edimbourg**, l'aménagement visant à réduire le volume du trafic et les vitesses des véhicules dans les rues scolaires a permis de réduire les émissions de NOx. Cette étude est basée sur un outil calculant les émissions sur la base du nombre de voitures. D'après la revue bibliographique du volet 2, les niveaux de NOx ont été réduits de 1 631 grammes par kilomètre dans la zone d'étude.

A **Vienne**, l'impact de la piétonnisation a permis de diminuer les émissions jusqu'à 15 % des particules, 14 % des oxydes d'azote NOx et jusqu'à 18 % du benzène. Cette baisse est due à la baisse des émissions de polluants issues du transport routier suite à la réduction du trafic motorisé.

Impact sur les concentrations

A **Bruxelles**, l'aménagement a permis de réduire la concentration du carbone suie. Les concentrations de carbone suie mesurées dans le centre de Bruxelles sont décomposées en deux contributions principales :

- la contribution urbaine de fond (soit la concentration de BC loin des sources des émissions)
- la contribution locale due principalement aux émissions de BC du trafic routier

La mise place de la zone piétonne a permis une diminution locale des concentrations de carbone suie de 56 % lors du pic matinal et une diminution de 79 % pour le soir. Pour les concentrations totales (contribution locale et contribution de fond), la diminution de carbone suie est de 35 % le matin et de 55 % le soir. C'est donc un impact local significatif. Pour rappel, le carbone suie est un indicateur des émissions du trafic routier. Il est principalement émis par le trafic routier et est considéré chimiquement inerte dans l'atmosphère

A **Nuremberg**, la réduction de 4,9 % de déplacements motorisés et la fermeture de routes ont permis une réduction des concentrations des différents polluants entre 1983 et 1989, à savoir :

- -29,5 % pour le monoxyde d'azote NO
- -39 % pour le dioxyde d'azote NO₂
- -35,2 % pour les oxydes d'azote NOx
- -15 % pour le dioxyde de soufre SO₂
- -16,8 % pour les particules PM (Particule Matter)
- -12,4 % pour le monoxyde de carbone CO
- -0,4 % pour le plomb Pb

Certaines informations manquent pour une analyse plus complète de cette étude qui est maintenant ancienne :

- La méthodologie du comptage de voitures n'est pas indiquée (observation ou modélisation)
- Il n'y a pas d'information sur la répartition modale (part de la marche à pied, vélos, proportion de véhicules diesel, etc.).

Le même aménagement aujourd'hui n'aurait plus le même impact sur certains polluants car les réglementations européennes sur les seuils de polluants ont évolué ainsi que les normes sur les émissions des véhicules (Norme Euro du **Tableau 9**). Par exemple, depuis 2009, le seuil de soufre est de 10 ppm (particules par million) pour les véhicules essence comme pour les véhicules diesel. La désulfuration des carburants depuis 1990 a permis de réduire les émissions de dioxyde de soufre. Les émissions de SO₂ par le trafic routier sont maintenant négligeables. Depuis l'année 2000, le plomb est interdit dans les carburants et depuis l'année 2015 la norme Euro 6 s'est durcie pour les émissions de NOx.

A **Oxford**, l'aménagement de la voirie a eu un impact sur les concentrations. Les mesures de concentrations de polluants sont issues de plus de 40 sites de mesures. Une comparaison des concentrations a été réalisée 3 semaines avant et 3 semaines après la fermeture de ces routes. Il y a une diminution jusqu'à 25 % des particules, une réduction jusqu'à 75 % du CO dans certaines rues et une diminution globale du NO₂ sur la plupart des sites.

A **Ljubljana**, la piétonnisation de plusieurs rues du centre-ville a un impact sur les **concentrations** comme l'indique le tableau ci-dessous. Entre 2006 et 2019, une baisse des concentrations de polluants est observée au centre-ville de l'ordre de 40 % pour le NO₂ et les PM₁₀ et de l'ordre de 50 % pour le SO₂.

Polluant mesuré à Ljubljana OMS (centre-ville)	2006	2019	Evolution 2006/2019
SO ₂ moyenne annuelle (µg/m ³)	10	4,7	-53 %
NO ₂ moyenne annuelle (µg/m ³)	72,1	44,8	-38 %
PM ₁₀ moyenne annuelle (µg/m ³)	52,4	34,4	-34 %
PM ₁₀ Nombre de jours > 50 µg/m ³ par an	155	37	-76 %

Tableau 10 : Evolution de la concentration moyenne annuelle du SO₂, NO₂, PM₁₀ à la station de mesure du centre-ville de Ljubljana en 2006 et 2019, d'après les tableaux de mesures issus de la revue bibliographique.

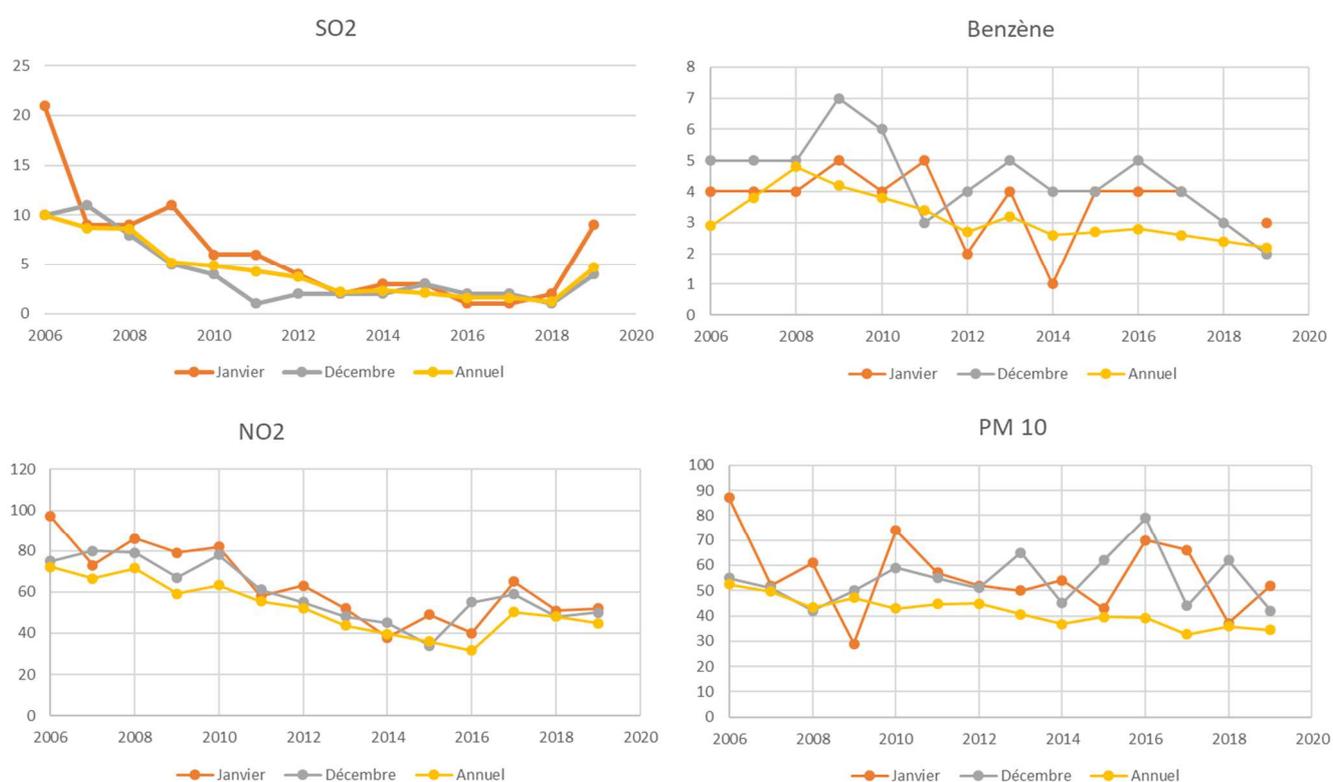


Figure 15 : Concentration en µg/m³ des différents polluants de la station en Centre-ville de Ljubljana. Graphique réalisé à partir des tableaux de concentrations issus de la revue bibliographique. Traitement : Cerea

La

Figure 15 et la Figure 16 concernent respectivement les stations situées en centre-ville et au nord de la ville. Ces figures montrent la concentration en µg/m³ pour deux mois d'hiver et la moyenne annuelle entre 2006 et 2019. Les différents polluants sont les suivants : le SO₂, le benzène, le NO₂, les NO_x et les particules PM₁₀.et PM_{2.5}.

La Figure 16 montre une augmentation des concentrations hivernales, notamment pour les particules PM₁₀.et PM_{2.5} et pour les NO_x pour un hiver en particulier (décembre 2016 et janvier 2017).

Il est intéressant de connaître le nombre de jours de dépassement (fourni par la revue bibliographique : tableaux de concentrations à Ljubljana en annexe du volet 2) et de voir le lien avec les mois de fortes concentrations pour les PM₁₀ :

- Pour la station située au centre-ville, en 2006, il est noté 155 jours de dépassement de la valeur de la concentration réglementaire de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM_{10} . Le mois qui enregistre le plus de dépassement est le mois de janvier, avec une valeur mensuelle de $87 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et une valeur moyenne annuelle de $52,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2006. Suite à la mise en place progressive de la piétonnisation dès 2006, le nombre de jours de dépassement annuel diminue. Il est de 100 jours en 2008 (valeur mensuelle de $61 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en janvier 2008). En 2018, le nombre de jours de dépassement est réduit à 51 jours. Le mois de décembre enregistre la concentration moyenne mensuelle la plus élevée ($62 \mu\text{g}/\text{m}^3$).
- Pour la station située au nord de la ville en milieu urbain, le nombre de jours de dépassement de la concentration de PM_{10} passe de 51 jours en 2006 à 28 jours en 2018. La valeur moyenne mensuelle de la concentration est passée de $68 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le mois de janvier qui enregistre les concentrations les plus élevées.

Le nombre de jours de dépassement de la concentration de PM_{10} diminue fortement au centre-ville dès la mise en place de la piétonnisation. En revanche, la diminution est moins marquée à la station située au nord de la ville en milieu urbain. L'impact sur la qualité de l'air est moins flagrant au niveau de la concentration moyenne mensuelle sur le mois de janvier, qui reste le mois le plus pollué. Il n'y a pas de linéarité entre la diminution du nombre de jours de dépassements et les valeurs de concentration en moyenne mensuelle des PM_{10} , qui restent élevées. Après 2010, les jours de dépassement correspondent essentiellement aux mois de janvier, février et décembre. Les PM_{10} proviennent également d'autres sources d'émissions que celles issues du trafic routier, comme le secteur résidentiel et tertiaire qui émet davantage de PM_{10} les mois d'hiver en raison du chauffage.



Figure 16 : Concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des différents polluants de la station au Nord de la ville. Graphique réalisé à partir des tableaux de concentrations issus de la revue bibliographique. Traitement : Cerea

Sur la Figure 16 (nord de la ville), le dioxyde de soufre SO_2 augmente fortement en décembre 2015, et sur

la

Figure 15 (centre-ville), la tendance du SO₂ est d'être en augmentation en 2019. Il y a probablement une source autre que celle du trafic routier.

Le **Tableau 11** montre l'évolution de la proportion PM₁₀.et PM_{2.5} (moyenne annuelle) et le **Tableau 12** montre l'évolution de la proportion PM₁₀.et PM_{2.5} pour le mois le plus pollué de l'année (janvier) pour la station au nord de la ville.

Année	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
PM ₁₀ /PM _{2.5}	1,23	1,31	1,25	1,63	1,35	1,25	1,23
Année	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
PM ₁₀ /PM _{2.5}	1,21	1,24	1,27	1,10	1,23	1,42	1,33

Tableau 11 : Evolution du rapport annuel PM₁₀/PM_{2.5} à la station nord de Ljubljana entre 2006 et 2019.

Année	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
PM ₁₀ /PM _{2.5}	0,96	1,00	1,15	1,32	1,10	1,18	1,25
Année	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
PM ₁₀ /PM _{2.5}	1,15	1,29	1,21	1,02	1,13	1,22	1,24

Tableau 12 : Evolution du rapport PM₁₀/PM_{2.5} pour les mois de janvier à la station nord de Ljubljana entre 2006 et 2019.

La valeur du rapport des concentrations des PM₁₀ / PM_{2.5} est comprise entre 1,1 et 1,6. annuellement puis entre 1 et 1,3 pour le mois de janvier qui correspond au mois de l'hiver le plus pollué. Comme les particules de diamètre compris entre 2,5 et 10 µm correspondent plutôt à des particules primaires, tandis que les particules PM_{2.5} sont plutôt des indicateurs de polluants secondaires, ce rapport donne un indice sur la portion de particules secondaires. Plus le rapport est élevé, plus la part de polluants primaires est élevée, et inversement.

En 2009, le rapport est le plus élevé, indiquant que la part des PM_{2.5} est plus faible qu'en moyenne. Cela correspond à de faibles concentrations de particules secondaires (**Figure 16**). En 2016, inversement le rapport est l'un des plus faibles indiquant que la part des PM_{2.5} est plus élevée que la moyenne. Il y a donc en 2016 de fortes concentrations de particules secondaires, avec une proportion plus importante de secondaires qu'en moyenne. Cela est dû au phénomène météorologique décrit en annexe 3.1 du volet 3, où la stagnation des polluants favorise la formation de polluants secondaires. Cet exemple illustre la nécessité de limiter la formation des précurseurs des particules secondaires pour éviter une augmentation de polluants secondaires lors des épisodes de pollution aux particules.

La situation météorologique à Ljubljana favorise la stagnation des polluants entre décembre 2016 et janvier 2017. Cette stagnation est probablement accentuée par le fait que la ville se situe dans un bassin, où les inversions de température pendant les périodes hivernales en temps clairs sont fréquentes et prononcées. Les particules se combinent avec l'air pollué sous une couche d'inversion (couche d'air atmosphérique dont la température augmente avec l'altitude). Cette couche d'inversion qui bloque les polluants et l'humidité se forme souvent en présence d'un anticyclone. Cette stabilité de l'atmosphère favorise la formation de polluants secondaires et contribue à l'accumulation des concentrations des polluants secondaires comme de leurs précurseurs.

