www.atmo-auvergnerhonealpes.fr

Evaluation de la qualité de l'air autour de l'autoroute A46 Sud

Campagnes de mesures 2017 et 2019/2020

Auteurs : .Maxime PILORGE / Magali BENMATI

Diffusion : 04/06/2021

Siège social :
3 allée des Sorbiers 69500 BRON
Tel. 09 72 26 48 90
contact@atmo-aura.fr

votre parten'air
Atmo
AUVERGNE-RHÔNE-ALPES

Conditions de diffusion

Dans le cadre de la réforme des régions introduite par la Nouvelle Organisation Territoriale de la République (loi NOTRe du 16 juillet 2015), les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air de l'Auvergne (ATMO Auvergne) et de Rhône-Alpes (Air Rhône-Alpes) ont fusionné le 1er juillet 2016 pour former Atmo Auvergne-Rhône-Alpes.

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes est une association de type « loi 1901 » agréée par le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (décret 98-361 du 6 mai 1998) au même titre que l'ensemble des structures chargées de la surveillance de la qualité de l'air, formant le réseau national ATMO.
Ses missions s'exercent dans le cadre de la loi sur l'air du 30 décembre 1996. La structure agit dans l'esprit de la charte de l'environnement de 2004 adossée à la constitution de l'Etat français et de l'article L.220-1 du Code de l'environnement. Elle gère un observatoire environnemental relatif à l'air et à la pollution atmosphérique au sens de l'article L.220-2 du Code de l'Environnement.

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes communique publiquement sur les informations issues de ses différents travaux et garantit la transparence de l'information sur le résultat de ses travaux.

A ce titre, les rapports d'études sont librement disponibles sur le site : www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/

Les données contenues dans ce document restent la propriété intellectuelle d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes.
Toute utilisation partielle ou totale de ce document (extrait de texte, graphiques, tableaux, …) doit faire référence à l'observatoire dans les termes suivants : © Atmo Auvergne-Rhône-Alpes (2021) – Evaluation de la qualité de l'air autour de l'autoroute A46 Sud
Les données ne sont pas rediffusées en cas de modification ultérieure.
Par ailleurs, Atmo Auvergne-Rhône-Alpes n'est en aucune façon responsable des interprétations et travaux intellectuels, publications diverses résultant de ses travaux et pour lesquels aucun accord préalable n'aurait été donné.

En cas de remarques sur les informations ou leurs conditions d'utilisation, prenez contact avec Atmo Auvergne-Rhône-Alpes :

depuis le formulaire de contact
par mail : contact@atmo-aura.fr
par téléphone : 09 72 26 48 90

Version éditée le 04/06/2021

Sommaire

1. Introduction - Contexte et objectifs de l'étude 6
2. Matériel et méthode 7
2.1 Polluants visés et moyens de mesure 7
2.1.1 Dioxyde d'azote 7
2.1.2 Particules fines 8
2.1.3 Benzène 10
2.2 Sites de mesure 11
2.3 Périodes de mesure 16
3. Analyse météorologique 17
..... 17
4. Exploitation des résultats 19
4.1 Dioxyde d'azote (NO_2) 19
4.2 Les particules fines (PM_{10}) 24
4.3 Les particules fines (PM2.5) 28
5. Conclusion 31

Illustrations

Figure 1 - Répartition des émissions de NO_x en 2018 à l'échelle de l'aire urbaine de Lyon (Source : Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, inventaire des émissions 2020 v.81) 7

Figure 2 - Répartition des émissions de PM10 en 2018 dans l'aire urbaine de Lyon (Source : Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, inventaire des émissions 2020 v.81) 9

Figure 3 - Répartition des émissions de PM2,5 en 2018 dans l'aire urbaine de Lyon (Source : Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, inventaire des émissions 2020 v.81) 9

Figure 4 - Répartition des émissions de benzène en 2018 dans l'aire urbaine de Lyon (Source : Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, inventaire des émissions 2020 v.81) 11

Figure 5 - Positionnement des sites de mesures échantillonnés dans le cadre de l'évaluation de la qualité de l'air autour de l'autoroute A46 Sud – campagnes 2017 et 2019/2020 12

Figure 6 - Rose des vents à Bron en 2017 et 2019. Données relevées par la station Météo-France de Bron 17

Figure 7 – Précipitations mensuelles moyennes observées sur la période 2006-2020 à la station Météo-France de Bron 18

Figure 8 – Températures mensuelles moyennes observées sur la période 2001-2020 à la station Météo-France de Bron 18

Figure 9 – Concentrations annuelles de NO_2 mesurées en 2017 et 2019/2020 sur les sites de référence et les moyens mobiles situés à l'école Joliot Curie à Mions et en bordure de l'autoroute A46 19

Figure 10 - Évolution des concentrations annuelles moyennes de NO2 sur les sites de référence 20

Figure 11 – Concentrations annuelles estimées de NO2 par tube passif en 2017 20

Figure 12 – Vue cartographique des concentrations moyennes de NO_2 mesurées par tube passif en 2017 21

Figure 13 - Nombre de dépassements du seuil d'information de NO_2 sur le réseau fixe 22

Figure 14 : Moyenne annuelle de dioxyde d'azote estimée par modélisation et aux points de mesure 23

Figure 15: Comparaison des moyennes annuelles de NO2 estimées par mesure et par modélisation en 2017 23

Figure 16 – Comparaison de la moyenne annuelle des sites de référence en 2017 à la moyenne des campagnes de mesure réalisées par moyen mobile 24

Figure 17 – Concentrations annuelles estimées de PM_{10} mesurées par micro-capteur en 2017 25

Figure 18 : Vue cartographique des concentrations moyennes de PM10 mesurées par micro-capteurs en 2017 25

Figure 19 – Nombre de dépassements du seuil d'information des PM_{10} sur les stations de référence . 26

Figure 20 : Moyenne annuelle de particules PM10 estimée par modélisation et aux points de mesure 27

Figure 21 – Moyenne annuelle des concentrations de $PM_{2,5}$ en 2019/2020 sur les sites de référence et le moyen mobile 28

Figure 22 – Concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ sur la période estivale 2020 29

Figure 23 – Moyennes en benzène enregistrées en 2017 sur les sites de l'étude 30

Figure 24 - Moyenne partielle de NO_2 sur des campagnes de mesure 2017 selon la moyenne annuelle 32
Figure 25 – Moyenne partielle de NO_2 sur des campagnes de mesure 2019/2020 33
Figure 26 – Évolution des concentrations moyennes hebdomadaires de NO_2 sur le site T2 en 2017.. 33
Figure 27 – Évolution des concentrations moyennes hebdomadaires de NO_2 sur le site U1 en 2017 . 34
Figure 28 - Évolution des concentrations moyennes hebdomadaires de NO_2 sur le site T2 en 2019/2020 34
Figure 29 - Concentrations moyennes des campagnes effectuées en 2017 par méthode de mesure . 35
Figure 30 – Évolution des concentrations hebdomadaires de NO_2 par méthode de mesure sur le site T2 en 2017 36
Figure 31 – Évolution des concentrations hebdomadaires de NO_2 par tube passif..... 36
Figure 32 – Évolution des concentrations de NO_2 par micro-capteur en 2017 37
Figure 33 – Évolution des concentrations journalières de NO_2 par micro-capteur sur la campagne estivale 2019 37
Figure 34 – Moyenne partielle des campagnes de mesure 2017 de PM10 selon la moyenne annuelle en 2017 par station..... 38
Figure 35 - Moyenne partielle des campagnes de mesure 2019/2020 de PM10 38
Figure 36 – Évolution des concentrations moyennes hebdomadaires de PM10 sur le site T2 en 201739
Figure 37 - Évolution des concentrations moyennes hebdomadaires de PM10 sur le site U1 en 2017 39
Figure 38 - Évolution des concentrations moyennes hebdomadaires de PM10 sur le site T2 en 2019/2020 40
Figure 39 – Comparaison entre les concentrations moyennes annuelles de PM10 selon les méthodes de mesure en 2017 40
Figure 40 – Évolution des concentrations hebdomadaires de PM10 par méthode de mesure sur le site T2 en 2017..... 41
Figure 41 – Évolution des concentrations moyennes de PM10 par micro-capteur en 2017..... 41
Figure 42 – Évolution des concentrations journalières de PM10 sur la campagne estivale 2020 42
Figure 43 – Moyenne partielle des campagnes de mesure de PM2.5 en 2019/2020..... 43
Figure 44 – Évolution des concentrations moyennes hebdomadaires de PM2.5 sur le site T2 en 2019/2020 44
Figure 45 : Évolution des concentrations moyennes journalières de PM2.5 mesurées par analyseur et par micro-capteurs en 2019/2020..... 44
Figure 46 – Comparaison des concentrations moyennes de PM2.5 sur le site T2 par méthode de mesure en période estivale en 2019/2020..... 45
Figure 47 – Comparaison de l'évolution des concentrations de PM2.5 sur le site T2 pour les semaines 22 à 24 en 2020..... 45
Figure 48 – Concentrations moyennes de PM2.5 sur la période estivale avec micro-capteur en 2019/2020 46
Figure 49 – Évolution des concentrations hebdomadaires de PM2.5 par micro-capteur sur la période estivale 2020 46

1. Introduction - Contexte et objectifs de l'étude

Les zones de proximité routière sont particulièrement exposées à la pollution atmosphérique, notamment au dioxyde d'azote (NO_2), polluant qualifié de « traceur de la pollution automobile ».

Le secteur routier est en effet responsable des émissions de ce polluant de manière prépondérante avec 62% des émissions à l'échelle de l'aire urbaine de Lyon (Source : Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, inventaire des émissions 2020 v.81). D'autre part, si le transport routier ne constitue pas, en proportion, le secteur d'émissions majeur pour les autres polluants, il reste néanmoins non négligeable pour les particules en suspension avec 18% des émissions de PM10 et de PM2,5 à l'échelle de l'aire urbaine de Lyon (Source : Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, inventaire des émissions 2020 v.81).

L'agglomération lyonnaise est un territoire particulièrement sensible, compte-tenu, notamment, de la présence de sources d'émissions et d'une densité de population importante. Les seuils fixés par les Directives Européennes (déclinées en droit français) pour le dioxyde d'azote ne sont pas respectés sur plusieurs territoires français dont l'agglomération lyonnaise. À ce titre, la zone est couverte par un Plan de Protection de l'Atmosphère visant le respect des valeurs réglementaires applicables en matière de qualité de l'air.
Malgré cela, la France est en situation de contentieux depuis plusieurs années, et a été condamnée par la Cour de Justice Européenne « pour manquement aux obligations issues de la directive qualité de l'air » par un arrêt du 24 octobre 2019 (CJUE, 24 oct. 2019, Commission européenne c/ République française, C-636-18).

Même si la situation s'améliore depuis plusieurs années, plusieurs habitants du département du Rhône, et notamment de l'agglomération lyonnaise, restent exposés à des dépassements de ces valeurs réglementaires pour le dioxyde d'azote. Et concernant les particules, si les valeurs réglementaires sont respectées depuis 2017, les habitants sont exposés régulièrement à des dépassements des valeurs guides recommandées par l'Organisation Mondiale de la Santé (avec des seuils plus bas que les valeurs réglementaires pour ces polluants).

L'axe autoroutier A46 sud, objet de cette étude, est situé en bordure sud-est de l'agglomération lyonnaise entre la jonction avec l'A43 à Saint-Priest jusqu'à l'A7 à Ternay. Il s'agit de l'autoroute la plus circulée et la plus congestionnée du réseau autoroutier géré par Autoroutes du Sud de la France (ASF). Cet axe connait actuellement un trafic d'environ 63 000 veh/j atteignant en pointe 100 000 véh/j, cumulant une fonction locale de trajets quotidiens domicile travail, de flux saisonniers (WE et congés) et de transit important.

Dans ce contexte, en concertation et en collaboration avec Vinci Autoroute, Atmo Auvergne Rhône Alpes a réalisé une campagne de mesure dans le secteur Sud Lyonnais afin de parfaire la connaissance des concentrations en polluants atmosphériques autour de l'axe autoroutier et des niveaux d'exposition de la population.

Le présent rapport dresse le bilan des mesures réalisées dans le cadre de cette étude :

- **au cours de l'année 2017, sur 19 sites de prélèvements, pour mesurer les niveaux en NO_2, en particules PM10 et en benzène.**
- **et également en 2019 / 2020, sur 5 sites de prélèvements (dont 2 nouveaux sites), pour actualiser les mesures en NO_2, particules PM10 et ajouter de nouvelles mesures en particules PM2,5**.

2. Matériel et méthode

2.1 Polluants visés et moyens de mesure

L'air que nous respirons peut contenir des centaines de polluants sous forme gazeuse, liquide ou solide. Compte tenu des objectifs de l'étude, quatre polluants, pour lesquels le secteur routier présente une influence notable, ont été investigués :

- Le dioxyde d'azote (NO_2) ;
- Le benzène (un des polluants du trio BTX (Benzène, Toluène, Xylène) ;
- Les particules fines :
  - de diamètre inférieur à 10 µm (PM10) en 2017 et 2019/2020 ;
  - de diamètre inférieur à 2,5 µm (PM2,5) lors de la campagne de mesures 2019/2020.

2.1.1 Dioxyde d'azote

• Nature et sources d'émissions

Le dioxyde d'azote est formé dans l'atmosphère à partir du monoxyde d'azote (NO) émis lors des phénomènes de combustion, principalement par combinaison de l'azote et de l'oxygène de l'air.
Le transport routier constitue la principale source d'émission, suivi loin derrière par les installations de combustion (voir Figure 1). Combiné à sa relativement faible sensibilité aux conditions météorologiques par rapport à d'autres polluants, le dioxyde d'azote est considéré comme un traceur important de la pollution urbaine.
Ses émissions sont assez stables sur l'année, même si les chauffages en hiver peuvent contribuer à les augmenter. Au cours de cette saison hivernale, ce sont surtout les conditions météorologiques peu dispersives qui contribuent à observer des concentrations parfois importantes par accumulation dans les basses couches de l'atmosphère. En été, les concentrations de dioxyde d'azote sont donc plus faibles, ceci également en raison de la chimie de l'ozone qui détruit ce composé précurseur.

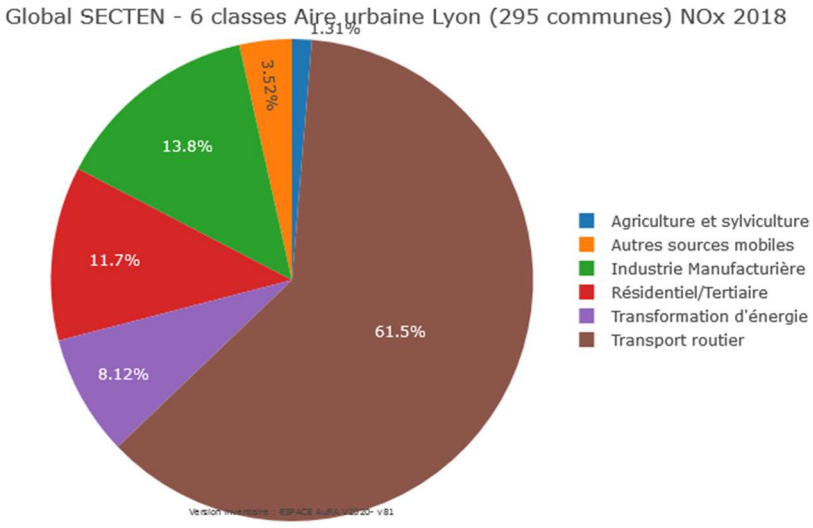


Figure 1 - Répartition des émissions de NO_x en 2018 à l'échelle de l'aire urbaine de Lyon (Source : Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, inventaire des émissions 2020 v.81)

• Impacts et réglementation

À forte concentration, le dioxyde d'azote est un gaz toxique et irritant pour les yeux et les voies respiratoires. Chez les asthmatiques, il augmente la fréquence et la gravité des crises. Chez l'enfant, il favorise les infections

pulmonaires. Ces conséquences néfastes impliquent une surveillance des concentrations sur le plan réglementaire qui fixe :

- Une valeur limite : 40 µg/m^3 en moyenne annuelle (également valeur recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé) ;
- Une valeur limite horaire : 200 µg/m^3 en moyenne horaire à ne pas dépasser plus de 18 fois par an ;
- Un seuil d'information et de recommandations : 200 µg/m^3 en valeur horaire ;
- Un seuil d'alerte : 400 µg/m^3 en valeur horaire.

• Moyens de mesure

Considéré comme un des principaux traceurs de la pollution urbaine – en particulier automobile – le dioxyde d'azote a été suivi dans cette étude à l'aide de mesures en continu par deux laboratoires mobiles, complétées avec des mesures par micro-capteur et tubes passifs :

- Analyseurs : appareils de mesure automatisée par chimiluminescence (NF EN 14211), conformes à la réglementation européenne et permettant une mesure homologuée et dynamique des concentrations.

- Micro-capteurs : moyens de mesure miniaturisés permettant de densifier de manière plus agile un réseau de mesure permanent. Ces dispositifs d'évaluation, non homologués, présentent certaines limites en matière de reproductibilité et de précisions. Ils permettent ainsi de disposer de **mesures dynamiques indicatives** mais s'inscrivent toujours dans une démarche d'innovation. Dans le cadre du projet, trois différents types de capteurs ont été exploités :
  - capteurs Greenbee de la société Azimut Monitoring lors des campagnes 2017,
  - capteurs Ecomsmart durant l'hiver 2019-2020 ;
  - capteurs Atmotrack lors d'une campagne estivale de mesure 2020.

- Tubes passifs : moyens de mesure par diffusion passive, répondant aux normes de surveillance et permettant d'accroitre la représentativité spatiale des mesures. Ces moyens de mesure légers, peu coûteux et ne nécessitant aucune alimentation électrique ne permettent toutefois pas de disposer de résultats dynamiques mais uniquement, a postériori (l'analyse se faisant en laboratoire aux termes des mesures), des concentrations moyennes sur la durée du prélèvement (7 jours en principe).

L'annexe 1 présente une analyse comparative détaillée des différentes méthodes de mesure afin d'appuyer l'interprétation des résultats du présent rapport.
Elle montre tout d'abord une surestimation des mesures par tubes passifs comparativement aux analyseurs automatisés, mais une bonne cohérence entre les mesures dans le temps. En revanche, les mesures par micro-capteur manquent encore de fiabilité pour le NO_2 et ne sont, pour cette raison, pas exploitées dans l'analyse.

2.1.2 Particules fines

• Nature et sources d'émissions

Les particules en suspension, communément appelées « poussières », proviennent en majorité de la combustion à des fins énergétiques de différents matériaux (bois, charbon, pétrole), du transport routier (imbrûlés à l'échappement, usure des pièces mécaniques par frottement, des pneumatiques…) et d'activités industrielles très diverses (sidérurgie, incinération, photo chauffage, chaufferie).
Comme pour le dioxyde d'azote, les particules fines montrent des concentrations plus fortes en hiver, en raison des conditions météorologiques moins dispersives et favorables à l'accumulation de la pollution. Les émissions hivernales de particules sont également largement impactées par la hausse des combustions liées aux chauffages et particulièrement les chauffages au bois peu performants. C'est particulièrement le cas des particules fines de diamètre inférieur à 2,5 µm (voir Figure 3). Le transport routier représente ainsi seulement 18% des

émissions pour les deux catégories tandis que le résidentiel/tertiaire domine largement les émissions (50% pour les PM10 et 65% pour les PM2,5).

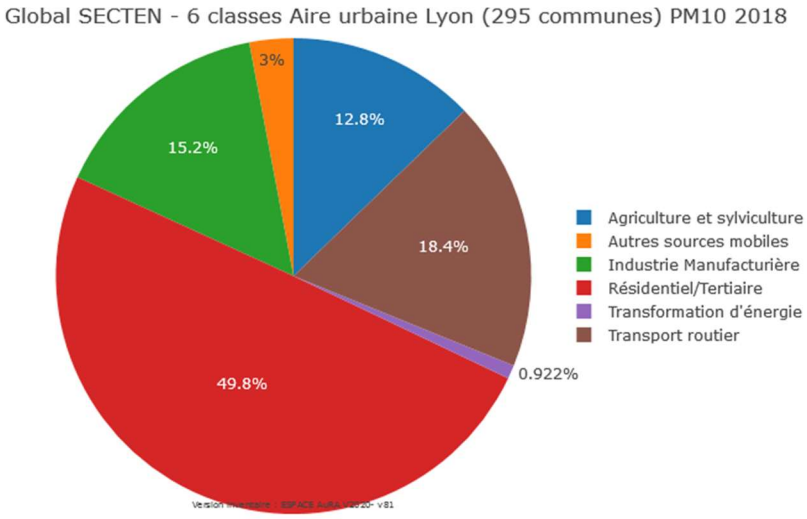


Figure 2 - Répartition des émissions de PM10 en 2018 dans l'aire urbaine de Lyon (Source : Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, inventaire des émissions 2020 v.81)

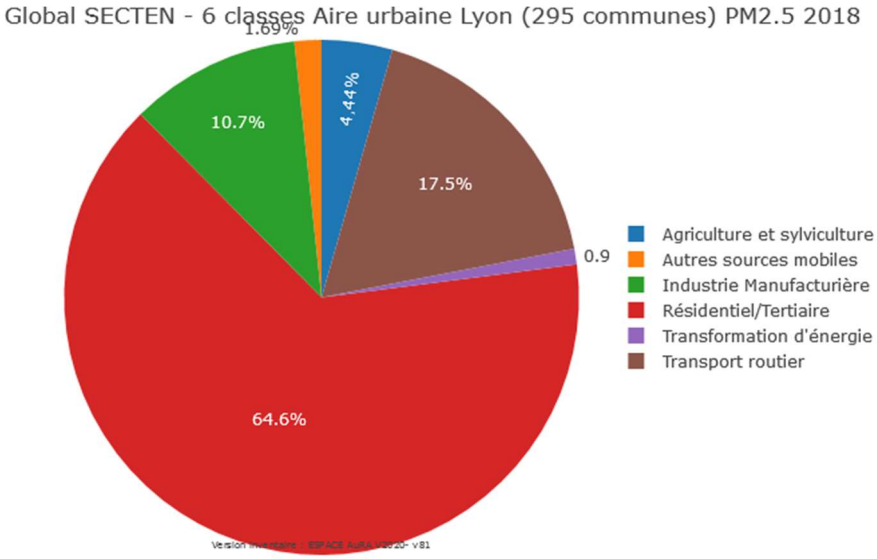


Figure 3 - Répartition des émissions de PM2,5 en 2018 dans l'aire urbaine de Lyon (Source : Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, inventaire des émissions 2020 v.81)

• Impacts et réglementation

Les particules peuvent pénétrer dans l'arbre pulmonaire, d'autant plus profondément que leur diamètre aérodynamique est faible. Elles peuvent par ailleurs véhiculer sur leurs surfaces d'autres polluants atmosphériques.
La réglementation fixe des seuils à ne pas dépasser :
Pour les particules type PM10 :

- valeur limite : 40 µg/m^3 en moyenne annuelle ;
- objectif de qualité : 30 µg/m^3 en moyenne annuelle ;
- valeur limite journalière : 50 µg.m^3 en moyenne journalière à ne pas dépasser plus de 35 jours par an ;
- seuil d'information et de recommandations : 50 µg.m^3 en moyenne journalière ;
- seuil d'alerte : 80 µg/m^3 en moyenne journalière.

