



20 ANS DE MESURES DE QUALITÉ DE L'AIR DANS LES PAYS DE LA LOIRE

Évolution des concentrations atmosphériques
de 2000 à 2023



Sommaire

Introduction	2
La différence entre émissions et concentrations	2
La formation de la couche limite atmosphérique	3
La mesure de la qualité de l'air dans les Pays de la Loire	4
Le benzène.....	6
Le dioxyde de soufre (SO₂)	8
Dans l'environnement de la raffinerie	8
Dans l'environnement de la centrale thermique EDF de Cordemais	13
Particules PM10	16
Particules fines PM2.5	18
Le dioxyde d'azote (NO₂)	20
L'ozone (O₃).....	25
Le cycle de formation de l'ozone	25
Évolution des concentrations moyennes en ozone	26
Évolution des concentrations de pointe en ozone.....	27
Évolution saisonnière des niveaux d'ozone	28
Distribution spatiale des niveaux moyens en ozone	31
Conclusion	33
Références bibliographiques.....	35

Introduction

Air Pays de la Loire est l'association agréée par le Ministère de la Transition écologique, de la Biodiversité, de la Forêt, de la Mer et de la Pêche pour assurer la surveillance et l'information sur la qualité de l'air dans les Pays de la Loire. La surveillance de la qualité de l'air est assurée notamment par la combinaison de mesures issues de stations permanentes qui fournissent une information précise des niveaux de pollution en différents points du territoire régional et de résultats issus de systèmes de modélisation qui permettent d'accéder à une information sur les niveaux de pollution sur l'ensemble de la région.

L'objectif de ce document est d'étudier l'évolution à long terme des niveaux de pollution c'est-à-dire des concentrations en polluants mesurées dans l'air. Pour ce faire, l'étude se base sur les concentrations mesurées dans l'air depuis 2000 par les stations permanentes. En effet, les mesures fournissent des résultats plus précis en termes d'incertitudes que les résultats issus de la modélisation qui apportent une information complémentaire à la mesure sur la distribution spatiale de la pollution à l'échelle régionale.

Dans ce cadre, les polluants qui sont mesurés au pas de temps horaire et qui présentent un historique suffisamment long sont considérés. Ce sont le benzène, le dioxyde de soufre, les particules PM10 et PM2.5, le dioxyde d'azote et l'ozone. Deux indicateurs sont considérés : les concentrations moyennes sur l'année et les niveaux de pointe représentés par les percentiles 98¹. La situation des niveaux de pollution par rapport aux valeurs réglementaires et aux valeurs guides de l'OMS n'est pas abordée dans ce document car elle est mentionnée dans les rapports annuels d'Air Pays de la Loire².

Les informations relatives aux émissions de polluants dans l'air seront utilisées comme paramètre pour expliquer l'évolution des concentrations dans l'air.

La différence entre émissions et concentrations

Les émissions et les concentrations sont deux indicateurs de la pollution atmosphérique qu'il ne faut pas confondre.

Les émissions correspondent à des quantités de polluants émis par différents secteurs d'activités (industries, transport, chauffage, activités agricoles) dans l'atmosphère. Les émissions sont calculées à partir de concentrations mesurées en sortie de cheminée ou calculées à partir de données d'activités conjuguées à des facteurs d'émissions. Depuis 2008, Air Pays de la Loire réalise un inventaire d'émissions sur l'ensemble de la région à l'échelle communale. Il est réactualisé tous les 2 ans et permet ainsi d'avoir des informations sur l'évolution des émissions de polluants dans l'atmosphère.

Les concentrations correspondent à des quantités de polluants par volume d'air. Elles sont le plus souvent exprimées en masse (μg) par mètres cubes d'air (m^3).

Lorsque les polluants émis se retrouvent dans l'atmosphère, ils peuvent être alors transportés, dispersés voire subir des transformations chimiques ou bien s'accumuler dans les basses couches en fonction des conditions météorologiques présentes. De ce fait il n'y a pas forcément un lien direct entre les émissions et les concentrations, les conditions météorologiques jouant un rôle important dans le cycle émissions vers concentrations (cf. figure suivante). L'impact sur la santé via l'inhalation est lié aux concentrations respirées et non aux émissions.