A **Ljubljana**, l'évolution de la part du transport routier parmi les autres secteurs et l'évolution du carbone suie sont des indicateurs permettant **d'évaluer qualitativement les émissions** de polluants liés au trafic. En centre-ville, où la mesure de piétonnisation a été prise, on note, entre 2003 et 2013, que la part des véhicules motorisés a diminué de 47 % à 19 %. En zone urbaine, la part du véhicule motorisé a diminué de 58 % à 38 %.

- **Pour les NOx** : on peut estimer une baisse des émissions liée à la diminution du trafic routier au centre-ville et en zone urbaine.
- **Pour le benzène** : la diminution des émissions est liée à la diminution du trafic routier. Le benzène provient principalement des émissions à l'échappement, des émanations du carburant principalement de l'essence sans plomb (jusqu'à 1 % en volume) des voitures et des stations-

services. Les autres sources sont les industries et laboratoires utilisant le benzène comme solvant. Depuis 2000 (correspondant à une directive européenne 2002/69CE limitant la quantité de benzène dans l'atmosphère), on observe une diminution du taux de benzène dans les essences. La concentration de benzène a diminué aussi à cause de la diésélisation du parc et des évolutions technologiques.

- **Pour les particules** : baisse des émissions de PM₁₀ et PM_{2,5} dues à la baisse du trafic routier et des améliorations technologiques (mise en place des filtres à particules obligatoires à partir de 2011 respectant les normes Euro). A Ljubljana, les PM₁₀ en 2012 étaient émis par le chauffage au bois (29 %), les particules secondaires (28 %), par le transport (24 %), par la re-suspension des particules (16 %) et le reste provenant de source indéfini (3 %).
- **Pour le carbone suie (BC)** : l'impact de la piétonnisation avenue Slovenska génère une réduction de 70 % de la concentration de fond. L'évolution des émissions de BC liée au trafic routier est donc en baisse.
- **Pour le SO₂** : la concentration est plutôt en augmentation en 2019 en centre-ville. Le SO₂ peut provenir d'autres secteurs (résidentiel, industriel) et comme il peut être transporté à plus grande échelle, il peut provenir d'une pollution plus lointaine.

Polluant Ljubljana (centre-ville)	Evolution concentration 2006/2019	Evolution du trafic au centre-ville	Evolution des émissions du trafic routier	Causes de l'amélioration de la qualité de l'air
SO ₂	-53 %	Baisse de 28 % (2003-2013) Avenue Slovenska : Réduction du nombre de véhicules 21 000 à 1 600 (bus et taxis)		Amélioration technologique + Réduction du trafic
NO ₂	-38 %			
PM ₁₀	-34 %			
Black carbon	-70 %			
Benzène	-24 %			

Tableau 13 : Evolution des concentrations et analyse qualitative sur les émissions au centre-ville de Ljubljana.

A Ljubljana, les diminutions des concentrations de carbone suie sont beaucoup plus importantes que celles de NO₂. Dans l'étude réalisée par l'ANSES⁴ sur la France et l'Île-de-France un renouvellement du parc automobile selon différents scénarios mène à des baisses de concentrations de NO₂ et de carbone suie proportionnellement similaires. Ici, on observe que la baisse des concentrations de carbone suie due à la piétonnisation est proportionnellement beaucoup plus importante que la baisse des concentrations de NO₂. Dans l'étude de l'ANSES, seules les émissions à l'échappement étaient modifiées, tandis que la piétonnisation entraîne une baisse des émissions à l'échappement et hors échappement. Ceci suggère que le carbone suie n'est pas seulement émis par les émissions trafic due à la combustion à l'échappement, mais qu'il est également en grande partie émis par des sources hors échappement (usure des freins et des pneus, abrasion de la route et poussière de route remise en suspension), comme suggéré par plusieurs études^{81,82,83}. Ainsi, le renouvellement du parc automobile pourrait ne pas être une mesure suffisante pour réduire les concentrations de carbone suie en zone urbaine de manière efficace.

La baisse des concentrations des particules est plus basse que la baisse des concentrations du carbone suie, car les particules sont formées de plusieurs composés primaires, dont les émissions n'ont pas été réduites par la baisse du trafic routier, et des composés secondaires.

Le tableau suivant résume l'impact que peut avoir une piétonnisation sur l'évolution des émissions et des

⁸¹ Park, I., Kim, H., and Lee, S.: Characteristics of tire wear particles generated in a laboratory simulation of tire/road contact conditions, *J. Aero. Sci.*, 124, 30–40, <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2018.07.005>, 2018

⁸² Boulter, P.: A review of emission factors and models for road vehicle non-exhaust particulate matter, Tech. rep., TRL Limited, Wokingham, UK.(TRL Report PPR065), 2005.

⁸³ Luhana, L., Sokhi, R., Warner, L., Mao, H., Boulter, P., McCrae, I., Wright, J., and Osborn, D.: Measurement of non-exhaust particulate matter. Characterisation of exhaust particulate emissions from road vehicles (PARTICULATES). Deliverable, Tech. rep., https://ec.europa.eu/transport/road_safety/sites/roadsafety/files/pdf/projects_sources/particulates_d8.pdf, 2004.

concentrations.

Polluant	Impact de la mesure sur le trafic	Evolution des émissions	Evolution concentration	Causes de l'amélioration de la qualité de l'air
NO ₂	Réduction De 17% à 32%		Entre [-38% : -46%]	diminution du trafic + Amélioration technologique
PM ₁₀ et PM _{2.5}			Jusqu'à -34% et -44%	
Black Carbon			Jusqu'à -70%	
CO			Jusqu'à -75%	

Tableau 14 : Tableau récapitulatif de l'impact d'une piétonnisation.

Traitement CEREAs.

5.1.2. Gestion du stationnement

A **Munich**, la modélisation montre une réduction du nombre de déplacements des véhicules motorisés ayant un impact sur les concentrations de NO₂. Cependant, la valeur limite réglementaire de NO₂ (40 µg/m³ en moyenne annuelle) est dépassée sur certaine portion de routes. L'analyse bibliographique est complétée avec le Plan air pur pour la ville de Munich⁸⁴, qui montre la situation de Munich au regard de la concentration en NO₂.

La concentration moyenne annuelle du NO₂ en µg/m³ sur différents sites de mesures à Munich sont données en annexe 3.3 du volet 3. Pour les deux sites proches de la circulation urbaine (stations dites « trafic »), la concentration moyenne annuelle de NO₂ dépasse la valeur moyenne annuelle réglementaire de 40 µg/m³. La valeur limite est respectée sur les sites de fond urbain, ainsi que pour les sites des stations de fond périurbaines. Depuis 2010, les valeurs moyennes annuelles de NO₂ des deux sites de mesures « trafic » diminuent mais pas assez pour respecter la réglementation européenne malgré la mise en place de différentes mesures comme l'interdiction du passage des poids lourds en 2007 et l'introduction d'une zone verte environnementale entre 2008 et 2012⁸⁴. En 2018, la valeur limite annuelle de 40 µg/m³ pour le NO₂ est toujours dépassée dans certaines rues de la couronne centrale et de la couronne périphérique de Munich. Des concentrations de plus de 50 µg/m³ pour le NO₂ sont observées au niveau de la couronne périphérique.

Il apparait donc que la gestion du stationnement ne sera pas suffisante pour respecter les normes européennes dans ce cas.

Entre 2010 et 2018, les concentrations de dioxyde d'azote ont diminué car les normes Euro 5 et Euro 6 sont entrées en vigueur. Elles ont durci la réglementation des émissions de NOx des nouveaux véhicules motorisés. De même, les émissions de particules ont diminué suite à la mise en place obligatoire des filtres à particules sur les véhicules à partir de 2011.

A **Vienne**, le scénario retenu a permis de montrer une réduction du trafic motorisé, notamment une réduction de 3,5% de la part de la voiture par rapport au scénario de référence. Il est noté dans la revue bibliographique issue du volet 2, un impact sur les émissions (-6 % de NOx, -8 % PM₁₀, -7 % de CO₂) et une réduction de concentrations de 1 à 2 µg/m³ de NO₂ sur la zone urbaine soit une réduction de 5 % à 8 %. Donc localement, pour ce cas d'étude issu d'une modélisation, il est observé que la baisse des concentrations en NO₂ est équivalente à la baisse des émissions.

Le tableau suivant résume l'impact que peut avoir une meilleure gestion du stationnement en ville sur l'évolution des émissions et des concentrations.

⁸⁴ Plan air pur pour la ville de Munich. Luftreinhalteplan für die Stadt München, Fortschreibung Oktober 2019 : <https://www.regierung.oberbayern.bayern.de/haben/umwelt/allgemein/luftreinhalte/02716/>

Polluant	Impact de la mesure sur le trafic	Evolution des émissions	Evolution concentration	Causes de l'amélioration de la qualité de l'air
NO ₂	Réduction De 1% à 6%	Jusqu'à -6%	Entre -5% et -8%	baisse du nombre de déplacements de voitures
PM ₁₀		Jusqu'à -8%	NC	
CO ₂		Jusqu'à -7%	NC	

Tableau 15 : Tableau récapitulatif pour les 2 cas de modélisation de la gestion du stationnement.

Traitement CEREAs

5.1.3. Autres aménagements urbains

Dans la région de la capitale du **Danemark** et de ses municipalités, l'aménagement projeté est d'étendre les autoroutes cyclables, de passer de 167 km en 2019 à plus de 750 km en 2045. L'impact sur la qualité de l'air est la réduction des émissions de NOx et de particules PM₁₀. D'après la revue bibliographique issue du volet 2, il est estimé en 2045 une réduction de 1 million de déplacements de véhicules motorisés qui conduirait à une baisse des émissions de 1 500 tonnes de CO₂ et de 2 500 kg de NOx.

Avec la création d'une voirie dans le but de réduire la congestion du trafic routier, il est observé à **Londres** une augmentation des concentrations des PM₁₀ et du NO₂ et par conséquent des émissions de ces polluants.

A **Oxford**, l'aménagement d'un rond-point a permis de réduire localement les concentrations. Dans la revue bibliographique, il est noté entre 2012 et 2019 une réduction des concentrations de NO₂ entre 33 % et 38 % selon les stations de mesures. Il est difficile d'affirmer que ces réductions sont à imputer uniquement à l'aménagement de ce rond-point. En effet, d'autres facteurs interviennent :

- Des actions concernant les politiques de transport et de mobilité ont été menées de façon simultanée,
- Une évolution technologique des véhicules
- Un renouvellement du parc de véhicules motorisés avec les nouvelles normes Euro (notamment la norme Euro 6/VI où les NOx ont divisé par 2 pour les voitures diesel et par 5 pour les poids lourds par rapport à la norme Euro 5/V).

Liens entre les mesures pour modifier le trafic routier et la qualité de l'air

Dans la plupart des aménagements réalisés qui visent à améliorer la qualité de l'air en réduisant le trafic routier en milieu urbain, il est constaté une amélioration locale de la qualité de l'air. Dans la majeure partie de ces études, cette amélioration se traduit par une réduction des concentrations en dioxyde d'azote (NO₂), du benzène, du dioxyde de soufre (SO₂), des particules (PM₁₀ et PM_{2,5}) et du carbone suie (BC).

Les émissions de polluants primaires sont localement proches de sa source et ont une influence importante sur les concentrations. Les différentes stratégies de réduction de trafic routier réduisent les émissions de polluants à l'échelle locale. Cette réduction des émissions a un effet direct sur la qualité de l'air. En revanche, l'impact sur la qualité de l'air sera beaucoup moins marqué pour des concentrations de fond urbain. En effet, il n'y a pas de linéarité entre les concentrations de fond urbain et les émissions du trafic routier. Une diminution locale d'un polluant sur la qualité de l'air ne permet pas d'améliorer largement et durablement la qualité de l'air du fond urbain.

Dans plusieurs études, on remarque que les concentrations de carbone suie diminuent plus rapidement que celles des NO_x, alors que ces diminutions devraient être équivalentes si on considère uniquement les émissions à l'échappement du trafic. En fait, **le carbone suie n'est pas seulement émis par les émissions à l'échappement (due à la combustion du gazole) des véhicules, mais il est également émis en grande partie par les émissions hors échappement (provenant de l'usure des freins et des pneus, de l'abrasion de la route et de la remise en suspension des particules)**. Ainsi des aménagements tels que la piétonisation sont très efficaces pour réduire les fortes concentrations de carbone suie observées localement.

Certaines conditions permettent d'expliquer qu'un aménagement ait ou non un impact sur les émissions/concentrations de polluants. Certaines situations météorologiques peuvent provoquer une stagnation de polluants. On note que la formation des polluants secondaires est plus importante pendant ces périodes de stagnation, suggérant la nécessité de réglementer les précurseurs des particules secondaires pour limiter les fortes concentrations liées à des épisodes de pollution lors de condition favorable notamment lors de stagnation de la pollution

Limitations

L'environnement physique joue également un rôle sur les effets d'un aménagement qui n'auront pas les mêmes impacts sur une ville côtière ou sur une ville située dans un bassin. Avec l'évolution réglementaire sur la qualité de l'air et l'amélioration technologique des véhicules motorisés, certains aménagements n'auront pas la même efficacité que les aménagements qui ont été pris avant les années 2000 et 2010. De plus, Il est difficile d'affirmer que ces réductions sont à imputer au seul aménagement réalisé à un instant t , sans tenir compte de l'évolution technologique et du renouvellement du parc de véhicules motorisés.

Recommandations

Lors de la mise en place d'une mesure locale visant à modifier le trafic routier, il est nécessaire d'associer des stations de mesures (le long du trafic, en milieu urbain et périurbain) afin d'obtenir un suivi de traceur de la pollution tel que le carbone suie et d'autres polluants (NO₂, benzène, particules, etc.) qu'ils soient réglementés ou non.

