

ÉTAT DE LA QUALITÉ DE L'AIR À PROXIMITÉ DU DUPLEX A86

Mars 2016





AIRPARIF
Surveillance de la Qualité de l'Air
en Ile-de-France

ETAT DE LA QUALITE DE L'AIR APRES LA MISE EN SERVICE DES DEUX SECTIONS DU DUPLEX A86

Mars 2016

Etude réalisée par :

AIRPARIF association de surveillance de la qualité de l'air en Ile-de-France
7, rue Crillon 75004 PARIS – Tél. : 01.44.59.47.64 - Fax : 01.44.59.47.67 - www.airparif.asso.fr

Pour :

COFIROUTE
6-10 rue Troyon 92316 Sèvres cedex – Tél : 01.41.14.70.00 – fax : 01.46.23.07.30

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

SOMMAIRE

GLOSSAIRE.....	7
I INTRODUCTION.....	8
II LE CONTEXTE DE L'ETUDE	10
II.1 Le projet A86 Ouest	10
II.2 L'observatoire de la qualité de l'air.....	11
III MISE EN ŒUVRE DE LA CAMPAGNE DE MESURE.....	12
III.1 Moyens de mesure.....	12
III.1.1 Les laboratoires mobiles.....	12
III.1.2 Les échantillonneurs passifs.....	13
III.2 Qualité de la mesure	14
III.3 Localisation des sites de mesure.....	15
III.4 Localisation vis-à-vis des stations permanentes du réseau d'Airparif.....	19
III.5 Période de mesure	19
IV LES CONDITIONS METEOROLOGIQUES DURANT LA CAMPAGNE DE MESURE	21
IV.1 Des vents modérés de secteur Sud-Ouest et Nord-Est	21
IV.2 Indicateurs météorologiques relatifs à la dispersion de la pollution	22
IV.3 Des conditions contrastées par rapport à celles des précédentes campagnes.....	23
IV.4 Influence des conditions météorologiques sur les teneurs de pollution.....	24
V LA QUALITE DE L'AIR DURANT LA CAMPAGNE : ETAT EN SITUATION DE FOND SUR L'ENSEMBLE DU DOMAINE.....	26
V.1 Dans l'agglomération parisienne, une qualité de l'air bonne à très mauvaise.	26
V.2 Dans le secteur Ouest de l'agglomération parisienne des niveaux contrastés.....	27
VI ETAT DE LA QUALITE DE L'AIR AU SEIN DU DOMAINE D'ETUDE.....	34
VI.1 Caractéristiques de l'implantation des sites automatiques.....	34
VI.2 Comparaison des teneurs moyennes relevées aux laboratoires mobiles	35
VI.2.1 Les oxydes d'azote (NO et NO ₂)	36
VI.2.2 Les particules PM ₁₀	37
VI.2.3 Les particules PM _{2,5}	38
VI.2.4 Le monoxyde de carbone	39
VI.3 Influence du trafic routier sur les sites des laboratoires mobiles.....	40
VI.4 Comparaison des niveaux depuis la mise en œuvre des mesures.....	44
VI.5 Zoom à proximité des unités de ventilation.....	48
VI.5.1 Au voisinage des unités de ventilations.....	48
VI.5.2. Zoom autour de l'échangeur et de l'unité de ventilation de Reuil-Malmaison.....	50
VI.5.3. Pour l'unité de ventilation de Vaucresson	53
VI.5.4. Pour l'unité de ventilation de Pont-Colbert.....	57
VII SITUATION AU REGARD DES NORMES EN VIGUEUR.....	62
VII.1 Les oxydes d'azote (NO et NO ₂)	63

VII.1.1	Etat de la pollution chronique.....	63
VII.1.2	Quelle évolution des concentrations en NO ₂ à l'échelle annuelle depuis la mise en service de la première puis de la seconde section du Duplex	65
VII.1.3	Respect des normes à l'échelle horaire.....	67
VII.2	Benzène	69
VII.2.1	Etat de la pollution chronique.....	69
VII.2.2	Quelle évolution des concentrations en benzène depuis l'ouverture de la 1 ^{ère} section du Duplex ?.....	70
VII.3	Particules.....	73
VII.3.1	Etat de la pollution chronique en PM ₁₀	73
VII.3.2	Etat de la pollution chronique en PM _{2,5}	74
VII.3.3	Respect des normes à l'échelle de la journée pour les PM ₁₀	74
VII.4	Monoxyde de carbone.....	76
VIII	EVALUATION DES PERFORMANCES DE L'OBSAIVATOIRE A86OUEST	78
IX	CONCLUSIONS	81

Glossaire

Généralités :

Emissions : rejets de polluants dans l'atmosphère

Modélisation : calcul de la pollution à partir d'outils informatiques

ADEME : Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

Cofiroute : Compagnie Financière et Industrielle des Autoroutes

Station de fond : station de mesure située suffisamment loin des sources locales identifiées, comme les axes routiers ou les grandes sources industrielles, pour ne pas être directement influencés par ces dernières. Les stations de fond caractérisent l'ambiance générale de la pollution urbaine d'un secteur et représentent une référence basse des concentrations rencontrées, pour un secteur donné.

Station trafic : station de mesure implantée à proximité immédiate (moins de 5 mètres) d'un axe routier, de manière à caractériser les niveaux de pollution issus de l'influence directe de cet axe.

O.M.S. : Organisation Mondiale de la Santé

E.P.A. : Agence de Protection de l'Environnement américaine

MEEDDM : Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer

U. V. : unité de ventilation

Normes :

Objectif de qualité : il correspond à une qualité de l'air jugée acceptable que la réglementation fixe comme objectif à atteindre dans un délai de quelques années.

Valeur limite : un niveau fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble, à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser une fois atteint.

Valeur cible : un niveau fixé dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble, à atteindre dans la mesure du possible sur une période donnée.

Seuil d'alerte : un niveau au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine de l'ensemble de la population et à partir duquel les Etats membres doivent immédiatement prendre des mesures.

Seuil d'information : un niveau au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine des groupes particulièrement sensibles de la population et pour lequel des informations immédiates et adéquates sont nécessaires.

Objectif à long terme : un niveau à atteindre à long terme, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement.

Polluants :

CO : Monoxyde de carbone

NOx : Oxydes d'azote

NO : Monoxyde d'azote

NO₂ : Dioxyde d'azote

O₃ : Ozone

PM₁₀ : Particules de diamètre inférieur à 10 µm

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

FDMS : Filter Dynamics Measurement System : méthode de mesure des particules.

TEOM : Tapered Element Oscillating Microbalance : méthode de mesure des particules.

I INTRODUCTION

Dans le cadre des engagements de l'Etat pris lors de l'accord du bouclage souterrain de l'autoroute A86 à l'Ouest de l'agglomération parisienne, un observatoire de la qualité de l'air est en place. Il répond à trois objectifs :

- évaluer l'impact des nouveaux ouvrages routiers sur la qualité de l'air,
- assurer une surveillance permanente de la qualité de l'air dans le secteur des ouvrages à partir de leur mise en service,
- générer une information régulière et accessible au public sur la qualité de l'air dans l'environnement des nouvelles infrastructures.

COFIROUTE en tant que concessionnaire et exploitant des tunnels de l'A86 « Ouest » a donc sollicité AIRPARIF, association agréée de surveillance de la qualité de l'air en Ile-de-France, pour la conception et la mise en œuvre de cet observatoire. Le cahier des charges de l'observatoire a été validé le 29 avril 2005 par le Préfet des Hauts-de-Seine.

La première section du Duplex A86 reliant Rueil-Malmaison à Vaucresson a été ouverte le 26 juin 2009. Le site internet de l'ObsAIRvatoire¹ a été mis en ligne le jour même. Ce dernier présente en temps réel les cartographies de la qualité de l'air au voisinage du Duplex A86 et regroupe les travaux menés dans le cadre de l'observatoire. Avant la mise en service de la première section du Duplex A86, la caractérisation fine de la qualité de l'air a été assurée durant l'hiver 2007 et l'hiver 2009 à l'aide de campagnes de mesure².

En 2010, une nouvelle campagne a permis de réaliser à la fois l'état de la qualité de l'air après ouverture de la 1^{ère} section du duplex A86 et l'état avant ouverture de la seconde section.

La campagne de mesure réalisée en hiver 2015, permet d'établir le suivi de la qualité de l'air suite au bouclage de l'A86 (ensemble du Duplex A86 ouvert). Cette seconde section permet de relier l'échangeur de l'A13 (Vaucresson – Le Chesnay) à l'échangeur de Pont-Colbert (Versailles – Jouy-en-Josas) depuis le 9 janvier 2011. Les résultats de cette campagne font l'objet du présent rapport. La réalisation du suivi après la mise en service de l'infrastructure, permet d'évaluer l'impact sur la qualité de l'air des nouveaux équipements routiers. Les campagnes de mesure réalisées permettent aussi d'évaluer le système de modélisation et de cartographie³.

La campagne de mesure de 2015 a nécessité la mise en place de 92 dispositifs de mesure sur un domaine d'étude de 192 km² afin de mesurer les oxydes d'azote, les particules PM₁₀ et PM_{2,5}, le benzène et le monoxyde de carbone (cf. Annexe 1). Ces relevés visent l'évaluation précise des concentrations dans le secteur Ouest de l'agglomération parisienne et de manière encore plus fine au voisinage immédiat des échangeurs et unités de ventilation présentes suite au bouclage Ouest de l'A86. A la demande de Cofiroute et en accord avec Airparif, le nombre de site de mesure a été revu à la baisse puisque le nombre de sites est passé de 156 à 92. En effet, les unités de ventilation fonctionnant très peu d'heures au cours de l'année, la mesure sur certains sites n'a pas été réalisée.

Dans la mesure du possible, les mêmes emplacements de mesure ont été conservés, seuls 7 sites ont été légèrement déplacés du fait de contraintes locales (travaux, accessibilité aux sites,...). Ces sites ont été instrumentés d'échantillonneurs passifs, méthode simple à mettre en œuvre, permettant de multiplier les points de mesure sur l'ensemble de la zone d'étude. Ils documentent précisément la répartition spatiale de la pollution atmosphérique à travers l'étude de concentrations moyennées sur 14 ou 7 jours.

¹ <http://www.obsairvatoire-a86ouest.fr>

² Etat de la qualité de l'air avant la mise en service de la première section du duplex A86, juillet 2009, accessible sous http://www.airparif.asso.fr/airparif/pdf/RA86ouest_1section_2009.pdf.

³ Les travaux d'élaboration et de validation du système de modélisation alimentant l'observatoire font l'objet de rapports après les campagnes de mesure. Ils sont disponibles suite aux campagnes de 2009 et de 2010 sous http://www.airparif.asso.fr/pdf/publications/Robservatoire_1004.pdf

A ces sites de mesure s'ajoutent ceux de laboratoires mobiles, moyens complémentaires permettant la mesure de concentrations horaires et ainsi de renseigner l'évolution temporelle fine de la pollution atmosphérique. Quatre sites automatiques ont été instrumentés.

La campagne de mesure permet d'effectuer une description fine de la qualité de l'air dans ce secteur de l'agglomération parisienne 5 ans et demi après l'ouverture de la première section et 4 ans après le bouclage Ouest de l'A86 suite à l'ouverture de la seconde section.

Ce délai après la mise en œuvre du tunnel sur ces deux sections permet de considérer un état déjà bien établi du trafic routier.

L'ensemble des moyens mis en œuvre renseigne la pollution à l'échelle chronique et les épisodes de courte durée et permet de situer les niveaux rencontrés au regard des normes françaises et européennes. Les éléments apportés par cette campagne de mesure ont comme vocation à faire l'état de la qualité de l'air une fois le bouclage de l'A86 réalisé et à être comparés à ceux enregistrés lors des précédentes campagnes.

Enfin, les mesures réalisées au cours de cette campagne permettent également une évaluation de la plateforme de surveillance de la qualité de l'air de l'ObsAIRvatoire A86 Ouest. Au même titre que les travaux menés au regard des campagnes précédentes, une comparaison entre les résultats modélisés par l'ObsAIRvatoire et ceux obtenus par la mesure est réalisée. Cela permet de s'assurer que le système de cartographie depuis la mise en œuvre de l'ObsAIRvatoire fournit toujours des résultats adaptés.

II LE CONTEXTE DE L'ETUDE

II.1 Le projet A86 Ouest

L'autoroute urbaine A86 est la seconde rocade d'Ile-de-France, située à environ 6 km du Boulevard Périphérique. Elle s'interrompt à l'Ouest de l'agglomération parisienne entre Rueil-Malmaison (92) et Versailles (78). Le projet « A86 Ouest », déclaré d'utilité publique en 1995, consiste à relier ces deux communes et ainsi boucler l'A86.

Afin de préserver les massifs forestiers, les monuments historiques et les zones habitées, l'Etat a opté pour un tracé souterrain. A la suite d'un appel d'offre européen organisé en 1999, l'Etat a retenu la solution proposée par la société Cofiroute, faisant ainsi de Cofiroute le concessionnaire et l'exploitant des tunnels de l'A86 Ouest.

Le Duplex A86, long de 10 km et exclusivement réservé aux véhicules légers avec deux voies de circulation superposées, relie l'A86 et la RN286 au Sud de Versailles. Il permet également un échange avec l'autoroute A13 par un échangeur intermédiaire situé sur les communes du Chesnay et de Vaucresson (cf. Figure 1).

La Figure 1 présente le tracé du tunnel du Duplex A86 ainsi que la position des échangeurs.

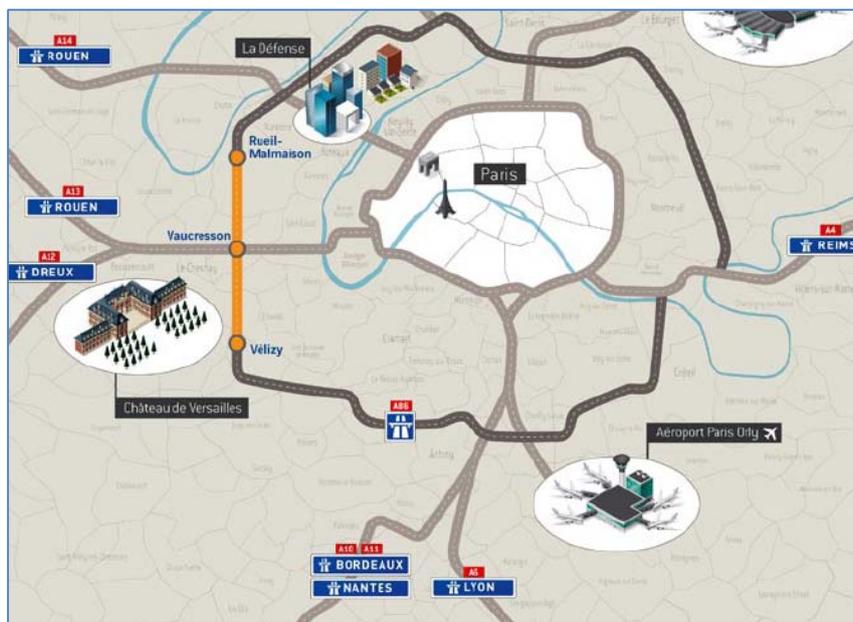


Figure 1 : Tracés du tunnel du Duplex de l'A86 Ouest.

La première section du Duplex A86 a été mise en service le 26 juin 2009. Elle relie Rueil-Malmaison à l'autoroute A13 (communes de Vaucresson et du Chesnay). La section reliant l'échangeur de l'A13 (Vaucresson – Le Chesnay) à l'échangeur de Vélizy (Versailles – Jouy-en-Josas) est en service depuis le 9 janvier 2011.

Cette nouvelle campagne engagée par Airparif a donc pour objectif de réaliser un état de la qualité de l'air après la mise en service de la deuxième section du Duplex A86 qui relie l'échangeur de l'A13 à celui de Vélizy, appelé également échangeur de Pont-Colbert. Par ailleurs, cette campagne de mesure permet d'étudier l'évolution de la qualité de l'air depuis l'ouverture de la première section entre Rueil-Malmaison et Vaucresson.

II.2 L'observatoire de la qualité de l'air

Cofiroute est tenue, par les engagements pris par l'Etat lors de la définition du projet, de mettre en œuvre un observatoire de la qualité de l'air au voisinage des nouvelles infrastructures. Il s'agit comme évoqué précédemment d'évaluer l'impact sur la qualité de l'air, d'assurer une surveillance permanente dans le secteur des ouvrages dès leur mise en service et de générer une information régulière et accessible au public. Ainsi, pour la première fois en France, une infrastructure autoroutière fait l'objet d'une surveillance permanente de la qualité de l'air et cela en temps quasi-réel.

L'observatoire s'appuie sur la complémentarité entre mesure et modélisation, ce qui permet de réaliser des cartographies de la qualité de l'air. Les campagnes de mesure apportent une description précise et détaillée de la qualité de l'air mais ponctuelle. Les outils de modélisation fournissent une évaluation exhaustive de la qualité de l'air à proximité des ouvrages, mais aussi sur plusieurs kilomètres alentours, en permanence et pratiquement en temps réel. Ainsi, l'observatoire porte sur un domaine de 192 km² à l'Ouest de l'agglomération parisienne.

Comme développé dans le cahier des charges, les polluants suivis explicitement dans le cadre de l'observatoire sont le dioxyde d'azote (NO₂), les particules (PM₁₀), le monoxyde de carbone (CO) et le benzène. A ces polluants s'ajoutent depuis 2008 les particules (PM_{2.5}). En effet, ces dernières sont réglementées au niveau européen par la directive intégrée 2008/50/CE du 21 mai 2008. L'ensemble des polluants suivis explicitement sont donc réglementés et reconnus comme des indicateurs de la pollution atmosphérique engendrée par le trafic routier. Les oxydes d'azote sont émis majoritairement par cette source en Ile-de-France (56 %)⁴. Sur le réseau fixe d'AIRPARIF, les niveaux annuels de NO_x à proximité du trafic routier sont près de 6 fois supérieurs à ceux observés en situation de fond parisien. La contribution du trafic est à l'échelle régionale de 28 % pour les émissions de particules de diamètre inférieur à 10 µm (PM₁₀), et de 35 % pour les émissions de particules de diamètre inférieur à 2.5 µm (PM_{2.5}). Sur le réseau de mesure permanent d'AIRPARIF, les sites en situation de proximité du trafic routier (exemple du boulevard périphérique – Auteuil) relèvent des niveaux annuels de particules plus élevés par rapport à ceux enregistrés en situation de fond parisien. Les teneurs moyennes sont plus importantes de 80 % et 40 %⁵ respectivement pour les PM₁₀ et les PM_{2.5}. Le benzène est l'un des traceurs reconnus de la pollution atmosphérique liée aux carburants routiers. Il peut engendrer des niveaux en proximité immédiate du trafic routier 3 fois plus importants que ceux rencontrés en situation de fond, essentiellement sur les axes routiers pour lesquels le trafic est dense et congestionné. Enfin, pour le monoxyde de carbone, le trafic routier est responsable d'environ 50 % des émissions régionales.

Une présentation détaillée de l'observatoire est disponible dans le cahier des charges de ce dernier. Il est consultable comme l'ensemble des informations collectées et élaborées dans le cadre de l'observatoire via le site internet : <http://www.obsairvatoire-a86ouest.fr/>.

⁴ Inventaire des émissions en Ile-de-France : résultats – année 2012, Airparif, Décembre 2014.
<http://www.airparif.asso.fr/pdf/publications/inventaire-emissions-idf-2012-150121.pdf>

⁵ D'après les données mesurées en 2014 sur les sites permanents du réseau Airparif.

III MISE EN ŒUVRE DE LA CAMPAGNE DE MESURE

La campagne de mesure porte sur l'évaluation des concentrations dans le secteur Ouest de l'agglomération parisienne concernée par le bouclage de l'A86. Cette évaluation est encore plus précise au voisinage immédiat des échangeurs et des unités de ventilation existantes. Les mesures sont réalisées à partir de deux moyens de mesure complémentaires : les sites temporaires automatiques (laboratoires mobiles) et les échantillonneurs passifs (tubes à diffusion).

III.1 Moyens de mesure

III.1.1 Les laboratoires mobiles

Les sites dits automatiques sont équipés d'un laboratoire mobile, qui documente les concentrations horaires en oxydes d'azote (le monoxyde d'azote et le dioxyde d'azote séparément)⁶, en monoxyde de carbone (CO)⁷ et en particules (PM₁₀ et PM_{2,5})⁸. Pour des contraintes techniques, l'utilisation du laboratoire mobile ne permet pas de suivre les niveaux horaires de benzène. Les laboratoires mobiles se présentent sous forme d'analyseurs automatiques installés dans un camion ou un véhicule utilitaire adapté, comme illustré par la Figure 2. Le fonctionnement d'un laboratoire mobile est identique à celui de l'ensemble des sites permanents du réseau fixe d'Airparif et nécessite des lignes électriques ainsi que la maintenance régulière des analyseurs.



Figure 2 : Exemple d'un laboratoire mobile 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 suivis en fonction de la provenance des vents afin d'identifier l'impact potentiel des sources locales d'émissions.

⁶ Mesure par chimiluminescence, conformément à la norme NFX 43-018.

⁷ Mesure par corrélation IR, conformément à la norme NFX 43-044.

⁸ Mesure par micro-balance à l'aide des analyseurs automatiques de type RP1400 (R&P) appelés aussi TEOM, en prenant en compte la norme NF EN 12341 pour les PM₁₀ et EN 14907 pour les PM_{2,5}.

III.1.2 Les échantillonneurs passifs

La mise en œuvre d'échantillonneurs passifs⁹, 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 (PM₁₀ et PM_{2,5}), du monoxyde de carbone et du monoxyde d'azote n'est pas réalisable à ce jour à l'aide de tels tubes.

Pour le dioxyde d'azote, l'échantillonneur passif¹⁰ se présente sous forme d'un tube en polypropylène muni d'une coiffe fixe et d'une grille métallique imprégnée d'un réactif chimique permettant le piégeage du NO₂ pendant la période d'exposition (d'une à deux semaines). Le tube est maintenu en position verticale au sein d'un abri cylindrique de protection (cf. Figure 3-b). L'abri de protection, fixé sur un support dans l'environnement (poteau, lampadaire...) à environ 2 mètres du sol (cf. Figure 3-c), permet de protéger l'échantillonneur de l'impact direct 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.

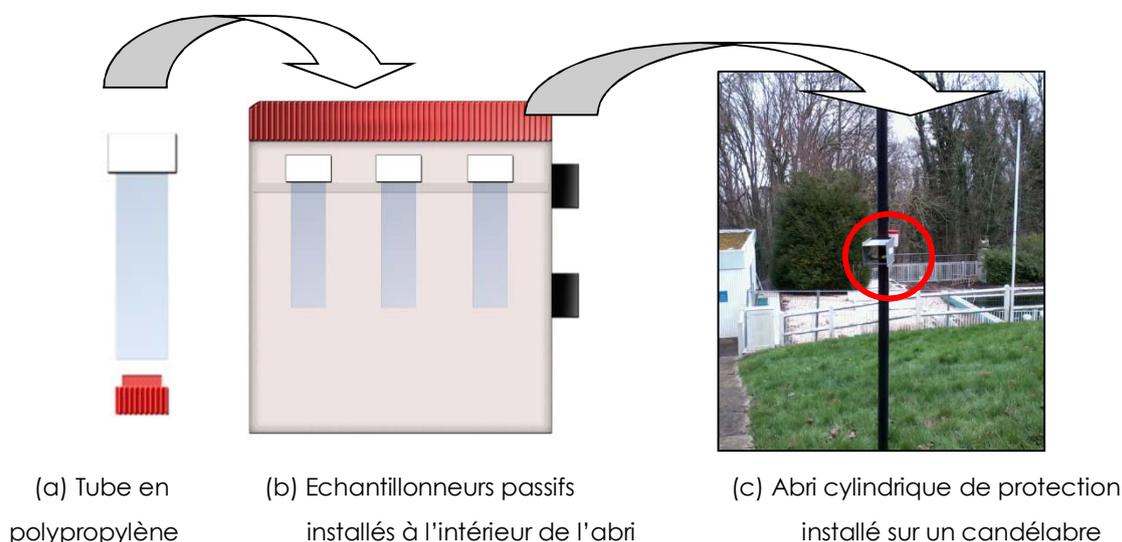


Figure 3 : Schéma d'implantation des tubes à diffusion passive de dioxyde d'azote au sein de l'abri de protection.

L'échantillonneur passif utilisé pour mesurer le benzène¹¹ se présente sous forme d'une cartouche absorbante insérée dans un corps poreux qui est maintenu en position horizontale par le biais d'un support triangulaire, au sein d'un abri de protection (Figure 4 et Figure 5). Le principe de fonctionnement de l'échantillonneur de benzène est semblable à celui de l'échantillonneur de NO₂.

⁹ 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.

¹⁰ Tubes à diffusion passive de dioxyde d'azote sont fournis par le laboratoire suisse PASSAM, accrédité ISO 17025, et analysés par le laboratoire de chimie d'Airparif (LASAIR).

¹¹ Les tubes à diffusion passive de benzène sont fournis par le laboratoire de recherche IRCSS de la fondation scientifique italienne, Salvatore Maugeri et analysés par le laboratoire de chimie d'Airparif (LASAIR), accrédité par le COFRAC pour cette analyse.

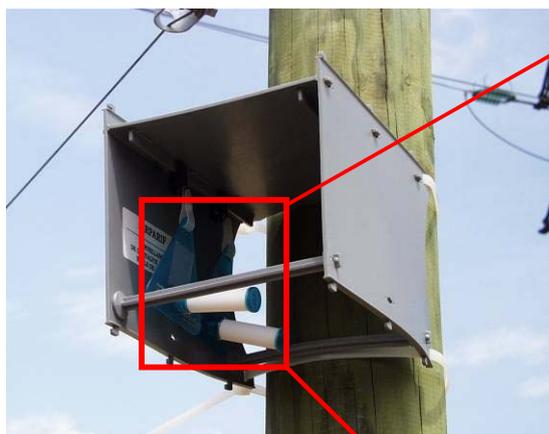


Figure 4 : Échantillonneurs passifs pour le benzène installés à l'intérieur de l'abri de protection.

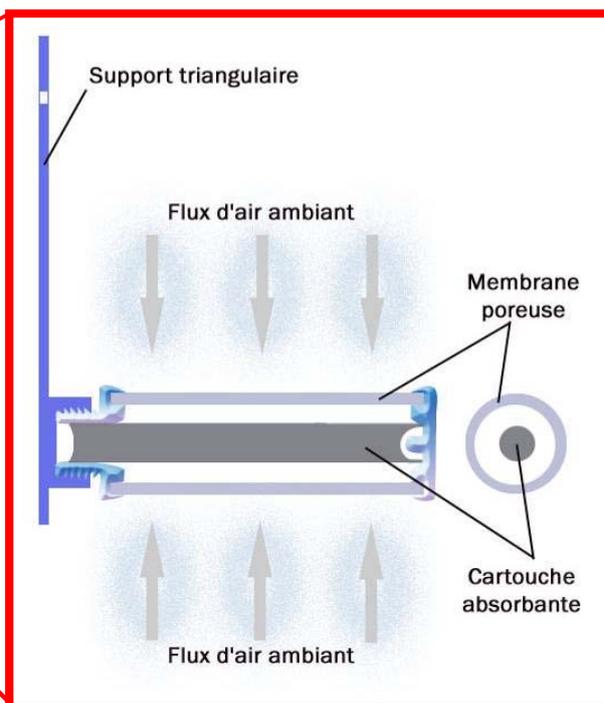


Figure 5 : Schéma de fonctionnement d'un échantillonneur passif benzène (d'après radiello®).

Compte-tenu d'un problème métrologique sur un nombre important de tubes à diffusion lors des deux premières quinzaines de mesure, la stratégie de surveillance a été adaptée en conséquence avec à la fois un nombre de série plus important (6 contre 3 initialement prévues) et un pas de temps différent afin d'obtenir le maximum d'information. Ainsi, pour l'ensemble des sites de mesure, les échantillonneurs passifs de NO₂ et de benzène ont été exposés durant deux semaines lors des deux premières séries puis de manière hebdomadaire pour les 4 séries suivantes. Les échantillonneurs sont rebouchés hermétiquement, puis remplacés par des nouveaux à la fin de chaque série. Ils sont ensuite acheminés pour analyse en laboratoire suivant des protocoles spécifiques au dioxyde d'azote¹² et au benzène¹³. A l'issue de ces analyses, une concentration moyenne pour chaque site de mesure est établie pour les périodes d'exposition.

III.2 Qualité de la mesure

Toute méthode de mesure, comme 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 automatiques, l'incertitude acceptée pour chaque mesure horaire est de 15 % pour les oxydes d'azote, le monoxyde de carbone et le dioxyde de soufre¹⁴. Ce critère est intégré dans une démarche qualité pour laquelle Airparif a obtenu depuis 2001 l'accréditation « essai » du Cofrac pour l'ensemble de ses mesures horaires, que ce soit celles du réseau fixe francilien ou pour les campagnes de mesure.

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

¹² Spectrophotométrie d'absorption dans le visible.

¹³ Chromatographie en phase gazeuse – Détecteur à Ionisation de Flamme (GC/FID).

¹⁴ Directive 2008/50/CE du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur en Europe.

météorologiques ou encore l'analyse en laboratoire. Selon les directives européennes en vigueur, l'incertitude 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'azote¹⁴ et à 30 % pour le benzène¹⁴. Ces critères de qualité ont été vérifiés pour le dioxyde d'azote à l'aide d'un protocole d'évaluation de l'incertitude¹⁵, notamment dans le cadre de l'étude au voisinage de l'échangeur autoroutier de la Porte de Bagnolet¹⁶. L'échantillonneur passif utilisé pour la mesure de benzène a fait l'objet de tests de validation par le laboratoire de la Commission Européenne dans le cadre du projet européen LIFE « RESOLUTION »¹⁷.

III.3 Localisation des sites de mesure

L'objectif de la campagne de mesure est de décrire précisément la qualité de l'air dans le secteur concerné par le bouclage de l'A86 Ouest après la mise en service des deux sections du Duplex A86. La description se veut encore plus fine au voisinage des échangeurs et des unités de ventilation. Les sites ont été choisis selon un plan d'échantillonnage permettant de répondre aux objectifs de l'étude, le principal étant l'évaluation de l'impact potentiel du bouclage de l'A86.

Ainsi, 47 sites instrumentés d'échantillonneurs passifs ont été installés environ tous les 2 km pour renseigner précisément la pollution de fond dans le domaine de 192 km² concerné par le bouclage de l'A86 Ouest. Le nombre de sites sur le grand domaine d'étude est similaire à celui instrumenté lors des précédentes campagnes menées.

La Figure 6 présente l'implantation des sites ainsi que le maillage servant de base théorique au plan d'échantillonnage. Une maille du plan d'échantillonnage n'a pas été instrumentée compte-tenu des difficultés d'instrumenter un site de fond (terrain militaire, forêt) d'où l'implantation de 47 sites et non 48 comme initialement défini. Les possibilités d'installation (l'existence d'un support) et le respect des critères nationaux de surveillance édictés par l'ADEME et le Ministère en charge de l'environnement déterminent précisément l'implantation du site de mesure. L'ensemble de ces sites sont disposés en situation de fond d'après les critères nationaux de surveillance, à savoir en dehors de l'influence directe des sources d'émissions de pollution.

L'adresse exacte de chacun des sites de mesure est donnée en Annexe 1.

Ce grand domaine a été complété de dispositifs spécifiques au voisinage de chaque échangeur et unité de ventilation, avec pour objectif de renseigner l'impact micro-local.

Un à deux sites automatiques associés à chaque échangeur et unité de ventilation ont également été installés. Ces sites sont implantés de préférence dans la zone d'impact maximale des échangeurs et unités de ventilation du Duplex A86. Contrairement aux campagnes précédentes, les sites instrumentés auparavant de laboratoires mobiles situés en-dehors des impacts potentiels des unités de ventilation n'ont été pourvu lors de la campagne que de tubes à diffusion. En effet, d'une part les unités de ventilation ne fonctionnent que très peu d'heures et d'autre part, d'après la campagne menée en 2010 les résultats n'étaient pas différents de ceux mesurés sur les sites théoriquement dans la zone d'impact des unités de ventilation.

¹⁵ NF ISO 13752 : « Evaluation de l'incertitude d'une méthode de mesurage sur site en utilisant une seconde méthode comme référence », 1998.

¹⁶ « 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.

¹⁷ Rapport européen de LIFE 99ENV/IT/081 : *Relazione finale, Risultati del progetto* (en italien).

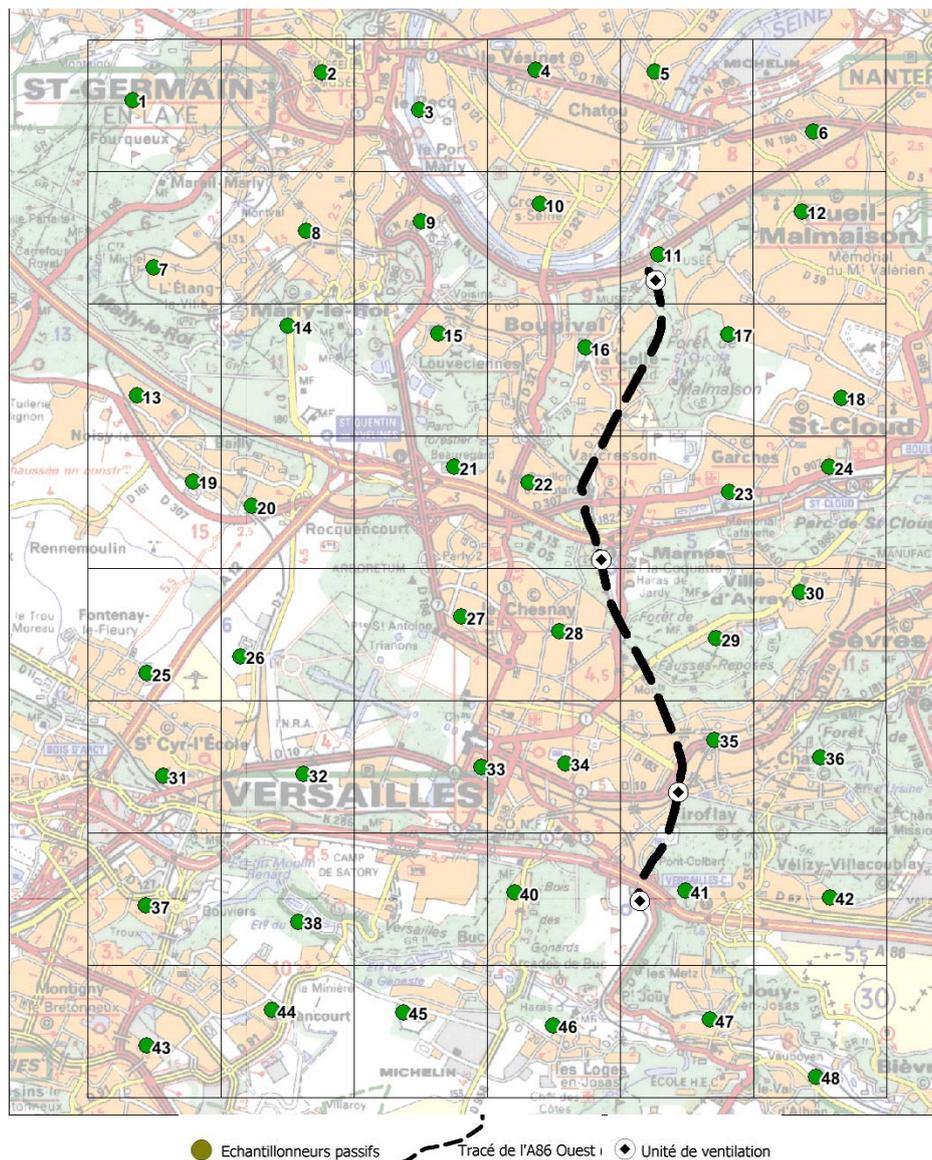


Figure 6 : Localisation des sites de mesure associés à la caractérisation de l'impact local.
(Source fond de carte : Michelin 106).

Les échangeurs et unités de ventilation concernés par la section « Nord » du Duplex A86 en service depuis juin 2009 sont situés à Rueil-Malmaison et Vaucresson. Au voisinage de ces derniers, respectivement 17 et 14 sites de mesure ont été instrumentés d'échantillonneurs passifs contre un peu moins d'une trentaine lors des précédentes études. Deux laboratoires mobiles temporaires ont été implantés au voisinage de l'échangeur de Rueil-Malmaison et un dans celui de Vaucresson. Pour le secteur autour de l'échangeur et l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison, quatre communes sont concernées par la campagne de mesure : Rueil-Malmaison, La Celle-Saint-Cloud, Bougival et Croissy-sur-Seine. Pour le secteur de Vaucresson, les mesures sont réalisées sur les communes de La Celle-Saint-Cloud, du Chesnay, de Marnes-la-Coquette, de Versailles et de Vaucresson.

L'échangeur et l'unité de ventilation mis en œuvre suite à l'ouverture de la seconde section du Duplex A86 « Sud » sont situés à Jouy-en-Josas (Pont-Colbert). 15 échantillonneurs passifs et un site automatique temporaire ont été implantés autour de cet échangeur et unité de ventilation. Afin d'étudier l'impact potentiel de l'ouverture de la seconde section du Duplex A86 sur la qualité de l'air, la zone autour de l'échangeur de Pont-Colbert a accueilli les sites instrumentés de tubes à diffusion au sein de quatre communes, à savoir Buc, Jouy-en-Josas,

Versailles et Vélizy-Villacoublay. Grâce aux retours d'expérience des précédentes études et des éléments fournis par la modélisation¹⁸, le laboratoire mobile a été implanté au sein de l'échangeur du Duplex A86.

Pour l'unité de ventilation de Viroflay, sachant que l'unité de ventilation n'est pas utilisée (hormis en cas d'incendie) et que la zone ne présente pas d'échangeur pouvant potentiellement influencer ce domaine, la campagne de 2015 n'a pas fait l'objet de mesure intensives dans ce secteur.

La Figure 7 présente la disposition des sites de mesure au voisinage des échangeurs et unités de ventilation d'après le maillage initial défini de manière régulière de 400 mètres servant de base théorique à l'élaboration du plan d'échantillonnage.

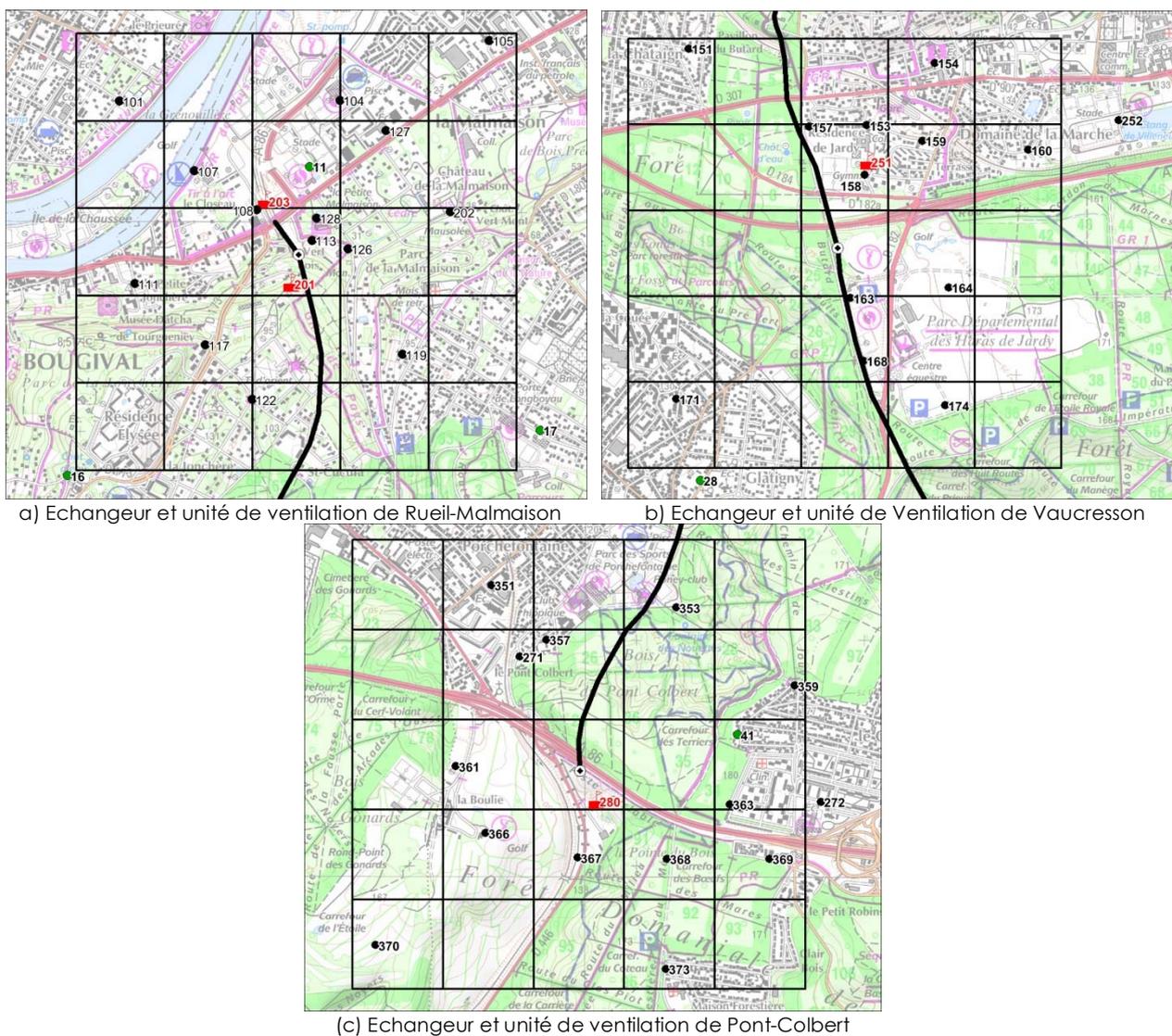


Figure 7 : Localisation des sites de mesure associés à la caractérisation de l'impact micro-local au voisinage des unités de ventilation.

L'implantation précise des sites a été déterminée en considérant les possibilités d'installation et les critères de surveillance. Compte-tenu de la diminution du nombre de sites de mesure, le choix de sites retenus a été fait afin de garder les sites dont les teneurs mesurées participent à l'analyse de la qualité de l'air sur des zooms spécifiques : par exemple sites

¹⁸ Bilan de l'ObsAIRvatoire 2010, 2011, 2012 et 2014 : <http://www.obsairvatoire-a86ouest.fr/>.

permettant l'étude de l'impact des axes majeurs du secteur d'étude (A86 – ancienne RN13 etc.). De plus, le plan d'échantillonnage ainsi réalisé pour cette campagne de mesure prend en compte le plus possible l'hétérogénéité des niveaux mesurés lors des précédentes études afin de faciliter la comparaison entre les zones non impactées et celles potentiellement sous influence des échangeurs et des unités de ventilation.

Au total, 32 communes sont concernées par cette campagne de mesure (sites de mesure Grand domaine et à proximité des échangeurs et unités de ventilation).

La localisation exacte de chacun des sites de mesure est donnée en Annexe 1.

Concernant l'implantation des sites automatiques temporaires, au moins un site a été instrumenté dans le périmètre d'une unité de ventilation et d'un échangeur du Duplex A86 (Cf. Figure 8). Ainsi, deux sites automatiques ont été installés durant la campagne au sein même des gares de péage de Rueil-Malmaison (n°203) et de Pont-Colbert (n°280), zones présentant l'influence maximale du trafic routier engendré par le Duplex A86 et des entrées/sorties du tunnel.



Figure 8 : Implantation des sites automatiques de mesure instrumentés lors de la campagne du 27 janvier au 24 mars 2015.

Pour la zone de l'unité de ventilation et de l'échangeur de Vauresson, le site de mesure sous l'influence potentielle maximale de l'unité de ventilation et de l'échangeur est implanté, comme lors de la précédente campagne, allée du Collège à Vauresson (N° 251). Ce site est localisé à environ 300 mètres au Nord-Est de l'échangeur de Vauresson. Enfin, le site les Rueil-Malmaison (n° 201), instrumenté au Stade du Vert-Bois en situation de fond permet

l'étude de l'impact potentiel de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison, située à environ 150 mètres au Nord du laboratoire mobile.

Contrairement aux autres sites de mesure automatique, le site de Pont-Colbert est pour la première fois instrumenté à cet endroit, suite à l'ouverture du second tronçon « Sud » du Duplex A86. Ce dernier permet l'étude de la qualité de l'air au plus près du trafic routier et des entrées/sorties du tunnel du Duplex A86, comme cela est le cas pour le site de la gare de péage de Rueil-Malmaison.

III.4 Localisation vis-à-vis des stations permanentes du réseau d'Airparif

Les résultats des différentes mesures seront comparés aux niveaux enregistrés sur les stations permanentes du réseau Airparif. Au moment de la campagne de mesure, une quarantaine de stations de fond suivent quotidiennement la qualité de l'air sur la région parisienne. Dans la zone d'étude se trouvent deux stations permanentes, à savoir Versailles et Garches. Néanmoins, seules les données d'ozone sont mesurées à cette station.

Aux abords Nord-Est de la zone d'étude se situent également les stations de fond de La Défense et de Neuilly-sur-Seine. Leur localisation vis-à-vis du secteur d'étude est présentée Figure 9.

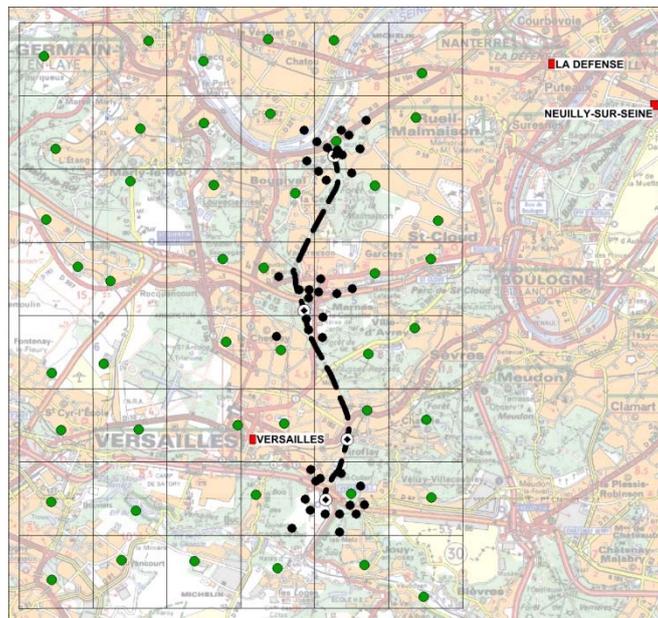


Figure 9 : Localisation en rouge des stations permanentes du réseau Airparif à proximité de la zone d'étude permettant une comparaison des teneurs mesurées lors de la campagne.

