



Impact des aménagements de la Porte Maillot sur la qualité de l'air dans le quartier

RAPPORT TECHNIQUE

IMPACT DES AMENAGEMENTS DE LA PORTE MAILLOT SUR LA QUALITE DE L'AIR DANS LE QUARTIER

RAPPORT TECHNIQUE

Septembre 2026



***Breathe Cities** est une initiative mondiale mise en œuvre par Bloomberg Philanthropies, Clean Air Fund et C40 Cities, qui aide les villes à assainir l'air et à améliorer la santé publique.*

AIRPARIF – L'Observatoire de l'Air en Ile-de-France
7 rue Crillon - 75004 PARIS
Tel : 01 44 59 47 64
www.airparif.fr

« Le bon geste environnemental : N'imprimez ce document que si nécessaire et pensez au recto-verso ! »

Table des matières

1. INTRODUCTION.....	6
2. CAMPAGNE DE MESURE.....	7
2.1 MISE EN ŒUVRE DE LA CAMPAGNE DE MESURE	7
1.1.1. Dispositif de mesure et polluants d'intérêts	7
1.1.2. Plan d'échantillonnage	8
2.2 CONDITIONS METEOROLOGIQUES PENDANT LA CAMPAGNE DE MESURES	8
1.3.1. Rose des vents (secteur des vents)	9
1.3.2. Précipitations et taux d'humidité moyen	9
2.3 ANALYSE DES RESULTATS	10
2.3.1 Niveaux de dioxyde d'azote	10
2.3.2 Niveaux de PM ₁₀ et PM _{2.5}	18
3. MÉTHODOLOGIE	22
3.1 TRAFIC ROUTIER.....	24
3.1.1 Temporalisation du trafic routier.....	25
3.1.2 Evaluation de la temporalisation	27
3.1.3 Ajustement de la temporalisation à l'aide des boucles de comptage permanentes	27
3.2 EMISSIONS DU TRAFIC ROUTIER.....	29
3.3 AUTRES DONNEES D'ENTREE	29
3.4 ÉVALUATION DU MODELE PAR RAPPORT A LA CAMPAGNE DE MESURES.....	30
4. RÉSULTATS.....	31
4.1 TRAFIC ROUTIER	31
4.2 EMISSIONS	32
4.3 CONCENTRATIONS	34
5. CONCLUSIONS	38
ANNEXES.....	41
ANNEXE 1 : INSTRUMENTATION DE LA CAMPAGNE DE MESURE	41
ANNEXE 2 : EMBLEMES DES SITES DE MESURES	44
ANNEXE 3 : ESTIMATION DE LA CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE (METHODOLOGIE)	48
ANNEXE 4 : ÉVALUATION DU DEBIASEMENT DE LA TEMPORALISATION	49
ANNEXE 5 : ÉVALUATION DU MODELE AVEC LA CAMPAGNE DE MESURES.....	50

1. INTRODUCTION

Le réaménagement de la Porte Maillot, opéré entre 2021 et 2024, a transformé un rond-point très routier en un espace favorisant une diversité de mobilités (piétons, cyclistes, transports en commun), tout en accordant une part plus importante aux espaces verts (voir Figure 1). Cet aménagement a été réalisé en parallèle de la création d'un nouveau pôle de transports en commun, comprenant les gares de RER E et C, la ligne 1 du métro, le prolongement du tramway T3 ainsi que la gare routière Pershing.



Figure 1 - Représentation de la Porte Maillot avant et après aménagements ([source](#) : Agence Empreinte, bureau de paysages / Philippe Guignard - Ville de Paris).

Airparif a proposé une évaluation de l'impact de cette transformation sur la qualité de l'air. Ce projet a bénéficié du soutien de Breathe Cities¹, une initiative mondiale mise en œuvre par Bloomberg Philanthropies, Clean Air Fund et C40 Cities, qui aide les villes à assainir l'air et à améliorer la santé publique. L'objectif de cette étude est d'évaluer l'impact des aménagements aux abords de la Porte Maillot sur la qualité de l'air en comparant la qualité de l'air de la situation réelle après travaux à celle d'un scénario considérant le trafic routier et le tracé avant réaménagement routier, toutes les autres conditions étant identiques à la situation réelle (parc roulant, conditions météorologiques, émissions des autres sources de pollution, ...). Ce scénario est appelé scénario avant aménagements. L'évaluation de l'impact du réaménagement de la Porte Maillot est réalisée par modélisation des concentrations aux abords de la Porte Maillot.

La zone d'étude, centrée sur la Porte Maillot, s'étend à l'ouest sur la route nationale N13 à Neuilly-sur-Seine jusqu'au métro Les Sablons, à l'est sur l'avenue de la Grande Armée, jusqu'à son intersection avec l'avenue du Général Patton, au sud jusqu'au stade Jean-Pierre Wimille et au nord jusqu'à la Porte de Champerret.

Une campagne de mesure a été réalisée pour s'assurer que la modélisation mise en œuvre reproduisait bien la situation réelle observée, c'est-à-dire valider la robustesse du modèle et donc de l'ensemble de l'étude. Elle permet également de quantifier la qualité de l'air suite aux aménagements réalisés aux abords de la Porte Maillot et de situer ces niveaux par comparaison aux niveaux de fond (zones éloignées du trafic routier) et aux niveaux de proximité au trafic routier parisiens.

La campagne de mesure est présentée en Section 2. La Section 3 détaille la méthodologie employée et les données utilisées pour la modélisation des scénarios. L'impact des aménagements de la Porte Maillot sur la qualité de l'air est évalué en Section 4. La Section 5 présente les conclusions de cette étude.

¹ <https://breathecities.org/>

2. CAMPAGNE DE MESURE

Une campagne de mesure a permis de décrire la qualité de l'air au niveau de la Porte Maillot réaménagée et dans un périmètre plus-large. La modélisation, décrite plus loin dans le rapport présente les cartographies par polluant sur ce secteur sur la même période.

Cette campagne permet aussi de s'assurer de la robustesse de la modélisation, en confrontant les résultats.

2.1 Mise en œuvre de la campagne de mesure

La campagne de mesures vise à évaluer la variabilité spatiale et temporelle des concentrations des principaux polluants liés au trafic routier, en particulier le dioxyde d'azote (**NO₂**) ainsi que les particules **PM₁₀** et **PM_{2.5}**.

Elle a été réalisée pendant 4 semaines du 10 juillet au 7 août 2025 afin de prendre en compte un échantillonnage suffisamment large de conditions météorologiques, en termes de directions et vitesses de vent, températures, etc.

1.1.1. Dispositif de mesure et polluants d'intérêts

Le matériel de mesure mis en œuvre a été le suivant :

- **deux laboratoires de mesure équipés d'analyseurs automatiques**, permettant la caractérisation heure par heure de l'évolution des concentrations en oxydes d'azote (NO et NO₂) et en particules PM₁₀ et PM_{2.5}. Le NO n'étant pas réglementé en air ambiant, seul le NO₂ est abordé dans ce rapport ;
- **20 sites de mesures du NO₂ par tubes passifs** permettant d'évaluer la variabilité spatiale des niveaux de NO₂.

Les moyens de mesure de la qualité de l'air utilisés sont décrits pour chaque polluant en ANNEXE 1 : Instrumentation de la campagne de mesure.

Le dioxyde d'azote, qui fait partie des oxydes d'azote (NO_x), est un polluant réglementé dans l'air ambiant, indicateur des activités de combustion, notamment du trafic routier. Il est en effet émis par les sources motorisées de transport utilisant des combustibles fossiles, soit directement (émission « primaire »), soit par transformation dans l'atmosphère du monoxyde d'azote (NO) émis également à l'échappement des véhicules (NO₂ secondaire).

Les particules fines, comme les PM₁₀ et PM_{2.5}, présentent des concentrations élevées à proximité du trafic routier, principalement en raison des émissions provenant des moteurs, de l'usure des pneus et des freins.

1.1.2. Plan d'échantillonnage

La Figure 2 présente le plan d'échantillonnage des tubes passifs et l'emplacement des laboratoires de mesures. Les emplacements précis des sites sont détaillés en ANNEXE 2 : Emplacements des sites de mesures.

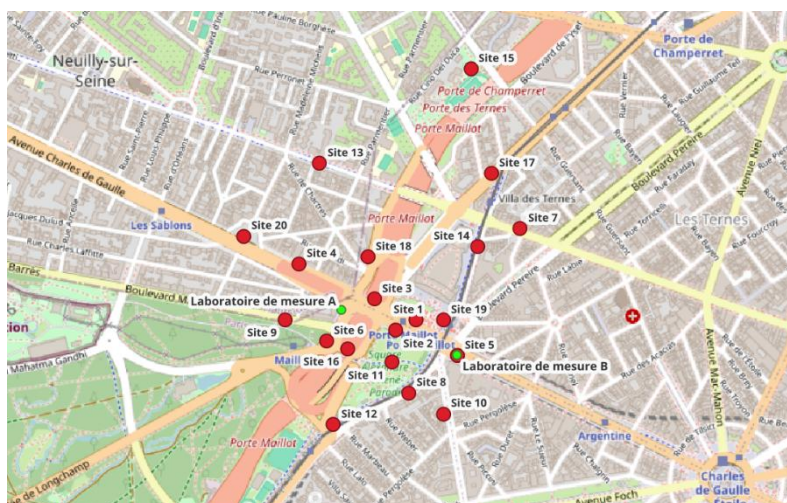


Figure 2 - Emplacement des sites de mesures passifs (en rouge) et des laboratoires de mesure (en vert) [fond de carte : Open Street Map].

Les 20 sites de mesure instrumentés par tubes passifs ont été déployés de façon à caractériser la variabilité spatiale au cœur de la porte Maillot et dans un périmètre plus large autour de celle-ci. L'implantation des sites de mesure permet de caractériser différentes configurations notamment en fonction de l'importance et de la distance aux axes de circulation et de leur topographie. Le Boulevard périphérique à hauteur de la porte Maillot présente, par exemple, une configuration spécifique étant en contrebas.

Les principales radiales amenant à la porte Maillot ont fait l'objet de mesures que cela soit le long des axes majeurs, tels que l'Avenue Charles de Gaulle (site n°4 à Neuilly) et l'Avenue de la Grande armée (site n° 5 à Paris), ou plus secondaires tels que l'Avenue de Malakoff (site n°10) ou encore le Boulevard Gouvion Saint-Cyr (site n°14). Ces sites sont implantés à proximité des axes : à moins de 10 mètres caractérisant ainsi une typologie de trafic routier.

Les laboratoires de mesure A et B ont été implantés de part et d'autre de la porte Maillot de façon à caractériser la variabilité temporelle de la qualité de l'air au niveau de celle-ci.

De manière générale, le nombre de sites de mesure est plus important au cœur des aménagements réalisés à hauteur de la porte Maillot.

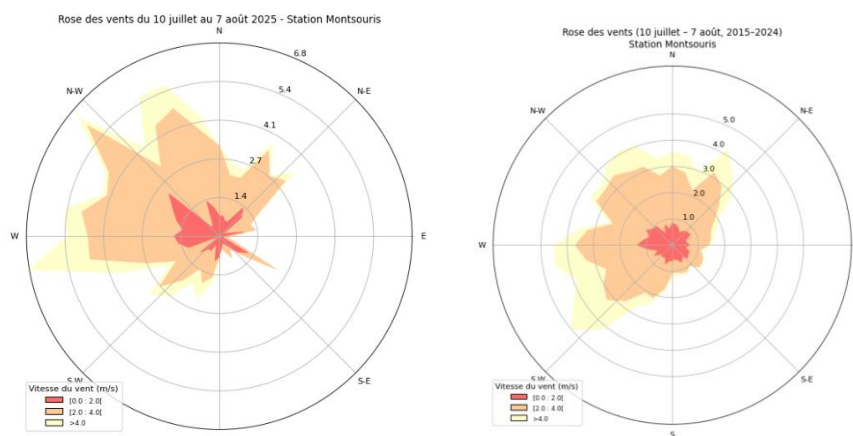
2.2 Conditions météorologiques pendant la campagne de mesures

Une analyse des conditions météorologiques rencontrées lors de la campagne de mesure permet de mieux appréhender leur influence sur les niveaux de pollution atmosphérique observés. En effet, les conditions météorologiques jouent un rôle très important de dispersion ou d'accumulation des polluants atmosphériques émis. Plus les conditions sont dispersives, plus les niveaux de pollution observés sont faibles. De plus, la température, l'ensoleillement et les précipitations influencent

également les niveaux de pollution. Ainsi, lorsque les conditions climatiques sont chaudes et ensoleillées, la formation de certains polluants tels que l'ozone ou le dioxyde d'azote va être favorisée tandis que les concentrations en benzène vont diminuer.

1.3.1. Rose des vents (secteur des vents)

La Figure 3 représente, pour la campagne de mesure, la fréquence des régimes de vent ainsi que la vitesse de vent : les secteurs en rouge indiquent les plus faibles (vitesses de vent inférieures à 2 m/s), en orange les vents dont la vitesse est comprise entre 2 et 4 m/s et en jaune pâle les régimes de vent les plus dispersifs (vitesses de vent supérieures à 4 m/s).



Les régimes de vents étaient **principalement dispersifs** durant la campagne avec des vitesses de vents essentiellement comprises entre 2 et 4 m/s et supérieures à 4 m/s. Concernant les directions de vent durant la campagne, les vents de secteurs nord-ouest étaient largement majoritaires avec toutefois selon les séries hebdomadaires des régimes plus variables comme cela était le cas lors de la deuxième série de mesure (du 17 juillet au 24 juillet 2025) durant laquelle les vents étaient majoritairement de secteur sud-ouest. La comparaison de la rose des vents observée pendant la campagne de mesure à la rose des vents historique (moyenne sur 10 ans, du 10 juillet au 7 août, de 2014 à 2024) montre que les conditions de vent étaient conformes à ce qui est habituel pour cette période, bien qu'il y ait moins de vents de sud-ouest sur la période de campagne.

Les roses de vents relatives aux 4 séries de mesures sont disponibles en ANNEXE 5 : Evaluation du modèle avec la campagne de mesures.

Ces différences de régimes de vents peuvent impacter la variabilité des teneurs mesurées mais également la spatialisation des teneurs plaçant ou non les sites sous l'influence des émissions du trafic routier d'axes majeurs de la zone d'étude selon la direction du vent.

1.3.2. Précipitations et taux d'humidité moyen

La Figure 4 illustre les cumuls de précipitations ainsi que l'humidité relative moyenne hebdomadaire. Sur l'ensemble de la campagne, l'humidité relative moyenne s'élève à 65 %, avec des valeurs plus élevées observées au cours des semaines 2 et 3. En ce qui concerne les précipitations, un total de

69 mm a été enregistré sur toute la période, dont 53 mm durant la semaine 2, qui apparaît comme la plus pluvieuse.

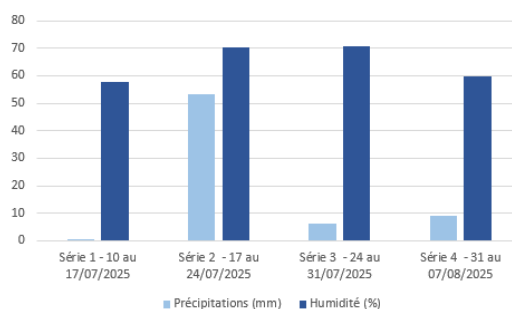


Figure 4 - Précipitations cumulées (en mm) et humidité moyenne (en %) à Paris Montsouris par semaine du 10/07 au 07/08/2025 [source : Météo France]

La deuxième série de mesure (du 17 au 24 juillet) se distingue par des conditions météorologiques particulièrement dispersives, caractérisées par un taux d'humidité élevé et des précipitations plus abondantes.

Remarque : Les conditions de précipitations et d'humidité relatives observées durant cette période sont jugées normales au regard des moyennes historiques. En effet, la moyenne sur les dix dernières années (2015-2025) est de 46 mm, contre 70 mm enregistrés sur la période étudiée. Bien que ce cumul soit notable, cette période n'est pas la plus significative en termes de précipitations (à titre d'exemple, 130 mm ont été relevés en 2023).

2.3 Analyse des résultats

Les résultats obtenus lors de la campagne de mesure ont permis de qualifier les niveaux de qualité de l'air au sein de la zone d'étude au niveau de la porte Maillot et autour ; ils sont présentés ci-après. L'analyse des résultats de la campagne de mesure prend en compte la localisation des sources d'émissions (trafic routier notamment, chantier...) et la topographie locale du site, couplées à la direction et à la vitesse du vent.

2.3.1 Niveaux de dioxyde d'azote

Variabilité spatiale des niveaux

Afin d'évaluer la variabilité spatiale des niveaux, des mesures par tubes à diffusion ont été effectuées par séries d'une semaine.

La Figure 5 illustre la moyenne des résultats de NO₂ pendant les 4 semaines de mesures, du 10/07 au 07/08, en mettant en parallèle les secteurs de vent sur la période de mesure considérée (source Météo France, mesures de Paris-Montsouris).

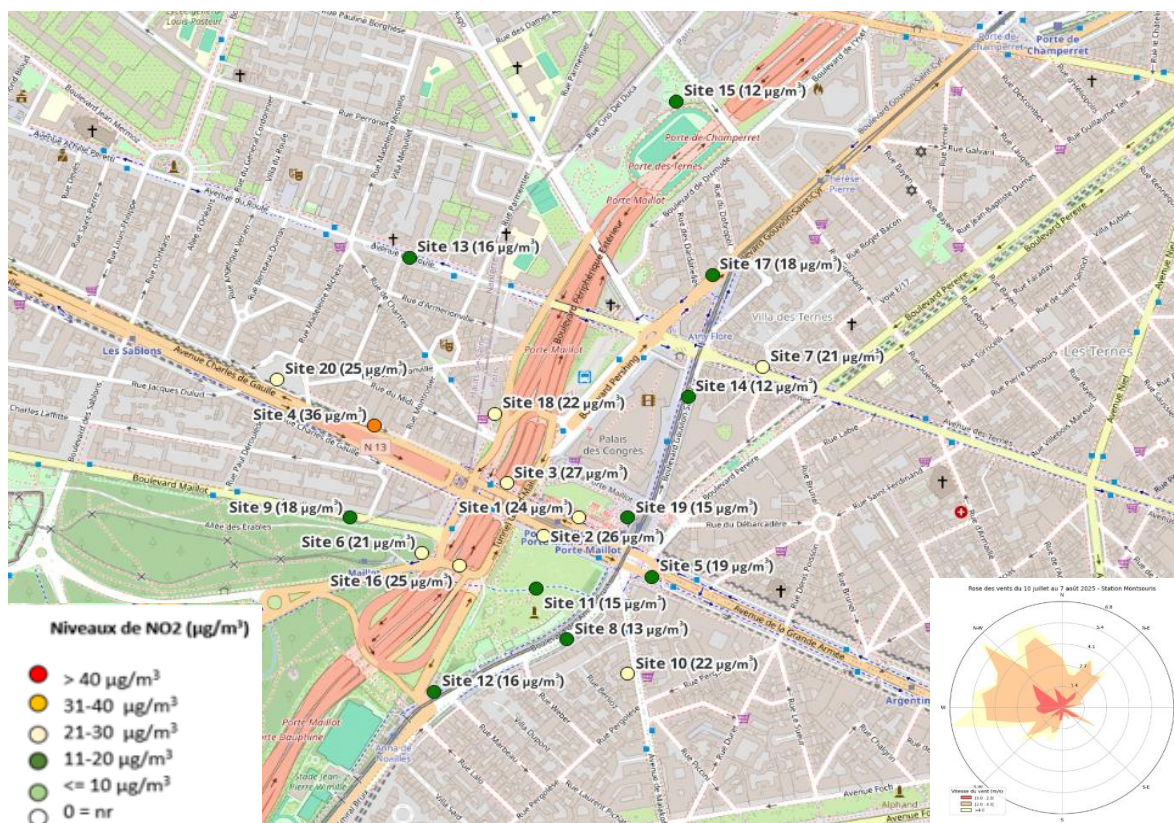


Figure 5 - Niveaux moyens de NO₂ et rose de vent sur l'ensemble de la campagne du 10/07 au 07/08/2025 [source des données de vent : Météo France] [fond de carte : Open Street Map]

Les concentrations en NO₂ les plus élevées au sein de la zone d'étude sont relevées au plus près du trafic routier de l'Avenue Charles de Gaulle (Neuilly-sur-Seine) au niveau de la sortie du tunnel avec une concentration moyenne de 36 µg/m³. En s'éloignant de cet axe, les concentrations de NO₂ diminuent comme cela est relevé sur le site n°20, distant d'environ 30 m de l'axe, où la moyenne de NO₂ est de 25 µg/m³. Les teneurs de NO₂ à proximité immédiate de l'Avenue de la grande armée présentent des teneurs comprises entre 24 µg/m³ et 27 µg/m³. Celles à proximité du trafic routier du Boulevard Périphérique, situé en contrebas, présentent également des teneurs parmi les fortes de la zone d'étude, comprises entre 22 et 25 µg/m³. Ainsi, les sites situés le long des grands axes routiers sont ceux pour lesquels les concentrations mesurées sont les plus élevées dans le domaine, ce qui illustre le rôle majeur du transport routier dans la dégradation de la qualité de l'air. À l'inverse, les zones plus éloignées des flux de circulation importants présentent des niveaux plus faibles, comme cela est le cas au sein de l'extension du square Alexandre et René Parodi (site n°11 – 15 µg/m³), distant des axes routiers.

La Figure 6 présente les concentrations moyennes de NO₂ mesurées aux sites de campagne (passifs et actifs) à proximité de la Porte Maillot, et celles relevées pendant la même période sur un échantillon de stations de référence du réseau Airparif (fond et proximité au trafic), permettant de visualiser la hiérarchie des niveaux sur la zone.

Les deux laboratoires de mesure présentent des niveaux moyens contrastés, avec 25 µg/m³ pour le laboratoire A et 16 µg/m³ pour le laboratoire B.

Le site passif n°4 est le site présentant la moyenne la plus élevée de la campagne, y compris au regard des stations permanentes d'Airparif prises en référence (station au bord du Boulevard Périphérique, BP Est : 24 µg/m³ et station le long du Boulevard Haussmann : 22 µg/m³). Il est important de noter que ce site se situe dans une configuration particulière en sortie de tunnel sur un grand axe, ce qui accentue les niveaux de NO₂ (accumulation des niveaux dans le tunnel, se retrouvant

à la sortie). Les sites 2 et 3 enregistrent également des concentrations importantes, liées à leur implantation sur des axes très fréquentés.

À l'inverse, les sites de fond urbain, tels que Gennevilliers (12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et Neuilly (12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), présentent des concentrations environ deux fois plus faibles que celles des sites trafic, reflétant une absence d'exposition directe aux émissions des véhicules, du fait de leur éloignement par rapport aux sources routières. C'est également le cas des sites 8, 11, 14, 15 et 19 du secteur d'étude.

Le laboratoire B, situé à proximité de l'Avenue du Général de Gaulle, enregistre des teneurs moyennes intermédiaires, comprises entre celles des stations trafic et celles des sites de fond. Ce site subit l'influence du trafic routier, supérieure aux sites de fond, sans toutefois atteindre les niveaux observés au laboratoire A (rue Joseph et Marie Hackin) ni sur les stations trafic du Boulevard Périphérique Est et du Boulevard Haussmann. Les concentrations plus faibles au niveau du laboratoire B peuvent être liées à la configuration de l'Avenue du Général de Gaulle, où les voies de circulation sont séparées par un terre-plein central, éloignant ainsi le trafic du côté des mesures dans le sens « Paris – Banlieue ». Ce phénomène est également observé sur des sites passifs, les sites n°5, 9, 12, 13 et 17.