5.2. Impact sur d'autres polluants

Les études bibliographiques précédentes ont donné les impacts des aménagements sur certains polluants de la qualité de l'air. Il est probable que d'autres polluants (non étudiés dans la bibliographie) soient aussi impactés par les aménagements. Une liste d'actions pour mieux qualifier cet impact sur la qualité de l'air sera proposée si nécessaire.

5.2.1. Etude de la piétonnisation

Le carbone suie est un bon traceur et indicateur de plusieurs polluants, notamment du dioxyde d'azote NO₂, du monoxyde de carbone CO, du benzène et d'autres polluants qui sont émis par le transport routier. D'après le rapport sur la mise en place de la zone piétonne dans le centre de Bruxelles⁸⁵, il est supposé que la concentration locale des polluants émis par le transport routier ait diminué de façon équivalente. En revanche, l'impact sur les concentrations totales sera moins marqué, la contribution de fond étant plus importante.

Dans les cas où une piétonnisation est mise en place suivie d'une réduction du trafic routier, il est constaté une baisse des **concentrations locales** de NO₂, du monoxyde de carbone (CO), des particules (PM) et de carbone suie. D'autres polluants non mesurés ou non réglementés émis par le secteur des transports peuvent être rajoutés :

- Le benzène (1 % en volume pour l'essence sans plomb)
- Le SO₂ (négligeable en 2020 pour la partie trafic, 0.001 % en masse pour le gazole)
- Des polluants secondaires : ozone (O₃)
- Des polluants secondaires régissant la formation des polluants secondaires comme l'acide sulfurique (H₂SO₄), l'acide nitrique (HNO₃) ou les composés organiques semi volatils
- Les métaux lourds (plomb, cuivre, zinc)
- Les gaz à effet de serre GES
- Les POP (polluants organiques persistants)
- Les particules ultrafines et les concentrations en nombre de particules.

Il faut cependant noter que pour les polluants secondaires, tels que l'ozone, l'acide sulfurique, l'acide nitrique, etc., la diminution du trafic routier n'entraîne pas nécessairement une baisse des concentrations. Cependant, les concentrations de particules PM_{2.5} baissent dans les cas étudiés précédemment (par exemple au nord de la ville de Ljubljana), probablement grâce à la diminution du carbone suie et des composés organiques du trafic routier. Les baisses observées pour le carbone suie et les PM sont proportionnellement plus importantes que celles simulées par les modèles de qualité de l'air simulant un renouvellement du parc automobile, probablement grâce à la diminution des émissions hors échappement.

Il y a peu d'étude qui mentionne les **émissions** de polluants hormis celle d'Edimbourg et de Vienne. On peut qualitativement mentionner que localement lorsqu'une route est fermée ou qu'il y a une réduction du nombre de véhicules motorisés, il a un impact sur les émissions à l'échappement (dont les NOx, PM, COV), ainsi que les émissions hors échappement qui sont encore mal quantifiées.

Composés organiques volatils COV :

Généralement, l'analyse est limitée par le manque de données sur les COV et la répartition des types de véhicules motorisés. On ne connaît pas les parts des véhicules essence et diesel ni la part des deux-roues essence qui sont de grands émetteurs de COV. Cependant, les COV étant émis par de nombreux secteurs hors trafic routier, il est probable que les émissions de COV sont proportionnellement moins réduites que celles de NOx, augmentant la formation d'ozone et de polluants secondaires en zones très urbanisées. La piétonnisation peut entraîner une modification du rapport COV/NOx.

Ozone

L'ozone n'est pas directement émis mais produit chimiquement dans l'atmosphère. L'oxydation photochimique des composés organiques volatils (COV) en présence d'oxydes d'azote (NOx) est une

⁸⁵ Beaujean, F., et al., 2016, Laboratoire Qualité de l'air Division qualité de l'environnement et gestion de la nature, « *Evaluation de l'impact de la nouvelle zone piétonnière dans le centre de Bruxelles sur le bruit et la qualité de l'air* ».

source majeure d’ozone, aussi bien aux échelles locales et régionales que globales. Parmi les facteurs conditionnant la production d’ozone, la quantité de NOx du milieu considéré joue un rôle important.

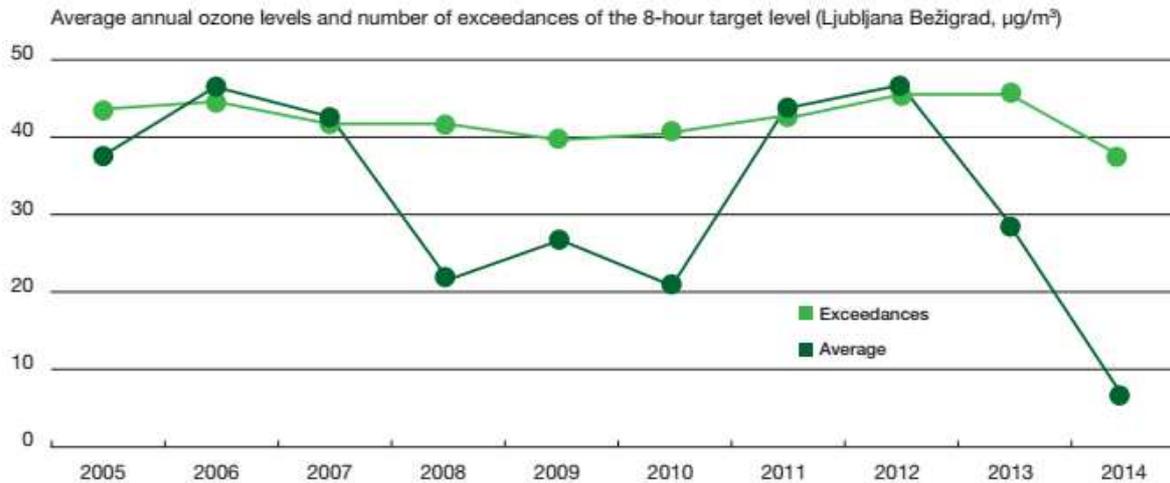


Figure 17 : Concentration d’ozone en moyenne annuelle à Ljubljana et nombre de dépassements annuels du niveau sur 8h86.

A **Ljubljana**, la concentration d’ozone n’a pas baissé entre 2005 et 2013. En 2014, la concentration d’ozone semble amorcer une baisse qui pourrait provenir d’une situation météorologique avantagée. La complexité des régimes chimiques et le rapport de concentrations COV/NOx régissent la formation de l’ozone et ont une forte dépendance à l’environnement. Dans un milieu urbain, ce rapport est plutôt faible. Une diminution des NOx entraîne une augmentation de l’ozone, tandis qu’une diminution de COV entraîne une baisse de l’ozone. Dans les cas de piétonnisation, les émissions de NOx baissent plus rapidement que celles des COV entraînant une non-diminution des concentrations d’ozone. Pour être efficace sur l’ozone, les mesures de piétonnisation doivent être accompagnées d’une diminution des émissions de COV (des autres secteurs).

5.2.2. Gestion du stationnement

Dans les deux études avec la gestion du stationnement entraînant une réduction du nombre de déplacements, il est constaté :

- Une baisse des concentrations locales des oxydes d’azotes, notamment à **Munich** avec la réduction de la part du réseau routier dépassant la valeur limite en moyenne annuelle de 40 µg/m³. A Vienne, il est constaté une baisse de 1 à 2 µg/m³ de NO₂. A cette liste, pour une analyse plus complète il faudrait mesurer la concentration d’autres polluants non mesurés ou non réglementés émis par le secteur des transports routiers :
 - le carbone suie
 - les particules PM₁₀, PM_{2.5} et PM₁, et les particules ultrafines (PUF) PM_{0.1}
 - des polluants secondaires : ozone, l’acide sulfurique (H₂SO₄), l’acide nitrique (HNO₃)
 - les métaux lourds (plomb, cuivre, zinc),
 - les GES,
 - les POPs (polluants organiques persistants).

La modélisation à **Vienne** indique une réduction des émissions de l’ordre de 6 % pour le NOx et de 8 % pour les PM₁₀ ainsi que 7 % du CO₂. On peut qualitativement mentionner que localement lorsqu’il y a une réduction du nombre de déplacements de véhicules motorisés liés à la recherche d’une place de parking, il y a un impact sur les émissions à l’échappement (dont les NOx, PM, COV, métaux lourds) et hors échappement (BC, PM).

⁸⁶ Zala Strojini Božič et al.2015. ENVIRONMENT in the City of Ljubljana: European green capital 2016. Ljubljana: City of Ljubljana, City Administration, Department for Environmental Protection.

5.2.3. Les polluants issus du trafic routier

Les émissions du transport sont issues d'une part de la combustion mais aussi de l'évaporation de l'essence et des abrasions (freins, pneus, route). Les émissions sont distinguées par type d'énergie utilisée (diesel, essence, GPL, GNV, électrique, etc.).

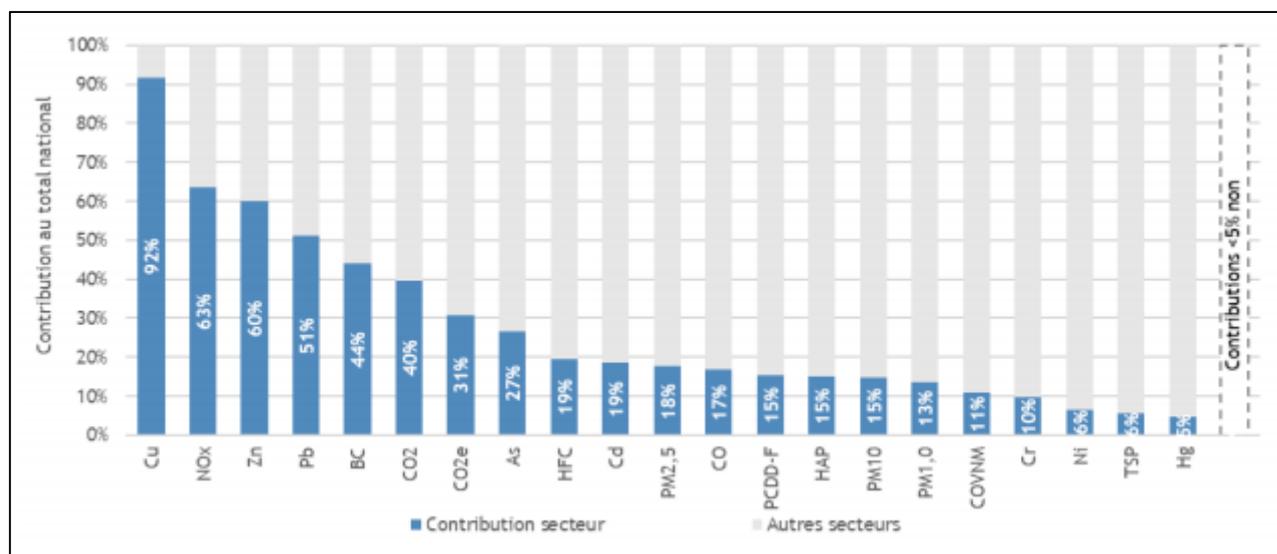


Figure 18 : principales substances émises par le transport en France en 2018 contribuant à la hauteur de 5 % aux émissions. Source [Citepa76]

La **Figure 18** montre les principales substances pour lesquelles le secteur des transports (transport routier et autres transports) contribue pour plus de 5 % aux émissions totales de la France pour l'année 2018.

Principaux polluants primaires et secondaires issus du trafic routier

Les études de cas de la revue bibliographique ont mis en avant certains polluants primaires issus du trafic routier comme le NOx, le carbone suie et les particules (PM₁₀ et PM_{2,5}).

Les autres polluants primaires qui sont susceptibles d'être impactés par les aménagements qui visent à réduire le trafic routier sont les suivants :

- Les métaux (cuivre, zinc, plomb, chrome, nickel),
- Les particules en suspension (TSP), PM_{1,0}, PUF
- Les composés organiques volatils (COV) (proportionnellement de manière moins importante que NOx et NO₂),
- Les gaz à effet de serre : CO₂, hydrofluorocarbures (HFC),
- Les polluants organiques persistants (POP) : hydrocarbure aromatique polycyclique (HAP), dioxines et furanes (PCDD/F).

Ainsi que les polluants secondaires :

- L'ozone (O₃),
- Le dioxyde d'azote (NO₂)
- Les composés organiques semi volatils, l'acide sulfurique (H₂SO₄), l'acide nitrique (HNO₃)

La baisse du volume de trafic n'engendre pas nécessairement de baisse des concentrations d'ozone en zone urbaine. Pour que l'ozone diminue, il faudrait que les émissions de COV hors trafic soient aussi diminuées, et que la diminution des émissions de COV soit proportionnellement plus importante que la diminution des émissions de NOx. Diminuer les concentrations d'ozone est important car l'ozone peut être considéré comme un indicateur des concentrations en oxydant et donc de la formation des aérosols secondaires.

5.3. Impact aux différentes échelles

L'analyse critique menée dans cette partie est d'évaluer les actions à différentes échelles (microscopique et macroscopique). La mise en œuvre de politiques publiques environnementales sont source de complexité sur l'analyse de la qualité de l'air par les transformations chimiques non-linéaires qui ont lieu à différentes échelles spatiales (échelle de la rue, d'une ville, milieu urbain ou à l'échelle régionale) et temporelles.

5.3.1. La piétonnisation

Pour les cas d'études des villes de Bruxelles, Oxford, Vienne, les aménagements effectués sont à l'échelle d'une rue ou d'une avenue. L'impact à différentes échelles, telle que celle d'un quartier du centre-ville comme l'étude de cas sur la ville de **Ljubljana**, aura un impact sur les émissions de polluants à l'échelle locale ainsi que sur les concentrations locales. Toutes les mesures de piétonnisation ont montré une amélioration de la qualité de l'air **localement**. Pour le dioxyde d'azote, NO₂, il a été constaté une réduction de la concentration locale entre -14 % et -39 % à l'échelle de la rue et de -28 % à l'échelle du quartier. Dans le cas d'étude de la mise en place d'une zone de piétonnisation à **Ljubljana**, la zone d'étude recouvre plusieurs rues dont une avenue principale. On se trouve donc à l'échelle de la rue pour l'avenue Slovenska et à l'échelle d'un quartier pour les 30 rues qui ont été piétonnisées.