D'autre part, compte tenu des impacts sanitaires induits, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) établie une valeur recommandée plus faible que la valeur limite annuelle applicable à l'heure actuelle, soit 20 µg/m^3 en moyenne annuelle.

Pour les particules type PM2,5 :

- valeur limite : 25 µg/m^3 en moyenne annuelle ;
- objectif de qualité : 10 µg/m^3 en moyenne annuelle.

Là encore, l'OMS établie une valeur recommandée plus faible que la valeur limite annuelle applicable à l'heure actuelle, soit 10 µg/m^3 en moyenne annuelle.

• Moyens de mesure

Lors des campagnes de mesures, les particules ont été mesurées en continu au travers de :

- Analyseurs automatisés de type microbalance à élément oscillant (analyseur TEOM : Tapered Element Oscillating Microbalance), couplé à un module FDMS (Filter Dynamics Measurement System) permettant d'assurer l'équivalence avec la méthode de référence européenne NF EN 12341 (détermination de la fraction PM10 de matière particulaire en suspension) ;

- Micro-capteurs, moyens de mesure permettant de densifier de manière plus agile un réseau de mesure permanent. Ces dispositifs d'évaluation, non homologués, présentent certaines limites en matière reproductibilité et de précisions. Ils permettent ainsi de disposer de mesures dynamiques indicatives mais s'inscrivent toujours dans une démarche d'innovation. Dans le cadre du projet, trois différents types de capteurs ont été exploités :
  - capteurs Greenbee de la société Azimut Monitoring lors des campagnes 2017 (mesure uniquement des particules PM_{10}),
  - capteurs Ecomsmart durant l'hiver 2019-2020 (mesure des particules PM10 et PM2,5) ;
  - capteurs Atmotrack lors d'une campagne estivale de mesure 2020 (mesure des particules PM10 et PM2,5).

Les annexes 2 et 3 présentent une analyse comparative détaillée des différentes méthodes de mesure pour les PM10 et PM2,5 afin d'appuyer l'interprétation des résultats du présent rapport.
Si les données de 2017 sont tout à fait satisfaisantes pour l'ensemble des moyens de mesure, les campagnes complémentaires en 2019 et 2020 ont été marquées par plusieurs dysfonctionnements des micro-capteurs. Seul le site U1 (situé en fond urbain sur la commune de Moins) dispose de données complètes pour la période hivernale, avec des valeurs parfois incohérentes dans le cas des PM10. Les mesures réalisées ensuite durant la période estivale présentent quant à elles des valeurs anormalement faibles et particulièrement homogènes entre tous les sites.

2.1.3 Benzène

• Nature et sources d'émissions

Le benzène est un Composé Organique Volatil (COV) dont les émissions dans l'atmosphère proviennent essentiellement de la combustion (chauffage au bois, gaz d'échappement des voitures) et des pertes par évaporation (lorsque l'on fait son plein de carburant par exemple). Comme pour les particules fines PM2,5, les deux tiers des émissions proviennent du résidentiel et du tertiaire (voir Figure 4).

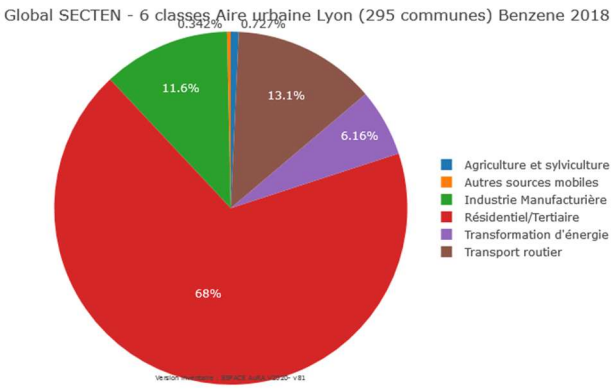


Figure 4 - Répartition des émissions de benzène en 2018 dans l'aire urbaine de Lyon (Source : Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, inventaire des émissions 2020 v.81)

• Impacts et réglementation

Le benzène fait partie des composés contribuant à la formation d'ozone en basse atmosphère.
D'un point de vue sanitaire, le benzène peut provoquer une gêne olfactive, des irritations et une diminution de la capacité respiratoire. Il s'agit d'une substance classée cancérigène.

La réglementation fixe des seuils à ne pas dépasser pour ce polluant :

- valeur limite : 5 µg/m^3 en moyenne annuelle ;
- objectif de qualité : 2 µg/m^3 en moyenne annuelle.

• Moyens de mesure

En 2017, les concentrations de benzène ont été mesurées à l'aide de tubes à diffusion passive avec des prélèvements de 7 jours répétés tout au long des campagnes de mesure. Au vu des niveaux mesurés, il n'a pas été jugé utile de reproduire cette mesure en 2019.

2.2 Sites de mesure

• Caractéristiques des sites et plan d'échantillonnage global

Les concentrations en polluants atmosphériques sont fonction de la quantité d'émissions, de la nature du polluant considéré (sa réactivité par exemple), mais également des facteurs d'influence telles que les conditions météorologiques, topographiques, etc.
De fortes variations spatiales et temporelles selon la nature du composé étudié et les sources d'émission associées peuvent être ainsi être enregistrées.
Les sites de mesure peuvent être distingués par leur typologie : urbaine, périurbaine ou rurale et leur influence : proximité de trafic, proximité industrielle ou fond.
La prise en compte de la typologie et de l'influence des sites est importante dans le cadre de l'élaboration du plan d'échantillonnage d'une campagne de mesure ainsi que dans l'interprétation des résultats obtenus.

Afin de remplir les objectifs de l'étude, à savoir affiner les connaissances concernant la qualité de l'air à proximité des axes routiers, particulièrement de l'A46 Sud, ainsi que l'exposition de la population dans le secteur visé, des sites en proximité de trafic mais également en influence de fond ont ainsi été définis.
Au total, 21 sites ont été échantillonnés dans le cadre de cette étude (voir Figure 5) selon les modalités suivantes :

- 2 sites ont été équipés de « laboratoires mobiles » contenant des analyseurs automatisés ; l'un au niveau de l'école Joliot Curie de Mions en fond urbain (U1) et l'autre en bordure immédiate de l'autoroute A46 en proximité Trafic (T2).
- Les autres sites ont été équipés avec des « tubes passifs » et/ou des « micro-capteurs », dans des environnements d'influence trafic (T) (dont plusieurs points le long de l'autoroute A46 Sud) ou en fond urbain (U).

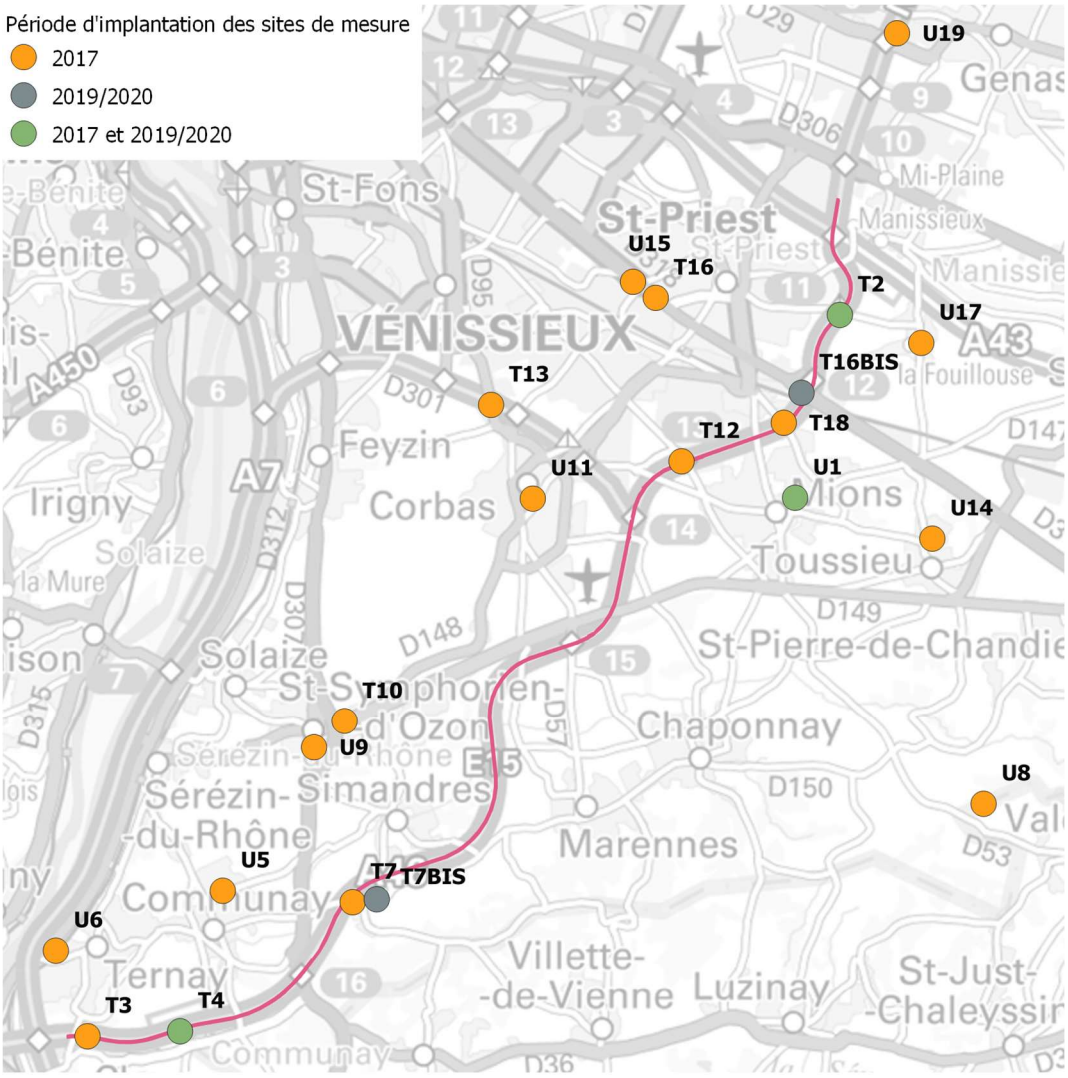
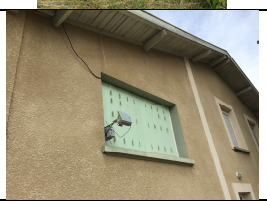


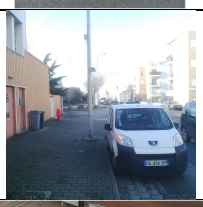
Figure 5 - Positionnement des sites de mesures échantillonnés dans le cadre de l'évaluation de la qualité de l'air autour de l'autoroute A46 Sud – campagnes 2017 et 2019/2020

Au cours de l'étude, ces sites font l'objet de comparaisons avec des analyseurs de référence disposés dans des stations fixes réparties autour de l'agglomération lyonnaise. L'annexe 4 présente les sites de référence exploités pour l'étude.

• Détail de l'équipement des sites de mesure en 2017

Légende des moyens d'analyse mobilisés : A (analyseur), M (micro-capteur), T (tubes à diffusion).

Code site	Nom du site (adresse)	PM10	NO_2	Benzène	Photo
U1	Ecole Joliot Curie à Mions	A	A		
T2	Autoroute A46 à Saint-Priest	A+M	A+M+T	T	
T3	Ternay		T	T	
T4	Communay	M	M+T	T	
U5	Communay		T		
U6	Ternay	M	M+T		
T7	Simandres		T	T	
U8	Marennes	M	T		

U9	Saint-Symphorien-d'Ozon		T		
T10	Saint-Symphorien-d'Ozon		T		
U11	Corbas	M	T		
T12	Corbas		T	T	
T13	Corbas	M	M+T		
U14	Toussieu		T		
U15	Saint-Priest		T		
T16	Saint-Priest	M	M+T		
U17	Saint-Priest		T		

T18	Mions		T	T	
U19	Genas	M	T		

Tableau 1 - Détail de l'équipement des sites de mesure en 2017

Les sites ont été nommés « U » ou « T » selon l'influence de leur environnement : U : fond urbain / T : proximité trafic.

- ## Détail de l'équipement des sites de mesure en 2019/2020

Code site	Nom du site (adresse)	NO2	PM10	PM2.5	Photo
U1	Ecole Joliot Curie à Mions	T+M	M	M	
T2	Autoroute A46 à Saint-Priest	A+T (+M en été)	A+M	A+M	
T4	Communay	T+M	M	M	
T7bis	Simandres	T			
T16bis	Saint-Priest	T			

Tableau 2 - Détail de l'équipement des sites de mesure en 2019/2020

2.3 Périodes de mesure

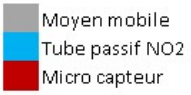
Comme précisé ci-avant, les concentrations en polluants atmosphériques sont fonction des sources d'émissions (nature et quantités) mais sont également influencées par d'autres facteurs, dont les conditions climatiques (pluviométrie, vent, température, ensoleillement).
En raison des conditions météorologiques souvent peu dispersives en hiver (inversion de températures par exemple) et favorables à l'augmentation des émissions, les concentrations en dioxyde d'azote et en particules fines sont maximales en cette saison. À l'inverse, les concentrations de ces polluants présentent une baisse au cours de la période estivale, en faveur de conditions moins favorables aux émissions mais également à l'accumulation de ces polluants.

Afin d'évaluer le comportement des différents sites en fonction des périodes mais également et surtout permettre d'évaluer les concentrations moyennes annuelles des polluants atmosphériques (valeurs réglementaires), il est ainsi nécessaire de réaliser l'échantillonnage sur plusieurs semaines présentant des caractéristiques différentes (idéalement, un an complet de mesures permet une comparaison approfondie et une évaluation optimale). La directive européenne 2008/50/CE du 21 mai 2008 fixe une durée minimale des mesures à 8 semaines (14% de l'année) pour disposer de données représentatives de la qualité de l'air à l'échelle annuelle.
En application de ces éléments et en accord avec le référentiel technique national relatif à la surveillance de la qualité de l'air ambiant[1], les mesures ont été menées selon le calendrier suivant :

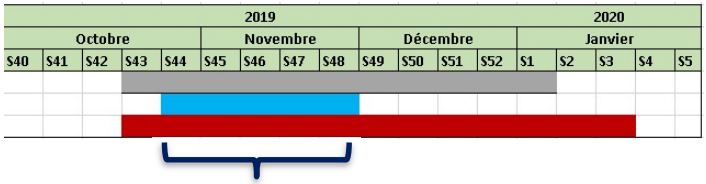
Première campagne de mesures 2017

Campagne 1 « estivale »
du 12 juin au 10 juillet 2017

Campagne 2 « hivernale »
du 13 novembre au 11 décembre 2017



Seconde campagne de mesures 2019/2020 (actualisation et intégration des particules PM2,5)



Campagne 1 « hivernale »
du 28 octobre au 25 novembre 2019

Campagne 2 « estivale »
du 10 juin au 8 juillet 2020

L'analyse de la représentativité des périodes de mesures détaillée en annexes 1, 2 et 3, montre :

- pour le NO_2, une très bonne corrélation entre la moyenne des campagnes réalisées par tubes passifs et la moyenne annuelle, en 2017 et en 2019-2020
- Pour les particules fines PM10 : une bonne corrélation entre la moyenne des campagnes réalisées par micro-capteurs et la moyenne annuelle mesurées aux stations en 2017. Cependant, on note une

[1] ADEME, *Guide d'élaboration de plans d'échantillonnage temporel et reconstitution des données*, disponible sur https://www.lcsqa.org/system/files/rapport/guide_echantillonage_ademe_2009.pdf

sous-estimation d'environ 10% de la moyenne des campagnes estimées par micro-capteurs en 2019-2020 par rapport à la moyenne annuelle aux stations.

- Pour les particules fines PM2.5 : une bonne corrélation entre la moyenne des campagnes réalisées par micro-capteurs et la moyenne annuelle mesurées aux stations en 2019-2020, mais la comparaison n'a pu être faire que sur 2 stations permanentes mesurant les PM2.5.

Dans la suite du document, il sera donc possible d'assimiler la moyenne des campagnes avec une moyenne annuelle comparable à une réglementation, pour tous les polluants.

3. Analyse météorologique

Les conditions météorologiques jouent un rôle important dans les variations des concentrations à l'échelle annuelle. Elles peuvent favoriser des phénomènes de dispersion ou, au contraire, d'accumulation pouvant conduire à une dégradation globale de la qualité de l'air.
Le vent influe sur l'orientation et la dispersion des polluants après leur émission. Les données relevées à la station Météo-France de Bron mettent en évidence des vents dominants Nord/Sud sur le secteur (Figure 6). Si 2017 affiche un profil plus hétérogène, la période 2019-2020 est marquée par des vents de Nord-Ouest bien plus importants en proportion. La vitesse moyenne enregistrée demeure cependant comprise entre 0 et 2 m/s dans la majorité des cas, favorisant ainsi assez peu la dispersion des polluants atmosphériques sur les deux années.

Figure 6 - Rose des vents à Bron en 2017 et 2019. Données relevées par la station Météo-France de Bron

Les précipitations, de leur côté, permettent une diminution des concentrations atmosphériques en provoquant le « lessivage » de l'atmosphère.
L'année 2017 est caractérisée par un fort déficit de précipitations au regard des moyennes sur la période 2006-2020. Cet écart s'observe sur la plupart des mois et plus particulièrement en juillet et octobre (voir Figure 7). La période du 1er octobre 2019 au 1er octobre 2020 se rapproche en revanche davantage de la normale. Une forte variabilité des précipitations mensuelles a cependant eu lieu. Elles ont par exemple sans cesse dépassé les normales fin 2019 tandis que, à l'opposé, le début d'année 2020 est marqué par de faibles précipitations (voir Figure 6).

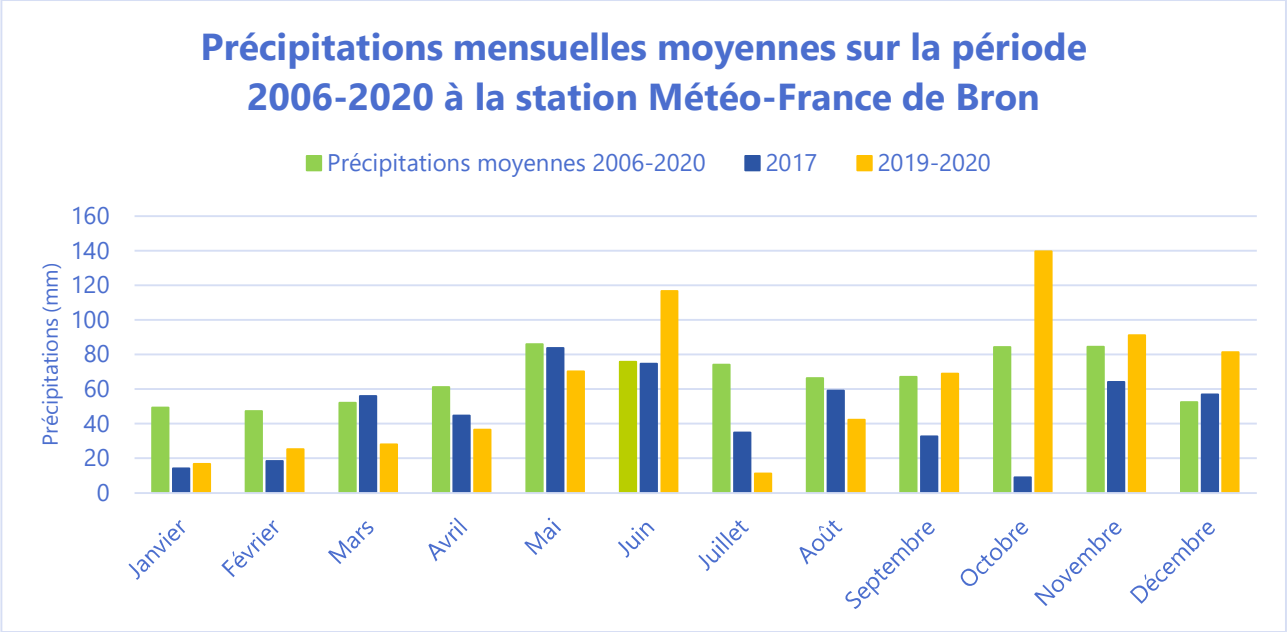


Figure 7 – Précipitations mensuelles moyennes observées sur la période 2006-2020 à la station Météo-France de Bron[2]

Les températures, enfin, jouent un rôle dans les processus photochimiques lors de fortes chaleurs mais également dans ceux de combustion durant la période hivernale.
L'étude des températures montre que les années 2017 et 2019-2020 sont proches des moyennes observées sur la période 2001-2020 (voir Figure 8). Seul le mois de janvier 2017 présente des températures mensuelles moyennes nettement en-dessous des moyennes.

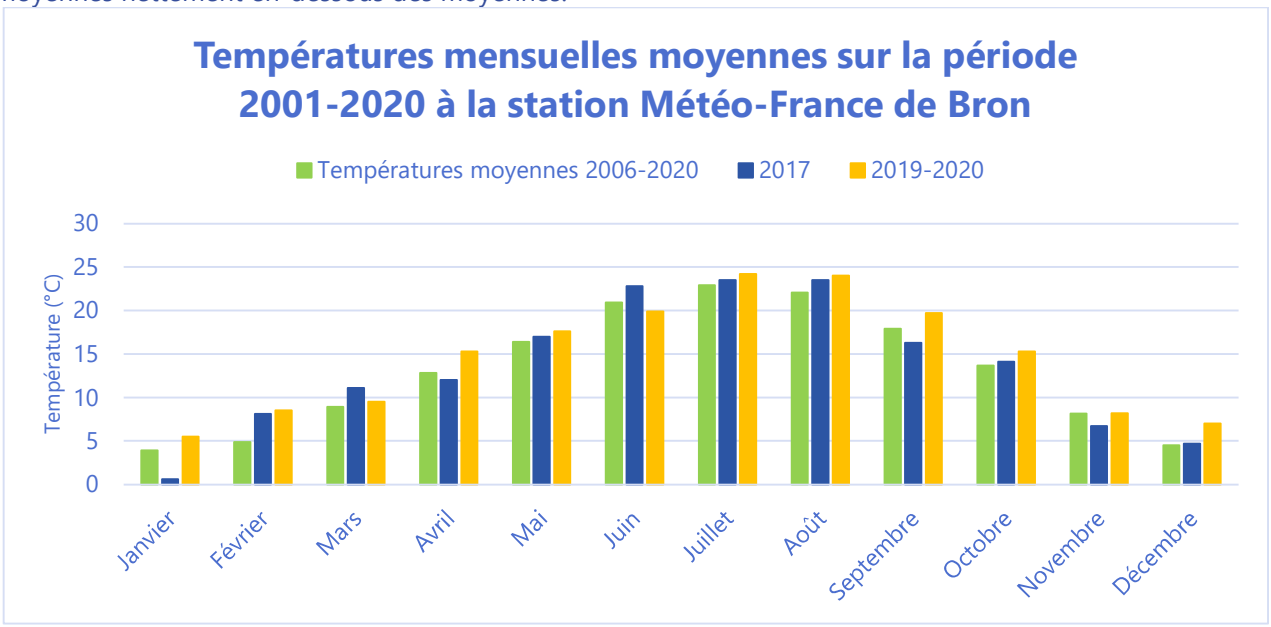


Figure 8 – Températures mensuelles moyennes observées sur la période 2001-2020 à la station Météo-France de Bron

[2] Pour la période 2019-2020, les mois d'octobre à décembre correspondent à l'année 2019 et les mois de janvier à septembre à l'année 2020. De cette façon, l'analyse porte sur les mois correspondant à la période d'étude pour la deuxième campagne.