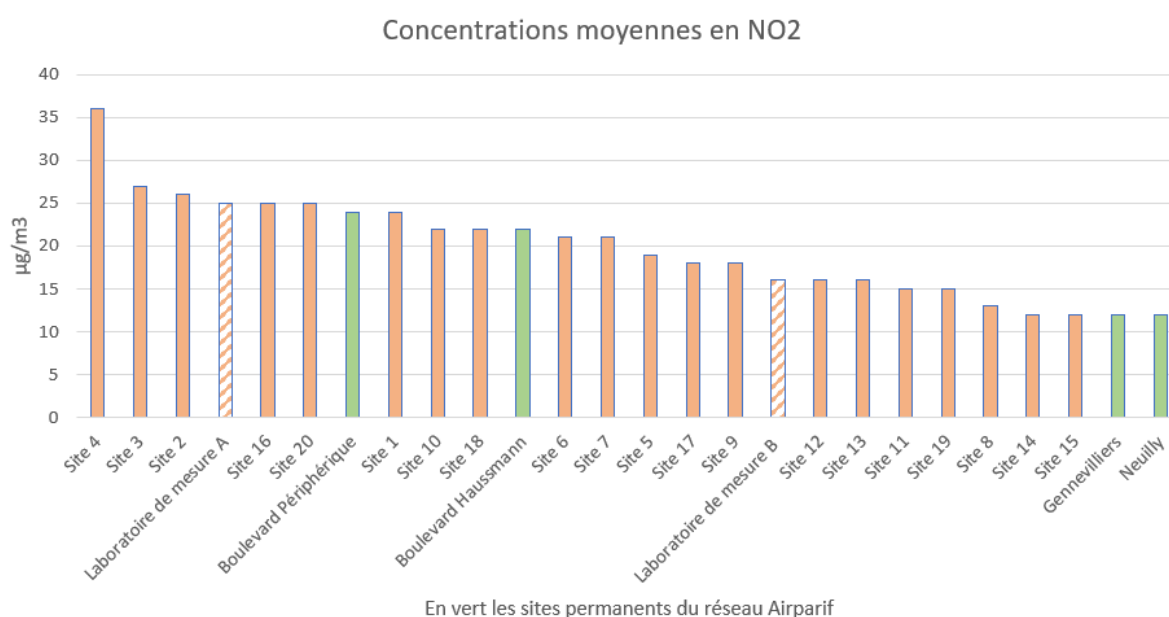


Figure 6 - Moyennes des concentrations en NO₂ sur l'ensemble de la campagne (du 10/07 au 07/08/2025) sur les sites passifs et les laboratoires de mesure A et B ainsi que sur les stations de référence du réseau Airparif

Impact des conditions météorologiques

Influence du vent sur les niveaux : étude série par série

La Figure 7 présente les résultats hebdomadaires des niveaux de dioxyde d'azote (NO₂) autour de la Porte Maillot (sites de mesure passifs), elle met en évidence une forte hétérogénéité d'une semaine à l'autre, en fonction des conditions météorologiques, notamment l'origine des vents. Les données présentées couvrent les quatre semaines consécutives entre le 10 juillet et le 7 août 2025.

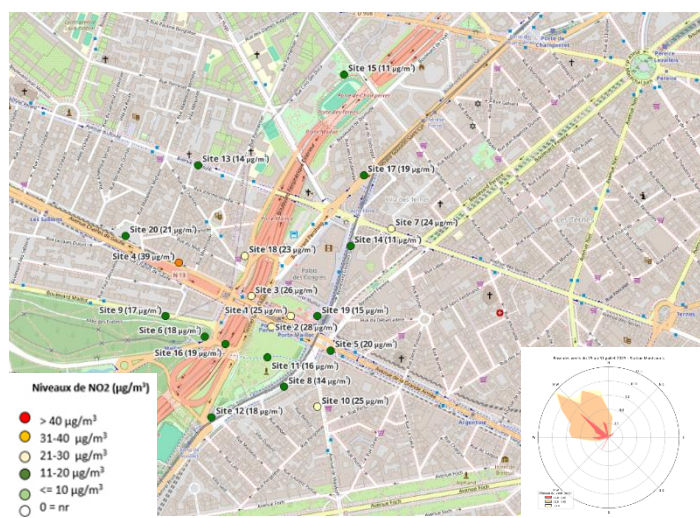


Figure 7 - Niveaux moyens de NO₂ et roses de vent, par semaine du 10/07 au 07/08/2025. Les site 20 et 7 ont été invalidés respectivement pour les première et deuxième semaine. [source des données de vent : Météo France] [fond de carte : Open Street Map]

Semaine 1 : 10 au 17 juillet 2025

Le site n°4 situé à proximité immédiate de l'Avenue du Général de Gaulle présente la concentration la plus élevée (42 µg/m³), comme sur l'ensemble des séries de mesure. Des niveaux également élevés sont enregistrés à l'aplomb du Boulevard Périphérique, aux sites n°3 (30 µg/m³) et n°16 (37 µg/m³), implantés sur les axes enjambant le Boulevard Périphérique. Cette série de mesure présente les niveaux les plus élevés relevés pour ces sites de proximité au Boulevard Périphérique durant la campagne. L'influence de la direction du vent peut expliquer les teneurs plus élevées lors de cette série, compte tenu des vents de nord-est. En effet, lors de ces conditions, les vents sont dans l'axe de cette partie du Boulevard Périphérique, canalisant ainsi les émissions du trafic routier au cœur de l'axe.

Semaine 2 : 17 au 24 juillet 2025

La deuxième semaine montre des niveaux moins élevés que la semaine précédente, dus aux conditions météorologiques, notamment aux 53 mm de pluie, bien que certains points restent à des niveaux modérés. Les sites proches des axes conservent des concentrations supérieures à 20 µg/m³, comme le site n°3 (26 µg/m³), le site n°18 (24 µg/m³) et le site n°1 (23 µg/m³) situés à proximité du Boulevard Périphérique.

La deuxième série présente des vents de sud-ouest contrairement aux autres périodes de la campagne. De ce fait, la hiérarchie des teneurs de NO₂ selon les sites peut être différente durant

cette série qu'en moyenne sur la campagne, comme cela est le cas au cœur de la porte Maillot pour les sites n°1 et n°2 implantés de part et d'autre de l'Avenue de la Grande Armée. En effet, le site n°1, implanté au nord de l'axe présente une concentration moyenne plus élevée qu'au site n°2 implanté au sud du fait des vents dominants de sud-ouest lors de cette série. Les autres séries de mesure, présentant des régimes de vent différents, présentent une hiérarchie inverse, le site n°2 se trouvant plus exposé au trafic routier et mesurant ainsi des teneurs de NO₂ plus élevées.

Semaine 3 : 24 au 31 juillet 2025 et Semaine 4 : 31 juillet au 7 août 2025

Les directions de vent durant ces deux séries sont similaires avec des vents dominants de secteur nord-ouest. La hiérarchie des niveaux des sites de mesure au regard est similaire à celle des autres séries avec les teneurs les plus élevées à proximité du Boulevard Périphérique (sites n°3, n°16 et n°18), le long de l'Avenue du Général de Gaulle (sites n°4 et n°20) et au cœur de la porte Maillot (sites n°1 et n°2).

Influence de la direction du vent sur les niveaux de NO₂

Une analyse plus fine de l'impact des directions de vent peut être faite à partir des concentrations horaires mesurées par les laboratoires mobiles.

Ces données sont représentées sous forme de rose d'impact de pollution, qui met en relief l'impact potentiel d'activités locales. La différence, pour chaque heure, entre les niveaux de pollution à un point d'étude et ceux mesurés sur une station urbaine de fond de référence du réseau Airparif, est calculée et y est représentée.

Elle permet de visualiser la surconcentration d'un polluant par rapport au niveau de fond en fonction de l'origine des vents. Le cercle gris au centre représente l'écart nul entre les deux sites. La partie colorée de la rose d'impact (écart positif) représente un surcroît de pollution sur le site d'étude par rapport aux teneurs mesurées sur la station urbaine de fond de référence (station de Neuilly-sur-Seine). A l'inverse, la partie claire (écart négatif) traduit des niveaux plus faibles que ceux mesurés à la station de référence. Un impact zéro signifie que pour le secteur de vent considéré, en moyenne, le niveau de polluant dans l'air ambiant sur le site d'étude est similaire à celui relevé par la station de référence.

Les roses d'impact permettent de mettre en relief les régimes de vent pour lesquels les sites d'étude peuvent être impactés par des sources émettrices. Une rose d'impact indique toujours la direction d'où vient la pollution.

La Figure 8 présente la rose d'impact pour le NO₂, aux deux laboratoires de mesures A et B.

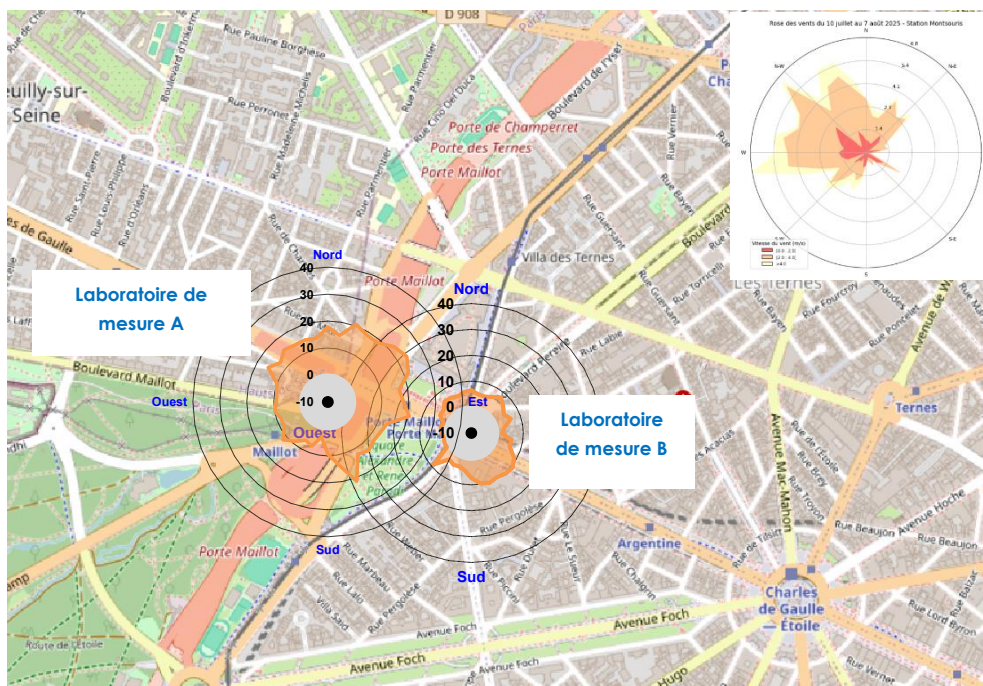


Figure 8 - Rose d'impact sur le NO₂, période du 10/07 au 07/08/2025 (résolution horaire, en µg/m³) [source des données de vent : Météo France] [fond de carte : Google Earth]

Par rapport aux concentrations relevées à la station de référence de Neuilly-sur-Seine, les deux laboratoires de mesure observent des niveaux de NO₂ plus importants pour l'ensemble des régimes de vent. L'implantation des laboratoires de mesure à proximité du trafic routier engendre, quel que soit le secteur de vent, des teneurs plus importantes que celles mesurées en situation de fond de Neuilly. Le laboratoire de mesure A est toutefois plus impacté par le trafic routier pour les directions de vent d'un large secteur est, secteurs de vent plaçant le site sous l'influence des émissions du Boulevard Périphérique. Le laboratoire de mesure B est lui plus impacté par le trafic de l'avenue de la Grande Armée, principalement avec des vents de secteur nord-ouest, avec des teneurs de NO₂ supérieure à la situation de fond compris entre 0 et 10 µg/m³. La rose d'impact laisse apparaître un impact fort lorsque le laboratoire est sous un vent provenant du sud-est mais cela concerne seulement quelques heures sur la période de mesure. Son impact sur la moyenne est donc faible par rapport aux autres secteurs de vent.

Variabilité temporelle

Les laboratoires de mesure positionnés au 5, rue Joseph et Marie Hackin (Laboratoire de mesure A) et au 89, avenue de la Grande armée (Laboratoire de mesure B) ont permis d'enregistrer des **données horaires de NO₂ du 10 juillet au 7 août 2025**. Les profils moyens journaliers sur la période sont présentés sur la Figure 9.

Les profils journaliers présentent des dynamiques similaires entre les laboratoires de mesure et les stations de trafic, avec des pics le matin entre 6 h et 9 h puis en soirée autour de 20 h, traduisant l'influence directe des pointes de trafic routier du matin et du soir. Il est à noter que la station permanente du réseau d'Airparif Boulevard Haussmann enregistre des niveaux comparables au laboratoire de mesure A, avec un premier pic décalé, et une baisse des concentrations le soir, les dynamiques de trafic y étant un peu différentes.

Les stations de fond urbain présentent des concentrations nettement plus faibles et des variations moins prononcées, bien que suivant une dynamique journalière similaire.

Les teneurs de NO₂ enregistrées au laboratoire de mesure B sont comprises entre la situation de fond et les stations de proximité au trafic routier tout au long de la journée.

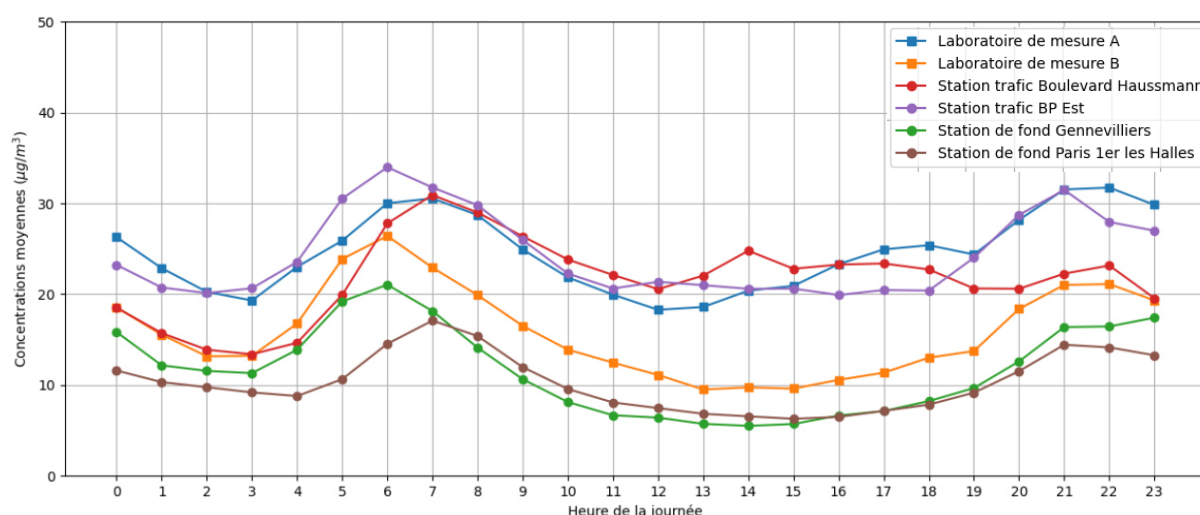


Figure 9 - Profils moyens journaliers des concentrations en NO₂ sur l'ensemble de la campagne (du 10/07 au 07/08/2025) sur les sites des laboratoires de mesures A et B ainsi que sur les stations de référence du réseau Airparif

Teneurs de dioxyde d'azote au regard de la réglementation dans l'air ambiant

A l'échelle annuelle

Afin de pouvoir situer les niveaux mesurés pendant la période de mesure de la campagne par rapport aux réglementations définies à l'échelle annuelle, il est nécessaire d'estimer quel serait le niveau moyen sur une période de 1 an.

Les conditions météorologiques observées lors de la réalisation des séries de mesure ne sont que partiellement représentatives des situations à l'échelle de l'année, notamment compte tenu des régimes de vent dominant de nord-est mesurés lors de la campagne contre des régimes dominants de sud-ouest et nord-est mesurés à l'échelle de l'année. L'évaluation de la concentration moyenne annuelle, ne peut ainsi se faire que par le biais d'un calcul prenant en compte la différence entre les conditions météorologiques observées lors des séries de mesure d'une part, et celles observées tout au long de l'année d'autre part. Pour cela, les résultats annuels connus à partir des mesures réalisées en continu sur l'ensemble des stations permanentes du réseau Airparif sont utilisés pour estimer une moyenne annuelle sur les sites automatiques de la campagne de mesure. Le niveau annuel évalué représente l'estimation la plus probable de la concentration moyenne annuelle du site de mesure qui aurait été obtenue si l'on avait surveillé la qualité de l'air tout au long d'une année. La concentration annuelle ainsi déterminée est nécessairement obtenue avec une incertitude plus forte que si les mesures avaient eu lieu toute l'année. Celle-ci provient non seulement de l'incertitude des appareils de mesure, mais également de celle associée au calcul qui permet de déduire la moyenne annuelle à partir des résultats de l'étude.

La méthodologie de l'estimation des concentrations moyennes annuelles à partir des mesures réalisées lors des campagnes de mesure est détaillée en ANNEXE 3 : Estimation de la concentration moyenne annuelle (méthodologie).

L'année considérée pour l'estimation des moyennes annuelles est comprise entre le 8 août 2024 et le 9 août 2025, intervalle incluant la période de mesure.

Le Tableau 1 présente le code couleur associé au risque de dépassement de la valeur limite annuelle. Les bornes des différentes couleurs sont déterminées en prenant en compte l'incertitude de l'estimation des moyennes annuelles. Ce code couleur est ensuite appliqué au Tableau 2. L'incertitude associée à l'estimation de la moyenne annuelle du NO₂ est de 14 %.

Niveau de risque de dépassement	Pas de risque	Vraisemblable	Certain
limite de la zone de risque en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	≤ 34	> 34 et ≤ 46	> 46
Code couleur			

Tableau 1 - Code couleur associé au risque de dépassement de la valeur limite pour la concentration moyenne annuelle estimée en NO_2

Le Tableau 2 présente, pour les laboratoires de mesure et les 20 sites de mesures par tubes installés autour du secteur de la Porte Maillot, la moyenne annuelle de NO_2 estimée et l'intervalle d'incertitude.

Parmi les sites instrumentés, seul le site n°4 présente un dépassement certain de la valeur limite annuelle en NO_2 avec une moyenne annuelle estimée de $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (entre 40 et $52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en prenant en compte l'incertitude de reconstitution des moyennes annuelles). Ce site est placé avenue Charles de Gaulle, à l'entrée/sortie du tunnel de la N13. Le site n°3 présente un risque de dépassement vraisemblable avec une moyenne annuelle estimée à $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (entre 31 et $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en prenant en compte l'incertitude de reconstitution des moyennes annuelles).

Les autres sites ne présentent « pas de risque » de dépassement de cette valeur limite annuelle. Leurs moyennes annuelles estimées sont comprises entre 19 et $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Il est à noter que la valeur limite annuelle de la nouvelle directive européenne à respecter en 2030 (définie à $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est dépassée sur la quasi-totalité des sites de la zone d'étude hormis potentiellement ponctuellement pour les sites dont l'estimation de la moyenne annuelle est légèrement inférieure à $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Site	Moyenne campagne	Moyenne annuelle estimée	Intervalle incertitude	
	en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Min	Max
Site 1	24	32	28	36
Site 2	26	35	30	40
Site 3	27	36	31	41
Site 4	36	46	40	52
Site 5	19	27	23	31
Site 6	21	29	25	33
Site 7	21	29	25	33
Site 8	13	20	17	23
Site 9	18	26	22	30
Site 10	22	30	26	34
Site 11	15	22	19	25
Site 12	16	23	20	26
Site 13	16	23	20	26
Site 14	12	19	16	22
Site 15	12	19	16	22
Site 16	25	34	29	39
Site 17	18	26	22	30
Site 18	22	30	26	34
Site 19	15	22	19	25
Site 20	25	34	29	39
Laboratoire de mesure A	25	34	29	39
Laboratoire de mesure B	16	23	20	26

Tableau 2 - Estimation de la concentration moyenne annuelle en dioxyde d'azote sur les sites de mesures de la campagne

Synthèse des résultats pour le dioxyde d'azote

Durant la campagne de mesure, les concentrations en dioxyde d'azote (NO_2) relevées autour de la Porte Maillot montrent une forte influence du trafic routier. Les niveaux les plus élevés, compris entre 22 et 36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sont observés le long des grands axes (Avenue Charles De Gaulle et Avenue de la Grande Armée) et du Boulevard Périphérique, tandis que les zones les plus éloignées ou présentant une circulation routière moins importante observent des valeurs nettement plus faibles, souvent inférieures à 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les concentrations moyennes annuelles estimées en NO_2 demeurent en dessous de la valeur limite en vigueur de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur l'ensemble des sites de fond, ainsi que sur la presque totalité des sites situés à proximité des axes routiers. Seul le site localisé avenue Charles de Gaulle, à l'entrée/sortie du tunnel de cette avenue, présente un dépassement estimé.

2.3.2 Niveaux de PM_{10} et $\text{PM}_{2.5}$

Variabilité spatiale

La Figure 10 et la Figure 11 présentent les concentrations moyennes de particules mesurées par les deux laboratoires de mesures et celles relevées durant la même période sur un échantillon de stations de référence du réseau Airparif (fond et proximité au trafic routier).

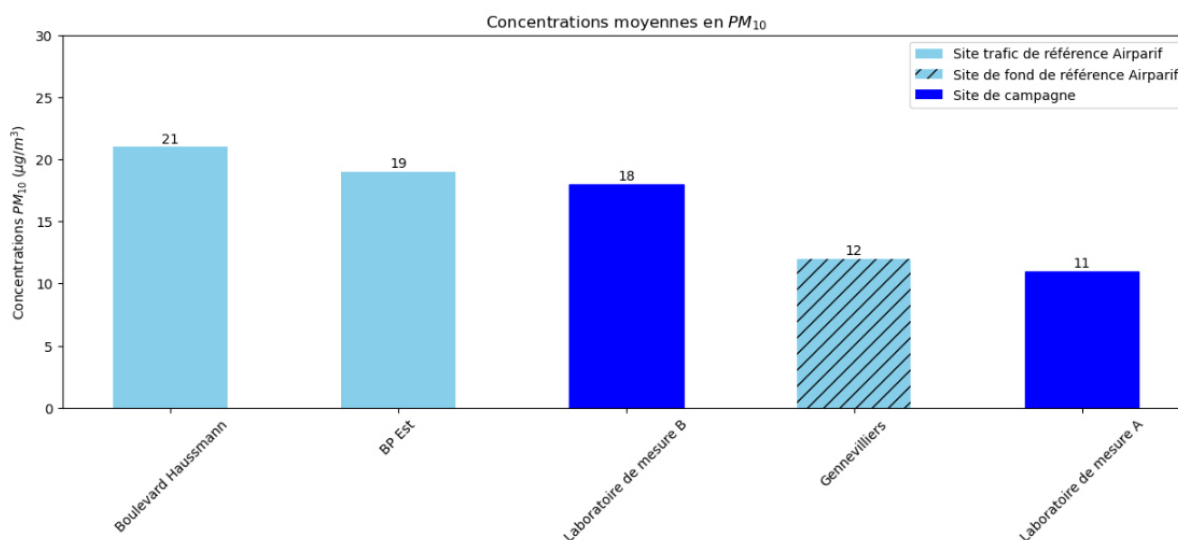


Figure 10 - Moyennes des concentrations en particules PM_{10} sur l'ensemble de la campagne (10/07 au 07/08/25) aux laboratoires de mesures et sur les sites de références Airparif

La moyenne en PM_{10} au niveau du laboratoire de mesure B se trouve sensiblement au même niveau que les moyennes des stations de trafic Airparif Boulevard Haussmann et Boulevard Périphérique Est (BP Est). Le laboratoire de mesure A est en revanche exposé à des concentrations de l'ordre de celles des stations de fond Airparif du cœur de l'agglomération. La hiérarchie des teneurs de particules PM_{10} entre les deux laboratoires de mesure est différente de celle établie pour les teneurs de dioxyde d'azote. Cela peut s'expliquer par la présence de travaux de bâtiments situés à proximité du laboratoire de mesure B, impactant ainsi les mesures sur ce polluants (émissions de poussières liées aux activités de chantiers).

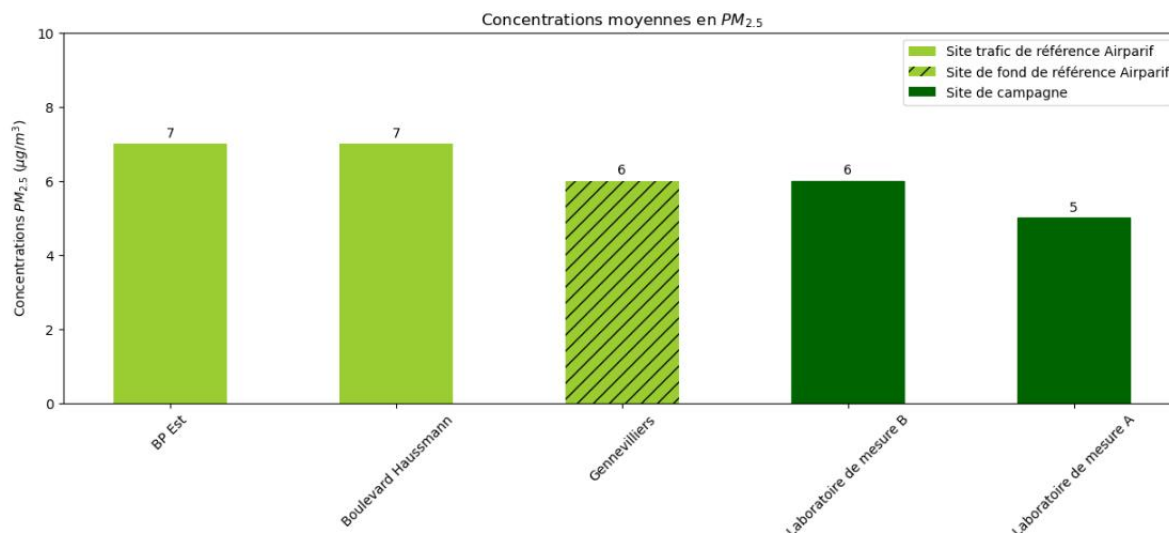


Figure 11 - Moyennes des concentrations en particules $PM_{2.5}$ sur l'ensemble de la campagne (10/07 au 07/08/25) aux laboratoires de mesures et sur les sites de références Airparif

Les niveaux de particules $PM_{2.5}$ sont peu contrastés spatialement sur la période de mesure entre les niveaux à proximité immédiate du trafic routier et ceux en situation de fond. La concentration moyenne en $PM_{2.5}$ des laboratoires mobiles sur la campagne (5 à 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) est comparable à celle observée dans les stations de fond. Les niveaux de $PM_{2.5}$ n'ont ainsi pas été impactés par le chantier.