L'étude de l'impact à différentes échelles pour le cas de Ljubljana se base sur un article de Vintar Mally⁸⁷ publié en 2015 sur les variations spatiales des concentrations du dioxyde d'azote durant l'été 2013 et l'hiver 2014 dans différentes zones urbaines. Trois types d'espaces urbains ont été identifiés :

- milieu urbain: pour le suivi de la concentration moyenne de la pollution atmosphérique dit « de fond » dans les centres urbains
- espace ouvert le long des routes : pour le suivi de la concentration de la pollution atmosphérique émise par le trafic routier
- rue canyon : pour le suivi de la concentration de la pollution atmosphérique dans des rues moins ventilées et qui comportent un risque d'accumulation de la pollution

Les localisations des différents points de mesure sont présentées sur les figures de l'annexe 3.2 du volet 3. Leur niveau de pollution au NO₂ a été mesuré à l'aide d'échantillonneurs. Ces mesures expérimentales ont été réalisées lorsque la piétonnisation du centre-ville a déjà été mise en place avec notamment l'avenue Slovenska. Le tableau suivant résume et compare les concentrations moyennes mesurées dans les différents types d'espace à Ljubljana.

Type d'espace urbain	Concentrations en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [Min / Max / Moyenne]		Concentrations en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Dans la zone piétonne	
	été	hiver	été	hiver
Fond urbain	[15 / 31 / 23]	[23 / 45 / 35]	7 points de mesure < à 30	5 points de mesure < à 40 2 points de mesure < à 45
Le long des routes	[29 / 67 / 46]	[37 / 81 / 56]	1 point de mesure < à 20 1 point de mesure < à 50	1 point de mesure < à 20 1 point de mesure < à 40
Rue canyon	[38 / 72 / 52]	[45 / 67 / 57]	2 points de mesure entre 20 et 39	2 points de mesure entre 41 et 50

Tableau 16: Variations spatiales des concentrations du NO₂ à Ljubljana durant l'été 2013 et l'hiver 2014

Pour les points de mesure de fond urbain, en période estivale, la réglementation en concentration de NO₂ est respectée en dehors et dans la zone piétonne. En revanche, pour la période hivernale, une dizaine de stations de mesure dépassent la valeur limite en moyenne annuelle de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, dont deux stations situées dans la zone piétonne. Ainsi les concentrations de fond urbain dans la zone piétonne ne semblent pas afficher des concentrations plus basses que celles qui sont en dehors de la zone piétonne. Cependant,

⁸⁷ Vintar Mally, K., Ogrin, M. 2015. Spatial variations in nitrogen dioxide concentrations in urban Ljubljana, Slovenia. Moravian Geographical Reports, 23(3): 27–35. DOI: 10.1515/mgr-2015-0015.

on peut émettre plusieurs hypothèses qui permettent d'expliquer ce dépassement des concentrations de fond urbain à l'intérieur de la zone piétonne : l'influence du transport de polluant vers la zone piétonne, l'accès aux livraisons dans certaines rues, capteur en limite de la zone piétonne, etc. La zone piétonne peut ne pas avoir un impact significatif sur les concentrations de fond du NO₂.

Pour les points de mesure placés le long d'axe routier, les valeurs de concentrations de dioxyde d'azote sur l'ensemble des stations sont plus élevées, en dehors de la zone piétonne que dans la zone piétonne, avec un maximum de 67 µg/m³ en été et de 81 µg/m³ en hiver. Pendant la période estivale, la concentration moyenne de dioxyde d'azote proche des axes routiers (46 µg/m³) était le double de la concentration moyenne du fond urbain (23 µg/m³). Dans ce type d'espace urbain, la pollution de l'air dépend du nombre et du type de véhicules et de leur vitesse. Seulement deux stations de mesure sont proches de la zone piétonne, dont le niveau de concentration en moyenne est plus faible que les stations situées à distance de la zone piétonne.

Pour les points de mesure placés dans des rues canyons, le niveau de concentration sur l'ensemble de ces rues est le plus élevé en moyenne à la fois sur la période hivernale et estivale que les stations de fond urbain et le long des routes. Seulement deux stations « rues canyons » sont situées dans la zone piétonne. En été, dans la zone piétonne, ces deux points de mesures ont en moyenne le niveau le plus faible comparé aux autres stations « rues canyons » situées en dehors de la piétonnisation. En hiver, toutes les stations de mesure « rues canyons » dépassent la valeur limite de 40 µg/m³. Néanmoins, les stations « rues canyons » dans la zone piétonne n'atteignent pas les valeurs de concentrations maximales. Il est important de noter que la piétonnisation ne suffit pas dans ce type d'espace urbain à atteindre les valeurs réglementaires de la qualité de l'air. L'hypothèse la plus probable pour expliquer ces valeurs élevées de pollution est la situation géographique de la ville de Ljubljana, située dans une « cuvette », et la configuration de ces rues favoriserait la stagnation des polluants et la formation de polluants secondaires (NO₂, aérosols, etc.).

De manière plus générale, la qualité de l'air proche des axes routiers dépend fortement du volume du trafic. Dans une rue canyon, l'air est plus pollué que celui du fond urbain ainsi que pour les espaces ouverts le long des routes. Une piétonnisation va permettre de diminuer localement les concentrations de polluants tel que le dioxyde d'azote, mais cette baisse n'est pas forcément visible sur les concentrations de fond urbain, notamment à l'échelle de la ville. L'impact est mitigé pour les rues canyon, la valeur moyenne annuelle limite de concentration de NO₂ de ces rues situées dans la zone piétonne est respectée en été mais en dépassement l'hiver. On peut donc souligner **l'importance de l'environnement et de la configuration des rues sur la qualité de l'air.**

Echelle de la rue

La plupart des mesures de piétonnisation sont prises à l'échelle de la rue. La typologie de la rue est un des critères à prendre en compte lors de la mise en place d'un aménagement : largeur de la rue, rue canyons (hauteur des bâtiments versus largeur de la rue), intersection de rue, bordée d'arbres ou non, le long d'un cours d'eau, etc. Une action mise en place selon une typologie de la rue aura un impact plus ou moins important sur la qualité de l'air. Par exemple, les rues canyons favorisent la stagnation des polluants. Donc la réduction ou suppression du trafic routier dans les rues canyon aura un impact plus important sur les polluants issus du trafic routier que dans une rue ventilée. On peut dire que la piétonnisation est utile à l'échelle de la rue. Elle permet de réduire efficacement les émissions et concentrations de polluants tels que carbone suie et les dioxydes d'azote à l'échelle locale. Elle n'a cependant pas ou peu d'impact sur les concentrations de fond urbain. Néanmoins, la piétonnisation peut entraîner une augmentation des concentrations de polluants secondaires tel que l'ozone.

Echelle de la ville

A l'échelle de la ville, il peut être intéressant de mettre en place une piétonnisation. Plus un espace est piétonnisé plus il aura un impact local sur la qualité de l'air, mais cet impact sera moins visible sur les concentrations de pollution atmosphérique de fond. Cette action peut avoir un impact plus global mais il faut tenir compte de certains critères : la concentration de fond de la ville et ses caractéristiques (densité, superficie).

5.4. Transposabilité des résultats

Dans cette partie, la transposabilité des différentes actions prises en dehors de la France en tenant compte des fiches territoriales produites par le volet 1 est étudiée.

Dans ces fiches territoriales, plusieurs critères sont regardés afin d'évaluer et de guider les collectivités sur la mise en place d'un aménagement et son impact sur la qualité de l'air par rapport à une ville française. Ces critères sont les suivants :

- Le type de polluants émis par le transport routier
- Les zones d'étude en contentieux européen ou non avec un polluant réglementé
- La densité de population
- La répartition modale (part de la voiture, de la marche à pied, vélo, transport commun, etc.)
- La répartition du parc des véhicules particuliers

Selon le rapport de l'ACEA⁸⁸ (European Automobile Manufacturers Association), la répartition des véhicules par type de motorisation par rapport à la part totale de voitures particulières est donnée dans le tableau suivant :

2015 en %	Essence	Diesel	Electrique	Hybride	GPL	Autres
France	34.5	64.2	0.2	0.7	0.1	0.4
Allemagne	66.2	32.3	0.1	0.3	1.2	0.02
Slovénie	55.0	44.1	0.0	0.0	0.1	0.8
Autriche	42.5	56.8	0.1	0.3	0.1	0.2
Belgique	38.5	60.7	0.1	0.1	0.2	0.4
Royaume-Uni	61.7	37.2	0.4	0.7	0.0	0.04

Tableau 17: Pourcentage de véhicules utilisés par type de carburant en 2015 pour différents pays.

Tableau réalisé d'après le rapport de l'ACEA.

Traitement : Cerea

D'après le **Tableau 17**, on observe que la répartition des véhicules par type de carburant peut être différente d'un pays à un autre, notamment pour la répartition essence versus diesel. Un aménagement effectué dans un pays qui a un impact positif sur la qualité de l'air ne pourrait pas avoir les mêmes résultats attendus que la même étude en France.

La répartition par type de motorisation en Belgique en 2015 est sensiblement la même que celle pour la France (64 % diesel vs 34 % essence) contrairement à l'Allemagne et le Royaume-Uni où la répartition est inversée entre essence et diesel. La répartition est moins contrastée en Slovénie (44 % diesel vs 55 % essence) et en Autriche (57 % diesel vs 42 % essence).

Lorsqu'une action vise à réduire le nombre de véhicules dans une rue, un centre-ville ou bien un quartier, on peut noter que qualitativement :

- pour un parc roulant dont la majorité des véhicules utilisent le diesel : l'impact sur les émissions sera plus important sur les polluants tels que le carbone suie, les dioxydes d'azote, les particules et les GES
- pour un parc roulant dont la majorité des véhicules utilisent l'essence : l'impact sur les émissions sera plus important sur les COV et le CO.

5.4.1. La piétonnisation

L'analyse du cas d'étude de la ville **d'Edimbourg**, sur les rues scolaires paraît difficile sur une ville en France. En effet, le manque de données sur l'impact de cet aménagement sur les polluants, sur la méthodologie et outils utilisés (boîte à outil, comptage des véhicules) et sur les aménagements qui concernent les rues scolaires rend l'analyse difficile. Il est nécessaire d'appliquer une réglementation spécifique sur la circulation pour chaque école. Dans ce cas d'étude, le projet concernait 9 écoles. Les

⁸⁸ ACEA report. Vehicles in use Europe 2017

résultats diffèrent d'une école à une autre selon les rues avoisinantes qui ont vu leur circulation motorisée restreinte.

Le cas d'étude de la ville de **Nuremberg** date de 1989. Des évolutions technologiques et réglementaires sur les véhicules motorisés ont eu lieu depuis 1990 comme l'évolution des normes Euro depuis 1993 et la mise en place des filtres à particules en 2011. Cela implique un niveau différent d'émissions de polluants provenant des véhicules de l'époque et un impact plus fort sur les polluants issus du trafic routier (carbone suie, NOx) et de polluants non mesurés tels que les particules ultrafines.

La ville de **Ljubljana** est un cas d'étude intéressant pour la transposabilité. Deux critères importants sont disponibles avant et après la mise en place de la piétonnisation : la répartition modale et la composition de la flotte des véhicules motorisés à l'échelle nationale.

Pour chaque pays, il est intéressant de regarder les inventaires des émissions issues de l'inventaire européen EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme). En l'Annexe 3.4 du volet 3, dans les tableaux d'émissions EMEP, il est fourni respectivement le niveau d'émissions nationales totales et du secteur du transport routier, en giga gramme (Gg), pour les polluants suivants : le carbone suie, COV, NO₂, PM₁₀ et PM_{2.5} pour les années 2010, 2015 et 2018. Il est indiqué également l'évolution de la part des émissions issues du secteur transport routier par rapport aux émissions nationales totales pour ces 3 années. Dans le tableau suivant sont extrait des inventaires EMEP, les émissions totales nationales et du transport routier de polluants (BC, NO₂, PM₁₀, PM_{2.5} et SOx en Gg) en Slovénie et en France pour l'année 2018. Le dioxyde d'azote provenant du transport routier représente en 2018 plus de 50 % des émissions totales en Slovénie et 44 % des émissions totales en France.

	2018 (Gg)	BC	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2.5}	SOx
Slovénie	Total National	1,96	33,9	13,3	10,8	4,8
	Transport Routier	0,36	15,9	1,15	0,8	0,03
	% TR/TN	18,1	46,9	8,6	7,4	0,6
France	Total National	24,9	749	215,7	134,3	135,8
	Transport Routier	9,9	421,3	27,5	20,6	0,8
	% TR/TN	40,9	56,2	12,7	15,3	0,6

Tableau 18 : Emission totale de polluants (NO₂, PM₁₀, PM_{2.5} et SOx) en Gg et émission du secteur transport routier et de l'industrie pour la Slovénie et la France en 2018.

Pour la transposabilité, la fiche territoriale de Grenoble-Alpes produite par le volet 1 est étudiée. Grenoble-Alpes et Ljubljana ont une densité de population semblable. L'analyse se base sur plusieurs indicateurs, dont la densité de population ainsi que la répartition modale des déplacements domicile travail. Le **Tableau 19** présente l'un des critères permettant d'évaluer la transposabilité : la répartition modale avant et après la mise en place de la piétonnisation à Ljubljana.

Répartition modale	Grenoble 2017	Ljubljana 2003	Ljubljana 2015
Voiture	59 %	58 %	38,2 %
Transport en commun	19 %	13 %	13,3 %
Marche à pied	11 %	19 %	37,5 %
Deux-roues motorisé	11 %	NC	NC
Vélo	NC	10 %	11-13 %

Tableau 19 : Répartition modale de la ville de Grenoble en 2017 et évolution de la répartition modale de la zone urbaine de Ljubljana entre 2003 et 2015.