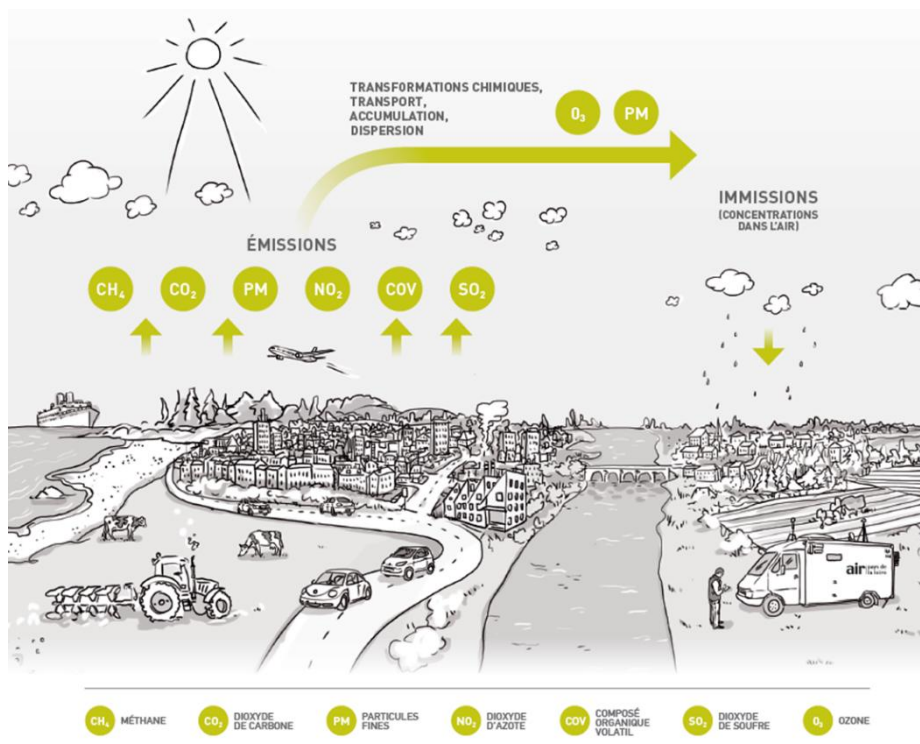


Figure 1 : émissions versus concentrations

¹ Le percentile 98 correspond à la valeur qui sépare l'ensemble des concentrations horaires en 2 parties. 98 % des concentrations sont inférieures à la valeur du percentile 98 tandis que 2 % se trouvent au-dessus de celle-ci.

² https://www.airpl.org/sites/default/files/reports/BD-APL_RapportAnnuel-2023.pdf
https://www.airpl.org/sites/default/files/reports/AirPaysLoire_RapportAnnuel-2022-f.pdf

La formation de la couche limite atmosphérique

La couche limite atmosphérique (CLA) est la couche d'air sous influence du sol : c'est l'atmosphère où l'on vit.

La structure de cette couche d'air est variable en fonction de l'heure de la journée et de la saison. Elle joue un rôle important dans les échanges de chaleur, d'humidité, ainsi que sur la concentration de polluants mesurée au sol. Plus l'air est turbulent, plus les échanges d'énergie, de matière et de mouvement entre le sol et l'atmosphère sont favorisés et efficaces. Cette turbulence est plus ou moins importante en fonction de la présence de vent et/ou de la température de surface (qui vont caractériser la stabilité de l'atmosphère), et de la rugosité de la surface. Plus il fait chaud et/ou plus les obstacles en surface sont importants, plus les mouvements d'air brassent et mélangent l'air.

La structure de CLA est très variable, avec une forte influence du cycle diurne.

En effet, à l'aube, lorsque les premiers rayons du soleil chauffent le sol et initient la convection, une couche mélangée s'installe pour la journée et entraîne une partie de la couche limite stable nocturne à son sommet : c'est la couche d'entraînement.

Quand la nuit tombe, le rayonnement solaire diminue et la convection s'arrête. Le sol se refroidit alors plus rapidement que l'air, une couche d'air stable se forme alors près du sol.