III.5 Période de mesure

Les mesures de qualité de l'air par laboratoires mobiles et par échantillonneurs passifs ont été réalisées simultanément du 27 janvier au 24 mars 2015 inclus.

Conformément au cahier des charges, la campagne de mesure s'est déroulée en période hivernale. Les émissions de polluants atmosphériques urbains sont plus élevées en hiver qu'en période estivale. De même, les conditions météorologiques hivernales sont généralement moins favorables à la dispersion des émissions que celles rencontrées en période estivale. Ainsi, les niveaux hivernaux de pollution atmosphérique sont classiquement les plus élevés rencontrés au cours d'une année pour les polluants suivis dans le cadre de l'observatoire.

Cette campagne de huit semaines a vu pour le dioxyde d'azote et le benzène la réalisation de six séries consécutives de mesure par échantillonneurs passifs d'une période d'une à deux semaines compte-tenu des problèmes météorologiques rencontrés. Du fait de ces difficultés, la stratégie de surveillance a été modifiée en terme de durée (exposition de quinze à une semaine) et de nombre de séries (de 3 à 6 séries).

Chaque tube à diffusion a été installé sur le site le premier jour et retiré le dernier jour de chaque série afin d'harmoniser la période d'exposition sur le domaine d'étude. Ainsi, après une analyse en laboratoire des tubes à diffusion, une concentration moyenne de dioxyde d'azote et de benzène est obtenue sur la période d'exposition.

Par ailleurs, il est nécessaire d'estimer les niveaux annuels de dioxyde d'azote, de particules et de benzène qui auraient été observés à l'aide d'une surveillance continue pour les situer au regard de la réglementation. L'année de référence considérée permettant cette comparaison correspond à la période du 1^{er} juin 2014 au 31 mai 2015 afin d'inclure la période de la campagne de mesure. Cela correspond également à la période de référence utilisée lors des campagnes menées en 2009¹⁹ et 2010, ce qui facilitera la comparaison des résultats avec cet historique.

¹⁹ On notera toutefois que l'ouverture du tunnel n'est effective qu'à partir du 26 juin 2009 (donc le tunnel n'était pas ouvert pendant les 26 premiers jours de l'année choisie). De plus, d'autres fermetures du tunnel interviennent régulièrement dans l'année dans le cadre des travaux de construction de la 2^{ème} section du duplex (plusieurs nuits par mois voire des week-ends entiers les derniers mois ou des semaines complètes, par exemple la semaine du 28 décembre 2009 au 3 janvier 2010). Aussi, les niveaux estimés à l'échelle annuelle seront surestimés.

IV LES CONDITIONS METEOROLOGIQUES DURANT LA CAMPAGNE DE MESURE

Les commentaires suivants s'appuient sur les observations de la station Météo-France située à Trappes (78), pour la vitesse et la direction de vent.

Une analyse préliminaire des conditions météorologiques rencontrées lors de la campagne de mesure permet de mieux appréhender leur influence sur les niveaux de pollution atmosphérique observés.

IV.1 Des vents modérés de secteur Sud-Ouest et Nord-Est

La Figure 10 représente, pour la campagne de mesure déroulée entre le 27 janvier et le 24 mars 2015, la fréquence des régimes de vent ainsi que les vitesses de vent : les secteurs en rouge indiquent les vents les plus faibles (vitesses de vent inférieures à 2 m/s), en orangé les vents dont la vitesse est comprise entre 2 et 4 m/s et en jaune les régimes de vent les plus dispersifs (vitesses de vent supérieures ou égales à 4 m/s).

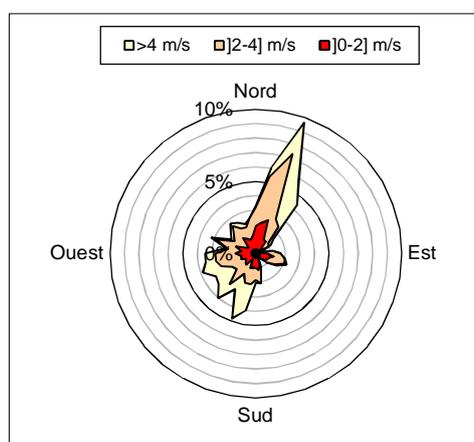


Figure 10 : Fréquence (en %) des vents observée à Trappes du 27 janvier au 24 mars 2015 compris en fonction de leur secteur [source : Météo-France].

Les régimes de vents de Nord-Nord-Est sont bien marqués entre le 27 janvier et le 24 mars 2015. Ils représentent ainsi 25 % des vents rencontrés durant la campagne. Les vents du large secteur Sud à Ouest sont observés de manière également récurrente avec près de 30 % du temps. Les prédominances observées durant la campagne de mesure sont habituellement plus marquées à l'échelle annuelle en faveur des vents de secteur Sud-Ouest. En effet, les deux secteurs de vents dominants en Ile-de-France sont le Sud-Ouest en régime océanique perturbé et secondairement de Nord-Est lors des périodes anticycloniques.

Les vitesses de vent durant la campagne sont en majorité modérées, avec 40 % des vents totaux dont la vitesse est comprise entre 2 et 4 m/s. La proportion de vents faibles (< 2 m/s) est relativement comparable avec plus de 35 % du temps. Comme illustré avec l'indicateur météorologique, les conditions dispersives durant la campagne ont été plutôt défavorables à une bonne qualité de l'air avec une sous-représentation (moins de 25 %) des vents soutenus et donc dispersifs (> 4 m/s). La vitesse moyenne relevée durant la campagne de mesure est néanmoins cohérente (3,2 m/s) avec celle généralement observée en Ile-de-France qui est voisine de 3 m/s.

Les conditions météorologiques ont été variables au cours de la campagne de mesure (cf. Figure 11), avec selon les séries de mesure des vitesses de vent plus ou moins dispersives et des directions de vent marquées par des régimes de vent de secteur Sud-Ouest ou au contraire de Nord-Est. Par exemple, la seconde série de mesure est caractérisée par des

vents dispersifs de secteur Sud-Sud-Ouest et à l'inverse la cinquième série présente des vents faibles de secteur Nord-Est à Est.

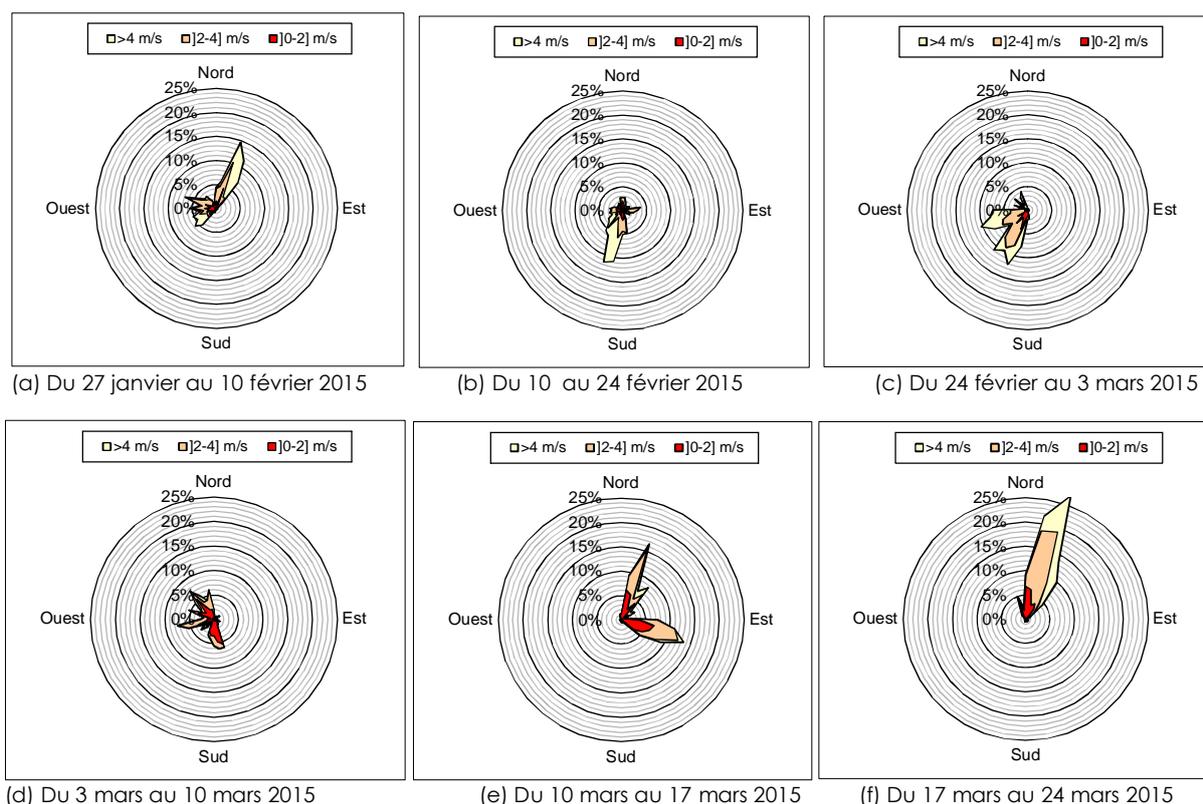


Figure 11 : Fréquence (en %) des vents observée à Trappes en fonction de leur secteur durant les six séries de mesure [source : Météo-France].

Compte-tenu des différences bien marquées des régimes de vent selon les séries de mesure, une analyse fine des résultats de mesure sur l'ensemble de la zone d'étude peut permettre de mettre en relief l'influence des émissions du cœur dense de l'agglomération parisienne sur les teneurs enregistrées sur le domaine d'étude mais également de zoomer sur les points de mesure implantés autour des grands axes routiers et des échangeurs du Duplex de l'A86 et ainsi d'en analyser l'influence potentielle.

IV.2 Indicateurs météorologiques relatifs à la dispersion de la pollution

Afin de caractériser au mieux la dispersion des polluants atmosphériques, Météo-France a développé à l'aide des relations statistiques un indicateur régional journalier qui dépend non seulement des vitesses de vent mais également d'autres paramètres comme des variations thermiques suivant l'altitude ainsi que la température minimale de la journée. Cet indicateur de la stabilité atmosphérique varie généralement de -7 à 7. Plus il est fort, plus les phénomènes de stabilité et d'accumulation sont forts et donc la dispersion des polluants est faible.

Les plus forts indicateurs de dispersion enregistrés pendant la campagne de mesure ont dépassé 4, notamment le 7 mars dont les conditions météorologiques étaient stables (vent faible et inversion de température) conduisant à un dépassement du seuil d'information lié aux particules PM₁₀. A l'inverse, un très faible indicateur (-3.1) a été enregistré le 20 février, jour où le temps était pluvieux accompagné d'un régime de vent très dispersif. Les indicateurs rencontrés lors de chaque série de mesure sont présentés en Annexe 4.

La Figure 12 illustre les indices de dispersion pendant la campagne avec l'historique de 2002 à 2015.

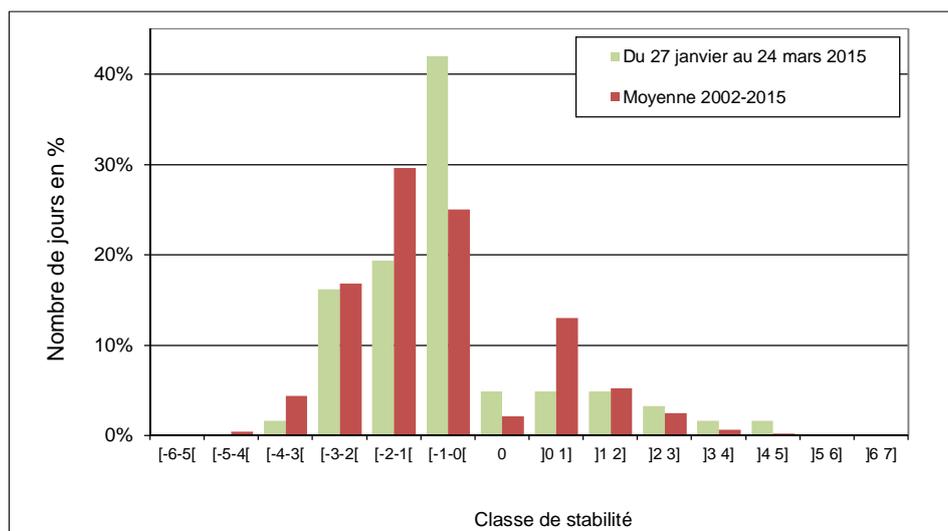


Figure 12 : Comparaison de l'indice de stabilité pendant la campagne de mesure de 2015 avec la moyenne historique 2002-2014.

Comparativement à l'historique, les conditions météorologiques ont été moins favorables à la qualité de l'air sur la période de mesure menée cet hiver 2015, avec des indicateurs supérieurs à 2 pendant 6 % du temps contre seulement 3 % en moyenne sur l'historique 2002-2015. A l'inverse, les indicateurs présentant une météorologie plus favorable à la qualité de l'air (inférieur à -1) sont sous représentés durant la campagne de mesure avec 37 % des jours contre plus de la moitié du temps au regard de l'historique 2002-2015.

IV.3 Des conditions contrastées par rapport à celles des précédentes campagnes

Tout d'abord, les deux campagnes de mesure, destinées à être comparées afin de suivre l'évolution de la qualité de l'air suite notamment à la mise en œuvre de la seconde section, ont été réalisées à des périodes de l'année comparables pour faciliter l'interprétation des teneurs mesurées. Pour mémoire, les campagnes « Etat avant mise en service » avaient été réalisées du 24 janvier au 7 mars 2007 puis du 5 février au 19 mars 2009.

La campagne suivante permettant de suivre la qualité de l'air suite à l'ouverture de la 1^{ère} section et de faire un état initial de la seconde avant ouverture a été réalisée entre le 27 janvier et le 10 mars 2010.

Au travers l'indicateur défini par Météo-France, une comparaison des conditions météorologiques rencontrées lors des différentes campagnes de mesure peut être réalisée. Ainsi, la Figure 13 présente les indicateurs de stabilité rencontrés lors des campagnes 2007, 2009, 2010 et 2015, ainsi que la moyenne annuelle sur l'historique 2002-2015.

Contrairement à la campagne menée en 2010 pour laquelle les indicateurs ont été les plus faibles, les mesures réalisées en 2015 ont été à l'inverse réalisées alors que les conditions météorologiques étaient les moins favorables à une bonne dispersion des polluants. En comparaison avec ceux des autres campagnes, les conditions météorologiques étaient moins dispersives lors de cette dernière campagne.

Alors que la campagne de mesure de 2015 a observé des indicateurs météorologiques supérieurs à 3, aucune autre campagne de mesure réalisée n'avait présenté de tels indicateurs engendrant l'accumulation de la pollution atmosphérique.

A l'inverse, la campagne de 2010 présente des indicateurs météorologiques très dispersifs et favorables au brassage de l'atmosphère avec de nombreux jours (40 % du temps) pour lesquels les indicateurs sont inférieurs à -2. De tels indicateurs, n'ont été observés que 20 % du temps lors de la campagne de 2015.

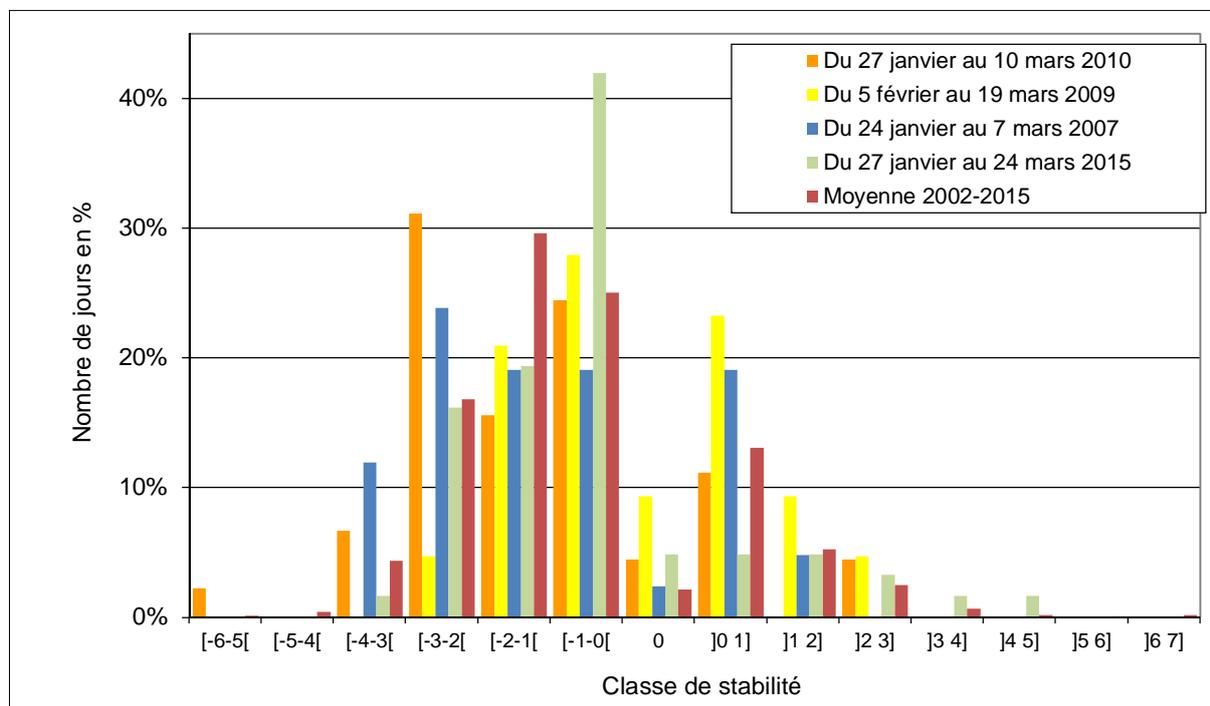


Figure 13 : Indicateurs de stabilité lors des campagnes de mesure de 2007, 2009, 2010, 2015 et en moyenne sur la période 2002-2015.

La campagne de 2015 est accompagnée de conditions météorologiques parfois très peu dispersives, engendrant l'accumulation de la pollution atmosphérique. A l'inverse, la campagne de 2010 présente des conditions météorologiques plus dispersives que celles rencontrées durant les campagnes de 2009, 2007 et 2015.

IV.4 Influence des conditions météorologiques sur les teneurs de pollution

Les conditions météorologiques jouent un rôle très important dans les processus d'accumulation ou de dispersion des polluants : plus les conditions sont dispersives et plus les niveaux observés sont faibles. Ces conditions de stabilité ou de dispersion peuvent être définies par un ou plusieurs paramètres météorologiques, comme notamment la hauteur de la couche de mélange²⁰, les inversions de température ou la vitesse de vent. Les deux premiers définissent la façon dont les polluants vont se mélanger sur la verticale. Par exemple, en cas de forte inversion de température et de faible hauteur de couche limite, les polluants s'accumulent dans les basses couches de l'atmosphère. La vitesse de vent peut être considérée comme représentative de la dispersion météorologique. Ainsi, les conditions les plus favorables à la dispersion de la pollution atmosphérique se rencontrent lorsque les vitesses de vent sont moyennes ou élevées. La vitesse moyenne observée en Ile-de-France est généralement voisine de 3 m/s.

²⁰ La couche de mélange est la région de l'atmosphère située à proximité du sol et dans laquelle les polluants se dispersent. De faibles valeurs de hauteur de couche de mélange indiquent que les émissions polluantes sont diluées dans un volume d'air plus petit.

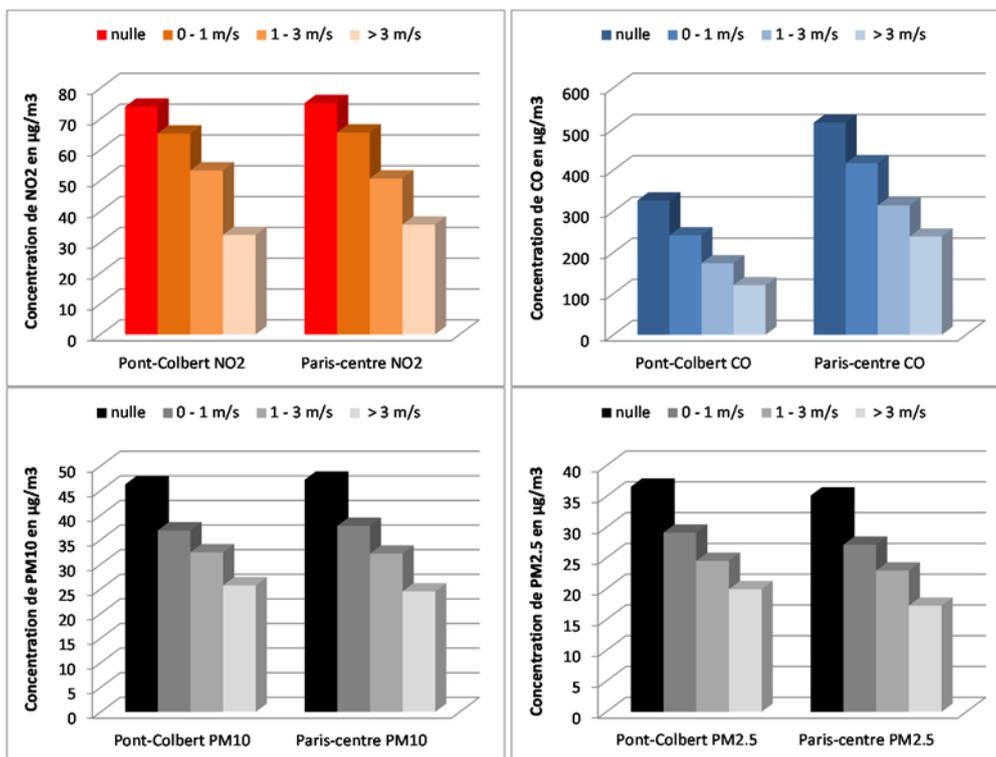


Figure 14 : Evolution des concentrations en dioxyde d'azote (NO₂), de monoxyde de carbone (CO) et des particules PM₁₀ et PM_{2.5} au voisinage du péage de Pont-Colbert ainsi qu'à la station Airparif de Paris-centre suivant les vitesses de vent observées entre le 27/01 et le 24/03/2015.

En conséquence, les niveaux de pollution diminuent lorsque les conditions de dispersion s'améliorent et sont de plus en plus favorables au brassage de l'air. *A contrario*, lors de périodes de vent nul ou faible, les concentrations sont plus importantes du fait de la stabilité de l'atmosphère, ce qui se traduit par une accumulation de la pollution primaire. La Figure 14 illustre la relation entre vitesse de vent et concentrations au travers des données horaires observées sur les sites automatiques de la station permanente du réseau Airparif de Paris-centre et du site automatique implanté lors de la campagne de mesure au péage de Pont-Colbert pour le dioxyde d'azote (NO₂), le monoxyde de carbone (CO) et les Particules PM₁₀ et PM_{2.5}.

V LA QUALITE DE L'AIR DURANT LA CAMPAGNE : ETAT EN SITUATION DE FOND SUR L'ENSEMBLE DU DOMAINE

V.1 Dans l'agglomération parisienne, une qualité de l'air bonne à très mauvaise.

L'indice ATMO dans l'agglomération parisienne durant la campagne de mesure a varié entre 3 (bon) et 8 (mauvais), comme l'illustre la Figure 15. Rappelons que l'indice de qualité de l'air ATMO est un chiffre allant de 1 à 10 associé à un qualificatif (de très bon à très mauvais). Il qualifie la qualité de l'air globale en situation de fond²¹ et à l'échelle de la journée. Il prend en compte quatre polluants atmosphériques : le dioxyde d'azote, les particules (PM₁₀), l'ozone et le dioxyde de soufre. Un sous-indice est calculé pour chacun des composés et l'indice ATMO résultant est égal au maximum des quatre sous-indices (cf. Annexe 3).

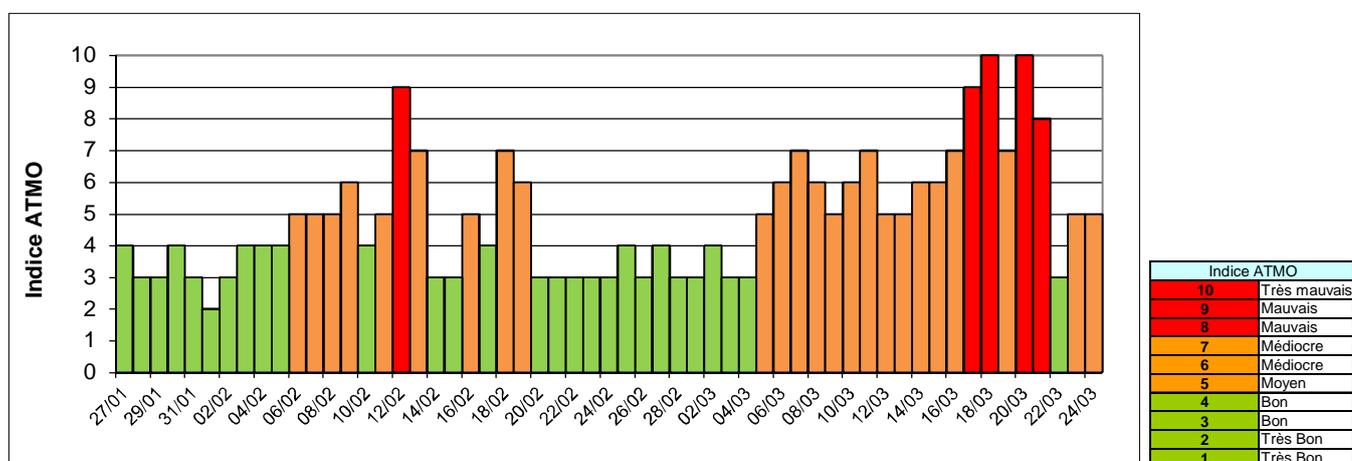


Figure 15 : Indice ATMO de l'agglomération parisienne relevé du 27 janvier au 24 mars 2015 compris.

Durant la campagne de mesure, la qualité de l'air dans l'agglomération parisienne est qualifiée de « bonne » 47 % du temps (indices 3 et 4) et même « très bonne » le 1^{er} février 2015 (indice 2). Les niveaux « moyen » et « médiocre » sont atteints 24 jours durant la campagne, soit 42 % du temps de la campagne. L'indice le plus fort relevé est de 10, il est rencontré à deux reprises lors de la campagne de mesure : le 18/03/2015 et le 20/03/2015.

Enfin, l'indice ATMO le plus fréquemment enregistré durant la campagne de mesure est de 3 durant près de 30 % du temps (17 jours sur 57).

Sur les 57 jours de campagne, les particules sont responsables de l'indice pendant 35 jours, le NO₂ pour 2 jours, l'ozone pour 2 journées, le reste correspondant à une responsabilité simultanée de plusieurs composés. Les particules sont responsables de tous les indices supérieurs ou égaux à 6. Le sous-indice NO₂, polluant suivi pendant cette campagne, a oscillé entre 2 et 5 avec un sous-indice majoritaire de 3 (56 % du temps).

Les niveaux élevés en particules sur l'Ile-de-France durant la campagne de mesure ont occasionné de nombreux déclenchements de la procédure d'information et d'alerte. La procédure d'information est déclenchée, pour les particules PM₁₀, suite au dépassement du seuil d'information fixé à 50 µg/m³ en moyenne sur 24 heures pour au moins 10 % de la population d'un département francilien et/ou 10 % de la superficie régionale, alors que le seuil d'alerte est franchi lorsque les teneurs moyennes journalières sont supérieures à 80

²¹ On entend par situation de fond : hors influence directe des sources de pollution. Les critères d'implantation sont définis par les directives européennes et la classification de l'ADEME et du MEEDDM.

$\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ainsi, 5 déclenchements du seuil d'information et 2 déclenchements du seuil d'alerte ont été franchis au cours de la campagne de mesure. L'épisode de pollution aux particules enregistré à partir du 17 mars a entraîné la mise en place d'une circulation alternée le lundi 23 mars à Paris ainsi que sur les 22 communes limitrophes de la Capitale²². Par rapport aux campagnes de mesure précédentes, la procédure d'information et d'alerte a été modifiée avec à la fois des seuils différents de déclenchement pour les particules PM_{10} et un mode de déclenchement différent. Ainsi, l'évolution du nombre de déclenchements lors des différentes campagnes de mesure ne peut être faite.

V.2 Dans le secteur Ouest de l'agglomération parisienne des niveaux contrastés

Des différences locales sont relevées dans le domaine d'étude. Ces nuances s'expliquent par les émissions locales qui varient au sein du domaine, des topographies différentes et d'un éloignement croissant par rapport au cœur de l'agglomération. Les concentrations en situation de fond rencontrées dans le domaine d'étude sont en effet influencées par les émissions de l'agglomération parisienne.

Pour les six séries de mesure de l'étude, la Figure 16 et la Figure 17 présentent respectivement les niveaux relevés en dioxyde d'azote et en benzène sur l'ensemble des 47 sites de mesure couvrant le grand domaine. Les données non disponibles représentées par le sigle « nd » correspondent à des échantillonneurs détériorés dont l'analyse n'a pas été possible.

Les résultats sont également présentés sous forme numérique pour l'ensemble des sites en Annexe 3. Par souci de clarté, les résultats concernant les sites des zooms au voisinage des échangeurs et des unités de ventilation (impact micro-local) sont présentés ultérieurement (cf. paragraphe VI.5.2 à VI.4.4).

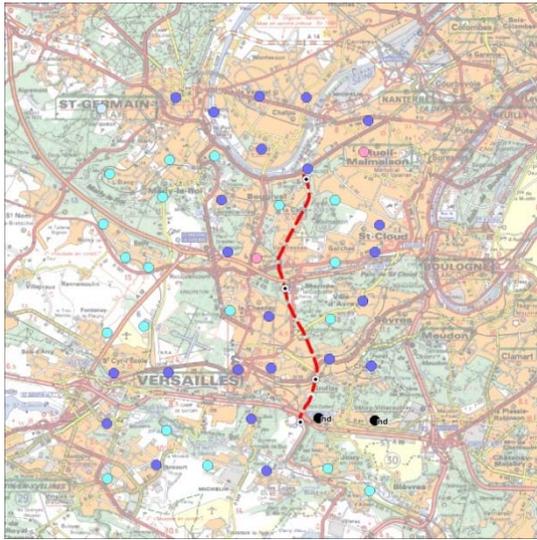
Pour le dioxyde d'azote comme pour le benzène, les concentrations ont été variables lors des six séries de mesure. Ces évolutions sont directement liées aux conditions météorologiques observées au cours de l'étude.

Pour le dioxyde d'azote, les niveaux moyens relevés par tubes à diffusion varient sur le grand domaine de 9 à 47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ selon les sites et les séries de mesure.

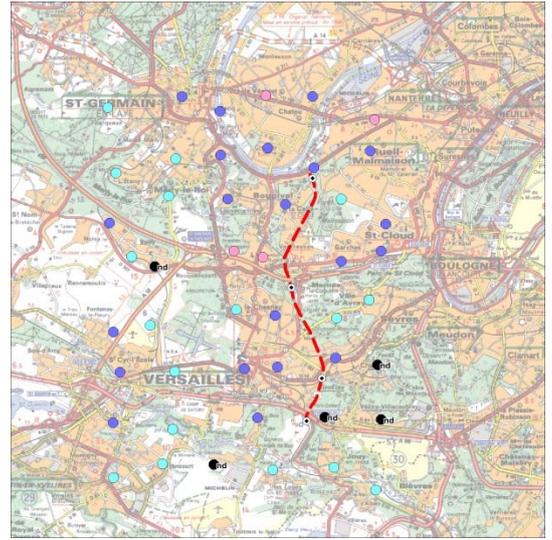
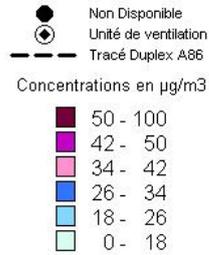
En moyenne, les concentrations ont fluctué au fil des séries. En moyenne sur le grand domaine, la 5^{ème} série de mesure, entre le 10 et le 17 mars 2015, représente la série où les teneurs ont été les plus élevées (35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne). A l'inverse, la troisième série, entre le 24 février et le 3 mars 2015, affiche les niveaux les plus faibles avec 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne. Concernant les autres séries de mesure, les teneurs moyennes relevées lors des séries 1 et 2 sont similaires avec respectivement 26 et 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De la même manière, les séries 4 et 6 sont similaires avec des niveaux moyens sur le grand domaine de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les conditions météorologiques ont été comparables lors des deux premières séries et contrastées entre la 3^{ème} série la plus dispersive et les 3 dernières séries peu favorables à la dispersion de la pollution de l'air.

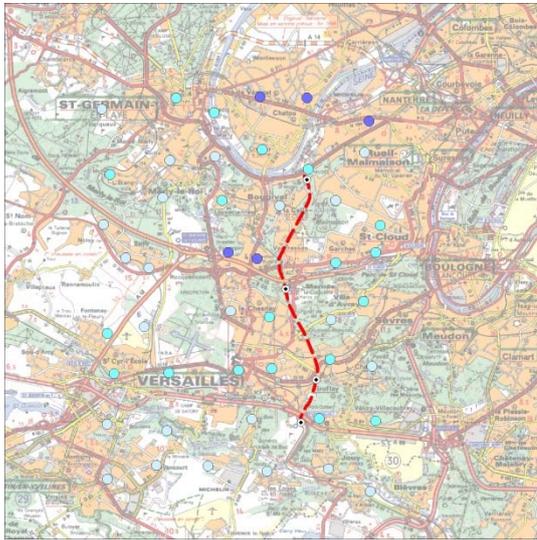
²² http://www.airparif.asso.fr/_pdf/arrete-inter-prefectoral-27102011.pdf



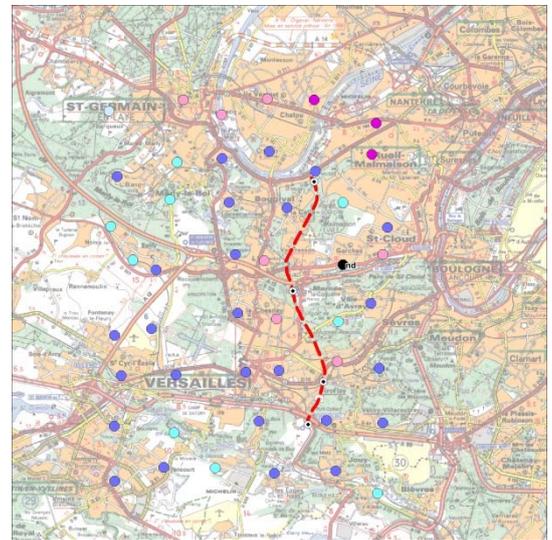
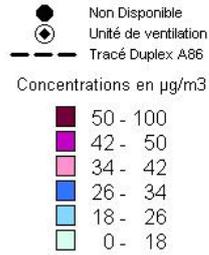
(a) : 27 janvier au 10 février 2015



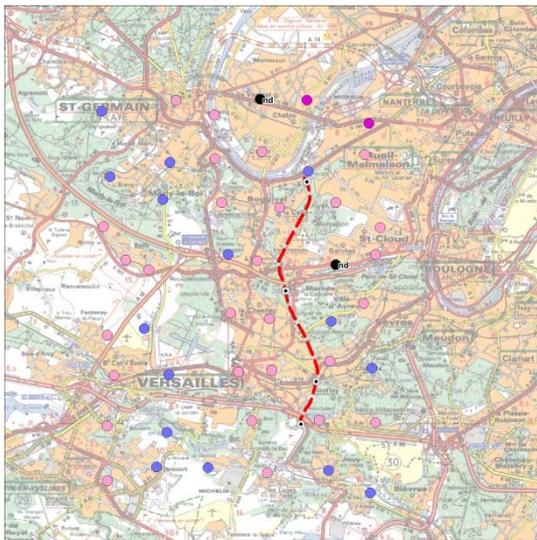
(b) : 10 au 24 février 2015



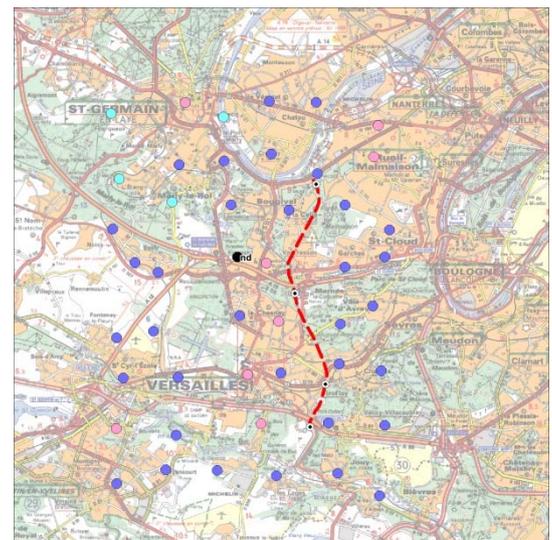
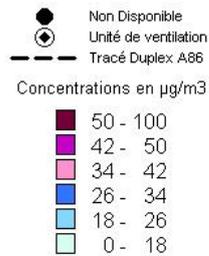
(c) : 24 février au 3 mars 2015



(d) : 3 au 10 mars 2015

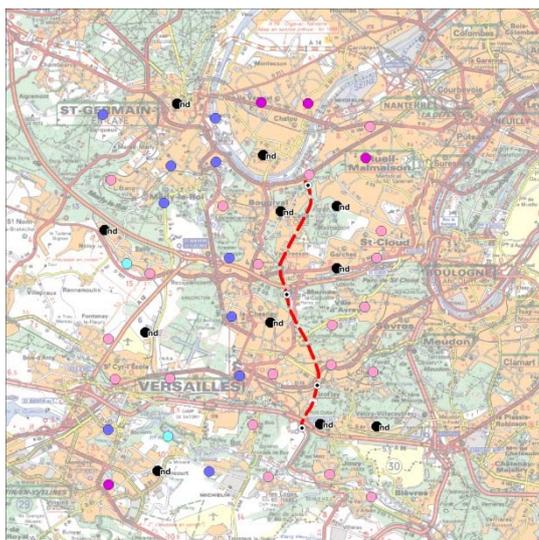


(e) : 10 au 17 mars 2015

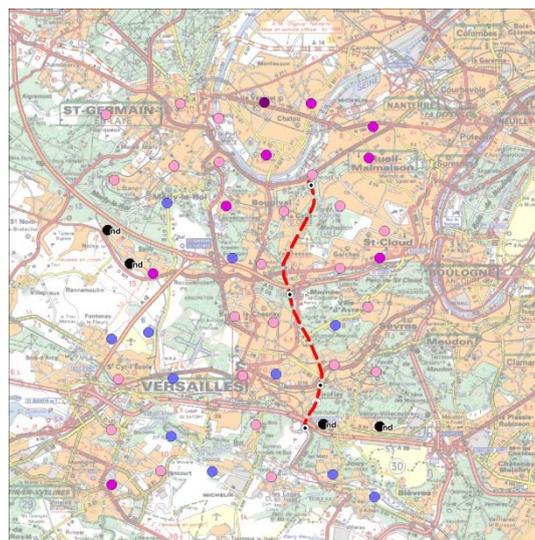


(f) : 17 au 24 mars 2015

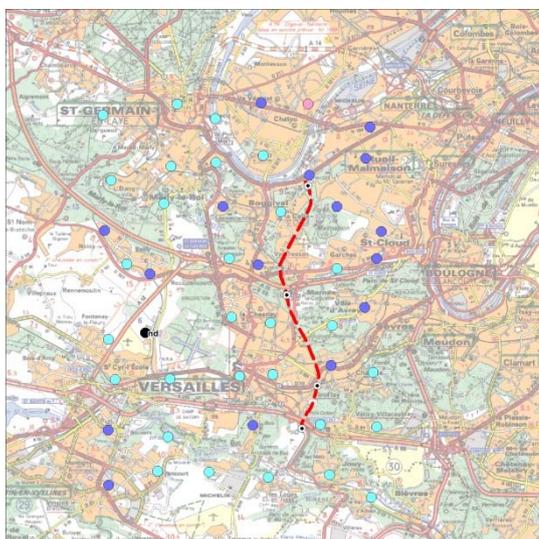
Figure 16 : Concentrations en situation de fond en NO₂ observées sur chacun des sites (impact local) pour chaque série de mesure.



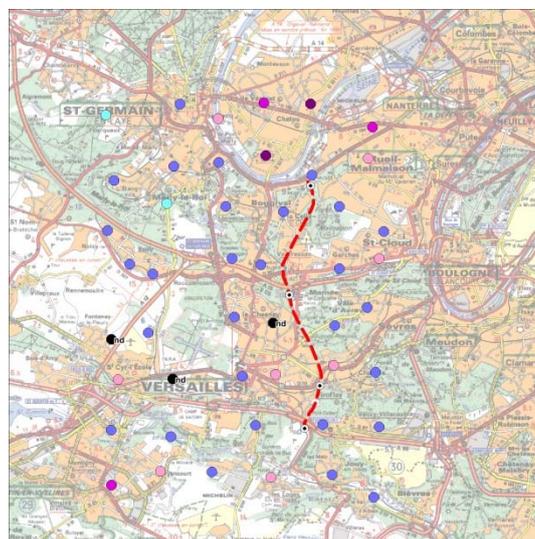
(a) : 27 janvier au 10 février 2015



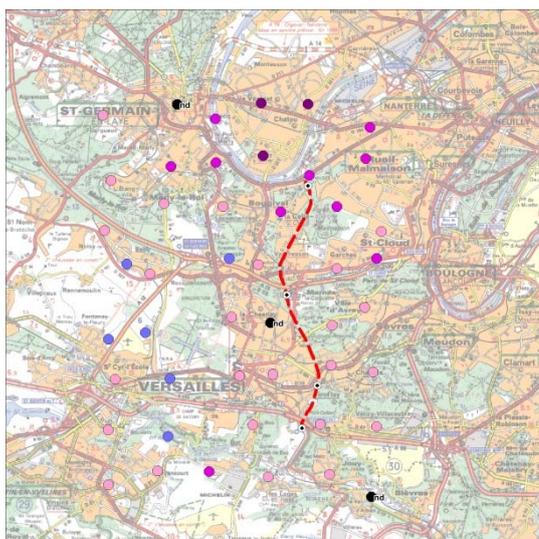
(b) : 10 au 24 février 2015



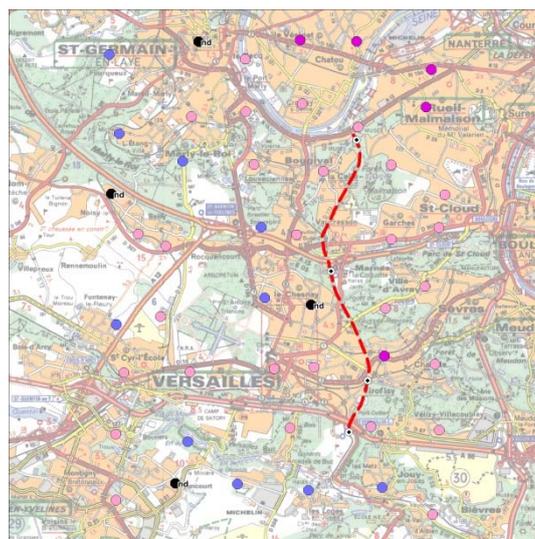
(c) : 24 février au 3 mars 2015



(d) : 3 au 10 mars 2015



(e) : 10 au 17 mars 2015



(f) : 17 au 24 mars 2015

Figure 17 : Concentrations en situation de fond en benzène observées sur chacun des sites (impact local) pour chaque série de mesure.

En benzène, l'évolution des teneurs selon les séries de mesure est similaire à celle du dioxyde d'azote avec les teneurs les plus faibles observées lors de la 3^{ème} série de mesure ($0.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et les plus fortes lors de la 5^{ème} ($1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Toutefois, la variation des niveaux d'une série à l'autre est moindre, les teneurs étant comprises selon les sites et les séries de mesure entre $0,7$ et $2,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Comme déjà observé lors des précédentes campagnes de mesure, les niveaux les plus importants sont généralement observés dans le quart Nord-Est du domaine pour le benzène comme pour le dioxyde d'azote. Cela s'explique par des émissions liées à une densité urbaine et un trafic routier plus importants au Nord-Est du domaine d'étude. A l'inverse, les concentrations les plus faibles sont généralement relevées au Sud et à l'extrême Ouest du domaine, zones les plus éloignées du cœur dense de l'agglomération parisienne.

Pour mettre en évidence les variations de concentrations relevées dans le domaine d'étude, trois zones d'intérêt ont été définies (cf. Figure 18).

La première zone (zone 1 : communes de Nanterre, Saint-Germain-en-Laye, la partie Nord de Rueil-Malmaison) concerne la partie Nord du domaine à l'exception de son extrémité Ouest (Fourqueux). Cette zone est caractérisée par un tissu urbain assez dense, des zones industrielles et une proximité avec le cœur de l'agglomération parisienne.

La seconde zone (zone 2) occupe le centre et l'est du domaine d'étude (Garches, Chaville, Versailles, Vaucresson...). Elle présente un tissu urbain moins continu par rapport à la zone 1, des espaces verts importants et des forêts. Notons aussi la présence de nombreuses infrastructures routières comme l'A13 et la N286.

Enfin, la zone 3 regroupe l'extrémité Sud et Ouest du domaine (Fourqueux, Fontenay-le-Fleury, Buc, Bièvres...). Dans cette zone, les forêts et les cultures sont prépondérantes, le degré d'urbanisme est plus faible à l'exception du coin Sud-Ouest avec la ville nouvelle de Saint-Quentin-en-Yvelines. L'occupation des sols dans la zone d'étude reflète la répartition des émissions de polluants atmosphériques. Celles-ci sont plus importantes dans la zone 1, alors que la zone 3 présente globalement les émissions les plus faibles.