La fiche territoriale de Grenoble-Alpes métropole indique, d'après le **Tableau 19**, que **la part de la voiture en 2017 est de 59 % et est équivalente à celle de Ljubljana en 2003**. Les différents aménagements réalisés par la ville de Ljubljana ont modifié la répartition modale dans la zone urbaine dont une baisse d'environ 20 % et de 28 % dans le centre-ville de la part des voitures. Une piétonnisation sur une ville française impliquant une réduction du trafic routier aura un impact sur les émissions à l'échappement et hors échappement.

L'évaluation de l'impact sur les émissions et sur les concentrations d'une piétonnisation à Grenoble Alpes métropole telle que mise en place à Ljubljana sera différente. Les parts des émissions de BC, NOx et PM issus du transport routier sont plus élevées en France qu'en Slovénie en 2018. Dans l'hypothèse où la répartition des véhicules par type de carburant à l'échelle nationale est la même pour la ville d'étude, les données du **Tableau 17** montrent que la part du véhicule particulier diesel en Slovénie est plus faible de l'ordre 20 %, et inversement plus élevée de 20 % pour l'essence, que la France en 2015. Les émissions locales de carbone suie, NOx et PM₁₀ seront d'autant plus réduites que le pourcentage de véhicules Diesel est plus élevé en France. Néanmoins, cette répartition entre véhicule diesel et essence est à l'échelle nationale et peut être bien différente d'une ville à une autre. Il est donc nécessaire de se rapprocher des collectivités locales afin de prendre connaissance de cette répartition. Les données manquantes pour l'analyse de la transposabilité sont les suivantes :

- La répartition des véhicules (thermiques diesel/essence, électrique) dans la ville d'étude
- La part modale des deux-roues motorisés à Ljubljana
- L'âge du parc roulant, en lien avec l'amélioration technologique des véhicules

Le fait de connaître la répartition des différents types de véhicules permet d'identifier au mieux sur quelles émissions de polluants va avoir l'impact d'une baisse du nombre de voitures.

Une transposabilité de l'aménagement de la même zone piétonne réalisé à Ljubljana sur une ville française entrainerait localement :

- Des Impacts sur les concentrations avec une réduction de carbone suie, des particules PM₁₀ et PM_{2,5}, du dioxyde d'azote NO₂. Cette baisse pouvant atteindre les 40 % sur le long terme,
- Des impacts sur les émissions (BC, NOx, PM₁₀)

Plus généralement, dans les différents cas d'études, la piétonnisation a permis :

- une réduction locale plus marquée des émissions de carbone suie que celles du dioxyde d'azote,
- une réduction locale des concentrations jusqu'à 70 % de carbone suie et jusqu'à 40 % de NO₂ peut être observée,
- la concentration des particules peut être réduite de 30 % avec une baisse non linéaire entre PM₁₀ et PM_{2,5}. Cette concentration dépend de facteur tel qu'une situation météorologique favorisant la formation de polluants secondaires (impact probable sur les concentrations de PM_{2,5}).

5.4.2. Gestion du stationnement

En comparaison avec la France, **l'Autriche** a une répartition plus équilibrée entre les véhicules thermiques essence et diesel, en revanche **l'Allemagne** à une répartition inversée entre les véhicules thermiques essence et diesel.

A **Munich**, en 2008, 37 % de la population utilise une voiture personnelle, 21 % prend les transports publics, 14 % se déplace à vélo et 28 % pratique la marche à pied. En incluant la zone suburbaine, 47 % de la population utilise une voiture personnelle, 15 % prend les transports publics, 13 % se déplace à vélo et 25 % marche à pied. Plusieurs données sont nécessaires afin de projeter la modélisation de la gestion du stationnement de Munich.

	Munich	Marseille	Métropole de Lyon
Densité (hab./km ²)	5 002 (2019)	3 588 (2017)	2 601 (2017)
Superficie (km ²)	310	241	538
Part de la voiture (%)	47 %	53 %	28 %
% Diesel (échelle nationale en 2015)	32,3 %	64,2 %	64,2 %
% Essence (échelle nationale en 2015)	66,2 %	34,5 %	34,5 %
Pollution	Dépassement NO ₂	Dépassement NO ₂ (2017)	Dépassement NO ₂ (2017)
Contribution du TR aux émissions de NOx	NC	46 % (en 2017)	60 % (en 2017)

Tableau 20 : Critères de comparaison pour la gestion du stationnement

TR : Transport routier

D'après le **Tableau 20**, la situation de départ diffère entre les 3 villes : Munich, Marseille et la Métropole de Lyon. Leur densité de population, leur superficie et leur part de la voiture dans la répartition modale des déplacements sont différentes. La répartition des véhicules par type de carburant est inversée entre l'Allemagne et la France. Elle peut être différente à l'échelle locale. Il est donc nécessaire d'être prudent dans l'analyse d'une mise en application de la gestion du stationnement telle que celle projetée à Munich. De plus à Munich, on ne peut pas quantifier la réduction de la part de véhicules motorisés car on ne connaît que le nombre de déplacements évités (144 000) sur un nombre total déplacements non renseigné. Les données manquantes suivantes compliquent l'analyse de la transposabilité :

- la répartition des véhicules (thermiques diesel/essence, électrique) dans la ville d'étude,
- le nombre de place de parking,
- la contribution aux émissions de NOx issus du TR est plus importante en 2018 en France (56 %) qu'en Allemagne (38,9 %) (Annexe 3.4 du volet 3).

De manière plus générale, il est difficile de mettre en regard sur une ville française les deux cas d'étude sur la gestion du stationnement en milieu urbain. L'impact sur la qualité de l'air va dépendre essentiellement de la réduction du nombre de véhicules sur un volume global. L'effet sur la pollution atmosphérique sera très localisé avec une baisse des émissions locales liées à l'échappement.

5.4.3. Autres cas d'étude

En 2015, à Oxford, l'aménagement d'un rond-point a permis de réduire de 3,5 % le nombre de voitures motorisés et d'augmenter de 6,4 % le nombre de vélos. Dans le **Tableau 21**, différents critères dont la densité de population, le taux de diésélisation ainsi que la contribution en NOx aux émissions du trafic routier (TR) sont comparés pour la ville d'Oxford et pour deux territoires français : l'Eurométropole de Strasbourg et Rennes métropole.

	Oxford	Eurométropole de Strasbourg	Rennes Métropole
Densité (hab./km ²)	3 501 (2019)	1 465 (2017)	712 (2017)
Superficie (km ²)	46	340	628
Part de la voiture (%)	NC	55 %	65 %
% Diesel (pays en 2015)	37,2 %	64,2 %	64,2 %
% Essence (pays en 2015)	61,7 %	34,5 %	34,5 %
Pollution	Dépassement NO ₂	Dépassement de NO ₂ en 2018 à proximité du TR	Respect des valeurs limites de NO ₂ en 2018
Contribution du TR aux émissions de NOx	68 % en 2015	58 % en 2020	69 % en 2019

Tableau 21 : Critères de comparaison d'un aménagement d'un rond-point

Plus généralement, la mise en place d'un aménagement tel que le rond-point d'Oxford, favorisant une meilleure circulation des vélos et une sécurisation des piétons, permettra de réduire la part modale de la voiture au mieux de 3,5 %. Cette action implique donc une réduction des émissions à l'échappement (BC, NO₂, PM, etc.) mais avec une intensité différente au regard d'une ville française. En conséquence, les différents points de vigilance qui sont à analyser pour la transposabilité de l'action sont les suivantes :

- pour une même contribution des émissions de NOx au trafic routier de l'ordre de 68 %, la ville d'Oxford est en dépassement avec la valeur réglementaire de NO₂ en 2015 alors que le territoire de Rennes respecte cette valeur limite en moyenne annuelle de 40 µg/m³ en 2018. L'impact d'une telle action sur la ville de Rennes sera donc moins visible que sur une autre ville française ayant des dépassements de concentration de NO₂,
- la répartition nationale de véhicules par type de carburant (Diesel versus essence) est différente entre la France et le Royaume-Uni,
- la part modale de la voiture et des vélos pour la ville d'Oxford n'est pas fournie,
- la contribution aux émissions de NOx issus du trafic routier est plus importante en 2018 en France (56 %) qu'en Allemagne (33 %) et le niveau d'émissions du BC est 2 fois plus élevé en France (40,9 %) qu'au Royaume-Uni (16,4 %) (Annexe 3.4 du volet 3).

Transposabilité

Pour évaluer la transposabilité, il est recommandé de regarder la situation de départ où l'action a été prise pour la comparer à la situation de la ville ou du territoire à laquelle l'aménagement visant à réduire le trafic routier sera pris.

Les différentes actions mises en place comme une piétonnisation, un nouvel aménagement urbain ou bien une nouvelle gestion du stationnement permet de réduire la part de la voiture en milieu urbain de quelques pourcentages voir plus de 20 %. Ceci implique une réduction des émissions locales de polluants liés au trafic routier réduisant localement de manière importante les concentrations de certains polluants primaires comme le carbone suie, ainsi que les concentrations de NOx. Mais l'impact sur la qualité de l'air en général sur l'ensemble des polluants dépend de l'environnement physique et chimique où l'action va être déployée et notamment des concentrations de fond.

Différents critères et points de vigilance sont à observer, tels que :

- Le niveau de concentration de fond du territoire
- Le niveau d'émissions de traceurs tels que le carbone suie et autres polluants (NO₂, PM, etc.)
- La répartition modale de la zone étudiée (part de la voiture, de la marche à pied, vélo et transport commun)
- La composition de la flotte de véhicules motorisés par type de carburant
- La densité de population et la superficie de la zone
- Les typologies de la rue
- Condition météorologique / situation géographique ou topologique particulière (relief)

Une action réduisant le trafic routier sur un territoire où la part du véhicule est faible par rapport aux autres modes de transport (transport en commun, vélo, marche à pied) aura un impact plus faible sur la qualité de l'air.

5.5. Principaux enseignements du volet 3 : Analyse critique des méthodes d'évaluation d'impacts et mise en perspective des impacts recensés au regard de la qualité de l'air en milieu urbain en France

Le travail minutieux et fourni des études de cas du volet 2 a permis de donner une base pour l'analyse des aménagements pour améliorer la qualité de l'air. Ce panorama a montré la difficulté d'isoler un aménagement de son impact sur la qualité de l'air en termes d'émission ou de concentration de polluants.

Dans la plupart des cas d'étude issus de la revue bibliographique, qui permettent de réduire le trafic routier en milieu urbain, il y a peu de cas d'impact permettant de quantifier une réduction du trafic routier avec les émissions de polluant. La majorité du panorama montre une évolution des concentrations soit avant et après la mise en place d'un aménagement, soit sur une plus longue période. Ces aménagements montrent une évolution à la baisse des polluants étudiés. Localement, la réduction de la concentration des polluants primaires est proportionnelle à la réduction des émissions de ces polluants. La diminution du trafic routier permet de réduire localement les émissions de polluants. La piétonnisation est un aménagement efficace pour réduire la pollution. Les concentrations de carbone suie diminuent plus rapidement que celles des NOx car elles proviennent des émissions à l'échappement et hors échappement (comme les particules). Cependant, une diminution locale d'un polluant sur la qualité de l'air ne permet pas d'améliorer la qualité de l'air du fond urbain de manière significative.

Les polluants documentés sont souvent limités aux concentrations de dioxydes d'azote et aux particules. Cependant, d'autres polluants primaires sont susceptibles d'être impactés par les aménagements, ainsi que des polluants secondaires. Certaines études manquent de données comme pour un polluant tel que le carbone suie qui est un bon traceur de la pollution induite par le transport routier et qui permet d'estimer l'impact d'une action sur la qualité de l'air. L'impact d'un aménagement sur la qualité de l'air peut être lié à l'environnement physique tel que la typologie des rues. Notamment, certaines typologies de rues, comme les rues canyons, favorisent la stagnation des polluants qui engendrent la formation de polluants secondaires. Il est nécessaire de limiter la formation des précurseurs des particules secondaires pour éviter une forte formation de polluants secondaires lors des épisodes de pollution aux particules.

Pour la transposabilité des résultats d'impact sur une ville française, les différentes actions mises en place comme une piétonnisation, un nouvel aménagement urbain ou bien une nouvelle gestion du stationnement permettent de réduire la part de la voiture en milieu urbain. Cependant l'impact d'une action va être plus ou moins efficace sur la qualité de l'air selon l'environnement physique et atmosphérique de la ville d'étude. Des points de vigilances sont à observer notamment au regard de la situation de départ qui peut être très différente selon plusieurs critères. Ces critères peuvent être portés par l'environnement comme le niveau de concentrations en polluant de fond du territoire, les conditions météorologiques et la situation géographique. D'autres critères liés à la répartition modale dont la part de la voiture dans les déplacements et la composition de la flotte automobile sont à prendre en compte. Ces différents critères ont un rôle sur l'intensité des actions mises en place pour réduire le trafic routier en milieu urbain et sur leurs impacts sur la qualité de l'air.

6. CONCLUSIONS GÉNÉRALES

L'ambition du projet est de proposer aux décideurs publics une liste d'actions qui réduisent le trafic automobile et par conséquent les émissions voire les concentrations de polluant et de GES. Cette liste d'actions est le résultat d'analyses bibliographiques et de données en France et en Europe. **L'une des limites de cette étude est qu'elle n'aborde pas les impacts en termes d'exposition de la population aux polluants atmosphériques, les coûts bénéfiques sanitaires et que d'autres aspects sociétaux et économiques (e.g. impacts macroéconomiques, attractivité des centres villes lorsque le tarif de stationnement augmente considérablement, etc.).**

Le premier volet de l'étude a consisté en la réalisation de portraits types d'agglomérations françaises, en termes d'émissions du trafic routier. Ils permettront aux décideurs publics de situer leur territoire dans le panel de territoires ayant mis en place des mesures de réduction du trafic routier analysées dans la deuxième et troisième partie de l'étude. Ils pourront ainsi faire le lien entre les impacts évalués sur ces territoires et les gains potentiels qui pourraient être engendrés par des mesures sur leur propre territoire. La deuxième partie a dressé un panorama européen des mesures locales visant à modifier le trafic routier en ville et leurs impacts sur le trafic routier et les réductions associées, en termes d'émissions et concentrations. Le troisième volet de l'étude a porté sur l'analyse des méthodologies d'évaluation d'impact sur le trafic routier et une mise en regard de la qualité de l'air observée dans les villes françaises.