4. Exploitation des résultats

4.1 Dioxyde d'azote (NO_2)

4.1.1. Valeur limite en moyenne annuelle

Malgré une amélioration globale de la qualité de l'air ces dix dernières années, certains dépassements de valeurs réglementaires sont encore observés, notamment sur l'agglomération lyonnaise.
Sur le site T2 à proximité de l'autoroute A46, équipé d'un laboratoire mobile, la moyenne des concentrations en NO_2 enregistrées en 2017 (64 µg/m³) a été inférieure à celle mesurée au bord du périphérique lyonnais (71 µg/m³) mais du même ordre de grandeur qu'à proximité de l'A7 dans le sud lyonnais (62 µg/m³) [soit 66 µg/m³ en moyenne sur les 2 sites trafic de référence]. Ces niveaux ne respectent donc pas la valeur limite annuelle fixée à 40 µg/m³ (voir Figure 9).
En niveau de fond, la concentration moyenne en NO_2 de 21 µg/m³ enregistrée sur le site d'étude à Mions (U1) en 2017 a été similaire à la valeur minimale enregistrée par les stations de référence en fond urbain. Celles-ci ont toutes respecté la valeur limite annuelle de 40 µg/m³.

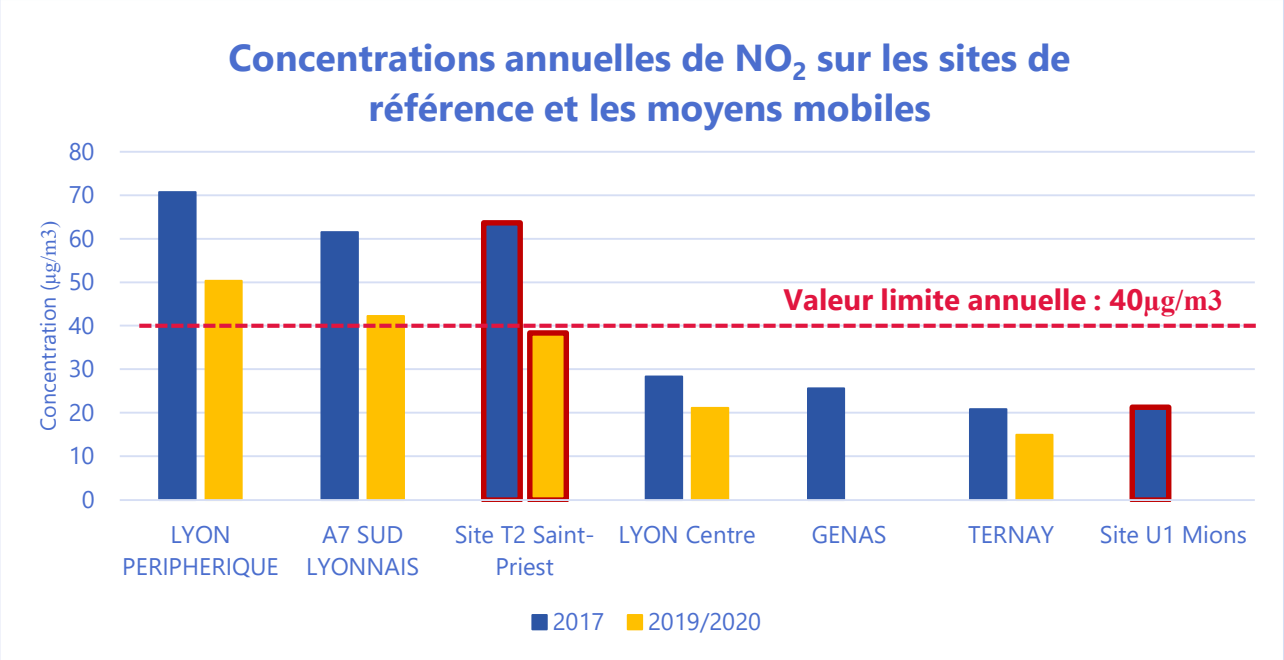


Figure 9 – Concentrations annuelles de NO_2 mesurées en 2017 et 2019/2020 sur les sites de référence et les moyens mobiles situés à l'école Joliot Curie à Mions et en bordure de l'autoroute A46

Les niveaux observés en 2019/2020 sont moins élevés que ceux en 2017.
Cette baisse s'inscrit dans une tendance nette de diminution des concentrations en proximité trafic visible depuis 2015 dans la zone au niveau des stations fixes du réseau (voir Figure 10). Une baisse de 21% des concentrations moyennes, passant de 66 à 52 µg/m³, est enregistrée en proximité trafic entre 2017 et la période 2019/2020. À cela s'ajoute l'impact temporaire mais fort du premier confinement dû à la pandémie de Covid-19 entre le 17 mars et le 10 mai 2020.

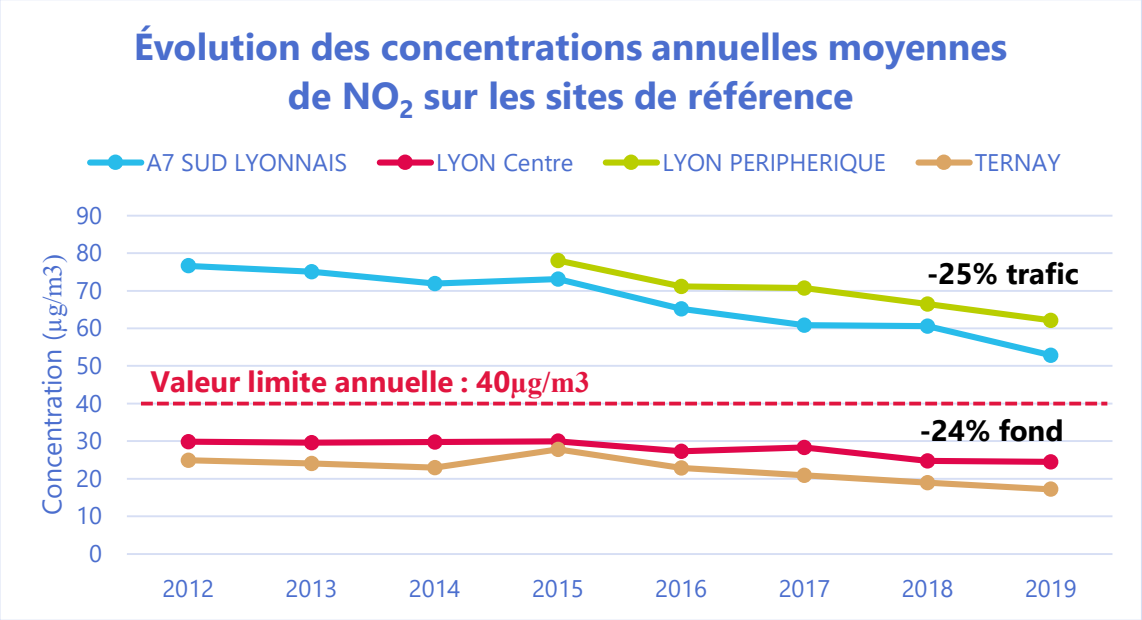


Figure 10 - Évolution des concentrations annuelles moyennes de NO2 sur les sites de référence

Cependant, en analysant d'un peu plus près l'historique des données, la baisse des concentrations en bordure de l'autoroute A46 (site T2) parait anormalement importante au regard des sites de référence. Entre 2017 et 2019/2020, elles passent de 64 à 38 µg/m^3 soit 40% de diminution, alors que sur les autres sites (prox. trafic ou fond urbain) la baisse observée n'est que de 25%. Le problème de climatisation du moyen mobile lors de la campagne estivale en 2020 a conduit à un arrêt prématuré des mesures le 26 juin et a pu affecter les données des jours précédents. Les tubes passifs disposés sur le même site serviront de base pour apprécier l'évolution.

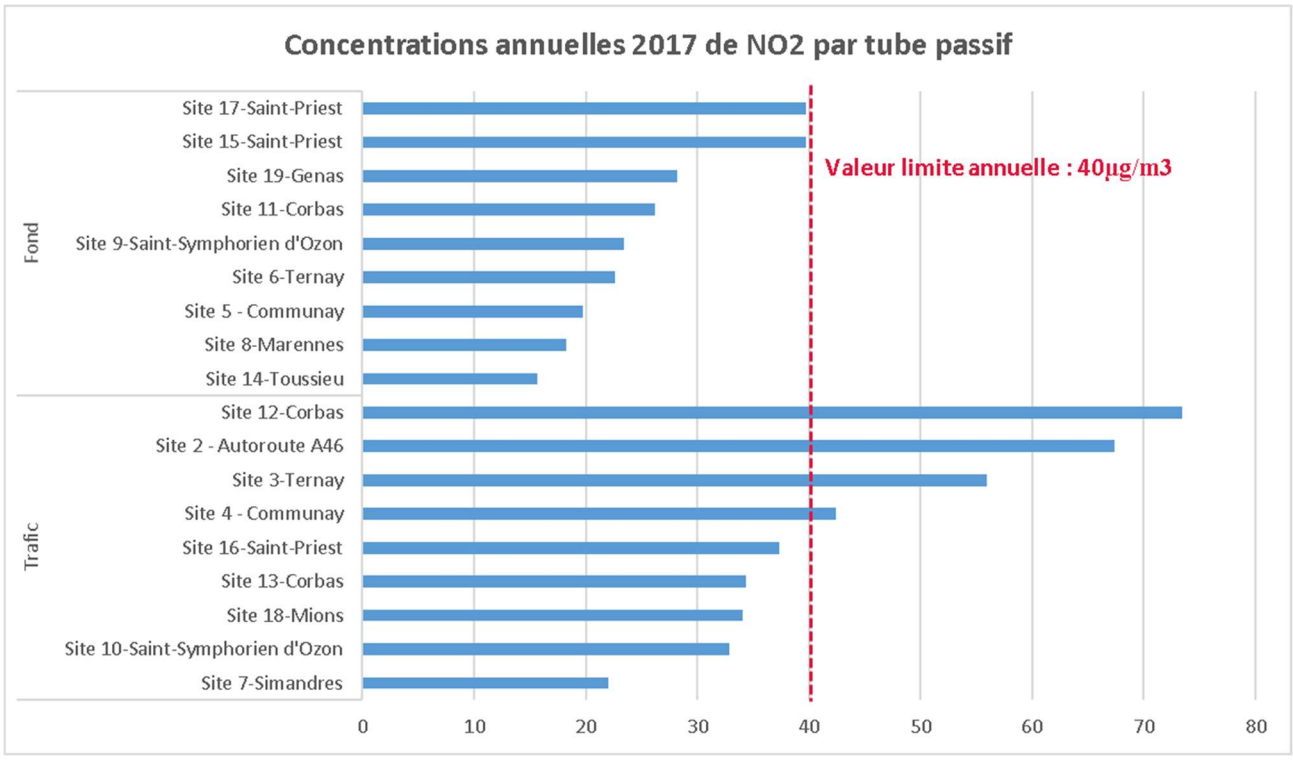


Figure 11 – Concentrations annuelles estimées de NO2 par tube passif en 2017

L'étude des tubes passifs illustre la variabilité des concentrations entre les différentes typologies de site de mesure (voir Figure 11).

Tandis que la valeur limite en moyenne annuelle est respectée pour l'ensemble des sites en influence de fond, elle est en revanche dépassée sur quatre sites de proximité de trafic. Le site T12 situé à Corbas enregistre le maximum annuel avec 74 µg/m^3.
Toutefois, ces résultats doivent être tempérés par la surestimation qui peut être induite par la mesure avec des tubes passifs par rapport aux analyseurs embarqués dans les laboratoires mobiles (cf Annexe Tableau 4).

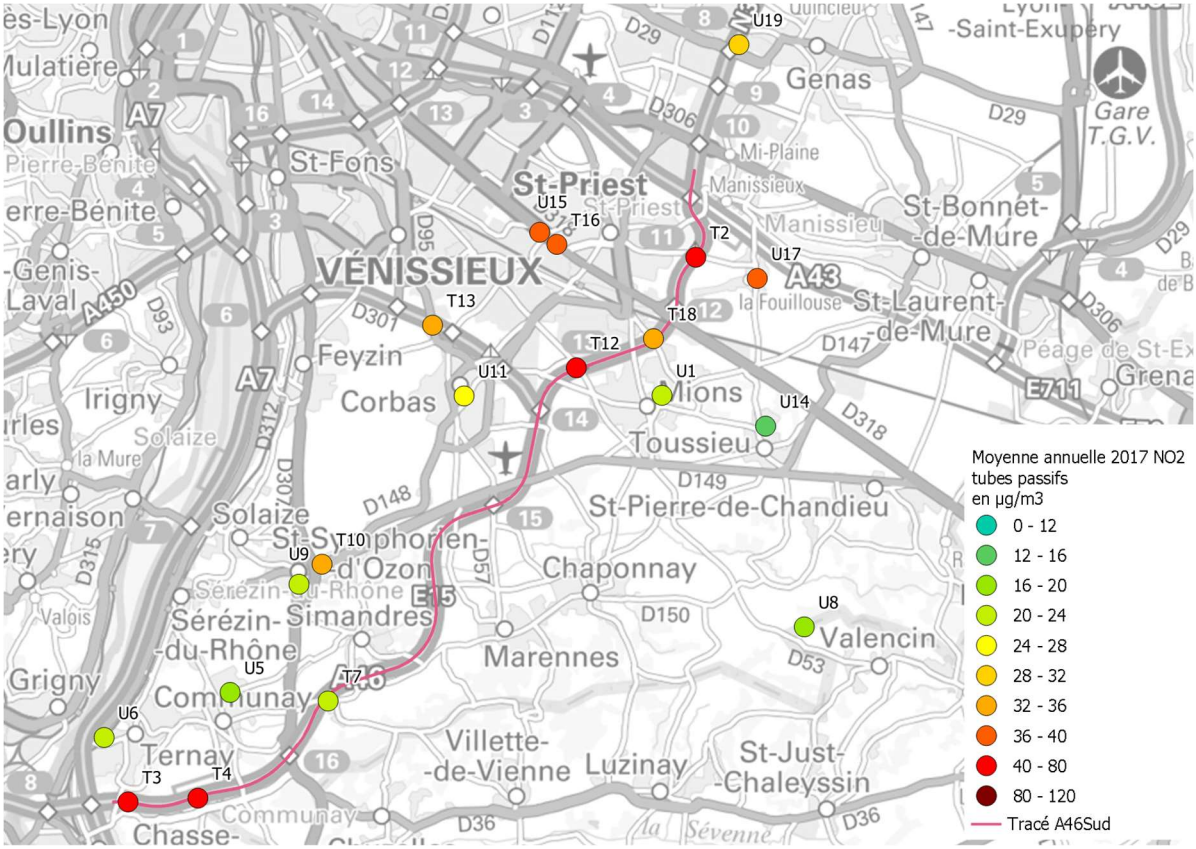


Figure 12 – Vue cartographique des concentrations moyennes de NO_2 mesurées par tube passif en 2017

Les concentrations les plus fortes sont enregistrées dans la zone de Corbas et Saint-Priest où l'A46 croise l'A43 et la D318 (voir Figure 12). Le site n°4 situé à Communay connait cependant de fortes concentrations également avec 43 µg/m^3.

Sites	Site 2 – Autoroute A46	Site 4 - Communay
Influence	**Trafic**	
Variation 2019/2020 - 2017	**-16%** -10,8 µg/m^3	**-13%** -5,6 µg/m^3

Tableau 3 - Variations des concentrations moyennes estimées entre octobre 2019 et 2020 et l'année 2017

Les données disponibles pour la période 2019/2020 montrent une baisse globale des concentrations sur les sites 2 et 4 (voir Tableau 3). Ces résultats sont en accord avec la tendance à la baisse observée à la fois sur le réseau fixe et sur le moyen mobile déployé à Mions. La spécificité de l'année 2020 du fait de la pandémie de covid-19 ne permet toutefois pas de conclure à une amélioration durable de la qualité de l'air dans la zone.

4.1.2. Valeur limite en moyenne horaire

Pour rappel, la réglementation fixe des valeurs à ne pas dépasser pour le NO_2 en moyenne horaire :

- valeur limite : 200 µg/m^3 en moyenne horaire à ne pas dépasser plus de 18 fois par an ;
- seuil d'information et de recommandations : 200 µg/m^3 en valeur horaire ;
- seuil d'alerte : 400 µg/m^3 en valeur horaire.

L'étude des stations fixes montre une baisse drastique des dépassements du seuil d'information entre les années 2017 et la période 2019/2020. Leur nombre baisse progressivement sur les stations A7 Sud Lyonnais et Lyon Périphérique pour passer respectivement de 12 et 15 dépassements à 0 ensuite (voir Figure 13). L'étude des profils horaires ne montre pas de modification de la répartition des concentrations mais appuie la baisse globale observée en moyenne annuelle.

Avec 28 franchissements du seuil d'information de NO_2 sur les seules périodes de campagne, le moyen mobile en bordure de l'autoroute A46 dépasse le nombre limite de dépassements autorisés annuellement. Là encore, ce nombre devient nul sur la période 2019/2020.

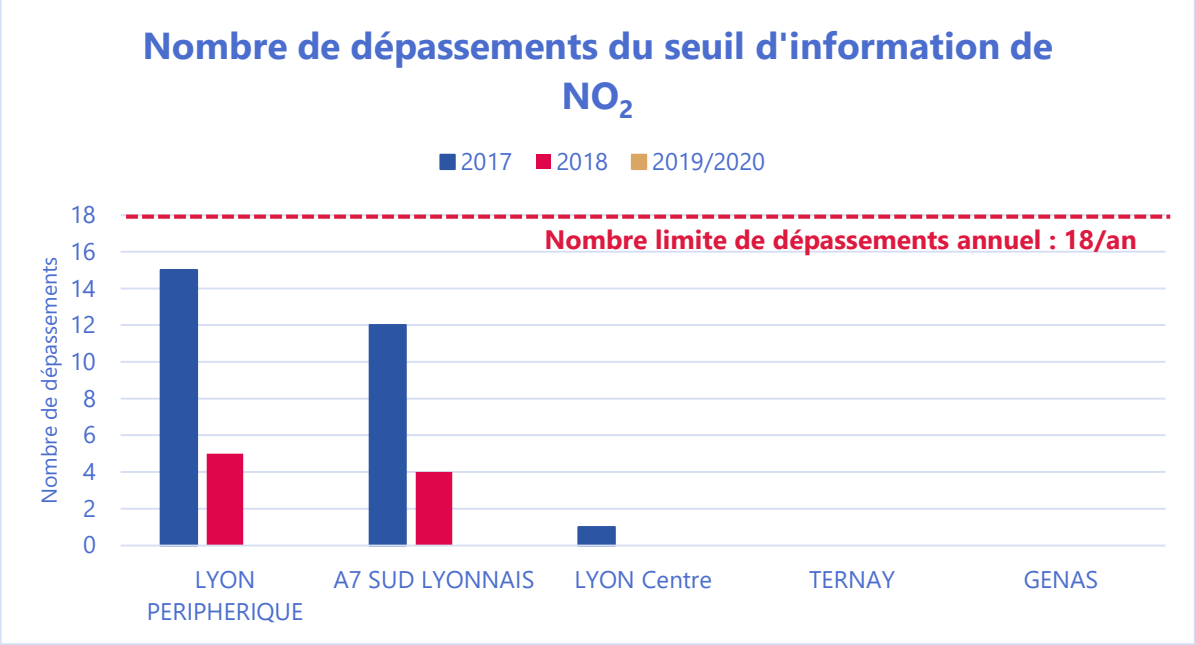


Figure 13 - Nombre de dépassements du seuil d'information de NO_2 sur le réseau fixe

4.1.3. Comparaison à la modélisation annuelle NO_2

Les remorques équipées d'analyseurs mises en place sur la zone d'étude (U1 et T2) ont permis d'améliorer les cartes annuelles 2017 du dioxyde d'azote sur cette zone. En effet, sur les périodes de mesure, les valeurs horaires ont été utilisées pour caler le modèle.
La carte et le graphique ci-dessous comparent les valeurs mesurées par tube ou par analyseur avec la moyenne estimée par modélisation en 2017 sur la zone.