Variabilité temporelle : profils journaliers

La Figure 12 permet d'étudier les variations des niveaux au cours de la journée sur la période de mesure. Ces profils moyens sont présentés sur l'ensemble de la campagne pour les particules PM_{10} et $PM_{2.5}$.

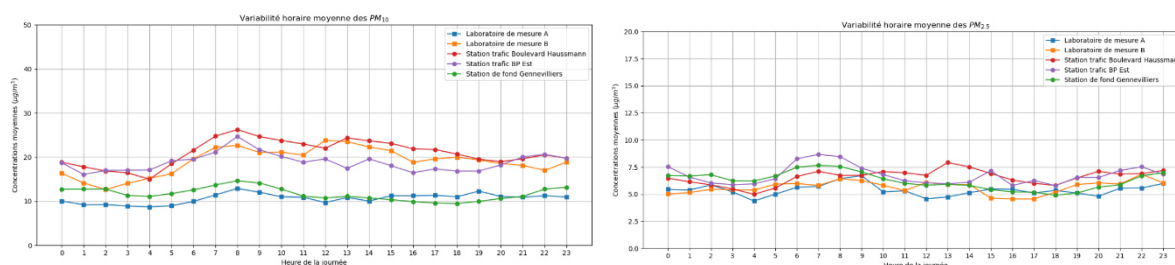


Figure 12 - Profils moyens journaliers des concentrations en PM_{10} (à gauche) et $PM_{2.5}$ (à droite) sur l'ensemble de la campagne (du 10/07 au 07/08/2025) sur les sites des laboratoires de mesures A et B ainsi que sur les stations de référence du réseau Airparif.

Concernant les PM_{10} , le laboratoire de mesure B reste dans le même ordre de grandeur que les stations trafic d'Airparif, tandis que le laboratoire A se rapproche plutôt des teneurs mesurées en situation de fond sur les stations du réseau Airparif. Une légère hausse des concentrations lors de l'heure de pointe du matin est observée, mais le profil demeure globalement lissé le reste du temps, avec des niveaux plus élevés en journée que durant la nuit.

Pour les $PM_{2.5}$, le profil journalier est encore moins contrasté en fonction des heures de la journée que pour les particules PM_{10} .

Rose d'impact de pollution

La Figure 13 présente les roses de pollution aux laboratoires de mesures pour les PM_{10} (à gauche) et $PM_{2.5}$ (à droite). Les stations d'Airparif Paris 18^{ème} (pour les PM_{10}) et Paris 1^{er} les Halles (pour les

PM_{2.5}) ont été utilisées en stations de fond pour calculer l'impact sur les roses de pollution, la station de Neuilly-sur-Seine ne disposant pas de mesure des PM₁₀ et PM_{2.5}.

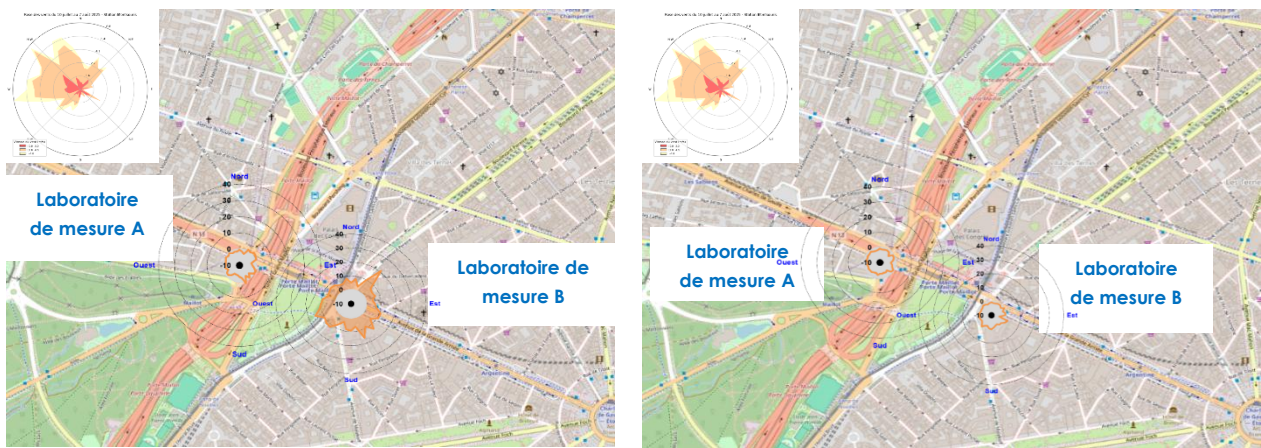


Figure 13 - Rose d'impact sur les PM₁₀ (à gauche) et PM_{2.5} (à droite), période du 10/07 au 07/08/2025 (résolution horaire, en µg/m³) [source des données de vent : Météo France] [fond de carte : Google Earth].

La rose d'impact pour les PM₁₀ au laboratoire de mesure A, ainsi que celle des PM_{2.5} pour les deux laboratoires, montre que les niveaux sont comparables à ce qui est mesuré sur le site de référence. Cependant le laboratoire de mesure B enregistre des teneurs de particules PM₁₀ plus élevées quelle que soit la direction du vent, avec des concentrations supérieures en moyenne de 10 µg/m³, ainsi qu'un impact particulier en provenance du nord-est non identifié.

Teneurs de particules par rapport aux normes en vigueur

A l'échelle annuelle

De la même manière que le dioxyde d'azote, pour pouvoir situer les niveaux mesurés pendant la période de mesure de la campagne par rapport aux réglementations définies à l'échelle annuelle, il est nécessaire d'estimer quel serait le niveau moyen sur une période de 1 an.

Le Tableau 3 présente le code couleur associé au risque de dépassement de la valeur limite annuelle. Les bornes des différentes couleurs sont déterminées en prenant en compte l'incertitude de l'estimation des moyennes annuelles. Ce code couleur est ensuite appliqué au Tableau 4. Les incertitudes associées à l'estimation de la moyenne annuelle des PM₁₀ et PM_{2.5} sont respectivement de 16 % et 17 %.

Niveau de risque de dépassement	Pas de risque	Vraisemblable	Certain	Niveau de risque de dépassement	Pas de risque	Vraisemblable	Certain
limite de la zone de risque en µg/m ³	≤ 34	> 34 et ≤ 46	> 46	limite de la zone de risque en µg/m ³	≤ 21	> 21 et ≤ 29	> 29
Code couleur				Code couleur			

Tableau 3 - Code couleur associé au risque de dépassement de la valeur limite pour la concentration moyenne annuelle estimée en PM₁₀ (à gauche) et PM_{2.5} (à droite)

		Moyenne campagne	Moyenne annuelle estimée (du 10/07 au 07/08/25)	Intervalle incertitude	
		en µg/m ³	en µg/m ³	Min	Max
PM10	Laboratoire de mesure A	11	15	13	17
	Laboratoire de mesure B	20	25	21	29
PM2.5	Laboratoire de mesure A	5	9	8	10
	Laboratoire de mesure B	6	10	8	12

Tableau 4 - Estimation de la concentration moyenne annuelle en PM₁₀ et PM_{2,5} sur les sites de mesures de la campagne

Les deux laboratoires de mesure ne présentent « pas de risque » de dépassement de la valeur limite annuelle en vigueur, comme cela est le cas sur l'ensemble de la région. Au regard de la nouvelle directive européenne applicable en 2030, la moyenne annuelle définie à 20 µg/m³ est dépassée à hauteur du Laboratoire de mesure B. Pour les PM_{2,5} les teneurs sont proches du seuil fixé à 10 µg/m³.

Synthèse des résultats en particules

Les concentrations en PM₁₀ observées au laboratoire B sont du même ordre que celles relevées dans les stations trafic, tandis que le laboratoire A présente plutôt des niveaux caractéristiques d'une situation de fond malgré son emplacement à proximité d'un trafic dense. Cela pourrait être lié à un chantier à proximité du site B, cette différence entre les deux sites n'étant pas observée pour les particules PM_{2,5}, représentatives d'émissions liées à l'échappement. Concernant les PM_{2,5}, les valeurs enregistrées dans les laboratoires A et B sont légèrement inférieures à celles des stations permanentes trafic d'Airparif. Sur la période considérée, ces niveaux restent comparables à ceux des stations de fond, bien que les moyennes demeurent très proches. La valeur limite annuelle concernant les particules est respectée sur les deux sites de mesure.

3. MÉTHODOLOGIE

L'évaluation de l'impact des aménagements aux abords de la Porte Maillot sur la qualité de l'air est réalisée en comparant la qualité de l'air de la situation réelle après travaux à celle d'un scénario considérant le trafic routier et le tracé avant réaménagement routier, toutes les autres conditions étant identiques à la situation réelle (parc roulant, conditions météorologiques, émissions des autres sources de pollution, ...). Cette évaluation est réalisée par modélisation des concentrations aux abords de la Porte Maillot. La méthodologie générale est représentée sur la Figure 14.

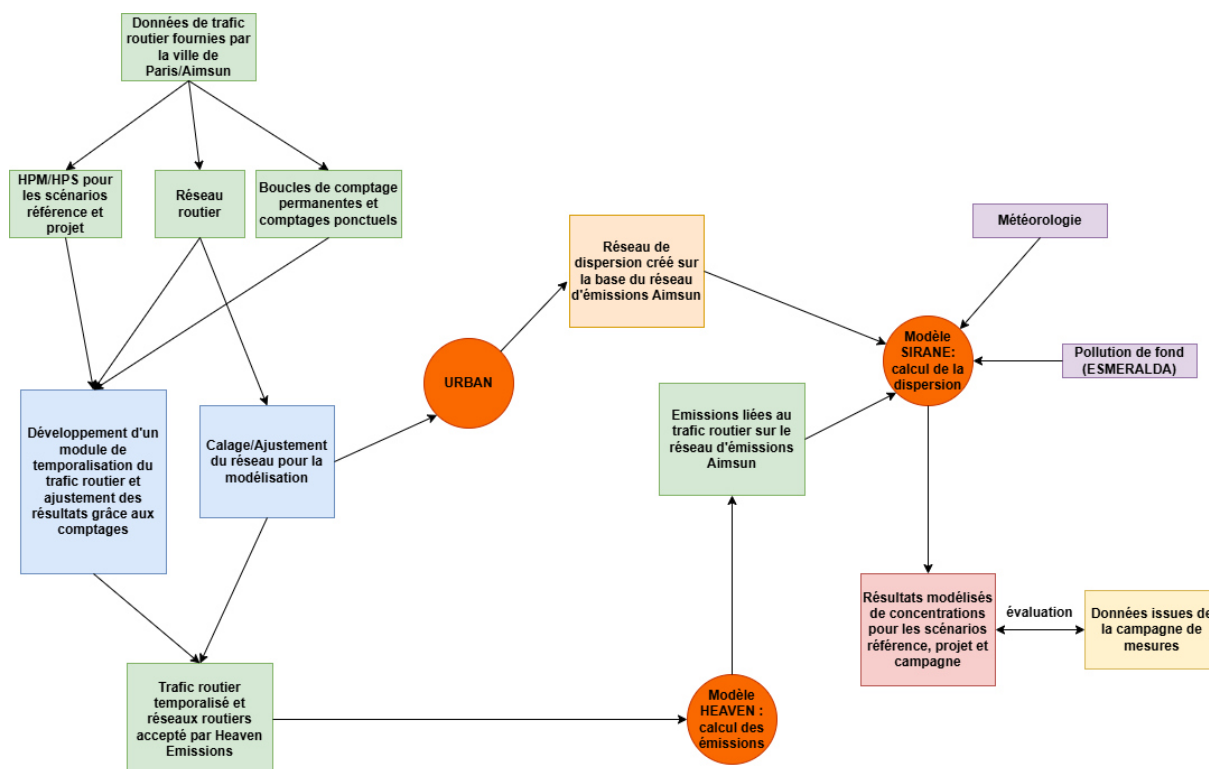


Figure 14 - Schéma récapitulatif de la méthodologie employée pour l'étude Porte Maillot.

Le calcul de l'impact nécessite plusieurs étapes pour chaque situation étudiée : le traitement des données de trafic routier et du réseau routier, le calcul des émissions et le calcul de la dispersion avec le modèle SIRANE², développé par l'Ecole Centrale de Lyon.

Les données de trafic routier sont la base de cette étude. La Ville de Paris a fourni à Airparif, d'une part des modélisations trafic réalisées par le bureau d'étude Aimsun permettant de caractériser les flux et vitesses aux HPM/HPS (Heures de Pointe du Matin/Heures de Pointe du Soir) pour les situations « Référence », c'est à dire sans aménagements routiers et « Projet » (situation projetée après aménagements routiers) et, d'autre part, des comptages réalisés aux abords de la Porte Maillot en mars 2019 (avant aménagements routiers) et en mars 2025 (après aménagements routiers). **Ces données de trafic routier ont été temporalisées afin d'obtenir des données au pas de temps horaire, puis ajustées à l'aide des boucles de comptage permanentes présentes sur la zone pour les différentes périodes modélisées, de sorte à être le plus représentatif possible de la réalité en termes de trafic routier.**

² <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231011007096> et <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231011012143>

Le trafic ainsi calculé au pas de temps horaire a ensuite alimenté le modèle de calcul des émissions **HEAVEN Emissions** déployé à Airparif, afin de calculer les émissions du trafic routier.

Le réseau routier associé au trafic fourni par la Ville de Paris a également été travaillé de sorte à ce que la dispersion puisse être calculée sur ce réseau.

Enfin, **les concentrations sont ensuite calculées avec le modèle de dispersion SIRANE**. SIRANE est utilisé depuis plusieurs années pour des applications opérationnelles et de bilans de la qualité de l'air, principalement par les AASQA (Associations Agréées de la Surveillance de la Qualité de l'Air). SIRANE permet de prendre en compte le transport des polluants dans la canopée urbaine (rue canyon, échange des polluants avec l'atmosphère extérieure et aux intersections des rues), le transport des polluants dans la couche limite atmosphérique, au-dessus du niveau des toits ainsi que différents processus physico-chimiques influençant les concentrations de polluants (lessivage, transport, cycle de Chapman).

Plusieurs scénarios ont été considérés pour cette étude. Un **scénario de modélisation** est défini par un certain nombre de données d'entrée qui alimentent le modèle SIRANE :

- des conditions météorologiques ;
- des concentrations importées sur le domaine (pollution de fond) – les concentrations de fond passées en entrée des scénarios avec et sans aménagement sont identiques. En effet, bien que le changement de trafic impacte le fond sur la zone, il est également impacté de façon bien plus importante par les changements de trafic hors de la zone. Le choix a ainsi été fait ici de garder une concentrations de fond constante afin de bien évaluer l'impact du trafic seul. De plus, le modèle SIRANE met en œuvre une chimie simplifiée permettant ainsi aux concentrations finales d'être également impactées par les interactions entre le fond et le trafic routier pour le NO₂;
- un **scénario d'émissions**, lui-même défini par :
 - o un **trafic routier modélisé** (basé sur les données fournies par la Ville de Paris) ;
 - o un parc roulant (définissant la proportion de véhicules particuliers, de véhicules utilitaires légers, de poids lourds, de bus et de deux-roues motorisés circulant sur les axes en fonction des heures de la journée) ;
 - o un parc technologique (indiquant pour chaque catégorie de véhicule présents au sein du parc roulant, la proportion appartenant à chaque classe de norme européenne d'émissions, le carburant, la cylindrée, etc.). Il définit ainsi la capacité polluante de chaque véhicule roulant.

Les caractéristiques des différents scénarios sont résumées dans le Tableau 5.

Scénario (période modélisée)	Météo	Fond	Parc techno	Parc roulant	Trafic routier (flux et vitesses)
Sans Aménagements (mars 2019)	Mars 2025	Mars 2025	2025	2022	HPM/HPS Aimsun Référence, temporalisé (flux et vitesse) puis corrigé (flux uniquement) sur la base des boucles de comptage permanentes en mars 2019
Avec Aménagements (mars 2025)	Mars 2025	Mars 2025	2025	2022	HPM/HPS Aimsun Projet, temporalisé (flux et vitesse) puis corrigé (flux uniquement) sur la base des boucles de comptage permanentes en mars 2025

Campagne (juillet-août 2025)	Juillet- Août 2025	Juillet-Août 2025	2025	2022	HPM/HPS Aimsun Projet, temporalisé (flux et vitesse) puis corrigé (flux uniquement) sur la base des boucles de comptage permanentes en juillet-août 2025
------------------------------------	-----------------------	----------------------	------	------	--

Tableau 5 - Scénarios de modélisation réalisés pour l'étude Porte Maillot.

Le scénario **Sans Aménagements** est un scénario théorique permettant de représenter l'état du quartier de la Porte Maillot avant les aménagements routiers. Ce scénario sert de base de comparaison avec le scénario Projet. **Il couvre la période du mois de mars 2019.**

Le scénario **Avec Aménagements** permet de représentant l'état actuel du quartier de la Porte Maillot, après les aménagements routiers. **Il couvre la période du mois de mars 2025.** La différence entre les scénarios sans et avec aménagements permet de caractériser l'impact des aménagements routiers, c'est-à-dire l'impact de l'évolution du trafic routier sur la qualité de l'air aux abords de la Porte Maillot. Entre ces deux scénarios, seules les données de comptage et vitesse ainsi que les réseaux routier associés ont évolué. **Toutes les autres données d'entrée (météorologie, parcs roulant et technologique, concentrations de fond) sont strictement identiques.**

Le scénario **Campagne** permet d'évaluer le modèle en conditions réelles par comparaison aux mesures réalisées pendant **la campagne du 10 juillet au 7 août 2025 (pour les tubes) et jusqu'au 27 août 2025 (pour les laboratoires mobiles).**

En résumé, pour un scénario donné, les différentes étapes de la modélisation sont les suivantes :

- **temporalisation du trafic routier fourni par Aimsun dans le domaine d' étude ;**
- **correction des flux temporalisés à partir des boucles de comptages (de la Ville de Paris) présentes sur le domaine d' étude ;**
- **calcul des émissions avec le modèle Heaven Emissions ;**
- **calcul de la dispersion avec le modèle SIRANE.**

Cette section s'organise en quatre sous-sections. Les trois premières présentent les données d'entrée nécessaires au calcul de la dispersion : les données de trafic routier et le travail réalisé sur celles-ci (Section 3.1), les données d'émissions (Section 3.2), la météorologie et les concentrations de fond (Section 3.3). La Section 3.4 présente les principaux enseignements de l'évaluation du modèle sur la période de la campagne de mesures, l'évaluation complète figurant en ANNEXE 4 : Evaluation du débiaisement de la temporalisation.

3.1 Trafic routier

Les données de trafic routier représentent la base du calcul des émissions. Les données utilisées dans l'étude ont été fournies par le bureau d'études Aimsun par l'intermédiaire de la Ville de Paris. Ces données sont des données modélisées basées sur des comptages donnant une information de flux et de vitesses pour deux scénarios : avant les aménagements routiers (Sans Aménagements – scénario « Référence » fourni par Aimsun) et après ceux-ci (Avec Aménagements – scénario « Projet » fourni par Aimsun). **Il convient de noter que le scénario Avec Aménagements est une modélisation prospective de l'état après aménagements, qui a été réalisée en amont de ceux-ci. Ces données initiales ne représentent donc pas fidèlement la réalité et ont été retravaillées en ce sens (voir Section 3.1.3 Ajustement de la temporalisation à l'aide des boucles de comptage permanentes).**

Les données fournies donnent des informations aux heures de pointe du matin (HPM : de 8h à 9h) et heures de pointe du soir (HPS : de 18h à 19h) pour un jour ouvré (voir Figure 15). Or, pour modéliser une période longue, le modèle de dispersion a besoin d'émissions à la résolution horaire et non uniquement sur les HPM/HPS. Le modèle de calcul des émissions doit ainsi être lui-même alimenté par des données. Airparif a ainsi développé un module de temporalisation des données HPM/HPS fournies par Aimsun. Ce module se base sur :

- les données de trafic routier HPM/HPS fournies par Aimsun ;
- le bilan des déplacements de la ville de Paris ;
- les boucles de comptage situées dans Paris et en Île-de-France ;
- le réseau Heaven trafic produit par Airparif qui comporte pour chacun des brins de son réseau les valeurs horaires de flux et de vitesse pour l'année de référence 2022 (inventaire) ainsi que d'autres paramètres nécessaires à la mise en œuvre du modèle Heaven Emissions.

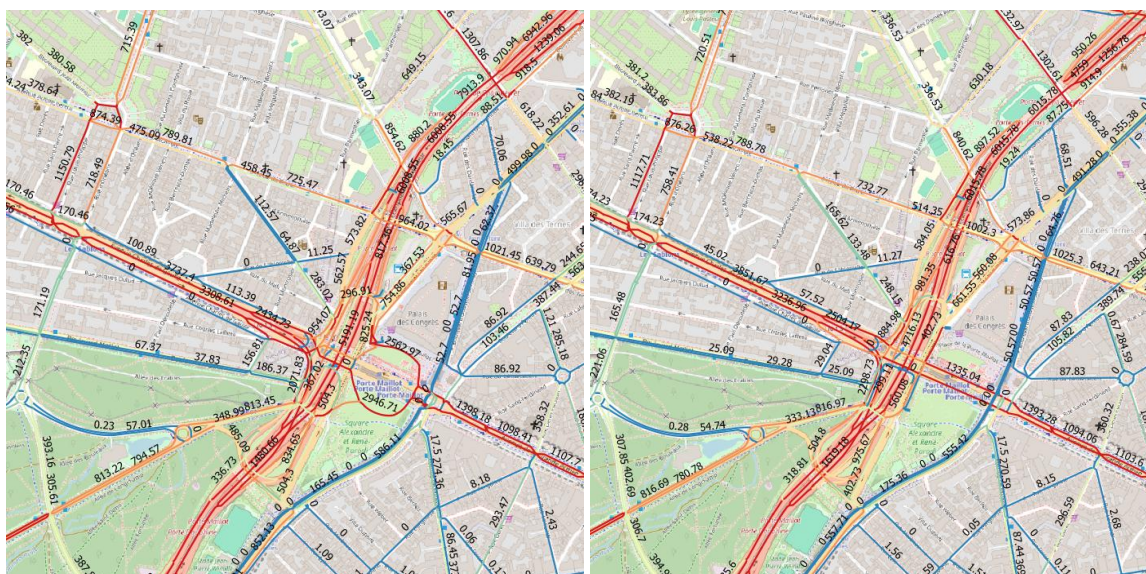


Figure 15 - Données modélisées de flux (nombre de véhicules) par Aimsun à l'heure de pointe du matin (HPM) pour les scénarios Référence (à gauche) et Projet (à droite).

3.1.1 Temporalisation du trafic routier

Le module de temporalisation du trafic routier vise à reconstituer pour chaque brin une série temporelle complète sur une période définie à partir de valeurs moyennes comme les HPM/HPS. La temporalisation va dépendre de l'heure de la journée, du type de jour (jour ouvré, samedi, dimanche) ainsi que du mois. Les étapes-clés de la temporalisation sont :

- les extractions des réseaux Aimsun et Heaven sur la zone d'étude et la réalisation d'une jointure entre les identifiants des deux réseaux ;
- la production de coefficients de temporalisation en se basant sur les brins du réseau Heaven présents dans la jointure et sur le bilan des déplacements de la ville de Paris pour les brins présents uniquement dans le réseau Aimsun ;
- l'application des coefficients sur les flux et vitesses HPM/HPS du réseau Aimsun.

Il convient de noter que les coefficients calculés pour la temporalisation sont représentatifs des journées ouvrées. Dans la suite du rapport et dans tout ce qui concerne les modélisations, seules les journées ouvrées des différentes périodes modélisées ont été considérées.

Étape 1 : réalisation d'une jointure

La jointure entre les réseaux Aimsun et Heaven sur la zone d'étude est nécessaire pour plusieurs raisons :

- le calcul des émissions par HEAVEN Emissions a besoin d'informations supplémentaires que juste le flux et la vitesse qui sont les seules données fournies par Aimsun. Les données comme la typologie du brin (autoroute, Boulevard Périphérique, boulevard des Maréchaux, voies rapides urbaines, etc.) et le pourcentage de moteur froid sont donc récupérés dans les données Heaven grâce à la jointure ;
- le calcul des coefficients de temporalisation du trafic se fait au niveau de chaque brin.