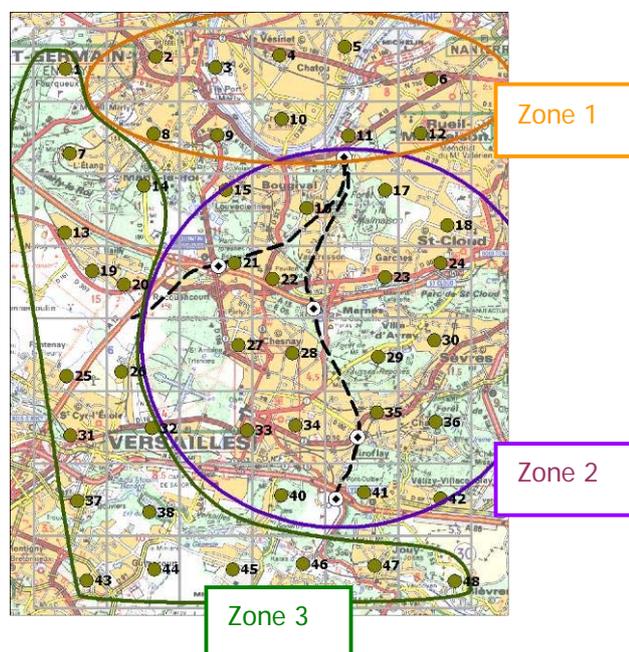
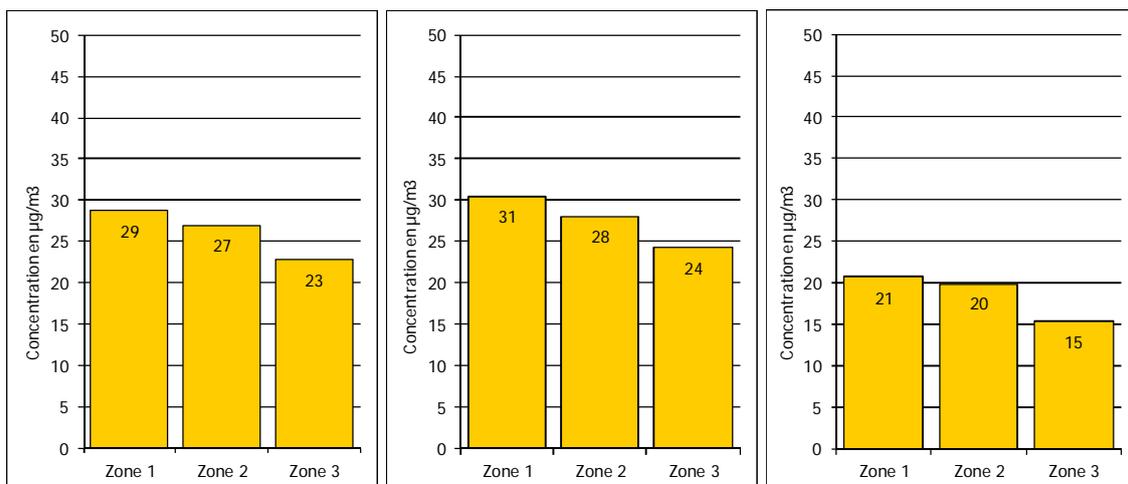


Figure 18 : Identification des différentes zones d'intérêt dans le grand domaine.

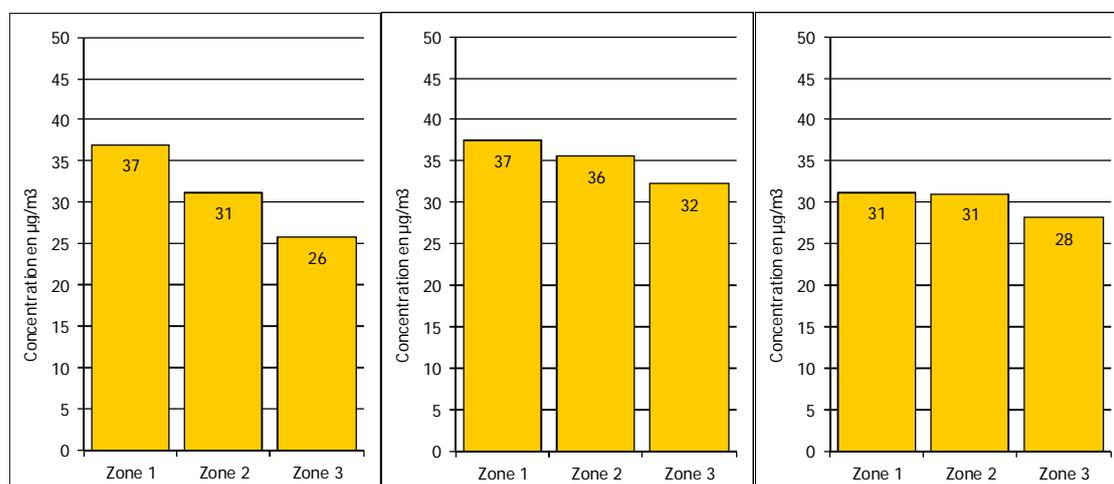
Pour le dioxyde d'azote, les concentrations moyennes relevées pour chaque zone sont présentées Figure 19.



(a) : 27 janvier au 10 février 2015

(b) : 10 au 24 février 2015

(c) : 24 février au 3 mars 2015



(d) : 3 au 10 mars 2015

(e) : 10 au 17 mars 2015

(f) : 17 au 24 mars 2015

Figure 19 : Niveaux moyens en NO₂ pour les trois zones d'intérêt du domaine : « Nord » (zone 1), « centre » (zone 2) ainsi que « Sud + Ouest » (zone 3).

Les niveaux en dioxyde d'azote au Nord (zone 1) et au centre (zone 2) sont assez proches, les teneurs pour la zone centrale sont globalement inférieures à ceux de la zone 1 de 4 à 16 % selon les séries de mesure. La zone 3 (Sud et Ouest) se détache un peu plus, avec des niveaux plus faibles que ceux des zones 1 et 2 lors des six séries.

Pour l'ensemble des séries de mesure, les concentrations maximales sont globalement observées sur des sites de la zone 1. Un site de mesure implanté à la Celle Saint-Cloud au sein de la zone 2 (site n°22) présente néanmoins lors de la 2^{ème} et 3^{ème} série les teneurs les plus élevées avec respectivement 37 et 32 µg/m³.

En zone 1, pour deux séries (1^{ère} et 6^{ème}), il s'agit du site implanté à Rueil-Malmaison (site n°12) avec 36 et 40 µg/m³ et pour la 5^{ème} série du site à Nanterre (site n°6) avec 43 µg/m³. Ces deux sites sont voisins, à l'extrémité Nord de la zone d'étude. Le site n°12 avait déjà présenté le maximum pendant 2 séries en 2009 et 2010. Ces résultats sont cohérents avec ceux des précédentes campagnes de mesure.

On notera que lors de la 4^{ème} série le maximum de la campagne de mesure est atteint avec 47 µg/m³ observé en zone 1 sur le site implanté à Chatou (site n°5).

Pour information, la variabilité des niveaux au sein d'une même zone varie de 23 à 59 % selon les séries et les zones, avec un maximum de variabilité pour la 3^{ème} série durant laquelle certains sites ont enregistré des teneurs très faibles autour de 10 µg/m³.

La Figure 20 présente les concentrations moyennes en benzène dans les trois zones d'intérêt du domaine (« Nord », « centre », « Sud et Ouest ») pour les six séries de mesure.

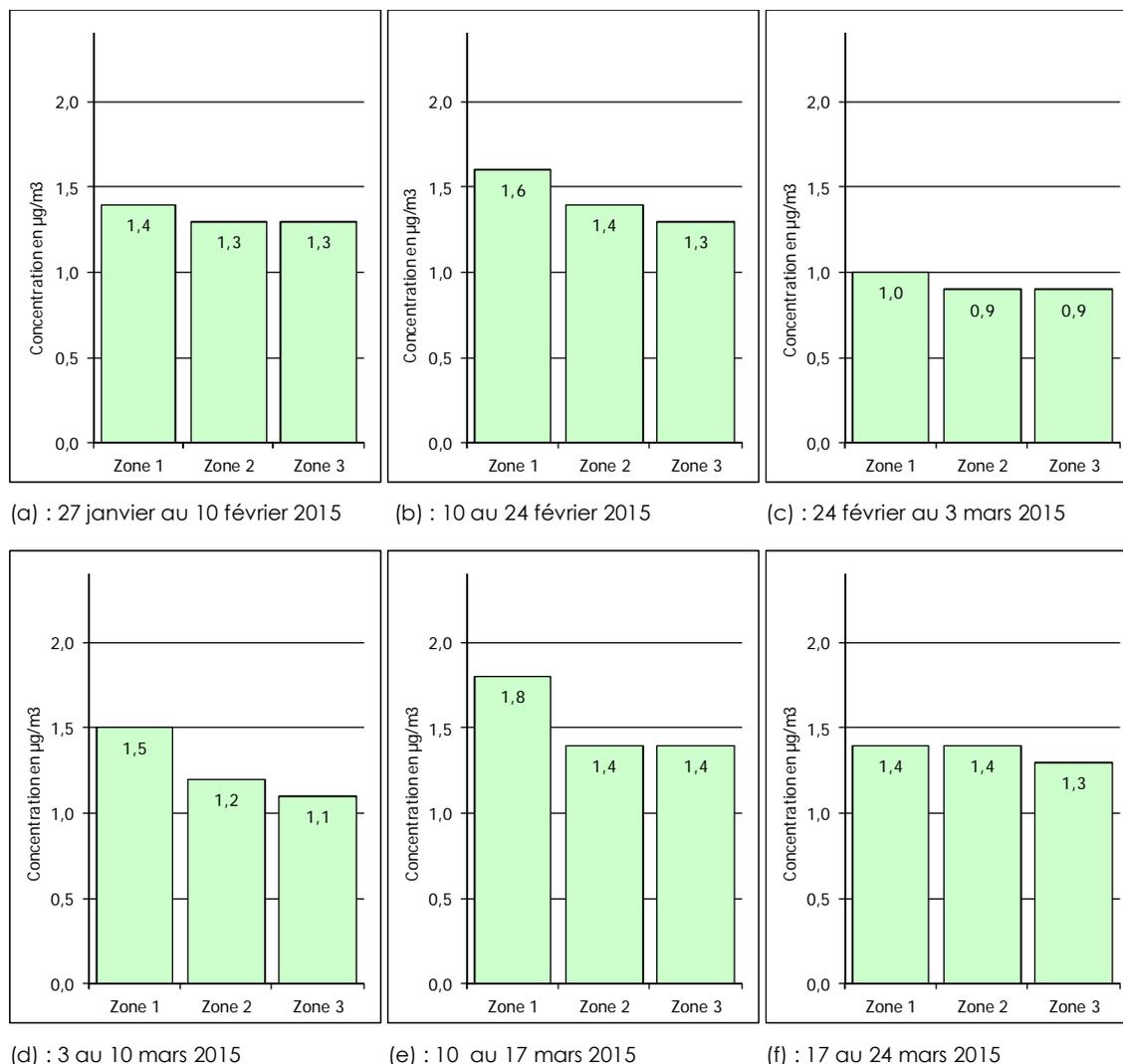


Figure 20 : Niveaux moyens en benzène pour les trois zones d'intérêt du domaine : « Nord » (zone 1), « centre » (zone 2) ainsi que « Sud + Ouest » (zone 3).

Pour le benzène, les concentrations les plus importantes sont également rencontrées au « Nord » du domaine (zone 1). Les niveaux au « centre » (zone 2) et dans la zone 3 sont plus faibles. Pour la zone 2, les écarts moyens avec le Nord du domaine (zone 1) varient globalement de -7 % (série 1 du 27 janvier au 10 février) à -22 % (série 5 du 10 au 17 mars).

Les niveaux moyens les plus faibles sont, comme pour le dioxyde d'azote, relevés dans la zone 3, avec des concentrations inférieures de 7 % à 27 % par rapport au « Nord » du domaine. Les concentrations maximales sont observées dans la zone 1 sur les sites du Vésinet, de Chatou et de Croissy-sur-Seine (sites n°4, 5 et 10), certains présentant également les maxima en NO₂. Les niveaux les plus faibles sont relevés en zone 3, à l'extrémité de l'agglomération parisienne où la densité urbaine et du trafic routier sont les plus faibles.

Toutefois, des nuances déjà observées entre les polluants sont toujours d'actualité. Pour le dioxyde d'azote, les concentrations dans le « centre » (zone 2) du domaine sont proches de celles relevées au Nord et par conséquent relativement importantes. Alors que pour le

benzène, ces niveaux au « centre » sont plus comparables à ceux rencontrés dans la zone 3 et par conséquent plus faibles.

Comme lors des précédentes campagnes, l'influence du cœur de l'agglomération parisienne sur le « centre » du domaine d'étude est plus visible pour le dioxyde d'azote.

Il existe de nombreuses infrastructures routières dans la zone 2 (A13, N286). Or, ces axes de par leur profil de circulation (nombre important de véhicules et vitesse élevée) sont plus générateurs de dioxyde d'azote alors que les émissions de benzène sont surtout influencées par la congestion du trafic et la proportion de moteur à froid (véhicules venant juste de démarrer).

Les résultats en dioxyde d'azote et en benzène donnent des tendances similaires, les concentrations maximales sont rencontrées dans les mêmes secteurs, à savoir au Nord-Est du domaine d'étude, sur les mêmes sites que lors des précédentes campagnes de mesure (2009, 2010), lesquelles avaient déjà présenté une répartition spatiale des concentrations identique à celle de la campagne de 2007. Les niveaux les plus faibles sont mesurés au sein de la zone Sud et Ouest (zone 3), secteur le moins dense en terme d'urbanisme et de trafic routier, comme lors des précédentes campagnes.

VI ETAT DE LA QUALITE DE L'AIR AU SEIN DU DOMAINE D'ETUDE

VI.1 Caractéristiques de l'implantation des sites automatiques

Comme lors de la précédente campagne de mesure menée en 2010, un site automatique a été installé au plus près du tunnel et de la gare de péage de Rueil-Malmaison (cf. Figure 21-b). Il est implanté au niveau de la barrière de péage, à moins d'une cinquantaine de mètres de la tête du tunnel. Le matériel a été installé à environ 20 mètres des véhicules qui entrent dans le tunnel. De la même manière, la zone de l'échangeur du Duplex A86 de Pont-Colbert a accueilli un laboratoire mobile pour la première fois (cf. Figure 21-a). Sachant que les niveaux de pollution liés au trafic routier ont été lors de la précédente campagne les plus importants à la gare de péage de Rueil-Malmaison, il a été convenu avec Cofiroute d'installer un laboratoire mobile à la gare de péage de Pont-Colbert. Cela permet de mesurer de manière fine l'influence du tunnel et du trafic routier sur les teneurs au sein même de l'échangeur et au plus près des têtes de tunnel. Ce site de mesure est installé à hauteur de la barrière de péage (50 m) et de l'entrée du tunnel (moins de 200 m). De plus, le laboratoire mobile est implanté à 100 mètres de la tête de tunnel des véhicules sortant. L'instrumentation de ces sites de mesure permet d'appréhender les teneurs en entrée/sortie de tunnel et par conséquent d'estimer à la fois l'impact du flux de trafic au sein de l'échangeur et l'impact direct de cette infrastructure sur l'environnement immédiat.

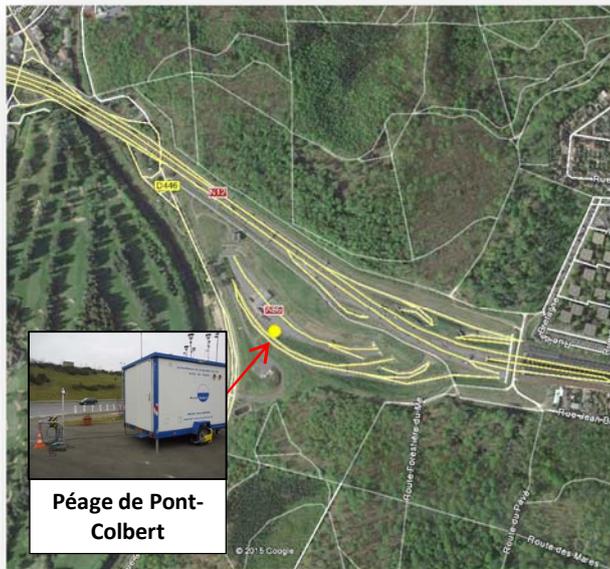
Afin de compléter ce dispositif de mesure, deux sites instrumentés lors des campagnes de mesure antérieures ont été installés dans les zones d'impact maximal des unités de ventilation déterminées par modélisation. Ainsi, les sites automatiques du stade du Vert-Bois de Rueil-Malmaison et de l'allée du collège à Vaucresson ont accueilli durant les huit semaines de la campagne un laboratoire mobile (cf. Figure 21-b et c).

Les données issues des laboratoires mobiles installés aux barrières de péage de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert permettent d'étudier précisément la qualité de l'air aux abords immédiats du tunnel :

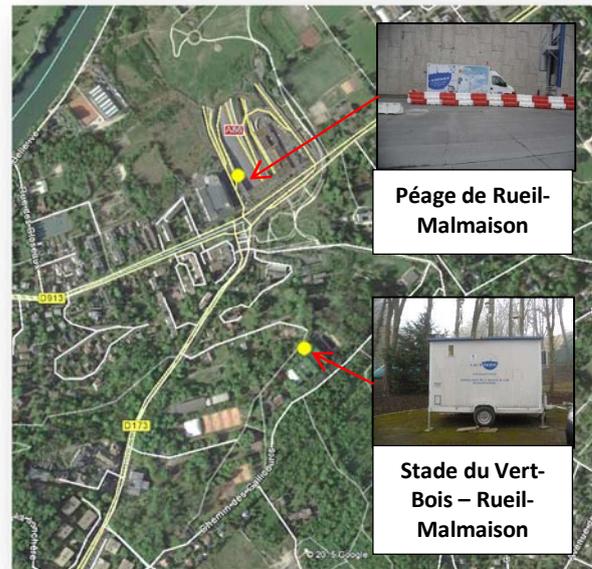
- à l'entrée Nord de la 1^{ère} section ouverte depuis fin juin 2009 pour le site de Rueil-Malmaison
- à l'entrée Sud de la seconde section ouverte depuis janvier 2011 pour le site de Pont-Colbert

Les données enregistrées aux sites du stade du Vert-Bois et allée du collège de Vaucresson indiquent quant à elles les teneurs en situation de fond sous l'influence potentielle à la fois des unités de ventilation mais également des échangeurs du Duplex de l'A86.

Les résultats de chaque composé suivi sont également comparés à certaines stations permanentes du réseau d'Airparif, situées en situation de fond et se trouvant à proximité du trafic routier.



a) Echangeur de Pont-Colbert



b) Echangeur de Rueil-Malmaison



c) Echangeur de Vaucresson

Figure 21 : Localisation des laboratoires mobiles instrumentés aux barrières de péage de Pont-Colbert (a) et de Rueil-Malmaison (b) et à proximité de l'échangeur de Vaucresson (c) entre le 27 janvier et le 24 mars 2015.

VI.2 Comparaison des teneurs moyennes relevées aux laboratoires mobiles

Dans ce paragraphe, les résultats sont présentés sous forme de « boîtes à moustaches », traitement statistique des données permettant de représenter plusieurs informations en un seul graphique :

- la moyenne et la médiane (valeur au-dessous de laquelle se trouve 50 % des données) ;

- les percentiles 25 et 75 qui correspondent aux extrémités de la boîte qui contient 50 % des données ;
- les minimum et maximum (extrémités des moustaches). Il peut arriver que des points extrêmes se trouvent à l'extérieur des moustaches (pour plus d'informations sur le fonctionnement des boîtes à moustaches, voir Annexe 9).

De plus, afin de comparer les moyennes relevées lors de la campagne de mesure sur l'ensemble des sites automatiques et sur certaines stations permanentes du réseau Airparif, des tests statistiques²³ ont été utilisés. Cela permet ainsi d'assoir les résultats de comparaisons entre les différents sites²⁴.

VI.2.1 Les oxydes d'azote (NO et NO₂)

Concernant les oxydes d'azote (NO et NO₂), les sites instrumentés aux barrières de péage de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert présentent, compte-tenu de la proximité au trafic routier rencontré au sein de l'échangeur, les teneurs les plus élevées des sites automatiques instrumentés dans le secteur du Duplex.

La concentration moyenne en **monoxyde d'azote (NO)** est similaire sur les sites implantés aux gares de péage de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert avec 34 µg/m³, soit des teneurs 3 fois plus élevées qu'en situation de fond. Néanmoins, ces teneurs restent faibles au regard de ce qui est mesuré à proximité du trafic routier d'une station du réseau Airparif telle que celle des Champs Elysées (56 µg/m³) et plus encore par rapport au Boulevard Périphérique (Auteuil : 186 µg/m³). Les « boîtes à moustaches » (cf. Figure 22) montrent une plus forte dispersion des données aux barrières de péage de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert, compte-tenu de la proximité au trafic routier, au regard des stations implantées en fond du réseau Airparif (Paris centre – La Défense) ou à proximité des échangeurs et des unités de ventilation de Rueil-Malmaison ou de Vaucresson.

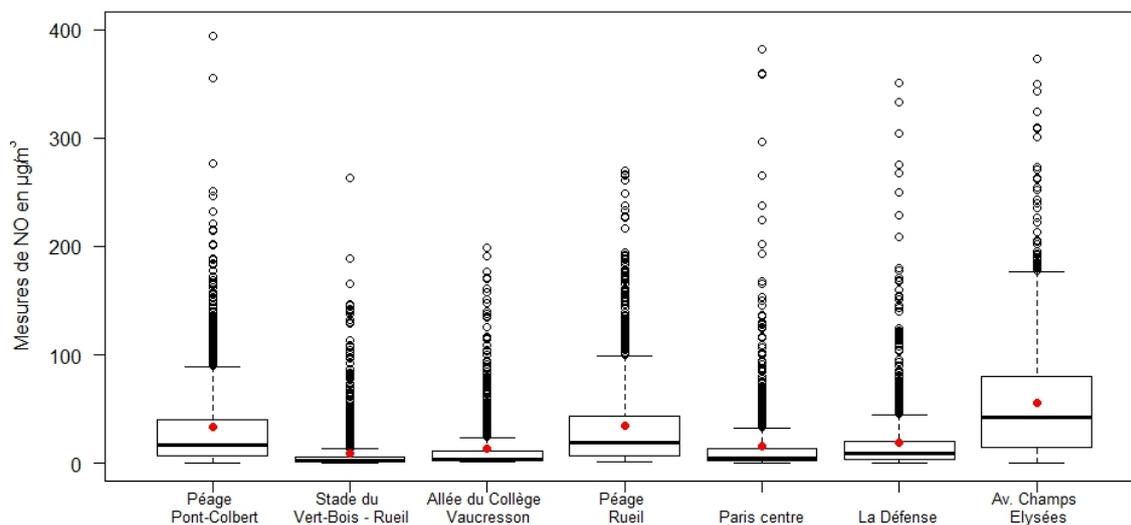


Figure 22 : Boîtes à moustaches relatives au monoxyde d'azote (NO) mesuré entre le 27 janvier et le 24 mars 2015.

²³ Dans un premier temps, l'hypothèse de Normalité des deux distributions (concentrations horaires des deux sites de mesure considérés) est vérifiée grâce au test de Kolmogorov Smirnov. Ce test a été rejeté lors de l'ensemble des tests car les concentrations ne suivent pas la loi de Normalité.

En cas de données ne suivant pas la loi Normale, l'égalité des moyennes des deux échantillonneurs (intervalle de confiance de 95 %) a été étudiée via le test de Wilcoxon.

²⁴ Les mesures des oxydes d'azote à la station permanente de Versailles ne sont pas présentées ici car le taux de fonctionnement durant la campagne de mesure est inférieur à 75 %.

Les niveaux moyens en **dioxyde d'azote (NO₂)** sur la période de la campagne sont les plus importants aux barrières de péage de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert avec respectivement 47 et 48 µg/m³. En situation de fond, le site implanté au stade du Vert-Bois présente la moyenne de NO₂ enregistrée lors de la campagne la plus faible avec 29 µg/m³ contre 34 µg/m³ sur le site de Vaucresson. Ce dernier présente ainsi des teneurs moyennes 17 % supérieures compte-tenu principalement de l'influence de l'autoroute A13 (Cf. Paragraphe chapitre VI.3).

Il y a un surcroît de dioxyde d'azote sur les sites implantés au cœur des échangeurs du Duplex par rapport à ceux plus éloignée du trafic routier compte-tenu à la fois à la proximité du trafic routier et à l'influence du trafic routier issu du tunnel.

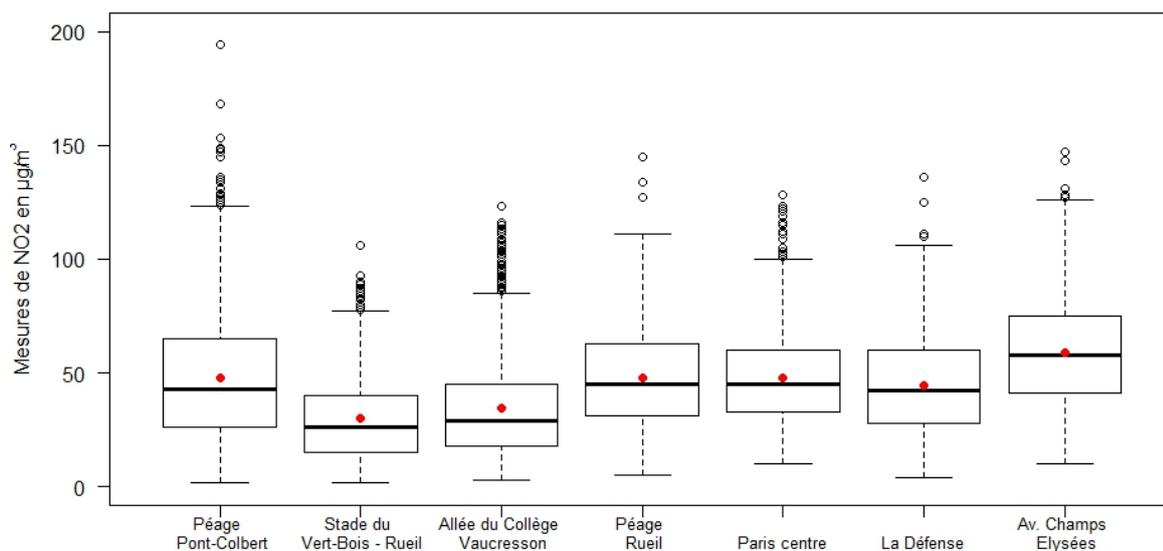


Figure 23 : Boîtes à moustaches relatives au dioxyde d'azote (NO₂) mesuré entre le 27 janvier et le 24 mars 2015.

Néanmoins, malgré l'influence directe du trafic routier engendré par le Duplex A86, les teneurs aux gares de péage sont similaires à celles relevées à la station permanente du réseau Airparif située au cœur de la Capitale (Paris centre), pourtant implantée en situation de fond. Les teneurs les plus élevées (percentiles 75) relevées sur les sites implantés aux barrières de péage présentent des niveaux proches de ce qui est mesurés à Paris en situation de fond et non pas aux stations trafic du réseau Airparif.

En revanche, une exploitation des éléments statistiques des niveaux maximums montre que les sites des barrières de péage peuvent présenter ponctuellement des concentrations plus élevées dues à leur proximité au trafic routier. En effet, les teneurs horaires maximales de NO₂ ont été plus fortes sur ces sites influencés par le trafic routier et le tunnel par rapport aux maximums relevés en fond parisien avec une moyenne horaire supérieure à 190 µg/m³ sur le site de Pont-Colbert. Cette concentration correspond à ce qui est mesuré à proximité du trafic routier d'une place parisienne (Place V. Basch) mais reste inférieure aux teneurs pouvant être enregistrées sur les axes majeurs d'Île-de-France tels que le Boulevard Périphérique (Auteuil : 233 µg/m³) ou encore l'autoroute A1 (219 µg/m³).

VI.2.2 Les particules PM₁₀

Concernant **les particules PM₁₀**, les niveaux enregistrés en moyenne pendant la campagne de mesure aux barrières de péage de Rueil-Malmaison (33 µg/m³) et de Pont-Colbert (31 µg/m³) sont plus élevés que ceux mesurés en situation de fond de Rueil-Malmaison et de Vaucresson (29 µg/m³). Statistiquement, le site implanté à la gare de péage de Rueil-

Malmaison présente des teneurs de particules PM₁₀ plus élevées que celles enregistrées à la gare de péage de Pont-Colbert qui elles-mêmes sont plus élevées que celles mesurées en situation de fond. Les sites de fond de Rueil-Malmaison et de Vaucresson présentent des concentrations statistiquement comparables à celles enregistrées à Paris centre. Les concentrations de PM₁₀ aux stations de proximité au trafic routier du réseau Airparif sont significativement plus élevées que sur les sites automatiques implantés sur le domaine d'étude, comme cela est par exemple le cas sur les Champs Elysées (42 µg/m³) et plus encore le long du Boulevard Périphérique à hauteur de la porte d'Auteuil (56 µg/m³). Contrairement au NO₂, les teneurs maximales horaires de PM₁₀ sont du même ordre de grandeur (entre 113 et 118 µg/m³) sur les différents sites automatiques du secteur d'étude. Ces teneurs ont été mesurées dans la nuit du 20 au 21 mars 2015 alors que l'Ile-de-France connaissait un épisode de pollution caractérisé par un dépassement du niveau d'alerte (seuil de 80 µg/m³ en moyenne journalière).

La Figure 24 illustre ces résultats sous forme de « boîtes à moustaches » relatives aux particules PM₁₀.

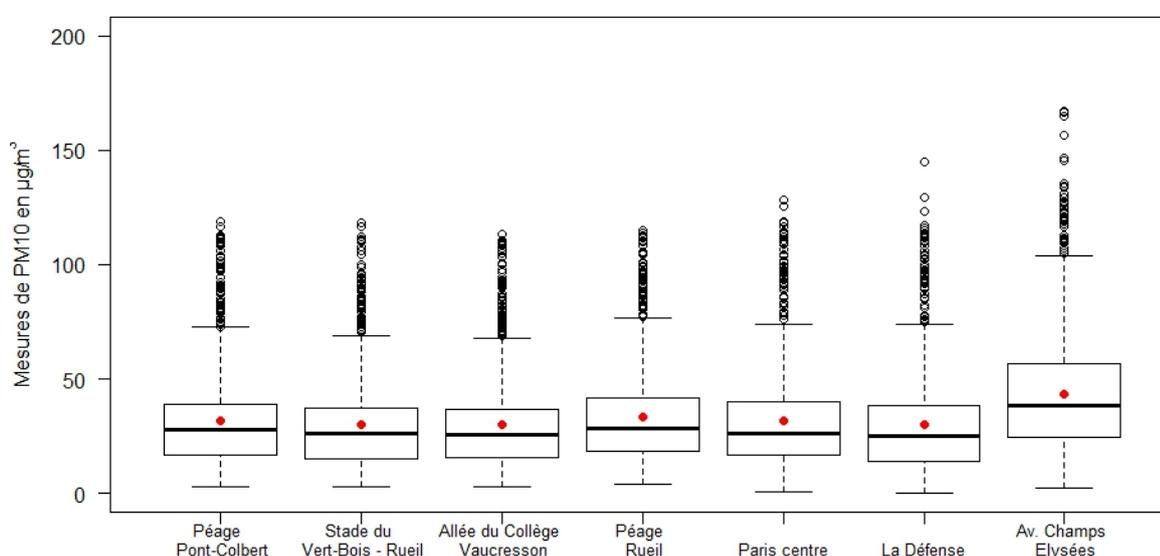


Figure 24 : Boîtes à moustaches relatives aux particules PM₁₀ mesurées entre le 27 janvier et le 24 mars 2015.

VI.2.3 Les particules PM_{2.5}

La Figure 25 présente les « boîtes à moustaches » de **particules PM_{2.5}** aux sites automatiques instrumentés sur le secteur d'étude ainsi que les niveaux aux stations permanentes du réseau Airparif de Paris centre, de Vitry-sur-Seine et du Boulevard périphérique à hauteur de la porte d'Auteuil. Les sites en situation de fond dans la région francilienne présentent des niveaux homogènes en particules PM_{2.5}. Ainsi, sur le secteur d'étude les teneurs moyennes s'échelonnent entre 24 µg/m³ (en situation de fond au stade du Vert-Bois de Rueil-Malmaison et à la gare de péage de Pont-Colbert) et 25 µg/m³ (gare de péage de Rueil-Malmaison). La station de Vitry-sur-Seine, caractéristique des teneurs de fond au sein de la Petite-Couronne parisienne présente également des teneurs similaires avec une concentration moyenne de 24 µg/m³.

Malgré les faibles différences entre les concentrations relevées, statistiquement la moyenne de particules PM_{2.5} à la gare de péage de Rueil-Malmaison est plus élevée.

Comme pour les particules PM₁₀, les données les plus fortes en PM_{2.5} varient peu d'un site à l'autre. Le niveau horaire maximal est compris entre 102 et 110 µg/m³ sur le domaine d'étude mais également au sein de la région puisque de telles concentrations ont été enregistrées au

même moment lors de l'épisode de pollution de PM₁₀ du 20 au 21 mars 2015. Les teneurs de PM_{2.5} furent particulièrement homogènes sur l'ensemble du territoire sachant qu'en situation de proximité au trafic routier tels que sur le Boulevard Périphérique ou encore l'autoroute A1, de telles teneurs ont également été observées.

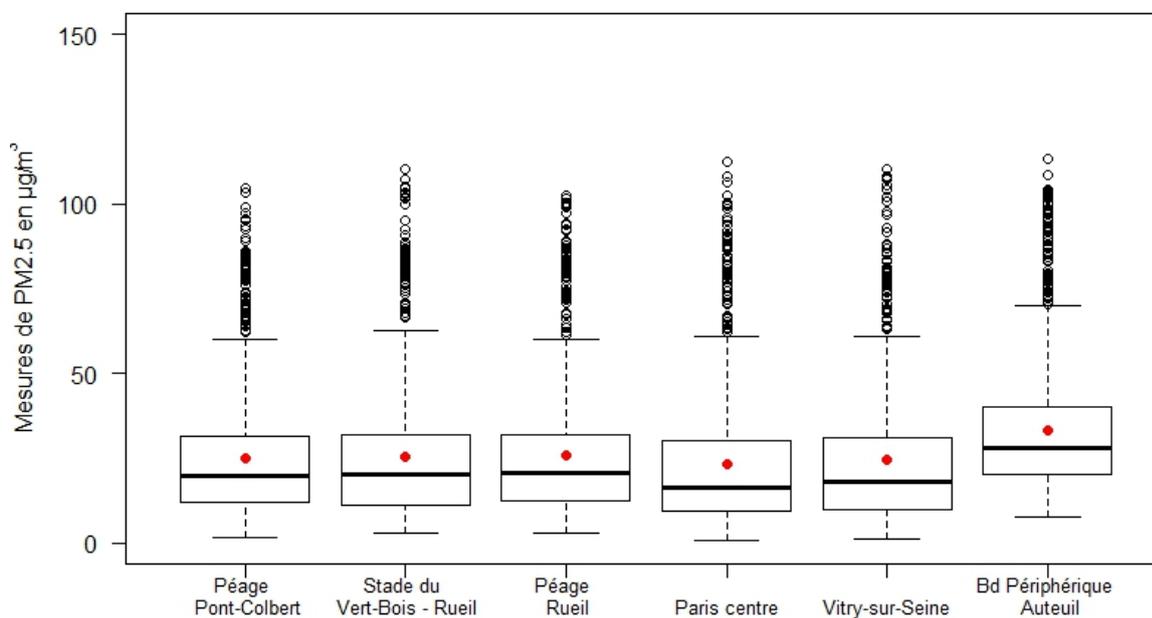


Figure 25 : Boîtes à moustaches relatives aux particules PM_{2.5} mesurées entre le 27 janvier et le 24 mars 2015.

VI.2.4 Le monoxyde de carbone

La Figure 26 présente les « boîtes à moustaches » des concentrations de **monoxyde de carbone (CO)** sur les 3 sites automatiques du secteur d'étude, ainsi que celles de la station permanente de proximité au trafic routier de la Place V. Basch et de fond de Paris centre. Les concentrations en monoxyde de carbone relevées aussi bien aux barrières de péage qu'en situation de fond sont très faibles.

Les différences entre les sites de mesure sont peu significatives compte-tenu des niveaux faibles proches de la limite de quantification des analyseurs. Statistiquement, les teneurs de CO mesurées au péage de Rueil-Malmaison sont en moyenne plus élevées qu'en situation de fond de Rueil-Malmaison (Stade du Vert-Bois) mais restent cependant, d'après les tests statistiques, inférieures au niveau moyen enregistré en situation de fond au cœur de la Capitale.

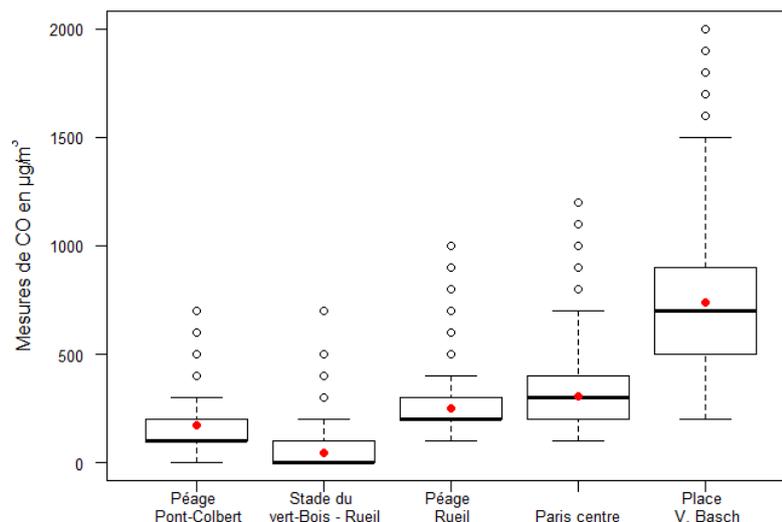


Figure 26 : Boîtes à moustaches relatives au monoxyde de carbone – CO mesurées entre le 27 janvier et le 24 mars 2015.

En conclusion, les teneurs moyennes observées pendant la campagne de mesure au sein des échangeurs, à proximité des gares de péage de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert, sont les plus importantes compte-tenu de la proximité au trafic routier et de l'influence des émissions routières issues du tunnel du Duplex de l'A86. Les concentrations relevées restent toutefois comparables à celles relevées en situation de fond parisien.

VI.3 Influence du trafic routier sur les sites des laboratoires mobiles

Afin d'affiner ces résultats et plus particulièrement de mettre en évidence l'influence sur la qualité de l'air du trafic routier du tunnel du Duplex A86 ou issues des unités de ventilation mais également d'autres sources notamment routières, un traitement spécifique a été réalisé. Les concentrations horaires mesurées sur les différents sites de l'étude ont été analysées selon les directions du vent plaçant ou non ceux-ci sous l'influence d'une source d'émissions de polluants (trafic routier, unité de ventilation etc...).

La différence, pour chaque heure, entre les niveaux de dioxyde d'azote sur les sites temporaires et ceux mesurés à la station de fond de référence de Versailles est calculée afin de mettre en relief l'impact potentiel de sources d'émissions²⁵. Cette différence peut ensuite être représentée sous forme de « rose d'impact de pollution » (cf. Figure 27). Elle permet de visualiser le surcroît de dioxyde d'azote en fonction de l'origine des vents. La direction du vent est renseignée selon 36 secteurs de 10°.

La partie foncée de la rose d'impact de pollution (écart positif) représente un surcroît de pollution sur les sites temporaires mis en œuvre dans le secteur d'étude par rapport aux teneurs mesurées sur la station urbaine de fond de référence. A l'inverse, la partie claire (écart négatif) traduit des niveaux plus faibles que ceux mesurés à la station de fond. De plus, un impact égal à zéro signifie que pour le secteur de vent considéré, en moyenne le niveau de polluant dans l'air ambiant sur le site temporaire instrumenté dans le cadre de l'étude est similaire à celui relevé sur le site de référence (Versailles : station fixe du réseau Airparif).

²⁵ Lors de la campagne de mesure réalisée entre le 27 janvier et le 24 mars 2015, le taux de données horaires acquises à la station de Versailles représente 71 %. Ainsi, l'analyse par roses d'impact ne prend en compte que la période de disponibilité des données à cette station de référence.

La Figure 27 illustre sur le domaine d'étude les « roses d'impact de pollution » relatives au dioxyde d'azote sur les deux sites de mesure temporaires mis en œuvre dans le secteur de l'échangeur et l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison.

La partie foncée des roses d'impact exprime le surcroît de dioxyde d'azote sur les sites temporaires par rapport à la station de fond du réseau Airparif située à Versailles.

Au sein de l'échangeur de Rueil-Malmaison, compte-tenu de la localisation du site de mesure instrumenté à proximité au trafic routier de l'échangeur, les teneurs de dioxyde d'azote sont supérieures à la station de fond de Versailles quel que soit le régime de vent. Néanmoins, le surcroît de pollution est plus ou moins marqué selon l'influence du trafic routier. Au plus près du trafic routier engendré par le Duplex de l'A86, le surcroît de dioxyde d'azote par rapport au site de fond de Versailles peut atteindre près de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. L'influence maximale est enregistrée par vent de secteurs Sud-Est et Sud-Ouest. Les émissions engendrées par le trafic routier sortant de l'A86 et celui de la RD913 (ex-N13 - Avenue Napoléon Bonaparte) influence ainsi fortement les teneurs au sein même de l'échangeur du Duplex. Par ailleurs, une telle influence est également notable par vent de Sud-Est plaçant le laboratoire mobile sous l'influence conjuguée de l'Avenue Napoléon Bonaparte et de l'entrée du tunnel du Duplex A86.

Sur le site de fond implanté au Stade du Vert-Bois de Rueil-Malmaison, l'influence du trafic routier de l'échangeur ne se fait plus sentir. En effet, lors de régimes de vent de secteur Nord à Nord-Nord-Ouest il n'apparaît pas de surcroît de dioxyde d'azote au regard de ce qui est mesuré à la station de fond de Versailles. Ce site, contrairement au site localisé au sein de l'échangeur, représente ainsi la situation de fond de la qualité de l'air du secteur d'étude autour du Duplex A86 à hauteur de Rueil-Malmaison.

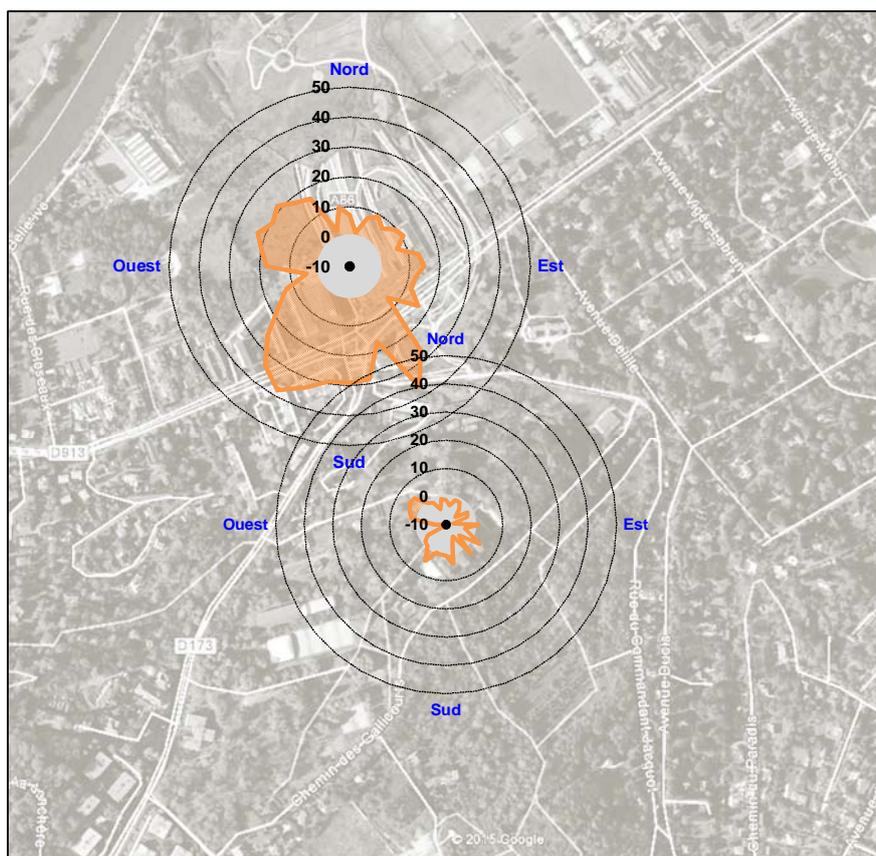


Figure 27 : Roses d'impact de pollution de dioxyde d'azote sur les sites implantés au péage du Duplex A86 de Rueil-Malmaison et au stade du Vert-Bois à Rueil-Malmaison entre le 27 janvier et le 24 mars 2015.

La Figure 28 présente de la même manière la « rose d'impact » de dioxyde d'azote sur le site de fond instrumenté Allée du Collège à Vaucresson.

L'influence à la fois des émissions du trafic routier de l'autoroute A13, de l'échangeur du Duplex A86 et de la D182 (Route Napoléon III) engendre un surcroît moyen de NO₂ de 15 µg/m³ par rapport à ce qui est mesuré par régime de vents de Sud-Ouest à Sud-Est à Versailles.

A l'inverse, lorsque la direction de vent a pour origine le Nord, les teneurs de NO₂ sur le site de Vaucresson sont comparables, voire inférieures, à celles enregistrées au même moment à la station de référence de Versailles.