Les principaux résultats du panorama européen sont listés ci-dessous. Il est important de rappeler la difficulté de dissocier les impacts à une mesure individuelle sur les émissions de polluants, de sorte que les impacts présentés ci-dessous peuvent dans certains cas être le résultat d'un ensemble d'actions complémentaires, et dans certains cas être influencés par la modernisation du parc automobile. Pour cette raison, le lecteur est invité à se reporter à l'annexe 2 de l'étude, qui décrit chaque mesure de manière exhaustive. Comme mentionné dans les conclusions du volet 2, estimer l'impact d'une mesure de réduction du trafic sur les concentrations atmosphériques, s'avère une tâche encore plus complexe. De ce fait, les résultats montrés dans la présente revue doivent être interprétés avec prudence.

Piétonnisation

- La ville de Ljubljana, qui comptait en 2012, 281 000 habitants et d'une superficie de 275 km² a mis en œuvre la piétonnisation dans le centre-ville. Cette mesure et les actions complémentaires citées dans l'Annexe du volet 2, ont considérablement amélioré la qualité de l'air dans cette ville. Dans le centre-ville, la moyenne mensuelle de concentrations de NO₂ a connu une réduction d'environ 44 % entre 2006 et 2019. Les concentrations de PM₁₀ ont connu quant à elles, une diminution d'approximativement 40 % sur la même période.
- Á Bruxelles, la piétonnisation a été mise en œuvre sur le boulevard Anspach. Cette ville, avec une population de 179 277 habitants (2018) et une superficie de 32,61 km², a eu des impacts positifs significatifs en termes d'amélioration de la qualité de l'air associés à cette mesure. Cette mesure a permis de diminuer significativement la contribution locale des concentrations de BC, le matin (-56 %) et le soir (-79 %). Les concentrations totales de BC ont été réduites de 35 à 55 % le matin et le soir respectivement.
- Á Édimbourg, la fermeture temporaire de la circulation des véhicules, dans le cadre des « rues scolaires », a été mise en place avec un énorme succès. Les résultats d'impacts constatés à Édimbourg, qui a une superficie de 259 km² et une population de 488 050 habitants (2016), montrent une réduction de 2 259 déplacements en voiture par jour, ainsi qu'une réduction des émissions de 1 631 g/km de NO_x dans la zone d'étude.

Partage de l'espace public avec des modes doux

- La mesure de piétonnisation et l'espace partagé a été mise en œuvre à Vienne en Autriche. Cette ville, d'une superficie de 414,89 km² et une population de 1 897 491 habitants (2019), a piétonnisé et mis en œuvre un espace partagé sur l'avenue Mariahilferstraße. Cette mesure a provoqué un effet positif significatif quant à l'amélioration de la qualité de l'air dans la zone. Le trafic motorisé a connu une diminution de 13 509 véhicules (valeurs de 7 heures/jour) grâce à cette mesure. Les émissions de particules (PM) et NO_x ont respectivement vu leurs émissions diminuer de 15 % et 14 %.
- Avec une population de 1 320 629 habitants (2019) et une superficie de 3 030 km², la Région de la capitale du Danemark a créé un réseau d'autoroutes cyclistes. En 2018, le réseau cyclable continu, maillé et de sécurité homogène, a attiré de nouveaux cyclistes, évitant ainsi 145 521 véhicules.kilomètres (véh.km) en voiture particulière par jour et 191 984 véh.km en Transport Public par jour. En 2045, le réseau permettra 6 millions de déplacements à vélo et

pourra éviter jusqu'à 1 million de déplacements en voiture par an, ayant comme conséquence une diminution de 1,500 kilotonnes d'émissions de CO₂ et 2,5 tonnes d'émissions de NO_x.

- La piétonnisation a été mise en œuvre dans le centre historique de la ville de Nuremberg qui comptait en 2006 une population de 511 628 habitants et une superficie de 186,38 km². La mesure a été mise en place par la fermeture à la circulation automobile à l'exception des transports en commun. Après un an, le trafic dans le centre-ville a été réduit jusqu'à 25 % et l'augmentation du trafic dans les rues adjacentes s'est avérée très limitée, en supposant l'effet d'évaporation d'une partie du trafic. A moyen terme, cela a permis de réduire les concentrations d'oxyde d'azote d'environ 35 % et des particules d'environ 17 % (dans une période de 6 ans). Il faut garder en mémoire qu'il s'agit d'une mesure appliquée à une période où les véhicules polluaient davantage que le parc actuel (2020).
- La ville d'Oxford, avec une population de 159 600 habitants (2015) et une superficie de 45,59 km² a piétonnisé le centre-ville. Cette mesure a permis une réduction entre 17 % et 23 % du trafic de véhicules dans cette zone. Les concentrations moyennes des PM dans la rue piétonne principale ont été réduites de 25 %. Les niveaux de monoxyde de carbone ont été réduits de 75 % dans une rue d'espace partagé. La majorité des sites de la ville a connu une réduction de niveaux de dioxyde d'azote (NO₂). Il faut garder en mémoire qu'il s'agit d'une mesure appliquée à une période où les véhicules polluaient davantage que le parc actuel (2020).
- La Région de Bruxelles-Capitale (RBC) a évalué la suppression de voies de circulation sur le Viaduc Herrmann-Debroux à l'entrée de Bruxelles. La RBC comptait en 2020, 1 223 520 d'habitants et une superficie de 161,38 km². La transformation du Viaduc provoquerait une réduction du nombre de déplacements de 5 000 véhicules sur l'axe étudié pendant l'heure de pointe du matin (HPM). Cela correspond à une diminution du nombre de déplacements pendant HPM de 1,9 % et de 0,5 % (trafic entrant et sortant) respectivement. En termes de véh.km, cela correspond à une diminution de 1,7 % véh.km (trafic entrant à la ville) et de 0,7 % véh.km (trafic sortant).

Stationnement en ville

- Avec une population de 1 552 762 habitants (2019) et une superficie de 310,43 km², la ville de Munich, a analysé les impacts potentiels de la relocalisation et suppression des places de stationnement. Ces mesures provoqueraient une réduction de 144 000 déplacements en voiture/jour dans l'ensemble de la zone urbaine. Cela a une incidence directe sur les émissions polluantes. La réduction de trafic mentionnée, entraîne une diminution de 1,3 % de la part de la longueur du réseau routier dépassant le seuil réglementaire de moyenne annuelle de NO₂ de 40 µg/m³.
- La ville de Vienne en Autriche, a étudié l'impact de la modification du tarif du stationnement sur le trafic. Cette mesure conduirait une diminution de 1,1 % de l'utilisation de la voiture. Cela correspond à une réduction de 6,7 % du trafic en termes de véh.km/jour. Ces réductions de trafic se traduisent en diminutions de 6 et 8 % des émissions journalières de NO_x et de PM₁₀ respectivement. Les résultats sur les concentrations de NO₂, montrent des réductions jusqu'à 2 µg/m³ dans toute la ville, soit une réduction jusqu'à 8 %. Une réduction de 8 % de CO₂ peut être également atteinte grâce à cette mesure.

Aménagements de voiries visant à dissuader l'utilisateur

- Les impacts associés à l'aménagement du rond-point « The Plain » à Oxford (réduction de la largeur de chaque rue, amélioration des passages piétons et cyclistes, etc.) montrent une réduction de 3,5 % des déplacements de véhicules motorisés/jour, contrastée par une augmentation de l'activité cycliste de 6,4 %. Les évolutions observées sur la période 2014 - 2016 (avant et après le réaménagement) ont montré une diminution de concentration de NO₂ entre 6,2 et 12,5 % dans les stations de mesure de la qualité de l'air situées à proximité du rond-point.

Transposabilité des résultats d'impact sur une ville française

Concernant la transposabilité des résultats d'impact sur une ville française, il s'avère que de nombreux facteurs extérieurs à chaque mesure de réduction du trafic peuvent influencer sur son efficacité. L'impact d'une mesure va être plus ou moins efficace sur la qualité de l'air selon l'environnement physique et atmosphérique de la ville d'étude (e.g. typologie des rues, conditions météorologiques, etc.). De même, une mesure de réduction du trafic sera plus efficace si les automobilistes disposent des alternatives de remplacement attrayantes et sont motivés à y recourir. C'est-à-dire, l'efficacité de la mesure est conditionnée par le contexte de la ville et l'ensemble des actions complémentaires mises en œuvre simultanément (e.g. transport public, etc.).

Le contexte de la ville joue un rôle essentiel en matière de préférences modales des individus. Il est nécessaire de le prendre en compte lorsqu'il s'agit de proposer une mesure de réduction du trafic. Par exemple en France, les résultats montrent que la part modale en véhicule particulier et transport en commun varie fortement selon les territoires. Cela met en évidence les différences d'offres de transport en commun des territoires induisant, ou non, une « dépendance à la voiture ». De même, plus les territoires sont densément peuplés, moins la « dépendance à la voiture » est forte.

Les territoires français étudiés sont caractérisés par une diversité des profils (en termes de population, superficie, densité, géographie, etc.) L'étude montre la nécessité de mettre en place des mesures de réduction des émissions du trafic routier adaptées à chaque territoire.

À cet égard, les études de cas du panorama européen présentent également des villes aux profils très variés en termes de superficie et de population. Cependant, la majorité ont réussi à provoquer un changement du choix modal en milieu urbain.

D'une manière générale, les impacts observés en Europe suivent des tendances similaires, dans une plus ou moins grande proportion, malgré la grande diversité des villes étudiées. La présente étude a permis de constater que le comportement des automobilistes (e.g. nb de déplacements en voiture, véhicules kilomètres parcourus, etc.) va toujours s'adapter à l'offre d'infrastructure routière ainsi qu'à l'offre de stationnement (e.g. places et/ou tarif). Par exemple, la création des voies de circulation supplémentaires génère une nouvelle demande de trafic automobile « trafic induit », ce qui se traduit par des effets négatifs en termes d'émissions et de qualité de l'air.

En revanche, lorsqu'une voie de circulation est fermée, des réductions de trafic automobile « trafic évaporé », des émissions polluantes associées, voire de concentration de polluants dans l'air à l'échelle locale, sont observées sur l'ensemble du territoire concerné.

Il est important de rappeler que plus le parc est récent, moins ces mesures seront efficaces. Les différentes stratégies de réduction de trafic routier réduisent les émissions de polluants à l'échelle locale. En effet, il n'y a pas de linéarité entre les concentrations de fond urbain et les émissions du trafic routier. Une diminution locale d'un polluant sur la qualité de l'air ne permet pas d'améliorer largement et durablement la qualité de l'air du fond urbain.