Le réseau Heaven étant moins dense que le réseau Aimsun, il arrive souvent qu'un brin du réseau Heaven doive être associé à plusieurs brins du réseau Aimsun. Il arrive également que certains brins du réseau Aimsun ne puissent pas être associés à un brin Heaven car ces derniers n'existent pas. Dans ce cas-là, les brins sont ajoutés dans le réseau Heaven afin de pouvoir être pris en compte par la suite.

Étape 2 : calcul des coefficients de temporalisation

Le calcul des coefficients de temporalisation s'effectue pour deux types de données :

- **les coefficients basés sur les brins du réseau Heaven.** Pour chaque brin, le flux moyen et la vitesse moyenne sont d'abord calculés pour :
 - o chaque heure et chaque type de jour ;
 - o chaque type de jour ;
 - o chaque mois.
- **les coefficients basés sur la typologie des axes (Paris Intramuros, Boulevard Périphérique, Routes et Autoroutes).** Le bilan des déplacements de la Ville de Paris sur l'année 2018 (pour les typologies Paris Intra-Muros et Boulevard Périphérique) ainsi que les boucles de comptages (pour les typologies Routes et Autoroutes) sont également utilisés pour obtenir un flux moyen et une vitesse moyenne pour chaque heure et chaque type de jour, chaque type de jour et chaque mois.

Le calcul des coefficients, quelle que soit la source des données, s'effectue alors de la façon suivante, pour le flux comme pour la vitesse, notés V dans les équations suivantes :

- **pour les coefficients horaires :**

$$\begin{aligned} \forall h \in [1,12], \quad j \in [JO, SA, DI], \quad C_{b,j,h,HPM(j)} &= \frac{V_{b,j,h}}{V_{b,j,HPM(j)}} \\ \forall h \in [15,24], \quad j \in [JO, SA, DI], \quad C_{b,j,h,HPS(j)} &= \frac{V_{b,j,h}}{V_{b,j,HPS(j)}} \\ \forall h \in [13,14], \quad j \in [JO, SA, DI], \quad C_{b,j,h,HPM(j),HPS(j)} &= \frac{C_{b,j,12,HPM(j)} + C_{b,j,15,HPS(j)}}{2} \end{aligned}$$

où $V_{b,j,h}$ est la valeur moyenne horaire du paramètre dépendant du brin b , du type de jour j et de l'heure h , $V_{b,j,HPM(j)}$ et $V_{b,j,HPS(j)}$ sont respectivement les valeurs moyennes paramètre dépendant du brin b , du type de jour j et de l'heure de pointe du matin ou du soir.

- **pour les coefficients journaliers :**

$$\forall j \in [JO, SA, DI], C_{b,j} = \frac{V_{b,j}}{M_b}$$

où $V_{b,j}$ est la valeur moyenne pour chaque jour type et pour un brin donné et M_b est la moyenne hebdomadaire pondérée définie par :

$$M_b = \frac{5V_{b,JO} + V_{b,SA} + V_{b,DI}}{7}$$

où $V_{b,JO}$, $V_{b,SA}$ et $V_{b,DI}$ sont respectivement les valeurs moyennes horaires du paramètre dépendant du brin b pour un jour ouvré (JO), un samedi (SA) et un dimanche (DI).

- **pour les coefficients mensuels :**

$$\forall m \in [1,12], \quad C_{m,b} = \frac{V_{b,m}}{\bar{V}_b}$$

où $V_{b,m}$ est la valeur moyenne horaire du paramètre pour le mois m et le brin b et $\bar{V}_b$ est la valeur moyenne du paramètre pour le brin b .

Une fois les coefficients calculés, il faut calculer les pourcentages de moteurs froids moyens par brins et par typologie en se basant sur l'inventaire Heaven 2022. Pour cela, il suffit de prendre toutes les valeurs de moteurs froid d'un brin et de calculer pour chaque type de jour, la valeur moyenne par heure, puis la valeur moyenne pour chaque type de jour et enfin la valeur moyenne par mois. La même méthode est appliquée pour chaque typologie pour obtenir des pourcentages moyens de moteur froid pour chaque brin et chaque typologie.

Étape 3 : application des coefficients sur les flux et vitesses HPM/HPS du réseau Aimsun

Une fois les coefficients calculés, la temporalisation est appliquée sur les brins du réseau Aimsun :

- si les brins Aimsun ont un équivalent Heaven, alors les coefficients utilisés sont ceux calculés à partir des brins Heaven ;
- si les brins Aimsun n'ont pas d'équivalent Heaven, alors les coefficients utilisés sont ceux calculés à partir du bilan des déplacements de la ville de Paris et dépendent donc de chaque typologie.

3.1.2 Evaluation de la temporalisation

L'évaluation de la temporalisation a été réalisée via un test unitaire. Le principe est de réaliser toute la démarche décrite précédemment en partant d'une série temporelle complète sur un an en regardant si l'algorithme précédent est capable de reconstruire la série temporelle initiale : les valeurs moyennes HPM/HPS sont calculées à partir de la série temporelle, de même que les coefficients de temporalisation qui sont ensuite réappliqués aux HPM/HPS. Ce test unitaire permet de tester la justesse de l'algorithme présenté dans la section précédente. Les résultats montrent une cohérence entre la série temporelle initiale (en gris) et la série temporelle reconstruite (en bleu) (voir Figure 16).

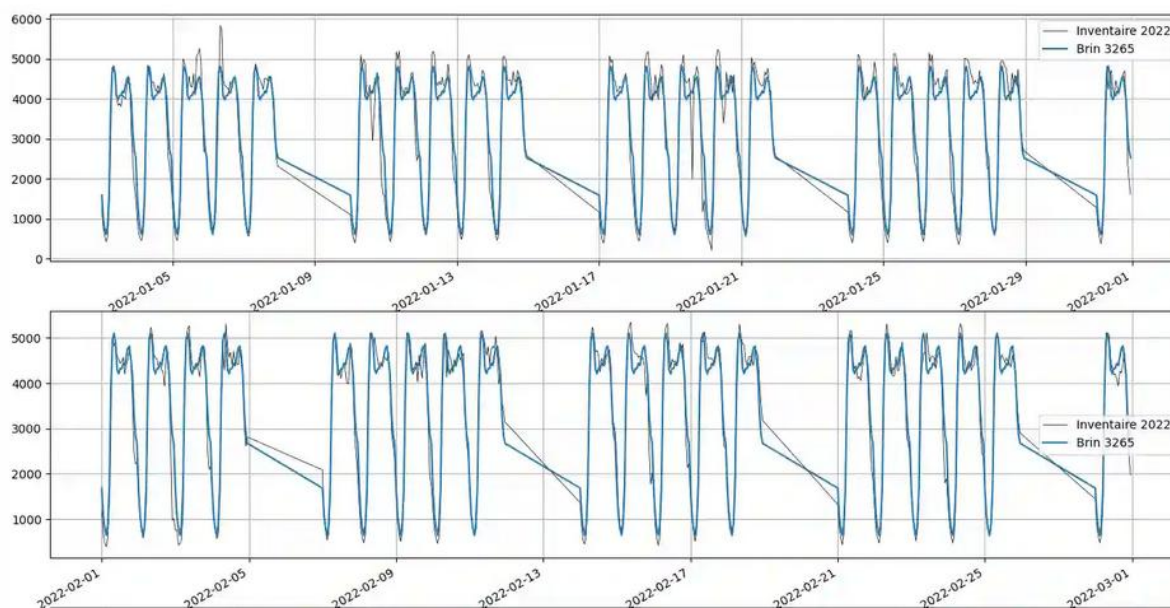


Figure 16 - Séries temporelles inventaire (gris) et reconstruite avec le test unitaire (bleu) pour le brin 3265 sur 1er janvier au 1er mars 2022.

3.1.3 Ajustement de la temporalisation à l'aide des boucles de comptage permanentes

Après avoir produit le trafic temporalisé sur les différentes périodes d'étude et par souci d'être le plus juste possible en termes de flux en comparaison avec les observations (comptages), le flux est ajusté par rapport aux comptages disponibles sur chaque période modélisée par une régression linéaire simple de type méthode des moindres carrés. Concrètement une régression linéaire est

appliquée pour chaque heure de la journée pour chaque brin du réseau Aimsun. Trois cas de figure sont possibles :

- dans le cas où une boucle de comptage est disponible sur le brin, alors la régression linéaire est directement effectuée entre la série temporelle observée (comptage) et la série temporelle modélisée (issue de la temporalisation). Des coefficients de régression par heure de la journée sont alors calculés, permettant ainsi de débiaiser la série temporelle issue de la temporalisation afin qu'elle soit la plus proche possible de la boucle de comptage ;
- dans le cas où une boucle de comptage n'est pas disponible sur le brin mais qu'une boucle est disponible sur un autre brin de la même typologie, alors des coefficients de régression moyens par typologie et par heure de la journée sont calculés ;
- si aucune boucle de comptage n'est disponible pour la typologie du brin, alors la temporalisation n'est pas ajustée pour ce brin.

La Figure 17 présente la carte des brins pour la Référence (à gauche) et le Projet (à droite). Les brins représentés en rose sont ceux dont le flux a pu être ajusté grâce aux boucles de comptage, tandis que les brins apparaissant en bleu n'ont pas pu être ajustés.

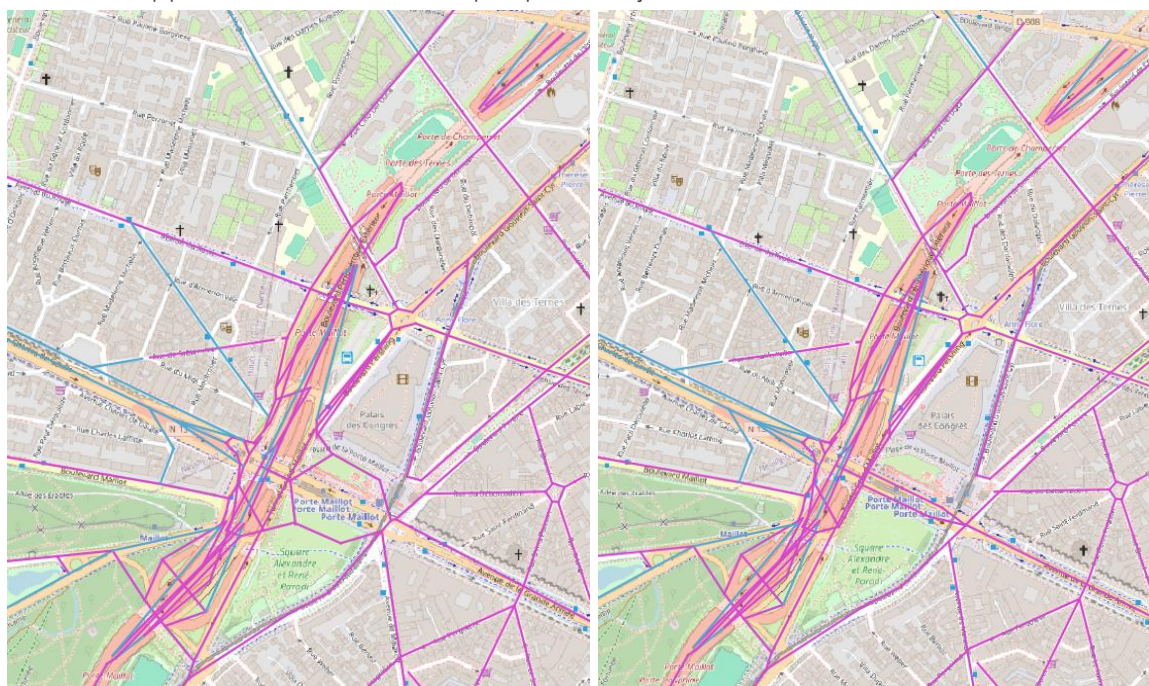


Figure 17 - Représentation spatiale des brins débiaisés à l'aide des boucles de comptage (rose) et non débiaisés (bleu) faute de disponibilité de boucles de comptage pour leurs typologies pour le scénario avant aménagements (gauche) et la situation après aménagements (droite).

L'ajustement de la temporalisation permet de mettre en évidence un réel décalage entre les données HPM/HPS fournies par Aimsun et les boucles de comptage sur le domaine. L'ajustement apporte ainsi une réelle plus-value pour les deux situations, avant et après aménagements (voir Figure 18 et Figure 19).

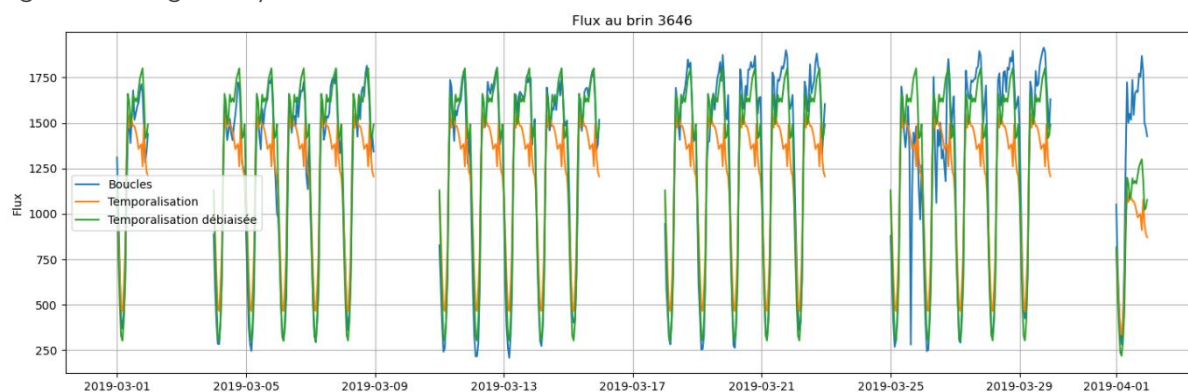


Figure 18 - Séries temporelles de Flux sur l'avenue de la Grande Armée en mars 2019 (boucle de comptage en bleu, temporalisation en orange, temporalisation débiaisée en vert).

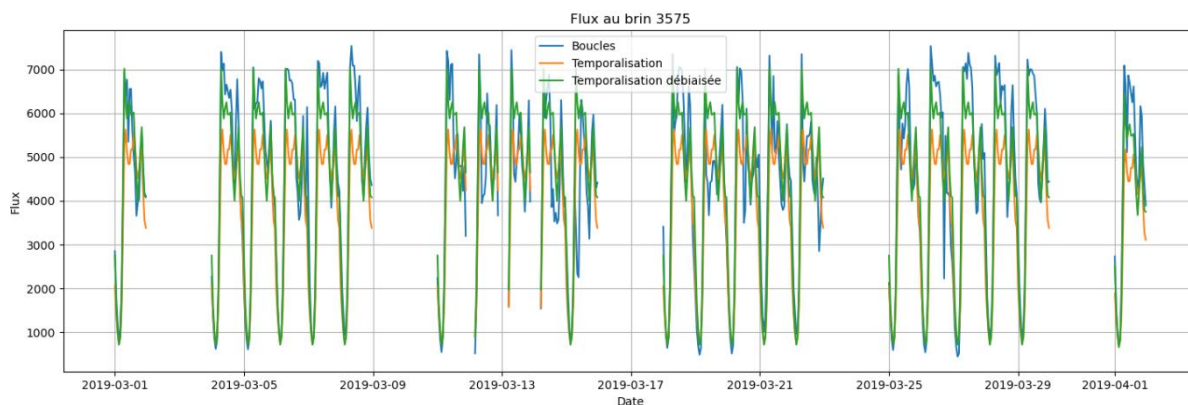


Figure 19 - Idem que Figure précédente pour un brin situé sur le Boulevard Périphérique.

Le débiaisement de la temporalisation permet, pour les brins concernés, de mieux représenter le flux modélisé (voir en ANNEXE 4 :).

Les modélisations Aimsun aux HPM/HPS sont des projections de scénarios théoriques. Les comptages permanents utilisés pour corriger la temporalisation permettent de mieux représenter les flux et de les rendre ainsi plus proches de la réalité. Par souci de cohérence avec la réalité, le trafic temporalisé et débiaisé est utilisé dans toute la suite de cette étude, bien qu'il s'appuie sur les résultats de trafic initialement modélisés par le bureau d'étude.

3.2 Emissions du trafic routier

A partir de la modélisation du trafic routier, Airparif développe et exploite un modèle permettant le calcul des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre (GES) nommé « HEAVEN émissions », basé sur la méthodologie COPERT. Celle-ci fournit les facteurs d'émissions pour l'ensemble des véhicules composant le parc roulant. Cette méthodologie, est conforme aux attendus du guide méthodologique pour l'élaboration des inventaires territoriaux des émissions atmosphériques, validé par le ministère en charge de l'environnement, en vigueur.

« HEAVEN émissions » requiert des débits horaires, des vitesses moyennes de circulation, la structure du parc roulant et des informations météorologiques locales. Airparif constitue des parcs de véhicules sur la base d'informations nationales enrichies avec différentes enquêtes locales permettant de disposer d'informations fines sur les caractéristiques des véhicules en circulation. HEAVEN Emissions produit des résultats horaires sur les émissions des véhicules sur le réseau structurant d'Ile-de-France.

Les débits horaires et vitesses moyennes de circulation proviennent du travail décrit ci-dessus (Section 3.1). La structure du parc technologique est représentative de l'année 2025 et le parc roulant de l'année 2022 (parc le plus récent dont dispose Airparif) pour les trois scénarios.

3.3 Autres données d'entrée

Les **données météorologiques** sont issues d'un couplage des modèles WRF/CALMET extrait à la localisation de la station Paris Montsouris.

Les **concentrations de fond** proviennent quant à elles de données de concentrations modélisées à 3 km de résolution par la chaîne de modélisation régionale ESMERALDA mise en œuvre à Airparif

(basée sur le modèle de chimie-transport CHIMERE³ développé par l'INERIS⁴ et le CNRS) assimilées (c'est-à-dire corrigées à l'aide de méthodes mathématiques) grâce au réseau de mesures automatiques d'Airparif.

3.4 Évaluation du modèle par rapport à la campagne de mesures

Avant toute étude d'impact d'aménagements, il est indispensable d'évaluer la capacité du modèle à représenter correctement les concentrations sur la zone d'étude. Cette évaluation permet d'asseoir la confiance que l'on donne aux résultats fournis par le modèle pour les études d'impact.

L'évaluation a été réalisée sur la période de la campagne de mesures. Le module de temporalisation a permis de temporaliser les données fournies par le bureau d'études Aimsun et la Ville de Paris (HPM/HPS) à la résolution horaire. La prise en compte des boucles de comptage partout où cela a été possible a rendu plus robuste cette temporalisation. L'évaluation du modèle sur la campagne est satisfaisante malgré les défauts connus du modèle (en particulier, la non prise en compte de la topographie) et en tenant compte des incertitudes de mesures (20 à 30%).

L'évaluation complète est détaillée en ANNEXE 5 : Evaluation du modèle avec la campagne de mesures.

³ CHIMERE : <https://www.lmd.polytechnique.fr/chimere/>

⁴ INERIS : Institut national de l'environnement industriel et des risques (<https://www.ineris.fr/fr>)

4. RÉSULTATS

Cette partie se concentre sur la comparaison des situations **Sans Aménagements** et **Avec Aménagements**, en termes de trafic (Section 4.1), d'émissions (Section 4.2), et de concentrations (Section 4.3).

Dans toute la suite, les résultats présentés se concentrent d'une part sur les situations sans et avec aménagements et, d'autre part, distinguent géographiquement les chiffres sur :

- la **totalité du domaine d'études**, colonnes **Sans Aménagements** et **Avec Aménagements** dans les Tableau 6 à Tableau 9;
- la **zone directement impactée par les aménagements**, colonnes « **Sans Aménagements (Porte Maillot seulement)** » et « **Avec aménagements (Porte Maillot seulement)** » dans les Tableau 6 à Tableau 9 ;
- le **domaine d'étude moins la zone directement impactée**, colonnes « **Sans aménagements (sans la Porte Maillot)** » et « **Avec aménagements (sans la Porte Maillot)** » dans les Tableau 6 à Tableau 9.

4.1 Trafic routier

Le Tableau 6 présente les volumes totaux de trafic modélisés aux HPM/HPS après temporalisation des trafics modélisés par Aimsun et débiaisement des résultats à l'aide des boucles de comptage. **Le flux total diminue de 29% entre le scénario avant aménagements et la situation actuelle sur l'ensemble du domaine (26% de baisse à l'heure de pointe du matin, 32% de baisse à l'heure de pointe du soir).** Les baisses sont ainsi plus accentuées que celles modélisées par Aimsun (5% à l'heure de pointe du matin et 6% à l'heure de pointe du soir). **Le débiaisement appliqué en sortie de temporalisation explique cette différence : en effet, les modélisations Aimsun sont des projections d'un scénario futur théorique. Les comptages permanents ont été utilisés de sorte à corriger la temporalisation pour la rendre la plus proche possible de la réalité (voir Figure 18). Spatialement, les baisses sont plus importantes aux abords immédiats des aménagements de la Porte Maillot (68%). La baisse y est également légèrement plus marquée sur l'heure de pointe du matin (69%) que sur l'heure de pointe du soir (66%).**

	HPM	HPS	Total
Sans aménagements (tout le domaine) – indice 100	13 933 000	12 072 000	7 417 000
Avec aménagements (tout le domaine)	74.2	68.2	70.8
Sans aménagements (sans la Porte Maillot) – indice 100	12 954 000	11 129 000	68 347 000
Avec aménagements (sans la Porte Maillot)	77.2	71.4	74.1
Sans aménagements (Porte Maillot) – indice 100	979 000	943 000	5 828 000
Avec aménagements (Porte Maillot)	33.5	30.7	31.7

Tableau 6 - Flux totaux en nombre de véhicules pour les différents scénarios aux HPM/HPS et sur l'ensemble des mois de mars 2019 (sans aménagements) et mars 2025 (avec aménagements). Pour chaque zone géographique, la première ligne présente les chiffres représentant les flux, la deuxième les données sont exprimées en indice 100 par rapport à la première ligne.

Les profils journaliers des flux montrent une baisse importante des Flux sur l'avenue de la Grande Armée et sur la Porte Maillot, alors que la baisse est moins significative sur le Boulevard Périphérique (voir Figure 20). **D'après l'étude de trafic réalisée par Aimsun, la baisse de trafic sur la zone est majoritairement due au changement de la configuration du terrain, les aménagements réduisant de fait la capacité des routes directement impactées et étant à l'origine de reports très localisés. En effet, la simplification de l'aménagement permet de décharger des sections entre le Boulevard**

Périphérique et l'avenue de la Grande Armée, mais crée une faible congestion, notamment sur la RN13 en provenance de Neuilly-sur-Seine, causée notamment par les fermetures des contre-allées sur l'avenue du Général de Gaulle. Toujours d'après l'étude de trafic, peu de report a été modélisé en dehors de la zone d'étude car les portes Dauphine et d'Asnières créent une barrière difficile à franchir pour les véhicules (entrant ou sortant de Paris), rendant ainsi les reports très limités en dehors de la zone d'étude. Les changements de comportements intervenus entre 2019 et 2025 (évolution du télétravail, développement des mobilité douces) ont également probablement contribué à la baisse du trafic.

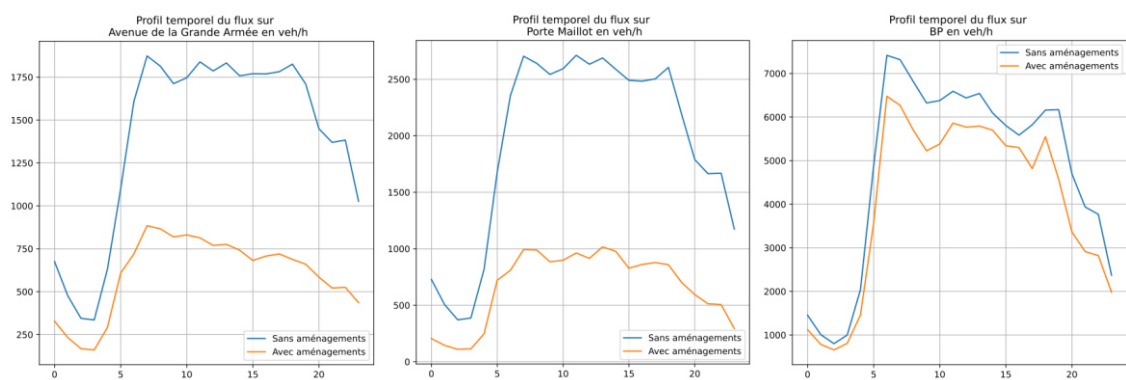


Figure 20 - Profils journaliers des flux (en véhicules/heure) sans aménagements (bleu) et avec aménagements (orange) sur l'Avenue de la Grande Armée (à gauche), la Porte Maillot (au milieu) et le Boulevard Périphérique (à droite).