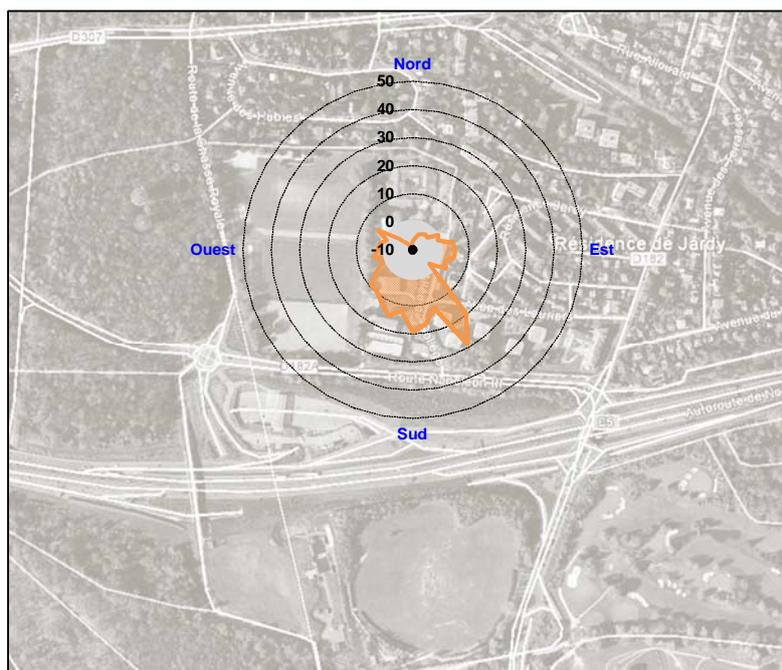


Figure 28 : Rose d'impact de pollution de dioxyde d'azote sur le site implanté Allée du Collège sur la commune de Vaucresson entre le 27 janvier et le 24 mars 2015.

Le laboratoire mobile implanté au sein de l'échangeur de Pont-Colbert enregistre des concentrations de dioxyde d'azote supérieures à celles enregistrées en situation de fond à Versailles (Cf. Figure 29), le site étant sous l'influence du trafic routier selon toutes les directions de vent, puisque au cœur de l'échangeur. Le surcroît de NO₂ est maximal (32 µg/m³ en moyenne) par régime de vent de secteurs Ouest à Nord-Ouest. Ces niveaux plus importants sont imputables au trafic routier engendré par les tunnels du Duplex (entrée et sortie). De plus, l'influence conjuguée du trafic routier de la RN12 et du Duplex à hauteur de la barrière de péage entraîne des teneurs de NO₂ supérieures à 10 µg/m³ par rapport à la station de fond de Versailles.

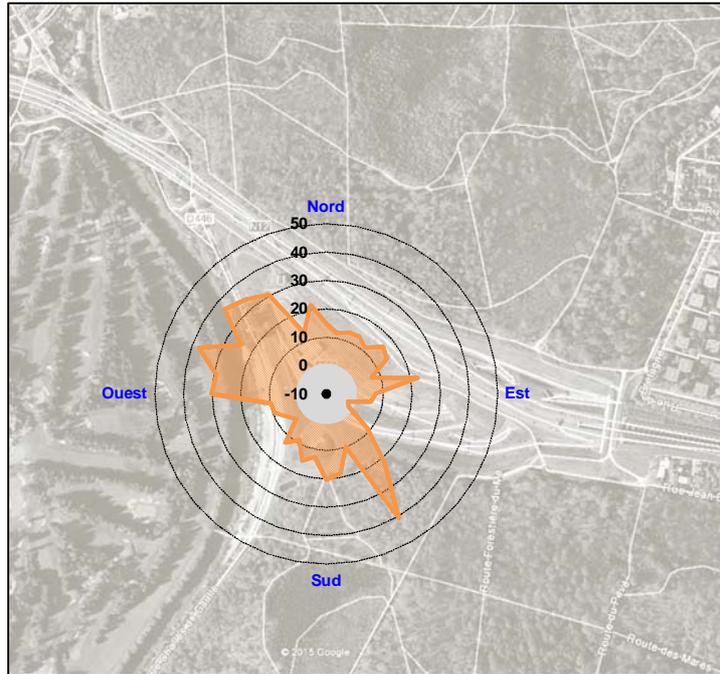


Figure 29 : Rose d'impact de pollution de dioxyde d'azote sur le site implanté au péage du Duplex A86 de Pont-Colbert entre le 27 janvier et le 24 mars 2015.

Concernant les **particules PM₁₀**, la distance d'influence des émissions du trafic routier est plus faible pour ce polluant qu'elle ne l'est pour le dioxyde d'azote. L'impact sur les laboratoires mobiles est ainsi moins perceptible.

Les « roses d'impact » consacrées aux particules PM₁₀ sont présentées en Annexe 6.

Elles représentent l'impact de pollution sur les sites temporaires mis en œuvre dans le secteur d'étude par rapport aux teneurs mesurées à Paris²⁶ en situation de fond. Le secteur d'étude ne disposant pas de station de référence mesurant les particules, le choix s'est porté sur la moyenne parisienne afin d'étudier les éventuels impacts des différentes sources d'émissions sur les laboratoires mobiles installés lors de la présente étude menée en 2015 mais également afin d'analyser les éventuels impacts depuis l'ouverture du Duplex A86.

Les teneurs moyennes enregistrées sur le site de la gare de péage de Rueil-Malmaison sont légèrement plus élevées que celles enregistrées en situation de fond mesurées à Paris. Cela est principalement le cas par régime de vent de secteur Ouest et Est avec un surcroît d'un peu moins de 2 µg/m³. En situation de fond, le site du stade du Vert-Bois enregistre des concentrations plus faibles que ceux de Paris de manière homogène quel que soit les secteurs de vent.

Sur le site de mesure instrumenté à Vaucresson, le motif de la rose d'impact au regard des teneurs mesurées à Paris est similaire à celui du site de fond de Rueil-Malmaison. Contrairement au dioxyde d'azote, l'influence des axes routiers tels que l'A13 n'entraîne pas d'impact sur les niveaux de PM₁₀ sur ce site éloigné de plus de 250 mètres de cet axe majeur.

Au cœur de l'échangeur de Pont-Colbert, les niveaux de PM₁₀ sont comparables, voire légèrement supérieurs à ceux enregistrés à Paris par vent d'un large secteur Nord (d'Ouest à Est). L'influence du trafic routier du Duplex A86 (gare de péage), des têtes de tunnel (entrée et sortie) et de la RN12 explique ces teneurs plus élevées au regard de ce qui est mesuré par vent de secteur Sud. Au Sud du laboratoire mobile, le trafic routier y est moins dense ce qui se traduit par des concentrations de PM₁₀ inférieures en moyenne de 5 µg/m³.

Enfin, concernant les **particules PM_{2.5}** (cf. Annexe 7), comme déterminé par les tests statistiques, les teneurs durant la campagne de mesure sont très homogènes sur l'ensemble du domaine d'étude que cela soit en situation de fond ou au sein des échangeurs du Duplex

²⁶ Moyenne des stations parisiennes de Paris centre et de Paris 18^{ème}.

A86 à hauteur de Pont-Colbert et de Rueil-Malmaison. Ainsi quel que soit les régimes de vent, les concentrations de PM_{2.5} sur les trois sites instrumentés présentent les mêmes niveaux.

VI.4 Comparaison des niveaux depuis la mise en œuvre des mesures

Pour comparer les niveaux relevés lors des différentes campagnes, les comparaisons sont menées entre les teneurs mesurées à l'aide des laboratoires mobiles et celles issues de stations de références du réseau Airparif afin de s'affranchir au maximum des variabilités météorologiques rencontrées lors des différentes campagnes. En effet, l'exercice consiste non pas à comparer les niveaux relevés d'une campagne à l'autre mais bien d'étudier l'impact des émissions issues du trafic routier engendré par le Duplex A86 et les axes majeurs du secteur d'étude par rapport aux teneurs mesurées au même moment sur un site de référence.

La Figure 30 illustre les roses d'impact pour le **dioxyde d'azote** mesuré au sein de l'échangeur du Duplex A86 à hauteur de la barrière de péage de Rueil-Malmaison lors des campagnes de mesure réalisées en 2010 (a) et 2015 (b). Cette comparaison permet d'illustrer l'évolution de l'impact du trafic routier de l'échangeur de Rueil-Malmaison par rapport aux teneurs de fond mesurées à la station de Versailles, représentatives de la qualité de l'air du secteur d'étude.

L'impact maximal de près de 40 µg/m³ lors de régime de vent de Sud-Ouest a été similaire lors des deux campagnes de mesure durant lesquelles ce site a été instrumenté. Cette influence est due au trafic routier sortant de l'A86 et de la RD913 (Avenue Napoléon Bonaparte). L'impact sur ce site de mesure est toutefois plus élevé en 2015 lors des régimes de vents de Sud-Est et de Nord à Est. Le trafic routier au sein du Duplex A86 qui a augmenté d'environ 20 % depuis 2010 (données à Rueil-Malmaison, COFIROUTE) peut expliquer cet impact.

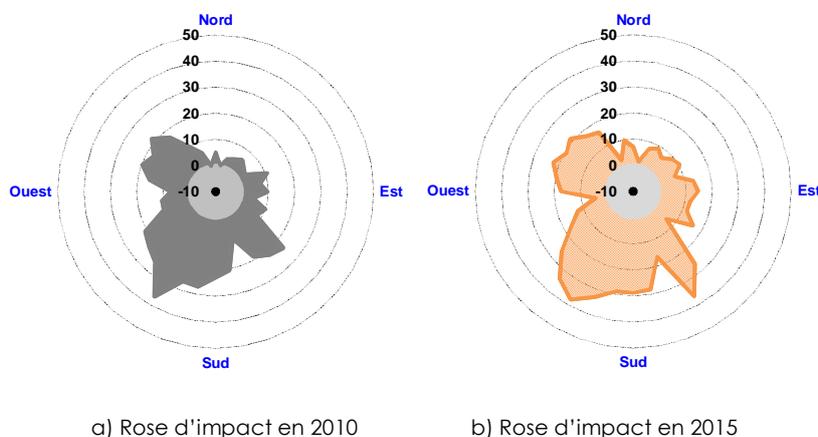


Figure 30 : Roses d'impact de pollution de dioxyde d'azote sur le site implanté au sein de l'échangeur du Duplex A86 sur la commune de Rueil-Malmaison en 2010 et 2015 après l'ouverture du Duplex A86.

Le site de mesure instrumenté au Stade du Vert-Bois à Rueil-Malmaison, plus éloigné du trafic routier permettant l'étude de l'influence de l'unité de ventilation, présente un comportement similaire lors des différentes campagnes menées depuis 2009. Ainsi, les teneurs de NO₂ selon les régimes de vent n'observent pas, comparativement aux teneurs mesurées sur le site de référence (Versailles), d'impact spécifique suite à l'ouverture en 2010 de la 1^{ère} section du Duplex A86. Le site du stade du Vert-Bois est sous l'influence potentielle de l'unité de ventilation et de l'échangeur du Duplex de l'A86 lors de régimes de vent de secteur Nord. Pour ces régimes de vent, les concentrations sur ce site ne présentent pas de surcroît de NO₂ par rapport à la station de référence de Versailles et restent caractéristiques des teneurs de fond mesurées dans ce secteur de la région parisienne.

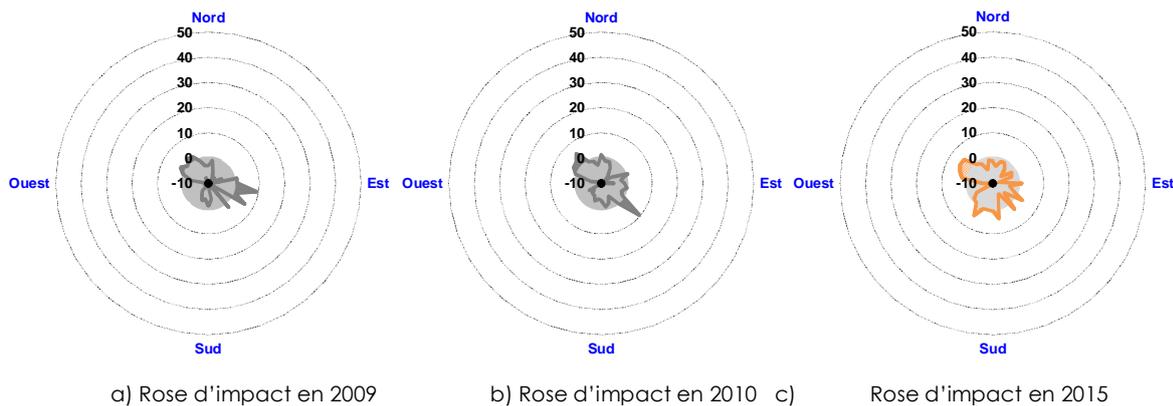


Figure 31 : Roses d'impact de pollution de dioxyde d'azote sur le site implanté au stade du Vert-Bois sur la commune de Rueil-Malmaison en 2009, avant l'ouverture du Duplex A86, en 2010 et 2015 après l'ouverture du Duplex A86.

Enfin, concernant le dioxyde d'azote mesuré depuis 2009 sur le site de Vaucresson (allée du Collège), l'influence par vent de secteur de Sud-Ouest à Sud-Est est relativement similaire avant (a) et après (b et c) l'ouverture du Duplex A86. Lors de ces régimes de vent, le site est sous l'influence conjuguée du trafic routier de l'autoroute A13, de l'échangeur du Duplex A86 et de la RD182. Le site présente alors un surcroît de NO₂ par rapport à la station de référence de 13 µg/m³ avant l'ouverture du Duplex A86 (2009) et compris entre 9 et 16 µg/m³ respectivement pour les campagnes de 2010 et 2015.

Il est ainsi difficile d'estimer l'influence potentielle du trafic routier engendré par le Duplex A86 sur ce site. Avec moins de 8 000 véhicules par jour à hauteur de la barrière de péage de Vaucresson, l'influence reste cependant moindre au regard du trafic généré par l'autoroute A13, avec plus de 150 000 véhicules par jour²⁷. De plus, le trafic quotidien sur la RD182 est d'un peu moins de 15 000 véhicules. Cet axe est également plus proche du site de mesure que ne l'est l'échangeur de Vaucresson et est ainsi théoriquement plus impactant.

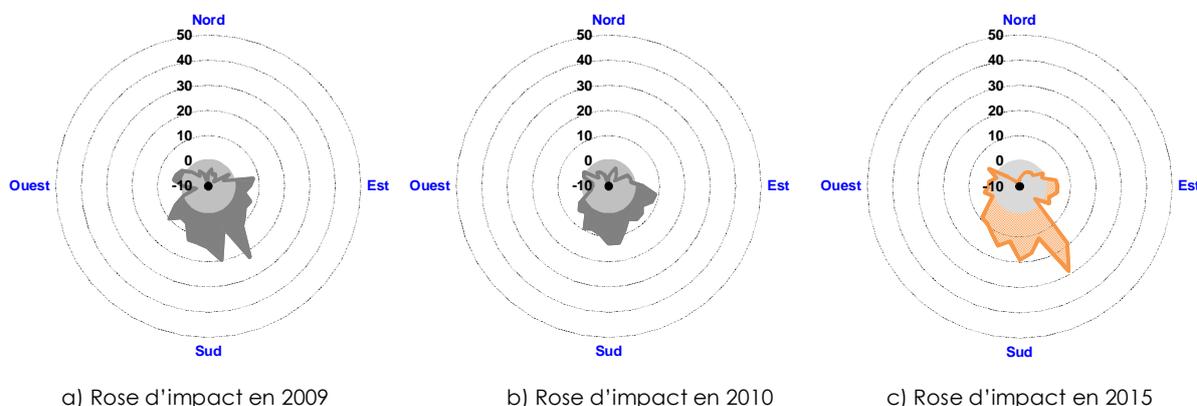


Figure 32 : Roses d'impact de pollution de dioxyde d'azote sur le site implanté Allée du Collège sur la commune de Vaucresson en 2009, avant l'ouverture du Duplex A86, en 2010 et 2015 après l'ouverture du Duplex A86.

Pour les **particules PM₁₀**, depuis l'ouverture de la 1^{ère} section du tunnel en 2010, les teneurs par rapport à celles enregistrées à Paris n'ont pas évolué sur le site de fond de Rueil-Malmaison (stade du Vert-Bois). En effet, comme illustré à la Figure 33, le motif d'impact selon les secteurs de vent est en 2015 similaire à celui déterminé en 2009 avant l'ouverture de l'ouvrage. Par vent de Nord, autrement dit sous le vent de l'impact potentiel de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison, les teneurs de PM₁₀ sont en 2009 comme en 2015 légèrement

²⁷ Source : Trafics moyens journaliers annuels en 2010 : Conseil Général des Hauts-de-Seine – Pôle aménagement du territoire – Direction de la voirie, édition Avril 2011.

inférieures aux concentrations enregistrées à Paris. Il n'y a donc pas eu d'impact sur les teneurs de PM₁₀ sur ce site de fond implanté dans la zone d'influence de l'unité de ventilation lors des campagnes réalisées suite à l'ouverture du tunnel du Duplex A86.

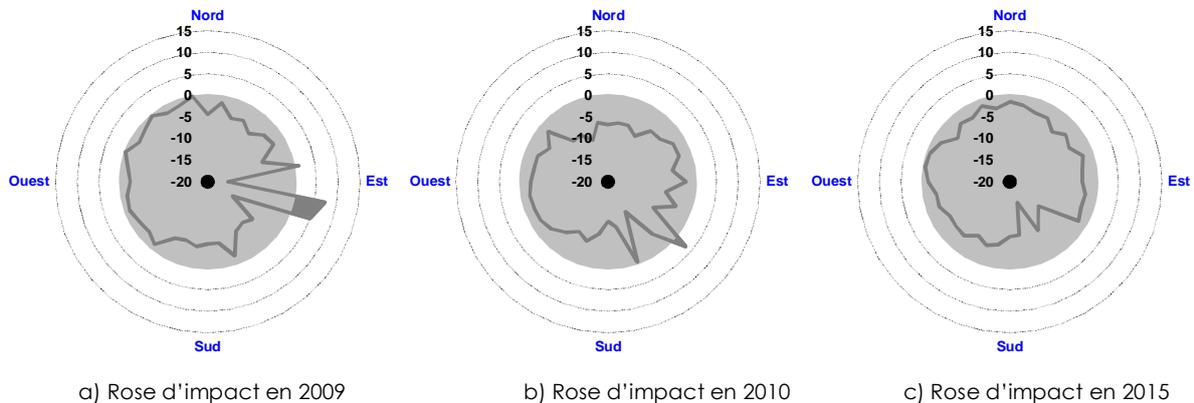


Figure 33 : Roses d'impact de pollution de particules PM₁₀ sur le site implanté au stade du Vert-Bois sur la commune de Rueil-Malmaison en 2009, avant l'ouverture du Duplex A86, en 2010 et 2015 après l'ouverture du Duplex A86.

Le motif d'impact de pollution sur le site implanté au cœur de l'échangeur de Rueil-Malmaison depuis l'ouverture du Duplex A86 est moins important en 2015 qu'en 2010 par vent de secteur Ouest. Le surcroît de PM₁₀ par rapport à ce qui est mesuré à Paris est de 2 µg/m³ en moyenne en 2015 contre 5 µg/m³ en 2010. L'influence du trafic routier de l'A86 non concédée est ainsi plus faible lors de la campagne de mesure menée en 2015.

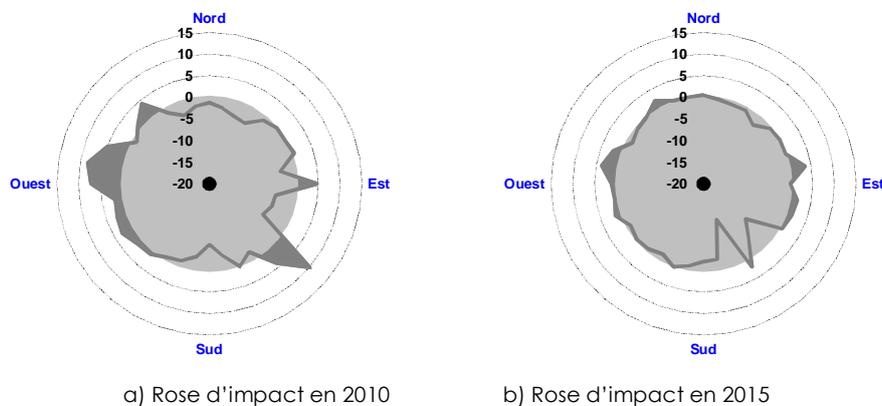


Figure 34 : Roses d'impact de pollution de particules PM₁₀ sur le site implanté à la barrière de péage de Rueil-Malmaison en 2010 et 2015 après l'ouverture du Duplex A86.

Les roses d'impact en particules PM₁₀ élaborées à partir des mesures sur les sites instrumentés lors des différentes campagnes ne font pas apparaître de surcroît de pollution liée à l'ouverture du Duplex A86. En effet, les teneurs en PM₁₀ enregistrées selon les différents régimes de vent de présentent pas de spécificités par rapport aux sites de référence.

Le site de Vaucresson peut toutefois faire apparaître une particularité avec en 2009 des concentrations de PM₁₀ par vent de secteur Sud-Ouest plus élevées que celles mesurées au même moment à Paris, représentant le niveau de PM₁₀ de référence (cf. Figure 35). Ce surcroît d'environ 5 µg/m³ n'est depuis plus mesuré sur le site de Vaucresson. Cela peut être lié aux travaux de finalisation des travaux du Duplex A86, chantier situé au Sud-Ouest du site de mesure.

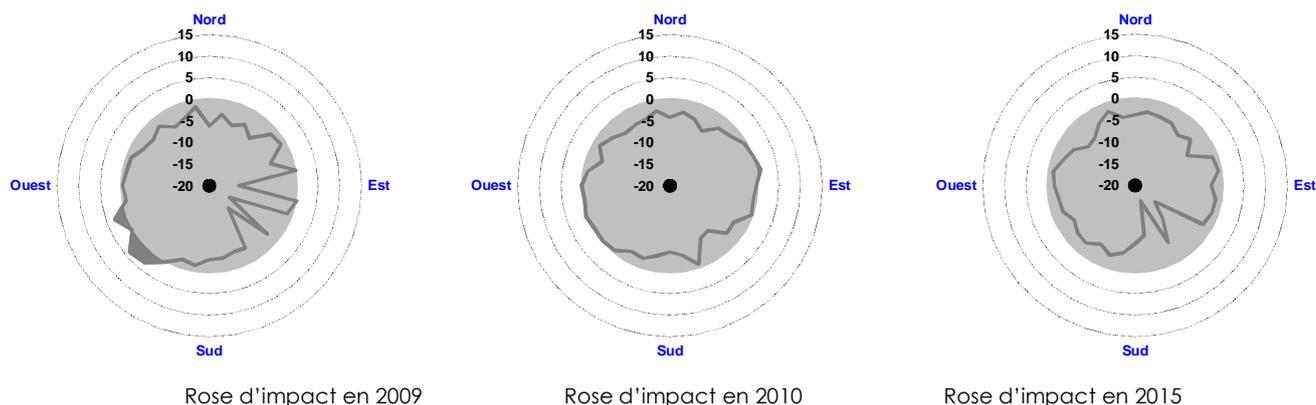


Figure 35 : Roses d'impact de pollution de particules PM_{10} sur le site implanté Allée du Collège sur la commune de Vaucresson en 2009, avant l'ouverture du Duplex A86, en 2010 et 2015 après l'ouverture du Duplex A86.

Les **particules $PM_{2.5}$** ont également fait l'objet de mesure depuis 2009 mais sur un nombre plus restreint de sites. Seul un site a été instrumenté lors des trois dernières campagnes de mesure, à savoir le site de fond de Rueil-Malmaison localisé au stade du Vert-Bois. La Figure 36 illustre ainsi les roses d'impact déterminées à partir des teneurs mesurées à Vitry-sur-Seine, seule stations permanente caractéristique des teneurs de $PM_{2.5}$ de la partie Sud de l'agglomération parisienne mesurant ce polluant depuis la première campagne de 2009.

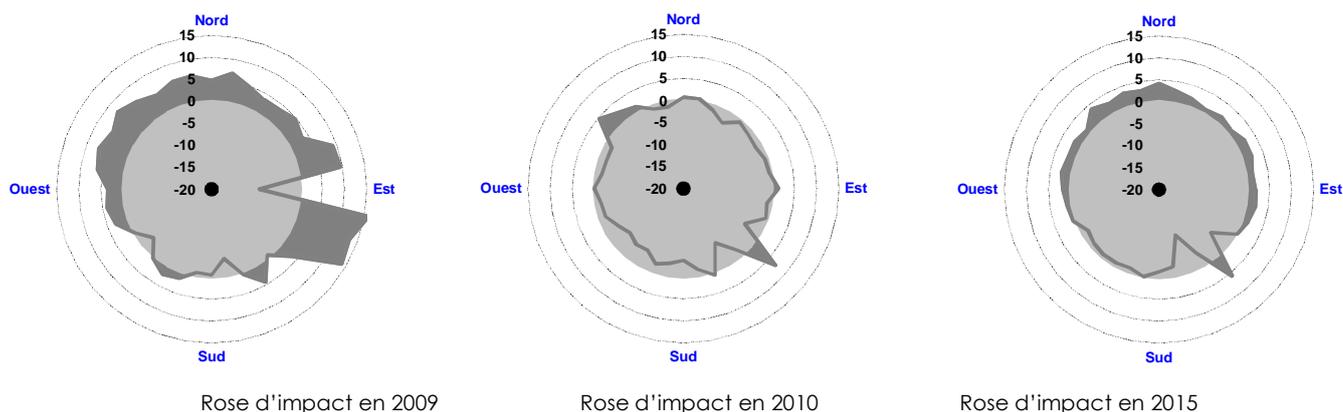


Figure 36 : Roses d'impact de pollution de particules $PM_{2.5}$ sur le site implanté au stade du Vert-Bois sur la commune de Rueil-Malmaison en 2009, avant l'ouverture du Duplex A86, en 2010 et 2015 après l'ouverture du Duplex A86.

Les teneurs de $PM_{2.5}$ les plus élevées par rapport à celles enregistrées à Vitry-sur-Seine ont été mesurées en 2009, soit avant l'ouverture du Duplex A86. Les concentrations sont plus élevées en moyenne de $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, avec essentiellement les teneurs les plus fortes par rapport au site de référence par vent de secteur Nord et Est-Sud-Est. En 2015, ce même motif est mesuré avec cependant un impact beaucoup plus faible. Les niveaux de $PM_{2.5}$ lors de la campagne de 2010 sont au contraire relativement similaires à celles mesurées à Vitry-sur-Seine. Au regard des niveaux mesurés en 2009, l'ouverture du Duplex A86 et l'impact potentiel de l'unité de ventilation, n'ont pas engendré de surcroît de pollution liées aux particules $PM_{2.5}$.

VI.5 Zoom à proximité des unités de ventilation

VI.5.1 Au voisinage des unités de ventilations

Les périmètres autour des trois échangeurs et des unités de ventilation, situées à Rueil-Malmaison, Vaucresson et Pont-Colbert, ont fait l'objet d'un nombre de mesure d'environ une douzaine de sites recouvrant à chaque fois un domaine de 4 km² environ.

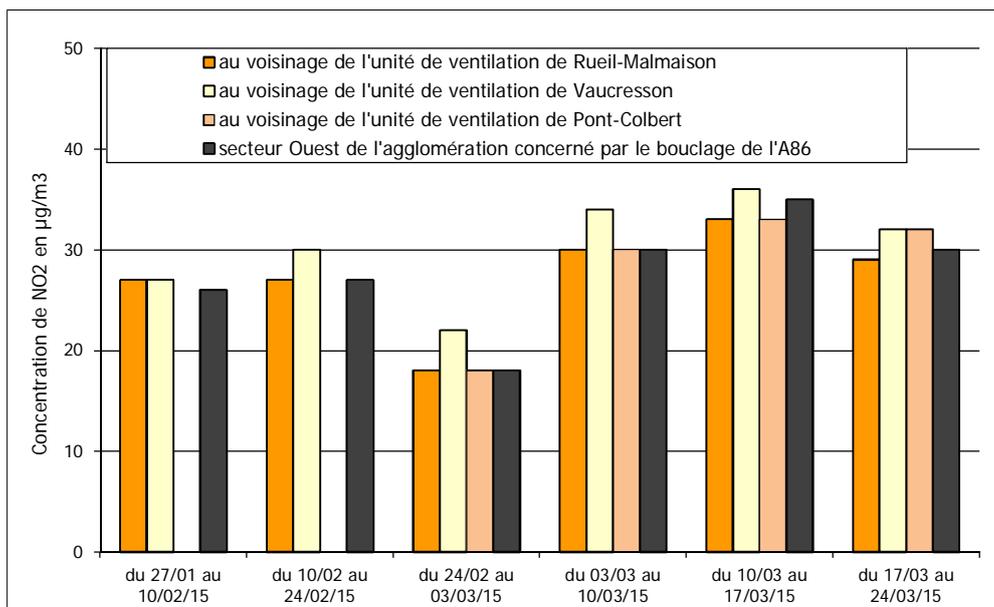
Les unités de ventilations ont fonctionné durant la campagne de mesure de manière très ponctuelle²⁸. Ainsi, par rapport à l'état initial réalisé lors de la campagne menée en 2009 et à la campagne de 2010 après l'ouverture de la 1^{ère} section « Nord » du Duplex A86, il n'y a que quelques heures de fonctionnement des unités de ventilation en plus représentant une source supplémentaire de pollution très faible au niveau de ces unités de ventilation.

Les concentrations relevées²⁹ au voisinage des unités de ventilation et des échangeurs du Duplex A86 et celles mesurées dans le secteur Ouest de l'agglomération parisienne sont présentées à la Figure 37 pour le dioxyde d'azote (a) et le benzène (b).

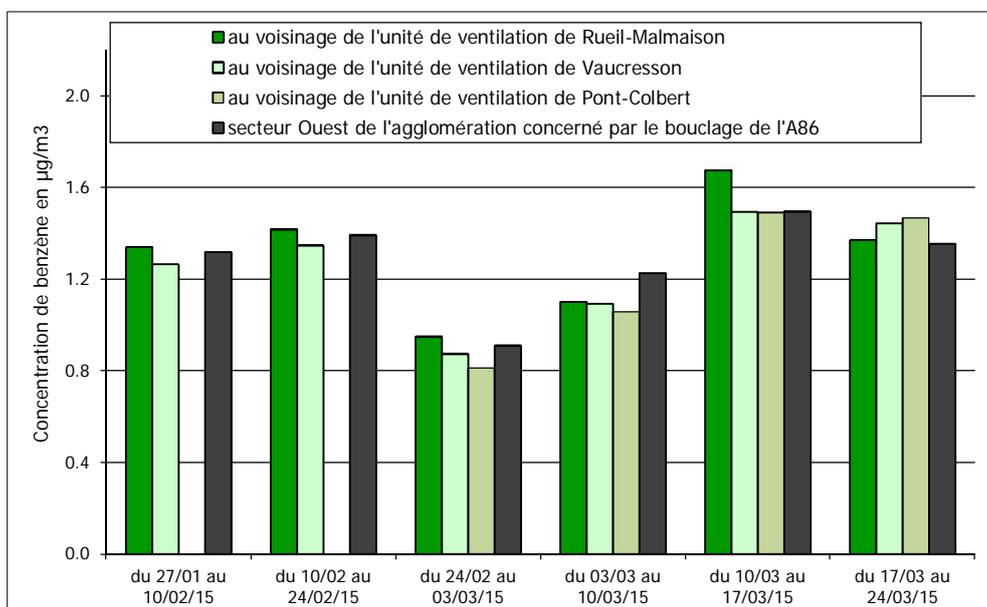
En moyenne sur la campagne de mesure, les teneurs de fond en dioxyde d'azote au voisinage des échangeurs et des unités de ventilation de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert sont similaires aux concentrations relevées sur l'ensemble du secteur Ouest de l'agglomération concerné par le bouclage de l'A86, autrement dit aux teneurs renseignées par les sites du grand domaine. Quelques variabilités très faibles sont à noter selon les séries mais restent au maximum inférieures à 7 %. En revanche, les teneurs de fond mesurées dans le domaine d'étude de Vaucresson sont en moyenne plus élevées de 10 % avec un maximum de 22 % atteint lors de la 3^{ème} série de mesure. En effet, lors de cette série de mesure seule cette zone présente une teneur moyenne de 22 µg/m³ contre seulement 18 µg/m³ sur le grand domaine et les autres domaines d'étude de Pont-Colbert et de Rueil-Malmaison. Globalement, ce surcroît en dioxyde d'azote peut s'expliquer par la présence de l'autoroute A13 dont le trafic routier quotidien est important (environ 150 000 véhicules/jour²⁷) au sein du domaine d'étude. Les sites implantés de part et d'autre de l'autoroute contribuent à des teneurs moyennes plus élevées sur l'ensemble de la zone d'étude de Vaucresson. Ce constat est identique à ceux des précédentes campagnes de mesure.

²⁸ L'extraction d'air est automatique, elle se déclenche en cas de dépassements de seuils de pollution à partir de mesures automatiques effectuées dans le tunnel. Fonctionnement des unités de ventilation le 17 février 2015 durant 2h30, 2 heures de fonctionnement pour l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison le 18 février et le 3 mars.

²⁹ L'ensemble des concentrations sont calculées à partir des niveaux relevés sur les sites en situation de fond au voisinage des unités de ventilation afin de pouvoir être comparés aux niveaux renseignés par les sites du « Grand domaine » de l'ouest de l'agglomération parisienne.



a) Dioxyde d'azote (NO₂)



b) Benzène

Figure 37 : Concentration en dioxyde d'azote au voisinage des échangeurs et des unités de ventilation de Rueil-Malmaison et de Vaucresson pour chacune des séries de mesure.

Les teneurs de benzène sur l'ensemble des zones étudiées sont faibles et homogènes d'un domaine à l'autre. Les concentrations moyennes en situation de fond sont similaires avec une différence au maximum de 10 %. Ainsi, lors de cinq des six séries de mesure les concentrations de benzène d'une zone à l'autre sont différentes de moins de 0.1 µg/m³. Lors de la série 5, la différence est légèrement plus marquée avec une teneur moyenne dans le domaine de Rueil-Malmaison supérieure de 0.2 µg/m³ par rapport aux autres zones étudiées. Cette différence plus marquée et hétérogène lors de cette série de mesure se retrouve sur l'ensemble des sites composant le grand domaine, avec des teneurs de fond de benzène dans la partie Nord plus importants.

Les concentrations au voisinage des unités de ventilation de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert sont cohérentes et conformes à celles relevées plus généralement dans le secteur Ouest de l'agglomération parisienne.

Comme lors des campagnes de 2007, 2009 et 2010 les concentrations observées en situation de fond au voisinage des unités de ventilation sont très proches de celles rencontrées dans l'Ouest de l'agglomération parisienne. Les niveaux au voisinage de l'unité de Vaucresson sont légèrement supérieurs en dioxyde d'azote en raison de la présence de l'autoroute A13. Les concentrations en benzène à Vaucresson sont toutefois identiques, car le benzène est principalement émis lors de trafic congestionné, lors de faibles vitesses de circulation. De plus, la distance d'impact pour ce polluant primaire est beaucoup moins grande que celle du NO₂.

Une analyse plus fine des résultats des mesures par échantillonneurs passifs installés à proximité de chacune des unités de ventilation et des échangeurs du Duplex A86 est présentée dans les paragraphes suivants. Ils abordent notamment la répartition des concentrations en NO₂ et en benzène dans le secteur des 4 km² autour de chaque extracteur.

VI.5.2. Zoom autour de l'échangeur et de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison

Dans la zone d'étude autour de l'unité de ventilation installée à Rueil-Malmaison, trois sites de mesure sont influencés directement par des sources de pollution d'après les critères d'implantation des sites de mesure de la qualité de l'air édictés par l'ADEME et le Ministère en charge de l'environnement. Il s'agit du site à proximité du trafic routier de la sortie de l'A86 et de l'aire de péage de Rueil-Malmaison (site n°108), du site instrumenté au sein de l'échangeur (emplacement du laboratoire mobile, n°203) et du site à environ 20 mètres de la D913 (anciennement N13) devant le groupe scolaire de la Malmaison (site n°127).

La Figure 38 présente les concentrations en dioxyde d'azote relevées au voisinage de l'échangeur du Duplex A86 et de l'unité de ventilation pour chacune des séries de mesure.

Les sites de mesure implantés au sein de l'échangeur ou aux abords de l'A86 enregistrent les teneurs de NO₂ les plus importantes sur l'ensemble des séries. Le site caractérisant les teneurs de NO₂ dans l'air de péage présente les niveaux les plus élevés sur l'ensemble des séries de mesure hormis lors des séries 5 et 6 où le site n°108 a enregistré des concentrations plus élevées. Ce site, instrumenté à l'abord de la terminaison de l'A86 non concédée, a enregistré des teneurs lors de la 5^{ème} série plus élevées (54 µg/m³ contre 51 µg/m³ au sein de l'échangeur) compte-tenu des régimes de vent d'Ouest, plaçant ainsi ce dernier sous l'influence directe à la fois de l'échangeur et de l'A86. A l'inverse, lorsque les conditions météorologiques plaçant ce site « au vent », autrement dit hors influence de cet axe, les teneurs de NO₂ y sont moins importantes par rapport aux niveaux relevés au sein de l'échangeur. Ainsi, lors de la 3^{ème} série, où les vents d'Ouest à Sud ont prédominé, les concentrations ont été sur ce site, pourtant proche de la terminaison de l'A86, comparables à celles relevées en situation de fond.

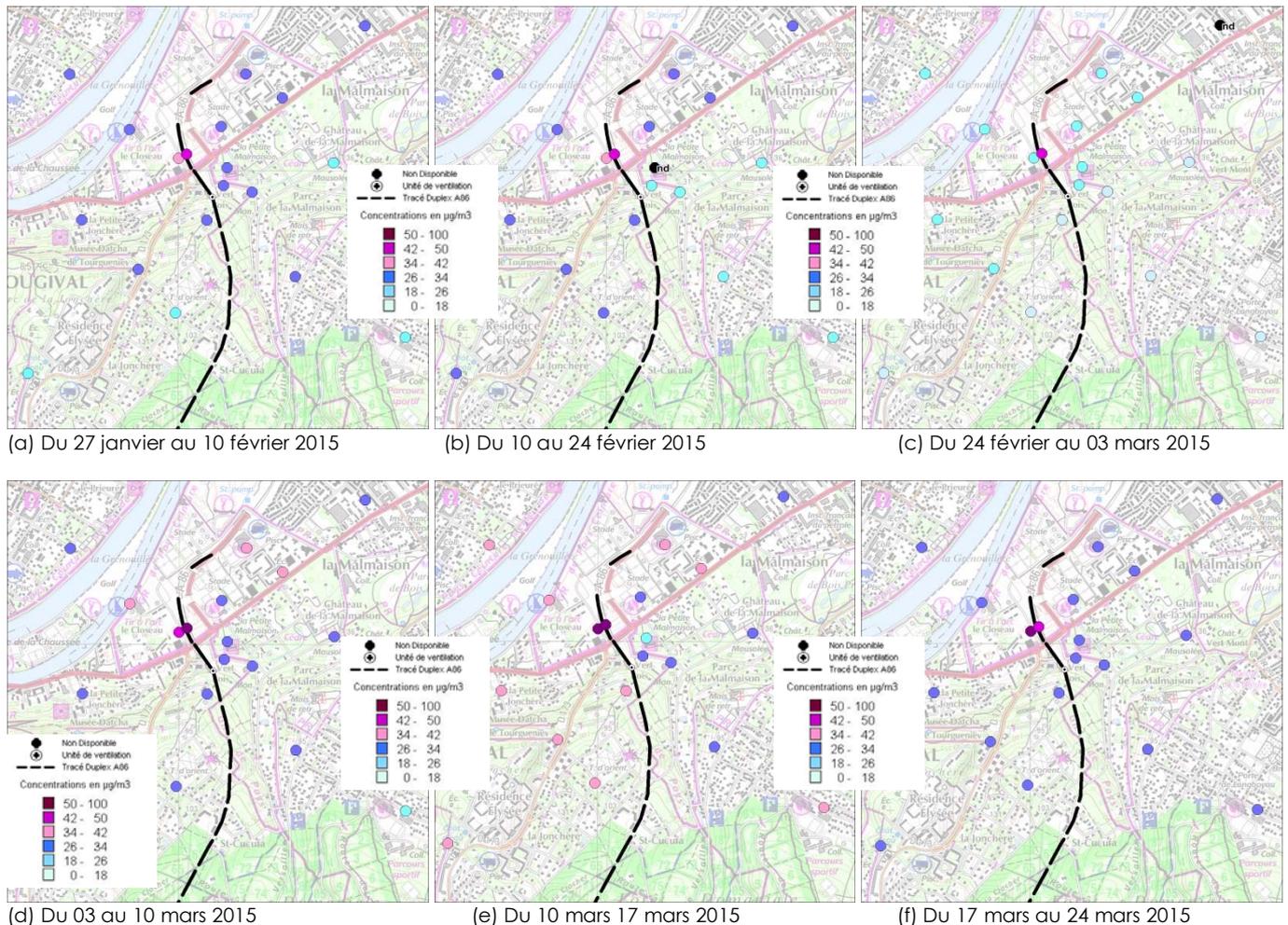


Figure 38 : Concentration en dioxyde d'azote au voisinage de l'échangeur et de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison pour chacune des séries de mesure (le fond de carte IGN est modifié pour faire apparaître le nouveau tracé de l'A86)

En situation de fond, les teneurs de NO₂ sont homogènes sur l'ensemble de la zone d'étude de Rueil-Malmaison avec des teneurs moyennes comprises entre 25 et 30 µg/m³. Si les teneurs les plus faibles sont enregistrées sur les sites en périphérie du domaine d'étude, c'est-à-dire les plus éloignés de l'échangeur du Duplex A86 et des principaux axes routiers du secteur (A86, D913, D173), ceux plus proches présentent au contraire des teneurs légèrement plus élevées.

La Figure 39 présente les teneurs de benzène enregistrées lors des six séries de mesure.

Les sites de mesure n°127 (à une vingtaine de mètres de la D913) et n°203 (au sein de l'échangeur), présentent les concentrations les plus élevées en benzène lors des différentes séries de mesure avec des niveaux compris selon les séries entre 1.1 et 2.2 µg/m³. Les concentrations moyennes sur ces sites sont légèrement plus élevées avec 1.5 µg/m³ contre en moyenne de 1.3 µg/m³ sur l'ensemble des autres sites du domaine d'étude.

Contrairement à la campagne précédente menée en 2010, le site n°108 instrumenté à la terminaison de l'A86 ne présente pas les teneurs de benzène les plus élevées. Ce constat peut être mis au crédit d'une part de l'homogénéisation des teneurs de benzène sur le domaine d'étude et d'autre part, à la configuration du site de mesure puisque celui-ci du fait des contraintes techniques a été instrumenté légèrement plus en retrait du trafic routier de l'A86 (10 m contre 5 m précédemment). La dispersion de ce polluant dans l'atmosphère est relativement rapide et la décroissance des teneurs observée dès les premiers mètres peuvent expliquer ces différences de niveaux d'une campagne de mesure à l'autre.

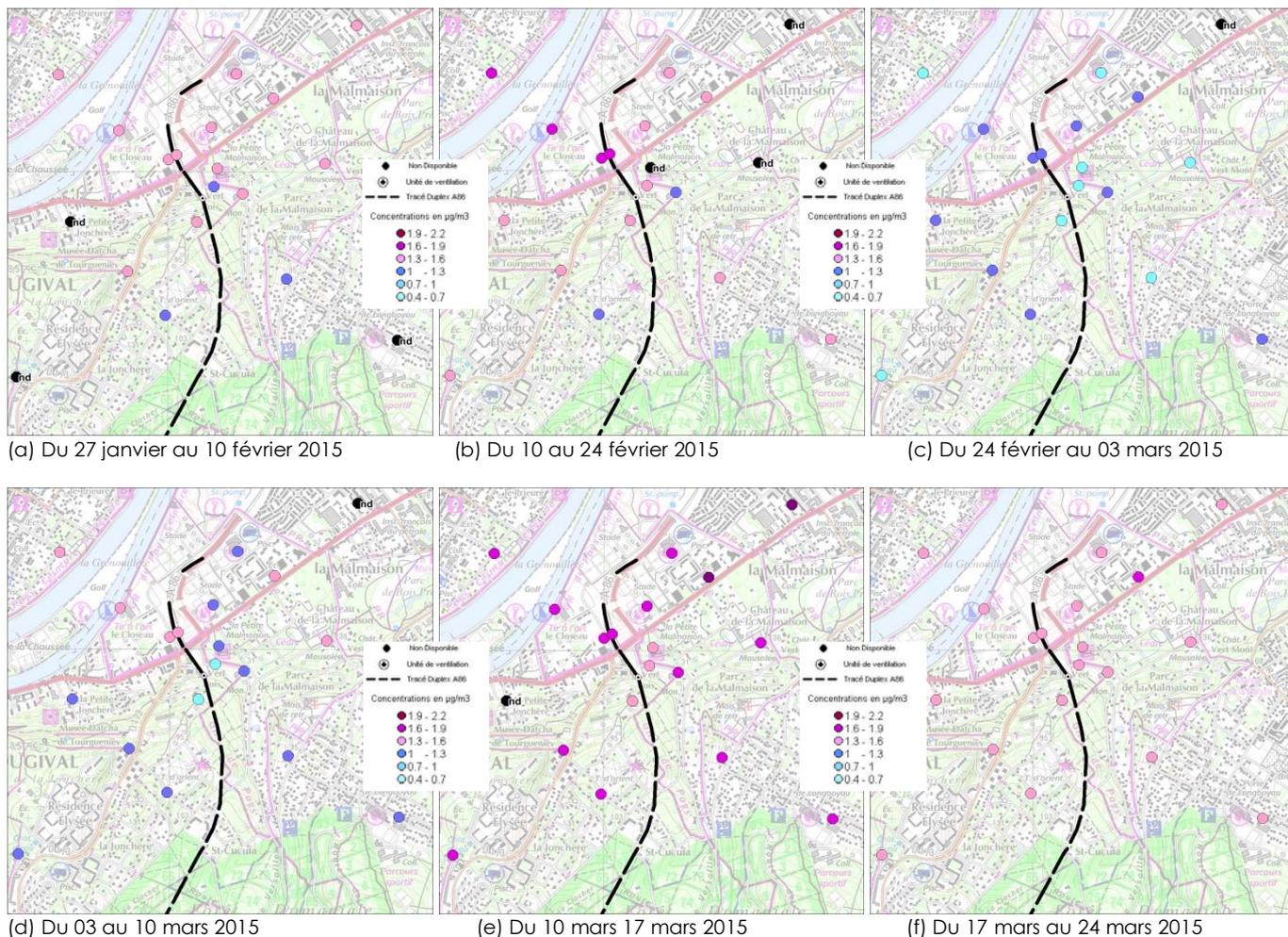


Figure 39 : Concentration en benzène au voisinage de l'échangeur et l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison pour chacune des séries de mesure
(le fond de carte IGN est modifié pour faire apparaître le nouveau tracé de l'A86)

Enfin, la Figure 40 compare les concentrations moyennes relevées sur les sites de mesure instrumentés à moins de 200 mètres de l'unité de ventilation à celles du domaine d'étude en situation de fond pour le dioxyde d'azote (a) et pour le benzène (b) lors de chaque série de mesure.