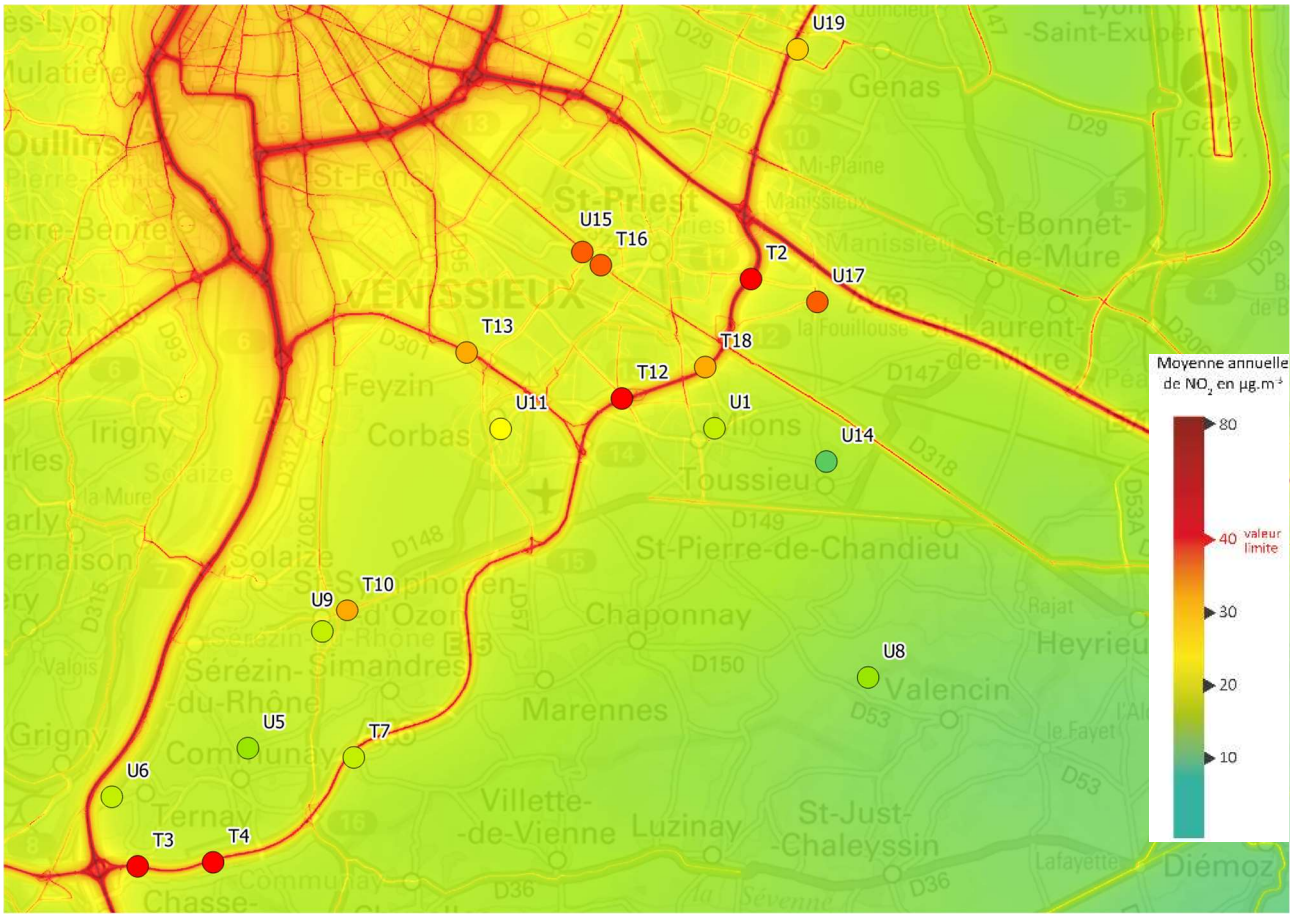


Figure 14 : Moyenne annuelle de dioxyde d'azote estimée par modélisation et aux points de mesure

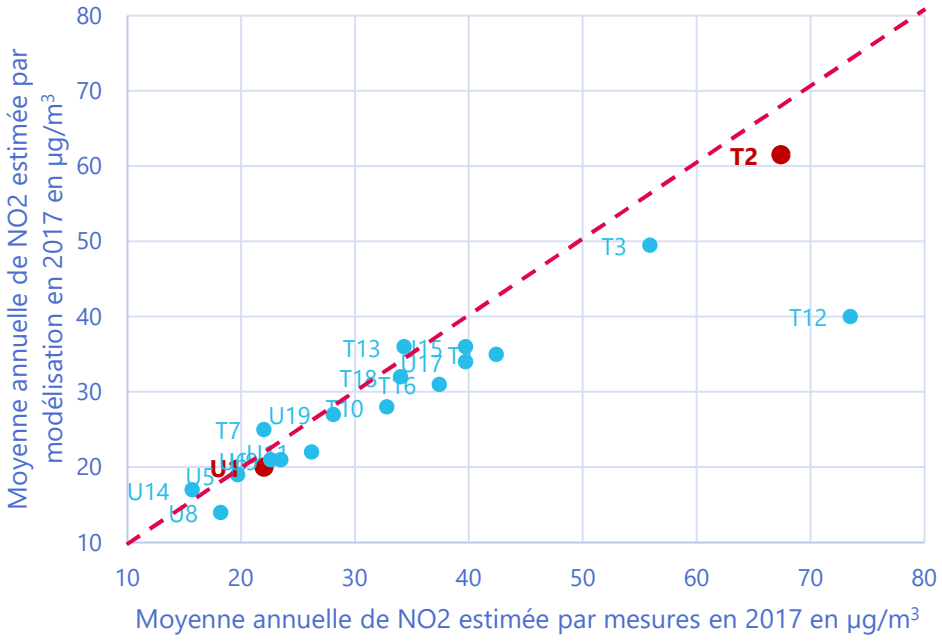


Figure 15: Comparaison des moyennes annuelles de NO2 estimées par mesure et par modélisation en 2017

On constate que les résultats des tubes sont cohérents avec les concentrations modélisées, hormis sur le site T12. Celui-ci était situé sur un pont au-dessus de l'A46Sud et la modélisation ne semble pas traduire cette exposition au-dessus du sol.

La comparaison sur la période 2019-2020 n'a pas pu être faite car elle ne couvre pas une année civile sur laquelle sont réalisées les cartes de pollution annuelle.

4.2 Les particules fines (PM_{10})

4.2.1. Valeur limite en moyenne annuelle

L'année 2017 connait une concentration moyenne de PM_{10} bien en-dessous de la valeur limite réglementaire sur les stations fixes de référence malgré des dépassement du seuil OMS observés sur la majorité d'entre elles (voir Figure 14). En parallèle, les relevés effectués par le laboratoire mobile en bordure de l'autoroute A46 (T2) et près de l'école Joliot Curie à Moins (U1) montrent un profil spécifique à la zone d'étude. Les concentrations sont respectivement inférieures et supérieures au réseau fixe à l'échelle annuelle.

En 2019/2020, sur la zone d'étude, seules les mesures par analyseur sur le site T2 ont fonctionné. Les niveaux mesurés étaient plus faibles qu'en 2017, comme sur les stations du réseau fixe.

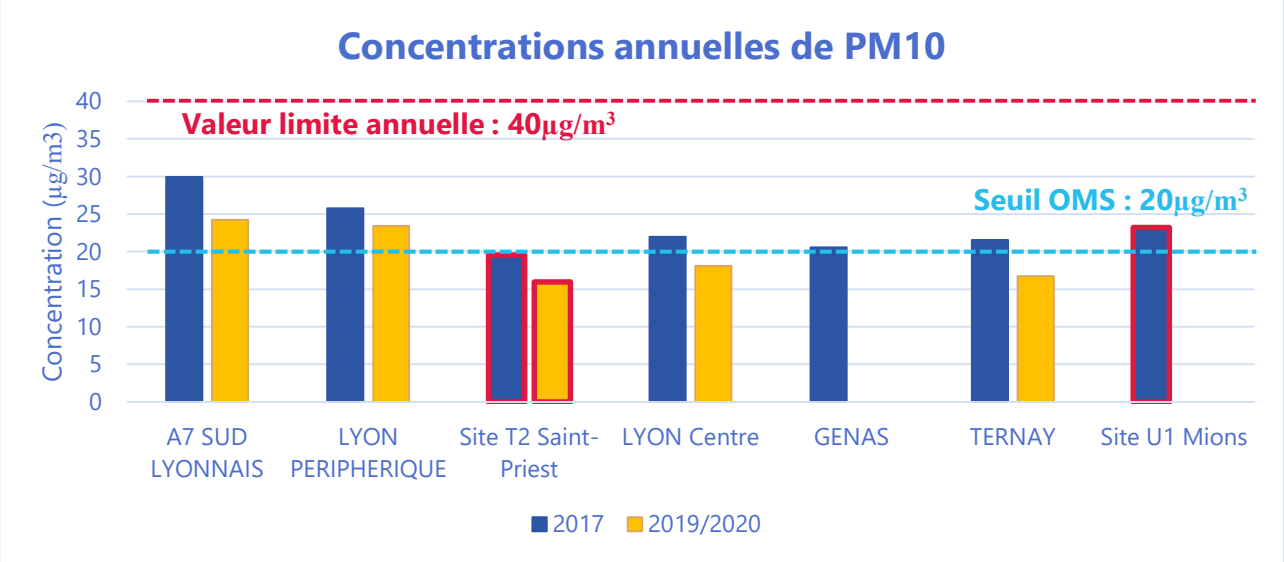


Figure 16 – Comparaison de la moyenne annuelle des sites de référence en 2017 à la moyenne des campagnes de mesure réalisées par moyen mobile

Comme précisé dans l'annexe 2, seule la campagne 2017 par microcapteur est exploitable sur l'année. En effet, la campagne hivernale 2019 n'est pas exploitable.

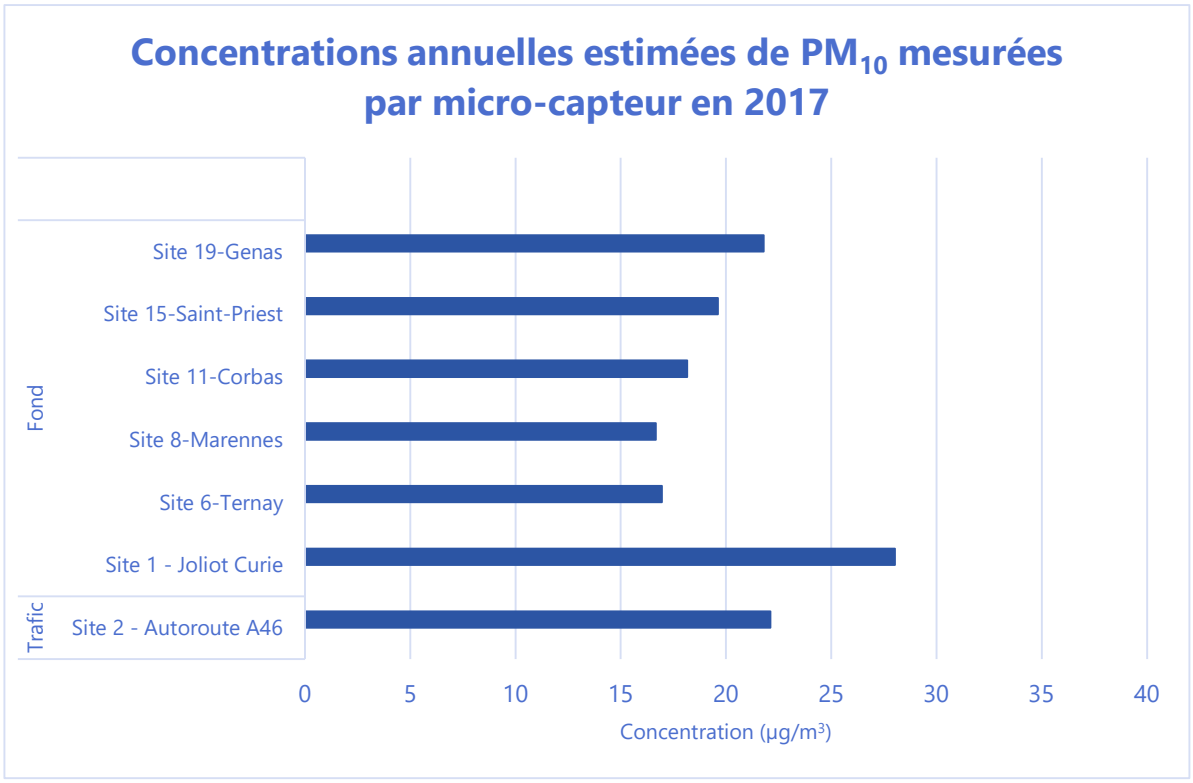


Figure 17 – Concentrations annuelles estimées de PM_{10} mesurées par micro-capteur en 2017

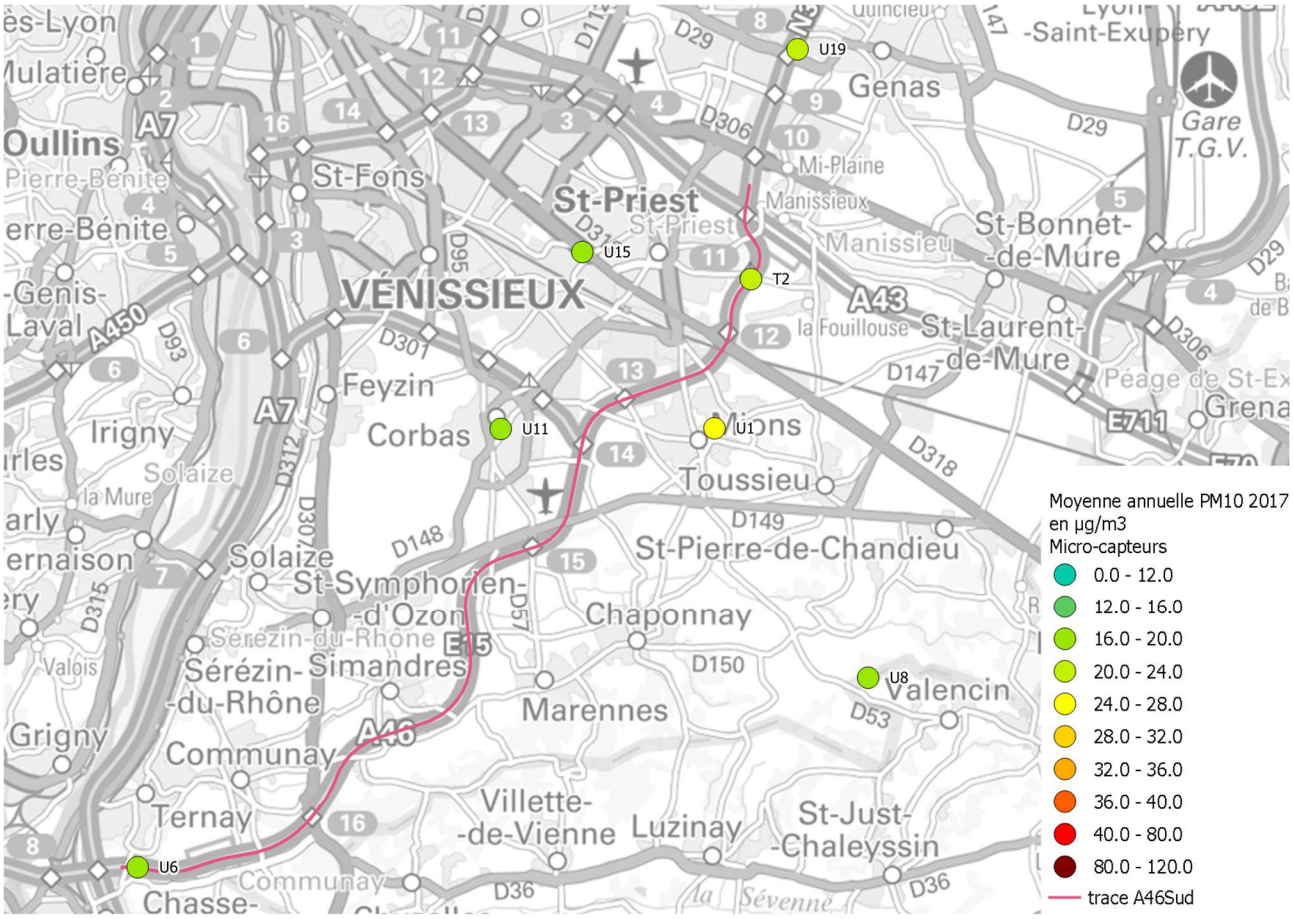


Figure 18 : Vue cartographique des concentrations moyennes de PM10 mesurées par micro-capteurs en 2017

En 2017, la comparaison entre les différents sites par micro-capteur montre une moindre variabilité des concentrations comparativement au dioxyde d'azote. La valeur moyenne maximale de 28 µg/m³ est cependant enregistrée en influence de fond à la station situé à l'école Joliot Curie de Moins U1 (voir Figure 16) et illustre la présence d'autres sources que le trafic automobile.

4.2.2. Valeur limite en moyenne journalière

Pour rappel, la réglementation fixe des seuils à ne pas dépasser pour les PM10 en moyenne journalière :

- valeur limite : 50 µg.m^3 en moyenne journalière à ne pas dépasser plus de 35 jours par an ;
- seuil d'information et de recommandations : 50 µg.m^3 en moyenne journalière ;
- seuil d'alerte : 80 µg/m^3 en moyenne journalière.

Plusieurs dépassements du seuil d'information de concentration en PM10 sur le réseau fixe de référence ont lieu au cours de l'année 2017 (voir Figure 17). Ce nombre connait néanmoins une baisse significative sur l'ensemble des stations sur la période 2019/2020.

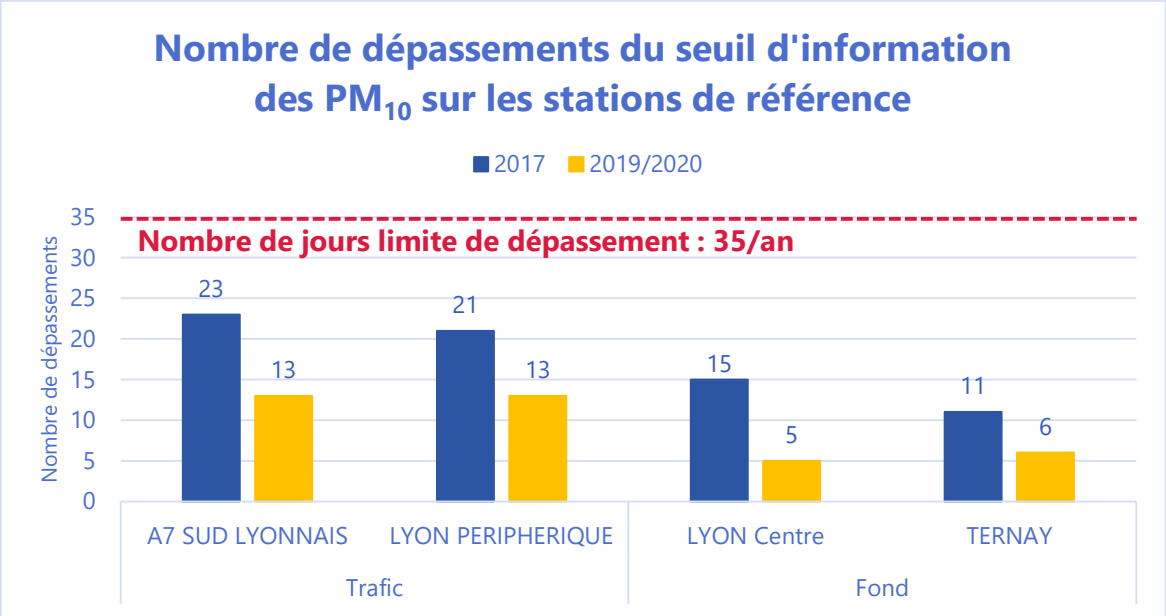


Figure 19 – Nombre de dépassements du seuil d'information des PM_{10} sur les stations de référence

En 2017, la remorque sur le site T2 enregistre un seul dépassement du seuil d'information lors des périodes d'étude. Ce chiffre demeure similaire en 2019/2020. Il est donc très fortement probable que, comme pour l'ensemble des sites de référence de l'agglomération, la limite réglementaire fixée à 35 dépassements du seuil par an soit respectée sur ce site.

4.2.3. Comparaison à la modélisation annuelle PM10

La remorque équipée d'analyseurs mise en place sur la zone d'étude en situation de fond (U1) a permis d'améliorer les cartes annuelles 2017 des particules PM10 sur cette zone. En effet, sur les périodes de mesure, les valeurs journalières ont été utilisées pour caler le modèle.
La carte ci-dessous compare les valeurs mesurées par analyseur avec la moyenne estimée par modélisation en 2017 sur la zone.

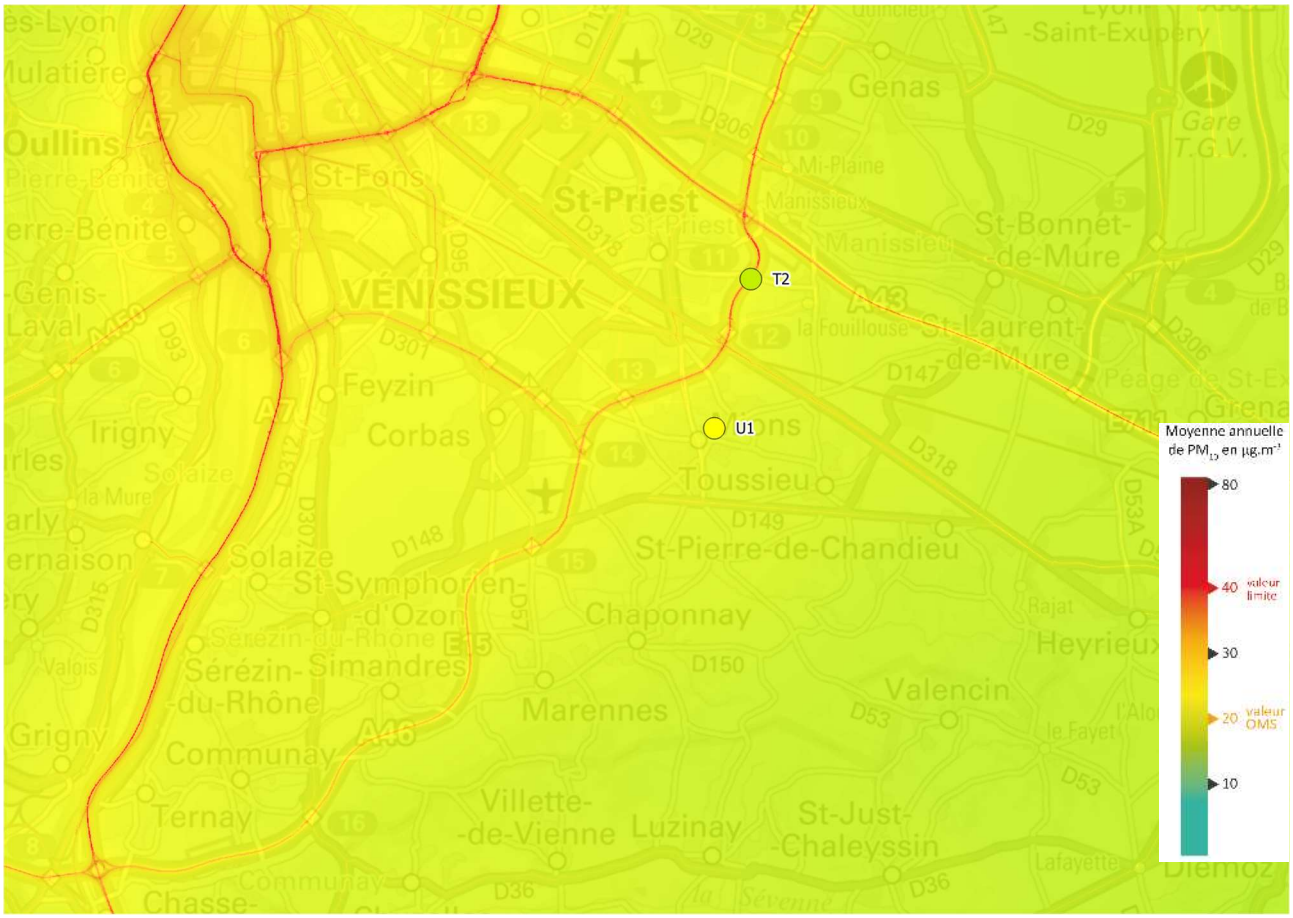


Figure 20 : Moyenne annuelle de particules PM10 estimée par modélisation et aux points de mesure

Sur le site de fond U1, la comparaison est bonne, les niveaux mesurés et modélisés sont similaires. Sur le site en proximité trafic (T2), les niveaux modélisés sont supérieurs aux valeurs mesurées. Il semble que la modélisation surestime un peu les niveaux de particules en proximité trafic sur cette zone.

La comparaison sur la période 2019-2020 n'a pas pu être faite car elle ne couvre pas une année civile sur laquelle sont réalisées les cartes de pollution annuelle.

4.3 Les particules fines (PM2.5)

4.3.1. Valeur limite en moyenne annuelle

Les concentrations de PM2,5 mesurées sur le réseau fixe semblent sensiblement plus élevées en influence de fond qu'en proximité de trafic. C'est le résultat d'une baisse importante des concentrations en proximité trafic visible depuis 2016 sur les sites de référence en parallèle d'une stagnation en influence de fond. En parallèle, l'étude de la période 2019/2020 montre une importante variabilité des concentrations en hiver relativement à la période estivale. Celle-ci est cependant plus forte en influence de fond qu'en proximité trafic.