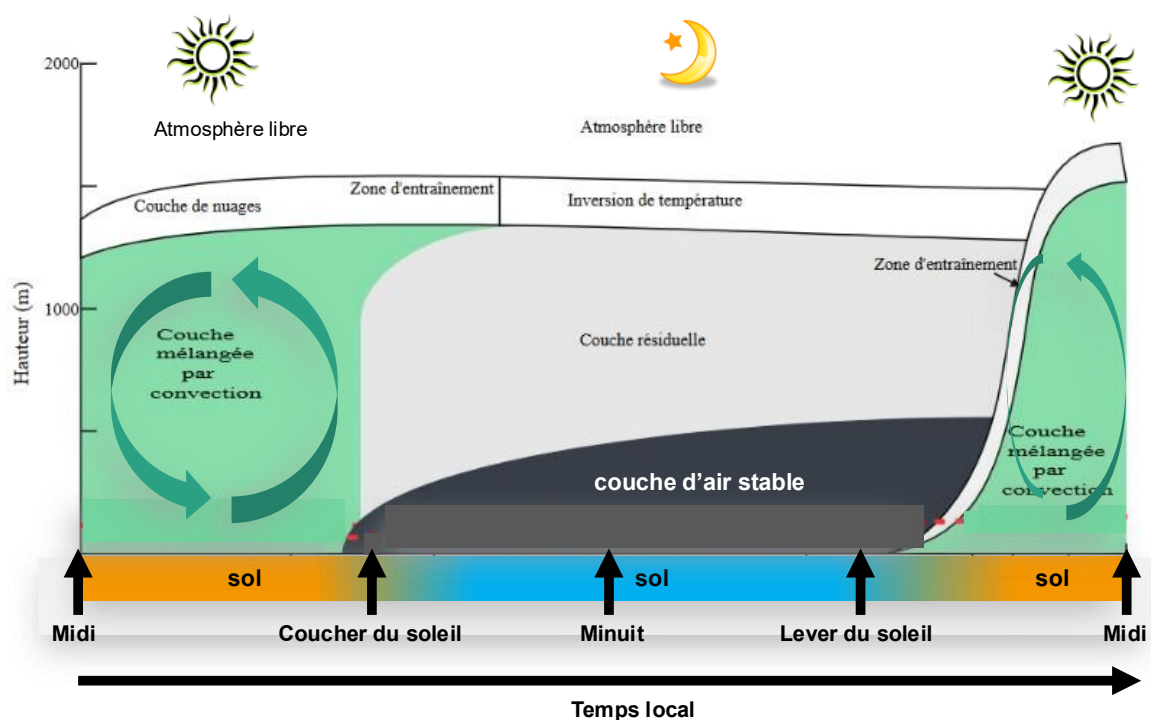


Figure 2 : évolution de la couche limite atmosphérique au cours de la journée (selon Stull 1988)

De ce fait, les polluants émis au sol par le trafic routier par exemple se retrouvent mélangés dans un plus grand volume d'air la journée que la nuit. Pour une même quantité de polluant émise, les concentrations sont ainsi plus faibles en journée que la nuit. La nuit, en l'absence de convection, les polluants émis par les pots d'échappement se retrouvent « bloqués au sol ».

D'une façon générale, la différence dans la structure de cette couche (présence ou non d'une couche d'air stable près de la surface notamment) est aussi observée entre les saisons chaudes (printemps, été) et froides (automne, hiver). C'est pour cette raison, qu'en hiver, il est souvent observé deux pics de pollution dus au trafic routier (matin et soir), alors qu'en été, seul celui du matin est observé. Tôt le matin, la présence d'une couche d'air stable est présente en hiver et en été. Elle disparaît l'après-midi lors des belles journées ensoleillées d'été à cause des phénomènes de convection thermique. Les polluants sont donc dilués dans un plus grand volume d'air et les concentrations sont de ce fait plus faibles.

Au-dessus de l'océan, la structure de la couche limite atmosphérique est moins marquée, sans cycle diurne prononcé.

La mesure de la qualité de l'air dans les Pays de la Loire

La mesure des concentrations atmosphériques des différents polluants est notamment réalisée à l'aide de stations permanentes localisées dans différents environnements. On distingue différents types de sites qui répondent aux critères d'implantations fixés par la réglementation européenne et française (arrêté du 16 avril 2021 sur la qualité de l'air).

Les sites urbains

Les sites urbains sont localisés dans des zones densément peuplées en milieu urbain et de façon à ne pas être soumis à une source déterminée de pollution ; ils caractérisent la pollution moyenne de ces zones.

Dans la région, on les retrouve en ville à Nantes, à Saint-Nazaire, à Angers, à Laval, au Mans, à Cholet et à la Roche-sur-Yon.

Les sites périurbains

Les sites périurbains sont localisés dans des zones peuplées en milieu périurbain en périphérie des centres-villes, de façon à ne pas être soumis à une source déterminée de pollution et à caractériser la pollution moyenne de cette zone. Dans la région, on les retrouve aux abords des villes de Saint-Nazaire, Nantes, Le Mans et Angers.

Les sites de trafic

Les sites de trafic sont localisés près d'axes de circulation importants, souvent fréquentés par les piétons ; ils caractérisent la pollution maximale liée au trafic automobile. Dans la région, on les retrouve en centre-ville de Nantes, d'Angers.

Les sites industriels

Les sites industriels sont localisés en zones habitées de façon à être soumis aux rejets atmosphériques des établissements industriels ; ils caractérisent la pollution maximale due à ces sources fixes. Dans la région, on les retrouve dans l'environnement des industries de l'estuaire de la Loire.

Les sites ruraux

Les sites ruraux participent à la surveillance de l'exposition des écosystèmes et de la population à la pollution atmosphérique de fond (notamment photochimique). Ils sont localisés en zones rurales éloignées des sources principales d'émissions (agglomérations, axes de circulation, établissements industriels). Dans la région, deux sites ruraux sont présents à la Tardière sur la commune de la Chataigneraie en sud Vendée et à Saint Denis d'Anjou en Mayenne.

En 2023, le dispositif de surveillance de la qualité de l'air comprend 32 stations de mesure. L'ensemble des agglomérations de plus de 50 000 habitants (Nantes, Angers, Le Mans, Saint-Nazaire, Cholet, Laval, La Roche-sur-Yon) dispose de stations permanentes. 10 stations de mesure situées entre Nantes et Saint-Nazaire surveillent la qualité de l'air dans l'environnement des sites industriels : la raffinerie TotalEnergies à Donges, la centrale de production d'électricité EDF à Cordemais, l'usine d'engrais YARA à Montoir. Deux sites ruraux sont localisés respectivement à la Tardière (Sud Vendée) et à Saint Denis d'Anjou (Mayenne).