Les sites disposés au voisinage immédiat de l'unité de ventilation, c'est-à-dire à moins de 200 mètres, sont les deux sites implantés rue du Commandant Jacquot à proximité du centre de loisirs du Vert-Bois (sites n°113 et 126), du site du château de la petite Malmaison (n°128) et du Stade du Vert-Bois (site n°201).

Pour le dioxyde d'azote, les concentrations à moins de 200 mètres de l'unité de ventilation et celles relevées en moyenne dans le domaine sont similaires avec un niveau moyen de NO₂ de 27 µg/m³. Les différences entre les teneurs mesurées à moins de 200 mètres de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison et la moyenne des sites au sein du domaine d'étude autour de Rueil-Malmaison fluctuent selon les séries de mesure entre 7 % (série 1) et -4 % (série 2). Concernant le benzène, les concentrations sont aussi très proches, avec une différence moyenne de 7 % (soit 0.1 µg/m³) pour une variabilité maximale de 10 % correspondant à une différence de moins de 0.2 µg/m³. Toutefois, malgré le peu de différence entre ces deux zones, les teneurs de benzène lors de chaque série de mesure ont été plus faibles à moins de 200 mètres de l'unité de ventilation que sur l'ensemble du domaine autour de Rueil-Malmaison.

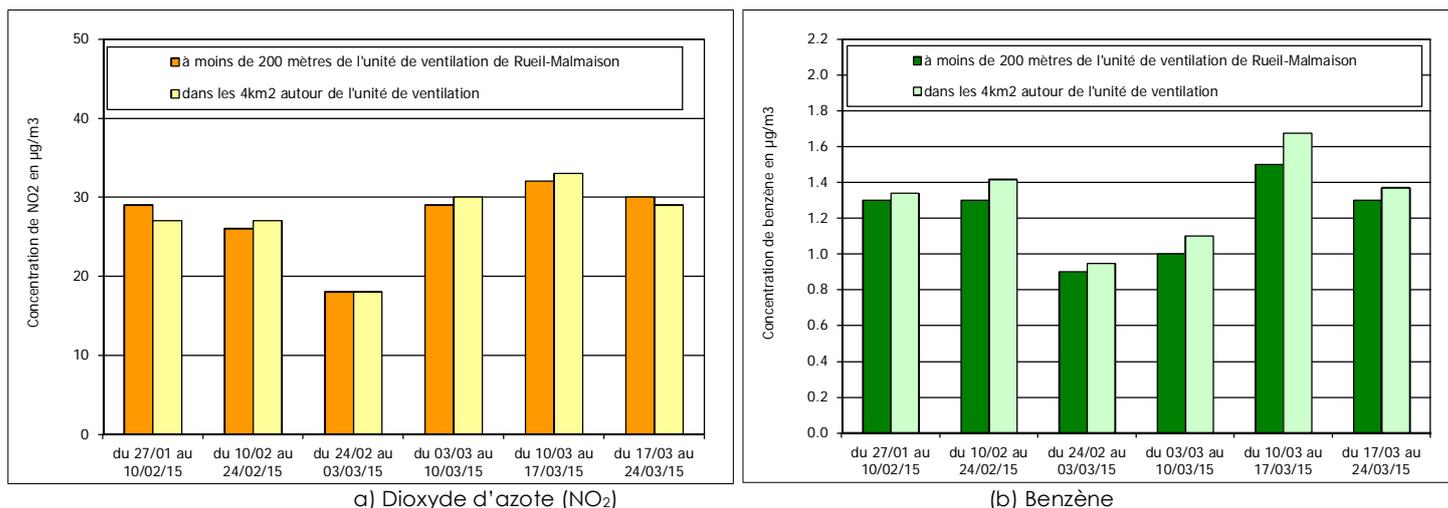


Figure 40 : Comparaison des concentrations relevées à moins de 200 mètres de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison et celle relevée au voisinage de l'unité de ventilation (domaine de 4 km²).

Ainsi, les concentrations mesurées aux environs immédiats de l'unité de ventilation (à moins de 200 mètres) ne sont pas distinctes de celles rencontrées dans le reste du domaine pour le dioxyde d'azote comme pour le benzène.

Toutefois, la mise en fonctionnement de l'unité de ventilation n'ayant eu lieu que de manière très ponctuelle (environ 6 heures sur l'ensemble des 8 semaines de mesure), il est normal d'observer des concentrations équivalentes à proximité de l'unité de ventilation et sur l'ensemble des sites de mesure du secteur. Un impact localisé du Duplex A86 en NO₂ est relevé au niveau de l'aire de péage de Rueil-Malmaison. Cet impact est toutefois très localisé au péage, aucun surcroît de concentration n'étant observé au niveau de l'unité de ventilation notamment.

VI.5.3. Pour l'unité de ventilation de Vaucresson

Pour l'unité disposée à Vaucresson, deux sites de mesure sont influencés directement par une source de pollution (critères d'implantation des sites de mesure de la qualité de l'air édictés par l'ADEME et le MEEDDM). Il s'agit du site disposé Allée du Collège devant le centre de loisirs du Gibus à environ 150 mètres de l'autoroute A13 (site n°158) et du site Avenue Etienne de Montgolfier à Marnes-la-Coquette à environ 150 mètres de cette même autoroute (site n°160). Les autres sites sont considérés en situation de fond, hormis ceux se trouvant sous l'influence directe de l'unité de ventilation (sites n°158, 163, 164 et 251).

La Figure 41 illustre les concentrations relevées en dioxyde d'azote (NO₂) au voisinage de l'échangeur et de l'unité de ventilation situés à Vaucresson pour chacune des séries de mesure.

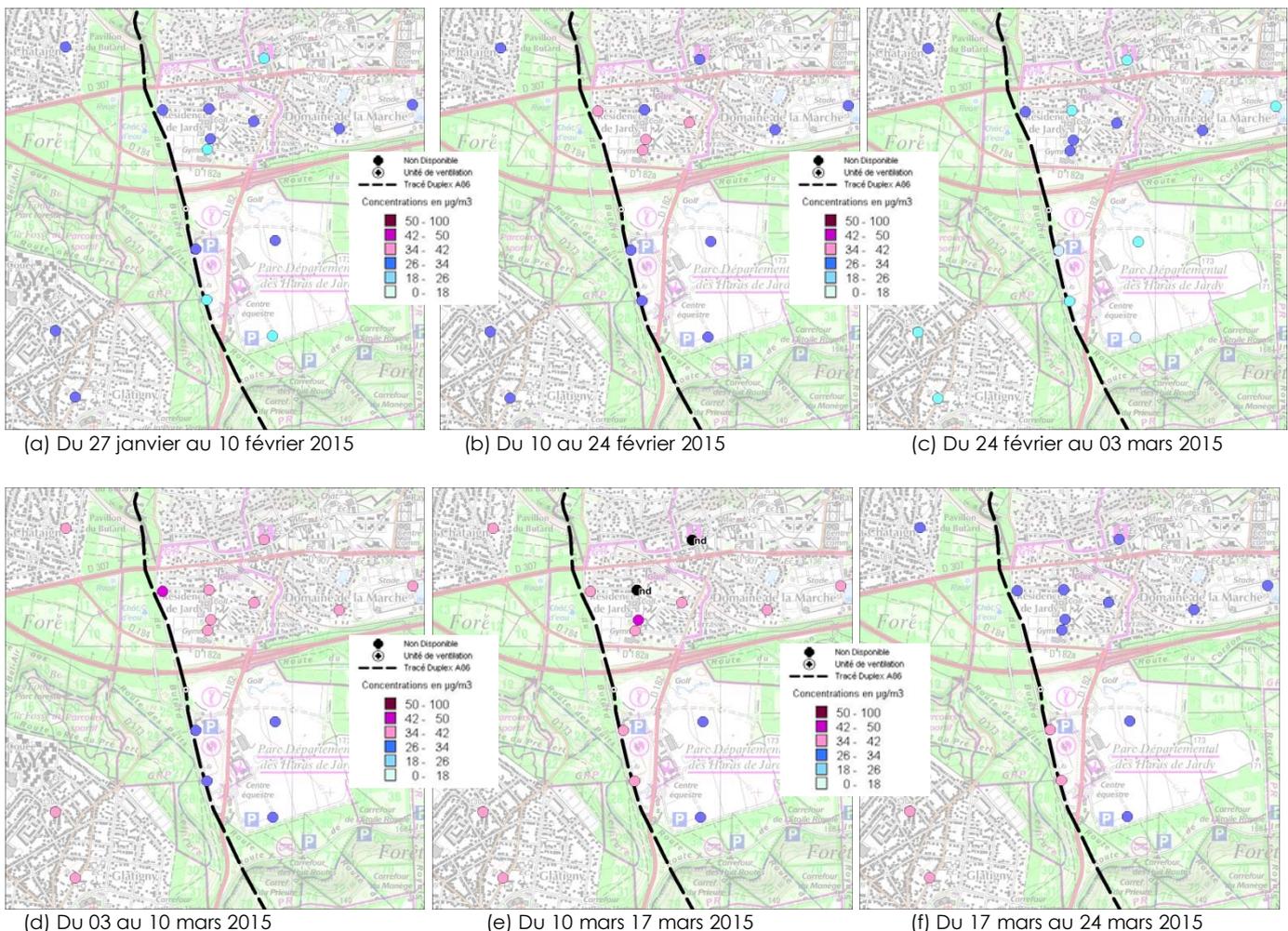


Figure 41 : Concentration en dioxyde d'azote au voisinage de l'échangeur et de l'unité de ventilation de Vaucresson pour chacune des séries de mesure.

Comme lors des précédentes campagnes de mesure, le centre-ville de Vaucresson enregistre les teneurs de dioxyde d'azote les plus fortes de ce secteur d'étude. Ce secteur présente lors des cinq premières séries de mesure des teneurs de fond supérieures de 10 à 30 % par rapport aux sites de fond instrumentés en-dehors de cette zone. Le centre-ville de Vaucresson est encadré par les axes routiers importants dont l'Autoroute A13 et la D182a au Sud et la D907 au Nord. Ce constat est d'autant plus vrai lorsque le domaine du centre-ville est sous l'influence conjuguée de l'A13, de D182a et de l'échangeur du Duplex A86, c'est-à-dire lors de régimes de vent de secteur Sud. A l'inverse, lors de vent de secteur Nord, comme cela fut le cas lors de la 6^{ème} série de mesure, les teneurs de NO₂ ont été moindres (-10 %) par rapport au reste du domaine d'étude.

L'autoroute A13, principal axe routier du secteur, contribue de manière plus ou moins importante aux niveaux de dioxyde d'azote au voisinage de l'unité de ventilation. Les sites de mesure compris entre 150 mètres et 300 mètres de l'axe (sites n°158, 159, 160, 251 et 252) présentent des concentrations en moyenne supérieures de 7 % à celles relevées dans le voisinage de l'unité de ventilation (zone des 4km² en situation de fond) lors des six séries de mesure. Cet impact moyen sur l'ensemble des séries de mesure est similaire à celui relevé lors de la précédente campagne menée en 2010 puisqu'il était de 6 %. Cependant, les différences de concentrations de dioxyde d'azote sont très variables selon les séries de mesure, variant de -10 % à +23 % comme illustré à la Figure 42-a. Ces sites sont instrumentés au Nord de l'A13. Par conséquent, l'influence de cet axe routier sur ces sites de mesure est maximale lors de vent de Sud comme cela a été le cas durant les séries 2, 3 et 4. Lors de ces

séries, les mesures dans le périmètre Nord de l'A13 étaient plus importantes d'au moins 10 % par rapport aux sites de fond du secteur d'étude de l'unité de ventilation de Vaucresson. La dernière série de mesure présente à l'inverse des teneurs de dioxyde d'azote plus importantes au Sud de l'autoroute A13 puisque le régime de vent dominant était de secteur Nord. Le site n°163, distant de plus de 300 mètres de l'A13 enregistre une teneur moyenne sur la période du 17 au 24 mars de 41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ contre seulement 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne pour les sites instrumentés au Nord de l'axe.

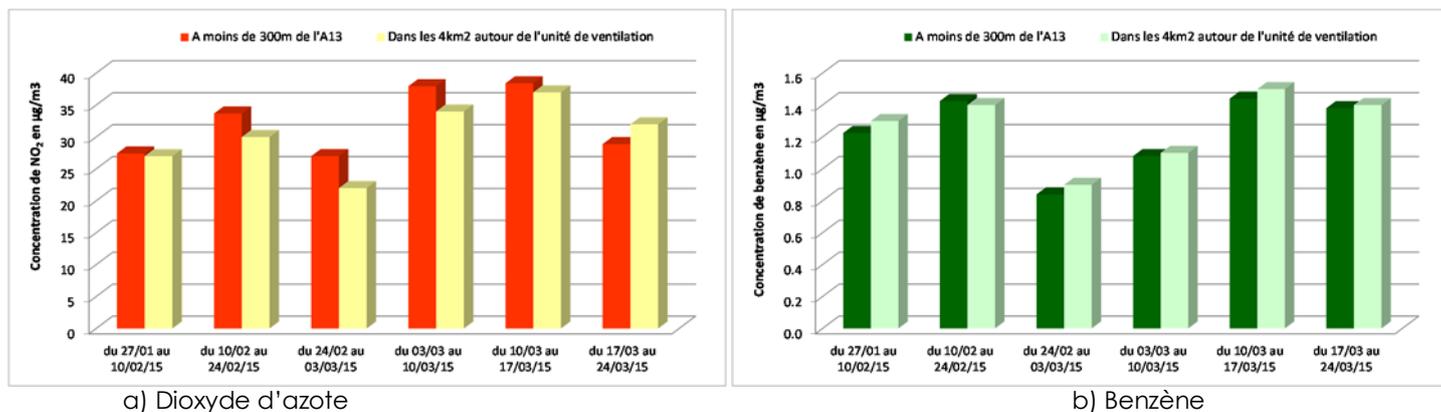


Figure 42 : Teneurs moyennes de dioxyde d'azote (a) et de benzène (b) relevées lors des six séries de mesure à moins de 300 m de l'A13 et au sein du domaine d'étude autour de l'unité de ventilation de Vaucresson.

Le site de mesure n°174, à la fois éloigné des principaux axes routiers du secteur d'étude et implanté au sein d'un environnement non urbanisé, enregistre les teneurs de dioxyde d'azote les plus faibles avec une teneur moyenne de 24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ contre 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne dans le périmètre d'étude de l'unité de ventilation de Vaucresson. Lors des cinq premières séries de mesure, les concentrations de NO₂ sur ce site instrumenté au sein du Parc Départemental des Haras de Jardy ont été les plus faibles.

A l'inverse du dioxyde d'azote, les teneurs de benzène sont homogènes même à moins de 300 mètres de l'A13 et ne présentent pas de spécificités. Cela est essentiellement dû à une distance d'influence moindre pour ce polluant mais également aux émissions du trafic routier plus faibles lorsque la vitesse est importante comme cela est le cas sur autoroute.

La Figure 43 présente les niveaux en benzène au voisinage de l'unité de ventilation de Vaucresson.

Contrairement au NO₂, les niveaux de benzène sont homogènes sur l'ensemble du domaine d'étude. Si les teneurs de NO₂ mesurées en centre-ville de Vaucresson pouvaient être supérieures à 30 % aux concentrations de fond du périmètre d'étude, cela est beaucoup moins marqué pour le benzène avec au plus des teneurs 12 % plus élevées lors de la première série de mesure. En moyenne sur la campagne les teneurs de benzène entre ces deux secteurs sont très proches avec une différence inférieure à 0.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. L'A13 est le principal axe routier engendrant de fortes émissions d'oxydes d'azote mais ne présente pas un trafic routier spécifique pour de fortes émissions de benzène. En effet, ce polluant est principalement émis lors de faibles vitesses alors que le trafic est fortement congestionné.

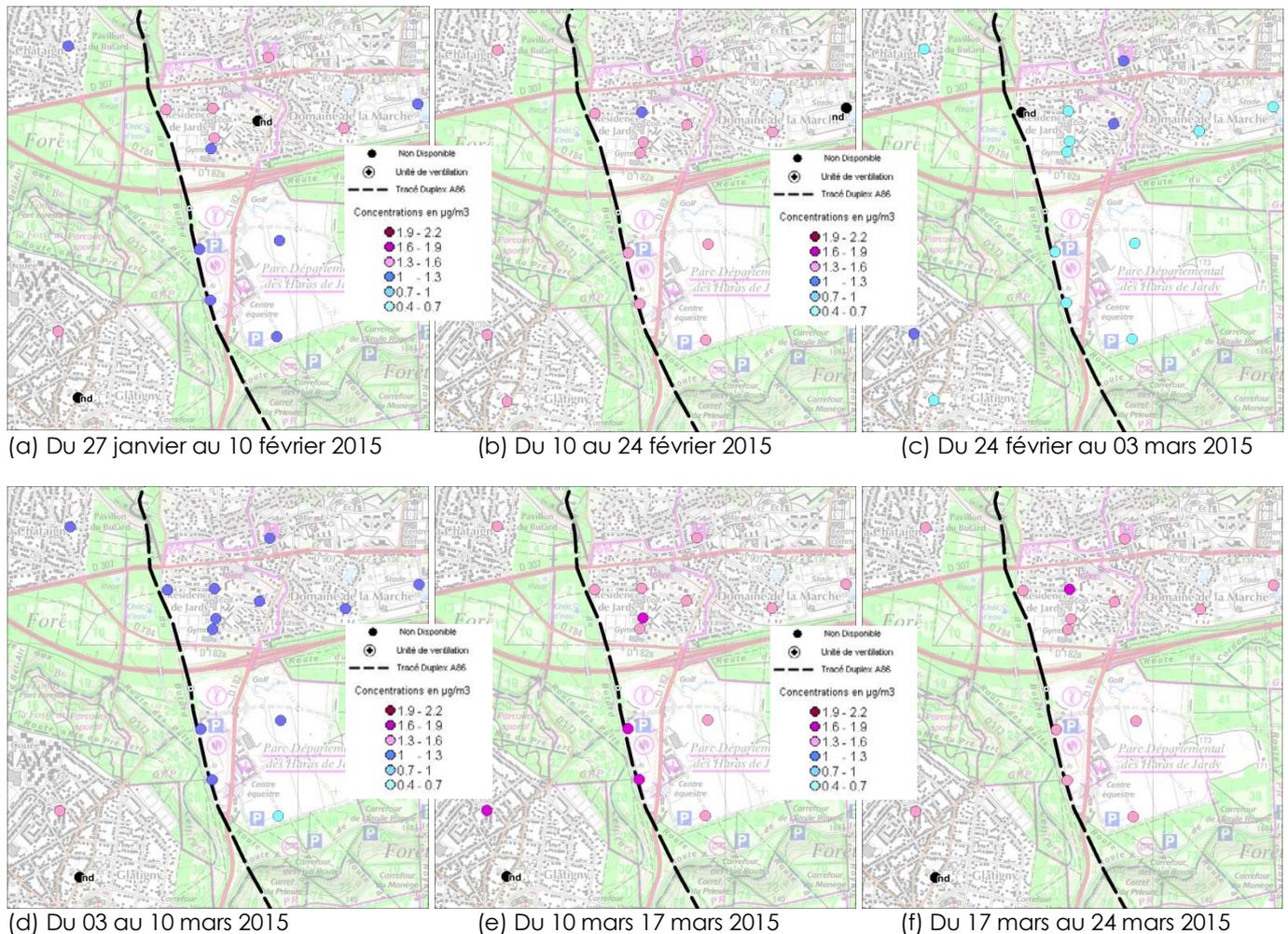


Figure 43 : Concentration en benzène au voisinage de l'échangeur et de l'unité de ventilation de Vaucresson pour chacune des séries de mesure

Le site n°171, installé au Chesnay (rue Saint-Michel) présente, comme lors de la campagne de 2010, la teneur moyenne de benzène la plus élevée du secteur d'étude autour de l'unité de ventilation de Vaucresson avec $1.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ contre $1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur l'ensemble du domaine.

Si lors des précédentes campagnes de mesure, les concentrations les plus faibles en benzène ont été enregistrées au Parc Départemental des Haras du Jard, du fait des teneurs plus homogènes mesurées lors de la campagne 2015, cela n'est plus le cas.

Un zoom spécifique peut maintenant être fait plus particulièrement sur la zone potentiellement impactée par les émissions de l'unité de ventilation de Vaucresson.

Les sites renseignant les concentrations à moins de 500 mètres de l'unité de ventilation sont disposés Allée du Collège à Vaucresson (sites n°158 et 251), Avenue du Butard (site n°163) et au Nord du Parc Départemental des Haras du Jard (sites n°164 et 168 au niveau des courts de Tennis).

La Figure 44 compare la concentration moyenne relevée sur ces sites de mesure à celle du domaine en situation de fond pour le dioxyde d'azote (a) et pour le benzène (b).

A Vaucresson, les sites implantés au plus près de l'unité de ventilation (à moins de 500 mètres) présentent des concentrations en dioxyde d'azote similaires quelle que soit la série de mesure avec au maximum 5 % d'écart lors de la dernière série, soit $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ce constat est identique pour le benzène (b) avec des écarts au maximum de $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en faveur de l'ensemble du périmètre d'étude des 4 km² autour de l'unité de ventilation de Vaucresson.

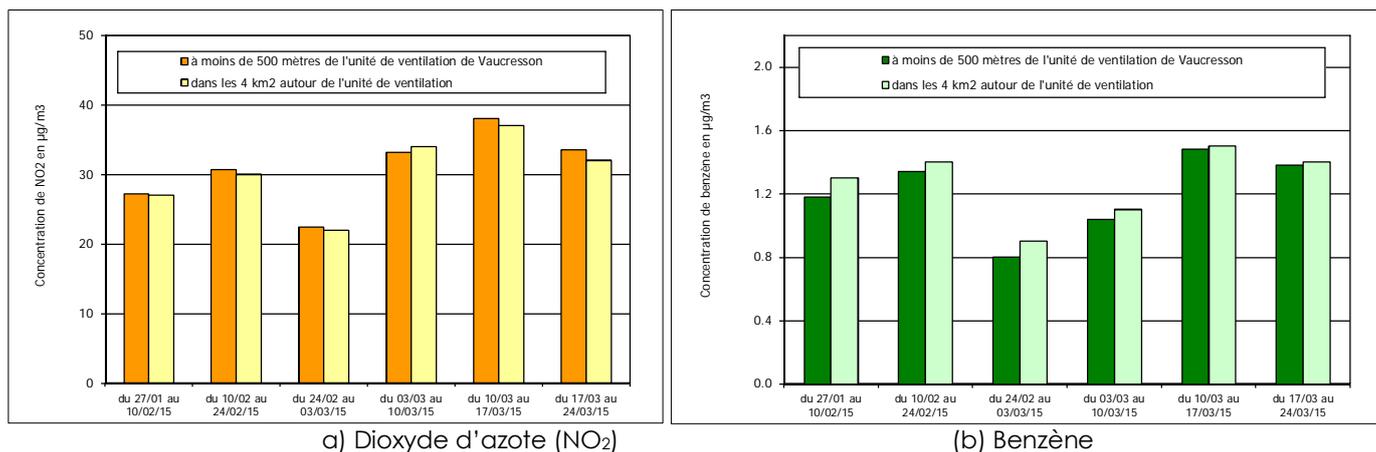


Figure 44 : Comparaison des concentrations relevées à moins de 500 mètres de l'unité de ventilation de Vaucresson et celle relevée au voisinage de l'unité de ventilation (domaine de 4 km²).

Comme depuis le début des mesures instaurées en 2007, l'influence et la contribution de l'A13 est bien plus visible pour le dioxyde d'azote (NO₂) que pour le benzène. En effet, plusieurs études³⁰ portant sur la décroissance des niveaux au voisinage des axes routiers montrent une diminution plus rapide des concentrations en benzène qu'en NO₂ au fur et à mesure que l'on s'éloigne des axes. De plus, ce polluant est principalement émis lors de faibles vitesses alors que le trafic est fortement congestionné.

A Vaucresson, comme lors de l'étude menée en 2010, les sites aux environs immédiats de l'unité de ventilation ne présentent pas des concentrations en dioxyde d'azote plus importantes que celles relevées dans le périmètre des 4 km² autour de celle-ci et plus généralement dans l'Ouest de l'agglomération parisienne. Les teneurs maximales de ce secteur d'étude se situent entre l'A13 et la RD207. Les résultats en benzène sont, au contraire des études précédentes, plus homogènes avec des teneurs faibles et moins marquées entre les zones plus ou moins urbanisées.

VI.5.4. Pour l'unité de ventilation de Pont-Colbert

La seconde section « Sud » du Duplex A86 et l'unité de ventilation localisés à Pont-Colbert ont été mis en service en 2011 afin de finaliser le bouclage Ouest de cette l'autoroute A86. La campagne menée en 2015 correspond ainsi à la première campagne de mesure après l'ouverture de la seconde section du Duplex A86, section entre Vaucresson et Pont-Colbert.

Pour rappel, suite à un problème technique rencontré sur les données des tubes à diffusion instrumentés lors des deux premières séries au sein de ce domaine d'étude, aucune donnée n'est disponible hormis celles enregistrées sur le site automatique de l'échangeur de Pont-Colbert.

Plusieurs sites de mesure du domaine d'étude des 4 km² autour de l'unité de ventilation de Pont-Colbert sont influencés directement par des sources de pollution (cf. critères d'implantation des sites de mesure de la qualité de l'air édictés par l'ADEME et le MEEDDM). Il s'agit des sites à proximité de la sortie du duplex l'A86 (sites n°363, 367, 368, 369) et celui

³⁰ « 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.
 « Caractérisation de la qualité de l'air à proximité de l'autoroute A4 sur la commune de Charenton-le-pont » - Airparif - août 2005.
 « Etude de la qualité de l'air au voisinage des grands axes routiers essonniers » - Airparif - Mai 2006.
 « Caractérisation de la qualité de l'air à proximité des voies de grande circulation - Premier volet - Campagne de mesure portant sur le boulevard périphérique au niveau de la porte de Gentilly » - Airparif - Février 2008.

instrumenté au sein de l'échangeur de Pont-Colbert (laboratoire mobile, site n°280). Les sites restants sont considérés en situation de fond, autrement dit hors influence directe d'une source de pollution.

La Figure 45 présente les concentrations en dioxyde d'azote relevées au voisinage de l'échangeur et de l'unité de ventilation pour chacune des séries de mesure et la Figure 46 celles en benzène.

Les niveaux de dioxyde d'azote les plus importants en situation de fond sont enregistrés dans le secteur Nord-Ouest du domaine d'étude, sur la commune de Versailles, dans la partie la plus urbanisée du secteur³¹. Cela fut le cas lors de la précédente campagne de mesure alors que la seconde section du Duplex A86 n'était pas ouverte. La moyenne de NO₂ de ce secteur est 30 % plus élevée que celle obtenue sur les sites de fond instrumentés en fond dans les 4 km² autour de l'unité de ventilation avec respectivement 33 µg/m³ contre 26 µg/m³ entre le 24 février et le 24 mars 2015. Le site dont les teneurs sont les plus faibles en NO₂ est également implanté sur la commune de Versailles (site n°353) mais celui-ci est situé loin des sources d'émissions urbaines et de trafic. En effet, il se trouve au sein du Parc des sports de Porchefontaine et à proximité du Bois de Pont-Colbert. Ainsi, la concentration moyenne sur la campagne est 25 % plus faible qu'en situation de fond de l'ensemble du domaine d'étude autour de l'unité de ventilation.

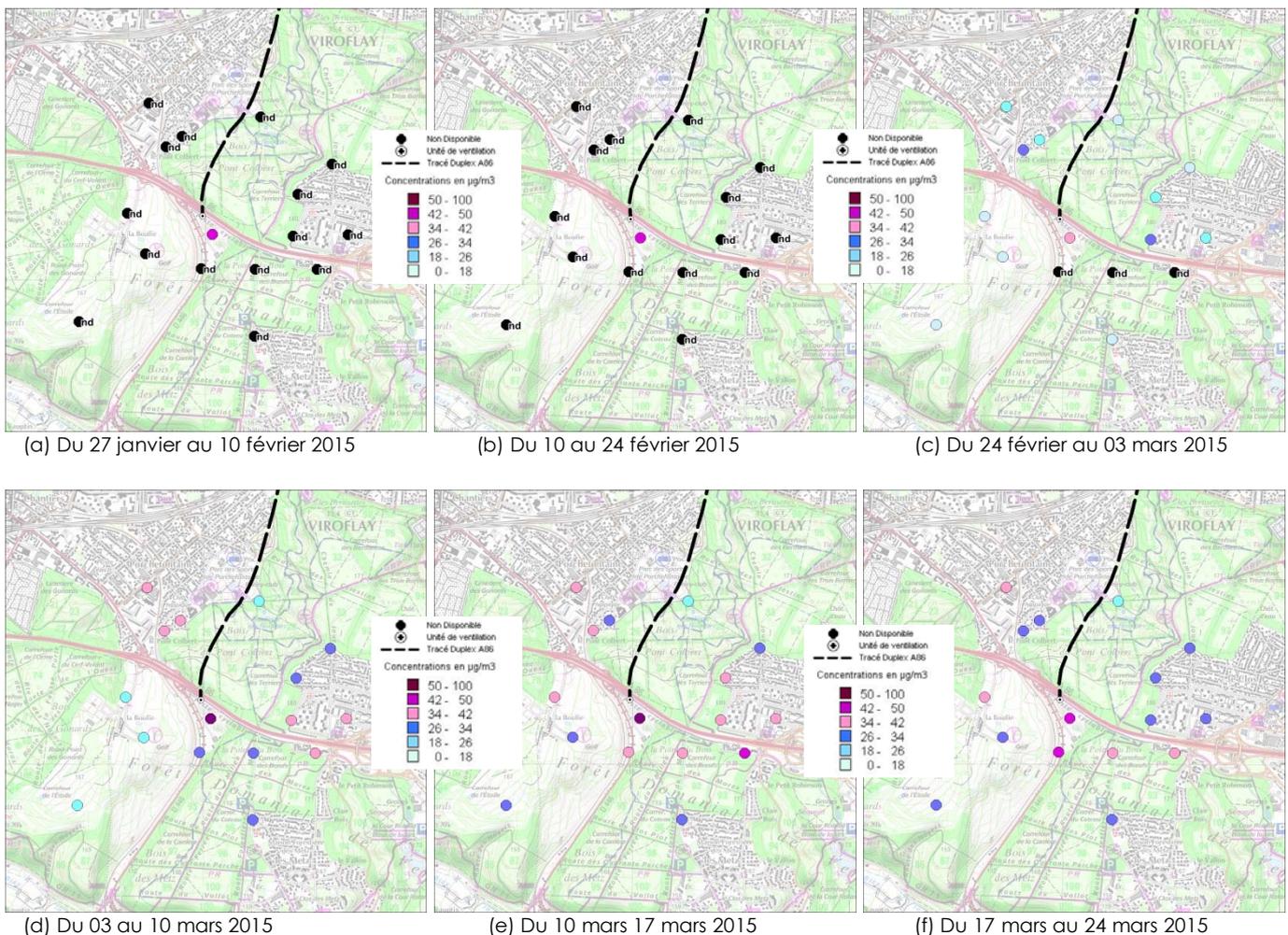


Figure 45 : Concentration en dioxyde d'azote au voisinage de l'échangeur et de l'unité de ventilation de Pont-Colbert pour chacune des séries de mesure.

³¹ Sites en situation de fond dans le secteur Nord-Ouest : 351, 357 et 271.

Le site implanté au cœur de l'échangeur de Pont-Colbert (n°280) présente naturellement les teneurs de dioxyde d'azote les plus fortes du fait de l'influence conjuguée du trafic routier généré par le Duplex A86 et les têtes de tunnels et la route N12. Du fait de cette influence, la teneur moyenne lors des quatre séries de mesure disponibles est près de 75 % plus élevée que celle obtenue aux différents sites de fond autour de l'unité de ventilation.

Les autres sites influencés par le trafic routier, du fait de leur relative proximité au trafic routier, peuvent présenter également des teneurs plus importantes. Les sites instrumentés au Sud de l'échangeur du Duplex A86, de la RN12 et de l'A86 (sites n°367, 368, 369) présentent lors de la sixième série de mesure les teneurs de NO₂ les plus importantes (en-dehors du site instrumenté au cœur de l'échangeur). Les régimes de vent durant cette semaine d'exposition sont continuellement de secteur Nord-Nord-Est, plaçant ainsi ces sites sous l'influence du trafic routier. Ainsi, les teneurs mesurées y sont de 30 à 45 % plus importantes que celles enregistrées en situation de fond dans le périmètre des 4 km² autour de l'unité de ventilation.

La répartition des niveaux en benzène dans la zone des 4 km² (cf. Figure 46) est moins contrastée que celle du dioxyde d'azote du fait de teneurs plus homogènes sur l'ensemble du domaine d'étude.

Toutefois, concernant les teneurs de fond, le secteur Nord-Ouest présente des niveaux de benzène légèrement plus élevés par rapport au reste du domaine autour de l'unité de ventilation. On observe ainsi quelle que soit la série de mesure des concentrations 10 % plus élevées dans cette partie urbaine de la commune de Versailles.

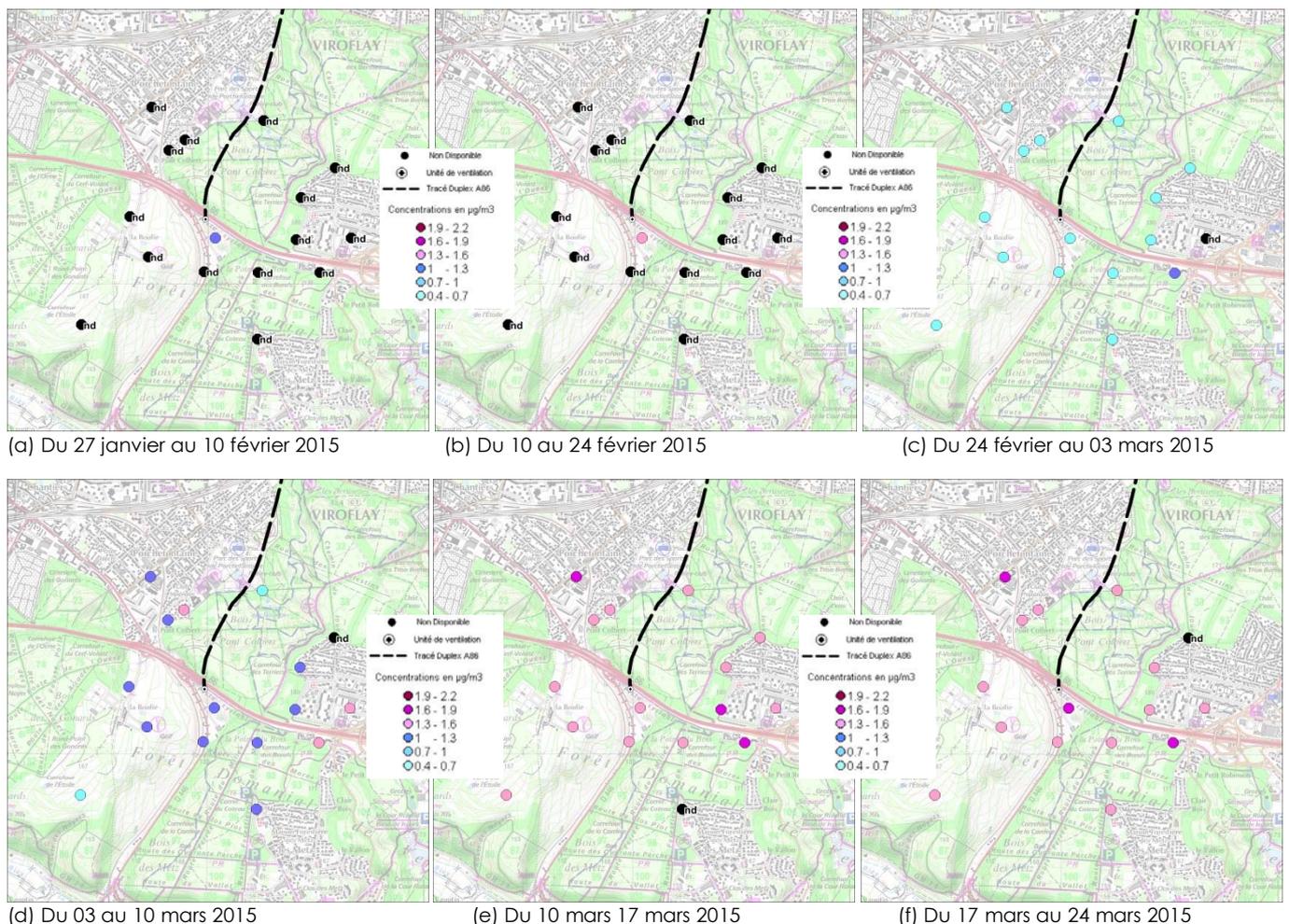


Figure 46 : Concentration en benzène au voisinage de l'échangeur et de l'unité de ventilation de Pont-Colbert pour chacune des séries de mesure.

Le site instrumenté au cœur de l'échangeur de Pont-Colbert ne présente pas, contrairement au dioxyde d'azote, les concentrations de benzène les plus importantes. Malgré la proximité du trafic routier engendré par l'échangeur du Duplex A86, les teneurs y sont similaires à ce qui est mesuré en moyenne en situation de fond dans les 4 km² autour de l'unité de ventilation.

Concernant l'étude spécifique de l'impact potentiel des émissions de l'unité de ventilation de Pont-Colbert sur la qualité de l'air, la Figure 47 compare les concentrations moyennes relevées sur les sites de mesure les plus proches à celles du domaine en situation de fond pour le dioxyde d'azote (a) et pour le benzène (b).

Comme énoncé lors des précédentes campagnes de mesure, il est difficile pour cette unité de ventilation d'étudier son impact immédiat sur l'environnement car, d'une part, cette aération est implantée au niveau de l'autoroute A86, d'où des mesures potentiellement influencées par l'A86, d'autre part, car l'environnement immédiat est très végétalisé (bois du Pont-Colbert, golf), d'où la difficulté d'installer les sites de mesure. Ainsi, les sites disposés au voisinage immédiat de la future unité de ventilation en situation de fond se trouvent à au moins 500 m du point d'émissions et ne sont pas uniformément répartis.

Les concentrations en dioxyde d'azote sur les 4 sites de fond³² se trouvant au plus près de l'unité de ventilation présentent des concentrations très proches des teneurs de fond du domaine d'étude défini dans les 4 km² autour de l'unité de ventilation avec des différences comprises entre 0 et 5 % selon les séries. Cette différence est moins marquée qu'en 2010 où celle-ci pouvait atteindre 10 %.

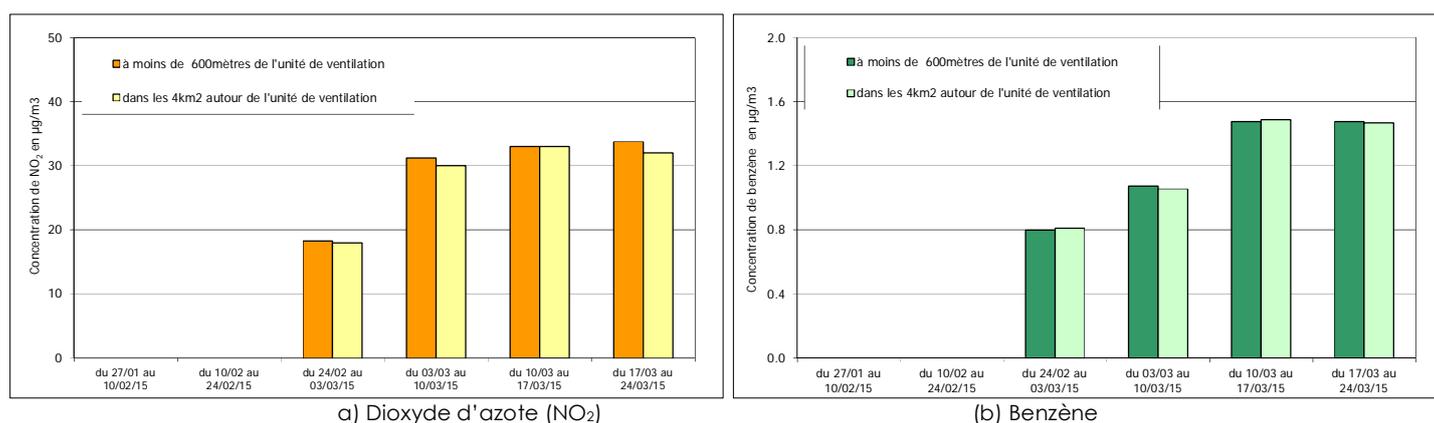


Figure 47 : Comparaison des concentrations de dioxyde d'azote et de benzène relevées à moins de 600 mètres de la future unité de ventilation de Pont-Colbert et celle relevée au voisinage de celle-ci au sein du domaine des 4 km².

De la même manière, les niveaux de benzène sont strictement similaires à ceux mesurés en fond sur l'ensemble du domaine autour de l'unité de ventilation. Avant la mise en œuvre de la seconde section du Duplex, les concentrations aux sites implantés à moins de 600 mètres de l'unité de ventilation étaient légèrement supérieures en moyenne à ceux relevés sur l'ensemble du domaine (5 %). Comme nous avons pu le voir précédemment sur l'analyse des teneurs de benzène dans le périmètre des unités de ventilation, l'homogénéité est plus marquée lors de la campagne de 2015 que lors des précédentes mesures menées depuis 2007.

Par conséquent, les concentrations relevées aux environs immédiats de l'unité de ventilation ne se détachent pas de celles rencontrées dans le reste du domaine pour le dioxyde d'azote comme pour le benzène. Le quart Nord-Ouest de la zone d'étude, au sein d'un secteur plus

³² Il s'agit des sites n°271 et 357 sur la commune de Versailles, ainsi que les sites n°361 et 366 du golf de La Boulie à Jouy-en-Josas.

urbanisé, présentent les niveaux de fond les plus élevés du secteur d'étude. L'unité de ventilation du tunnel de l'A86 de Pont-Colbert n'a fonctionné durant la campagne de mesure que 2h30 ce qui n'a pas entraîné d'influence sur la qualité de l'air. Le trafic routier de l'A86 et de la RN12 engendre quant à lui des concentrations de dioxyde d'azote plus importantes essentiellement sur les sites de mesure les plus proches (hors situation de fond) lorsque les régimes de vent placent ceux-ci sous le vent de ces axes routiers.

VII SITUATION AU REGARD DES NORMES EN VIGUEUR

La campagne de mesure menée lors des huit semaines a permis de renseigner les teneurs en polluants rencontrées dans le secteur Ouest de l'agglomération parisienne concerné par le bouclage de l'A86. Une attention plus particulière a été portée au voisinage des échangeurs du Duplex A86, comprenant les entrées-sorties de tunnels, et des unités de ventilation. Les mesures réalisées pendant la campagne de mesure permettent de positionner les concentrations relevées par rapport aux normes de la qualité de l'air en vigueur.

Selon la réglementation française et européenne en matière de pollution atmosphérique (présentée en Annexe 5), il existe selon les polluants des normes relatives aux concentrations horaires, journalières et selon les moyennes annuelles.

Les cartographies des niveaux moyens annuels sur l'ensemble du domaine d'étude sont établies dans les bilans annuels à partir des données de l'ObsAIRvatoire A86 dont le système de modélisation en temps quasi réel assure la surveillance permanente du secteur. **L'exploitation annuelle de ce système de modélisation au travers le bilan annuel qui permet de réaliser des cartes de pollution sur toute la zone d'étude et de positionner les concentrations modélisées vis-à-vis des normes de la qualité de l'air (<http://www.obsairvatoire-a86ouest.fr/>).**

L'estimation des concentrations annuelles aux points de mesure peut également être réalisée à partir des huit semaines de mesure effectuée entre le 27 janvier et le 24 mars 2015. Les conditions météorologiques observées lors de la campagne de mesure n'étant que partiellement représentatives des situations météorologiques à l'échelle de l'année, l'évaluation de la concentration annuelle ne peut se faire que par l'application d'une fonction de transfert prenant en compte la variabilité des conditions météorologiques et des autres facteurs environnementaux qui influent ponctuellement sur les niveaux observés. Cette fonction de transfert prend en compte la différence entre les conditions météorologiques et les autres facteurs environnementaux observés lors des séries de mesure d'une part (qui influencent ponctuellement les niveaux) et ceux observés tout au long de l'année d'autre part.

Une évaluation correcte du niveau moyen annuel pour chaque site de mesure implique que l'on se réfère à des résultats annuels connus à partir des mesures réalisées en continu sur l'ensemble des stations permanentes du réseau Airparif.