4.2 Emissions

Le Tableau 7 présente les émissions totales (en g) calculées pour le scénario sans aménagements (trafic de mars 2019) et la situation actuelle, avec aménagements (mars 2025). Une baisse de 23% des émissions totales de NOx sur l'ensemble du domaine est observée entre les deux situations. La baisse totale est due à une baisse de trafic majoritairement liée **aux aménagements de la Porte Maillot** (baisse du trafic de 60% entre les deux scénarios). Elle est légèrement plus marquée à l'heure de pointe du soir (64%) qu'à l'heure de pointe du matin (57%), en cohérence avec l'évolution du trafic (Tableau 6). Sur le reste du domaine, les émissions diminuent de 20%, ces baisses se ressentant principalement sur le Boulevard Périphérique (cumul de la baisse tendancielle sur le Boulevard Périphérique et d'un probable impact des aménagements, qui engendrent une baisse de trafic sur les axes menant à la Porte Maillot en provenance de Paris), le Boulevard Pershing (Bd des Maréchaux à proximité de Porte Maillot) et l'Avenue du Roule à Neuilly-sur-Seine et de manière un peu plus soutenue à l'heure de pointe du soir (24% de baisse, contre 18% à l'heure de pointe du matin, voir Figure 21). De manière cohérente avec l'étude de trafic, on note une légère hausse des émissions sur la RN13 à Neuilly-sur-Seine.

	HPM	HPS	Total
Sans aménagements – indice 100	2 178 000	1 413 000	10 554 000
Avec aménagements	79.6	73	76.8
Sans aménagements (sans la Porte Maillot) – indice 100	2 038 000	1 299 000	9 779 000
Avec aménagements (sans la Porte Maillot)	82.1	76.3	79.7
Sans aménagements (Porte Maillot) – indice 100	138 000	113 980	776 000
Avec aménagements (Porte Maillot)	42.5	35.6	39.5

Tableau 7 - Emissions totales de NOx (en g) calculées pour le scénario sans aménagement (mars 2019) et la situation actuelle avec aménagements (mars 2025) ainsi que sur les HPM/HPS. Pour chaque zone géographique, la première ligne présente les chiffres représentant les émissions, la deuxième les données sont exprimées en indice 100 par rapport à la première ligne.

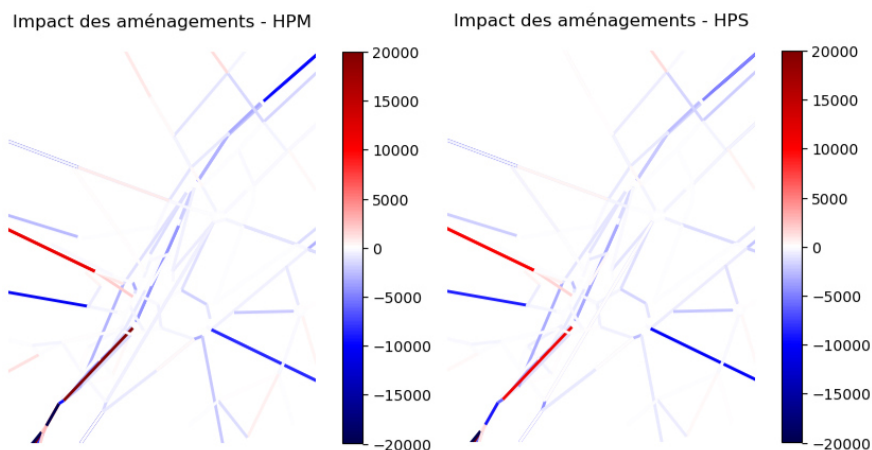


Figure 21 – Impact des aménagements sur les émissions totales de NO_x (en g) aux HPM/HPS.

L'évolution des émissions de PM₁₀ (voir Tableau 8) et de PM_{2.5} (voir Tableau 9) suit la même tendance, avec des émissions baissant d'environ 25% au total, avec une baisse plus marquée à l'heure de pointe du soir (29% de baisse contre 22% à l'heure de pointe du matin). Les axes directement impliqués dans les changements (**Porte Maillot**) sont plus impactés par ces baisses (61% au total, 65% de baisse à l'heure de pointe du soir et 58% à l'heure de pointe du matin).

	HPM	HPS	Total
Sans aménagements	134 000	102529	680 000
Avec aménagements – indice 100	77.5	71.1	74.6
Sans aménagements (sans la Porte Maillot)	123 000	93018	617 000
Avec aménagements (sans la Porte Maillot) – indice 100	80.1	74.7	78.2
Sans aménagements (Porte Maillot)	11 000	10 000	63 000
Avec aménagements (Porte Maillot) – indice 100	41.9	35.2	39

Tableau 8 - Emissions totales de PM₁₀ (en g) calculées pour le scénario sans aménagement (mars 2019) et la situation actuelle avec aménagements (mars 2025) ainsi que sur les HPM/HPS. Pour chaque zone géographique, la première ligne présente les chiffres représentant les émissions, la deuxième les données sont exprimées en indice 100 par rapport à la première ligne.

	HPM	HPS	Total
Sans aménagements	94 000	72 000	476 000
Avec aménagements – indice 100	77.5	71	74.6
Sans aménagements (sans la Porte Maillot)	86 000	65 000	432 000
Avec aménagements (sans la Porte Maillot) – indice 100	80.1	74.7	78.2
Sans aménagements (Porte Maillot)	8 000	7 000	44 000
Avec aménagements (Porte Maillot) – indice 100	41.9	35.2	39

Tableau 9 - Emissions totales de PM_{2.5} (en g) calculées pour le scénario sans aménagement (mars 2019) et la situation actuelle avec aménagements (mars 2025) ainsi que sur les HPM/HPS. Pour chaque zone géographique, la première ligne présente les chiffres représentant les émissions, la deuxième les données sont exprimées en indice 100 par rapport à la première ligne.

Les profils journaliers des émissions de NO_x (voir Figure 22) montrent une diminution importante des émissions sur l'avenue de la Grande Armée et la Porte Maillot, en cohérence avec le profil temporel de l'évolution des flux de trafic avant et après aménagements (voir Figure 20).

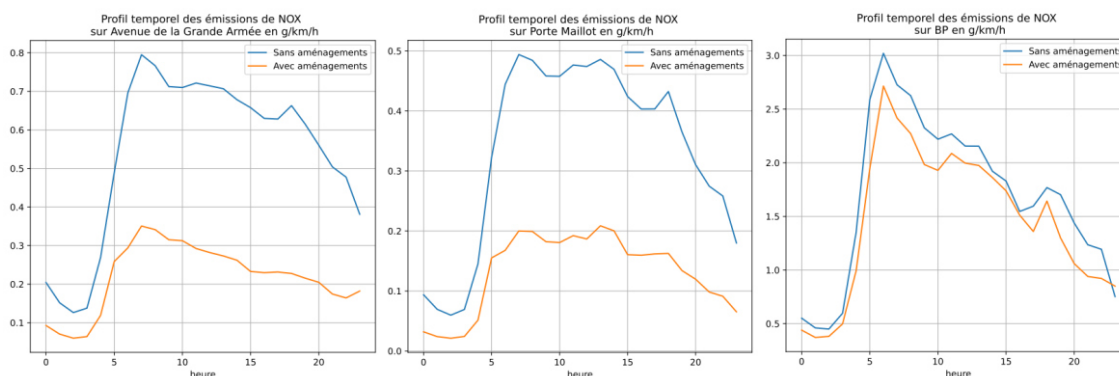


Figure 22 - Profils journaliers des émissions de NO_x (en g/km/h) sans aménagements (bleu) et avec aménagements (orange) sur l'Avenue de la Grande Armée (à gauche), la Porte Maillot (au milieu) et le Boulevard Périphérique (à droite).

4.3 Concentrations

L'impact des aménagements se traduit par une baisse sensible des concentrations de NO₂ sur l'ensemble du domaine (voir Figure 23). Cette baisse est pilotée par la baisse modélisée sur la place de la Porte Maillot, sur l'avenue de la Grande Armée (de l'ordre 5 à 15 µg/m³, soit de 15 à 30%) ainsi que sur le Boulevard Périphérique (de l'ordre de 10 à 15 µg/m³, soit d'environ 15%). Si les baisses modélisées sur l'avenue de la Porte Maillot et l'avenue de la Grande Armée sont essentiellement liées aux aménagements réalisés, celle modélisée sur le Boulevard Périphérique est représentative d'une baisse tendancielle depuis quelques années (7.7% de baisse de trafic sur le Boulevard Périphérique entre 2019 et 2024 d'après le bilan des déplacements de la Ville de Paris), cumulée avec un effet probable des aménagements de la Porte Maillot. La baisse est plus marquée à l'heure de pointe du soir, en cohérence avec l'évolution du trafic routier. La faible augmentation modélisée au cœur de la Porte Maillot est tout simplement due au changement de configuration de l'espace, puisqu'auparavant, il y avait un rond-point et donc de la circulation seulement autour de la place. Sur l'avenue du Général de Gaulle à Neuilly-sur-Seine, les concentrations n'augmentent pas malgré des émissions plus élevées en raison de l'impact positif des autres axes. En revanche, les diminutions de concentrations sont plus faibles que sur les autres axes de la zone d'étude. Au global sur la place de la Porte Maillot, les concentrations modélisées sont plus faibles pour la situation actuelle que pour le scénario avant aménagements.

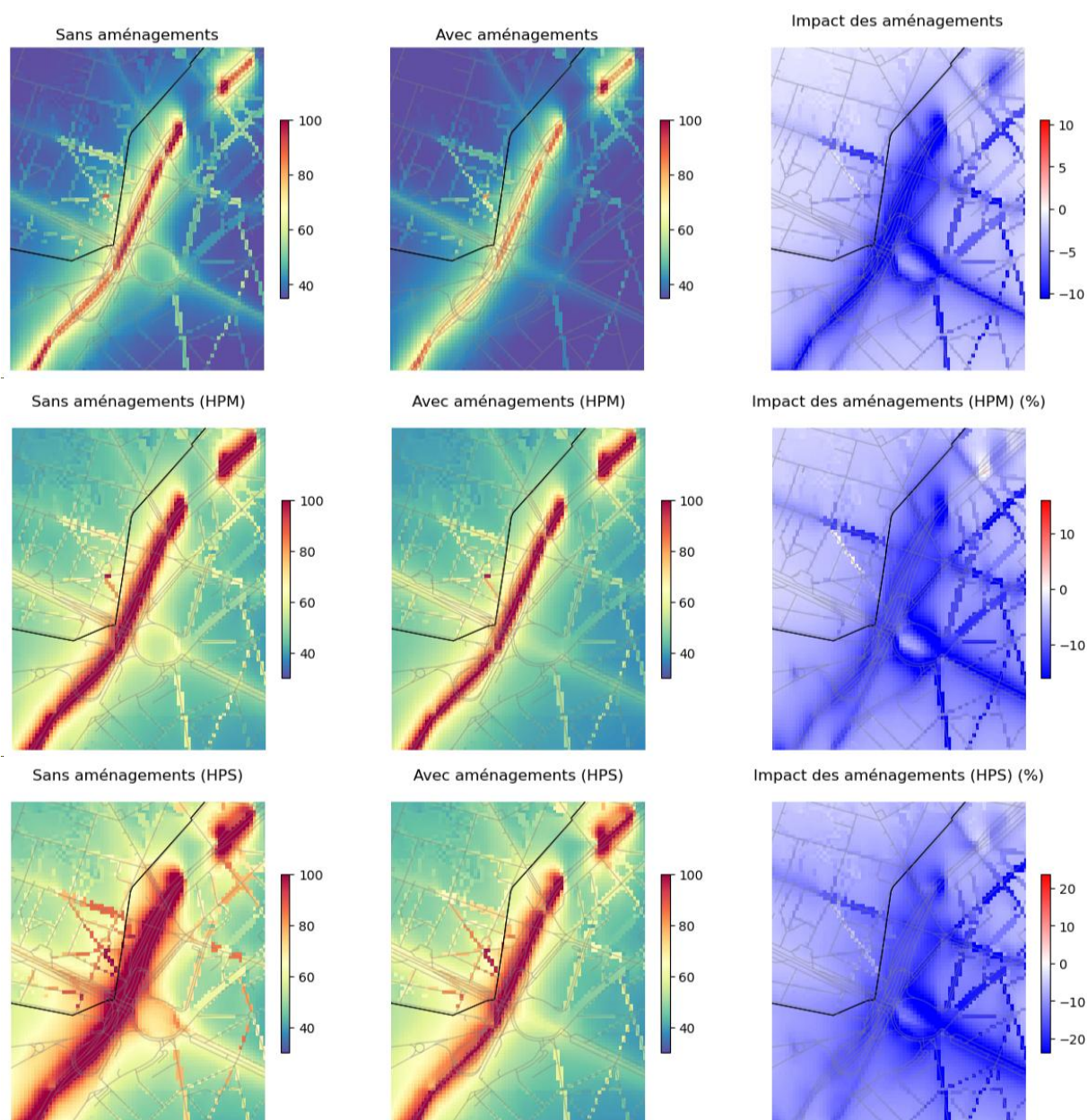


Figure 23 - Concentrations moyennes de NO₂ modélisées sans aménagements (à gauche), avec aménagements (au milieu) et impact des aménagements (à droite) sur l'ensemble de la période (première ligne), uniquement à l'heure de pointe du matin (deuxième ligne) et à l'heure de pointe du soir (troisième ligne). Les concentrations sont exprimées en µg/m³.

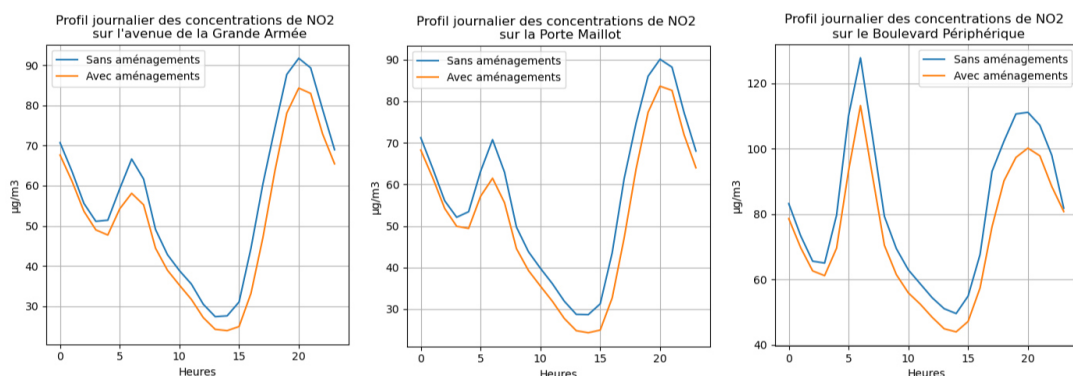


Figure 24 - Profils journalier des concentrations de NO₂ (en µg/m³) sans aménagements (bleu) et avec aménagements (orange) sur l'Avenue de la Grande Armée (à gauche), la Porte Maillot (milieu) et le Boulevard Périphérique (à droite).

Pour les particules PM₁₀ (voir Figure 25), qui sont plus faiblement liées au trafic routier que le NO₂, les baisses sont moindres, de l'ordre de 2-3 µg/m³ sur le Boulevard Périphérique (soit 6-7%) et de l'ordre de 2 µg/m³ sur la place de la Porte Maillot et l'avenue de la Grande Armée (soit 5 à 10%). Ces baisses sont tout de même significatives et témoignent d'un impact réel des aménagements.

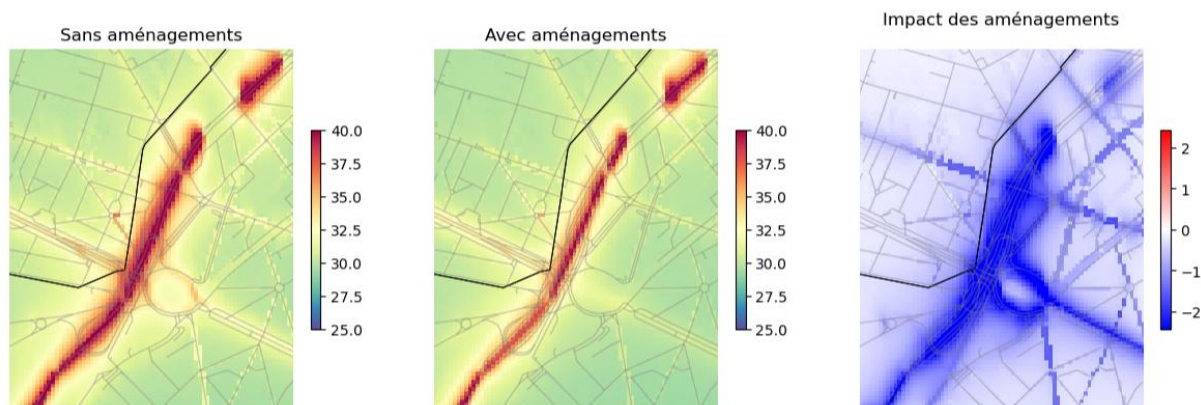


Figure 25 - Concentrations moyennes de PM₁₀ modélisées sans aménagements (à gauche), avec aménagements (au milieu) et impact des aménagements (à droite) sur l'ensemble de la période. Les concentrations sont exprimées en µg/m³.

Pour les particules PM_{2.5} (voir Figure 26), les baisses sont de l'ordre de 1-2 µg/m³ (soit environ 6-8% sur le Boulevard Périphérique et de 5 à 10% sur la place de la Porte Maillot et l'avenue de la Grande Armée).

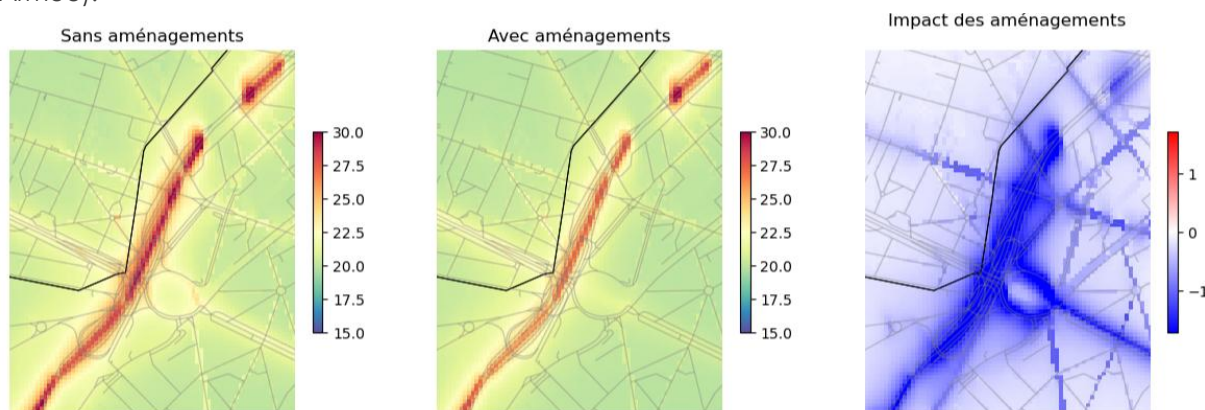


Figure 26 - Concentrations moyennes de PM_{2.5} modélisées sans aménagements (à gauche), avec aménagements (au milieu) et impact des aménagements (à droite) sur l'ensemble de la période. Les concentrations sont exprimées en µg/m³.

Les concentrations de PM_{2.5} attribuées au trafic routier proviennent de l'échappement ainsi que de l'abrasion, mais en proportion moindre que pour les PM₁₀. Ainsi, les diminutions de trafic ont un effet

plus limité sur les PM_{2.5} que sur les PM₁₀, dont les concentrations sont influencées à la fois par l'abrasion, qui génère les émissions majoritaires, et par les émissions issues de l'échappement.

Le tableau ci-dessous et la Figure 27 illustrent les baisses d'exposition de la population de la zone d'étude à la pollution due au dioxyde d'azote (pour un tiers des habitants de la zone) et une stabilité de celle aux particules PM_{2.5}. Pour les zones sans habitation les gains permettent une exposition moindre des usagers des routes et aménagements (piétons, cyclistes, automobilistes, ...) aux deux polluants. La qualité de l'air ne s'est pas dégradée sur la zone.

	NO ₂ [PM _{2.5}]	
	en habitants (arrondi à 100)	en pourcentage d'habitants sur la zone
Population exposée à une amélioration de la qualité de l'air	67 400 [0]	66 % [0 %]
Population exposée à une stabilité de la qualité de l'air	34 800 [102 200]	34 % [100 %]
Population exposée à une dégradation de la qualité de l'air	0 [0]	0 % [0 %]

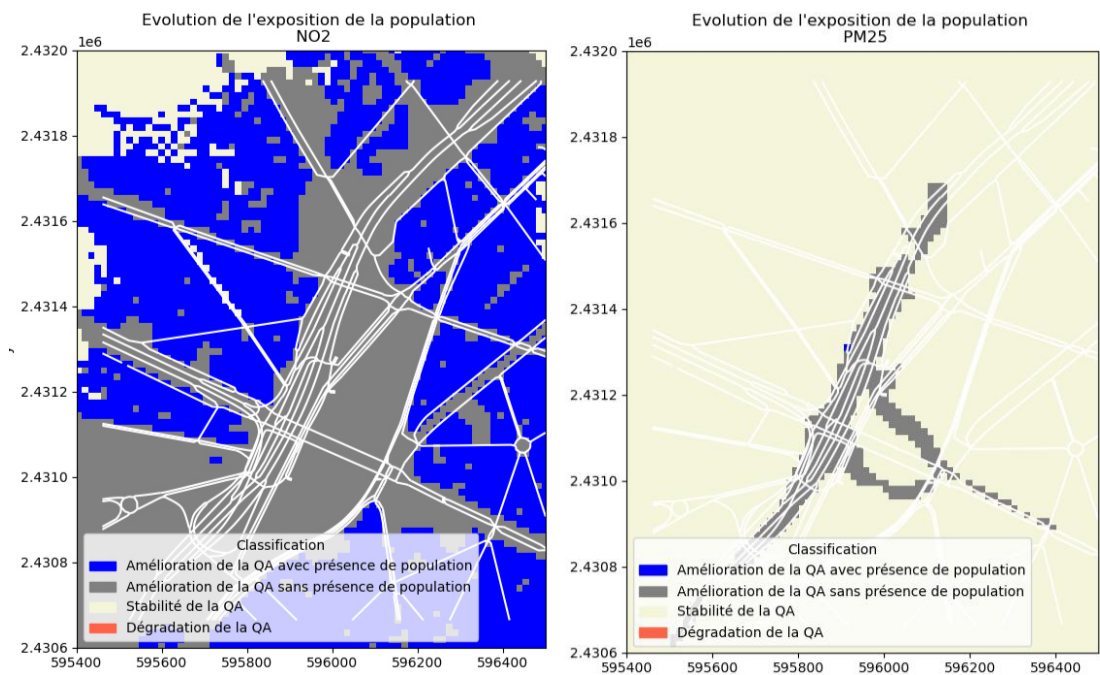


Figure 27 – Tableau et cartographies présentant l'évolution de la qualité de l'air (NO₂ à gauche et PM_{2.5} à droite) pour les zones habitées.

5. CONCLUSIONS

L'objectif de cette étude était d'évaluer l'impact des aménagements aux abords de la Porte Maillot sur la qualité de l'air en comparant la qualité de l'air de la situation réelle après travaux à celle d'un scénario considérant le trafic routier et le tracé avant réaménagement routier, toutes les autres conditions étant identiques à la situation réelle (parc roulant, conditions météorologiques, émissions des autres sources de pollution, ...). Cette étude a été réalisée par modélisation des concentrations de NO₂, PM₁₀ et PM_{2.5}. Une campagne de mesure a également été mise en œuvre pour caractériser la situation après aménagements et servir de base de comparaison pour l'évaluation du modèle.

Les résultats de la campagne montrent que les concentrations les plus élevées sur le secteur d'étude sont observées le long des grands axes (Avenue Charles De Gaulle et Avenue de la Grande Armée) et du Boulevard Périphérique, que ce soit en dioxyde d'azote ou en particules PM₁₀ et PM_{2.5}. L'estimation en moyenne annuelle indique un respect pour les trois polluants des valeurs limites réglementaires en vigueur sur l'ensemble du secteur d'étude sauf à proximité immédiate de l'entrée/sortie du tunnel de l'Avenue Charles de Gaulle, qui présente un dépassement de la valeur limite annuelle de 40 µg/m³ pour le dioxyde d'azote, avec une moyenne estimée à 46 µg/m³.