La réduction des émissions issues du trafic automobile joue un rôle essentiel dans la réduction de la concentration de polluants à l'échelle locale. Le constat établi dans cette étude offre des perspectives d'action qui pourraient être explorées et mises en œuvre par les autorités locales pour réduire le trafic automobile et améliorer ainsi la qualité de l'air dans les villes françaises.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Avis de l'ANSES de juillet 2012 suite à la saisine n°2010-SA-0283
2. Gaz à effet de serre et polluants atmosphériques - Bilan des émissions en France de 1990 à 2018. Citepa, format Secten, juin 2020.
3. Bilan national de la qualité de l'air extérieur en France, édité par le service de la donnée et des études statistiques du Commissariat général au développement durable du ministère de la transition écologique et solidaire, disponible via <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/bilan-de-la-qualite-de-lair-exterieur-en-france-en-2019-0>
4. Avis de l'ADEME « Émissions de particules et de NOx par les véhicules routiers » - Mise à jour Mai 2018
5. Particules de l'air ambiant extérieur. Effets sanitaires des particules de l'air ambiant extérieur selon les composés, les sources et la granulométrie. Impact sur la pollution atmosphérique des technologies et de la composition du parc de véhicules automobiles circulant en France. Avis de l'ANSES (saisine n°2014-SA-0156) – Juillet 2019.
6. Disponible à cette adresse : <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/bilan-de-la-qualite-de-lair-exterieur-en-france-en-2018>
7. Citepa, juillet 2019. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France – Format Secten, disponible à cette adresse : <https://www.citepa.org/fr/secten/>
8. Disponible à cette adresse : <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/bilan-de-la-qualite-de-lair-exterieur-en-france-en-2019-0>
9. Voir par exemple l'article d'Atmo France à ce sujet, disponible au lien suivant : <https://atmo-france.org/conseil-detat-nouvelle-condamnation-de-la-france/>
10. <https://www.ademe.fr/zones-a-faibles-emissions-low-emission-zones-lez-a-travers-leurope>
11. <https://www.ademe.fr/impacts-limitations-vitesse-qualite-lair-climat-lenergie-bruit>
12. Les GES correspondent à l'agrégation de toutes les émissions de GES (CO₂, CH₄, N₂O, PFC, HFC, SF₆, NF₃) présentées en tonnes de CO₂ équivalent (CO₂e_q)
13. Les six secteurs d'activités du format Secten sont les suivants : transports, résidentiel-tertiaire, industrie manufacturière, agriculture/sylviculture, transformation d'énergie, et déchets
14. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-sur-les-immatriculations-des-vehicules?rubrique=58&dossier=1347>
15. Commissariat Général au Développement Durable (2019). *Une voiture sur deux est éligible à la vignette Crit'air 1 ou 2*. ISSN : 2557-8510
16. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/une-voiture-sur-deux-est-eligible-la-vignette-crit-air-1-ou-2>
17. Les Zones à Faible Émissions – mobilité (ZFE-m) sont des zones dans lesquelles la circulation des véhicules les plus anciens (i.e. les plus polluants) est interdite. Elles ont pour objectif d'accélérer le renouvellement du parc technologique des véhicules et de réduire les émissions de polluants atmosphériques liés au trafic routier, afin d'améliorer la qualité de l'air et de réduire l'exposition des populations à la pollution atmosphérique. Elles peuvent être pérennes (ZFE-m Parisienne) ou temporaires et entrer en vigueur lors de pics de pollution. Les modalités (types de véhicules concernés, jours et heures d'application, etc.) sont propres à chaque ZFE-m.
18. FLOW Project (2016). *The Role of Walking and Cycling in Reducing Congestion: A Portfolio of Measures*. Brussels. Disponible sur le site <http://www.h2020-flow.eu>.
19. Indicator_5_Air quality, Ljubljana 2016 Application, disponible sur : https://ec.europa.eu/environment/europeangreencapital/wp-content/uploads/2014/07/Indicator_5_Ljubljana_2016.pdf
20. Cf. Voir en annexe du volet 2 figure : Évolution des pratiques modales dans le centre-ville de Ljubljana (2003-2013).
21. Résultats de mesures de SO₂, NO₂, NO_x PM₁₀ et PM_{2.5} entre 2006 et 2019, par mois et par station de mesure (centre-ville et fond urbain).
22. Titos, Gloria & Lyamani, H. & Drinovec, Luka & Olmo, F. & Močnik, Griša & Arboledas, Lucas. (2015). Evaluation of the impact of transportation changes on air quality. *Atmospheric Environment*.
23. Réaménagement boulevards centre Bruxelles, Centre-ville piétonnier à Bruxelles, Disponible sur le site : https://www.greisch.com/projet/reaménagement_boulevards_centre_bruelles/. Consulté le 20/06/2020.
24. F. Beaujean, F., et al., Laboratoire Qualité de l'air Division qualité de l'environnement et gestion de la nature, « Evaluation de l'impact de la nouvelle zone piétonnière dans le centre de Bruxelles sur le bruit et la qualité de l'air », 2016. Disponible sur le site https://bral.brussels/sites/default/files/bijlagen/BIM_Brasseur_Rapport_phase1et2_Pi%C3%A9tonnier_Anspach.pdf
25. Afin de prendre en compte d'autres sources d'émissions du BC.
26. Ce polluant est un traceur de la pollution du transport routier, en particulier des véhicules diesel.
27. Transport and Environment Committee du 30 August 2016, School Streets pilot project evaluation. Disponible sur : https://democracy.edinburgh.gov.uk/Data/Transport%20and%20Environment%20Committee/20160830/Agenda/Item_72_-_school_streets_pilot_evaluation.pdf
28. Se reporter à l'Annexe du volet 2 pour plus d'information.
29. Les résultats des calculs d'émissions réalisés sont présentés dans l'annexe du volet 2.
30. à l'aide de la boîte à outils du ministère de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires rurales " *Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), Emissions Factors Toolkit*".
31. https://www.vienncover.com/2015/10/transforming-a-street-before-after-images-of-viennas-mariahilferstrasse/?fbclid=IwAR3GhxV9lv71_8lDrQVyoAce4p4aUtu-cS041e3q3C-iiVXLDFM9l58wArY. Consulté le 03/06/2020
32. <https://www.vienncover.com/2015/01/viennas-begegnungszone-shared-space-program/>. Consulté le 03/06/2020
33. « Verkehrsdatenerhebung Mariahilfer Straße_01 » Note de synthèse sur la collecte de données de trafic à « Mariahilfer Straße ». n.d.
34. « Verkehrsdatenerhebung Mariahilfer Straße_02 ». Résultats de comptages sur la collecte de données de trafic à « Mariahilfer Straße ». n.d.
35. <https://www.derstandard.at/story/1389858763830/weniger-schadstoffe-nach-verkehrsberuhigung-in-mariahilf-und-neubau>. Consulté le 03/06/2020
36. Office for cycle superhighways, « Cycle Superhighway Bicycle Account Key figures from the cycle superhighways in the Capital Region of Denmark ». 2019. Disponible dans : www.supercykelstier.dk/english

37. Office for cycle superhighways, « Cycle Superhighways Capital Region of Denmark », 2019. Disponible dans : www.supercykelstier.dk/english
38. Evaluations des itinéraires, disponibles dans : <https://supercykelstier.dk/evaluering-af-ruterne/>
39. Se reporter à l'annexe du volet 2 pour plus d'information sur les estimations de report modal par itinéraire.
40. Déplacements domicile-travail et domicile-études.
41. The Capital Region of Denmark, « Cycling report for the capital region », 2016.
42. European Commission Directorate-General for the Environment. 2004 Reclaiming city streets for people Chaos or quality of life? Disponible sur : <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/94a8a003-be86-467a-9a85-63a5d52bf7ae>
43. Fermeture d'une route avec en moyenne un volume de trafic de 25 000 voitures /16 heures.
44. en moyenne journalière sur 16 heures.
45. Se reporter à l'annexe du volet 2 pour plus d'information sur les réductions des concentrations de polluants dans l'air.
46. En raison du report d'une partie du trafic de la nouvelle zone piétonne.
47. Définition et exemples du phénomène évaporation du trafic dans :
 - Cairns, S., Atkins, S. & Goodwin, P., Disappearing traffic? The story so far. *Municipal Engineer*, 151(1), pp. 13–22, 2002.
 - Yves Crozet, Aurélie Mercier. Induction et évaporation de trafic : revue de la littérature et études de cas. [Rapport de recherche] Laboratoire Aménagement Economie Transports – LAET (UMR 5593) ; Métropole de Lyon, Hôtel de la Métropole, 20 rue du Lac, 69003 Lyon. 2016, pp.47. halshs-01480663.
48. Rue « Cornmarket ». Voir le plan de piétonnisation du centre-ville en l'annexe du volet 2.
49. Rue « St Aldates ». Voir le plan de piétonnisation du centre-ville en l'annexe du volet 2.
50. <https://perspective.brussels/fr/actualites/delta-herrmann-debroux-enquete-publique>, visité le 05/04/2020.
51. ARIES Consultants SA pour le Bureau bruxellois de la planification, Partie 1 : Projet de PAD Herrmann-Debroux, Rapport sur les incidences environnementales, avril 2019. Disponible sur : https://perspective.brussels/sites/default/files/documents/rapport_final_fr_-_ri_pad_herrmann-debroux_-_20190712_1_a4.pdf
52. ARIES Consultants SA pour le Bureau bruxellois de la planification, Partie 2 : Projet de PAD Herrmann-Debroux, Rapport sur les incidences environnementales, avril 2019. Disponible sur : https://perspective.brussels/sites/default/files/documents/rapport_final_fr_-_ri_pad_herrmann-debroux_-_20190712_2_a4.pdf
53. Plus d'information dans l'annexe du volet 2.
54. Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (2018) « Masterplan zur Luftreinhaltung für die Landeshauptstadt München Green City Masterplan (GCP) München Gefördert durch », disponible sur le site : https://www.muenchen.de/rathaus/Stadtverwaltung/Referat-fuer-Gesundheit-und-Umwelt/Luft_und_Strahlung/Luftreinhalteplan.html
55. Se reporter à l'annexe du volet 2 pour la carte de zones de relocalisation des places de parking à Munich.
56. La méthodologie de modélisation pour déterminer les concentrations de NO₂ est décrite en l'annexe du volet 2.
57. Plus d'information sur la part du réseau routier par catégories de concentration de NO₂ en l'annexe du volet 2.
58. Nikolaus Ibesich, Christian Nagl, Holger Heinfellner, « Ausgewählte verkehrsmassnahmen für Wien. Studie zu Umweltzone, Parkraumbewirtschaftung und Citymaut », Commandée par le Département municipal de Vienne 18 - Développement urbain et urbanisme sous la direction du projet Dipl.-Ing. MA Angelika Winkler et Dipl.-Ing. Création de Manuel Pröll. (2018). Disponible dans : <https://www.wien.gv.at/stadtentwicklung/studien/b008550.html>
59. Cette étude a examiné trois mesures de réduction potentielle des polluants atmosphériques : Création d'une zone environnementale : Umweltzone (UZ), paiement d'un péage urbain (Citymaut) et la modification du tarif du stationnement (PRB). Cependant, la mise en œuvre des zones à faibles émissions et des péages urbains sont exclues du cadre de cette étude.
60. La description de chacune de ces variantes se trouve en l'annexe du volet 2.
61. Davantage d'informations en l'annexe du volet 2.
62. Les études de cas étudiées dans ce rapport ont montré que les avantages d'une réduction de congestion de trafic et du temps de trajet n'ont pas été observés sur une courte période, car la nouvelle capacité du réseau routier est rattrapée par la croissance du trafic induit.
63. Font, A. et al (2014) "Degradation in urban air quality from construction activity and increased traffic arising from a road widening scheme", *Science of The Total Environment*, Volumes 497–498, 2014, Pages 123-132, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.060>
64. Les flux de trafic de poids lourds ont été plus faibles par rapport à la situation de référence. Cependant, le même auteur signale qu'il était probable que l'impact du ralentissement économique observé au Royaume-Uni, ait entraîné une baisse de 10 % du trafic national de poids lourds entre 2007 et 2009.
65. Charlene Rohr, Andrew Daly, James Fox, Bhanu Patruni , Tom van Vuren & Geoff Hyman (2012) : Manchester Motorway Box : Post-Survey Research of Induced Traffic Effects, *disP - The Planning Review*, 48 :3, 24-39 Disponible dans : <http://dx.doi.org/10.1080/02513625.2012.759345>
66. Déplacements domicile-travail et domicile-études.
67. Davantage d'informations sur les impacts de cette mesure dans l'annexe du volet 2.
68. Vous trouverez une synthèse des études concernant le phénomène de trafic induit dans l'annexe du volet 2.

69. Pasisdis, I. 2017. 'Urban transport externalities.' PhD Thesis, University of Barcelona.
70. Yves Crozet, Aurélie Mercier. Induction et évaporation de trafic : revue de la littérature et études de cas. [Rapport de recherche] Laboratoire Aménagement Economie Transports – LAET (UMR 5593) ; Métropole de Lyon, Hôtel de la Métropole, 20 rue du Lac, 69003 Lyon. 2016, pp.47. halshs-01480663
71. Department for transport, RAND Europe, WSP, (2018) « Latest evidence on induced travel demand: an evidence review an evidence review ». project no. 1-396 our ref. no. 70038415. Disponible sur : <https://www.gov.uk/government/publications/induced-travel-demand-an-evidence-review>
72. Tremblay-Racicot, Fanny (2019), « La loi fondamentale de la congestion routière et l'efficacité des interventions publiques visant à réduire la congestion ». Revue Climatoscope, Numéro 01. p.85. Disponible sur : <http://www.enap.ca/enap/fr/lectureNouvelle.aspx?idNews=32245#>
73. Sloman L, Riley R, Dennis S, Hopkinson L, Goodman A, Farla K and Hiblin B (2018) « Cycle City Ambition Programme: Interim Report ».
74. FLOW Project (2016). The Role of Walking and Cycling in Reducing Congestion: A Portfolio of Measures. Brussels. Disponible sur : <http://www.h2020-flow.eu>
75. Oxfordshire County Council. « The Plain Roundabout Post-Construction Monitoring Report Summary - Jan 2017 ».
76. Oxford City Council, « 2019 Air Quality Annual Status Report (ASR) », 2020. Disponible sur le site : https://www.oxford.gov.uk/info/20298/air_quality_data/1216/air_quality_annual_status_reports
77. La « loi fondamentale de la congestion routière » suggère que l'augmentation de la capacité ne fait qu'accroître l'utilisation des véhicules, la congestion de trafic retrouvant ainsi son niveau initial. L'équilibre entre l'offre et la demande explique le fait que les voies atteignent les niveaux de congestion pré-expansion après la construction de nouvelles voies.
78. A dire d'expert, l'accroissement des capacités pourrait être prise parallèlement avec d'autres solutions, notamment le renouvellement progressif du parc de véhicules par des véhicules propres, qui doit s'accompagner d'une politique de report modal.
79. Citepa, juin 2020. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France – Format Secten
80. Andre M., Sartelet K., Moukhtar S., Andre J.M. and Redaelli M., 2020. Diesel, petrol or electric vehicles: What choices to improve urban air quality in the Ile-de_France region? A simulation of platform and case study. Atmospheric Environment, volume 241
81. Park, I., Kim, H., and Lee, S.: Characteristics of tire wear particles generated in a laboratory simulation of tire/road contact conditions, J. Aero. Sci., 124, 30–40, <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2018.07.005>, 2018
82. Boulter, P.: A review of emission factors and models for road vehicle non-exhaust particulate matter, Tech. rep., TRL Limited, Wokingham, UK.(TRL Report PPR065), 2005.
83. Luhana, L., Sokhi, R., Warner, L., Mao, H., Boulter, P., McCrae, I., Wright, J., and Osborn, D.: Measurement of non-exhaust particulate matter. Characterisation of exhaust particulate emissions from road vehicles (PARTICULATES). Deliverable, Tech. rep., https://ec.europa.eu/transport/road_safety/sites/roadsafety/files/pdf/projects_sources/particulates_d8.pdf, 2004.
84. Plan air pur pour la ville de Munich. Luftreinhalteplan für die Stadt München, Fortschreibung Oktober 2019 : <https://www.regierung.oberbayern.bayern.de/haben/umwelt/allgemein/luftreinhalte/02716/>
85. Beaujean, F., et al., 2016, Laboratoire Qualité de l'air Division qualité de l'environnement et gestion de la nature, « Evaluation de l'impact de la nouvelle zone piétonnière dans le centre de bruxelles sur le bruit et la qualité de l'air »
86. Zala Strojnik Božič et al.2015. ENVIRONMENT in the City of Ljubljana: European green capital 2016. Ljubljana: City of Ljubljana, City Administration, Department for Environmental Protection.
87. Vintar Mally, K., Ogrin, M. 2015. Spatial variations in nitrogen dioxide concentrations in urban Ljubljana, Slovenia. Moravian Geographical Reports, 23(3): 27–35. DOI: 10.1515/mgr-2015-0015.
88. ACEA report. Vehicles in use Europe 2017.