Une comparaison directe entre les niveaux relevés lors des huit semaines de mesure aux stations permanentes de fond et le niveau moyen annuel de ces stations permet de déterminer la fonction de transfert qui reflète au mieux les différences météorologiques entre les mesures lors de la campagne et celles réalisées tout au long de l'année. Une relation mathématique pour chaque polluant mesuré, déterminée sur la base de cette comparaison, est appliquée aux résultats obtenus pour chacun des sites instrumentés afin d'évaluer d'une façon fiable la concentration annuelle de chaque point de mesure.

La concentration annuelle ainsi déterminée est obtenue avec une incertitude plus importante qu'avec un suivi tout au long de l'année. Celle-ci provient de l'incertitude des appareils de mesure mais également 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 (du 1^{er} juin 2014 au 31 mai 2015, intervalle annuel incluant la période de mesure). L'incertitude associée à l'estimation du niveau annuel est différente selon les polluants.

Le niveau moyen annuel ainsi déterminé et l'intervalle de confiance pour chacun des sites de mesure de la pollution sont présentés sous forme numérique en Annexe 8.

VII.1 Les oxydes d'azote (NO et NO₂)

Il n'existe pas de norme de qualité de l'air pour le monoxyde d'azote (NO). Pour le dioxyde d'azote (NO₂), les directives européennes et les critères nationaux définissent des niveaux réglementaires pour des échelles temporelles distinctes : moyenne horaire et moyenne annuelle (cf. Annexe 5). Cette distinction permet de prendre en considération deux types de situations critiques vis-à-vis des effets sur la santé pour ce polluant : d'une part la pollution atmosphérique chronique à l'échelle annuelle, et d'autre part, les épisodes de courte durée, à l'échelle d'une ou plusieurs heures.

VII.1.1 Etat de la pollution chronique

La valeur limite définie au niveau national (seuil exclus) en moyenne annuelle pour le dioxyde d'azote est fixée à 40 µg/m³. L'évaluation de la concentration annuelle du 1^{er} juin 2014 au 31 mai 2015 en NO₂ rencontrée sur chacun des points de mesure est présentée à l'Annexe 5. L'année de référence utilisée, à cheval sur deux années civiles, a volontairement été conservée afin de faciliter la comparaison depuis le début des campagnes de mesure réalisées en 2007.

L'estimation des niveaux annuels a pu être réalisée sur l'ensemble des 92 sites de mesure instrumentés lors de la campagne. Néanmoins, compte-tenu des problèmes techniques rencontrés lors des deux premières séries de mesure sur le domaine d'étude autour de l'échangeur et l'unité de ventilation de Pont-Colbert, l'estimation de la moyenne annuelle a été réalisée de manière spécifique. Ainsi, une relation mathématique définie à partir de seulement 4 séries de mesure a été utilisée pour ces sites instrumentés à Pont-Colbert.

Les concentrations annuelles estimées varient entre 12 à 38 µg/m³ selon les sites.

Comme lors des années précédentes, les teneurs annuelles estimées les plus faibles (inférieures à 18 µg/m³) se retrouvent sur les sites de l'extrême Nord-Ouest du grand domaine (communes de Fourqueux, Marly-le-Roi), au Sud (communes de Buc, Guyancourt, Jouy-en-Josas). Ponctuellement, certains sites, instrumentés au sein d'environnement peu ou pas urbanisés, proches de zones boisées, présentent également des teneurs annuelles faibles comme cela est le cas en périphérie de Versailles (site n° 353).

La grande majorité des sites de mesure (plus de 80 % des sites de mesure, soit 76 sur 92) présentent une moyenne annuelle faible puisque inférieure ou égale à 25 µg/m³ de NO₂.

A l'inverse, les concentrations annuelles de fond les plus élevées (concentration annuelle supérieure à 25 µg/m³) sont enregistrées dans les secteurs les plus urbanisés du Nord-Est du domaine d'étude sur les communes de Saint-Germain-en-Laye, de Chatou, Nanterre, Le Vésinet et de Rueil-Malmaison. Ces sites présentent une moyenne annuelle estimée de NO₂ comprise entre 26 et 29 µg/m³. Au sein de la commune de Vaucresson, les teneurs annuelles peuvent également être supérieures à 25 µg/m³, essentiellement sur les sites de fond du centre-ville du fait de l'influence conjuguée des différents axes routiers du secteur, essentiellement l'autoroute A13 et secondairement RD907 et RD182 notamment.

Les sites « influencés », plus proches du trafic routier, présentent des teneurs annuelles plus élevées. Les sites implantés au sein des échangeurs de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert présentent les teneurs annuelles les plus fortes avec une moyenne similaire de 38 µg/m³. L'influence à la fois du trafic routier engendré par le Duplex A86 et des entrées/sorties des tunnels engendrent des niveaux de NO₂ largement supérieurs aux niveaux rencontrés en situation de fond.

De manière moins nette, les sites instrumentés sous l'influence du trafic routier enregistrent des teneurs supérieures ou égales à 30 µg/m³ comme cela est le cas sous l'influence de l'A86 ou encore de la RD446 sur la commune de Jouy-en-Josas. De la même manière, la moyenne annuelle sur le site instrumenté à environ 10 mètres de la terminaison de l'A86 non concédée est estimée à 32 µg/m³.

D'une manière générale, le motif des teneurs annuelles de NO₂ sur l'ensemble du domaine d'étude reste le même par rapport aux mesures réalisées précédemment. De plus, on peut noter des niveaux toujours plus faibles au fil des années.

Il est possible de positionner le niveau annuel estimé en chaque point vis-à-vis de la valeur limite annuel de 40 µg/m³ associée au dioxyde d'azote, et cela notamment en terme de risque de dépassement. L'identification des zones de dépassement de la valeur limite ne peut se faire qu'en terme « d'un risque de dépassement » statistiquement évalué en associant l'incertitude. Ce risque est minimal, c'est-à-dire qu'il n'y a aucun risque de dépassement, lorsque le niveau moyen estimé est 8 % inférieur à la valeur limite de 40 µg/m³. Le risque est maximal, c'est-à-dire le dépassement de la valeur limite est déterminé comme certain, lorsque le niveau moyen estimé est 8 % supérieur à la valeur limite, à savoir 44 µg/m³. Entre ces deux extrêmes, le risque augmente statistiquement et de façon continue avec le niveau moyen évalué. On peut néanmoins distinguer deux grandes classes de risque qui permettent de qualifier globalement la situation au regard de la valeur limite. Un risque de dépassement dit « peu probable » existe lorsque le niveau moyen évalué est entre 38 µg/m³ et 41 µg/m³ et un risque dit « vraisemblable » est identifiable pour un niveau moyen évalué entre 41 µg/m³ et 44 µg/m³.

Ainsi, tous les sites de mesure, à l'exception de ceux instrumentés au cœur même des échangeurs du Duplex A86 de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert, ne présentent pas de risque de dépassement de la valeur limite pour la moyenne annuelle de dioxyde d'azote. Avec une moyenne estimée à 38 µg/m³, les sites au sein des échangeurs du Duplex A86 de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert présentent quant à eux un risque de dépassement défini comme « peu probable » en prenant en compte cette incertitude.

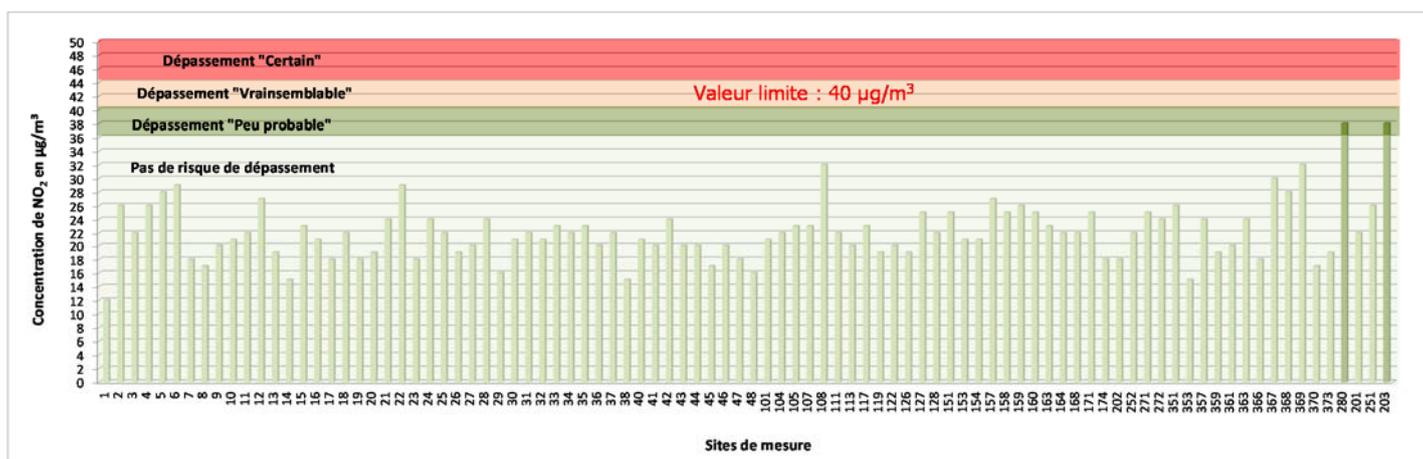


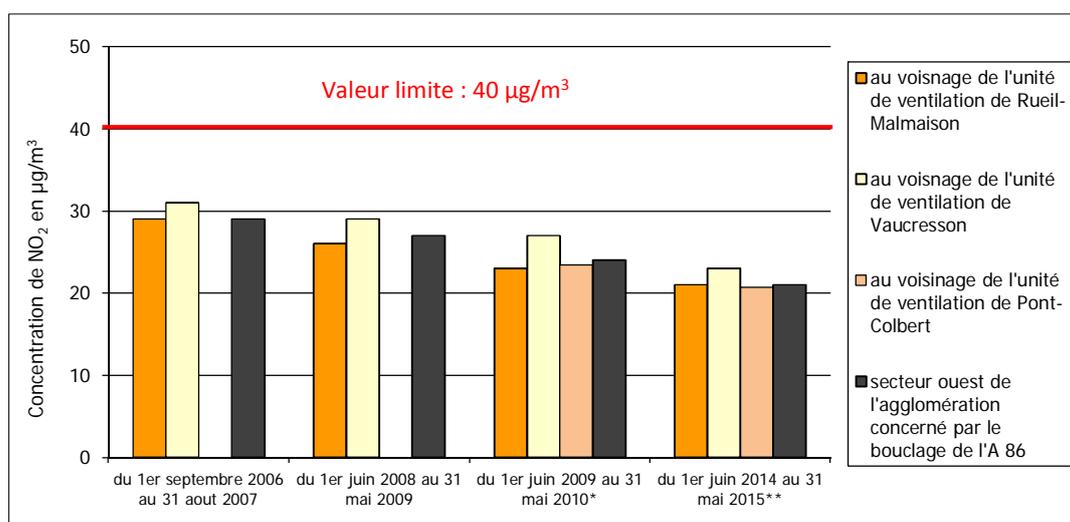
Figure 48 : Moyenne annuelle estimée (du 1^{er} juin 2014 au 31 mai 2015) selon le risque de dépassement de la valeur limite de dioxyde d'azote sur l'ensemble des sites de mesure instrumentés lors de la campagne.

En conclusion, les sites instrumentés au péage de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert présentent les moyennes annuelles les plus fortes du fait de leur implantation au sein des échangeurs à hauteur des gares de péage du Duplex A86. L'influence des émissions du trafic routier et des entrées/sorties de tunnels n'engendre cependant pas un dépassement de la valeur limite fixée à 40 µg/m³. Le dépassement de la valeur limite est qualifié de « peu probable » sur ces sites de mesure. *A fortiori*, les sites instrumentés en situation de fond ne présentent « pas de risque de dépassement » de la norme en vigueur pour le NO₂. De plus, plus de 80 % des sites ont une moyenne annuelle estimée dont les teneurs sont inférieures à 25 µg/m³.

Il est à noter cependant que les teneurs annuelles au plus près (moins de 10 mètres) des grands axes de circulation du secteur d'étude peuvent présenter un risque de dépassement de la valeur limite fixée pour le dioxyde d'azote.

VII.1.2 Quelle évolution des concentrations en NO₂ à l'échelle annuelle depuis la mise en service de la première puis de la seconde section du Duplex

Les concentrations en situation de fond, à savoir hors influence directe des sources de pollution, évoluent essentiellement en fonction des conditions météorologiques (court terme), des baisses globales des émissions à l'échelle régionale (long terme) et/ou en fonction d'importantes modifications dans le secteur, comme ici l'ouverture d'un nouvel axe routier. La comparaison des niveaux annuels estimés avant et depuis l'ouverture de la 1^{ère} section du tunnel (période 2009/2010), met en avant une légère baisse des concentrations entre la période 2006/2007 et celle de 2009/2010 dans le secteur d'étude. Cette diminution de la moyenne annuelle est continue puisque elle se confirme avec l'estimation faite sur la période 2014/2015 comme illustré à la Figure 49. Ce constat est vrai pour l'ensemble du domaine d'étude couvrant le secteur Ouest de l'agglomération mais également au voisinage des différents échangeurs et unités de ventilation du Duplex A86. Cette diminution est également visible sur la station permanente d'Airparif implantée à Versailles.



* Après l'ouverture de la 1^{ère} section « Nord » entre Rueil-Malmaison et Vaucresson

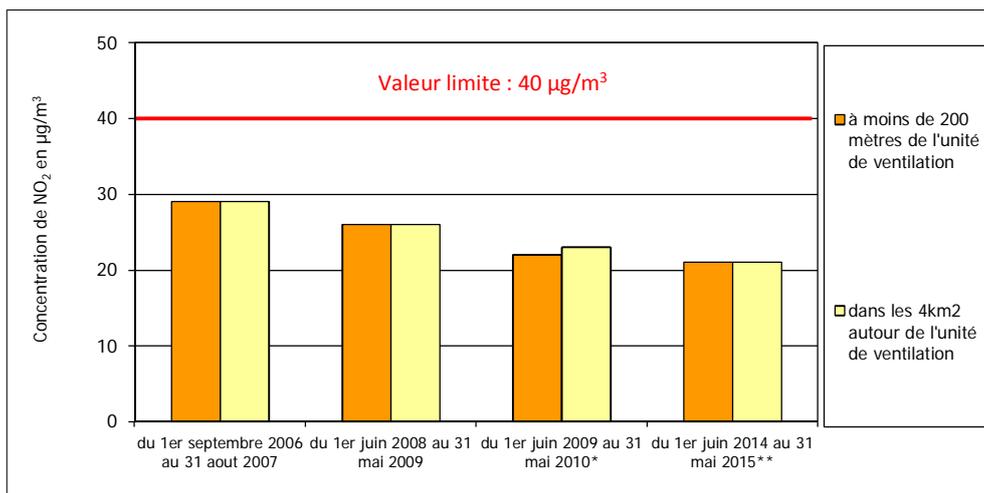
** Après l'ouverture de la 2^{ème} section « Sud » entre Vaucresson et Pont-Colbert

Figure 49 : Evolution des niveaux annuels (en µg/m³) de dioxyde d'azote évalués sur le secteur Ouest de l'agglomération parisienne concerné par le bouclage de l'A86 et au voisinage des échangeurs et des unités de ventilation de Rueil-Malmaison, Vaucresson et de Pont-Colbert depuis le début des campagnes de mesures réalisées en 2007.

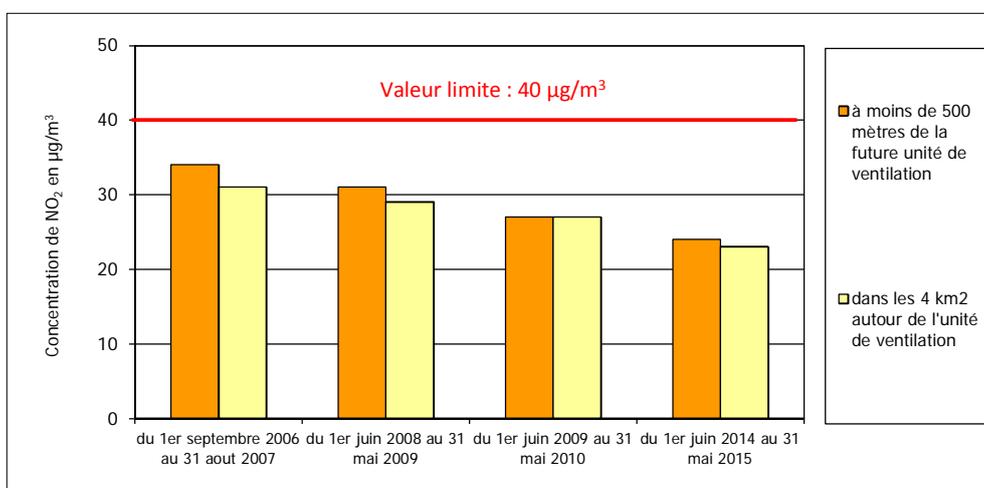
Si les teneurs ont diminué, la hiérarchie entre ces différents secteurs d'étude n'a quant à elle pas évolué. On retrouve ainsi toujours le secteur autour de l'échangeur et l'unité de ventilation de Vaucresson avec les concentrations annuelles les plus élevées. Sur l'année 2014/2015, ce secteur indique une teneur moyenne en situation de fond de 23 µg/m³ contre 21 µg/m³ sur les autres secteurs. Ces 2 µg/m³ d'écart ont été observé sur l'ensemble des périodes de mesure réalisé à partir de 2007 que cela soit avant ou après l'ouverture du Duplex A86.

Le secteur dans le périmètre d'étude de Vaucresson est, comme nous l'avons vu lors des différentes analyses, influencé par le trafic routier essentiellement de l'autoroute A13 et des axes secondaires tels que la D182 et la D907.

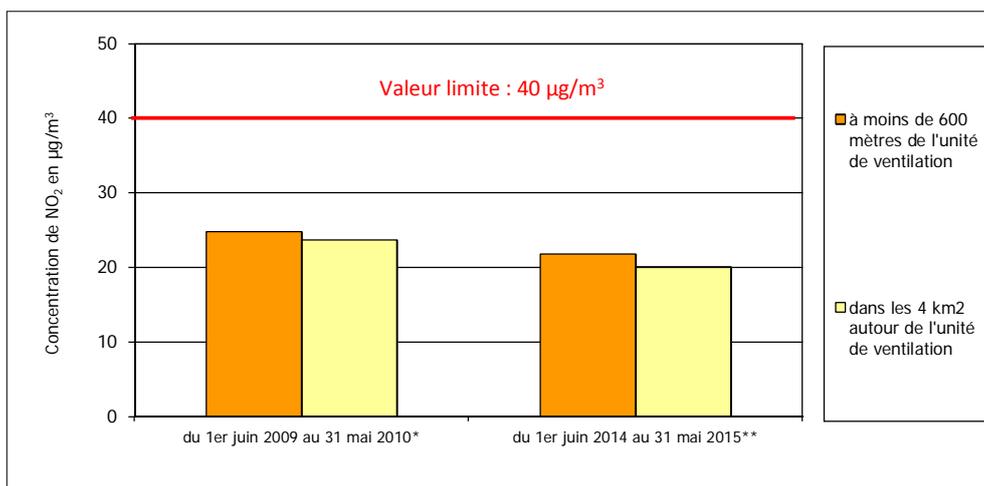
En zoomant plus particulièrement sur les domaines d'étude délimités autour des unités de ventilation et des échangeurs du Duplex A86 (cf. Figure 50), les teneurs annuelles déterminées depuis les premières mesures avant l'ouverture du Duplex en 2007 dans les 4 km² peuvent être comparées au regard de celles estimées à partir des sites les plus proches de l'infrastructure routière.



a) pour l'unité de Rueil-Malmaison



b) pour l'unité de Vaucresson



c) pour l'unité de Pont-Colbert

* Après l'ouverture de la 1^{ère} section « Nord » entre Rueil-Malmaison et Vaucresson

** Après l'ouverture de la 2^{nde} section « Sud » entre Vaucresson et Pont-Colbert

Figure 50 : Evolution des niveaux annuels (en µg/m³) de dioxyde d'azote évalués au voisinage des échangeurs et des unités de ventilation de Rueil-Malmaison et Vaucresson depuis l'ouverture de la 1^{ère} section du Duplex

Quelle que soit l'unité de ventilation étudiée, les teneurs annuelles au plus près de celles-ci sont très homogènes avec les concentrations annuelles de NO₂ déterminées dans le périmètre plus large des 4 km².

La situation reste ainsi identique, cela malgré l'ouverture du Duplex A86. Toutefois, on rappellera que les unités de ventilation n'ont quasiment pas été mises en marche pendant les différentes campagnes de mesure. De plus, les teneurs homogènes de fond au sein d'un même périmètre d'étude confirment qu'il n'y a pas eu de modification majeure en terme de trafic routier sur le domaine.

Suite à l'ouverture de la seconde section du Duplex A86, les niveaux de NO₂ mesurés au sein du domaine d'étude autour de l'échangeur et de l'unité de ventilation de Pont-Colbert indiquent une certaine homogénéité. Les teneurs annuelles au plus près de l'échangeur et de l'unité et de ventilation sont estimées à 22 µg/m³ contre 20 µg/m³ sur l'ensemble du domaine autour de Pont-Colbert. Avant l'ouverture du Duplex, l'écart des teneurs moyennes annuelles entre ces deux zones était similaire avec des niveaux respectivement de 25 µg/m³ contre 24 µg/m³.

En conséquence, les niveaux en situation de fond entre les études avant et après mise en service de la 1^{ère} puis de la 2^{nde} section du duplex A86 ont subi une légère diminution, conforme à celle relevée sur le reste de l'agglomération. Ce constat est vrai aussi bien sur les 4 km² autour des unités de ventilation qu'à proximité de celles-ci. L'absence d'impact est toutefois à relativiser compte-tenu de la *quasi* non mise en route des extracteurs d'air.

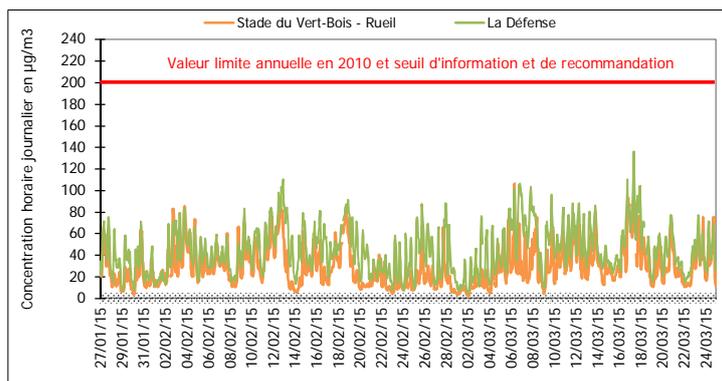
VII.1.3 Respect des normes à l'échelle horaire

Des seuils réglementaires relatifs aux situations aiguës de pollution atmosphérique de courte durée sont fixés. Ces « pics » sont induits notamment par des phénomènes d'accumulation associés à des conditions météorologiques spécifiques. La procédure d'information et d'alerte du public en cas d'épisode de pollution atmosphérique mise en place en Ile-de-France depuis le 25 avril 1994 a notamment été élaborée pour ce type de situation dégradée de courte durée : le déclenchement de la procédure d'information et de recommandation du public est fixé à 200 µg/m³ en moyenne horaire et le seuil d'alerte³³ s'établit à 400 µg/m³ pour le dioxyde d'azote.

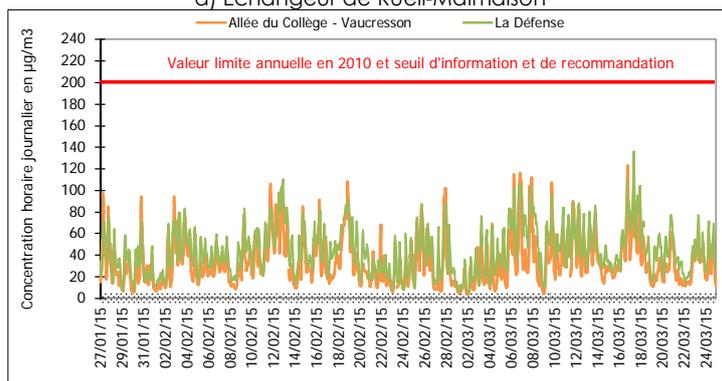
Cette procédure n'a pas été déclenchée pendant la campagne de mesure.

Par ailleurs, indépendamment de ces valeurs associées au dispositif d'information et d'alerte du public, la réglementation française fixe une valeur limite horaire de référence, qui ne doit pas être dépassée plus de 18 heures par an. Cette valeur limite, applicable depuis 2010, est fixée à 200 µg/m³ en moyenne horaire. La Figure 51 présente l'évolution des concentrations horaires de la campagne aux sites temporaires instrumentés au voisinage des unités de ventilation de Rueil-Malmaison (a), de Vaucresson (b) et de Pont-Colbert (c), ainsi que celles relevées sur les stations permanentes du réseau Airparif de La Défense (fond) et des Champs Elysées (Proximité au trafic routier).

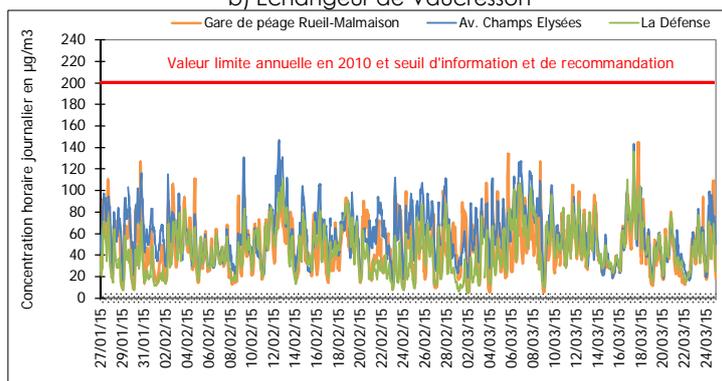
³³ Deuxième condition pour déclencher le seuil d'alerte : si la procédure d'information et de recommandation a été déclenchée la veille et le jour même et si les prévisions font craindre un nouveau risque de déclenchement du seuil d'information pour le lendemain.



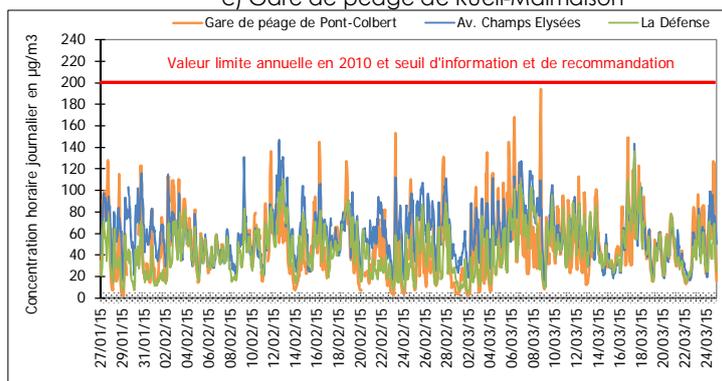
a) Echangeur de Rueil-Malmaison



b) Echangeur de Vaucresson



c) Gare de péage de Rueil-Malmaison



d) Gare de péage de Pont-Colbert

Figure 51 : Evolution des concentrations horaires en dioxyde d'azote observées lors de la campagne de mesure du 27 janvier au 24 mars 2015 aux voisinages des échangeurs et unités de ventilation du Duplex de l'A86 Ouest, aux barrières de péage de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert et sur les stations permanentes de La Défense et de l'avenue des Champs Elysées.

Pendant la campagne de mesure, aucun dépassement des 200 µg/m³ n'a été enregistré sur les relevés horaires des quatre sites temporaire implanté à proximité des unités de ventilation

du Duplex A86 et au sein des échangeurs à hauteur du péage de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert. Ce constat est également vrai sur les stations permanentes du réseau Airparif aussi bien en situation de fond (La Défense) qu'en proximité au trafic routier (Champs Elysées).

Toutefois, le site instrumenté au cœur de l'échangeur de Pont-Colbert, a enregistré le 8 mars 2015 à 18 heures des teneurs de NO₂ élevées et proches du seuil d'information avec une concentration horaire de 194 µg/m³. Sur le réseau de mesure permanent, de tels niveaux sont également enregistrés avec notamment un dépassement de ce seuil sur la RN20 (Montlhéry) avec 203 µg/m³.

La valeur limite de 18 dépassements annuels n'est plus dépassée en situation de fond sur l'ensemble de l'Ile-de-France depuis 1998. Ainsi, les sites de mesure de Vaucresson et de Rueil-Malmaison instrumentés en situation de fond ne présentent pas de risque de dépassement de cette norme au regard des teneurs mesurées lors de la campagne et des teneurs enregistrées en Ile-de-France. En 2014, seule une heure de dépassement (à Evry) a été enregistrée d'après les mesures réalisées sur l'ensemble des stations de fond du réseau Airparif.

Concernant les sites aux péages de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert, les niveaux horaires mesurés les plus élevés sont intermédiaires entre ceux des stations de fond et des stations « trafic » du réseau. Il est alors possible d'observer ponctuellement des dépassements horaires comme cela fut presque le cas au sein de l'échangeur de Pont-Colbert, sans toutefois atteindre 18 heures de dépassement à l'échelle de l'année. Au cours de la campagne de mesure, certaines stations permanentes situées à proximité du trafic (Bd Périphérique Auteuil – RN20) ont enregistré une dizaine de dépassements horaires. En 2014, seule la station du Boulevard Périphérique à hauteur de la Porte d'Auteuil présente un dépassement du seuil des 18 heures supérieures à 200 µg/m³, avec 53 heures.

VII.2 Benzène

VII.2.1 Etat de la pollution chronique

Les critères de qualité de l'air nationaux et européens concernant le benzène (cf. Annexe 5) sont définis en terme de concentration moyenne annuelle traduisant ainsi la pollution atmosphérique chronique à l'échelle annuelle. Au niveau national, l'objectif de qualité de l'air pour le benzène est fixé à 2 µg/m³. La valeur limite réglementaire de l'union européenne est de 5 µg/m³ depuis 2010.

Les niveaux annuels estimés sur la période du 1^{er} juin 2014 au 31 mai 2015 ont été calculés sur la *quasi*-totalité des sites investigués, à l'exception des points de mesure n°28 et 359. Pour ces derniers, le nombre de données permettant le calcul de la moyenne annuelle est trop faible avec seulement 2 séries de mesure disponibles.

De plus, pour les sites instrumentés autour de l'unité de ventilation de Pont-Colbert, le calcul de la moyenne a été au mieux réalisé à partir de la troisième série de mesure du fait des problèmes techniques rencontrés comme évoqué précédemment.

Les teneurs annuelles estimées à partir de mesures réalisées varient entre 0.6 et 1.4 µg/m³. Plus de 75 % des sites ont une moyenne annuelle de benzène inférieure ou égale à 1 µg/m³, soit des teneurs largement inférieures à l'objectif de qualité fixé à 2 µg/m³.

Les teneurs les plus fortes sont enregistrées au Nord-Est du domaine d'étude où l'urbanisme est le plus dense (Le Vésinet, Chatou, Rueil-Malmaison, Croissy-sur-Seine etc...), avec un niveau annuel compris entre 1.2 et 1.4 µg/m³.

La répartition géographique des niveaux annuels en situation de fond est cohérente avec les résultats des stations permanentes du réseau Airparif, avec des concentrations homogènes

sur la région même si des teneurs légèrement plus fortes sont mesurées dans le cœur de l'agglomération, en lien avec les émissions et notamment les zones les plus urbanisées.

Comme lors de la précédente campagne menée en 2010, le niveau annuel au sein de l'échangeur du Duplex A86 de Rueil-Malmaison présente des teneurs plus élevées (1.2 µg/m³) que les sites de fond du secteur des 4 km² autour de ce dernier et de l'unité de ventilation (entre 0.8 et 1 µg/m³). Ce niveau annuel est également estimé sur les sites instrumentés à proximité de la terminaison de l'A86 non concédée et de la RD913.

Au sein de l'échangeur de Pont-Colbert, le niveau annuel est quant à lui homogène par rapport aux autres sites de mesure instrumentés en situation de fond. Contrairement aux teneurs de NO₂, l'influence du trafic routier de ce secteur d'étude n'entraîne pas des teneurs supérieures par rapport à la situation de fond.

Ces résultats permettent d'évaluer le risque de dépassement de l'objectif national de qualité annuel de 2 µg/m³. Comme pour le dioxyde d'azote, l'identification des zones de dépassement de l'objectif de qualité ne peut se faire qu'en terme « d'un risque de dépassement » statistiquement évalué en associant l'incertitude. Ce risque est minimal, c'est-à-dire qu'il n'y a aucun risque de dépassement, lorsque le niveau moyen estimé est 10 % inférieur à l'objectif de qualité de 2 µg/m³, soit 1.8 µg/m³. Le risque est maximal, c'est-à-dire que le dépassement de l'objectif de qualité est certain, lorsque le niveau moyen estimé est 10 % supérieur à l'objectif de qualité, à savoir 2.2 µg/m³.

Ainsi, l'ensemble des sites investigués ne présentent aucun risque de dépassement de l'objectif annuel de qualité en benzène puisque le niveau annuel estimé le plus important est de 1.4 µg/m³ (site n°4 au Vésinet et n°5 à Chatou). Contrairement aux résultats de dioxyde d'azote, les sites instrumentés au cœur des échangeurs du Duplex A86 ne révèlent pas les niveaux les plus élevés du domaine d'étude.

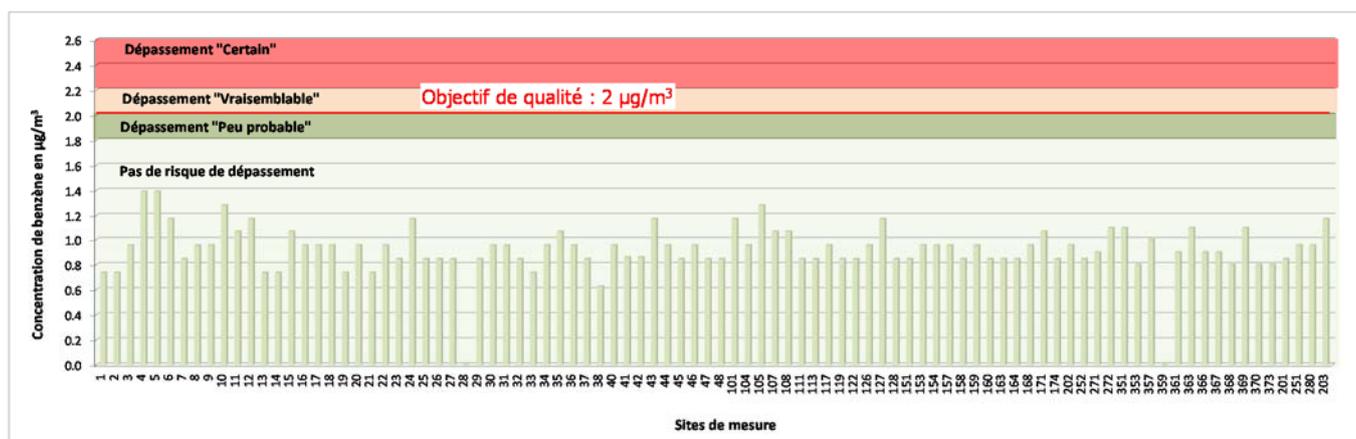


Figure 52 : Moyenne annuelle estimée (du 1^{er} juin 2014 au 31 mai 2015) selon le risque de dépassement de l'objectif de qualité de benzène sur l'ensemble des sites de mesure instrumentés lors de la campagne.

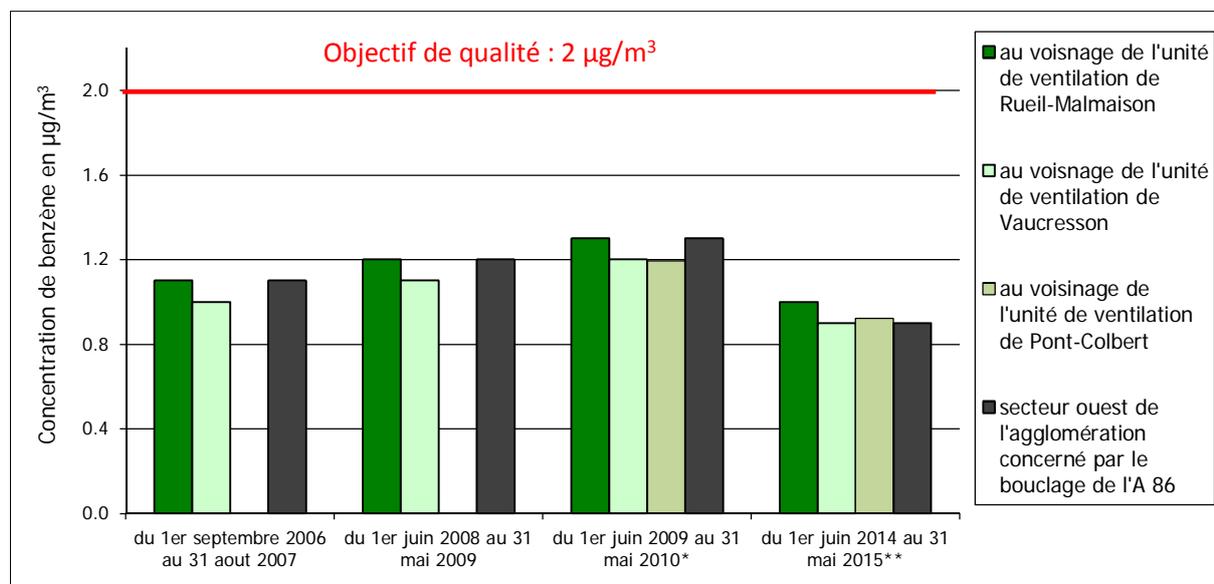
VII.2.2 Quelle évolution des concentrations en benzène depuis l'ouverture de la 1^{ère} section du Duplex ?

Les concentrations annuelles en benzène ont, comme pour celles du dioxyde d'azote, légèrement baissé dans le domaine d'étude entre les deux dernières campagnes de mesure. Cela n'était pas le cas lors des précédentes campagnes car une augmentation des niveaux de benzène était au contraire observée. Ces différences étaient à mettre au crédit en partie d'une évolution du système de mesure, qui à l'époque entraînait une hausse moyenne des niveaux sur la période considérée (2007 à 2010).

La Figure 53 illustre l'évolution des niveaux annuels de benzène au voisinage des échangeurs et des unités de ventilation et au sein du grand domaine couvrant le secteur Ouest de

l'agglomération parisienne concerné par la mise en œuvre du Duplex A86 depuis les premières mesures réalisées en 2007.

Les différences entre les zones d'étude sont très faibles quelle que soit l'année des mesures avec au plus une différence moyenne de $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. On peut tout de même noter que contrairement aux mesures précédentes, le secteur Ouest de l'agglomération (grand domaine) enregistre d'après la campagne 2015 un niveau de benzène similaire à ceux déterminés au voisinage de l'unité de ventilation de Pont-Colbert et de Vaucresson. Cela n'était pas le cas auparavant où les niveaux étaient similaires au voisinage de Rueil-Malmaison.



* Après l'ouverture de la 1^{ère} section « Nord » entre Rueil-Malmaison et Vaucresson

** Après l'ouverture de la 2^{ème} section « Sud » entre Vaucresson et Pont-Colbert

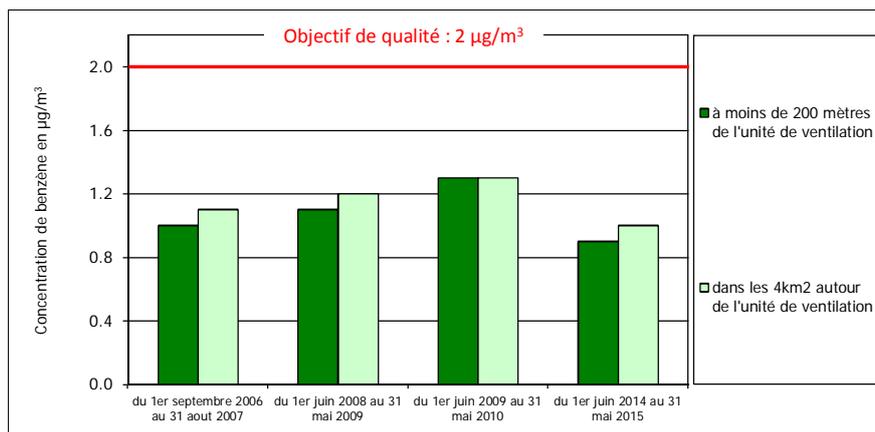
Figure 53 : Evolution des niveaux annuels (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) de benzène évalués sur le secteur Ouest de l'agglomération parisienne concerné par le bouclage de l'A86 et au voisinage des échangeurs et des unités de ventilation de Rueil-Malmaison, Vaucresson et de Pont-Colbert depuis le début des campagnes de mesure réalisées en 2007.

Les zooms sur les sites instrumentés autour des unités de ventilation et des échangeurs (cf. Figure 54) montrent des niveaux annuels de benzène très homogènes.

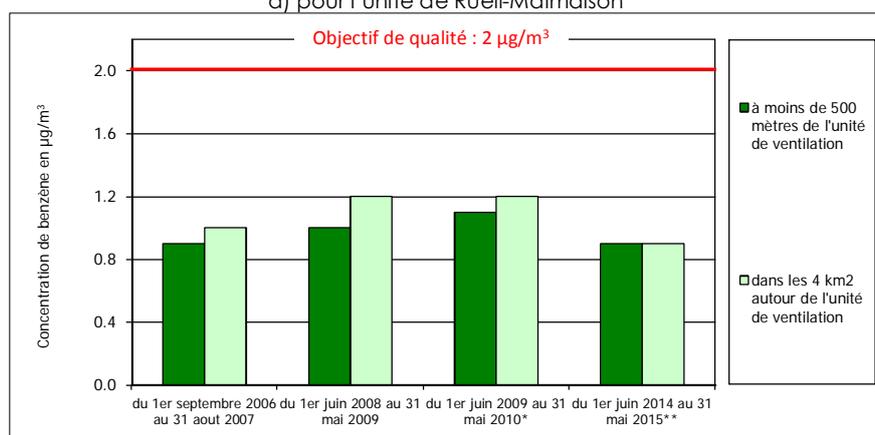
Dans le secteur de Rueil-Malmaison, le niveau moyen estimé en 2015 à moins de 200 mètres de l'unité de ventilation est $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ plus faible que celui définissant l'ensemble du périmètre autour de celle-ci. Cela est cohérent avec les campagnes précédentes puisque ce constat est identique suite aux mesures réalisées en 2007 et 2009 avant l'ouverture de la 1^{ère} section du Duplex A86.

Au sein des 4 km^2 autour de l'unité de Vaucresson, les niveaux annuels de benzène sont similaires à ceux estimés à moins de 500 mètres de l'unité de ventilation. Ce constat était différent lors des précédentes campagnes de mesure puisque à moins de 500 mètres les niveaux annuels étaient inférieurs de 0.1 à $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cela est essentiellement imputable au site n°251 pour lequel la teneur annuelle est légèrement plus élevée que sur les autres sites ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ contre $0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

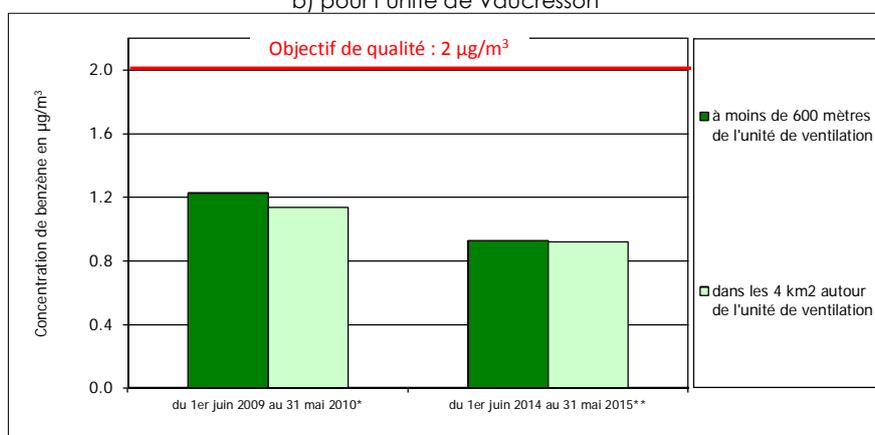
Concernant la zone de Pont-Colbert, les moyennes annuelles estimées sur l'ensemble du secteur d'étude et au plus près de l'unité de ventilation sont similaires avec un niveau de benzène de $0.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En 2010, avant l'ouverture de la seconde section du Duplex A86, la teneur moyenne à moins de 600 mètres était de $1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ contre $1.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur l'ensemble des 4 km^2 couvrant le domaine d'étude. Une fois de plus, on retrouve une plus grande homogénéité des teneurs annuelles de benzène en 2015. Ainsi, l'ouverture du Duplex A86 n'a pas engendré de modification notable sur les niveaux de benzène.



a) pour l'unité de Rueil-Malmaison



b) pour l'unité de Vaucresson



c) pour l'unité de Vaucresson

* Après l'ouverture de la 1ère section « Nord » entre Rueil-Malmaison et Vaucresson

** Après l'ouverture de la 2nde section « Sud » entre Vaucresson et Pont-Colbert

Figure 54 : Evolution des niveaux annuels (en µg/m³) de benzène évalués au voisinage des unités de ventilation de Rueil-Malmaison, Vaucresson et de Pont-Colbert.

En conclusion, les niveaux en benzène ont diminués depuis les dernières mesures réalisées en 2010, comme cela est le cas sur l'ensemble de l'agglomération parisienne.

Il faut rappeler que les unités de ventilation n'ont quasiment pas été mises en service lors des différentes campagnes de mesure (6 heures au plus à Rueil-Malmaison dans le cadre de maintenances). Ainsi, les teneurs de benzènes restent faibles et cohérentes avec les niveaux que l'on peut mesurer au sein de la région francilienne au travers les stations permanentes du réseau Airparif.

VII.3 Particules

Pour rappel, la mesure des particules demande une instrumentation et des contraintes logistiques assez lourdes. Les points de mesure ne peuvent pas être multipliés à l'inverse des mesures de dioxyde d'azote et de benzène par échantillonneurs passifs. Ainsi, quatre sites de mesure ont été instrumentés pour la mesure des particules PM_{10} et trois pour les $PM_{2.5}$.