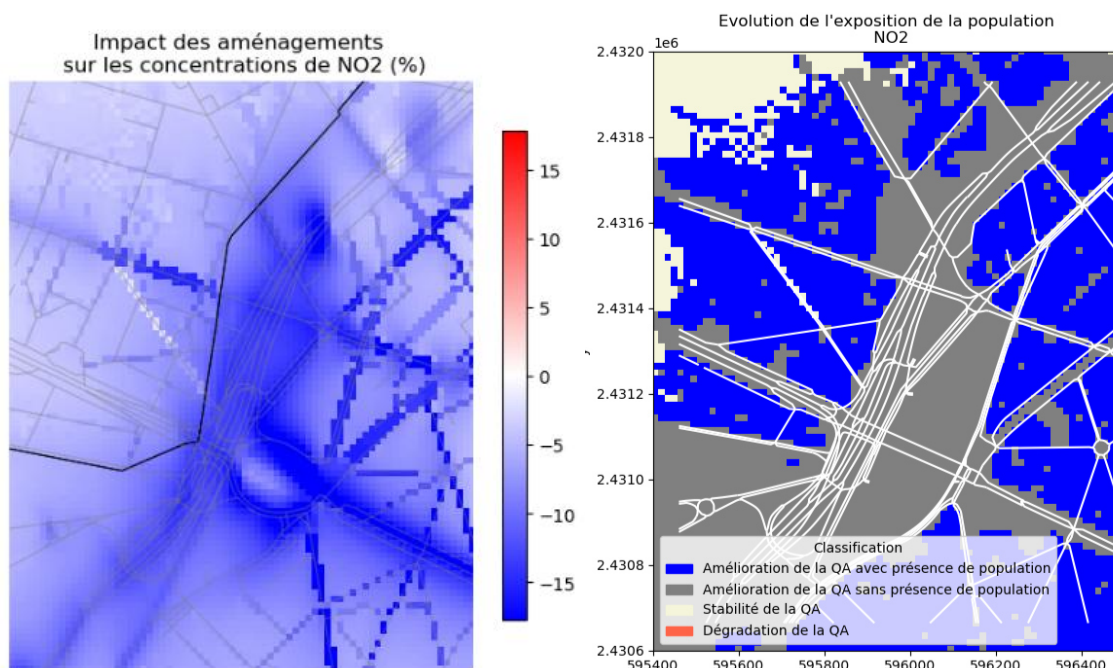
En revanche, au regard de la valeur limite à respecter en 2030 pour le NO₂, fixée à 20 µg/m³, les dépassements sont conséquents puisque la majorité des autres sites se situe entre 19 et 35 µg/m³. Celles pour les PM₁₀ en moyenne annuelle définie à 20 µg/m³ est également dépassée à proximité de certains axes routiers. Pour les PM_{2.5} les teneurs sont proches de la valeur limite à respecter en 2030 (10 µg/m³).

Les données de base utilisées dans le cadre de cette étude ont été modélisées par le bureau d'étude Aimsun sur demande de la Ville de Paris. Il s'agit de données relatives aux flux et vitesses aux HPM/HPS pour une année de référence et la situation projetée après travaux. Ces données ont été temporalisées (passage de la donnée HPM/HPS à une donnée à la résolution horaire), puis corrigées à l'aide de boucles de comptages permanentes sur les périodes d'intérêt, de sorte à pouvoir alimenter le modèle de dispersion avec des données les plus représentatives possibles de la réalité après-aménagements.

Les scénarios considérés dans cette étude sont un scénario Avant aménagements routiers et la situation Après aménagements routiers. **Le scénario Avant aménagements** est un scénario théorique permettant de représenter l'état du quartier de la Porte Maillot avant les aménagements routiers (trafic du mois de **mars 2019**). **Le scénario Après aménagements** permet de représenter l'état actuel du quartier de la Porte Maillot, après les aménagements ; il couvre la période du mois de **mars 2025**. La différence entre ces scénarios permet de caractériser l'impact seul des aménagements, c'est-à-dire l'impact de l'évolution du trafic routier sur la qualité de l'air aux abords de la Porte Maillot, toutes les autres données d'entrée étant strictement égales dans les deux scénarios (parc de véhicules, météorologie, émissions des autres sources, ...).

Un scénario Campagne également étudié a permis d'évaluer les résultats du modèle en conditions réelles par comparaison aux mesures réalisées pendant **la campagne du 10 juillet au 7 août 2025 (campagne par tubes passifs) et jusqu'au 27 août 2025 (mesures horaires avec des laboratoires mobiles)**. Il a montré que le modèle reproduit correctement les variations spatiales et temporelles sur la zone d'étude. Certains points sont plus ou moins bien représentés par le modèle, soit du fait de la topographie particulière, soit du fait d'impacts ponctuels et très locaux ne pouvant être modélisés. Mais l'évaluation montre que les erreurs restent dans le même ordre de grandeur que l'incertitude liée à la mesure.

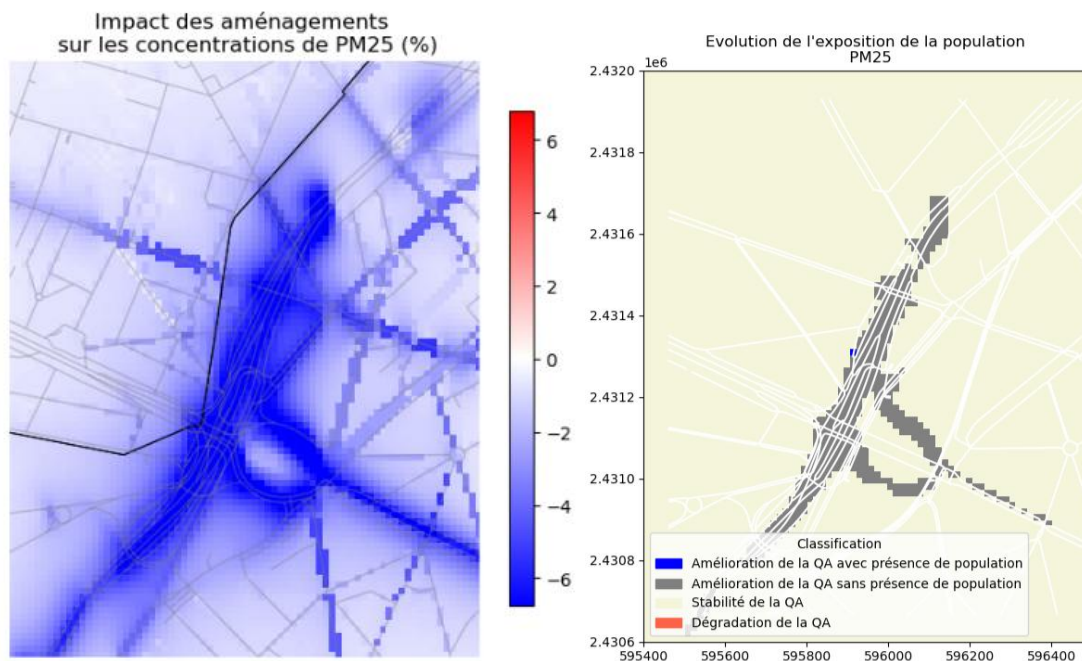
Les résultats de l'étude montrent une baisse sensible des concentrations de NO₂ sur l'ensemble du domaine dans la situation après aménagement au regard d'un scénario considérant le trafic et les voies avant aménagements (mars 2019), les autres paramètres étant identiques à la situation actuelle. Cette baisse est pilotée par la baisse modélisée sur la place de la Porte Maillot, sur l'avenue de la Grande Armée de 15 à 30 % suivant les axes (de 5 à 15 µg/m³) ainsi que sur le Boulevard Périphérique (de l'ordre de 10 à 15 µg/m³, soit d'environ 15%). Si les baisses modélisées sur l'avenue de la Porte Maillot et l'avenue de la Grande Armée sont essentiellement liées aux aménagements réalisés, celle modélisée sur le Boulevard Périphérique est représentative d'une baisse tendancielle depuis quelques années, cumulée avec un probable effet local des aménagements (moins de voitures arrivent sur le Boulevard Périphérique au niveau de la Porte Maillot en provenance de Paris).



La baisse des concentrations sur le domaine d'étude est en lien avec la diminution du flux total de trafic de 29% entre le scénario avant aménagements et la situation actuelle calculée à partir des données de trafic prospectives, temporalisées et ajustées à la situation actuelle avec les boucles de comptage du domaine. L'impact des aménagements engendre une baisse de trafic plus légèrement marquée à l'heure de pointe du matin (69%) qu'à l'heure de pointe du soir (66%) sur les axes directement impactés par les aménagements. Sur le reste du domaine, l'impact des aménagements engendre une baisse de trafic moyenne de l'ordre de 20%. D'après l'étude de trafic réalisée par le prestataire de la ville de Paris, **les différents aménagements réalisés réduisent de fait la capacité maximale des routes concernées, créent un peu de congestion aux abords de la zone et incitent les automobilistes à contourner ces axes tout en restant dans la zone d'étude.** D'autre part, **ces diminutions s'inscrivent dans la continuité d'une tendance plus générale de baisse de trafic routier dans la ville de Paris et sur le Boulevard Périphérique, pour lesquelles elles contribuent par ailleurs.** Cette baisse de trafic engendre **une baisse d'émissions de l'ordre de 25% sur l'ensemble du domaine, avec une baisse plus marquée sur les axes directement impactés par les aménagements (60%).** Sur le reste du domaine, les émissions diminuent de 20%.

Les baisses de concentration limitent l'exposition de la population et des usagers de la zone qui bénéficient d'une amélioration de la qualité de l'air suite aux aménagements.

Pour les particules PM₁₀ et PM_{2.5}, plus faiblement liées au trafic routier que le NO₂, l'impact des aménagements est significatif mais plus faible (de l'ordre de 5 à 10%), avec un impact plus important pour les PM₁₀ (influencées en termes de trafic routier à la fois par les émissions à l'échappement et par l'abrasion des pneus) que pour les PM_{2.5} (influencées essentiellement par l'abrasion). Pour les particules PM_{2.5}, les baisses sont de l'ordre de 1-2 µg/m³ (soit environ 5 à 10% sur la place de la Porte Maillot et l'avenue de la Grande Armée et 6-8% sur le Boulevard Périphérique). Ces baisses engendrent une stabilité de la qualité de l'air pour la population locale mais une amélioration pour les usagers de la zone réaménagée.



Ces travaux illustrent les gains pour la qualité de l'air de tels aménagements, accélérant sur la zone la baisse tendancielle des niveaux de polluants sur Paris et la petite couronne.

ANNEXES

ANNEXE 1 : Instrumentation de la campagne de mesure

Les laboratoires de mesure

Le laboratoire de mesure est un véhicule équipé d'appareils de mesure automatique, permettant de documenter les concentrations horaires en particules (PM_{10} et ou $PM_{2.5}$)⁵.

Le fonctionnement d'un laboratoire de mesure est identique à celui de l'ensemble des stations permanentes du réseau fixe d'Airparif et nécessite des lignes électriques ainsi que la maintenance régulière des analyseurs.



Figure 28 : Laboratoire de mesure et exemple d'un laboratoire de mesure accueillant des analyseurs permettant les mesures horaires de la qualité de l'air de manière automatique

La finesse temporelle des mesures horaires de la pollution atmosphérique permet d'étudier, d'une part, l'évolution temporelle de la qualité de l'air tout au long de la journée, et d'autre part, le comportement des niveaux des polluants en fonction de la provenance des vents afin d'identifier l'impact potentiel des sources locales d'émissions.

Les échantillonneurs passifs

La mise en œuvre d'échantillonneurs passifs⁶, également appelés tubes à diffusion passive, permet la multiplication des points de mesure. En effet, ce moyen de mesure, peu encombrant et simple à mettre en place, permet d'instrumenter simultanément un nombre important de sites pour renseigner précisément la répartition spatiale des niveaux de dioxyde d'azote et de benzène. Pour des raisons métrologiques, la mesure des particules (PM_{10} et $PM_{2.5}$) n'est pas réalisable à ce jour à l'aide de tels tubes.

Les mesures par tubes à diffusion passive consistent à piéger, par diffusion passive, le polluant recherché sur une grille imprégnée d'un réactif chimique spécifique. Les tubes sont fixés dans des

⁵ Mesure par jauge beta à l'aide des analyseurs automatiques de type BAM1020 (METONE), en prenant en compte la norme NF EN 12341 pour les PM_{10} et EN 14907 pour les $PM_{2.5}$.

⁶ Le fonctionnement métrologique des échantillonneurs passifs est fondé sur le piégeage du polluant recherché sur un support (le tube) contenant un réactif chimique spécifique au polluant, à l'aide du principe de diffusion passive de l'air ambiant.

abris de protection (voir Figure 29 et Figure 30). Ces abris, eux-mêmes fixés sur des supports dans l'environnement (poteau, candélabre...) à environ 2.5 mètres du sol, permettent de protéger l'échantillonneur de l'action directe du vent, du soleil et de la pluie, optimisant ainsi les conditions de mesure afin de fiabiliser le processus de diffusion et de piégeage des polluants.

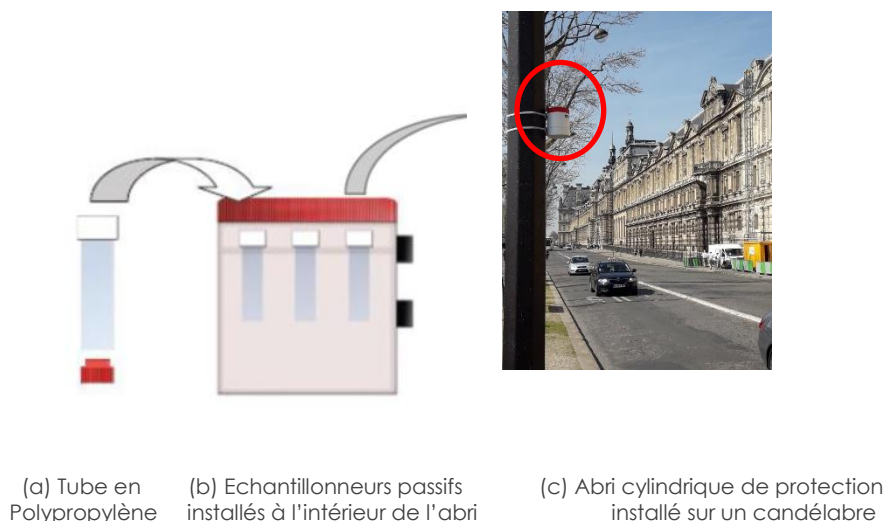


Figure 29 : Schéma d'implantation des tubes à diffusion passive de dioxyde d'azote au sein de l'abri de protection



Figure 30 : Schéma d'implantation des tubes à diffusion passive de benzène C_6H_6 au sein de l'abri de protection

Pour l'ensemble des sites de mesure, les échantillonneurs passifs de NO_2 et C_6H_6 ont été exposés durant une semaine. Les échantillonneurs sont rebouchés hermétiquement, puis remplacés par des nouveaux à la fin de chaque série. Ils sont ensuite acheminés pour analyse en laboratoire à Airparif suivant des protocoles spécifiques au dioxyde d'azote⁷ et au benzène. A l'issue de ces analyses, une concentration moyenne pour chaque site de mesure est établie pour les périodes d'exposition.

Qualité de la mesure

Toute méthode de mesure, que ce soit les analyseurs automatiques ou les échantillonneurs passifs, est associée à une certaine précision. Dans le domaine de la qualité de l'air, des directives européennes fixent les seuils relatifs à l'incertitude maximale acceptable associée à la mesure des différents polluants réglementés pour ces deux techniques.

Pour les analyseurs automatiques⁸ de PM_{10} et de $PM_{2.5}$, l'incertitude acceptée pour chaque mesure horaire est de 25 %.

Dans le cas des échantillonneurs passifs, l'incertitude de mesure peut avoir différentes origines : la fabrication, l'applicabilité de la théorie de la diffusion passive selon les conditions météorologiques ou encore l'analyse en laboratoire. Selon les directives européennes en vigueur, l'incertitude

⁷ Spectrophotométrie d'absorption dans le visible.

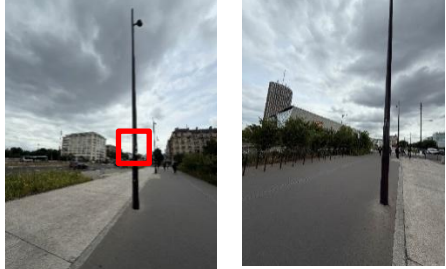
⁸ Airparif est accréditée COFRAC Essais (accréditation n°1-1278 – portée disponible sur www.cofrac.fr) : les données journalières en PM_{10} et $PM_{2.5}$ (en $\mu g/m^3$) selon la norme NF EN 16450, d'une part, selon la méthode en atténuation du rayonnement Beta, d'autre part, selon la méthode en microbalance oscillante et enfin, selon la méthode en diffusion de lumière

globale associée, égale à la combinaison des incertitudes provenant de chacune des sources individuelles d'erreur, est limitée à 25 % de la mesure pour le dioxyde d'azote et 30 % pour le benzène. Ces critères de qualité ont été vérifiés pour le dioxyde d'azote et le benzène à l'aide d'un protocole d'évaluation de l'incertitude⁹, notamment dans le cadre de l'étude au voisinage de l'échangeur autoroutier de la Porte de Bagnolet¹⁰.

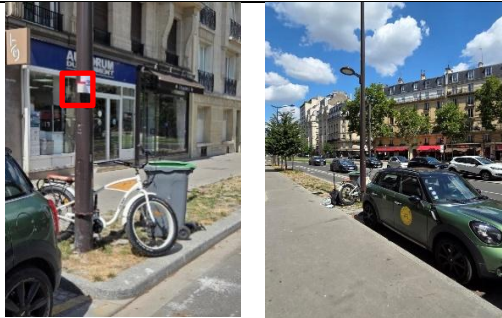
⁹ NF ISO 13752 : « Evaluation de l'incertitude d'une méthode de mesurage sur site en utilisant une seconde méthode comme référence », 1998.

¹⁰ « Caractérisation de la qualité de l'air au voisinage d'un échangeur autoroutier urbain. L'échangeur entre le Boulevard Périphérique et l'autoroute A3 au niveau de la Porte de Bagnolet », AIRPARIF, décembre 2004.

ANNEXE 2 : Emplacements des sites de mesures

N° de site	Adresse	Coordonnées	Photos
1	2s Place de la Porte Maillot, 75017 Paris, France	48.8780556 2.2824999999999998	
2	17 Place de la Porte Maillot, 75016 Paris, France	48.8777778 2.281666666666667	
3	16 Place de Verdun, 75017 Paris, France	48.8786111 2.2808333333333333	
4	32 Avenue Charles de Gaulle, 92200 Neuilly-sur-Seine, France	48.87953946916516 2.277788313663396	
5	80 Avenue de la Grande Armée, 75017 Paris, France	48.8772222 2.2844444444444445	
6	4 Route de la Porte des Sablons à la Porte Maillot, 75016 Paris, France	48.8775 2.278888888888889	

7	91 Avenue des Ternes, 75017 Paris, France	48.8804778 2.2867083333333333		
8	Murex SAS, 15 Boulevard de l'Amiral Bruix, 75017 Paris, France	48.8761111 2.2822222222222224	 	
9	12 Boulevard Maillot, 92200 Neuilly-sur- Seine, France	48.8780556 2.277222222222222	 	
10	143 Avenue de Malakoff, 75116 Paris, France	48.8755556 2.283611111111111	 	
11	17 Place de la Porte Maillot, 75016 Paris, France	48.87693120044415 2.281522866875192		
12	38 Boulevard Marbeau, 75016 Paris, France	48.8752778 2.279166666666667	 	
13	45 Avenue du Roule, 92200 Neuilly-sur- Seine, France	48.8822222 2.278611111111111		

14	75 Boulevard Gouvion- Saint-Cyr, 75017 Paris, France	48.88 2.2849999999999997	
15	23 Avenue de la Porte de Villiers, 75017 Paris, France	48.8847222 2.2847222222222223	
16		48.87728603560295 2.2797424229688046	
17	6 Boulevard Pershing, 75017 Paris, France	48.8819444 2.2855555555555553	
18	24 Rue Gustave Charpentier, 75017 Paris, France	48.8797222 2.2805555555555554	
19	2 Place de la Porte Maillot, 75017 Paris, France	48.8780556 2.2836111111111111	
20	44 Avenue Charles de Gaulle, 92200 Neuilly-sur-	48.8802778 2.2755555555555556	

	Seine, France		
Laboratoire A	5 rue Joseph et Marie Hackin, 75116 Paris	48.87832268 2.279506068	
Laboratoire B	89 Avenue de la Grande Armée, 75017 Paris	48.87711065 2.284168731	

ANNEXE 3 : Estimation de la concentration moyenne annuelle (méthodologie)

Les conditions de dispersion observées lors de la réalisation des séries de mesure n'étant que partiellement représentatives des situations dispersives à l'échelle de l'année, l'évaluation de la concentration moyenne annuelle ne peut se faire que par le biais d'un calcul prenant en compte la différence entre les conditions météorologiques et les autres facteurs environnementaux observés lors des séries de mesure, d'une part, et ceux observés tout au long de l'année, d'autre part.

Pour cela, les résultats annuels connus à partir des mesures réalisées en continu sur l'ensemble des stations permanentes du réseau Airparif servent de référence.

Une « fonction de transfert » est établie tout d'abord en comparant les moyennes du polluant calculées aux stations permanentes durant les semaines de campagne, avec celles calculées sur toute l'année. Cette « fonction de transfert » permet de passer, pour chaque station permanente, de sa moyenne sur la période de campagne à sa moyenne annuelle. Cette fonction est appliquée ensuite aux moyennes du polluant obtenues sur chacun des sites de mesure instrumentés dans le secteur d'étude durant la campagne, afin d'évaluer la concentration annuelle de chaque point de mesure.

La concentration annuelle ainsi déterminée est nécessairement obtenue avec une incertitude. Celle-ci provient notamment de l'incertitude des appareils de mesure, ainsi que de l'incertitude associée au calcul qui permet de déduire la moyenne annuelle à partir des résultats de l'étude. Le niveau annuel ainsi évalué représente l'estimation la plus probable de la concentration moyenne annuelle du site de mesure qui aurait été obtenue si l'on avait surveillé la qualité de l'air tout au long d'une année.

Pour évaluer précisément le risque de dépassement d'une valeur limite ou d'un objectif de qualité sur les différents sites de mesure, il est nécessaire de prendre en compte l'incertitude de X% associée à l'évaluation de la moyenne annuelle. Ainsi, la moyenne annuelle que l'on aurait obtenue si on avait mesuré le polluant considéré en continu tout au long de l'année est comprise dans l'intervalle [Moyenne annuelle estimée du polluant $\pm$ X%].

L'identification des points de mesure dépassant les valeurs réglementaires ne peut se faire qu'en termes de « risque de dépassement ». Ce risque est minimal, c'est-à-dire qu'il n'y a pas de risque de dépassement, lorsque le niveau annuel évalué est d'au moins X% inférieur à la valeur réglementaire considérée. Le risque est maximal, c'est-à-dire que le dépassement de la valeur réglementaire est certain, lorsque le niveau annuel estimé est supérieur de X% à cette valeur. Entre ces deux extrêmes, un risque de dépassement dit « vraisemblable » existe lorsque le niveau moyen annuel estimé se situe dans l'intervalle $[VR - X\% \cdot VR ; VR + X\% \cdot VR]$.

Par exemple, la valeur limite du NO₂ est de 40 µg/m³. Si l'incertitude associée à l'estimation de la concentration moyenne annuelle est de 20 % : il n'y a pas de risque de dépassement pour un niveau annuel estimé inférieur à 32 µg/m³, le risque est maximal pour un niveau annuel estimé supérieur à 48 µg/m³, le risque de dépassement est vraisemblable entre 32 et 48 µg/m³.

ANNEXE 4 : Evaluation du débiaisement de la temporalisation

Les Figure 31, Figure 32 et Figure 33 comparent, aux brins pour lesquels une boucle de comptage est présente, les scores usuels (biais, RMSE et corrélation, voir Tableau 10 pour présentation de ces derniers) obtenus en comparant d'une part les flux issus de la temporalisation aux boucles de comptage et, d'autre part, les flux issus de la temporalisation corrigée (débiaisée) aux boucles de comptage. Sur chaque graphique, un point représente un brin. Si un point est dans la zone verte, cela signifie que la temporalisation débiaisée a de meilleurs scores pour ce brin que la temporalisation initiale.