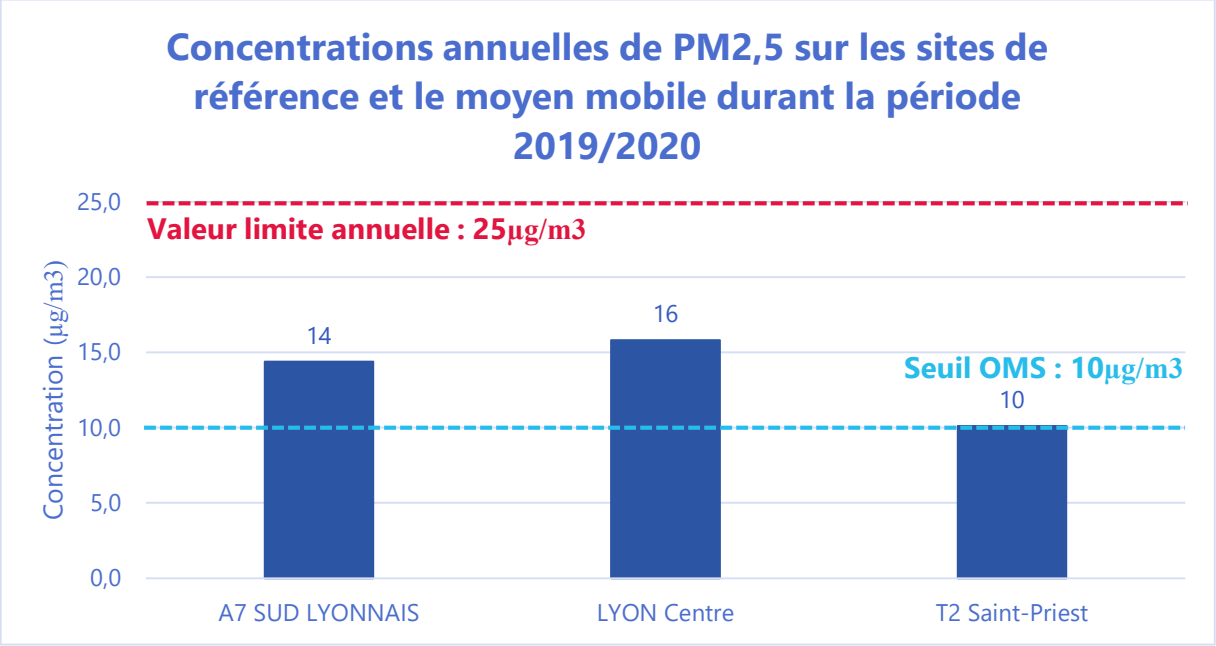


Figure 21 – Moyenne annuelle des concentrations de $PM_{2,5}$ en 2019/2020 sur les sites de référence et le moyen mobile

En 2019/2020, durant les périodes d'étude, la concentration annuelle maximale est enregistrée sur la station Lyon Centre avec 16 µg/m^3 contre 14 µg/m^3 sur la station en bordure de l'A7 Sud Lyonnais et 10 µg/m^3 sur le site T2 (remorque laboratoire mobile). Cette dernière valeur est d'ailleurs plus proche du seuil recommandé par l'OMS (fixé à 10µg/m^3).

Comme précisé dans l'annexe 3, seule la campagne estivale par micro-capteur est exploitable en 2019-2020. En effet, durant la campagne hivernale 2019 le taux de fonctionnement des micro-capteurs mis en place a été trop faible pour une exploitation correcte des données.

L'analyse des concentrations en bordure de l'autoroute A46 de la période estivale, bien que cette période soit peu propice à des niveaux de particules PM2.5 élevées, montre même des concentrations très homogènes (voir Figure 22)

Ces valeurs sont toutes éloignées de la valeur limite annuelle définie à 25 µg/m^3.

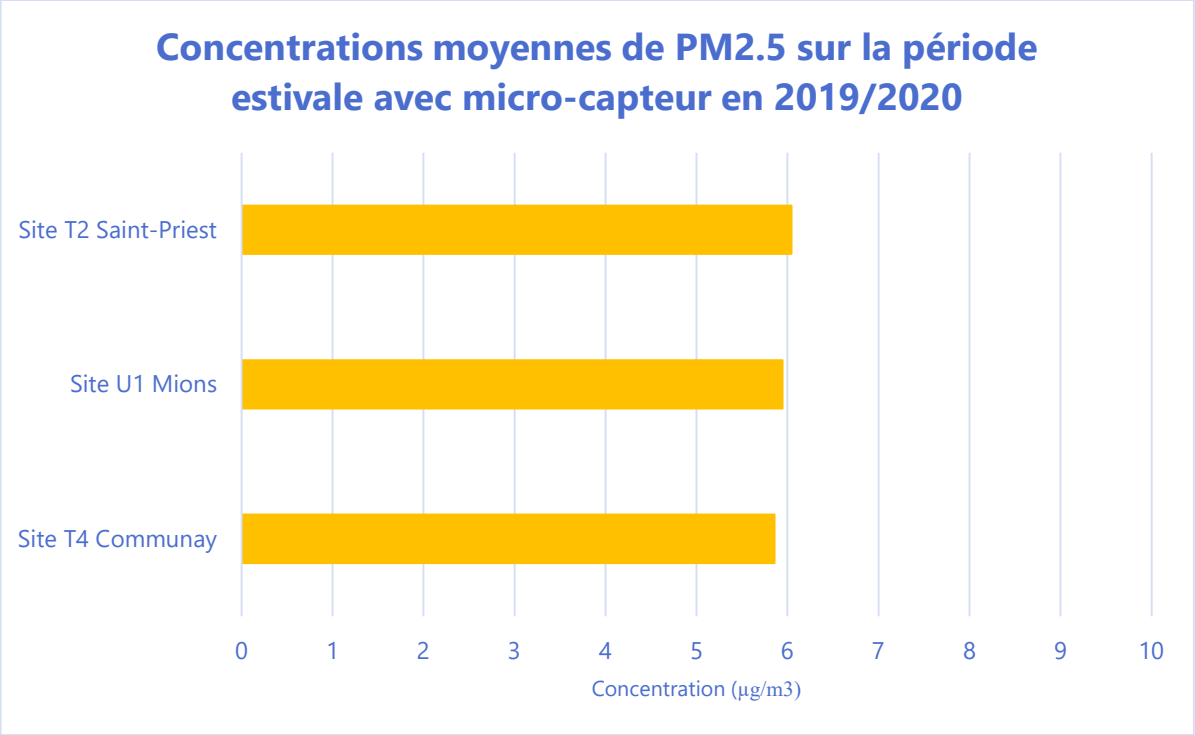


Figure 22 – Concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ sur la période estivale 2020

4.3.2 Comparaison à la modélisation annuelle PM2.5

La comparaison n'a pas pu être faite pour ce polluant, sur la période 2019/2020 car elle ne correspond pas à une année civile.

4.4 Le Benzène

Le benzène est réglementé avec une valeur limite en moyenne annuelle fixée à 5 $\mu g.m^{-3}$ depuis 2010. Il existe également un objectif de qualité qui est fixé à 2 $\mu g.m^{-3}$ en moyenne annuelle.

Les concentrations de benzène ont été mesurées à l'aide de tubes à diffusion passive avec des prélèvements de 7 jours répétés tout au long des deux campagnes de mesure en 2017.

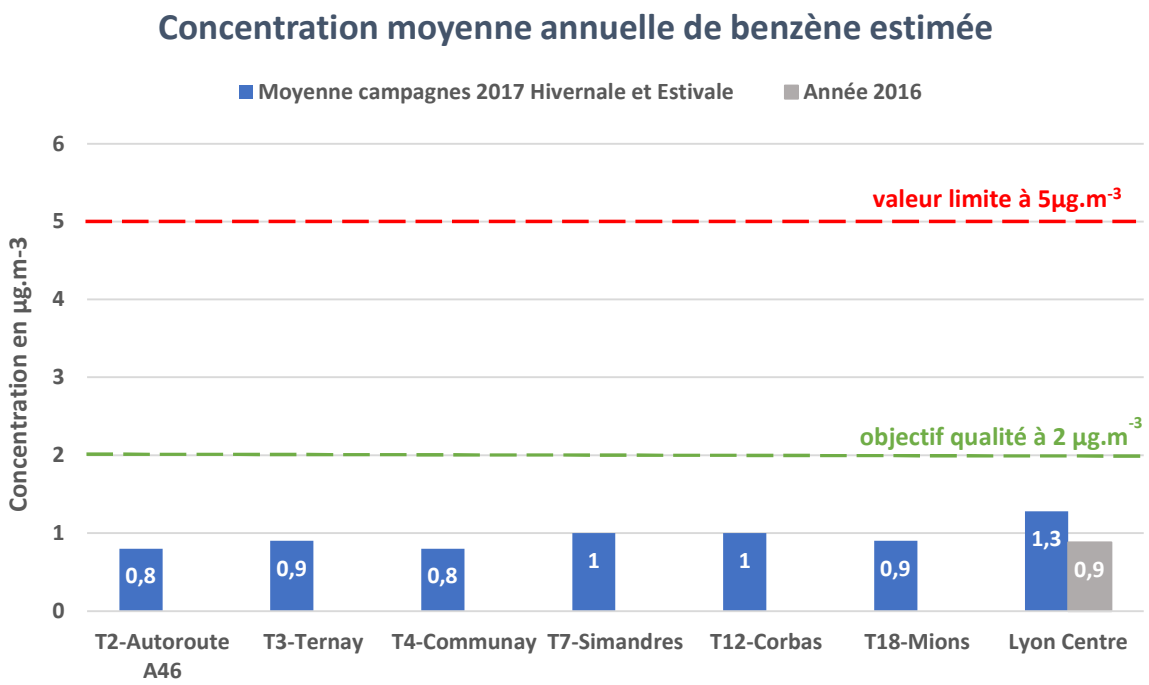


Figure 23 – Moyennes en benzène enregistrées en 2017 sur les sites de l'étude

Les concentrations enregistrées sur les sites de l'étude sont globalement équivalentes d'un site à un autre, bien que la concentration enregistrée en influence de fond à Lyon Centre dépasse l'ensemble des valeurs en proximité trafic (voir Figure 23). La valeur limite et l'objectif qualité sont respectés pour l'ensemble des sites de mesure. Aucun dépassement règlementaire n'est à signaler pour ce polluant.
Au vu de ces niveaux peu élevés, il n'a pas été jugé nécessaire de mesurer de nouveau ce polluant lors des campagnes de mesures réalisées en 2019/2020.

5. Conclusion

Atmo Auvergne Rhône Alpes, en concertation et en collaboration avec Vinci Autoroute, a réalisé une étude métrologique de qualité de l'air dans le secteur Sud-Est Lyonnais afin de parfaire la connaissance des concentrations en polluants atmosphériques, d'intégrer ces nouvelles connaissances aux modèles de pollution atmosphérique sur cette zone et de mieux estimer les niveaux d'exposition de la population autour de l'axe autoroutier A46 Sud.

Les mesures ont été réalisées sur 2 périodes : 2017 et 2019/2020 pour évaluer l'évolution des niveaux de pollution, notamment au dioxyde d'azote.
Différentes techniques de mesures ont été utilisées :

- Deux remorques équipées d'analyseurs homologués pour la surveillance réglementaire
- Plusieurs tubes à diffusion passive permettant de connaître des moyennes hebdomadaires simultanément en différents points du territoire
- Plusieurs micro-capteurs mesurant les particules, utilisant des techniques innovantes moins fiables que les analyseurs mais permettant, à moindre coût, de suivre la dynamique des niveaux de polluants

L'ensemble de ces mesures permettent ainsi de caractériser la qualité de l'air sur la zone.

Le dioxyde d'azote présente les niveaux les plus hétérogènes sur la zone.
Sur les zones situées à proximité directe de l'A46 Sud (moins de 50m), il existe bien un risque de dépassement des valeurs réglementaires pour le dioxyde d'azote. Le site investigué avec un laboratoire mobile (site « T2 Autoroute A46 ») est bien caractéristique d'un environnement de proximité trafic. Les niveaux en NO_2 enregistrés sur ce site sont comparables à ceux mesurés sur les sites trafic du réseau. La moyenne mesurée à 64 µg/m^3 sur le site « T2 Autoroute A46 » en 2017 dépasse de façon importante la valeur limite annuelle (40 µg/m^3). En moyenne horaire, les niveaux mesurés sur le site « T2 Autoroute A46 » sont également caractéristiques d'un site de proximité trafic avec un nombre de dépassements du seuil d'information supérieur à la valeur limite annuelle.
En situation de fond, hors influence immédiate d'une source de pollution, ce sont les villes de Corbas et de Saint-Priest, particulièrement maillées par un réseau routier dense, qui sont les plus exposées au dioxyde d'azote bien que les concentrations respectent les valeurs réglementaires.
Si une amélioration est observée sur la période 2019/2020 et plus généralement ces dernières années, la survenue du confinement met en question la durabilité de ces changements.

Les mesures des particules fines PM_{10} et $PM_{2,5}$ montrent un respect des seuils réglementaires malgré des dépassements observés des seuils fixés par l'OMS. Les concentrations mesurées sur le site « U1-Ecole Joliot Curie » sont comparables aux concentrations mesurées sur les sites trafic (A7 Sud Lyonnais, Lyon Périphérique) et peuvent indiquer la présence de sources d'émissions à proximité (chauffage résidentiel ou trafic routier).

Pour le benzène, même si les niveaux mesurés en 2017 ne dépassent l'objectif de qualité de l'air (2 µg.m^{-3} en moyenne annuelle) et restent très homogènes sur le secteur, le risque d'observer des niveaux plus élevés en forte proximité trafic n'est pas à exclure.

Les mesures complémentaires de dioxyde d'azote et de particules PM10 réalisées avec des remorques équipées d'analyseurs ont été intégrées en 2017 au dispositif de mesures servant au calage du modèle pour la réalisation des cartes de pollution annuelle. Elles ont ainsi permis de les améliorer sur cette zone. La comparaison des mesures de NO_2 par tubes avec la carte annuelle 2017 donne de bons résultats et valide cette spatialisation de la pollution.
Pour les particules PM10 et PM2.5, les dispositifs de mesures novateurs utilisés (micro-capteurs) ont fait l'objet de nombreux dysfonctionnements et la disparité des dispositifs successifs employés n'a pas permis une utilisation à des fins de validation des modèles sur cette zone. Bien que prometteurs et dotés de fonctionnalités plus performantes que les tubes passifs, les micro-capteurs de mesures de particules doivent encore faire l'objet de tests et d'améliorations technologiques pour être pouvoir remplir pleinement les mêmes objectifs que les dispositifs de mesures plus lourds tel que les analyseurs dont sont équipés les remorques.

Annexe 1 - Analyse comparée des différentes méthodes de mesure de NO_2

Représentativité temporelle des périodes de campagne choisies

Une analyse fine de l'état de la qualité de l'air sur la zone géographique d'intérêt a nécessité la mise en place de moyens de mesures dédiés. Les contraintes de ressources imposent le recours à des campagnes temporaires de mesures et peuvent constituer une limite importante à des analyses. Les dates choisies doivent ainsi être représentatives des concentrations moyennes relevées sur l'année sur les stations fixes de référence autour de la zone.

L'année 2017 montre une excellente représentativité des moyennes des deux campagnes de mesures au regard de la moyenne annuelle et ce sur l'ensemble des stations : A7 Sud Lyonnais, Lyon Périphérique, Genas, Ternay et Lyon Centre (voir Figure 21). **Ce constat s'observe également lorsque les moyennes des campagnes fin 2019 et mi-2020 sont comparées à la moyenne glissante du 1er octobre 2019 au 1er octobre 2020** (voir Figure 22). Ce n'est en revanche pas le cas si la comparaison s'effectue avec l'année civile 2019 comme référence.

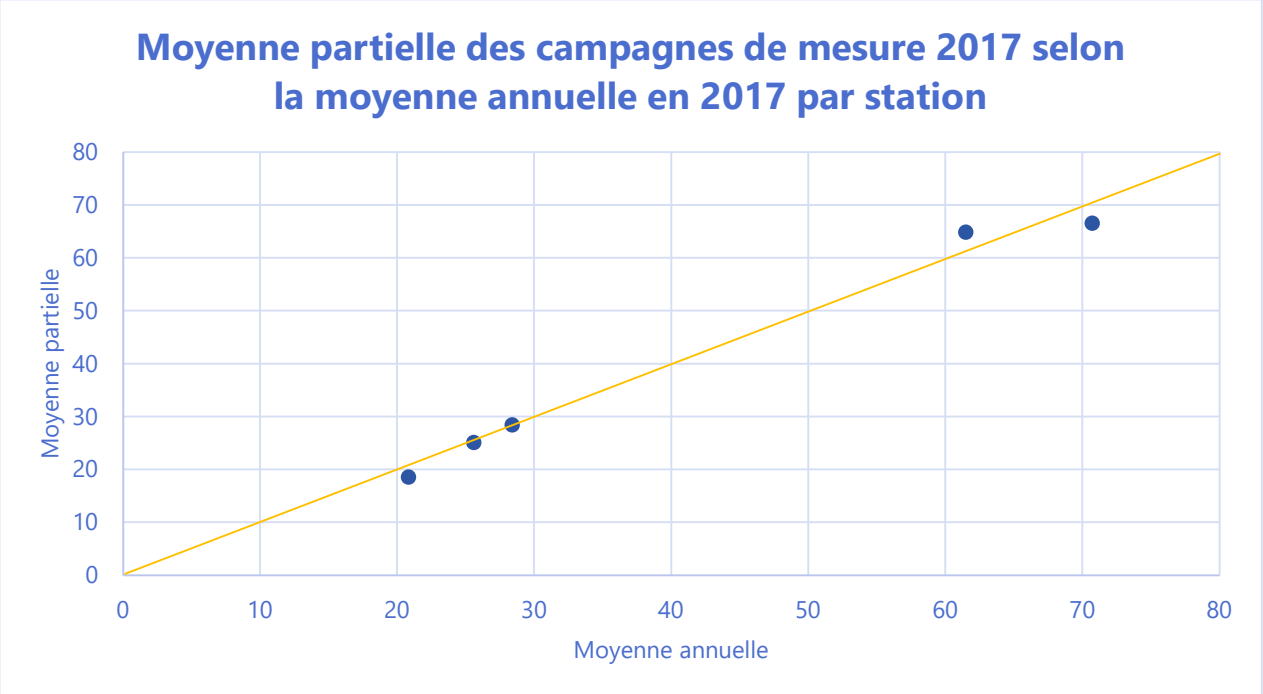


Figure 24 - Moyenne partielle de NO_2 sur des campagnes de mesure 2017 selon la moyenne annuelle

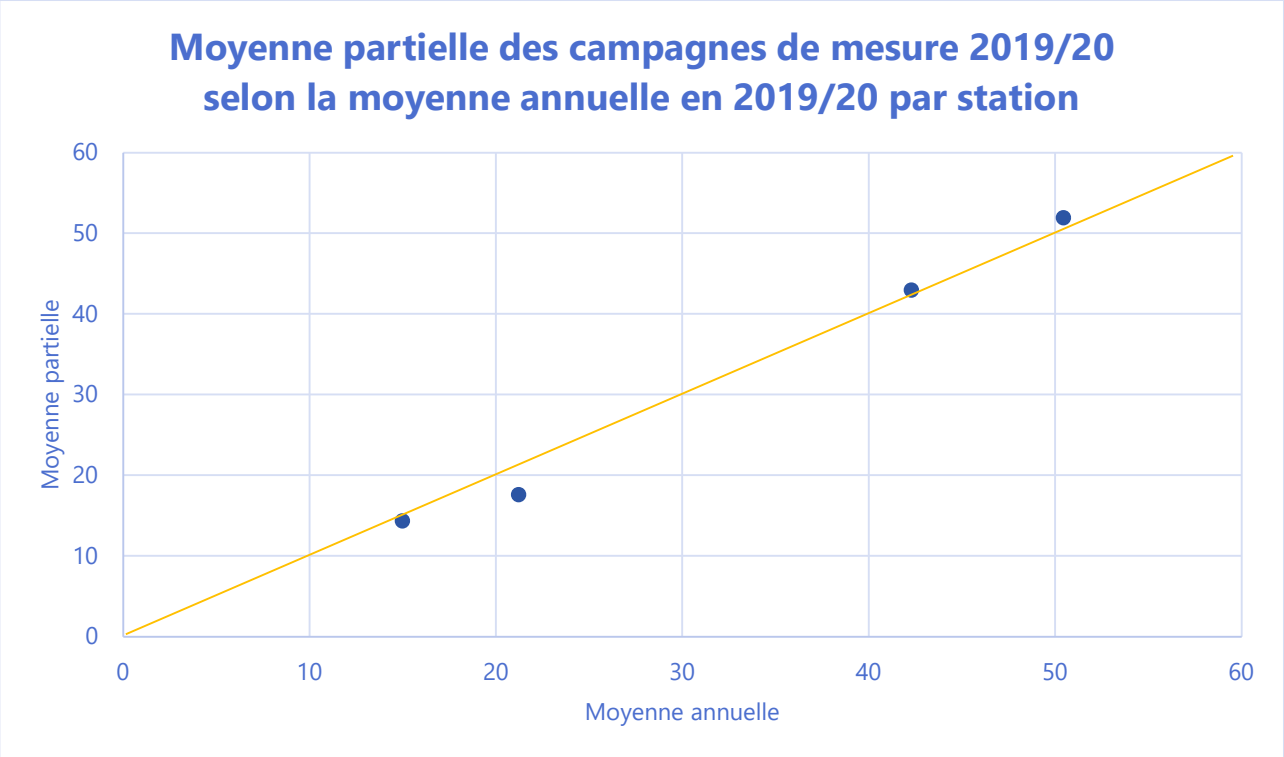


Figure 25 – Moyenne partielle de NO_2 sur des campagnes de mesure 2019/2020 selon la moyenne annuelle glissante 2019/2020 par station

Évolution comparée entre le réseau fixe et les remorques mobiles

Les remorques mobiles disposent d'analyseurs homologués fiables et servent de référence sur la zone d'étude pour identifier des spécificités locales dans la plage de valeurs des concentrations et leur évolution. On constate des différences dans l'évolution de tendance entre la remorque mobile et la moyenne du réseau de stations fixes en proximité trafic lors des deux campagnes (voir Figures 23 et 24). Cela peut indiquer des caractéristiques propres à la zone, en cohérence avec la variabilité locale du NO_2 (plus faible sensibilité aux conditions météorologiques, dû majoritairement au trafic routier et faible durée de vie dans l'atmosphère).