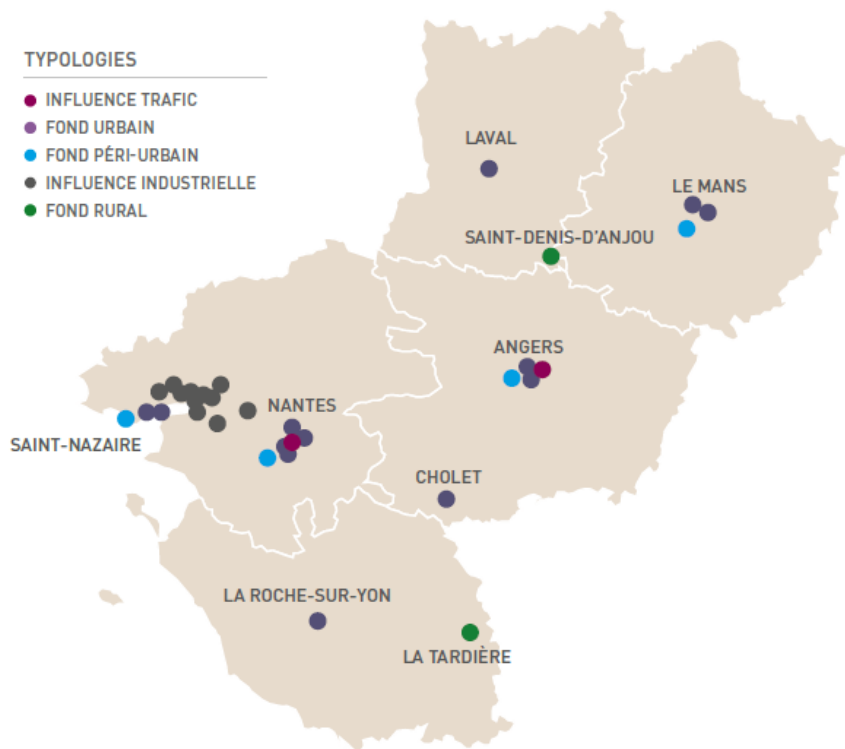


Figure 3 : carte des stations de mesure de la pollution atmosphérique en Pays de la Loire en 2023

Ce dispositif de mesure existe depuis plus de 20 ans et permet de ce fait d'étudier l'évolution des concentrations à long terme.

Le benzène

Le benzène est un composé organique volatil (COV) de la famille des hydrocarbures aromatiques monocycliques. Il est émis lors de la combustion de carburants (notamment dans les gaz d'échappement), ou par évaporation lors de leur fabrication, de leur stockage ou de leur utilisation. La combustion du bois est également une source de benzène. Il a été mesuré en continu sur le site de trafic situé sur le boulevard Victor Hugo à Nantes de 2006 à 2020³.

Les deux graphiques suivants présentent l'évolution des moyennes annuelles et des niveaux de pointe (percentile 98) calculés de 2006 à 2020.

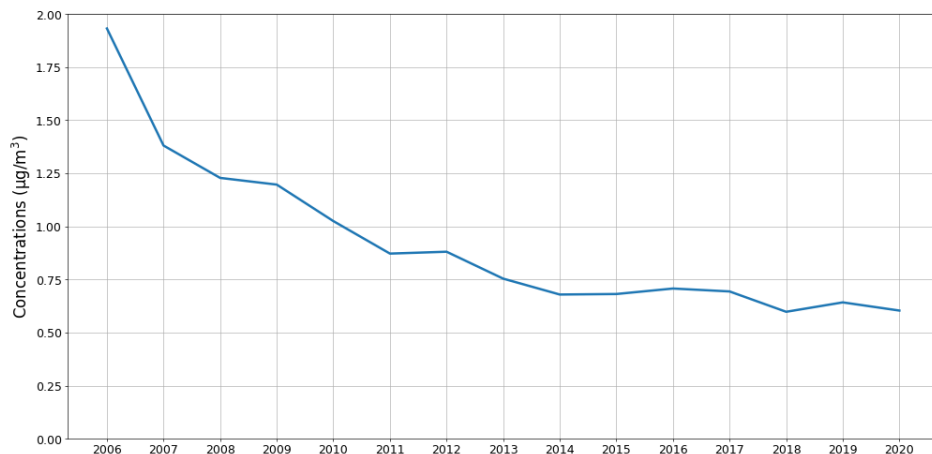


Figure 4 : évolution des concentrations moyennes annuelles de benzène sur le site de trafic Boulevard Victor Hugo à Nantes