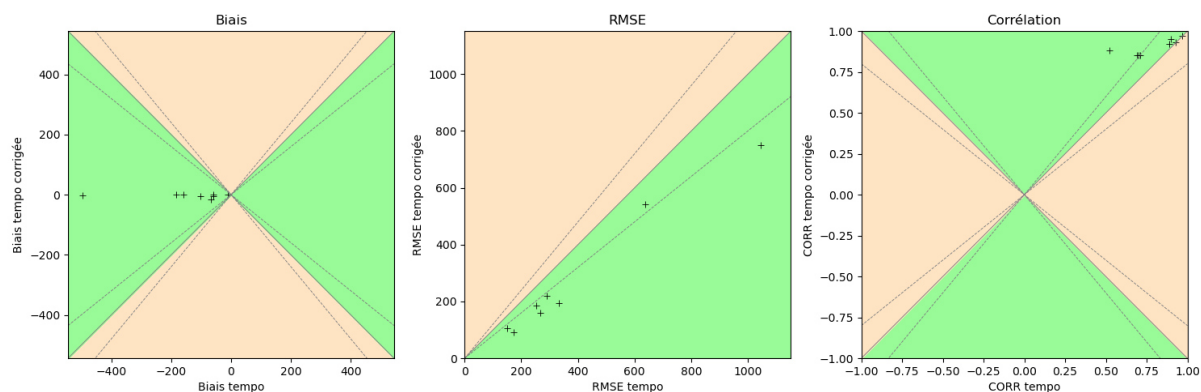


Figure 31 - Comparaison des scores de la temporalisation et de la temporalisation débiaisée par rapport aux boucles de comptage pour les principaux scores : Biais, RMSE et Corrélation pour la période du 1er au 31 mars 2019.

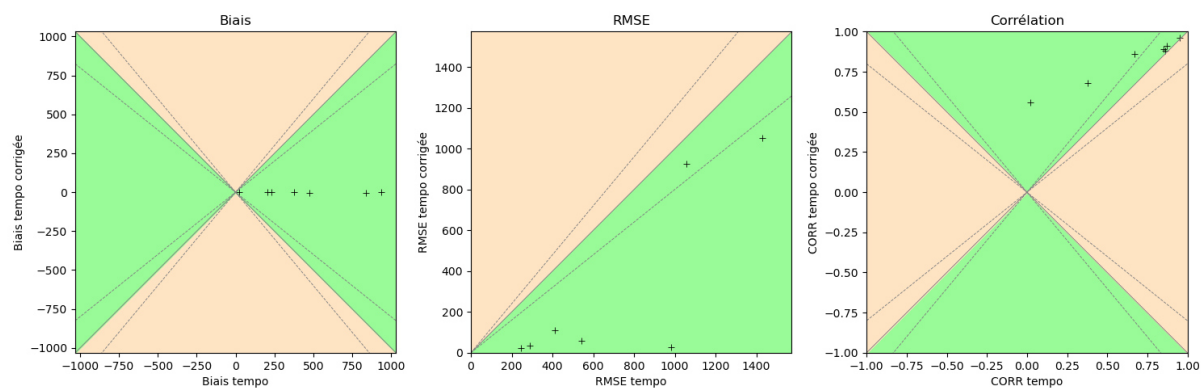


Figure 32 - Idem que Figure précédente pour la période du 1er au 31 mars 2025.

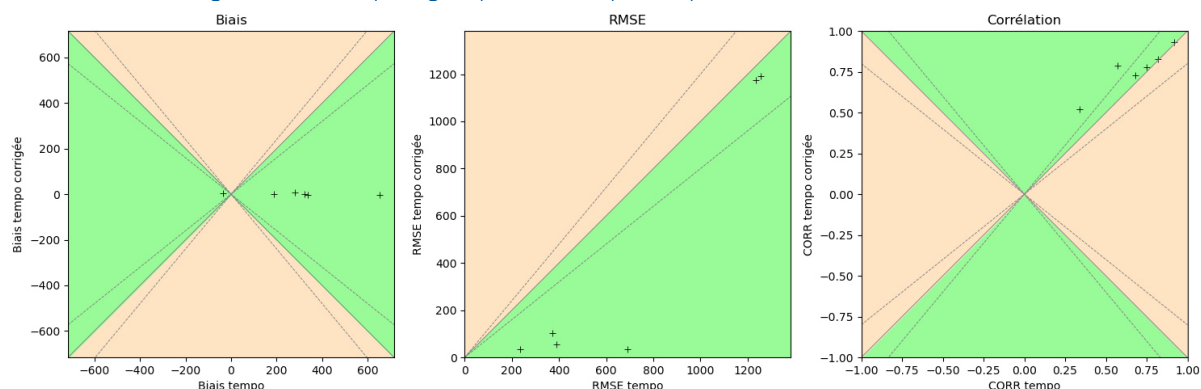


Figure 33 - Idem que Figure précédente pour la période du 1er juillet au 31 août 2025.

ANNEXE 5 : Evaluation du modèle avec la campagne de mesures

L'évaluation d'un modèle se déroule classiquement en deux étapes : l'évaluation des sorties numériques par comparaison à des mesures et l'évaluation générale du motif de la carte. Il est à noter que la modélisation n'ayant été effectuée que sur les jours ouvrés, comme précisé précédemment, les moyennes issues de la modélisation sont différentes de celles observées pendant la campagne. Par ailleurs, les laboratoires mobiles sont restés en place et opérationnels jusqu'au 27 août (au-delà de la période prévue pour la campagne de mesure) ; cela a permis ainsi une évaluation du modèle sur une période plus longue que pour les tubes passifs. Le Tableau 10 présente les scores classiquement utilisés et leurs interprétations.

Score	Formule	Interprétation
Biais	$\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - x_i)$	Désigne l'erreur moyenne du modèle par rapport aux observations.
RMSE	$\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - x_i)^2}$	Estime l'amplitude de l'erreur du modèle par rapport aux observations.
Corrélation	$\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}}$	Evalue la capacité du modèle à reproduire les variations temporelles en un point de mesure.

Tableau 10 – Scores classiquement utilisés avec leurs formules et interprétations. Le vecteur x de taille n désigne les observations et le vecteur y de taille n désigne les sorties modélisées. Les moyennes des vecteurs x et y sont respectivement notées $\bar{x}$ et $\bar{y}$.

La Figure 34 rappelle la position des tubes passifs (mesurant exclusivement du NO₂) et des deux laboratoires mobiles (mesurant des NO₂, PM₁₀ et PM_{2.5}).

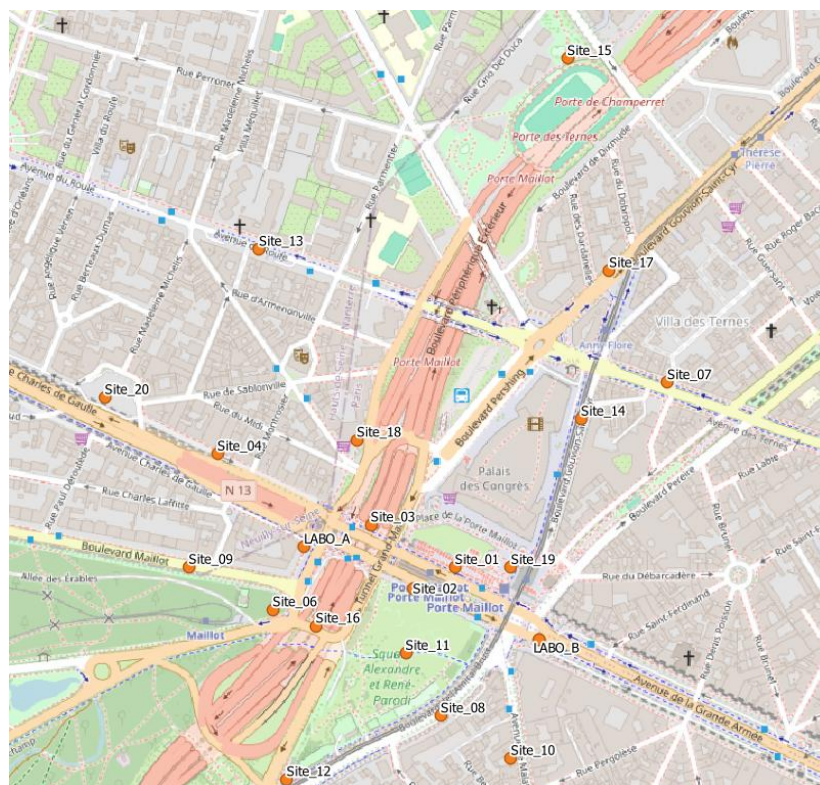


Figure 34 - Carte des points de mesures durant la campagne.

Scores temporels aux points de mesure passifs (NO₂)

La Figure 35 présente la carte moyenne des concentrations de NO₂ modélisées par SIRANE ainsi que la moyenne des concentrations mesurées aux points de la campagne de mesures (tubes passifs). La carte fait apparaître une surestimation des concentrations par le modèle, à l'exception des tubes 4, 9 et 20 pour lesquels le modèle sous-estime les concentrations. Ces surestimations sont principalement dues : d'une part aux concentrations de fond entrées dans le modèle de dispersion, et d'autre part au modèle de dispersion en lui-même. En effet, les concentrations de fond entrées dans SIRANE sont issues d'un modèle régional à 3 km de résolution, qui ne peut pas représenter finement les gradients de concentrations présents dans un domaine qui couvre à la fois Paris, la petite couronne, le Boulevard Périphérique et le Bois de Boulogne. D'autre part, le modèle SIRANE ne prend pas en compte l'encaissement du Boulevard Périphérique et aura ainsi tendance à disperser trop loin autour de celui-ci. Cette surestimation est particulièrement visible au niveau des tubes 3 et 16 et représente une limite du modèle utilisé pour cette étude.

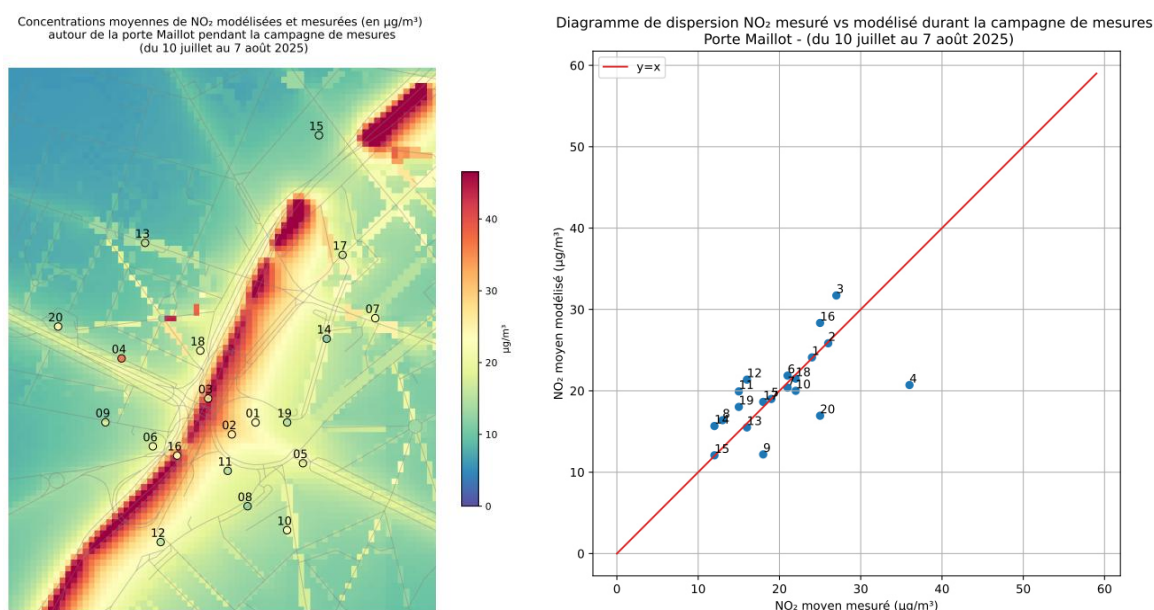


Figure 35 - Concentrations moyenne de NO₂ modélisées et mesurées par les tubes passifs (en µg/m³) pendant la campagne de mesures (gauche) et scatter plot (à droite) (du 10 juillet au 7 août 2025).

Le Tableau 11 présente les scores temporels usuels calculés sur les tubes. Les biais s'échelonnent de -5.5 à 5.5 µg/m³ et les RMSE de 0.3 à 6.5 µg/m³ sauf pour le site 4, qui présente un biais de -15 µg/m³ et un RMSE de 15.8 µg/m³. Le rapport de la RMSE sur la moyenne des observations est inférieur à 0.3 pour les deux-tiers des sites, ce qui signifie que pour la plupart des sites, l'erreur typique modélisée représente moins de 30% du niveau moyen observé et reste cohérent avec l'incertitude de la mesure qui est en moyenne de 30% également. Les sites pour lesquels les scores sont les moins bons sont les sites 4, 8, 9, 11, 12, 14 et 19.

Sites	Concentrations moyennes observées (µg/m³)	Concentrations moyennes modélisées (µg/m³)	Biais (µg/m³)	RMSE (µg/m³)	Corrélation	RMSE/Moyenne des observations
Site_01	24.25	24.23	-0.02	1.63	0.55	0.07
Site_02	25.75	27.11	1.36	2.84	0.86	0.11
Site_03	26.5	31.16	4.66	6.0	0.81	0.22
Site_04	36.0	20.77	-15.23	15.82	0.43	0.44
Site_05	19.0	20.4	1.4	2.68	0.78	0.14
Site_06	21.0	20.64	-0.36	0.66	0.99	0.03

Site_07	21.0	21.01	0.01	0.32	0.99	0.02
Site_08	13.25	16.5	3.25	4.26	0.5	0.33
Site_09	17.75	12.31	-5.44	5.8	0.87	0.32
Site_10	21.5	20.13	-1.37	2.54	0.82	0.12
Site_11	15.25	20.07	4.82	5.56	0.7	0.37
Site_12	15.75	21.52	5.77	6.48	0.8	0.4
Site_13	16.25	15.43	-0.82	1.34	0.91	0.08
Site_14	12.25	15.75	3.5	4.58	-0.35	0.38
Site_15	12.0	11.24	-0.76	1.31	0.9	0.11
Site_16	25.0	28.6	3.6	4.83	0.92	0.19
Site_17	17.5	18.4	0.9	1.03	0.94	0.06
Site_18	22.25	20.97	-1.28	2.48	0.47	0.11
Site_19	14.5	18.13	3.63	4.51	0.13	0.3
Site_20	20.33	17.36	-2.97	3.1	0.99	0.12

Tableau 11 - Scores temporels pour les tubes sur la campagne (concentrations moyennes observées et modélisées, biais, RMSE, exprimés en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, corrélation et rapport de la RMSE sur la moyenne des observations).

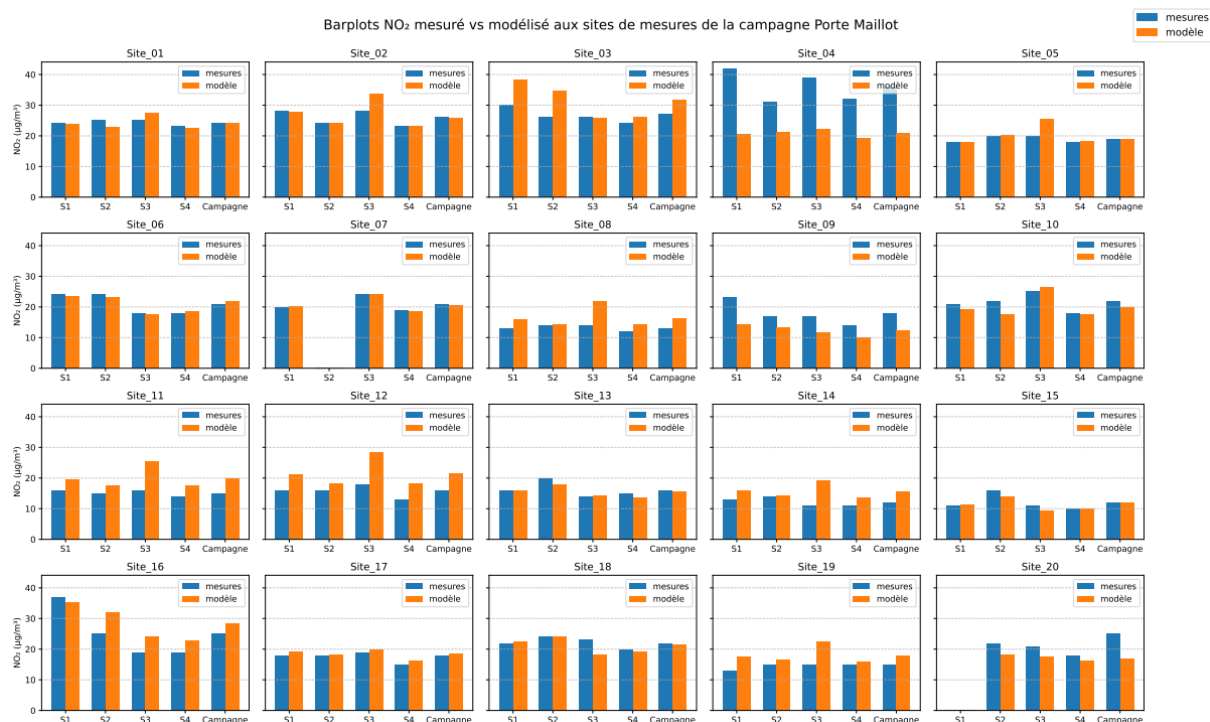


Figure 36 - Barplot représentant les concentrations mesurées (bleu) et modélisées (orange) pour tous les sites de mesures passifs par semaine et durant toute la campagne ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Le **site 4** est situé sur le même axe que le site 20 mais présente des valeurs observées significativement plus élevées (le site 20 a une moyenne observée de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ alors que le site 4 a une moyenne observée de $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Le modèle voit également des concentrations plus élevées au site 4 qu'au site 20 mais les sous-estime. Ce comportement est valable pour l'ensemble de la campagne. Une influence d'émissions locales semble ressortir (présence d'un feu de circulation à proximité, créant une congestion que le modèle ne peut pas reproduire finement). Le modèle n'est donc pas représentatif au niveau de ces sites.

Les **sites 8 et 12** sont surestimés par le modèle, en particulier durant la troisième semaine (voir Figure 36), durant laquelle ces sites sont directement sous l'influence du Boulevard Périphérique mais durant laquelle les conditions sont moins dispersives dans le modèle que dans les observations issues de la station Montsouris, qui nous servent de référence en matière de météorologie durant la

campagne (le modèle voit moins de vents forts que la mesure)(voir Figure 39). La semaine 3 est également la semaine pour laquelle les valeurs observées aux sites 2 et 5 sont surestimées par le modèle qui sont également sous l'influence du Boulevard Périphérique. Les **sites 14 et 19** présentent un comportement similaire mais dans une moindre mesure, car plus éloignés du Boulevard Périphérique.

Le **site 11** est surestimé par le modèle en raison de sa configuration géographique : en effet, le site est situé dans un parc mais, dans le modèle, il est directement sous l'influence du Boulevard Périphérique dont les émissions sont situées au même niveau que le site alors que dans la réalité le Boulevard Périphérique est encaissé.

Les **sites 3 et 16** sont surestimés par le modèle durant toute la campagne. Dans la réalité, ces tubes sont situés sur les axes de la Porte Maillot au-dessus du Boulevard Périphérique tandis que le modèle considère les émissions de ces axes au niveau du sol. Les résultats du modèle ne sont pas représentatifs des sites de mesures au niveau de ces deux tubes.

Cartographies du dioxyde d'azote et scores spatiaux aux points de mesure passifs (en NO₂)

L'évolution de la cartographie des polluants semaine par semaine est indispensable à l'évaluation d'un modèle de dispersion. En effet, en termes de modélisation, les données de fond et de météorologie changent à chaque pas de temps et les émissions du trafic routier, qui sont issues de la temporalisation, évoluent à la fois car les coefficients de temporalisation sont dépendants du mois et de plus le trafic temporalisé est ajusté en fonction des comptages automatiques sur la zone modélisée. Dans cette section et en raison des particularités des tubes 3, 4 et 16 détaillées plus haut, les scores sont montrés en retirant ces tubes de l'échantillon à évaluer (voir Tableau 12).

	S1	S2	S3	S4	Campagne
Corrélation	0.76	0.84	0.62	0.84	0.66
RMSE	3.1	2.2	5.6	2.1	3.4

Tableau 12 - Scores statistiques (RMSE et corrélation) évaluant la capacité du modèle à reproduire la variabilité spatiale des niveaux par semaine et de campagne et pour l'ensemble de la campagne.

Les scores sont satisfaisants pour les semaines 1, 2 et 4 de la campagne (corrélations supérieures à 0.7 et RMSE inférieures à 5 µg/m³) tandis qu'ils sont dégradés pour la semaine 3.

Les roses des vents pour la semaine 1 (voir Figure 37) sont globalement cohérentes dans le modèle par rapport aux observations en termes de provenance du vent bien que le modèle voie des conditions un peu moins dispersives sur la direction ouest-nord-ouest. Les concentrations mesurées aux tubes sont plutôt bien estimées par le modèle pour la première semaine (voir Figure 36) à l'exception des tubes 3 et 4 (en raison de la configuration des tubes et du modèle) ainsi que des tubes 8 et 12. En effet, lorsque les conditions sont moins dispersives dans le modèle que dans la réalité (vent provenant de la direction ouest-nord-ouest), les tubes 8 et 12 sont sous l'influence directe du Boulevard Périphérique.

Les roses des vents observée et modélisée sont globalement cohérentes pour la semaine 2 (voir Figure 38), dans le sens où les conditions sont dispersives (vitesses de vent élevées et vent provenant du quart sud-ouest). La rose des vents observée voit une gamme plus large de direction de vent que la rose de vents modélisée mais toujours dans le quart sud-ouest. Les concentrations et leur variabilité géographique sont plutôt bien représentées sur cette semaine (voir Tableau 12).

Les roses des vents observée et modélisée sont cohérentes en termes de provenance de vent (quart nord-ouest) pour la semaine 3 (voir Figure 39) mais le modèle voit des conditions moins dispersives

en termes de vitesses de vent. Ainsi, les concentrations modélisées sont surestimées par le modèle pour les tubes se situant sous le vent du Boulevard Périphérique (au sud-est de celui-ci) (sites 1, 2, 5, 8, 11, 12, 14 et 19).

Pour la semaine 4, la rose des vents observée voit un vent provenant du quart nord-ouest avec des conditions dispersives associées à un vent provenant de la direction nord-nord-ouest et des conditions moins dispersives associées à la direction ouest-nord-ouest, tandis que la rose des vents modélisée voit presque exclusivement des conditions dispersives sur la direction nord-ouest (voir Figure 40). Les concentrations sont globalement bien reproduites par le modèle durant cette semaine.

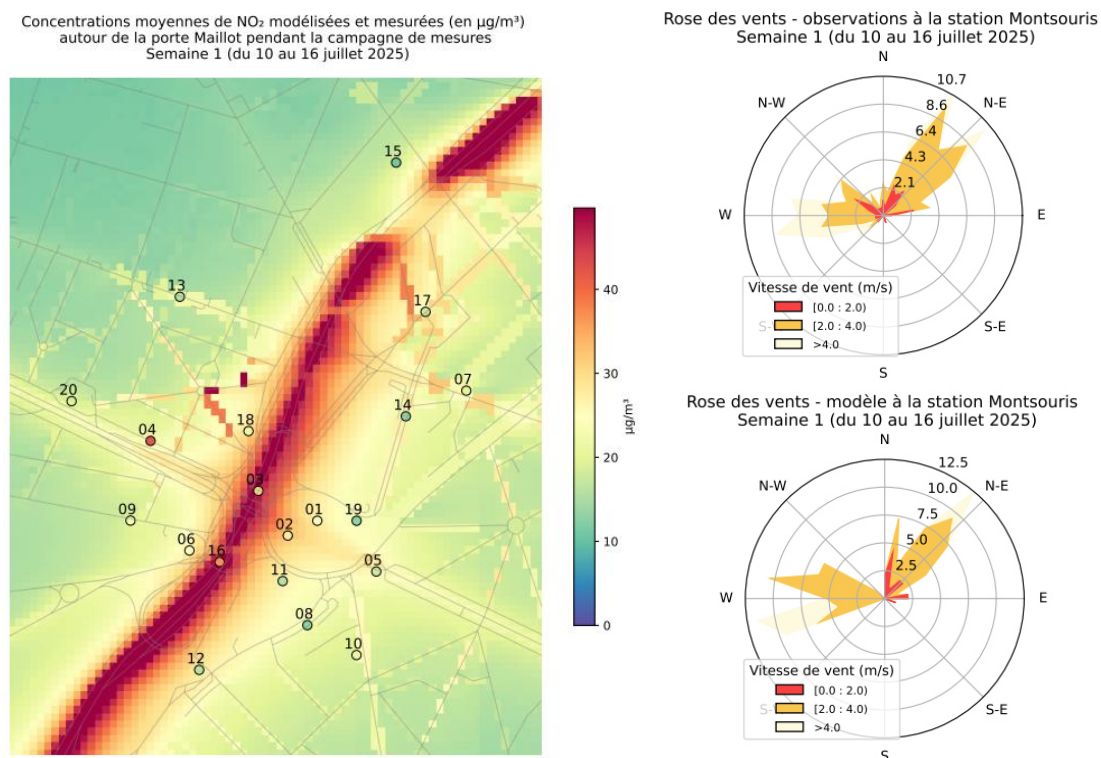
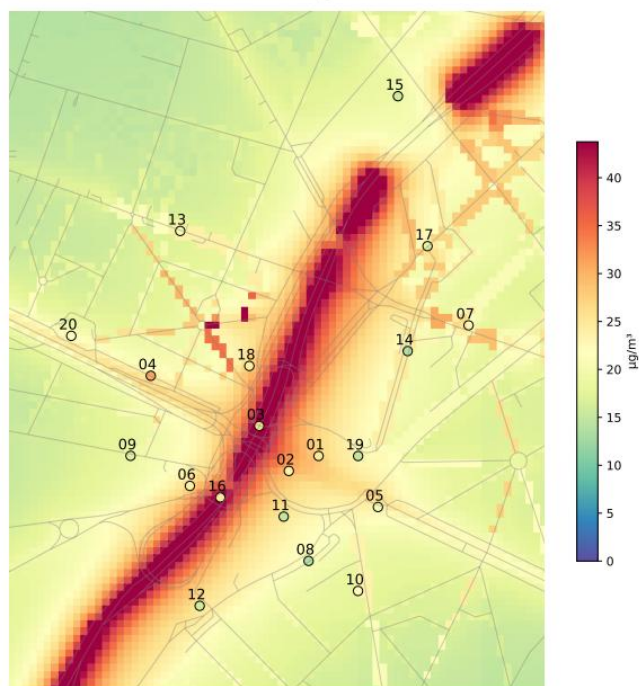
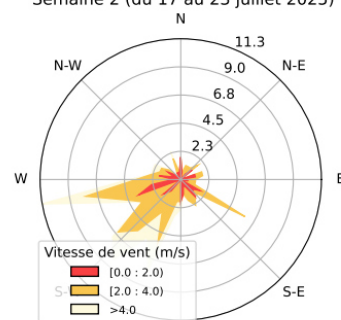


Figure 37 - Carte moyenne de NO₂ modélisées (en µg/m³) et roses de vents associées (pour les mesures en haut, pour le modèle en bas) pour la semaine 1 de la campagne de mesures. Les valeurs aux points de mesures sont indiquées sur la carte avec la même échelle de couleur.