VII.3.1 Etat de la pollution chronique en PM_{10}

La valeur limite est fixée à $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et l'objectif de qualité annuel est fixé pour les PM_{10} à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (cf. Annexe 5). La moyenne annuelle en particules définie à l'aide des données enregistrées sur les sites temporaires est basée sur une fonction de transfert permettant d'extrapoler les niveaux de la campagne de mesure à des niveaux annuels. Elle est déterminée selon les observations du réseau fixe francilien. Selon cette technique, l'incertitude associée à la moyenne annuelle estimée en particules PM_{10} est de 10 %.

La Figure 55 présente l'évaluation des concentrations moyennes annuelles en particules PM_{10} sur les quatre sites automatiques instrumentés sur le domaine d'étude entre le 27 janvier et le 24 mars 2015. Les niveaux mesurés à Paris centre et à La Défense pour la situation de fond et aux Champs Elysées pour la proximité au trafic routier sont présentés à titre comparatif.

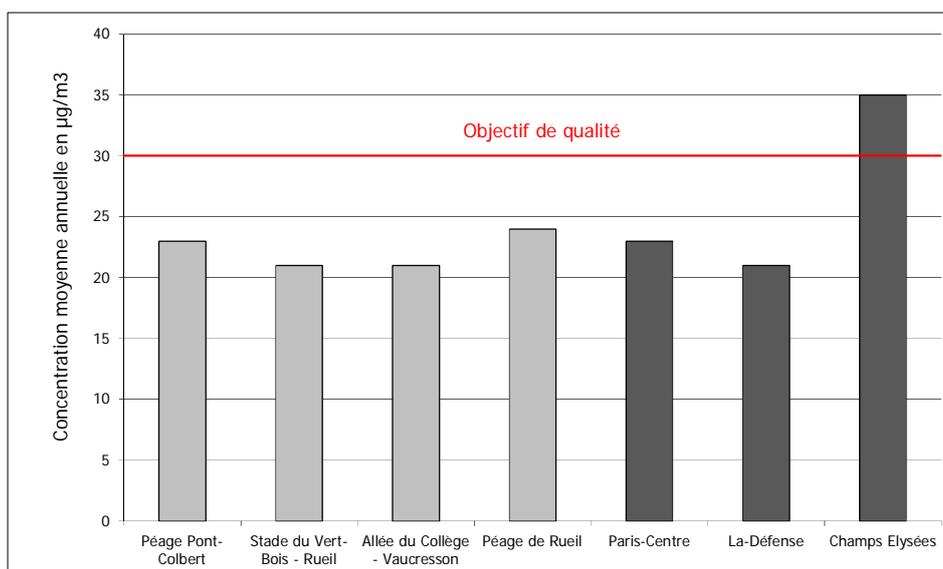


Figure 55 : Estimation de la moyenne annuelle en particules (PM_{10}) du 1^{er} juin 2015 au 31 mai 2015 sur les sites au voisinage des unités de ventilation de Vauresson (Allée du Collège) et de Rueil-Malmaison (Stade du Vert-Bois), aux barrières de péage de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert ainsi qu'aux stations du réseau Airparif de Paris centre, La Défense et des Champs Elysées.

L'objectif de qualité de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ défini pour les concentrations en particules PM_{10} est respecté sur l'ensemble des sites automatiques temporaires, qu'ils soient implantés au sein des échangeurs du Duplex A86 ou au voisinage des unités de ventilation, dans la zone potentielle d'impact.

Les concentrations en particules sont relativement homogènes sur l'ensemble de l'agglomération parisienne, et même à l'échelle de la région. Cette homogénéité est due aux phénomènes de transport à très grande échelle des particules naturelles et/ou anthropiques. Cela est confirmé par les observations du réseau fixe d'Airparif.

Les concentrations évaluées pour la période allant du 1^{er} juin 2014 au 31 mai 2015 sont comprises sur le domaine d'étude entre $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les sites de fond instrumentés en situation de fond ont une moyenne annuelle similaire de $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit des niveaux

homogènes par rapport à la situation de fond de l'agglomération parisienne comme cela est le cas à La Défense. Pour les sites « influencés » implantés au cœur des échangeurs de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert, les moyennes annuelles estimées sont légèrement plus élevées du fait de l'influence des émissions du trafic routier et des entrées/sorties des tunnels. Elles sont de 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Pont-Colbert et 24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Rueil-Malmaison, soit des teneurs annuelles similaires à ce qui est mesuré à Paris centre.

Il est fort probable que l'objectif de qualité en particules soit respecté en situation de fond sur le domaine d'étude. Cependant, cet objectif peut être dépassé au voisinage et au droit des axes majeurs du domaine d'étude, comme c'est le cas sur toutes les stations fixes en proximité du trafic routier du réseau permanent d'Airparif.

Les dépassements de l'objectif de qualité en PM_{10} sont documentés plus précisément dans le cadre de l'observatoire avec la mise en œuvre d'outils de modélisation et de cartographie plus complexes. Ces éléments figurent dans les bilans annuels de la qualité de l'air spécifiques au bouclage de l'A86.

VII.3.2 Etat de la pollution chronique en $\text{PM}_{2.5}$

Les teneurs moyennes annuelles évaluées sur les sites de mesure temporaires sont similaires sur les trois sites, aussi bien en situation de fond qu'au cœur des échangeurs à hauteur des gares de péage, avec 16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. **Tous les sites respectent par conséquent la valeur limite applicable en en 2015 fixée à 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.** Cela concerne également les stations permanentes en situation de fond de l'agglomération parisienne (cf. Figure 56). En revanche, au droit et au voisinage des grands axes routiers du domaine d'étude, ces valeurs limites peuvent être atteintes, voire dépassées, comme l'illustre la station de proximité du Boulevard Périphérique. La moyenne annuelle estimée sur la période considérée pour les sites temporaires est également inférieure à la valeur cible de 2020 définie à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. A l'inverse, aucun site ne respecte les recommandations de l'O.M.S, correspondant à l'objectif de qualité fixé à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, comme cela est le cas en 2014 pour plus de 90 % des franciliens.

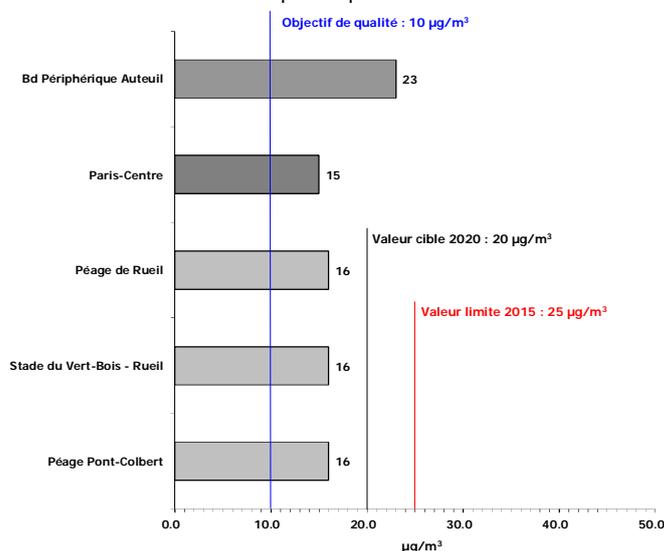


Figure 56 : Moyenne annuelle en particules $\text{PM}_{2.5}$ du 1^{er} juin 2014 au 31 mai 2015 sur les sites temporaires instrumentés au stade du Vert-Bois (Rueil-Malmaison) et aux péages de Pont-Colbert et de Rueil-Malmaison et aux stations permanentes du réseau Airparif et voisinage des unités de ventilation et à la barrière de péage de Rueil-Malmaison.

VII.3.3 Respect des normes à l'échelle de la journée pour les PM_{10}

En ce qui concerne les épisodes de courte durée, il existe des seuils réglementaires pour les particules PM_{10} portant sur la concentration moyenne journalière (cf. Annexe 5). En effet, la

moyenne journalière de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ne doit pas être dépassée plus de 35 jours par an afin de respecter la valeur limite en vigueur.

La Figure 57 présente l'évolution des concentrations journalières observées au cours de la campagne de mesure aux sites temporaires instrumentés sur le domaine d'étude. Pour comparaison, l'évolution des niveaux relevés à différentes stations permanentes du réseau Airparif est aussi présentée.

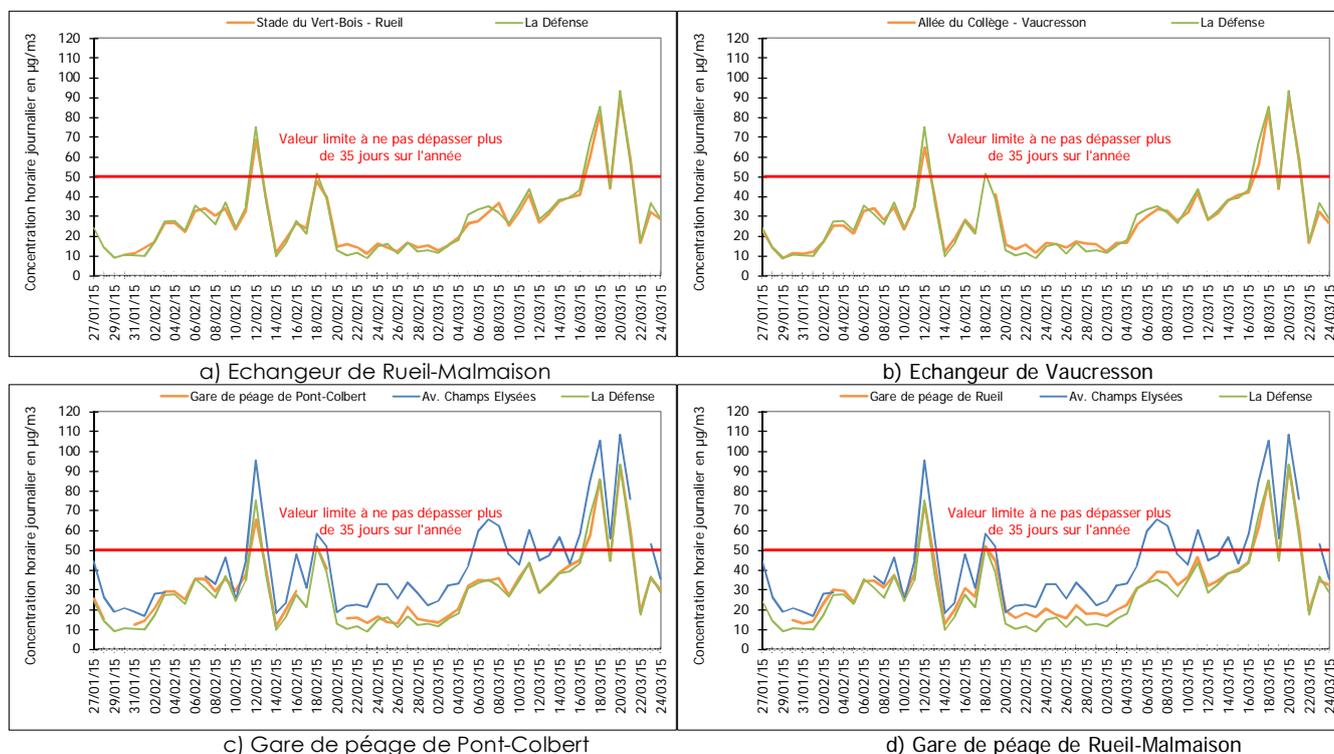


Figure 57 : Concentrations journalières en particules (PM₁₀) observées lors de la campagne de mesure aux voisinages des échangeurs et unités de ventilation ainsi qu'aux barrières de péage de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert.

Au cours de la campagne de mesure, les sites temporaires ont enregistré plusieurs dépassements du seuil de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière. Ainsi, 5 jours ont vu des teneurs supérieures à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur l'ensemble des sites instrumentés. Les sites instrumentés au cœur des échangeurs de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert ont enregistré un dépassement supplémentaire (le 18 février 2015) avec 52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Sur la station de fond de La Défense, comme cela a été constaté sur une grande partie de l'Île-de-France, les dépassements de ce seuil ont eu lieu lors de six journées. A proximité du trafic routier des Champs Elysées, 16 dépassements ont été enregistrés entre le 27 janvier et le 24 mars 2015.

L'évolution des niveaux journaliers de PM₁₀ sur les laboratoires mobiles est proche de celle relevée à La Défense et plus généralement de l'ensemble des stations de fond du réseau francilien. Il est ainsi peu probable qu'un tel dépassement 35 fois dans l'année soit observé à hauteur des laboratoires mobiles situés en fond au regard de l'historique depuis 2010 relevé sur les stations de La Défense et de Vitry-sur-Seine. Le Tableau 1 montre que ce seuil n'a pas été dépassé sur ces stations depuis 2010. Toutefois, les 35 jours maximum de dépassement dans ce secteur de l'agglomération parisienne pourraient être ponctuellement atteints lors d'années météorologiques particulièrement défavorables.

	2010	2011	2012	2013	2014
La Défense	18	29	29	18	7
Vitry-sur-Seine	15	26	27	21	10

Tableau 1 : Bilan des dépassements à l'échelle journalière des 50 µg/m³ à l'échelle annuelle et sur les six premiers mois de l'année depuis 2007

En situation de proximité avec le trafic routier, le nombre de jours de dépassement des 50 µg/m³ excède sûrement les 35 jours sur les axes routiers majeurs du domaine d'étude. En effet, comme illustré par les stations de proximité du trafic routier du réseau permanent d'Airparif, le nombre de jour est largement dépassé pour cette valeur limite à proximité des émissions routières. Au 30 mai 2015, correspondant à 5 mois de mesure, la station d'Auteuil compte déjà 44 jours de dépassements, soit un dépassement de la valeur limite.

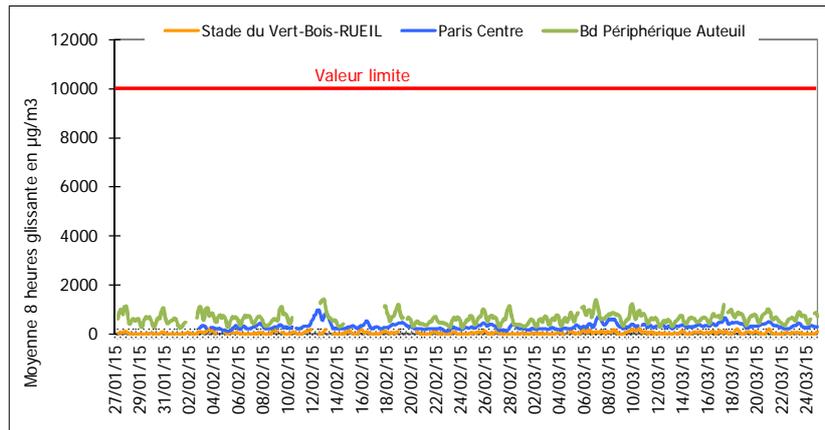
Les dépassements de cette valeur limite en PM₁₀ sont documentés plus précisément dans le cadre de l'observatoire avec la mise en œuvre d'outils de modélisation et de cartographie. Ces éléments figurent dans les bilans annuels de la qualité de l'air spécifiques à l'ObsAIRvatoire.

VII.4 Monoxyde de carbone

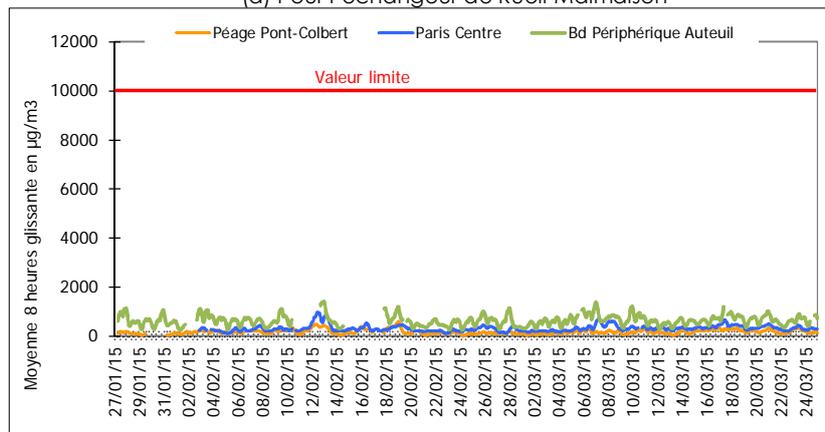
Les normes réglementaires de qualité de l'air françaises pour le monoxyde de carbone (cf. Annexe 5) se réfèrent à une concentration moyenne sur 8 heures de 10 000 µg/m³.

Les niveaux observés sur les sites temporaires instrumentés au voisinage des unités de ventilation sont très faibles (cf. Figure 58), aussi bien en situation de fond qu'à proximité immédiate des axes routiers. Le site du Boulevard Périphérique à hauteur de la Porte d'Auteuil, qui présente historiquement les teneurs parmi les plus élevées du réseau francilien, ne dépasse plus depuis l'année 2001 la valeur limite de 10 000 µg/m³ sur 8 heures consécutives.

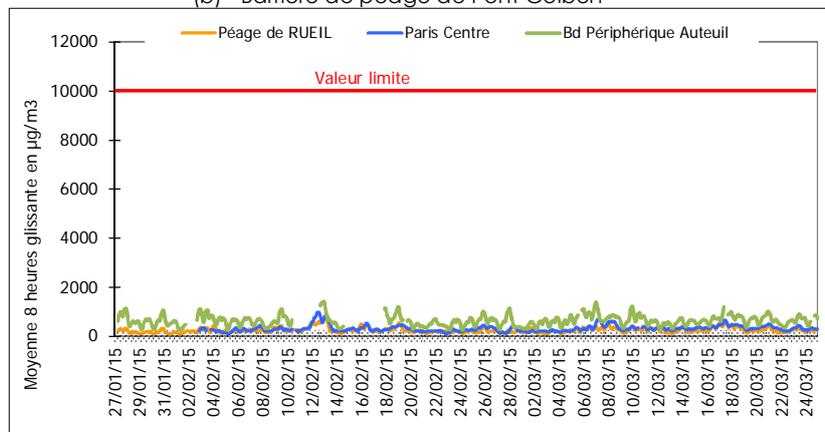
Sur la base des niveaux relevés durant la campagne de mesure et des observations historiques du réseau Airparif, la valeur limite associée au monoxyde de carbone est respectées sur l'ensemble de l'Ile-de-France, même à proximité immédiate des axes routiers les plus importants. Les conclusions pour le monoxyde de carbone sont identiques à celles réalisées à partir des précédentes campagnes de mesure menées à partir de 2007 compte-tenu des faibles niveaux enregistrés pour ce polluant.



(a) Pour l'échangeur de Rueil-Malmaison



(b) Barrière de péage de Pont-Colbert



(a) Barrière de péage de Rueil-Malmaison

Figure 58 : Evolution de la concentration moyenne en monoxyde de carbone sur huit heures aux sites temporaires instrumentés au stade du Vert-Bois à Rueil-Malmaison et aux sites des gares de péage de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert entre le 27 janvier et le 24 mars 2015.

VIII Evaluation des performances de l'ObsAirvatoire A86Ouest

A l'aide des résultats des mesures de la campagne menée sur l'ensemble du domaine d'étude en 2015, une évaluation des performances du système de cartographie alimentant la plateforme de l'ObsAIRvatoire a été réalisée. Cette évaluation est menée à partir de comparaisons entre les résultats de mesure et ceux modélisés par l'ObsAIRvatoire lors de la même période, à savoir du 27 janvier au 24 mars 2015, que ce soit ceux des 4 sites automatiques temporaires à l'échelle horaire ou des 91 sites équipés d'échantillonneurs passifs à l'échelle hebdomadaire.

Cette évaluation a permis de consolider la validation du système de cartographie en particulier au voisinage des unités de ventilation de Rueil-Malmaison et de Vaucresson. La comparaison de données modélisées et mesurées est réalisée pour la première fois dans le cadre de l'ouverture de la section « Sud » du Duplex A86, de l'échangeur de Pont Colbert et de l'unité de ventilation associée.

L'évolution moyenne des niveaux de **dioxyde d'azote** mesurés au cours de la journée et celle issue du système de cartographie permettent de suivre l'évolution de la dynamique des teneurs sur les sites automatiques instrumentés en situation de fond et au sein des échangeurs du Duplex de l'A86.

En situation de fond, comme sur le site du Stade du Vert-Bois à Rueil-Malmaison, le système de cartographie reproduit correctement à la fois la dynamique et les niveaux de dioxyde d'azote mesurés au cours de la journée comme illustré à la Figure 59.

Les différences les plus importantes sont obtenues sur les sites localisés au voisinage des barrières de péage du Duplex A86 située à Rueil-Malmaison et à Pont-Colbert. Mais le profil bimodal caractéristique de l'évolution des niveaux de NO₂ selon les heures de pointe de trafic routier est bien représenté. Les teneurs de NO₂ les plus importantes sont observées aux mêmes heures que ce soit avec la mesure ou avec la modélisation.

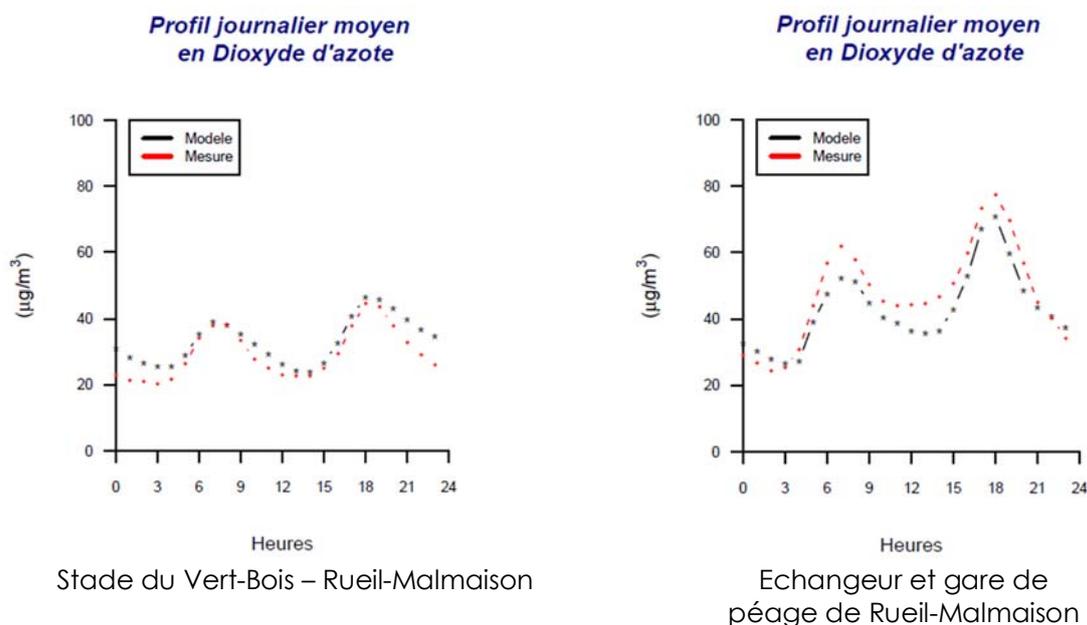


Figure 59 : Profil journalier moyen des niveaux de dioxyde d'azote mesuré et issu du système de cartographie sur les sites du Stade du Vert-Bois et du Péage de Rueil-Malmaison.

L'écart entre la mesure et la modélisation obtenu au sein des échangeurs du Duplex A86, est plus important qu'en situation de fond. Cela s'explique par la variabilité spatiale très

importante au droit des têtes de tunnel qui n'est pas reproduite aussi finement par le système de cartographie. De même, la présence du péage engendre des surémissions induites par le ralentissement des véhicules. Leurs calculs présentent de plus fortes incertitudes.

L'analyse spatiale des résultats issus du système de cartographie au niveau des sites équipés d'échantillonneurs passifs est présentée à la Figure 60.

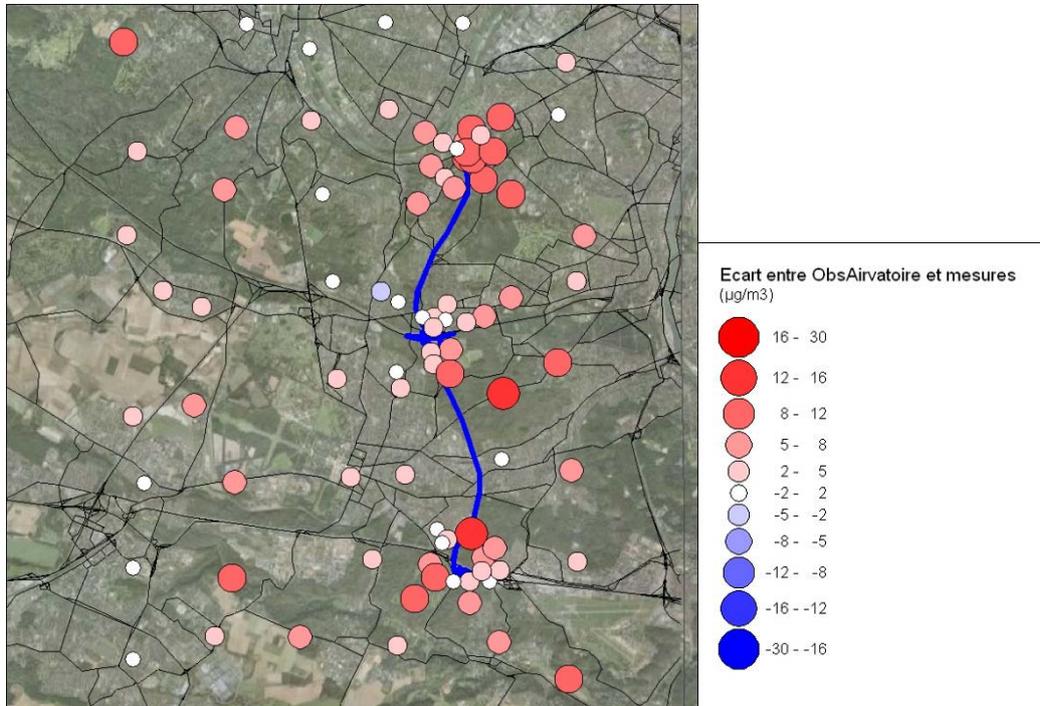


Figure 60 : Cartographie des écarts observés entre les résultats issus de l'ObsAirvatoire et les mesures de dioxyde d'azote par tube passif pour la campagne de mesure 2015.

Les écarts sur les 47 échantillonneurs passifs instrumentés sur le « Grand domaine » pour renseigner la pollution de fond sont relativement faibles notamment dans le Nord du domaine où les niveaux sont les plus élevés. Sur l'ensemble des sites de fond le biais, permettant de quantifier l'amplitude des écarts entre le modèle et la mesure, est compris entre $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $+8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ indiquant une tendance à la surestimation. Dans la zone couvrant l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison, un contraste entre l'Est et l'Ouest de l'échangeur est observé. Le biais est compris entre $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $+8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'Ouest alors qu'à l'est le biais est plus fort. Dans la zone des échangeurs de Vaucresson et du Pont-Colbert, les écarts sont globalement moins importants qu'à l'échangeur de Rueil-Malmaison. Les biais sont compris entre $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $+8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Seuls quelques sites ont un biais supérieurs à $+8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

L'analyse spatiale a mis en évidence une surestimation du système en situation de fond, qui s'explique par un redressement à partir des stations de mesure pas assez représentatives des gradients de concentration sur le domaine d'étude. Cela fait suite à la modification des stations fixes utilisées pour améliorer le système compte tenu de la fermeture des mesures horaires de NO_2 à Garches, station située au sein du domaine de modélisation.

Les **particules PM_{10}** ont été mesurées pendant la campagne au niveau des quatre sites automatiques, les mesures par échantillonneurs passifs n'étant actuellement pas réalisables. Les profils issus à la fois des mesures et de l'ObsAirvatoire sont très proches pour les différents sites, aussi bien en situation de fond qu'en zone influencée par le trafic routier (Figure 61). Sur l'ensemble des sites de mesure, le système de cartographie permet de représenter de manière satisfaisante la dynamique et les niveaux de PM_{10} observés. Si le biais est quasi nul au sein de l'échangeur du Duplex A86 de Rueil-Malmaison, une très légère sous-estimation des niveaux de PM_{10} par le système de modélisation est constatée sur certaines heures sur les sites

instrumentés au sein des échangeurs du Duplex A86 de Pont-Colbert. Toutefois, le biais, qui permet de quantifier cette sous-estimation, est faible ($-1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

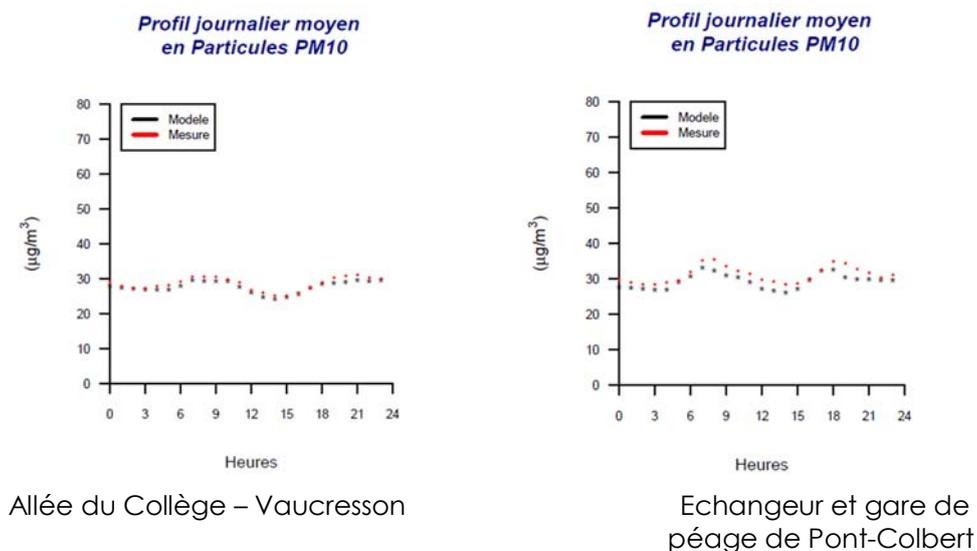


Figure 61 : Profil journalier moyen des niveaux de particules PM_{10} mesuré et issu du système de cartographie sur les sites de fond de Vaucresson et de l'échangeur et gare de péage de Pont-Colbert.

De manière générale, les valeurs de biais pour les PM_{10} sont faibles et comprises entre $-1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ces valeurs sont homogènes avec celles observées lors des précédentes comparaisons réalisées lors des campagnes de mesure de 2007, 2009 et 2010.

Pour les **particules $\text{PM}_{2.5}$** , les résultats sont proches de ceux observés avec les particules PM_{10} . Le biais entre les valeurs journalières estimées par le système et les valeurs mesurées est compris entre $-3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $-0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le système sous-estime faiblement mais quasi systématiquement les niveaux de particules fines $\text{PM}_{2.5}$.

La comparaison entre les niveaux de **benzène** calculés par le système et les valeurs mesurées via les échantillonneurs passifs montre une sous-estimation quasi systématique avec des écarts majoritairement compris entre $-0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $-0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. L'analyse statistique effectuée sur les sites influencés par les émissions du trafic routier montre une sous-estimation du système de cartographie.

Le benzène est le composé sur lequel l'ObsAirvatoire présente le plus d'incertitudes, notamment en raison des incertitudes plus importantes des émissions de ce composé qui alimentent le modèle.

Les niveaux de **monoxyde de carbone** mesurés au cours des différentes campagnes de mesure sont faibles et parfois proches des limites de quantification de l'appareil. L'ObsAIRvatoire modélise également des niveaux de CO très faibles, représentatifs des mesures réalisées.

Sur l'ensemble des polluants, les performances du système de cartographie sont cohérentes avec les performances obtenues au cours des premières validations du système effectuées sur la base des précédentes campagnes de mesure pour les particules et le benzène. Les résultats pour le dioxyde d'azote et le monoxyde de carbone voient leur tendance s'inverser par rapport aux précédentes campagnes, mais les résultats restent cohérents. Cette analyse confirme la capacité du système de cartographie à reproduire les niveaux de polluants observés dans le domaine d'étude. Les scores associés au système de cartographie présentés dans ce rapport sont conformes à ceux trouvés dans la littérature scientifique. L'observatoire est conforme à l'état de l'art.

IX Conclusions

Les campagnes de mesures menées en hiver 2007 et 2009 ont eu pour objectif d'établir l'état initial de la qualité de l'air avant la mise en service de la première section du Duplex A86 reliant Rueil-Malmaison et Vaucresson. En 2010, une nouvelle campagne a permis de réaliser à la fois l'état de la qualité de l'air après ouverture de la première section du duplex A86 et l'état avant ouverture de la seconde inaugurée le 9 janvier 2011. Enfin, la campagne de mesure réalisée en hiver 2015, permet d'établir le suivi de la qualité de l'air suite au bouclage de l'A86 où le nombre de véhicules empruntant l'ouvrage routier y est croissant depuis son ouverture.

Les campagnes de mesure permettent également d'évaluer et d'assoir le système de modélisation aussi bien sur la large zone d'étude englobant l'ensemble des ouvrages routiers qu'au plus proche des domaines d'étude autour des échangeurs et des unités de ventilation du Duplex A86.

Ainsi la surveillance de la qualité de l'air autour du Duplex A86 est effectuée à la fois à l'aide d'un système de modélisation en temps quasi réel, qu'avec des bilans annuels qui en découlent³⁴ et des campagnes de mesure.

Un secteur sous l'influence du motif des émissions de l'agglomération parisienne :

En situation de fond, à savoir, en dehors de l'influence directe des sources d'émissions, les concentrations sont plus élevées dans la partie Nord-Est du domaine d'étude (dans le secteur de Nanterre, Rueil-Malmaison, Saint-Germain-en-Laye) plus proche du cœur dense de l'agglomération parisienne présentant une densité d'émissions de polluants atmosphériques importante.

A l'inverse, les concentrations les plus faibles se retrouvent dans la partie Sud et Ouest de la zone d'étude compte-tenu d'une plus faible densité locale d'émissions de polluants et car ces secteurs sont moins soumis à l'influence des polluants émis par l'agglomération parisienne sous l'effet du vent.

Les teneurs les plus élevées au plus près des axes majeurs et des têtes de tunnels :

Les teneurs de dioxyde d'azote les plus élevées sont relevées sous l'influence des axes majeurs du domaine d'étude, tels que l'A86 non concédée, et au voisinage immédiat des têtes du Duplex A86. Les niveaux annuels estimés à l'aide des mesures réalisées au sein des échangeurs ne sont pas supérieurs à la valeur limite. Toutefois, comme démontré par l'OberAIRvatoire, la valeur limite est dépassée au droit des têtes de tunnel comme cela est le cas dans des configurations similaires pour ce type d'ouvrage routier. Pour les particules PM₁₀, le constat est similaire avec des dépassements de la valeur limite (40 µg/m³) possibles en entrée et sortie des têtes de tunnels du Duplex A86 et à proximité immédiate des principaux axes routiers du domaine d'étude. Les niveaux de pollution diminuent rapidement en s'éloignant du trafic routier et des têtes de tunnel comme cela a été mesuré à l'aide notamment des laboratoires mobiles instrumentés au cœur des échangeurs de Rueil-Malmaison et de Pont-Colbert. Les teneurs moyennes mesurées à moins de 50 mètres des têtes de tunnel et du trafic routier empruntant le Duplex A86 y sont plus importantes qu'en situation de fond du secteur Ouest de l'agglomération mais restent toutefois comparables à celles relevées en situation de fond parisien et restent inférieures aux valeurs limites réglementaires.

Pour le benzène, l'objectif de qualité n'est dépassé ni en situation de fond ni même au sein des échangeurs du Duplex A86.

Enfin, les normes de qualité de l'air associées au monoxyde de carbone sont respectées, comme sur l'ensemble de l'Île-de-France. En effet ce polluant n'est plus problématique même à proximité du trafic routier depuis l'introduction d'équipements tels que les pots catalytiques limitant très fortement les émissions de ce polluant.

³⁴ Bilan 2014 de la qualité de l'air à proximité du Duplex A86 – Février 2016 : http://www.airparif.asso.fr/pdf/publications/bilan2014a86_0602.pdf

Pas d'influence des unités de ventilation observée sur la qualité de l'air :

Les concentrations observées au voisinage des unités de ventilation de Rueil-Malmaison, Vaucresson et Pont-Colbert sont similaires à celles enregistrées au sein de la partie Ouest de l'agglomération parisienne. Ce constat est à mettre en parallèle avec le taux de fonctionnement des unités de ventilation car les systèmes d'extraction d'air ne se sont déclenchés que très rarement (quelques heures), de plus essentiellement lors d'opération de maintenance et de phases de tests. Le voisinage de l'unité de ventilation de Vaucresson présente cependant des niveaux légèrement plus élevés en NO₂ que ceux relevés dans l'Ouest de l'agglomération parisienne mais en raison de la proximité avec l'A13 sur laquelle circulent quotidiennement environ 150 000 véhicules.

Les niveaux en situation de fond déterminés d'après les mesures réalisées avant et après mise en service de la première puis de la seconde section du Duplex A86 ont légèrement diminué, conformément à ceux relevés sur le reste de l'agglomération parisienne. Ce constat est vrai aussi bien sur le grand domaine couvrant l'ensemble des ouvrages routiers du Duplex A86 qu'autour des différentes unités de ventilation.

Le surcroît de polluant depuis l'ouverture du Duplex A86 n'est observé qu'au plus près des têtes de tunnel et au sein même des échangeurs. Au regard de la croissance du nombre de véhicules empruntant le Duplex A86, les teneurs de pollution au sein même des échangeurs peuvent légèrement augmenter comme cela a pu être mesuré pour le NO₂ à hauteur de la gare de péage de Rueil-Malmaison. Cependant, cette influence reste faible et localisée au plus près du trafic routier de l'échangeur.

ANNEXES

Annexe 1

Particules PM₁₀ et PM_{2.5}

Les particules sont constituées d'un mélange de différents composés chimiques et de différentes tailles. Une distinction est faite entre les particules PM₁₀, de diamètre inférieur à 10 µm, et les PM_{2.5}, de diamètre inférieur à 2.5 µm. Les particules PM₁₀ sont majoritairement formées de particules PM_{2.5} : en moyenne annuelle, les PM_{2.5} représentent environ 60 à 70 % des PM₁₀.



Les sources de **particules** sont multiples. Il existe d'une part des rejets directs dans l'atmosphère. Les sources majoritaires de particules primaires sont le secteur résidentiel et tertiaire (notamment le chauffage au bois), le trafic routier, les chantiers et carrières et l'agriculture. Elles peuvent également être d'origine naturelle. La contribution du secteur résidentiel et tertiaire aux émissions de PM_{2.5} est plus importante que pour les PM₁₀ et à l'inverse la contribution de l'agriculture et des chantiers est plus faible. Cela s'explique par la nature des phénomènes prépondérants dans la formation des particules. Les particules PM_{2.5} sont majoritairement formées par des phénomènes de combustion (secteur résidentiel et tertiaire et trafic routier). Les activités mécaniques, telles que le secteur agricole (labours, moissons et phénomènes d'abrasion par les engins agricoles) et les chantiers favorisent la formation de particules de taille plus importante (PM₁₀)³⁵.

Les sources de particules sont également indirectes : transformations chimiques de polluants gazeux (NO₂, SO₂, NH₃, COV...) qui réagissent entre eux pour former des particules secondaires, transport à travers l'Europe, ou encore remise en suspension des poussières déposées au sol.



Effets sur la santé :

Aux concentrations auxquelles sont exposées la plupart des populations urbaines et rurales des pays développés et en développement, les particules ont des effets nuisibles sur la santé. L'exposition chronique contribue à augmenter le risque de contracter des maladies cardiovasculaires et respiratoires, ainsi que des cancers pulmonaires³⁶. Les particules fines peuvent véhiculer des substances toxiques capables de passer la barrière air/sang au niveau des alvéoles pulmonaires³⁷.

Des études récentes montrent sur le long terme des associations entre concentrations de particules et mortalité à des niveaux bien en-dessous du niveau de recommandation annuel de l'OMS (10 µg/m³ en PM_{2.5}). De plus, plusieurs études se sont intéressées à l'effet de seuil et à la relation dose-réponse aux PM_{2.5}. Les données indiquent clairement l'absence d'un seuil en-dessous duquel personne ne serait affecté.

Par ailleurs, les échappements des moteurs Diesel sont classés cancérigènes pour l'homme par l'OMS depuis Juin 2012, sur la base d'indications suffisantes

³⁵ Airparif, Inventaire régional des émissions en Ile-de-France - Année de référence 2010 - éléments synthétiques, Edition décembre 2012.

³⁶ OMS, www.who.int / Centre des médias, Santé et Qualité de l'Air, Aide-mémoire n°313, Septembre 2011.

³⁷ ORS Nord-Pas-de-Calais, Effets des particules en suspension sur la santé respiratoire des enfants, Novembre 2007.

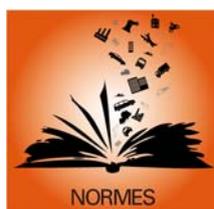
prouvant qu'une telle exposition est associée à un risque accru de cancer du poumon. Les échappements des moteurs essence sont quant à eux classés cancérigènes possibles pour l'homme³⁸.



Effets sur l'environnement :

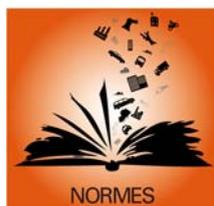
Dégradation des bâtiments

Les particules ont un impact direct sur le climat par absorption/diffusion du rayonnement solaire, et un effet indirect par leur rôle dans la formation des nuages.



Particules PM₁₀

Valeur limite annuelle	Protection de la santé	40 µg/m ³ en moyenne annuelle
Valeur limite journalière	Protection de la santé	50 µg/m ³ en moyenne jour, à ne pas dépasser plus de 35 fois par
Objectif de qualité	Protection de la santé	30 µg/m ³ en moyenne annuelle



Particules PM_{2.5}

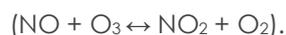
Valeur limite annuelle	Protection de la santé	25 µg/m ³ en moyenne annuelle
Valeur cible	Protection de la santé	20 µg/m ³ en moyenne annuelle
Objectif de qualité	Protection de la santé	10 µg/m ³ en moyenne annuelle

³⁸ OMS-IARC, Diesel and Gasoline engine exhausts and some nitroarenes, IARC Monographs, Volume 105, 2013.

Dioxyde d'azote (NO₂)



Le **dioxyde d'azote**, qui fait partie des oxydes d'azote (NOx), est un polluant indicateur des activités de combustion, notamment du trafic routier. Il est en effet directement émis par les sources motorisées de transport (émission directe ou « primaire »), et dans une moindre mesure par le chauffage résidentiel. Il est également produit dans l'atmosphère à partir des émissions de monoxyde d'azote, (NO) sous l'effet de leur transformation chimique en NO₂ (polluant « secondaire »). Les processus de formation du NO₂ sont étroitement liés à la présence d'ozone dans l'air.



A la différence du NO₂, le monoxyde d'azote (NO) n'est pas considéré comme un polluant dangereux pour la santé.



Effets sur la santé :

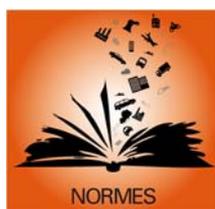
Les études épidémiologiques ont montré que les symptômes bronchitiques chez l'enfant asthmatique augmentent avec une exposition de longue durée au NO₂. Une diminution de la fonction pulmonaire est également associée aux concentrations actuellement mesurées dans les villes d'Europe et d'Amérique du Nord.

A des concentrations dépassant 200 µg/m³, sur de courtes durées, c'est un gaz toxique entraînant une inflammation importante des voies respiratoires³⁹.



Effets sur l'environnement :

- Contribution au phénomène des pluies acides, qui appauvrissent les milieux naturels (sols et végétaux)
- Contribution à la formation de l'ozone



Valeur limite annuelle	Protection de la santé	40 µg/m ³ en moyenne annuelle
Objectif de qualité		
Valeur limite horaire	Protection de la santé	200 µg/m ³ moyenne horaire, à ne pas dépasser plus de 18 fois par an

³⁹ OMS, www.who.int / Centre des médias, Santé et Qualité de l'Air, Aide-mémoire n°313, Septembre 2011

Benzène (C₆H₆)



Le benzène est un Hydrocarbure Aromatique Monocyclique (HAM). C'est un polluant émis majoritairement par le trafic routier, plus particulièrement les véhicules à motorisation essence dont les deux-roues motorisés. Il est également présent à proximité des zones de stockage et de distribution de carburants, comme les stations-services.



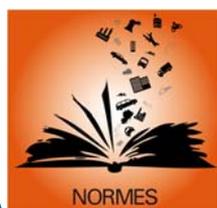
Effets sur la santé :

Le benzène est cancérigène pour l'homme⁴⁰. De plus, sa dégradation dans l'atmosphère produit des composés de type phénols, nitrophénols, nitrobenzène, peroxyacetyl nitrate qui ont également des effets toxiques et/ou cancérigènes.



Effets sur l'environnement :

Le benzène a un effet indirect sur l'environnement puisque c'est un précurseur d'ozone qui perturbe la photosynthèse et a un impact négatif sur la végétation.



Valeur limite	Protection de la santé	5 µg/m ³ en moyenne annuelle
Objectif de qualité	Protection de la santé	2 µg/m ³ en moyenne annuelle

⁴⁰ IARC (OMS), Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1-106, Novembre 2012 (<http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>)

Monoxyde de carbone (CO)



Le monoxyde de carbone est un polluant primaire qui se forme lors des combustions incomplètes (gaz, charbon, fioul ou bois). Les sources principales de CO en milieu extérieur sont le trafic routier et le chauffage résidentiel, notamment le chauffage au bois.



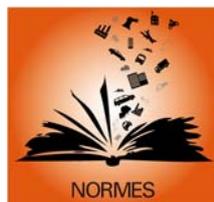
Effets sur la santé :

A fortes teneurs et en milieu confiné (air intérieur), le monoxyde de carbone peut causer des intoxications provoquant des maux de tête et des vertiges, voire le coma ou la mort pour une exposition prolongée. Le CO se fixe à la place de l'oxygène sur l'hémoglobine du sang.