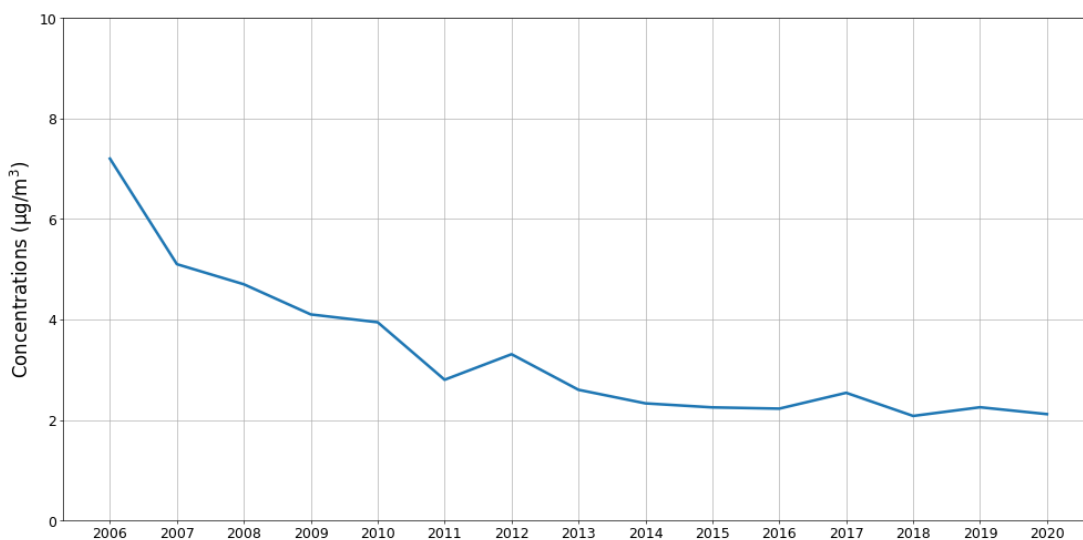


Figure 5 : évolution des niveaux horaires de pointe (percentile 98) de benzène sur le site de trafic Boulevard Victor Hugo à Nantes

Les moyennes et les niveaux de pointe des concentrations en benzène ont diminué de façon significative entre 2006 et 2020. Une baisse respectivement d'un facteur 3 et 3.5 sur 14 ans est effectivement constatée. Cette baisse est particulièrement forte sur les 5 premières années et s'atténue ensuite. Les concentrations sont relativement stables depuis 2014, comprises entre 0,8 et 0,6 µg/m³ pour les moyennes annuelles plutôt représentatives d'un milieu urbain de fond.

³ Le suivi du benzène sur le site de trafic du boulevard Victor Hugo a été arrêté en 2020 suite au déplacement de la station vers le boulevard des Frères de Goncourt.

Cette évolution est à mettre en relation avec la baisse des émissions de benzène liées au trafic automobile et celles du secteur résidentiel liées au chauffage individuel au bois (cf. graphique suivant) sur le territoire de Nantes Métropole.

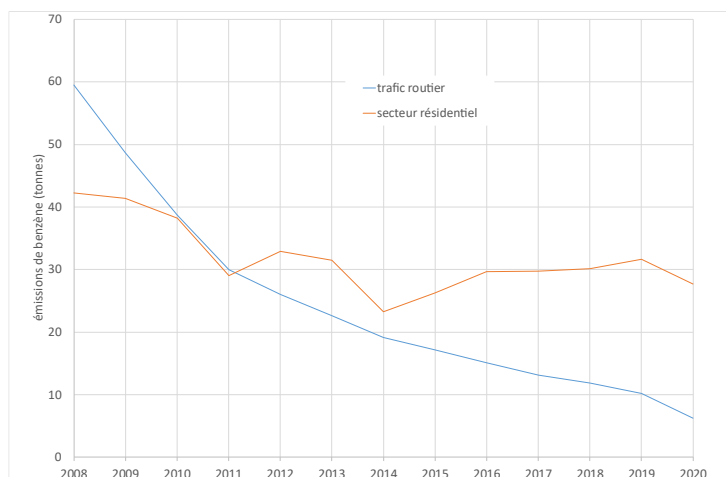


Figure 6 : évolution des émissions de benzène depuis 2008 pour le secteur routier et le secteur résidentiel sur le territoire de Nantes Métropole (source BASEMIS® V8, Air Pays de la Loire)

L'évolution des émissions liées au trafic routier se caractérise par une diminution continue entre 2008 et 2021 de l'ordre de 4 tonnes par an. En revanche, les émissions liées au secteur résidentiel ont diminué beaucoup moins vite entre 2008 et 2020 (-1 tonne/an) et sont stables depuis 2016. À partir de 2011, les émissions du secteur résidentiel deviennent supérieures à celle du trafic routier sur le territoire de Nantes Métropole. En 2020, les émissions liées au secteur résidentiel sont 4 fois plus élevées que celles du trafic routier.

Cette différence dans l'évolution temporelle des émissions de ces deux secteurs avec des émissions du secteur résidentiel qui deviennent prépondérantes permet d'expliquer l'évolution des concentrations atmosphériques mesurées au niveau du boulevard Victor Hugo.

De 2008 à 2013, l'évolution des concentrations à la baisse est plutôt liée à celles des émissions du trafic routier. À partir de 2014, la stabilisation des concentrations atmosphériques à des niveaux plutôt représentatifs d'un milieu urbain de fond suggère une influence prépondérante des émissions du secteur résidentiel par rapport à celles des émissions routières qui deviennent minoritaires.