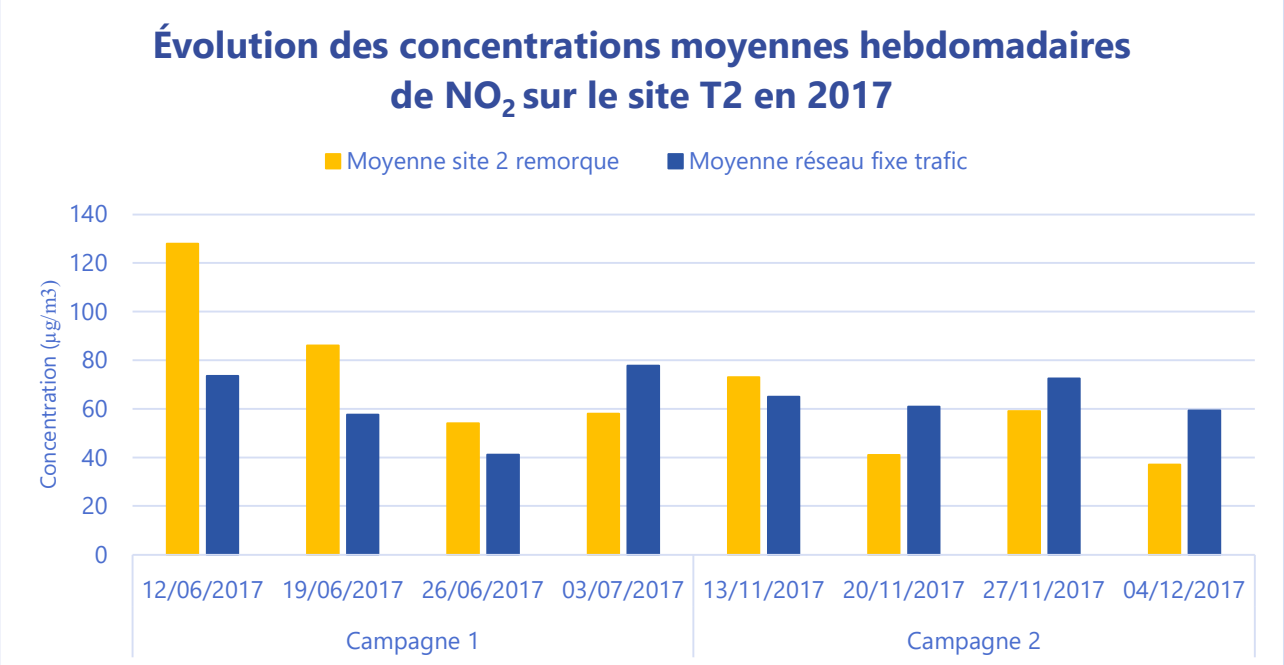


Figure 26 – Évolution des concentrations moyennes hebdomadaires de NO_2 sur le site T2 en 2017

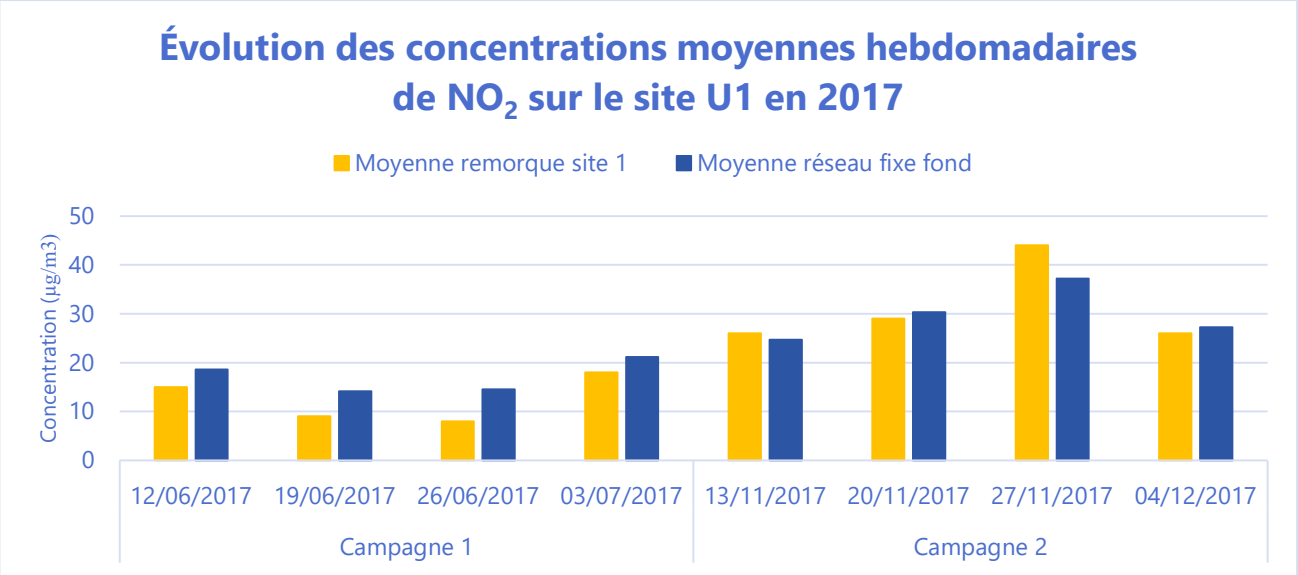


Figure 27 – Évolution des concentrations moyennes hebdomadaires de NO_2 sur le site U1 en 2017

De plus faibles concentrations sur le site T2 par rapport au réseau de station s'observe en 2019/2020 sur la campagne hivernale avec, au contraire, de plus fortes valeurs sur la campagne estivale, en particulier du 28 mai au 10 juin 2020 (voir Figure 25). Cette variation peut peut-être s'expliquer par une modification des flux de trafics routiers liée au déconfinement progressif au cours des mois de mai et juin 2020.

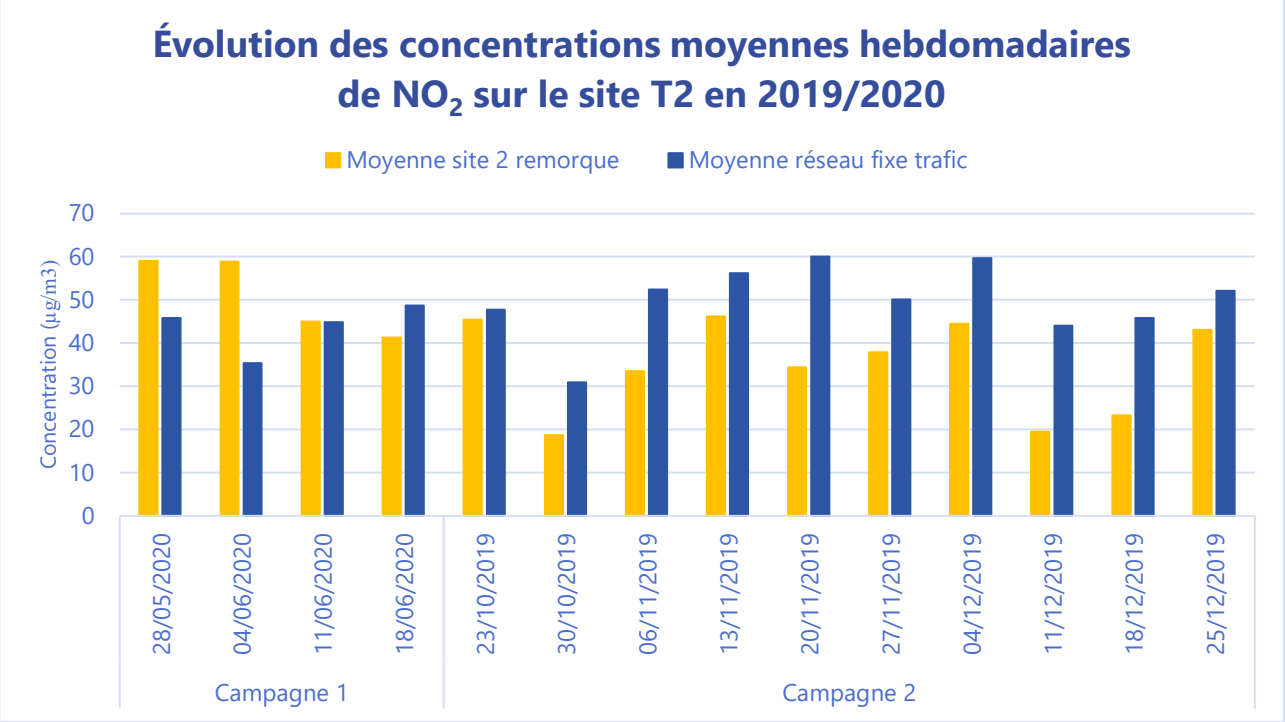


Figure 28 - Évolution des concentrations moyennes hebdomadaires de NO_2 sur le site T2 en 2019/2020

Biais et variabilité des méthodes de mesure

En complément de la remorque mobile, d'autres moyens de mesure de NO_2 moins coûteux et plus faciles à mettre en place (tubes passifs et micro-capteurs) ont été disposés sur différents points de la zone. Ces avantages impliquent cependant d'éventuels biais dans les mesures mais également une variabilité à surveiller en fonction des polluants et de l'emplacement du moyen de mesure. Plusieurs sites ont intégré au moins deux moyens de mesure pour permettre une comparaison entre ces méthodes.

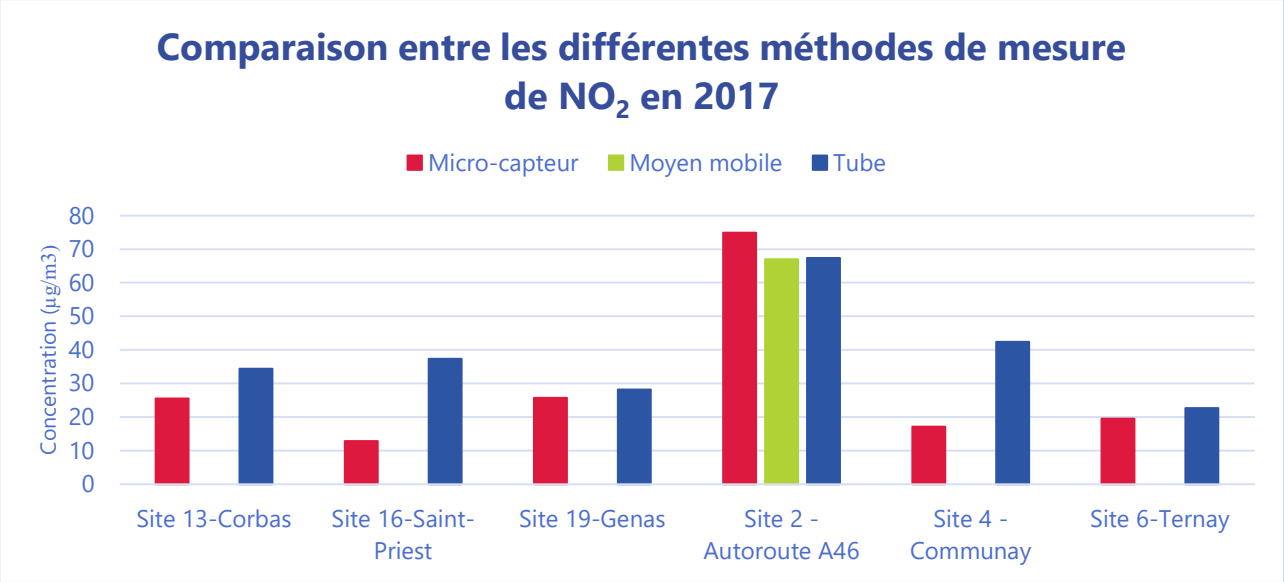


Figure 29 - Concentrations moyennes des campagnes effectuées en 2017 par méthode de mesure

Les résultats montrent une différence globale des résultats entre les tubes passifs et les micro-capteurs avec cependant des variations selon les stations. Sur le site T2 disposant du moyen mobile, le micro-capteur montre une surestimation de la valeur tandis que le tube est en bonne adéquation avec les concentrations obtenues par le moyen mobile (voir Figure 26).

L'étude des sites de Ternay et Genas – les seules stations disposant chacun de stations fixes couplés à des tubes passifs et micro-capteurs – montre en revanche une surestimation d'environ 10% des tubes passifs (voir Tableau 4).

Sites	Ternay		Genas	
Moyen de mesure	**Tube passif**	**Micro-capteur**	**Tube passif**	**Micro-capteur**
Variation entre les moyennes des campagnes et la moyenne annuelle	**9%** µg/m³	**-6%** µg/m³	**10%** µg/m³	**1%** µg/m³

Tableau 4 – Variation des moyennes mesurées entre les moyens de mesure dynamique ou par prélèvement et les mesures de référence de NO_2 en 2017

L'évolution en tendance sur la campagne estivale montre des incohérences de variations entre les différents moyens de mesure. Ce n'est en revanche pas le cas lors de la campagne hivernale qui affiche une excellente adéquation dans l'évolution des valeurs (voir Figure 27).

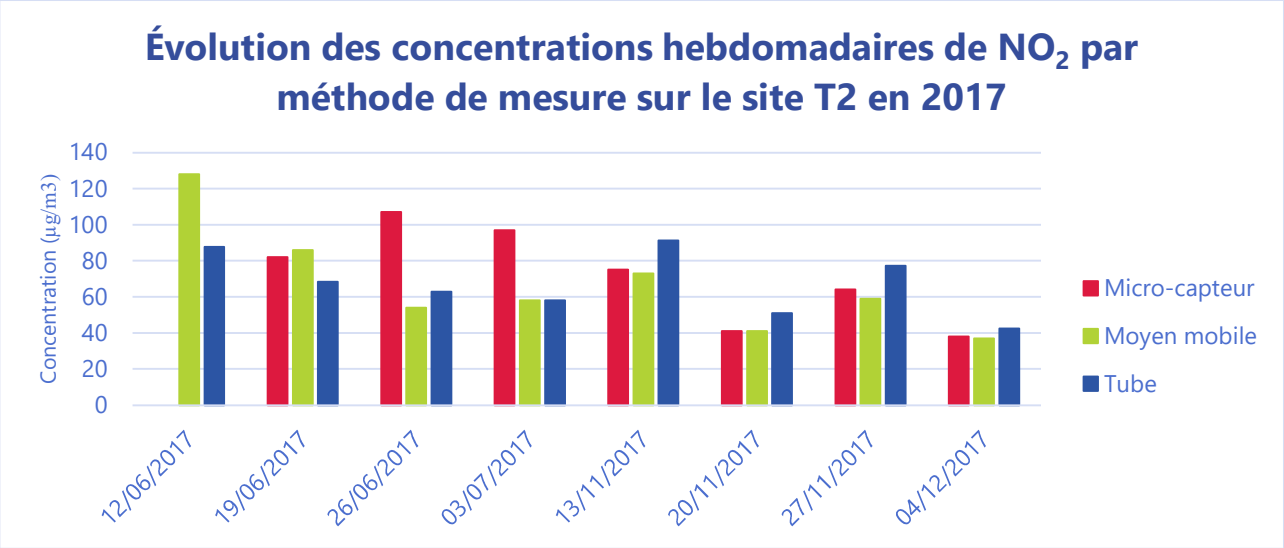


Figure 30 – Évolution des concentrations hebdomadaires de NO_2 par méthode de mesure sur le site T2 en 2017

Cette comparaison doit également s'effectuer entre les différents sites. On constate des évolutions globalement similaires en tendance entre eux (voir Figure 28).

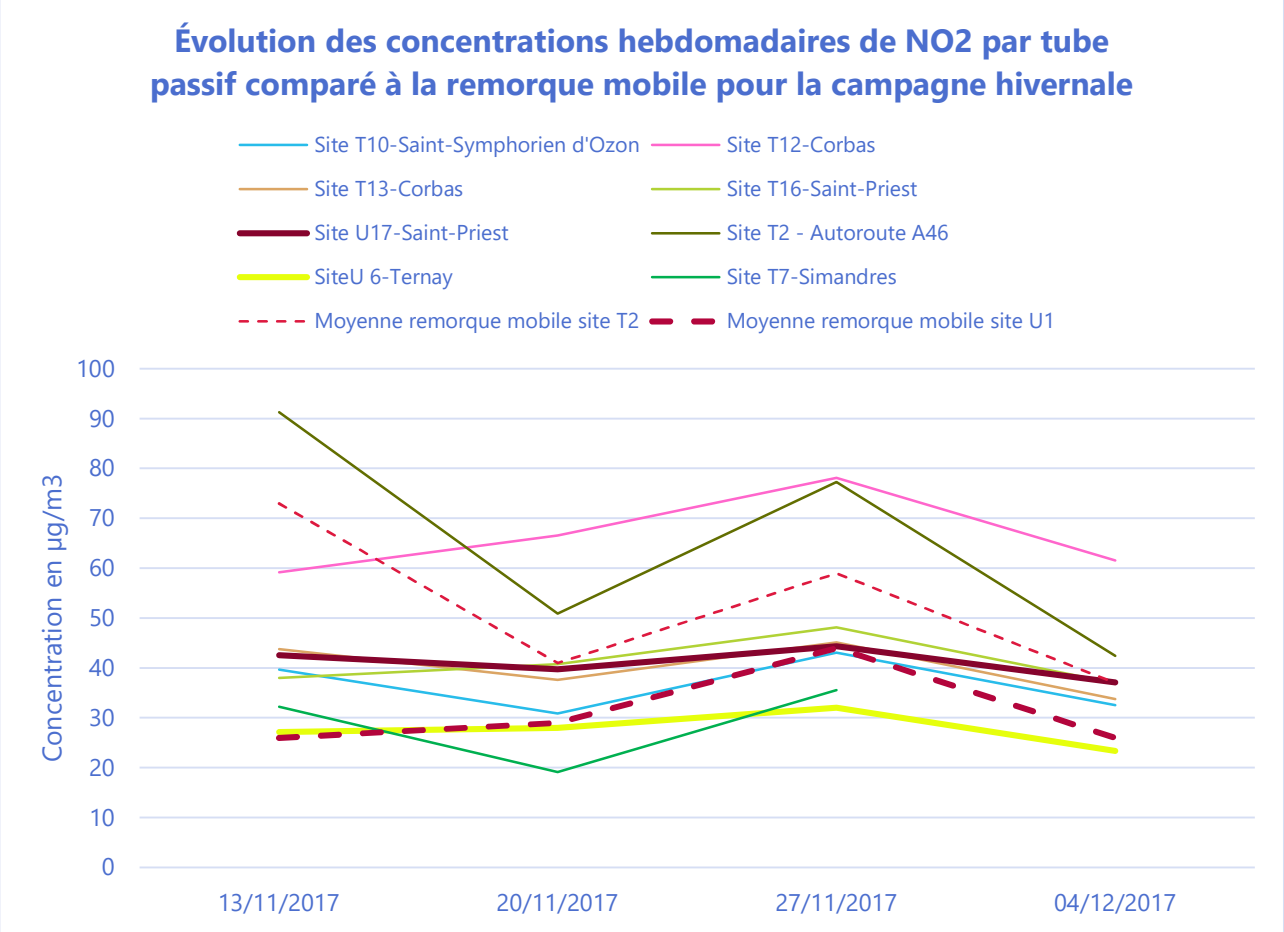


Figure 31 – Évolution des concentrations hebdomadaires de NO_2 par tube passif comparé à la remorque mobile pour la campagne hivernale

Les micro-capteurs offrent quant à eux une couverture temporelle plus importante que les tubes à diffusion passive avec une mise en place de 7 mois durant l'année 2017. Si les tendances d'évolution entre sites sont

relativement similaires, les valeurs présentent des incohérentes importantes, en particulier pour les stations à proximité trafic, où les concentrations sont sous-estimées (voir Figure 29).

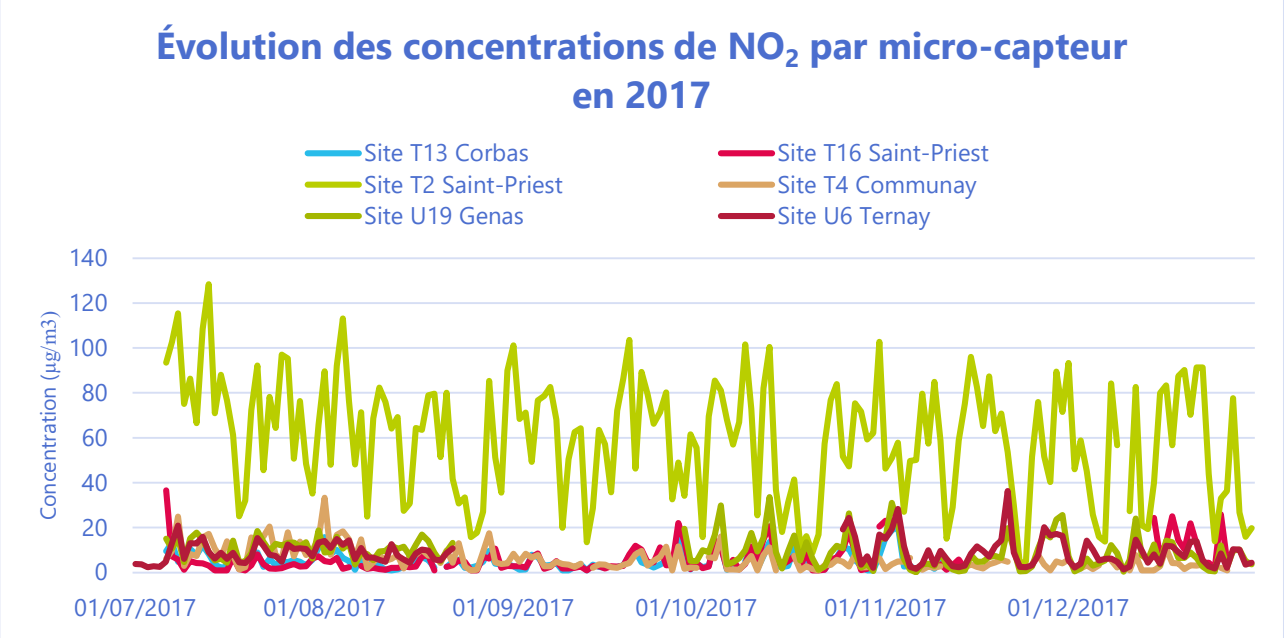


Figure 32 – Évolution des concentrations de NO_2 par micro-capteur en 2017

Sur la période hivernale en 2019, seul le site U1 à Mions possède des données exploitables (pas présenté ici). En revanche, les trois présentent des enregistrements réguliers et cohérents sur la campagne estivale de 2020. Les mesures montrent en effet des tendances et valeurs similaires entre les trois différents sites (voir Figure 30).

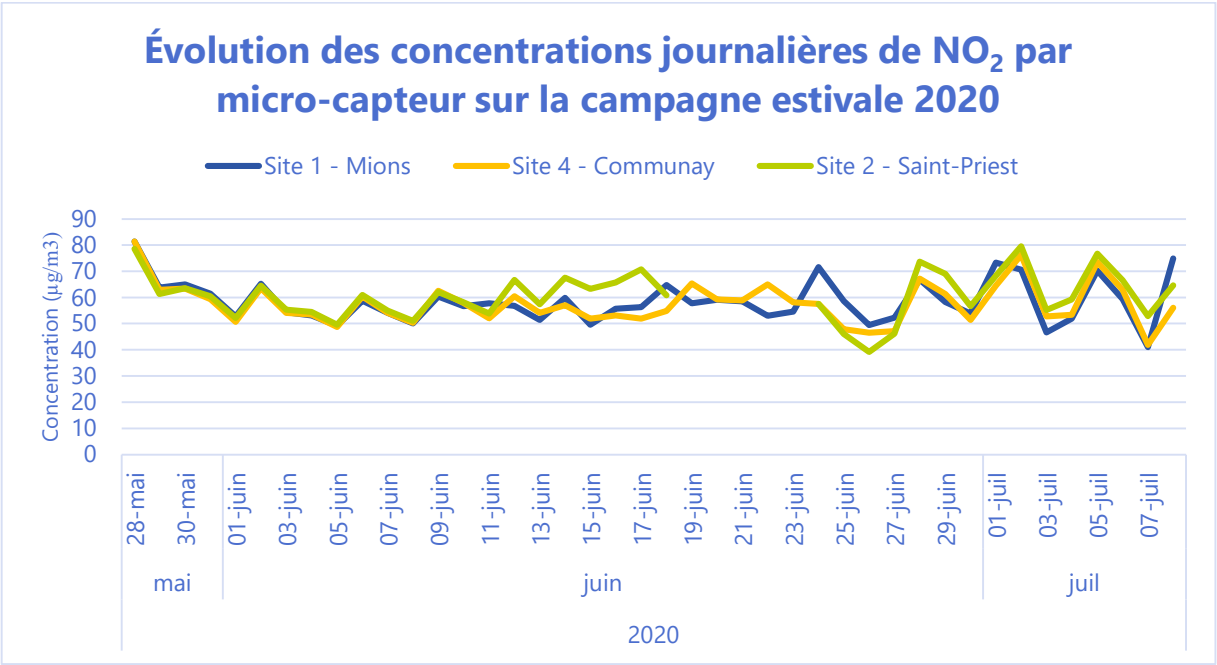


Figure 33 – Évolution des concentrations journalières de NO_2 par micro-capteur sur la campagne estivale 2019

Annexe 2 - Analyse comparée des différentes méthodes de mesure de PM10

Représentativité temporelle des périodes de campagne choisies

Comme dans le cas du dioxyde d'azote, l'année 2017 enregistre une bonne adéquation entre les moyennes partielles des campagnes de mesure et les moyennes annuelles de PM10 sur les différents sites de référence : A7 Sud Lyonnais, Lyon Périphérique, Genas, Ternay et Lyon Centre (voir Figure 31). La représentativité des campagnes est en revanche moindre pour la période du 1er octobre 2019 au 1er octobre 2020 avec une sous-estimation moyenne de 10% observée sur les stations de référence (voir Figure 32).