SITOGRAPHIE

Données d'émissions

- Bretagne : <https://www.airbreizh.asso.fr/publication/les-bilans-territoriaux-2018/>
- Grand-Est : <https://observatoire.atmo-grandest.eu/inventair/>
- PACA : <https://cigale.atmosud.org/visualisation.php>
- Centre-Val de Loire : <http://www.ligair.fr/les-moyens-d-evaluation/inventaire-des-emissions-1/pes-et-ges-a-la-commune>
- Nouvelle-Aquitaine : <http://emissions-polluantes.atmo-nouvelleaquitaine.org/>
- Normandie : <http://www.orecan.fr/>
- Pays de la Loire : <https://data.airpl.org/visualisation/emission/ges/region/52>
- Nouvelle Aquitaine : <http://emissions-polluantes.atmo-nouvelleaquitaine.org/>
- Auvergne-Rhône-Apes : les données émissions ont été fournies sur demande à ATMOAURA <https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/>
- Martinique : <https://www.madininair.fr/Inventaire-des-emissions>
- Hauts-de-France : <http://myemissair.atmo-hdf.fr/> en créant un compte
- Ile de France : <https://demo.airparif.fr/surveiller-la-pollution/les-emissions>

INDEX DES TABLEAUX ET DES FIGURES

TABLEAUX

Tableau 1 : Inventaires des émissions territoriaux analysés dans le volet 1 : régions, année et polluants...	12
Tableau 2 : Contribution du transport routier aux émissions des principaux polluants et aux GES en France métropolitaine en 2017.....	21
Tableau 3 : Contribution du transport routier aux émissions des principaux polluants pour les territoires de plus de 500 000 habitants.....	23
Tableau 4 : Contribution du transport routier aux émissions des principaux polluants pour les territoires avec une population comprise entre 250 000 et 500 000 habitants.....	23
Tableau 5 : Contribution du transport routier aux émissions des principaux polluants pour les territoires avec une population comprise entre 100 000 et 250 000 habitants.....	23
Tableau 6 : Contribution du transport routier aux émissions des principaux polluants pour les territoires avec une population comprise entre 20 000 et 100 000 habitants.....	23
Tableau 7 : Contribution du transport routier aux émissions des principaux polluants à l'échelle régionale et nationale.....	24
Tableau 8 : Valeurs limites des polluants réglementés selon plusieurs directives dont la 2008/50/CE.....	53
Tableau 9 : Emissions de NOx selon les normes Euro et date d'application.....	54
Tableau 10 : Evolution de la concentration moyenne annuelle du SO ₂ , NO ₂ , PM ₁₀	57
Tableau 11 : Evolution du rapport annuel PM ₁₀ /PM _{2.5} à la station nord de Ljubljana entre 2006 et 2019....	59
Tableau 12 : Evolution du rapport PM ₁₀ /PM _{2.5} pour les mois de janvier à la station nord de Ljubljana.....	59
Tableau 13 : Evolution des concentrations et analyse qualitative sur les émissions au centre-ville de Ljubljana.....	60
Tableau 14 : Tableau récapitulatif de l'impact d'une piétonnisation.....	61
Tableau 15 : Tableau récapitulatif pour les 2 cas de modélisation de la gestion du stationnement.....	62
Tableau 16 : Variations spatiales des concentrations du NO ₂ à Ljubljana durant l'été 2013 et l'hiver 2014.....	67
Tableau 17 : Pourcentage de véhicules utilisés par type de carburant en 2015 pour différents pays.....	69
Tableau 18 : Emission totale de polluants (NO ₂ , PM ₁₀ , PM _{2.5} et SOx) en Gg et émission du secteur transport routier et de l'industrie pour la Slovénie et la France en 2018.....	70
Tableau 19 : Répartition modale de la ville de Grenoble en 2017.....	70
Tableau 20 : Critères de comparaison pour la gestion du stationnement.....	71
Tableau 21 : Critères de comparaison d'un aménagement d'un rond-point.....	72

FIGURES

Figure 1 : Répartition des émissions des principaux polluants atmosphériques et des GES en France métropolitaine en 2017, et comparaison avec 1990.....	18
Figure 2 : Répartition des émissions de NOx, à l'échelle des EPCI (à gauche) et des communes (à droite) analysés.....	19
Figure 3 : Variabilité de la contribution du trafic routier dans les émissions de NOx (a) au sein des EPCI étudiés ; (b) à l'échelle communale.....	22
Figure 4 : Répartition des immatriculations neuves par type de véhicule en France métropolitaine au 1er janvier 2019.....	26
Figure 5 : Évolution de la part des immatriculations de VP neufs par source d'énergie entre 2010 et 2019 (a) Essence + superéthanol, (b) Diesel, (c) Électricité, (d) Hybride Essence.....	28
Figure 6 : Distribution géographique des immatriculations de VP neufs par source d'énergie en 2019.....	29

Figure 7 : Répartition du parc français moyen des véhicules particuliers par catégorie Crit'Air.	30
Figure 8 : Distribution territoriale des VP par catégorie Crit'Air, selon les immatriculations au 1er janvier 2019.....	30
Figure 9 : Répartition des véhicules.kilomètres parcourus et des émissions de polluants atmosphériques et GES par types de véhicules, au sein de la Métropole du Grand Paris, en 2017 (a) véhicules.kilomètres, (b) NO _x , (c) PM ₁₀ , (d) PM 2.5, (e) COVNM et (f) GES.....	33
Figure 10 : Répartition des véhicules.kilomètres et des émissions de NO _x et PM ₁₀ par type de véhicules dans la Métropole du Grand Nancy	34
Figure 11 : Répartition des émissions du trafic routier par catégorie et motorisation des véhicules au sein de Bordeaux Métropole.....	35
Figure 12 : Répartition des émissions de polluants atmosphériques par type de véhicules dans la Métropole de Lyon.....	36
Figure 13 : Répartition des émissions de polluants atmosphériques par type de véhicules dans Saint-Etienne Métropole.....	37
Figure 14 : Répartition des émissions de polluants atmosphériques par type de véhicules dans Clermont Auvergne Métropole	38
Figure 15 : Concentration en µg/m ³ des différents polluants de la station en Centre-ville de Ljubljana.	57
Figure 16 : Concentration en µg/m ³ des différents polluants de la station au Nord de la ville.....	58
Figure 17 : Concentration d'ozone en moyenne annuelle à Ljubljana.....	65
Figure 18 : principales substances émises par le transport en France en 2018	66

GLOSSAIRE

Généralités :

Concentrations : les concentrations de polluants qui caractérisent la qualité de l'air que l'on respire, s'expriment le plus souvent en microgrammes par mètre cube ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Elles sont notamment très influencées par la proximité des sources polluantes.

Émissions : rejets de polluants dans l'atmosphère liés à différentes sources telles que les transports (routier, aérien, fluvial, ferré), les secteurs résidentiel et tertiaire (production de chauffage et d'eau chaude sanitaire), l'industrie, etc.

ZFE : Zone à Faibles Émissions

Normes :

Objectif de qualité (OQ) : un niveau défini par la réglementation française à atteindre à long terme et à maintenir, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble.

Valeur limite (VL) : un niveau fixé par la réglementation européenne, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble, à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser une fois atteint. Ce sont des valeurs réglementaires contraignantes. En cas de dépassement de valeur limite, des plans d'actions efficaces doivent être mis en œuvre afin de conduire à une diminution rapide des teneurs en dessous du seuil de la valeur limite.

Valeur cible (VC) : un niveau fixé par la réglementation européenne, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble, à atteindre dans la mesure du possible sur une période donnée. Elle se rapproche dans l'esprit des objectifs de qualité français, puisqu'il n'y a pas de contrainte contentieuse associée à ces valeurs, mais des enjeux sanitaires avérés.

SIGLES ET ACRONYMES

Polluants :

NO_x : Oxydes d'azote

NO₂ : Dioxyde d'azote

PM₁₀ : Particules de diamètre inférieur à 10 µm

PM_{2.5} : Particules de diamètre inférieur à 2.5 µm

COVNM : Composés Organiques Volatils Non Méthaniques

Parc :

PL : poids lourds

VP : véhicules particuliers

VUL : véhicules utilitaires légers

2RM véhicules deux-roues motorisés

ACEA	European Automobile Manufacturers Association
ADEME	Agence de la Transition Ecologique
ANSES	Agence nationale de la sécurité sanitaire alimentation, environnement, travail
AQMS	Station de surveillance de la qualité de l'air
BC	Black Carbon / carbone suie
CCA	Cycle City Ambition Programme
CEE-ONU	Commission économique des Nations Unies pour l'Europe
CEREA	Centre d'Enseignement et de recherche en Environnement Atmosphérique
Citepa	Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique
CJUE	Cour de Justice de l'Union Européenne
CO₂	Dioxyde de carbone
COPERT	Computer Program to Calculate Emissions from Road Transport
DfT	Ministère britannique des transports
EDGAR	Emissions Database for Global Atmospheric Research
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EMITS	Environmental Monitoring of Integrated Transport Strategies
EPCI	Établissements Publics de Coopération Intercommunale
ETRO	Experimental Traffic Regulation Order
GES	Gaz à effet de serre
GNC	Gaz naturel comprimé
HBEFA	Handbook of Emission factors
HPM	Heures de pointe du matin
HPS	Heures de pointe du soir
INSEE	L'Institut national de la statistique et des études économiques

LAURE	Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie
LEZ	« Low Emissions Zones » en anglais ou Zone à faibles émissions
LHM	Capitale de l'État Munich
LOM	Loi sur l'Orientation des Mobilités
LÜB	Système bavarois de surveillance de la qualité de l'air
LUZ	« Large Urban Areas » en anglais ou Grandes zones urbaines
MGP	Métropole du Grand Paris
MUSTI	Modèle multimodal de déplacements de la Région de Bruxelles-Capitale
MVG	Société de transport de Munich
NO₂	Dioxyde d'azote
NO_x	Oxydes d'azote
OMINEA	Organisation et méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France
P&R	Parc Relais
PACA	Provence-Alpes-Côte d'Azur
PAD	Plan d'Aménagement Directeur
PCAET	Plans Climat-Air-Énergie Territoriaux
PM	Particules fines
PM₁₀	Particules en suspension dans l'air dont le diamètre est inférieur à 10 micromètres
POP	Polluant Organique Persistant
PPA	Plan de Protection de l'Atmosphère
PREPA	Plan national de Réduction des Émissions de Polluants Atmosphériques
PUF	Particule Ultrafine
RBC	Région de Bruxelles Capitale
RGU	Referat für Gesundheit und Umwelt : Unité « Santé et environnement » de la ville de Munich
SDES	Service des Données et Études Statistiques
SDRADDET	Schéma Régional D'aménagement, De Développement Durable Et D'égalité Des Territoires
Secten	Sectorisation économique et énergétique, est un format d'inventaire utilisé par le Citepa
SIG	Système d'Information Géographique
SO₂	Dioxyde de soufre
SRCAE	Schéma Régional Climat Air Énergie
TfL	Transport for London
TMJA	Trafic journalier moyen annuel
TP	Transport Public
UE28	Ensemble des pays ayant appartenu à l'Union européenne entre 2013 et 2020
UZ	Umweltzone : zone environnementale à Vienne
VKT	Véhicules.kilomètres parcourus
VP	Véhicule particulier
VUL	Véhicules utilitaires légers
ZFE-m	Zones à Faible Émissions – mobilité

L'ADEME EN BREF

À l'ADEME - l'Agence de la transition écologique -, nous sommes résolument engagés dans la lutte contre le réchauffement climatique et la dégradation des ressources.

Sur tous les fronts, nous mobilisons les citoyens, les acteurs économiques et les territoires, leur donnons les moyens de progresser vers une société économe en ressources, plus sobre en carbone, plus juste et harmonieuse.

Dans tous les domaines - énergie, économie circulaire, alimentation, mobilité, qualité de l'air, adaptation au changement climatique, sols... - nous conseillons, facilitons et aidons au financement de nombreux projets, de la recherche jusqu'au partage des solutions.

À tous les niveaux, nous mettons nos capacités d'expertise et de prospective au service des politiques publiques.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle du ministère de la Transition écologique et du ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche et de l'Innovation.

LES COLLECTIONS DE L'ADEME



FAITS ET CHIFFRES

L'ADEME référent : Elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.



CLÉS POUR AGIR

L'ADEME facilitateur : Elle élabore des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation.



ILS L'ONT FAIT

L'ADEME catalyseur : Les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.



EXPERTISES

L'ADEME expert : Elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous son regard.



HORIZONS

L'ADEME tournée vers l'avenir : Elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.



MESURES POUR MODIFIER LE TRAFIC ROUTIER EN VILLE ET QUALITÉ DE L'AIR EXTERIEUR

Cette étude dresse l'état de l'art des connaissances des impacts sur la qualité de l'air en ville de mesures visant à limiter les émissions du trafic routier.

Tout d'abord, 25 fiches territoriales ou « portraits » ont été dressées afin de représenter la diversité des profils des territoires français au regard des émissions du transport routier.

Dans une deuxième partie, un panorama européen des mesures locales visant à modifier le trafic routier en ville est dressé : piétonnisation, gestion du stationnement, développement des espaces consacrés aux modes actifs... L'impact de ces mesures est évalué.

Dans une dernière partie, les impacts sur la qualité de l'air sont estimés pour ces différents aménagements. Ainsi la réduction des émissions a un effet important sur les concentrations de polluants à l'échelle locale. Cependant l'impact est beaucoup moins marqué pour les concentrations de fond urbain.

Des mesures ont été mises en œuvre par des villes européennes pour modifier le trafic routier (piétonnisation, stationnement...).

Cette étude montre qu'elles ont un impact sur la circulation routière et sur la qualité de l'air notamment sur la concentration des polluants à l'échelle locale.

Autant de pistes de travail pour améliorer la qualité de l'air des villes françaises.