Cette hypothèse est appuyée par la baisse du trafic au sein du boulevard Victor Hugo (cf. graphique suivant) qui a diminué d'un facteur 2 entre 2011 et 2020 et qui n'est pas enregistrée sur les concentrations atmosphériques.

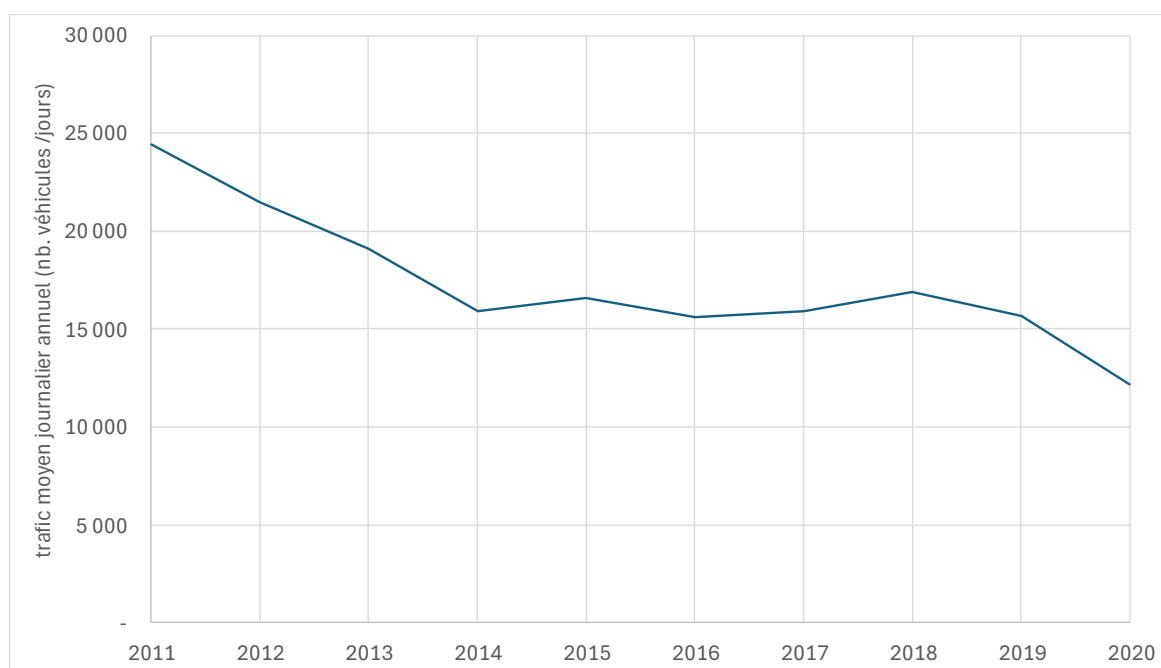


Figure 7 : évolution du nombre de véhicules circulant par jour au niveau du boulevard Victor Hugo (source Nantes Métropole)

Le dioxyde de soufre (SO₂)

Le dioxyde de soufre provient de la combinaison des impuretés soufrées présentes dans les combustibles fossiles (charbon, pétrole) avec l'oxygène de l'air lors de leur combustion. Dans la région, le dioxyde de soufre est majoritairement émis par le secteur de la transformation d'énergie (raffinage de pétrole, production d'électricité). Les mesures historiques effectuées à Nantes étant proches des limites de détection analytique, le suivi du dioxyde de soufre s'est focalisé depuis 1993 dans l'environnement de la raffinerie TotalEnergies de Donges et dans l'environnement de la centrale thermique de production électrique EDF à Cordemais. Des mesures à Saint-Nazaire ont également été conservées car ponctuellement influencées par les émissions de la raffinerie par vents de nord-est.

Dans l'environnement de la raffinerie

La figure suivante présente les roses de pollution⁴ par le dioxyde de soufre calculées sur les sites de Pasteur et de la Mégretais situés respectivement sous les vents de sud-est (150 °N) et de sud-ouest (240°N) de la raffinerie.



Figure 8 : roses de pollution moyenne pour le dioxyde de soufre calculées sur les sites de Pasteur et de la Mégretais à Donges à partir des concentrations horaires enregistrées de 1995 à 2023

Les niveaux les plus élevés sont enregistrés lorsque le site de mesure est sous les vents des émissions de la partie centrale de la raffinerie c'est-à-dire dans un secteur [140°N-170°N] pour le site de Pasteur et [230°N -260°N] pour le site de la Mégretais.

⁴ Une rose de pollution est un graphique circulaire qui présente les concentrations en fonction de la direction du vent exprimée en degré par rapport au Nord. Les vents de nord correspondent au secteur 0°N - 360 °N, d'est au secteur 90°N, de sud au secteur 180 °N, d'ouest 270 °N.

L'évolution des concentrations moyennes et de pointe depuis 1995 est reportée dans les deux graphiques suivants.