Concentrations moyennes de NO₂ modélisées et mesurées (en µg/m³)
autour de la porte Maillot pendant la campagne de mesures
Semaine 2 (du 17 au 23 juillet 2025)



Rose des vents - observations à la station Montsouris
Semaine 2 (du 17 au 23 juillet 2025)



Rose des vents - modèle à la station Montsouris
Semaine 2 (du 17 au 23 juillet 2025)

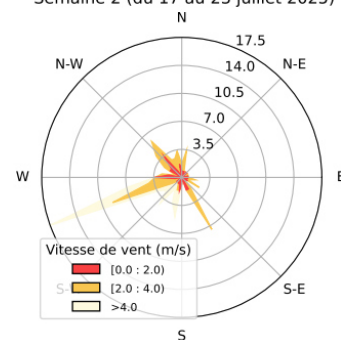
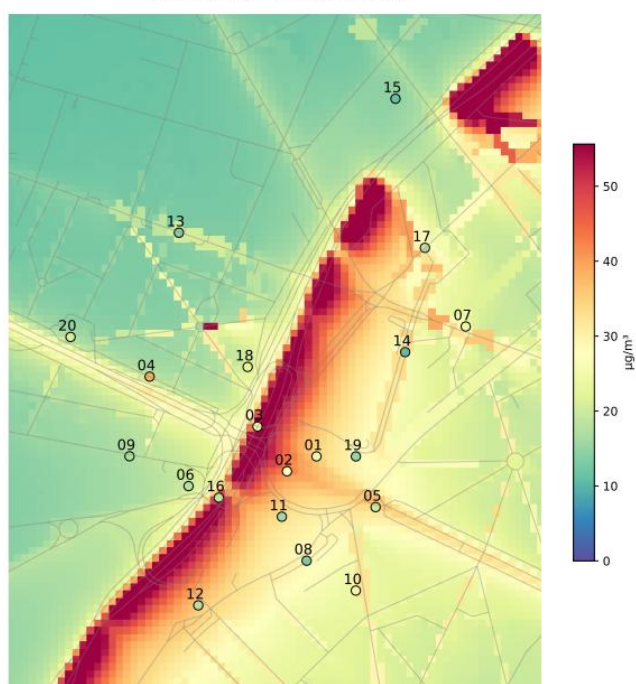
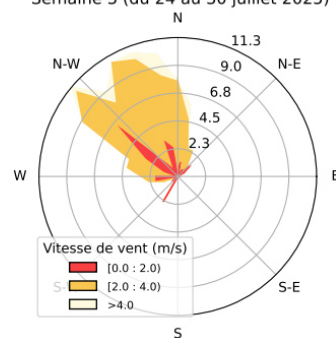


Figure 38 - Idem que Figure précédente pour la semaine 2.

Concentrations moyennes de NO₂ modélisées et mesurées (en µg/m³)
autour de la porte Maillot pendant la campagne de mesures
Semaine 3 (du 24 au 30 juillet 2025)



Rose des vents - observations à la station Montsouris
Semaine 3 (du 24 au 30 juillet 2025)



Rose des vents - modèle à la station Montsouris
Semaine 3 (du 24 au 30 juillet 2025)

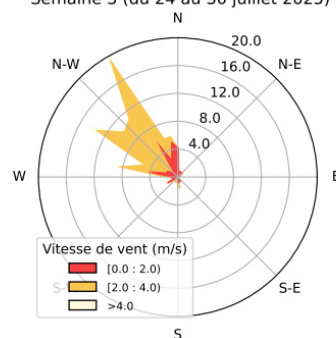
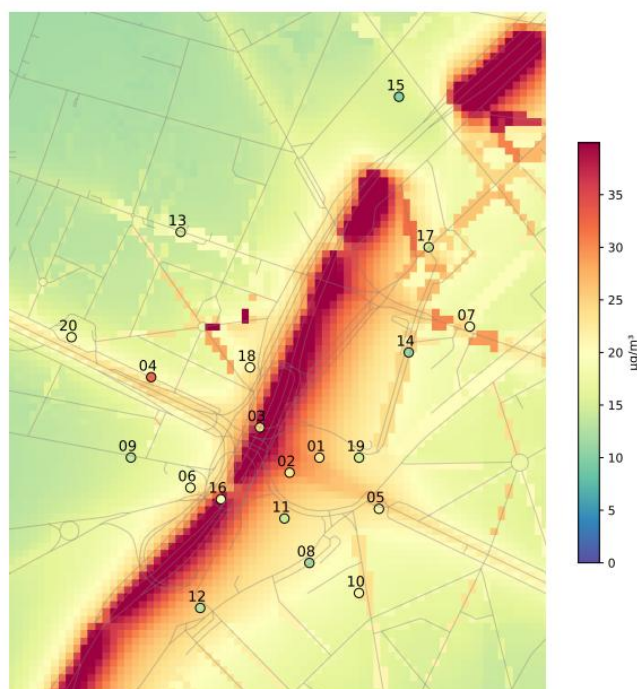
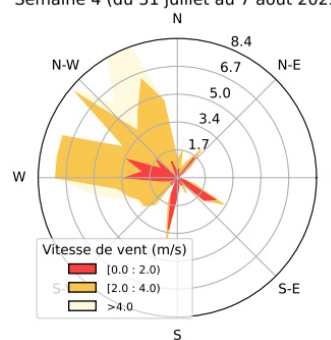


Figure 39 - Idem que Figure précédente pour la semaine 3.

Concentrations moyennes de NO₂ modélisées et mesurées (en µg/m³)
autour de la porte Maillot pendant la campagne de mesures
Semaine 4 (du 31 juillet au 7 août 2025)



Rose des vents - observations à la station Montsouris
Semaine 4 (du 31 juillet au 7 août 2025)



Rose des vents - modèle à la station Montsouris
Semaine 4 (du 31 juillet au 7 août 2025)

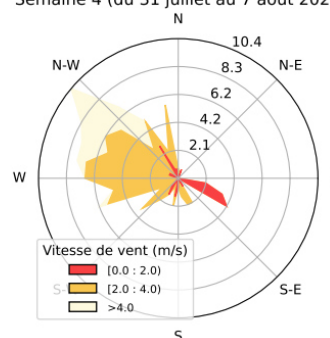


Figure 40 - Idem que Figure précédente pour la semaine 4.

Scores aux moyens mobiles de mesure (NO₂, PM₁₀, PM_{2.5}).

Les niveaux modélisés au laboratoire A, situé à proximité immédiate du Boulevard Périphérique, de ses voies de desserte et de l'avenue Charles de Gaulle (voir Figure 34) est surestimé à cause des émissions qui sont considérées par le modèle au niveau du sol alors que dans la réalité le Boulevard Périphérique est encaissé. Le laboratoire A subit donc, dans le modèle, une influence plus forte du périphérique que ce qu'elle n'est réellement, surtout pour le NO₂, directement lié aux émissions du trafic routier. La RMSE est plus élevée pour le laboratoire A que pour le laboratoire B pour le NO₂ (voir Tableau 13). Les corrélations sont satisfaisantes pour le NO₂ et élevées (supérieures généralement à 0.75) pour les PM₁₀ et les PM_{2.5}. La RMSE reste importante et représente une part non-négligeable de la moyenne observée (autour de 0.6 pour le NO₂, 0.4 pour les PM₁₀ et PM_{2.5}).

	mean_obs	mean_mod	biais	rmse	corr	rmse/mean_obs
Labo A	24.77	24.35	-0.42	17.38	0.6	0.7
Labo B	18.91	19.83	0.92	10.5	0.69	0.55

Tableau 13 - Scores usuels (moyenne observée, moyenne modélisée, biais, RMSE et corrélation) pour les moyens mobiles sur les journées ouvrées du 10 juillet au 27 août 2025 (pour le NO₂).

	mean_obs	mean_mod	biais	rmse	corr	rmse/mean_obs
Labo A	13.13	15.01	1.88	4.46	0.87	0.34
Labo B	21.28	15.07	-6.2	8.89	0.76	0.41

Tableau 14 - Idem pour les PM₁₀.

	mean_obs	mean_mod	biais	rmse	corr	rmse/mean_obs
Labo A	6.4	7.9	1.6	3.51	0.75	0.55
Labo B	6.8	7.41	0.61	2.43	0.82	0.36

Tableau 15 - Idem pour les PM_{2.5}.

La Figure 41 présente les séries temporelles de NO₂ observées et modélisées pour les laboratoire A et laboratoire B. Les concentrations sont mieux représentées par le modèle pour le laboratoire A du 15 au 18 juillet, du 21 au 25 juillet et du 28 juillet au 1^{er} août. Sur ces périodes, les directions de vent

sont cohérentes entre le modèle et la mesure (voir Figure 41) et le vent provient plutôt du quart nord-ouest ou de l'ouest, ce qui signifie que le laboratoire A n'est pas sous le vent du Boulevard Périphérique. Le mois d'août, au cours duquel les vents venaient plus généralement du nord, de l'est et du sud-est, a entraîné une surestimation des niveaux par le modèle, puisque dans ces conditions, le laboratoire A était sous le vent du Boulevard Périphérique avec une influence surestimée de par la configuration du modèle.

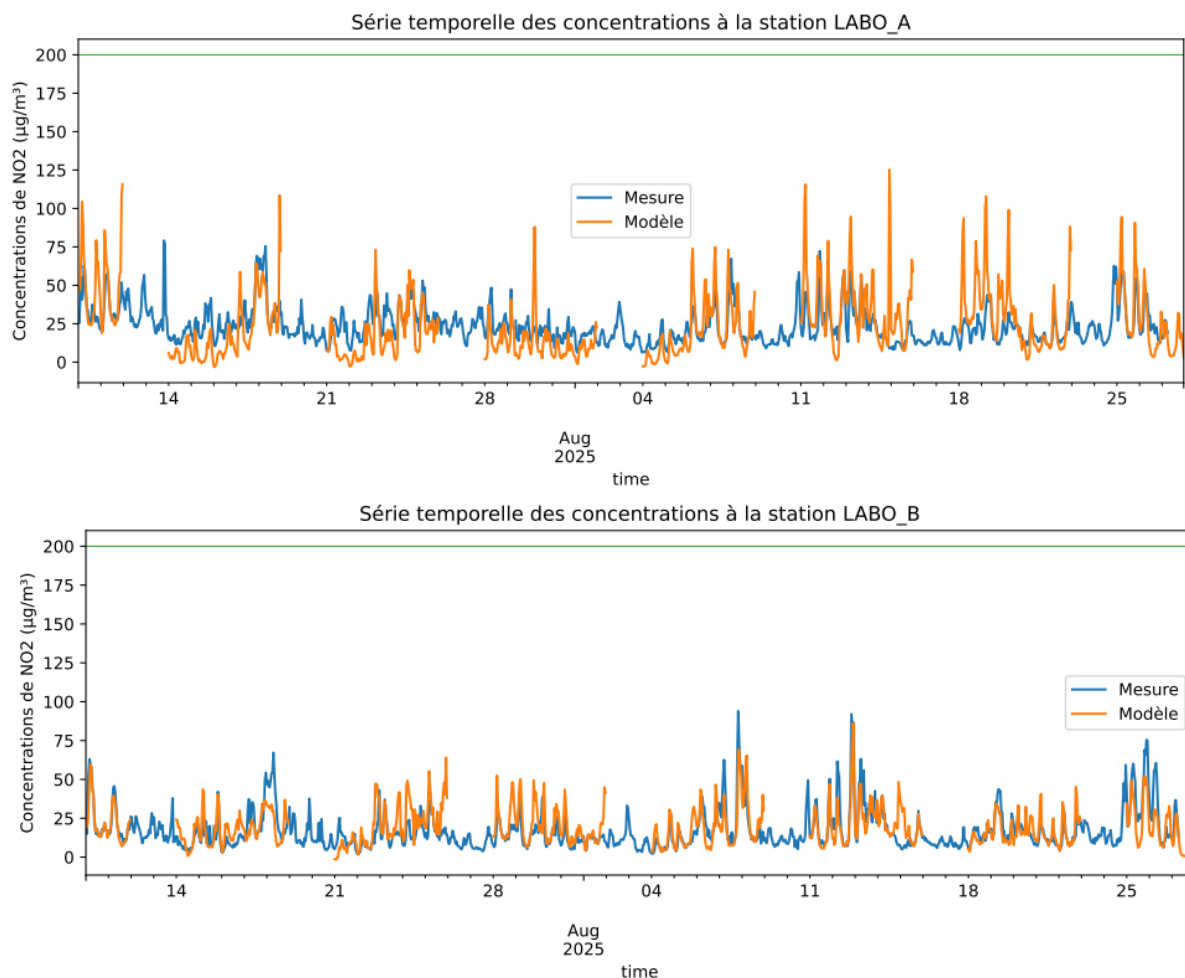


Figure 41 - Séries temporelles modèle (en orange)-mesures (en bleu) pour les LABORATOIRE A (en haut) et LABORATOIRE B (en bas) pour le NO₂. En modélisation, seules les journées ouvrées ont été modélisées.

Pour le laboratoire B, les niveaux sont bien modélisés du 15 au 19 juillet (sous le vent du Boulevard Périphérique), du 21 au 23 juillet (sous le vent du Boulevard Périphérique), du 4 au 8 août (sous le vent du Boulevard Périphérique puis de l'avenue des Champs-Élysées), du 11 au 14 août, du 18 au 20 août ainsi que du 25 au 26 août. Les concentrations sont surestimées par le modèle les derniers jours du mois de juillet.

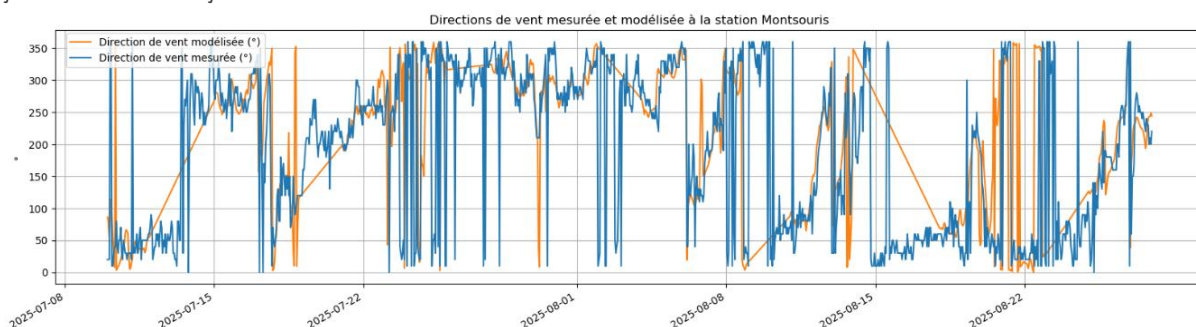


Figure 42 - Directions de vent observée (bleu) et modélisée (orange) du 10 juillet au 28 août 2025, exprimées en °.

Le modèle arrive à mieux reproduire les niveaux observés de particules PM_{10} et $PM_{2.5}$. Le modèle a plutôt tendance à surestimer les concentrations de PM_{10} et de $PM_{2.5}$ pour le laboratoire A et à les sous-estimer pour le laboratoire B (voir Figure 43 et Figure 44).

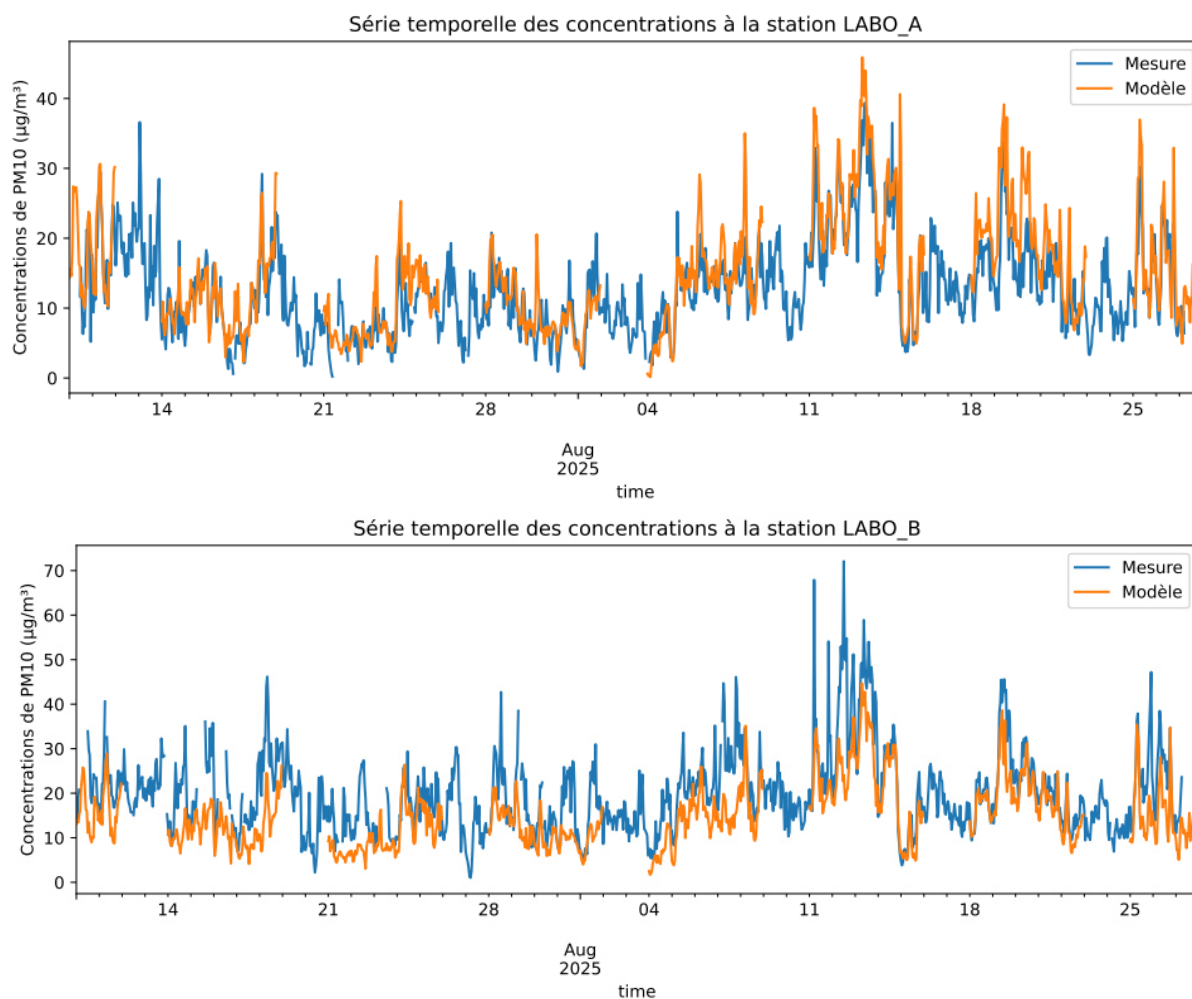


Figure 43 - Idem que Figure 41 pour les PM_{10} .

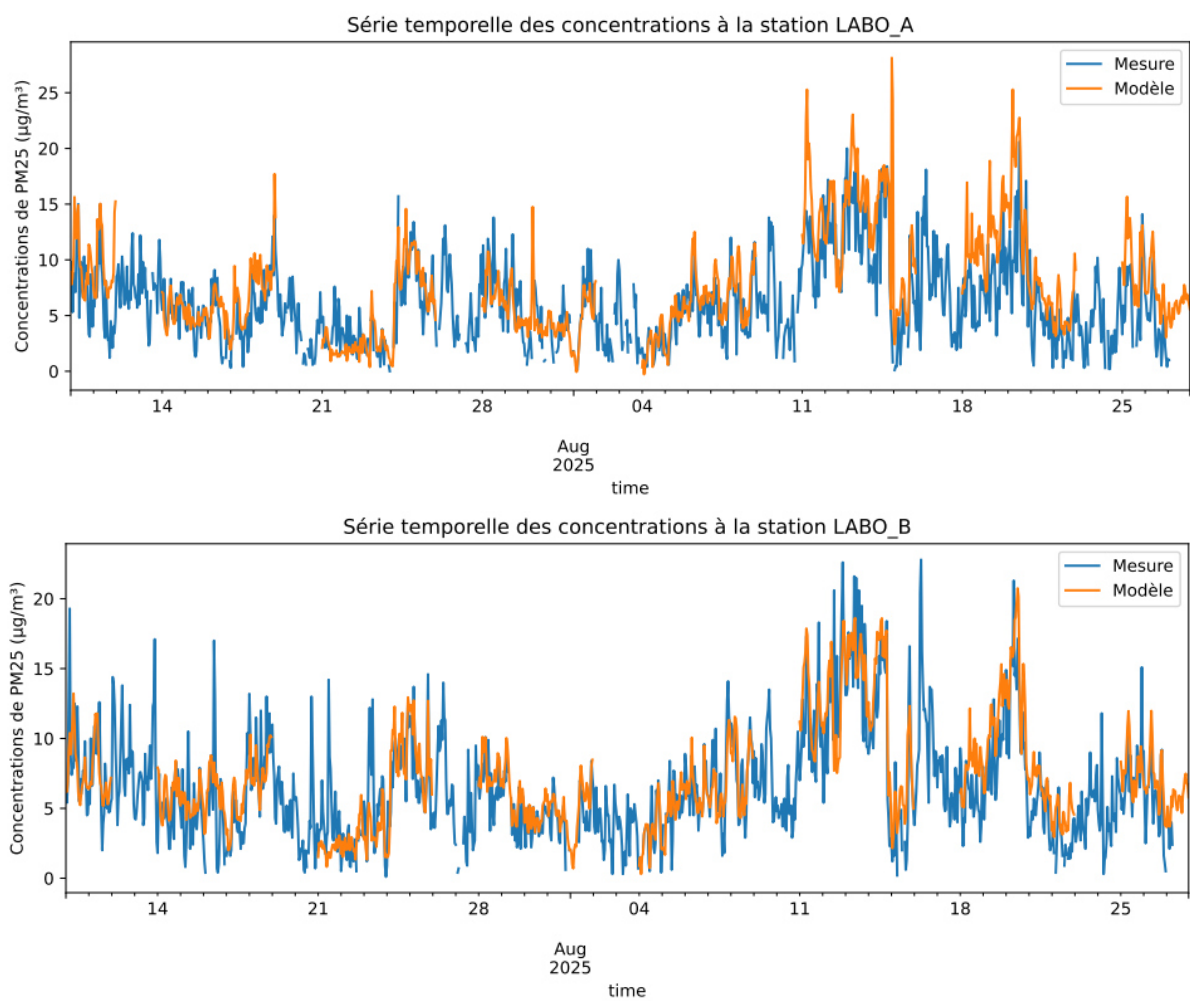


Figure 44 - Idem que Figure précédente pour les PM_{2.5}.