Effets sur l'environnement :

Participation à la formation de l'ozone troposphérique.
Son oxydation aboutit à la formation de dioxyde de carbone, composé reconnu comme étant l'un des principaux gaz à effet de serre.



Valeur limite	Protection de la santé	10000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 8 heures
---------------	------------------------	--

Annexe 2

Localisation des sites de mesure (grand domaine)

Numéro de site	Nom commune	Adresse
1	Fourqueux	Avenue de l'Echaudée, Square des Terres Fleuries
2	Saint-Germain-en-Laye	Rue de Mareil, Square Gérard de Nerval
3	Le Pecq	Stade municipal Louis Raffageau, 3 boulevard Libération
4	Le Vésinet	12bis allée des Bocages
5	Chatou	Ecole Val Fleuri, rue Lami
6	Nanterre	9, rue des goulvents
7	L'Etang-la-Ville	Avenue du Bois
8	Marly-le-roi	Rue du Champ des Oiseaux
9	Le Port-Marly	Allée Cézanne
10	Croissy-sur-Seine	Rue des cerisiers
11	Rueil-Malmaison	Stade du Parc, 298-314 avenue Napoléon Bonaparte
12	Rueil-Malmaison	Hôpital Stell, rue Charles Drot
13	Noisy-le-Roi	Ecole primaire Jules Verne, rue Jacques Bénigne Bossuet
14	Marly-le-Roi	Stade Francois-Henri de Virieu, route de Saint Cyr
15	Louveciennes	Groupe scolaire Leclerc, rue de la Croix-Rouge
16	La Celle-Saint-Cloud	Ecole maternelle et primaire Morel de Vindé, allée des sablons
17	Rueil-Malmaison	7, rue Boileau
18	Garches	Ecole Gaston Ramon, 66 rue du docteur Debat
19	Noisy-le-Roi	Stade intercommunal SIBANO, chemin de la plaine
20	Bailly	Rue des Saules
21	La Celle-Saint-Cloud	Avenue Maurice de Hirsch, Parc des Sports, terrain de rugby
22	La Celle-Saint-Cloud	Sente Pascal
23	Garches	22, avenue Henri Fontaine
24	Garches	Ecole maternelle Saint-Exupéry, 22-24 Grande rue
25	Fontenay-le-Fleury	Crèche Jean-Jacques LASSERRE, 10 rue Descartes
26	Saint-Cyr-l'Ecole	Chemin de l'avenue de Villepreux
27	Le Chesnay	Square, rue du Hameau (impasse)
28	Versailles	Rue Lacordaire
29	Ville-d'Avray	Route cavalière du rompu
30	Ville-d'Avray	Groupe scolaire Jean Rostand, 17 rue de la Ronce
31	Saint-Cyr-l'Ecole	4 impasse des Sablons
32	Versailles	Allée de Choisy
33	Versailles	Jardin des Récollets, 14 rue de la Chancellerie
34	Versailles	Stade Montbauron, 24 allée Pierre de Coubertin
35	Viroflay	21 rue Georges Clémenceau
36	Chaville	rue Alexis Maneryrol
37	Guyancourt	Mail des Saules
38	Guyancourt	Rue du Moulin Renard, complexe sportif les 3 mousquetaires
40	Buc	Sente du Haras
41	Vélizy-Villacoublay	Rue Jacquard
42	Vélizy-Villacoublay	Square Marcel Dassault, (square des cèdres) avenue du Capitaine Taron
43	Voisins-le-Bretonneux	Rue Jean Bart, en face du n°7
44	Guyancourt	Rue Louis le Vau
45	Buc	4 square Anatole France
46	Les-Loges-en-Josas	Rue de la Garenne
47	Jouy-en-Josas	Rue Abel Nicolle
48	Jouy-en-Josas	Chemin des Charbonniers

Sites à proximité de l'échangeur et de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison

Numéro de site	Nom commune	Adresse
101	Croissy-sur-Seine	5 rue Charles Bemont
104	Rueil-Malmaison	Rue Edouard Manet, Tennis
105	Rueil-Malmaison	Square Nadar
107	Rueil-Malmaison	Boulevard Bellerive
108	Rueil-Malmaison	344, avenue Napoléon Bonaparte
111	Bougival	Avenue de la source (au niveau du n° 7)
113	Rueil-Malmaison	Rue du Commandant Jacquot (Grillage du CLSH Vert-Bois)
117	Bougival	Domaine de la Jonchère
119	Rueil-Malmaison	Impasse rue de la vallée Hudrée
122	Rueil-Malmaison	Chemin des vignes, au niveau du 19
126	Rueil-Malmaison	Rue du Commandant Jacquot (Grillage du CLSH Vert-Bois)
127	Rueil-Malmaison	Avenue Napoléon Bonaparte, Ecole élémentaire Malmaison
128	Rueil-Malmaison	Parc du Château de la Petite Malmaison, rue du Commandant Jacquot
201	Rueil-Malmaison	Stade du Vert-Bois, Côte de la Jonchère
202	Rueil-Malmaison	Avenue Marmontel
203	Rueil-Malmaison	Gare de péage de Rueil-Malmaison

Sites à proximité de l'échangeur et de l'unité de ventilation de Vaucresson

Numéro de site	Nom commune	Adresse
151	La Celle-Saint-Cloud	7, avenue Pasteur
153	Vaucresson	1, avenue de Beauvilliers (Villa Edelwiess)
154	Vaucresson	Avenue Jean Salmon Legagneur
157	Vaucresson	Allée Verte
158	Vaucresson	Allée du Collège
159	Vaucresson	Avenue du bois de la Marche
160	Marnes-la-Coquette	N°36 avenue Etienne de Montgolfier
163	Vaucresson	Parc départemental des Haras de Jardy courts de Tennis
164	Marnes-la-Coquette	Parc départemental des Haras de Jardy
168	Vaucresson	Parc départemental des Haras de Jardy Parking proximité courts de Tennis
171	Le Chesnay	entre n°2 et 4 Rue Saint Michel
174	Marnes-la-Coquette	Parc départemental des Haras de Jardy, Boulevard de Jardy
251	Vaucresson	Allée du collège, Club house courts de tennis
252	Marnes-la-Coquette	Stade de la marche

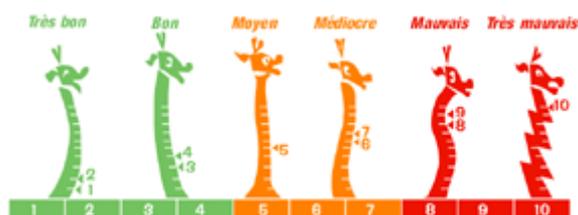
Sites à proximité de l'échangeur et de l'unité de ventilation du Pont Colbert

Numéro de site	Nom commune	Adresse
271	Versailles	Rue Rémont (Centre de Loisirs "Les Grands Chênes")
272	Vélizy-Villacoublay	Avenue de Provence (En face l'école élémentaire Mozart)
351	Versailles	Face au n°130 rue Yves Le Coz
353	Versailles	Chemin forestier Fontaine des Nouettes
357	Versailles	Face au n°5 rue Antoine Thierry de Ville d'Avray
359	Vélizy-Villacoublay	1 rue Jacquart (angle rue de La Fontaine)
361	Jouy-en-Josas	Golf de la Boulie (Racing Club de France)
363	Vélizy-Villacoublay	Rue de Bretagne
366	Jouy-en-Josas	Golf de la Boulie (Racing Club de France)
367	Jouy-en-Josas	Rue Charles de Gaulle, face au pont de chemin de fer
368	Jouy-en-Josas	Route Ferrée du Milieu (chemin forestier, forêt de Versailles)
369	Jouy-en-Josas	Entre 12-14 rue Jean-Baptiste Huet
370	Buc	Golf de la Boulie (Racing Club de France)
373	Jouy-en-Josas	22 Butte au Beurre
280	Versailles	Gare de Péage de Pont-Colbert

Annexe 3

L'indice Atmo et Classes de stabilité atmosphérique par série de mesure

L'indice ATMO caractérise la qualité de l'air globale pour l'ensemble de l'agglomération parisienne.



Cet indice est déterminé à partir des niveaux de pollution mesurés au cours de la journée par les stations de fond urbaines et périurbaines de l'agglomération et prend en compte les différents polluants atmosphériques, traceurs des activités de transport, urbaines et industrielles. Le type de site de mesure pris en compte est précisément défini : il s'agit de sites de fond qui doivent être des sites de zones fortement peuplées.

Ainsi pour le dioxyde de soufre, la densité de population doit être supérieure à 4000 habitants par kilomètre carré dans un cercle de rayon de 1 km autour du site.

Pour le dioxyde d'azote, l'ozone et les poussières, la densité de population doit répondre aux mêmes critères, de plus le rapport NO/NO₂ du site doit être inférieur ou égal à 1.5 (ce qui est la caractéristique d'un site éloigné des axes routiers).

L'indice ATMO concerne toutes les grandes agglomérations de plus de 100 000 habitants. Cet indice et son mode de calcul sont précisément définis au niveau national par l'arrêté du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable du 22 juillet 2004.

Dans son calcul interviennent :

le dioxyde de soufre (d'origine industrielle),

les poussières (d'origine industrielle, liée au transport et au chauffage domestique),

le dioxyde d'azote (d'origine liée au transport, aux activités de combustion et de chauffage domestique),

l'ozone (polluant secondaire issu principalement des transports et de l'utilisation des solvants et des hydrocarbures).

Pour chaque polluant un sous-indice est calculé. Chaque sous-indice est déterminé chaque jour à partir d'une moyenne des niveaux du polluant considéré sur l'ensemble des stations retenues.

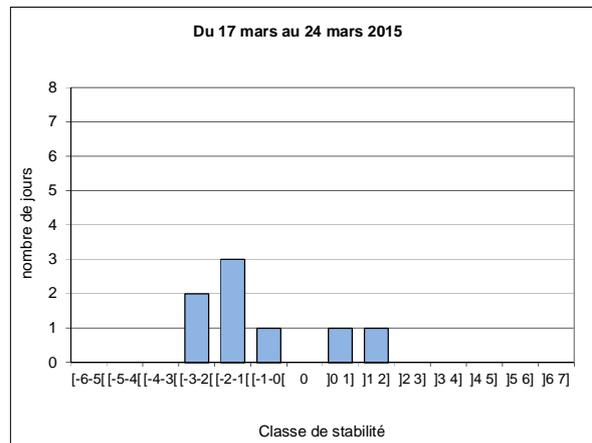
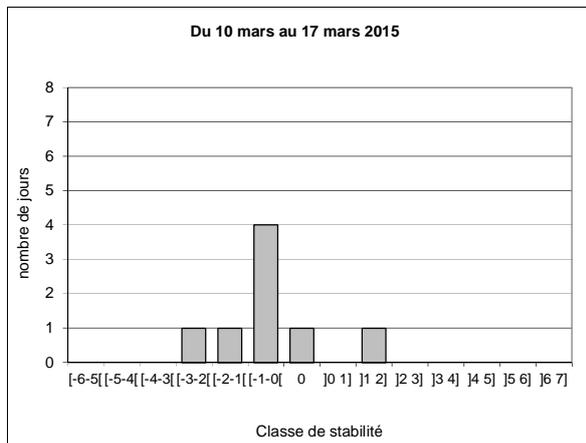
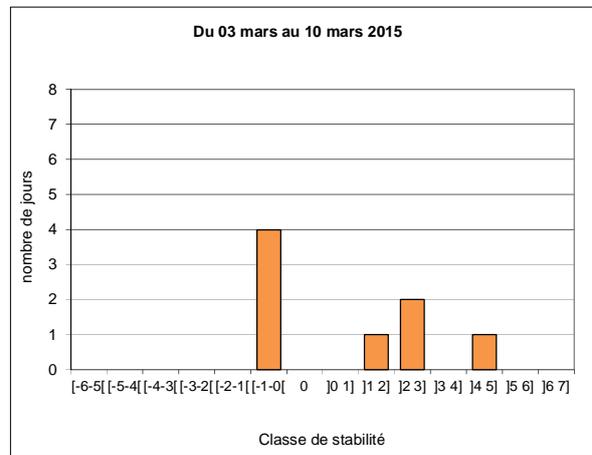
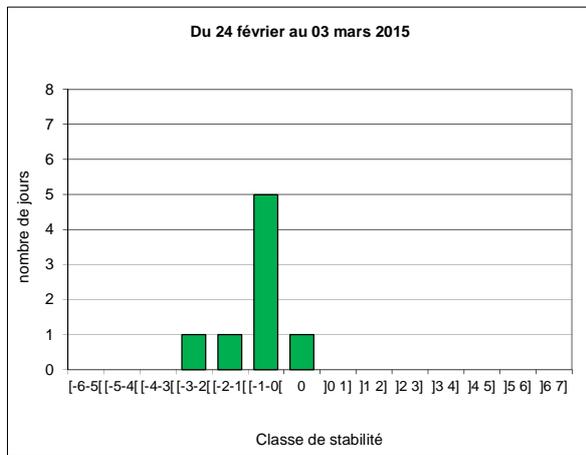
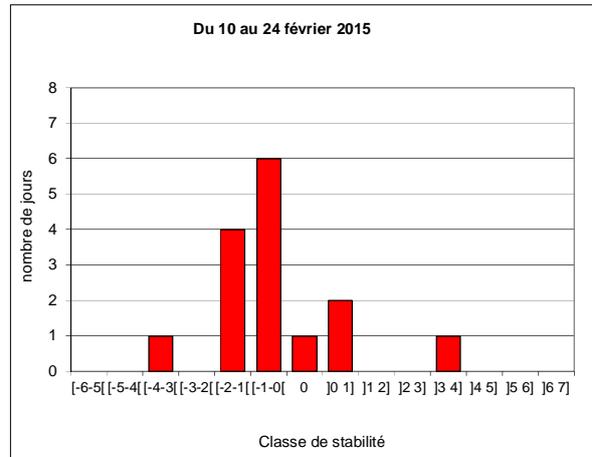
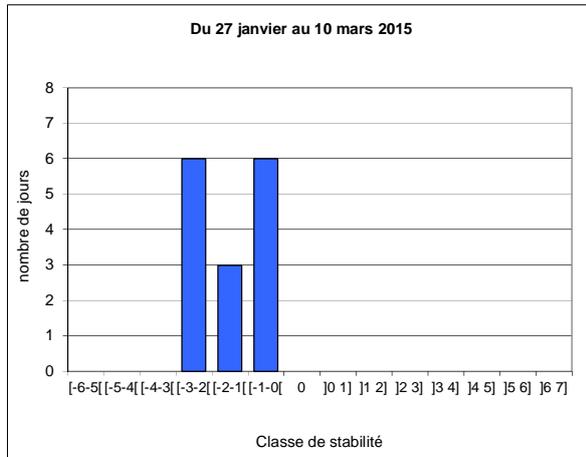
Pour les particules, on prend la concentration moyenne journalière sur chaque site.

Pour le dioxyde de soufre, le dioxyde d'azote et l'ozone, on prend la concentration maximale horaire du jour sur chaque site.

C'est le sous-indice maximal qui est choisi comme indice ATMO final caractérisant la qualité de l'air globale de la journée considérée.

L'indice de qualité de l'air ATMO est en fait un chiffre allant de 1 à 10 associé à un qualificatif (de très bon à très mauvais)

Classes de stabilité atmosphérique par série de mesure (source Météo-France)



Annexe 4

Résultats des mesures en NO₂ et en benzène sur les sites équipés d'échantillonneurs passifs Concentration en µg/m³, nd : signifie non disponible

N° Site	Commune	Du 27/01 au 10/02		Du 10/02 au 24/02		Du 24/02 au 03/03		Du 03/03 au 10/03		Du 10/03 au 17/03		Du 17/03 au 24/03	
		NO ₂	Benzene										
1	Fourqueux	14	1.0	18	1.3	9	0.7	15	0.9	28	1.5	20	1.2
2	St-Germain-en-Laye	31	nd	33	1.4	21	0.7	39	1.2	39	nd	36	nd
3	Le Pecq	26	1.2	28	1.5	22	0.9	36	1.4	37	1.7	25	1.3
4	Le Vesinet	32	1.6	34	1.9	29	1.1	39	1.8	nd	2.1	32	1.6
5	Chatou	31	1.7	33	1.8	28	1.3	47	1.9	42	1.9	33	1.6
6	Nanterre	32	1.5	34	1.7	26	1.0	46	1.6	43	1.8	39	1.6
7	L'étang-la-Ville	22	1.3	23	1.5	20	0.9	27	1.0	27	1.5	23	1.2
8	Marly-le-roi	21	1.2	24	1.4	12	0.9	23	1.1	33	1.8	26	1.3
9	Le Port-Marly	25	1.2	27	1.4	17	0.8	32	1.2	35	1.7	26	1.3
10	Croissy-sur-Seine	26	nd	27	1.7	19	0.8	32	2.1	34	1.9	26	1.4
11	Rueil-Malmaison	27	1.5	32	1.5	20	1.0	30	1.1	33	1.7	29	1.3
12	Rueil-Malmaison	36	1.6	33	1.6	13	1.2	46	1.4	41	1.8	40	1.6
13	Noisy-le-Roi	22	nd	26	nd	16	1.0	24	1.0	37	1.4	26	nd
14	Marly-le-roi	18	1.2	23	1.1	11	0.8	18	0.8	30	1.4	24	1.2
15	Louveciennes	28	1.4	29	1.6	21	1.0	32	1.2	39	1.5	31	1.4
16	La Celle-Saint-Cloud	25	nd	27	1.5	16	0.9	29	1.0	37	1.8	29	1.4
17	Rueil-Malmaison	23	nd	23	1.3	14	1.0	25	1.1	35	1.7	27	1.4
18	Garches	26	1.3	29	1.4	19	1.1	30	1.1	38	1.5	31	1.3
19	Noisy-le-Roi	21	0.9	25	nd	15	0.8	24	1.1	35	1.2	26	1.3
20	Bailly	22	1.5	nd	1.6	17	1.0	27	1.1	35	1.4	27	1.3
21	La Celle-Saint-Cloud	27	1.1	34	1.2	30	0.8	33	1.0	31	1.2	nd	1.2
22	La Celle-Saint-Cloud	34	1.3	37	1.4	32	1.0	41	1.1	40	1.4	38	1.4
23	Garches	24	nd	27	1.3	21	0.9	nd	1.1	nd	1.5	26	1.4
24	Garches	26	1.5	33	1.6	22	1.0	37	1.5	39	1.6	32	1.5
25	Fontenay-le-Fleury	21	1.3	33	1.2	21	0.9	33	nd	40	1.2	26	1.2
26	St-Cyr-L'école	25	nd	24	1.1	16	nd	26	1.1	30	1.2	30	1.3
27	Le Chesnay	24	1.2	25	1.4	16	0.8	31	1.1	36	1.5	29	1.2
28	Versailles	31	nd	27	1.4	19	0.9	36	nd	36	nd	36	nd
29	Ville-d'Avray	25	1.3	20	1.2	14	0.8	20	1.0	26	1.3	26	1.4
30	Ville-d'Avray	27	1.4	25	1.3	20	1.0	29	1.2	34	1.4	32	1.4
31	St-Cyr-L'école	26	1.4	28	1.5	20	0.8	31	1.5	34	1.3	32	1.4
32	Versailles	28	1.3	25	1.1	19	0.8	28	nd	30	1.2	33	1.5
33	Versailles	28	1.1	30	1.3	19	0.7	32	1.0	38	1.3	34	1.3
34	Versailles	27	1.3	28	1.2	20	0.9	32	1.3	35	1.5	32	1.3
35	Viroflay	30	1.4	29	1.4	20	1.0	35	1.4	36	1.4	33	1.6
36	Chaville	26	1.3	nd	1.3	17	0.9	26	1.2	31	1.4	31	1.4
37	Guyancourt	28	1.2	27	1.3	16	1.0	32	1.1	37	1.4	35	1.4
38	Guyancourt	21	0.8	20	1.1	12	0.8	21	1.0	27	1.2	26	1.2
40	Buc	27	1.4	26	1.3	16	1.0	32	1.2	34	1.4	34	1.3
41	Vélizy-Villacoublay	nd	nd	nd	nd	19	0.8	28	1.2	36	1.3	26	1.4
42	Vélizy-Villacoublay	nd	nd	nd	nd	24	0.8	33	1.1	39	1.3	32	1.4
43	Voisins-le-Bretonneux	23	1.7	25	1.7	15	1.2	31	1.7	35	1.5	32	1.4
44	Guyancourt	27	nd	25	1.5	16	0.8	27	1.3	32	1.4	29	nd
45	Buc	25	1.2	nd	1.2	10	0.7	22	1.1	31	1.6	28	1.2
46	Les-Loges-en-Josas	26	1.4	24	1.3	17	0.9	31	1.3	34	1.5	30	1.2
47	Jouy-en-Josas	21	1.3	22	1.1	12	0.8	26	1.1	30	1.4	31	1.2
48	Jouy-en-Josas	21	1.4	21	1.2	14	0.9	20	1.2	28	nd	29	1.3
101	Croissy-sur-Seine	27	1.5	27	1.6	18	0.9	32	1.5	35	1.8	29	1.5
104	Rueil-Malmaison	27	1.4	28	1.5	19	0.9	34	1.2	35	1.7	31	1.3
105	Rueil-Malmaison	27	1.4	31	nd	nd	nd	33	nd	31	1.9	27	1.5
107	Rueil-Malmaison	27	1.4	29	1.6	18	1.0	36	1.3	39	1.8	29	1.5
108	Rueil-Malmaison	36	1.4	37	1.6	22	1.1	47	1.3	54	1.6	51	1.5
111	Bougival	26	nd	27	1.4	21	1.1	30	1.0	37	nd	31	1.4
113	Rueil-Malmaison	28	1.2	25	1.4	20	0.9	30	0.9	31	1.5	28	1.3
117	Bougival	27	1.3	29	1.4	20	1.1	32	1.0	38	1.7	31	1.3
119	Rueil-Malmaison	26	1.2	25	1.4	16	0.9	29	1.0	30	1.6	28	1.3

Résultats des mesures en NO₂ et en benzène sur les sites équipés d'échantillonneurs passifs
Concentration en µg/m³, nd : signifie non disponible

N° Site	Commune	Du 27/01 au 10/02		Du 10/02 au 24/02		Du 24/02 au 03/03		Du 03/03 au 10/03		Du 10/03 au 17/03		Du 17/03 au 24/03	
		NO ₂	Benzene										
122	Rueil-Malmaison	25	1.2	26	1.2	16	1.0	27	1.0	35	1.6	29	1.3
126	Rueil-Malmaison	27	1.3	23	1.2	16	1.0	26	1.0	31	1.7	27	1.3
127	Rueil-Malmaison	31	1.5	33	1.4	22	1.0	35	1.3	39	2.2	32	1.6
128	Rueil-Malmaison	32	1.4	nd	nd	22	0.8	30	1.2	25	1.4	33	1.3
151	La Celle-Saint-Cloud	29	1.2	33	1.3	26	0.9	36	1.1	37	1.4	33	1.5
153	Vaucresson	26	1.4	29	1.2	22	0.9	34	1.2	nd	1.5	28	1.6
154	Vaucresson	22	1.4	31	1.4	23	1.1	34	1.1	nd	1.5	27	1.5
157	Vaucresson	32	1.4	35	1.3	32	nd	44	1.0	36	1.4	29	1.4
158	Vaucresson	25	1.1	35	1.4	29	0.8	38	1.0	38	1.3	28	1.3
159	Vaucresson	28	nd	36	1.5	26	1.0	39	1.2	40	1.4	31	1.4
160	Marne-la-coquette	29	1.3	33	1.4	30	0.8	40	1.1	37	1.4	27	1.3
163	Vaucresson	29	1.1	26	1.3	17	0.8	29	1.0	40	1.6	41	1.4
164	Marne-la-coquette	28	1.2	28	1.3	21	0.8	30	1.0	32	1.3	32	1.3
168	Vaucresson	25	1.2	29	1.3	18	0.8	30	1.2	38	1.6	36	1.4
171	Le Chesnay	32	1.4	30	1.5	21	1.0	37	1.3	39	1.7	36	1.4
174	Marne-la-coquette	18	1.1	26	1.3	16	0.7	26	0.9	31	1.4	28	1.5
202	Rueil-Malmaison	25	1.3	25	nd	14	0.9	28	1.3	28	1.7	27	1.4
252	Vaucresson	26	1.2	29	nd	23	0.8	34	1.1	35	1.5	28	1.4
271	Versailles	nd	nd	nd	nd	26	0.9	38	1.0	35	1.5	33	1.5
272	Vélizy-Villacoublay	nd	nd	nd	nd	24	nd	35	1.4	39	1.5	28	1.4
351	Versailles	nd	nd	nd	nd	25	0.9	39	1.1	37	1.7	38	1.7
353	Versailles	nd	nd	nd	nd	16	0.7	19	0.8	24	1.4	25	1.4
357	Versailles	nd	nd	nd	nd	24	0.8	38	1.3	33	1.5	33	1.5
359	Vélizy-Villacoublay	nd	nd	nd	nd	17	0.9	28	nd	32	1.5	29	nd
361	Jouy-en-Josas	nd	nd	nd	nd	12	0.8	25	1.0	34	1.4	37	1.4
363	Vélizy-Villacoublay	nd	nd	nd	nd	27	0.9	34	1.2	39	1.8	30	1.5
366	Jouy-en-Josas	nd	nd	nd	nd	11	0.7	24	1.0	30	1.5	32	1.5
367	Jouy-en-Josas	nd	nd	nd	nd	nd	0.7	32	1.1	39	1.5	47	1.5
368	Jouy-en-Josas	nd	nd	nd	nd	nd	0.7	33	1.0	36	1.4	41	1.3
369	Jouy-en-Josas	nd	nd	nd	nd	nd	1.0	38	1.5	44	1.6	41	1.6
370	Buc	nd	nd	nd	nd	10	0.8	22	0.8	29	1.4	31	1.4
373	Jouy-en-Josas	nd	nd	nd	nd	12	0.8	28	1.1	32	nd	33	1.4

Annexe 5

Normes françaises et européennes de qualité de l'air relatives au dioxyde d'azote, au benzène, au Monoxyde de carbone, aux particules PM₁₀ ET PM_{2,5}

NORMES DE QUALITÉ DE L'AIR FRANÇAISES (F) ET EUROPEENNES (E)

Normes françaises : Code de l'Environnement

Partie réglementaire

Livres II milieux physiques - Titre II : Air et atmosphère - Section 1 : Surveillance de la qualité de l'air ambiant (Articles R221-1 à R221-3)

Normes européennes :

SO₂, NOx, particules, plomb, ozone, CO : directive européenne du 21 mai 2008

Parue au Journal Officiel de l'Union européenne du 11 juin 2008

HAP et métaux : directive européenne du 15 décembre 2004

Parue au Journal Officiel de l'Union européenne du 26 janvier 2005

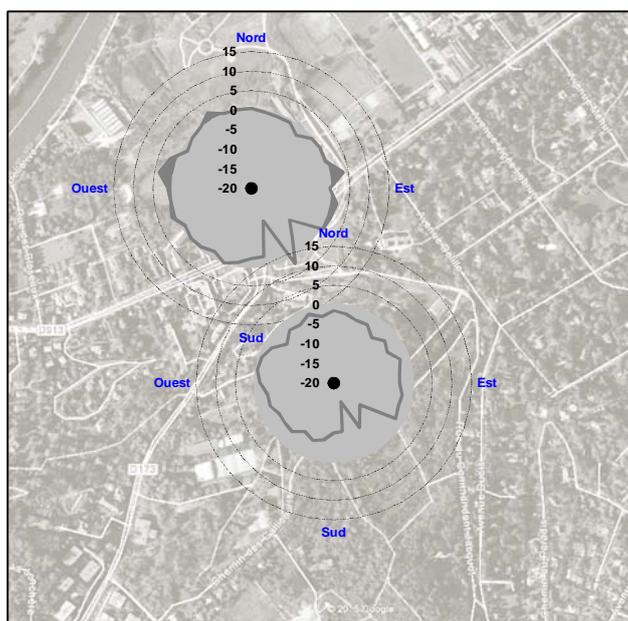
Normes françaises (F) Normes européennes (E)

Valeurs limites, valeurs cibles, objectifs de qualité, objectifs à long terme niveaux critiques, seuils d'information et d'alerte

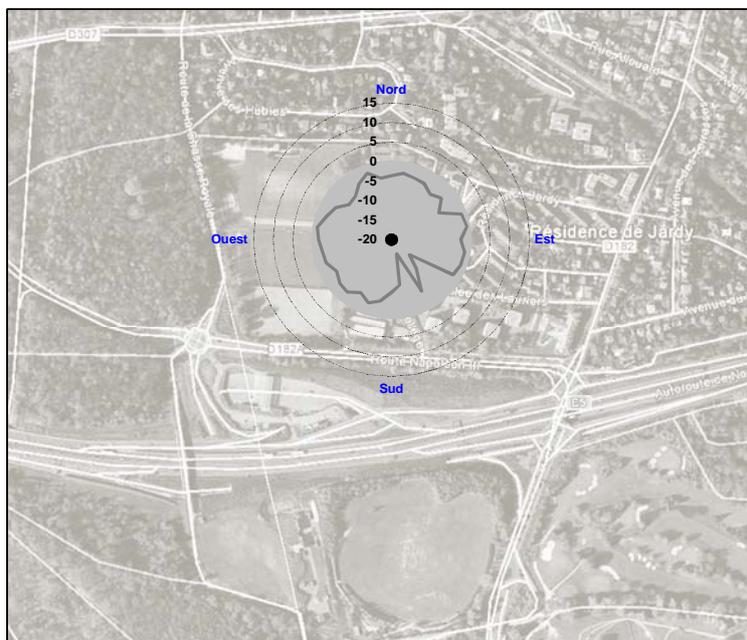
Dioxyde d'azote (NO ₂)			
X		Objectif de qualité	Niveau annuel 40 µg/m³
X	X	Valeurs limites	Niveau annuel 40 µg/m³
X	X		Niveau horaire, à ne pas dépasser plus de 18 fois sur l'année 200 µg/m³
X		Seuil de recommandation et d'information	Niveau horaire 200 µg/m³
X		Seuil d'alerte	Niveau horaire 400 µg/m³ <small>200 µg/m³ le jour J si le seuil d'information a été déclenché à J-1 et risque de l'être à J+1</small>
X	X	Seuil d'alerte	Niveau horaire 400 µg/m³ 3 heures consécutives
Particules PM ₁₀			
X		Objectif de qualité	Niveau annuel 30 µg/m³
X	X	Valeurs limites	Niveau annuel 40 µg/m³
X	X		Niveau journalier, à ne pas dépasser plus de 35 fois sur l'année 50 µg/m³
X		Seuil de recommandation et d'information	Niveau journalier 50 µg/m³
X		Seuil d'alerte	Niveau journalier 80 µg/m³
Particules PM _{2,5}			
X		Objectif de qualité	Niveau annuel 10 µg/m³
X		Valeur cible	Niveau annuel 20 µg/m³
	X	Valeur cible	Niveau annuel 25 µg/m³
X	X	Valeur limite PHASE 1	Niveau annuel 2008 : 30 µg/m³ 2009 : 29 µg/m³ 2010 : 29 µg/m³ 2011 : 28 µg/m³ 2012 : 27 µg/m³ 2013 : 26 µg/m³ 2014 : 26 µg/m³ 2015 : 25 µg/m³
	X	Valeur limite PHASE 2*	Niveau annuel 2020 : 20 µg/m³
X	X	Obligation en matière de concentration relative à l'exposition	Niveau sur 3 ans à l'échelle nationale, sites de fond dans les agglomérations 2013-2014-2015 : 20 µg/m³
X	X	Objectif national de réduction de l'exposition	Diminution de 15 ou 20 % ⁽¹⁾ entre 2011 et 2020 du niveau national de fond dans les agglomérations <small>(1) selon le niveau de 2011</small>
<small>* Phase 2 : la valeur limite indicative sera révisée par la Commission à la lumière des informations complémentaires sur l'impact sanitaire et environnemental, la faisabilité technique et l'expérience acquise en matière de valeur cible dans les Etats membres</small>			
Monoxyde de carbone (CO)			
X	X	Valeur limite	Niveau sur 8 heures, aucun dépassement sur l'année 10 mg/m³
Benzène			
X		Objectif de qualité	Niveau annuel 2 µg/m³
X	X	Valeur limite	Niveau annuel 5 µg/m³

Annexe 6

Roses d'impact en particules PM₁₀ sur les sites temporaires implantés au sein du domaine d'étude lors de la campagne 2015



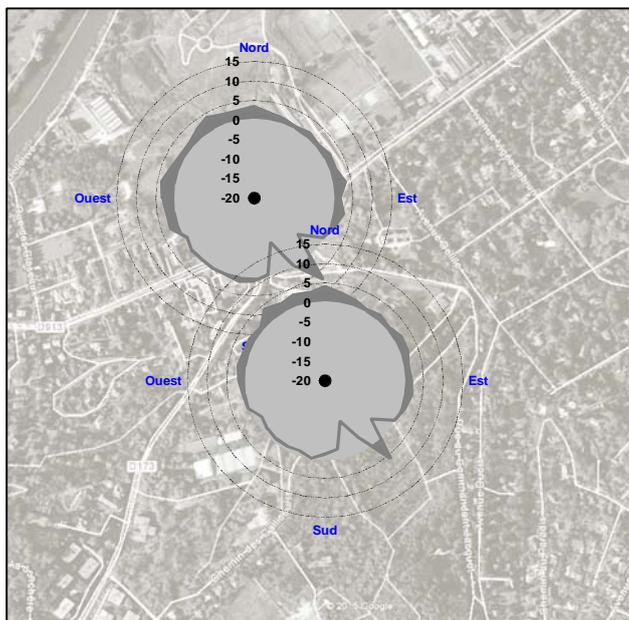
Roses d'impact de pollution de particules PM₁₀ sur les sites implantés au péage du Duplex A86 de Rueil-Malmaison et au stade du Vert-Bois à Rueil-Malmaison entre le 27 janvier et le 24 mars 2015.



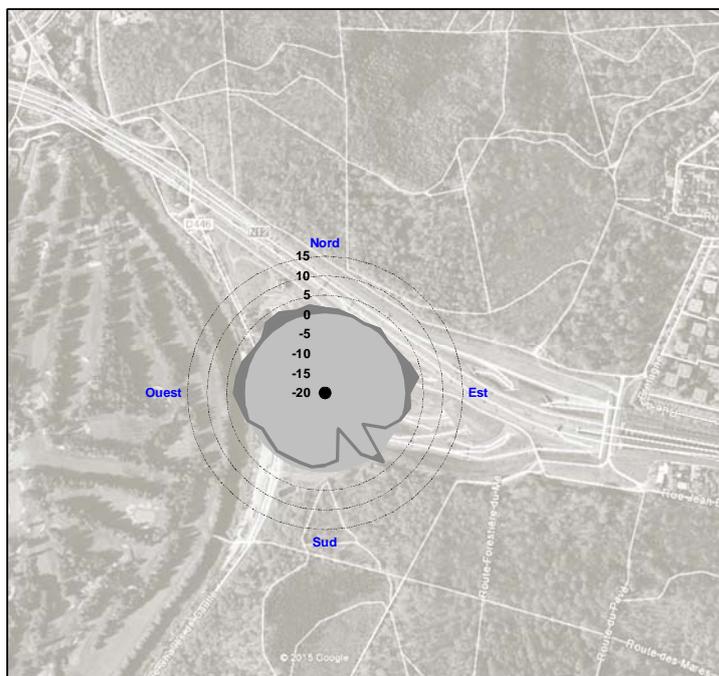
Rose d'impact de pollution de particules PM₁₀ sur le site implanté Allée du Collège sur la commune de Vaucresson entre le 27 janvier et le 24 mars 2015.

Annexe 7

Roses d'impact en particules PM_{2.5} sur les sites temporaires implantés au sein du domaine d'étude lors de la campagne 2015



Roses d'impact de pollution de particules PM_{2.5} sur les sites implantés au péage du Duplex A86 de Rueil-Malmaison et au stade du Vert-Bois à Rueil-Malmaison entre le 27 janvier et le 24 mars 2015.



Rose d'impact de pollution de particules PM_{2.5} sur le site implanté au péage du Duplex A86 de Pont-Colbert entre le 27 janvier et le 24 mars 2015.

Annexe 8

Evaluation des moyennes annuelles en NO₂ et benzène et intervalle d'incertitude associé
pour chacun des sites

Concentration en µg/m³, nd : signifie non disponible

N° Site	Commune	Dioxyde d'azote			Benzène		
		Moyenne annuelle estimée	Borne inférieure	Borne supérieure	Moyenne annuelle estimée	Borne inférieure	Borne supérieure
1	Fourqueux	12	11	13	0.7	0.7	0.8
2	St-Germain-en-Laye	26	24	28	0.7	0.7	0.8
3	Le Pecq	22	20	24	1.0	0.9	1.0
4	Le Vesinet	26	24	28	1.4	1.3	1.5
5	Chatou	28	26	30	1.4	1.3	1.5
6	Nanterre	29	27	31	1.2	1.1	1.3
7	L'étang-la-Ville	18	17	19	0.8	0.8	0.9
8	Marly-le-roi	17	16	18	1.0	0.9	1.0
9	Le Port-Marly	20	18	22	1.0	0.9	1.0
10	Croissy-sur-Seine	21	19	23	1.3	1.2	1.4
11	Rueil-Malmaison	22	20	24	1.1	1.0	1.1
12	Rueil-Malmaison	27	25	29	1.2	1.1	1.3
13	Noisy-le-Roi	19	17	21	0.7	0.7	0.8
14	Marly-le-roi	15	14	16	0.7	0.7	0.8
15	Louveciennes	23	21	25	1.1	1.0	1.1
16	La Celle-Saint-Cloud	21	19	23	1.0	0.9	1.0
17	Rueil-Malmaison	18	17	19	1.0	0.9	1.0
18	Garches	22	20	24	1.0	0.9	1.0
19	Noisy-le-Roi	18	17	19	0.7	0.7	0.8
20	Bailly	19	17	21	1.0	0.9	1.0
21	La Celle-Saint-Cloud	24	22	26	0.7	0.7	0.8
22	La Celle-Saint-Cloud	29	27	31	1.0	0.9	1.0
23	Garches	18	17	19	0.8	0.8	0.9
24	Garches	24	22	26	1.2	1.1	1.3
25	Fontenay-le-Fleury	22	20	24	0.8	0.8	0.9
26	St-Cyr-L'école	19	17	21	0.8	0.8	0.9
27	Le Chesnay	20	18	22	0.8	0.8	0.9
28	Versailles	24	22	26	nd	nd	nd
29	Ville-d'Avray	16	15	17	0.8	0.8	0.9
30	Ville-d'Avray	21	19	23	1.0	0.9	1.0
31	St-Cyr-L'école	22	20	24	1.0	0.9	1.0
32	Versailles	21	19	23	0.8	0.8	0.9
33	Versailles	23	21	25	0.7	0.7	0.8
34	Versailles	22	20	24	1.0	0.9	1.0
35	Viroflay	23	21	25	1.1	1.0	1.1
36	Chaville	20	18	22	1.0	0.9	1.0
37	Guyancourt	22	20	24	0.8	0.8	0.9
38	Guyancourt	15	14	16	0.6	0.6	0.7
40	Buc	21	19	23	1.0	0.9	1.0
41	Vélizy-Villacoublay	20	18	22	0.9	0.8	0.9
42	Vélizy-Villacoublay	24	22	26	0.9	0.8	0.9
43	Voisins-le-Bretonneux	20	18	22	1.2	1.1	1.3
44	Guyancourt	20	18	22	1.0	0.9	1.0
45	Buc	17	16	18	0.8	0.8	0.9
46	Les-Loges-en-Josas	20	18	22	1.0	0.9	1.0
47	Jouy-en-Josas	18	17	19	0.8	0.8	0.9
48	Jouy-en-Josas	16	15	17	0.8	0.8	0.9
101	Croissy-sur-Seine	21	19	23	1.2	1.1	1.3
104	Rueil-Malmaison	22	20	24	1.0	0.9	1.0
105	Rueil-Malmaison	23	21	25	1.3	1.2	1.4
107	Rueil-Malmaison	23	21	25	1.1	1.0	1.1
108	Rueil-Malmaison	32	29	35	1.1	1.0	1.1
111	Bougival	22	20	24	0.8	0.8	0.9
113	Rueil-Malmaison	20	18	22	0.8	0.8	0.9
117	Bougival	23	21	25	1.0	0.9	1.0
119	Rueil-Malmaison	19	17	21	0.8	0.8	0.9

Evaluation des moyennes annuelles en NO₂ et benzène et intervalle d'incertitude associé
pour chacun des sites

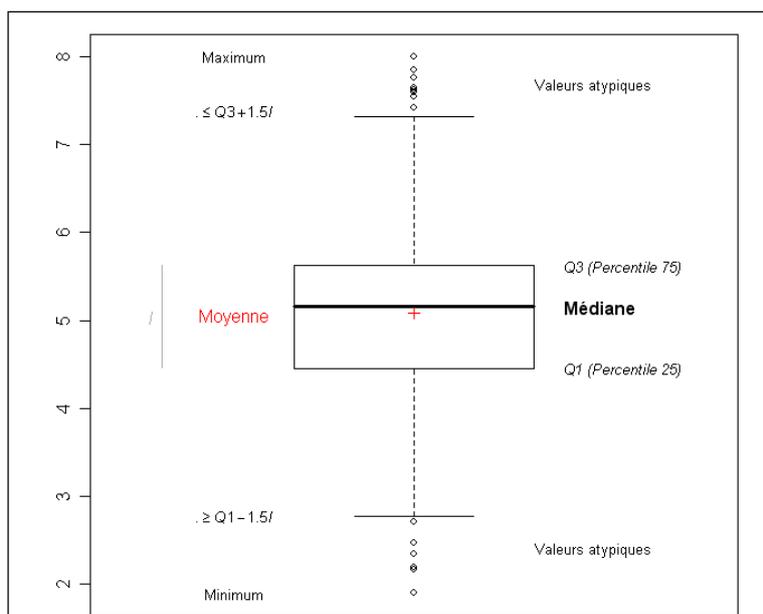
Concentration en µg/m³, nd : signifie non disponible

N° Site	Commune	Dioxyde d'azote			Benzène		
		Moyenne annuelle estimée	Borne inférieure	Borne supérieure	Moyenne annuelle estimée	Borne inférieure	Borne supérieure
122	Rueil-Malmaison	20	18	22	0.8	0.8	0.9
126	Rueil-Malmaison	19	17	21	1.0	0.9	1.0
127	Rueil-Malmaison	25	23	27	1.2	1.1	1.3
128	Rueil-Malmaison	22	20	24	0.8	0.8	0.9
151	La Celle-Saint-Cloud	25	23	27	0.8	0.8	0.9
153	Vaucresson	21	19	23	1.0	0.9	1.0
154	Vaucresson	21	19	23	1.0	0.9	1.0
157	Vaucresson	27	25	29	1.0	0.9	1.0
158	Vaucresson	25	23	27	0.8	0.8	0.9
159	Vaucresson	26	24	28	1.0	0.9	1.0
160	Marne-la-coquette	25	23	27	0.8	0.8	0.9
163	Vaucresson	23	21	25	0.8	0.8	0.9
164	Marne-la-coquette	22	20	24	0.8	0.8	0.9
168	Vaucresson	22	20	24	1.0	0.9	1.0
171	Le Chesnay	25	23	27	1.1	1.0	1.1
174	Marne-la-coquette	18	17	19	0.8	0.8	0.9
202	Rueil-Malmaison	18	17	19	1.0	0.9	1.0
252	Vaucresson	22	20	24	0.8	0.8	0.9
271	Versailles	25	23	27	0.9	0.8	1.0
272	Vélizy-Villacoublay	24	22	26	1.1	1.0	1.2
351	Versailles	26	24	28	1.1	1.0	1.2
353	Versailles	15	14	16	0.8	0.7	0.9
357	Versailles	24	22	26	1.0	0.9	1.1
359	Vélizy-Villacoublay	19	17	21	nd	nd	nd
361	Jouy-en-Josas	20	18	22	0.9	0.8	1.0
363	Vélizy-Villacoublay	24	22	26	1.1	1.0	1.2
366	Jouy-en-Josas	18	17	19	0.9	0.8	1.0
367	Jouy-en-Josas	30	28	32	0.9	0.8	1.0
368	Jouy-en-Josas	28	26	30	0.8	0.7	0.9
369	Jouy-en-Josas	32	29	35	1.1	1.0	1.2
370	Buc	17	16	18	0.8	0.7	0.9
373	Jouy-en-Josas	19	17	21	0.8	0.7	0.9
201	Rueil-Malmaison	22	20	24	0.8	0.8	0.9
203	Rueil-Malmaison	38	35	41	1.2	1.1	1.3
251	Vaucresson	26	24	28	1.0	0.9	1.0
280	Versailles	38	35	41	1.0	0.9	1.0

Annexe 9

Définition statistique d'une « boîte à moustaches » (box plot)

Une boîte à moustaches (ou box plot) est un graphique représentant la répartition d'une série statistique. Pour ce faire, l'échantillon est séparé en 4 parties de même effectif, appelées quartiles. Un quartile est donc constitué de 25 % des données de l'ensemble de l'échantillon. Le deuxième quartile (percentile 50) est appelé plus couramment la médiane.



La partie centrale correspondant à une « boîte » représente 50 % des données. Ces données se situent entre les 1^{er} et 3^{ème} quartiles. La différence entre les deux est appelé l'écart inter quartiles.

Les moustaches réparties de chaque côté de la boîte représentent généralement près de 25 % des données, mais n'excèdent pas en terme de longueur, $1.5 \cdot I$ (I étant l'écart interquartile, c'est-à-dire la longueur de la boîte), ce qui peut amener la présence de points atypiques en dehors des moustaches. La fin de la moustache supérieure correspond donc soit à la valeur $3Q+1.5I$ (3^{ème} quartile + une fois et demi l'intervalle inter quartile), soit au maximum de l'échantillon s'il est plus faible que cette valeur.

La fin des moustaches est très proches des centiles 1 et 99, lorsque la distribution de l'échantillon est gaussienne (suit une loi Normale).