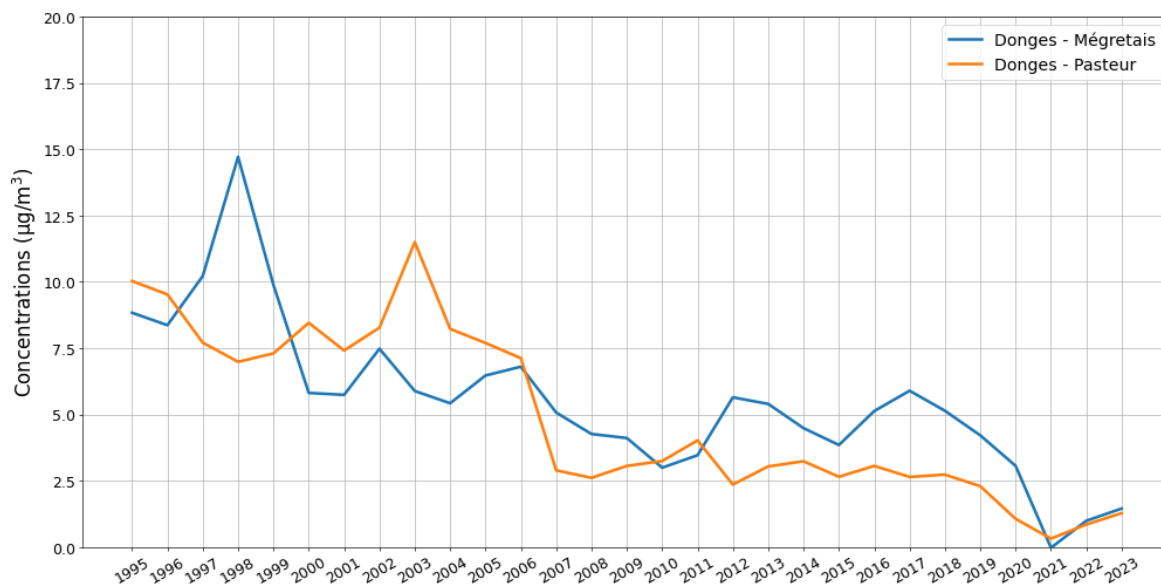


Figure 9 : évolution des moyennes annuelles en SO₂ rue Pasteur et à la Mégretais à Donges

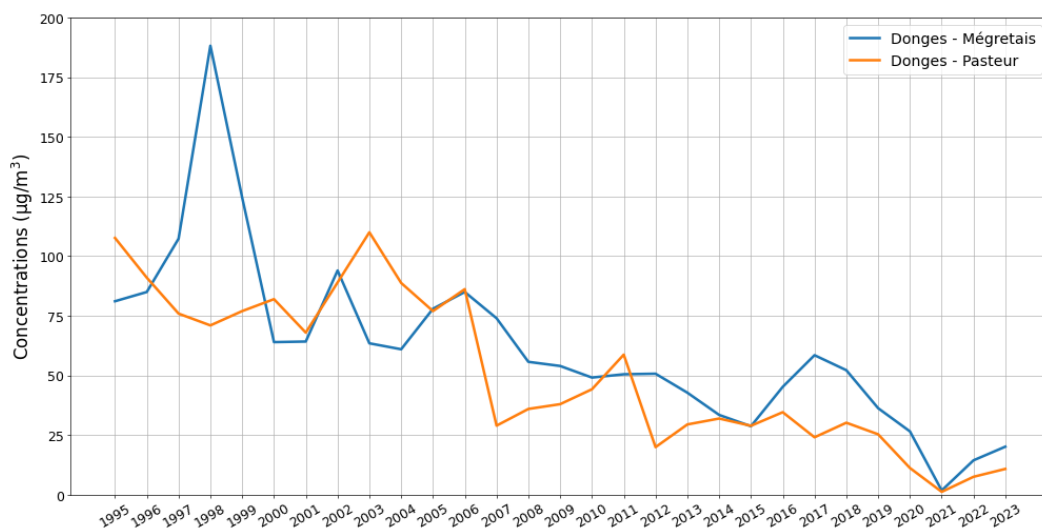


Figure 10 : évolution des niveaux de pointe en SO₂ rue Pasteur et à la Mégretais à Donges

Nous observons une décroissance significative depuis 1995 des niveaux moyens et de pointe en dioxyde de soufre dans l'environnement de la raffinerie. Les niveaux moyens annuels étaient en moyenne supérieurs à 8 µg/m³ de 1995 à 2000 et ont chuté à des concentrations annuelles inférieures à 2 µg/m³ depuis 2020.

Sachant que la direction du vent (cf. roses de pollution plus haut) est l'un des facteurs conditionnant la présence de SO₂ au niveau des stations de mesure, pour étudier l'influence spécifique des émissions de la raffinerie sur les concentrations atmosphériques, il est nécessaire de considérer uniquement les niveaux de pollution qui sont enregistrés dans les secteurs de vent qui portent les émissions de l'établissement vers les sites de mesure c'est-à-dire dans les secteurs sud-est [140°N-170°N] pour le site de Pasteur et sud-ouest [230°N-260°N] pour le site de la Mégretais.