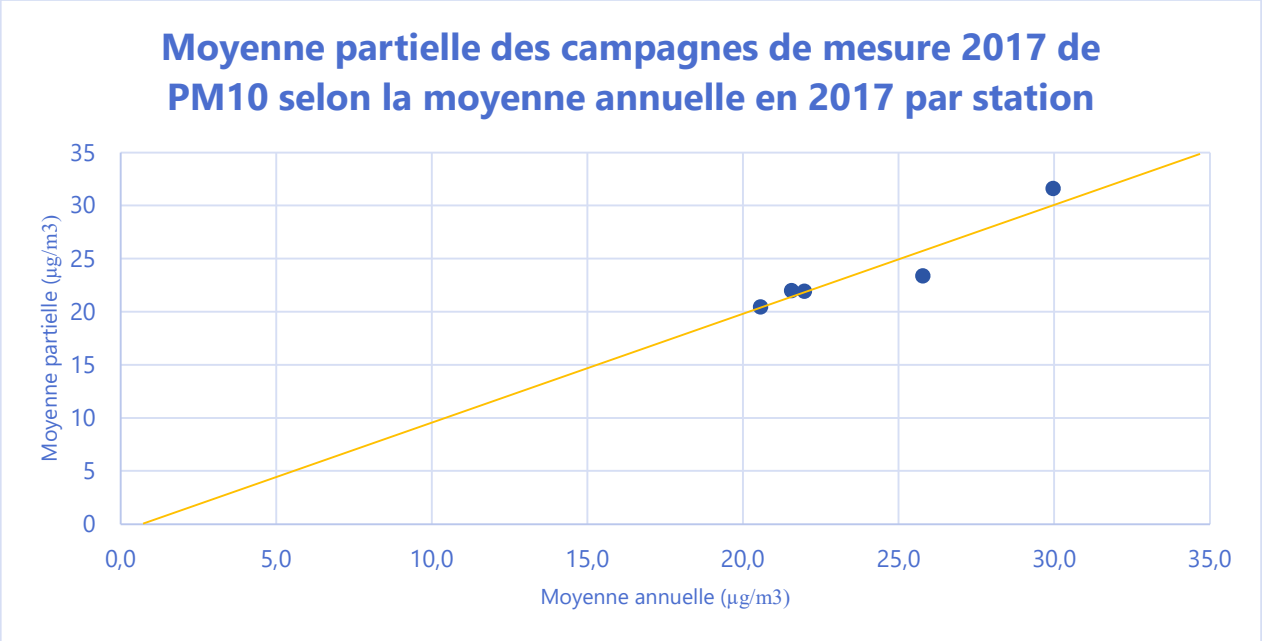


Figure 34 – Moyenne partielle des campagnes de mesure 2017 de PM10 selon la moyenne annuelle en 2017 par station

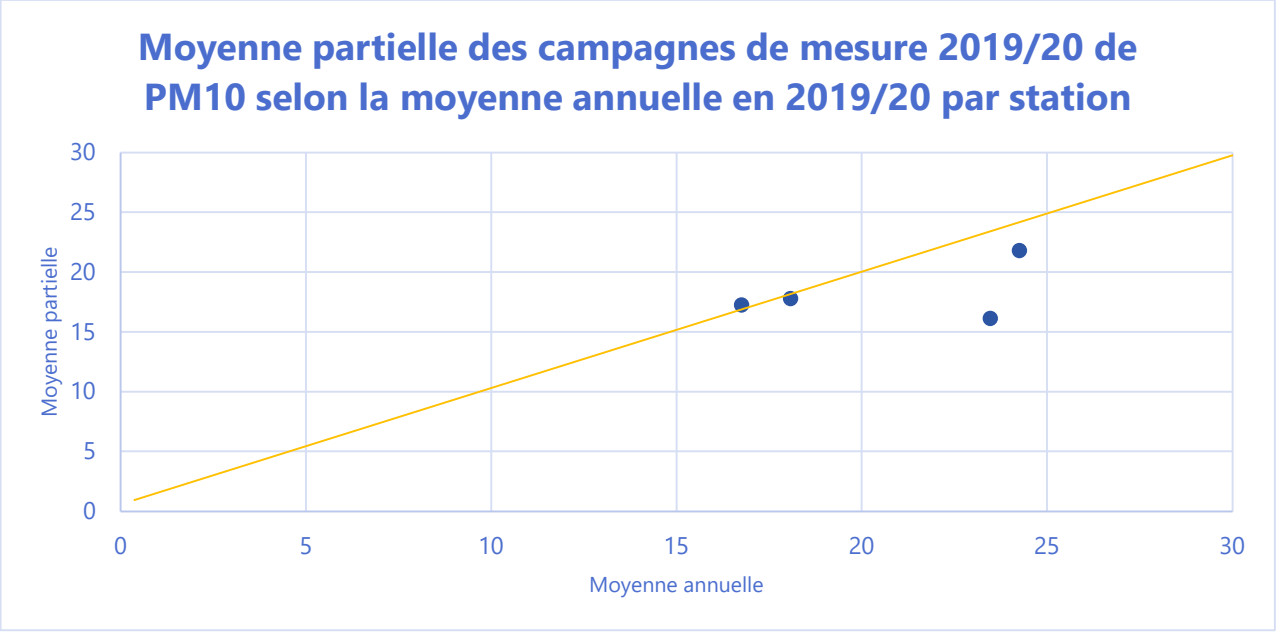


Figure 35 - Moyenne partielle des campagnes de mesure 2019/2020 de PM10 selon la moyenne annuelle en 2019/2020 par station

Évolution comparée entre le réseau fixe et les remorques mobiles

On constate des différences dans l'évolution de tendance en 2017 entre la remorque mobile et la moyenne du réseau de station fixe en proximité trafic lors de la campagne estivale (voir Figure 36).

Sur le site U1 situé à Mions (voir Figure 37)., les niveaux mesurés en été sont très proches de la moyenne du réseau fixe en fond urbain, tandis qu'elle est bien plus élevée en période hivernale. On peut imaginer qu'une source de particules se situait en proximité immédiate de la remorque (cheminée ou autre émetteur en période hivernale). En 2019/2020, l'évolution temporelle sur le site T2 est davantage similaire à celle observée en moyenne sur le réseau fixe (voir Figure *38*).

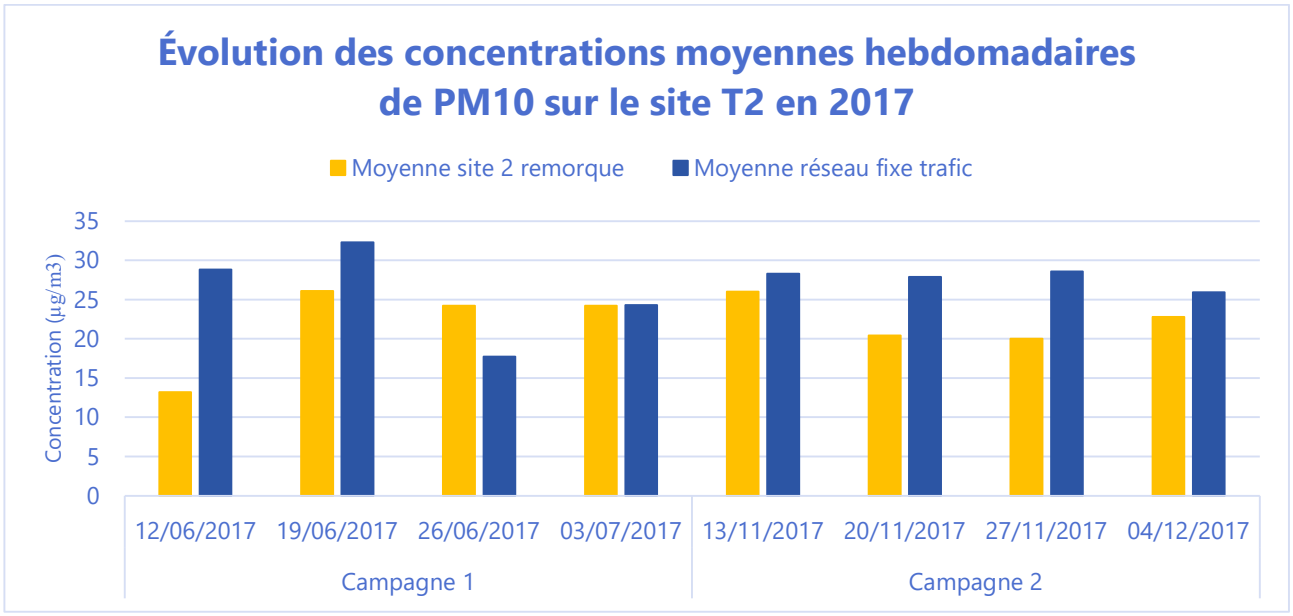


Figure 36 – Évolution des concentrations moyennes hebdomadaires de PM10 sur le site T2 en 2017

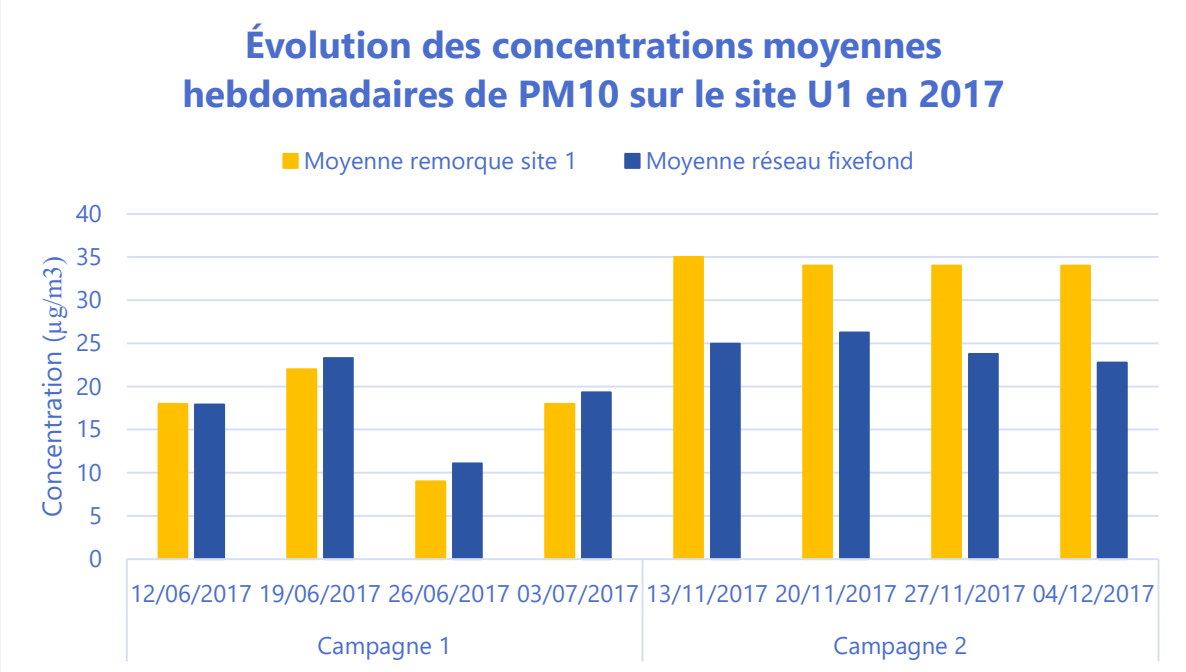


Figure 37 - Évolution des concentrations moyennes hebdomadaires de PM10 sur le site U1 en 2017

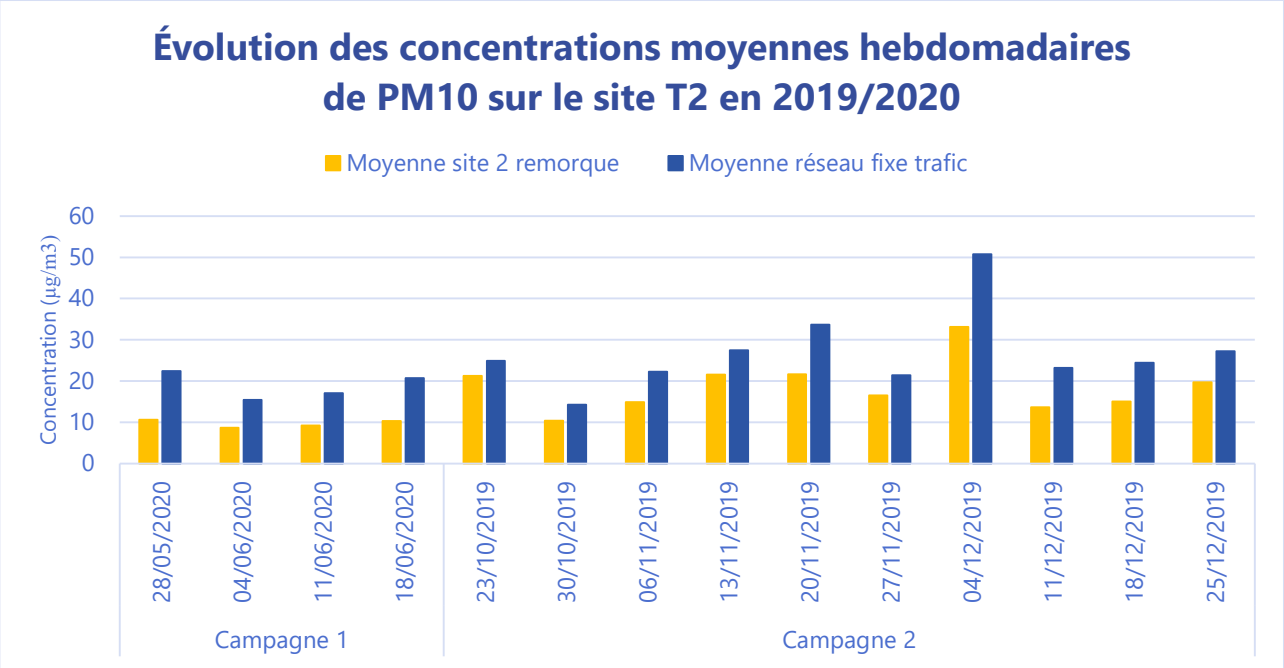


Figure 38 - Évolution des concentrations moyennes hebdomadaires de PM10 sur le site T2 en 2019/2020

Biais et variabilité des méthodes de mesure

Contrairement au dioxyde d'azote, seuls les micro-capteurs constituent des dispositifs légers de mesure de particules PM10. La comparaison sur les sites U1 et T2 avec les moyens mobiles montrent une surestimation globale de 10% en proximité trafic et 6% en influence de fond (voir Figure 36). La comparaison entre les deux méthodes de mesure lors des campagnes de mesure sur le site T2 montre cependant de fortes variations de tendance lors de la période estivale (voir Figure 37).

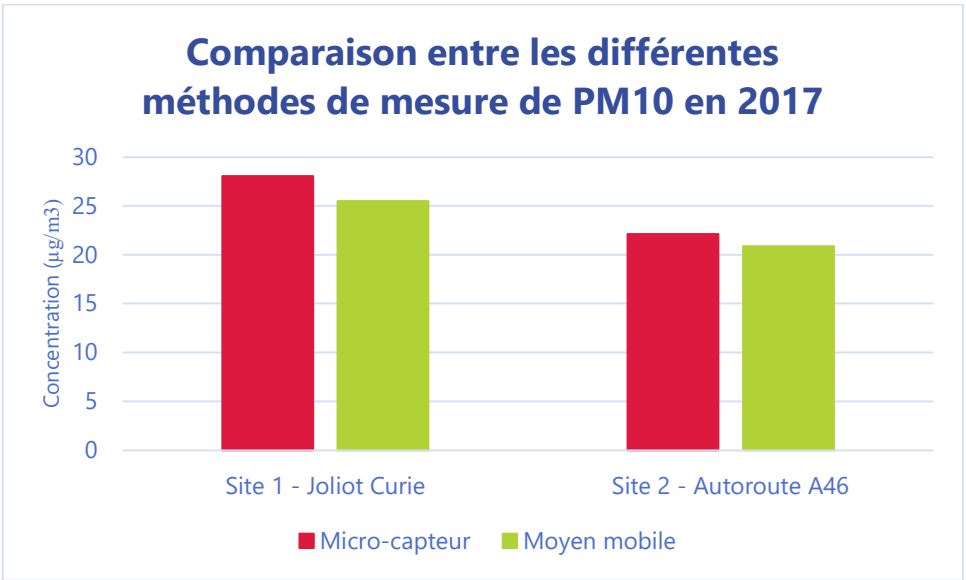


Figure 39 – Comparaison entre les concentrations moyennes annuelles de PM10 selon les méthodes de mesure en 2017

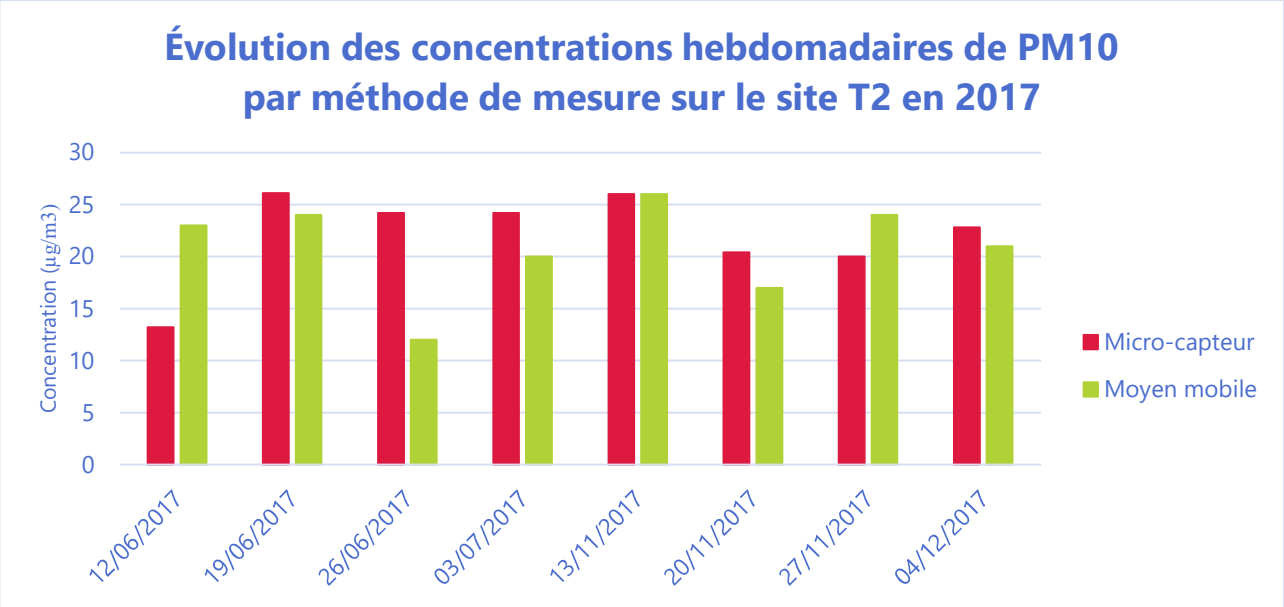


Figure 40 – Évolution des concentrations hebdomadaires de PM10 par méthode de mesure sur le site T2 en 2017

La comparaison entre les sites montre cependant des tendances davantage similaires permettant une comparaison relative entre les valeurs (voir Figure 38).

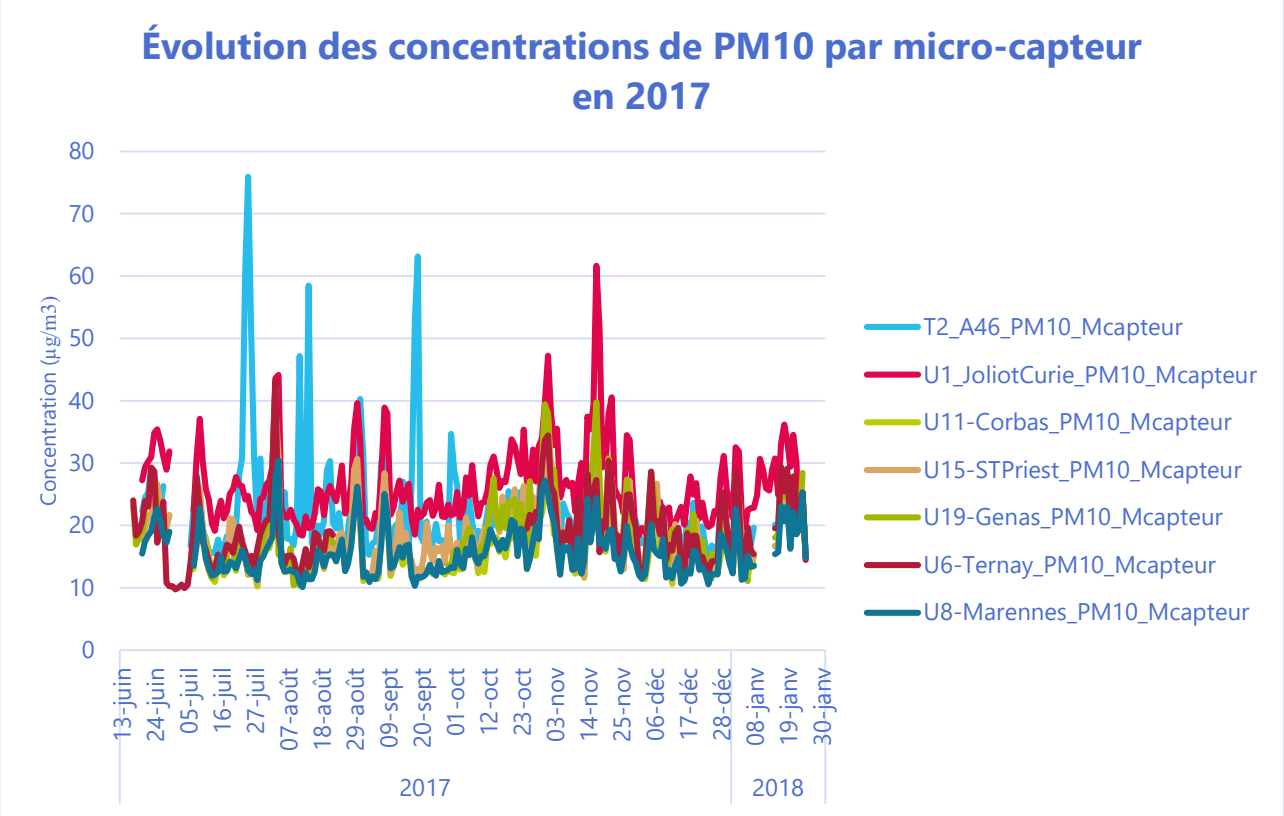


Figure 41 – Évolution des concentrations moyennes de PM10 par micro-capteur en 2017

En 2019, seul le site U1 à Mions est réellement exploitable sur la campagne hivernale. En revanche, sur la campagne estivale de 2020, les trois sites sont exploitables (voir Figure 39). Cependant, les données s'arrêtent le 24 juin 2020 pour le site U1 contre le 8 juillet pour les deux autres.

Figure 42 – Évolution des concentrations journalières de PM10 sur la campagne estivale 2020

Annexe 3 - Analyse comparée des différentes méthodes de mesure de PM2.5

Représentativité des périodes de campagne choisies

Aucune mesure de PM2.5 n'a été effectuée en 2017.

Sur l'année 2019/2020, la campagne hivernale de mesure s'étend du 23 octobre au 17 décembre pour les micro-capteurs et du 23 octobre au 30 décembre pour le moyen mobile. Pour la période estivale, les relevés s'étendent respectivement du 28 mai au 8 juillet et du 28 mai au 26 juin. Ici, seules deux stations dans le réseau fixe de référence disposent de mesures de PM2,5 pour permettre d'évaluer la représentativité des périodes de mesure à l'échelle annuelle (Lyon Centre et A7 Sud Lyonnais).

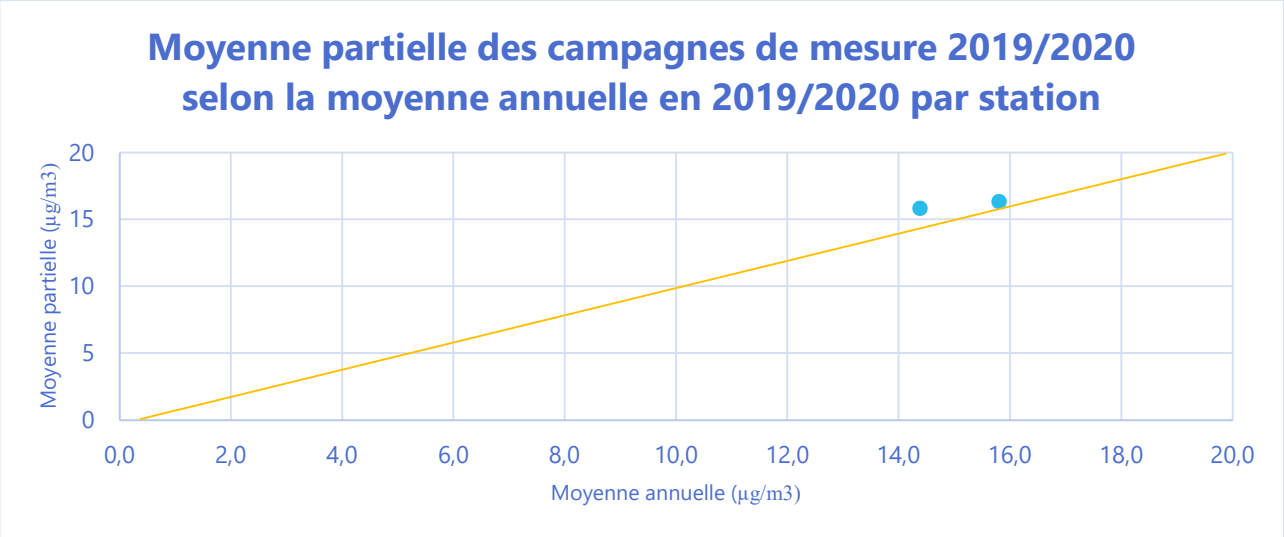


Figure 43 – Moyenne partielle des campagnes de mesure de PM2.5 en 2019/2020 selon la moyenne annuelle en 2019/2020 par station

Si davantage de stations permettraient de conforter ce résultat, la représentativité des périodes de campagne choisies pour les $PM_{2,5}$ s'avère bonne et permet une comparaison entre les concentrations observées dans l'agglomération lyonnaise et celles mesurées par moyen mobile en bordure de l'autoroute A46 (voir Figure 40).

Évolution comparée entre le réseau fixe et les remorques mobiles

Les évolutions en tendance entre le réseau fixe et le moyen mobile en bordure d'autoroute A46 présentent une similarité notable (voir Figure 41). Cependant les concentrations enregistrées sur le moyen mobile sont globalement plus faibles que ce qu'on observe sur la station en proximité de l'A7 Sud Lyonnais, station la plus exposée de toutes les stations de proximité trafic en Auvergne-Rhône-Alpes.

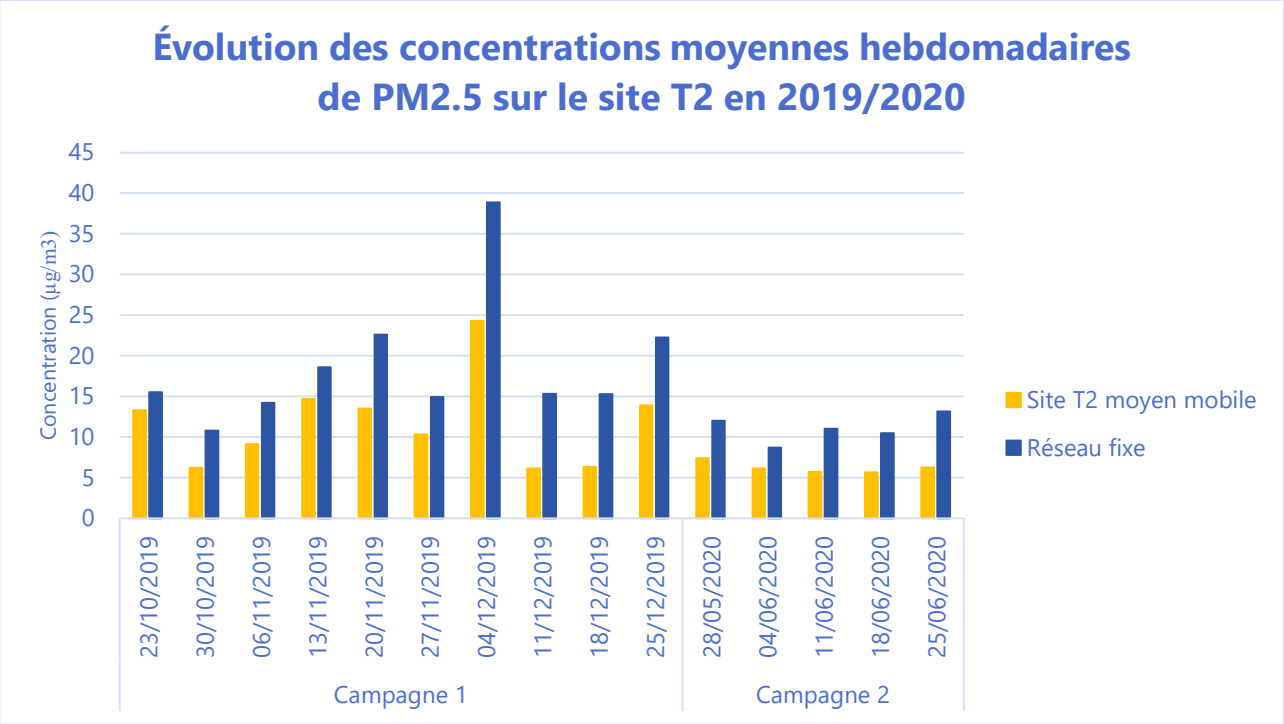


Figure 44 – Évolution des concentrations moyennes hebdomadaires de PM2.5 sur le site T2 en 2019/2020

Biais et variabilité des méthodes de mesure

Contrairement au dioxyde d'azote, seuls les micro-capteurs constituent des dispositifs légers de mesure de particules PM2.5.

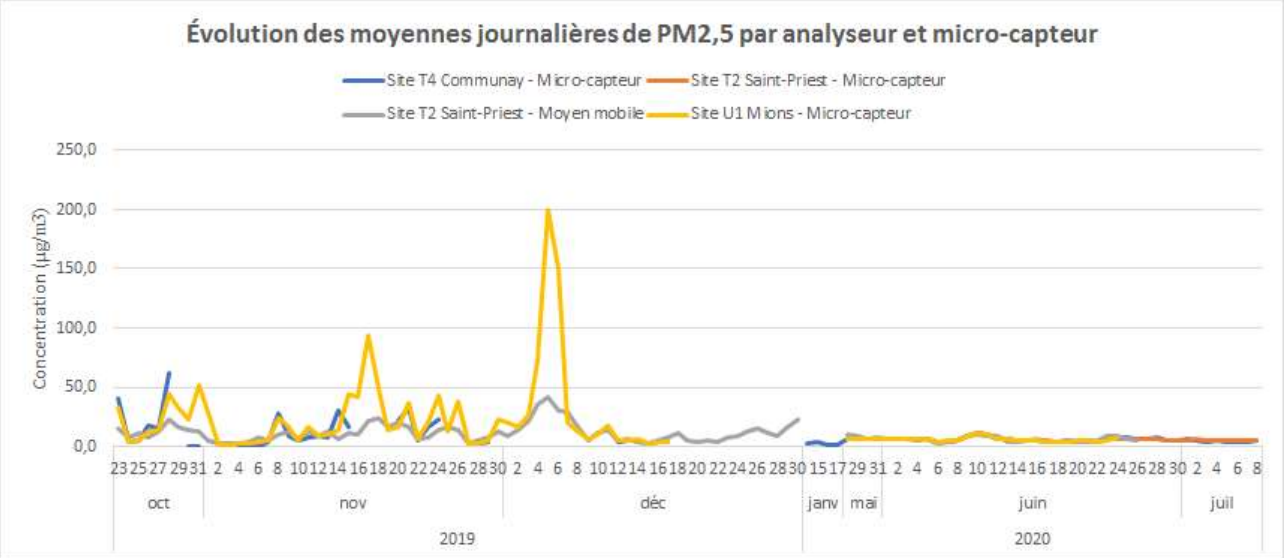


Figure 45 : Évolution des concentrations moyennes journalières de PM2.5 mesurées par analyseur et par micro-capteurs en 2019/2020

Sur la période hivernale, un dysfonctionnement du micro-capteur situé en parallèle de l'analyseur sur le site T2 ne nous a pas permis de valider la cohérence entre les deux types de mesures.
Seul le micro-capteur du site U1 à Mions a fonctionné correctement durant la période et a montré des concentrations élevées. Il n'est toutefois pas possible de les comparer à des valeurs réglementaires dans a mesure où la technique de mesure n'a pas pu être valider in-situ.

Sur la campagne estivale, les concentrations enregistrées par micro-capteurs sont bien plus faibles et assez homogènes.

Sur le site T2, elles sont sous-estimées de 23% par rapport au moyen mobile (voir Figure 46).

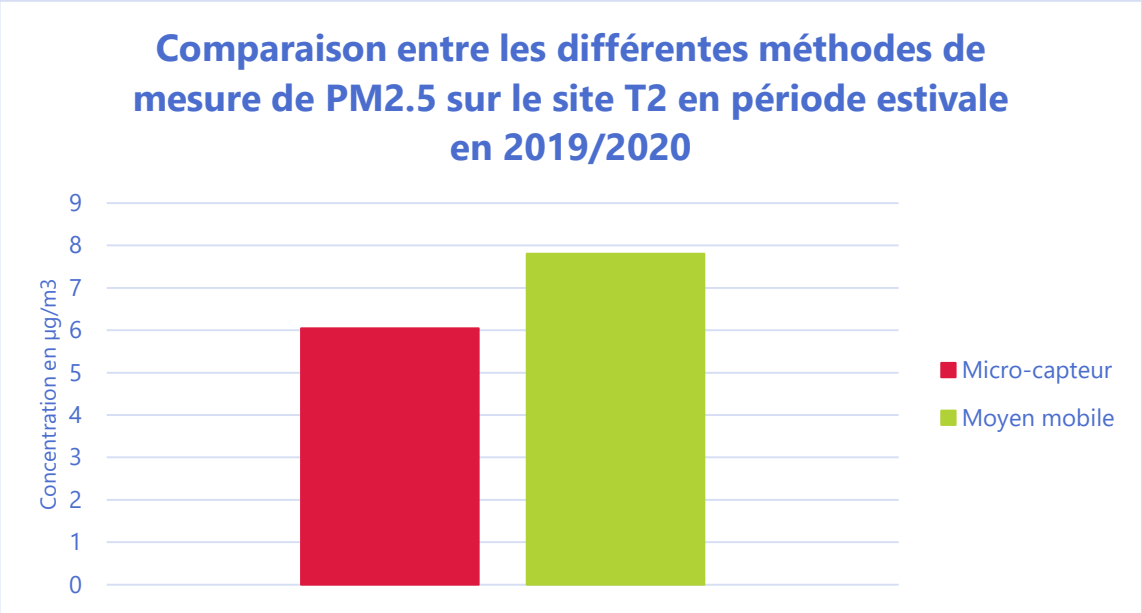


Figure 46 – Comparaison des concentrations moyennes de PM2.5 sur le site T2 par méthode de mesure en période estivale en 2019/2020

Seules trois semaines (22 à 24), durant la période estivale, permettent cependant une réelle comparaison de l'évolution des concentrations. Celles-ci montrent une cohérence globale des résultats (voir Figure 47).

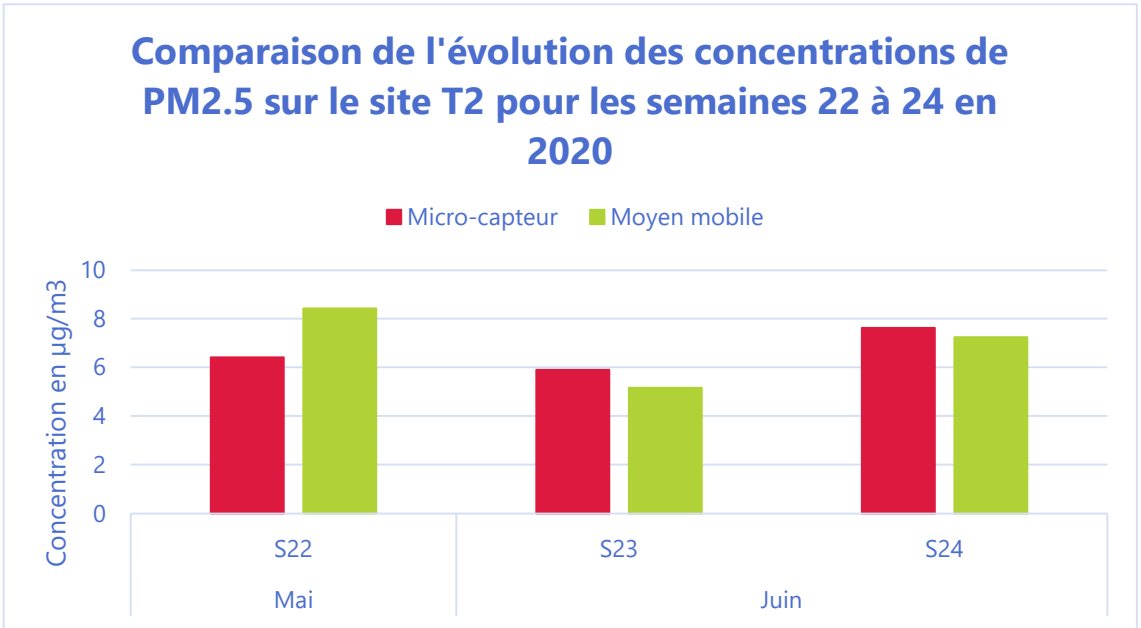


Figure 47 – Comparaison de l'évolution des concentrations de PM2.5 sur le site T2 pour les semaines 22 à 24 en 2020

Les concentrations estivales mesurées sont très homogènes aussi bien à l'échelle globale que dans l'évolution en tendance (voir Figure 48 et Figure *49*). Elles semblent cohérentes avec la plage de valeurs mesurées sur la période estivale par le réseau fixe ou le moyen mobile. Il est cependant à noter que les données du site U1 à Mions prennent fin le 25 juin et non le 8 juillet.

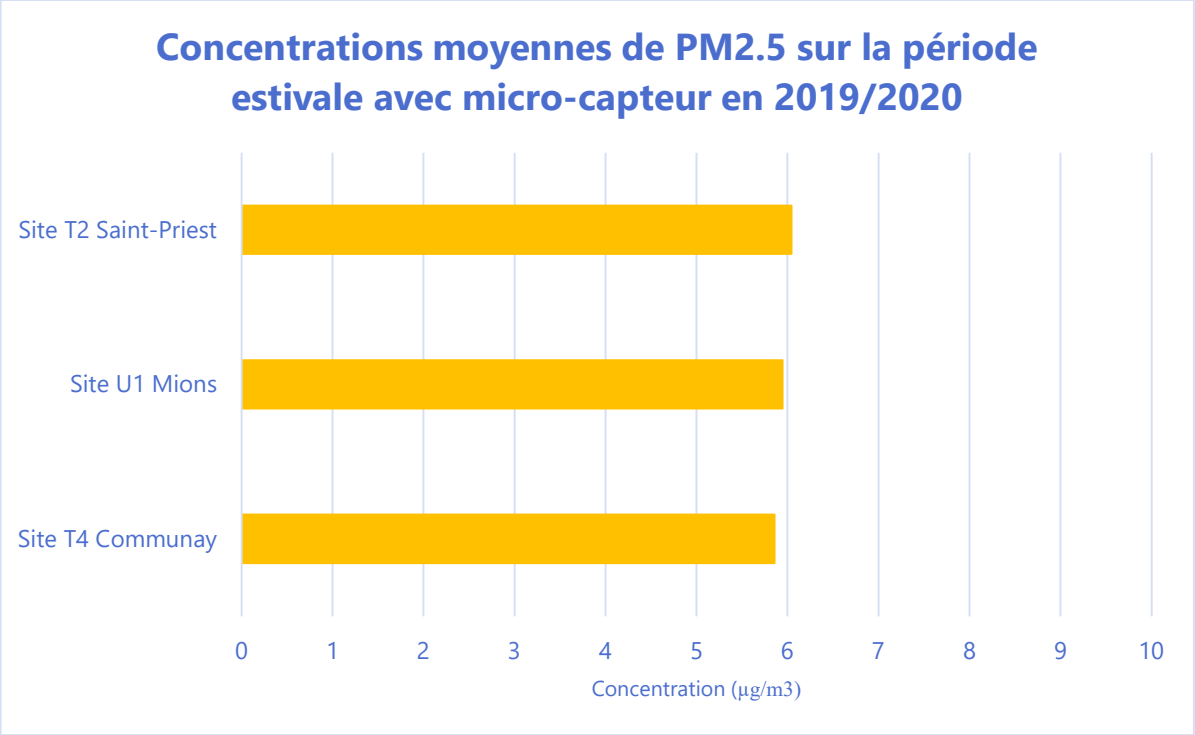


Figure 48 – Concentrations moyennes de PM2.5 sur la période estivale avec micro-capteur en 2019/2020

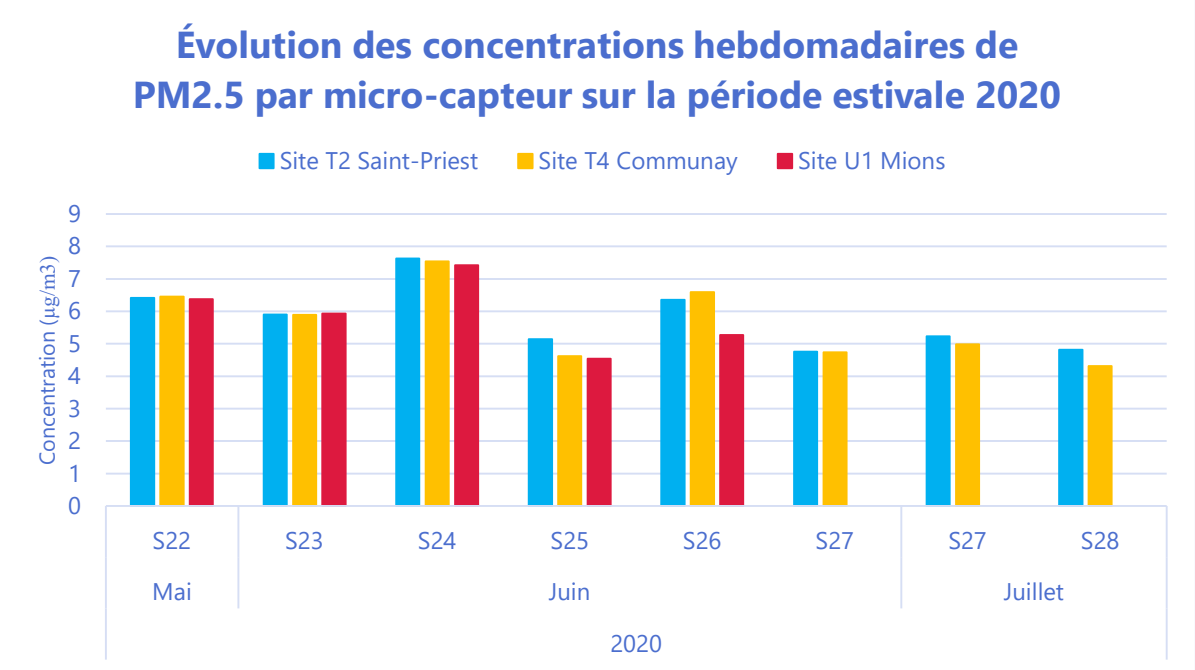
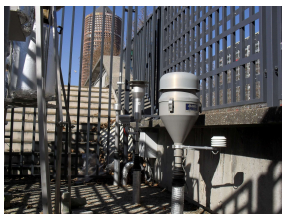


Figure 49 – Évolution des concentrations hebdomadaires de PM2.5 par micro-capteur sur la période estivale 2020

Annexe 4 – Stations fixes de référence de l'étude

Les mesures effectuées durant cette étude ont été comparées à celles des stations fixes du réseau permanent d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, stations homologuées disposant d'un historique statistique de référence solide. Cette comparaison, effectuée au regard de la typologie et/ou de la situation géographique, permet de mettre en perspective les résultats de mesures des sites d'étude et d'affiner l'interprétation des résultats.

Stations fixes de référence d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes		
Ternay Typologie : Périurbaine de fond		• Oxydes d'azotes (NOx) • Ozone (O_3) • Particules fines (PM10)
Genas Typologie : Périurbaine de fond		• Oxydes d'azotes (NOx) • Ozone (O_3) • Particules fines (PM10)
Lyon Périphérique Typologie : Urbaine influence Trafic		• Oxydes d'azotes (NOx) • Monoxyde de carbone (CO) • Particules fines (PM10)
A7 Sud Lyonnais Typologie : Périurbaine influence Trafic		• Oxydes d'azotes (NOx) • Particules fines (PM10/PM2,5)
Lyon Centre Typologie : Urbaine de fond		• Oxydes d'azotes (NOx) • Ozone (O_3) • Particules fines (PM10) • Métaux Lourds (ML) • Benzo(a)pyrène (BaP)