Les graphiques suivants présentent les niveaux moyens et de pointe en SO₂ enregistrés dans les secteurs d'influence de la raffinerie respectivement sur le site de la Mégretais et rue Pasteur à Donges.

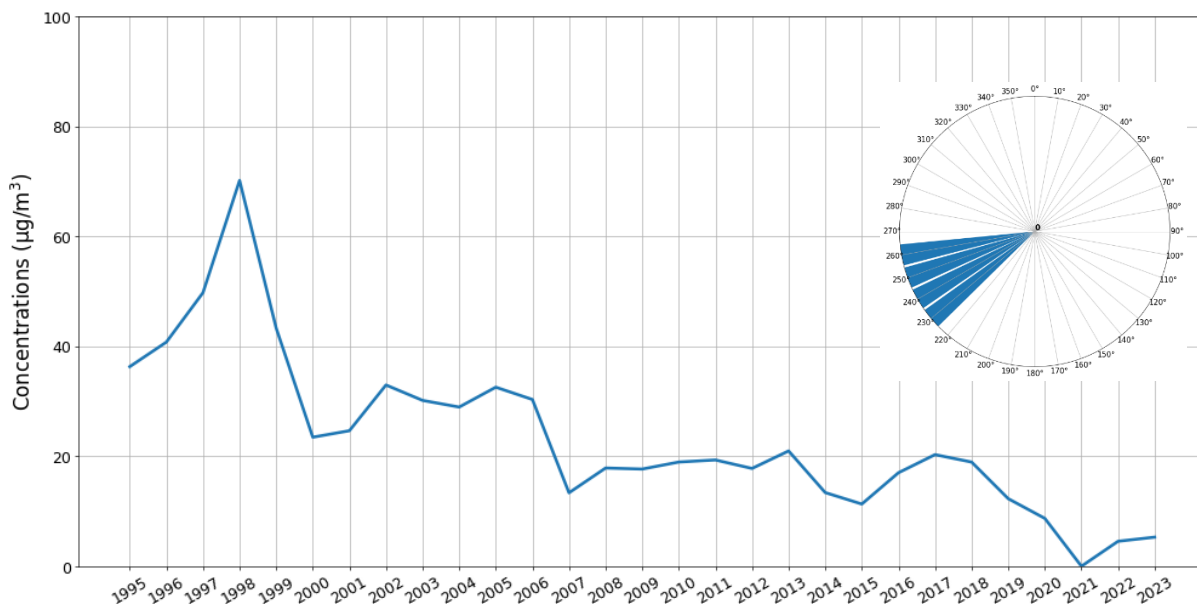


Figure 11 : évolution des moyennes en SO₂ enregistrées par vents de secteur [230°N-260°] à la Mégretais

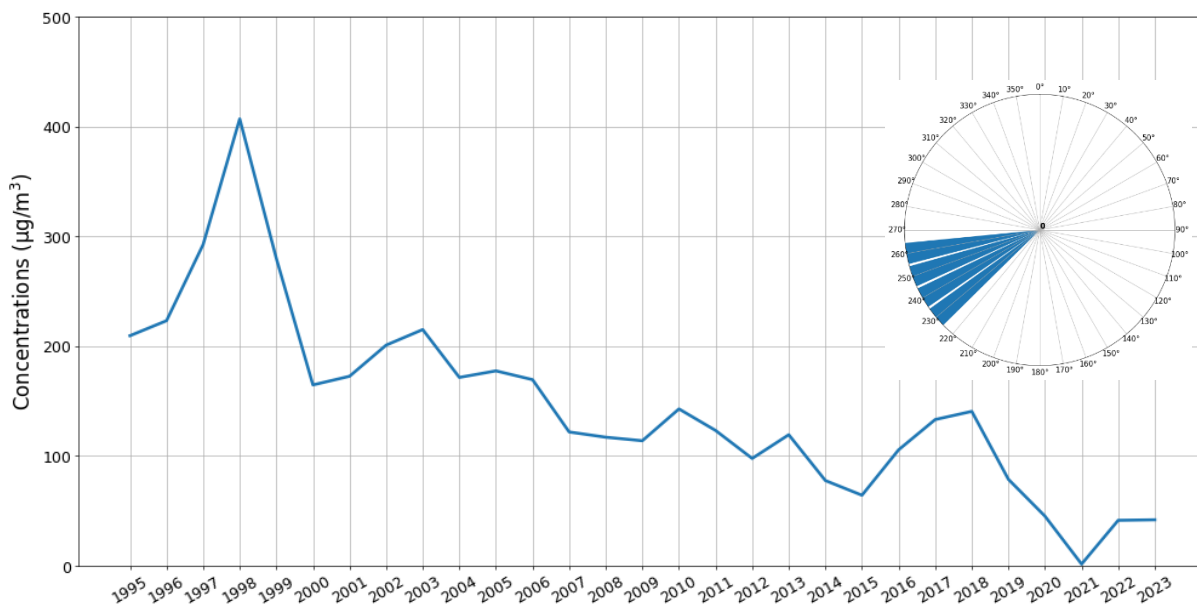


Figure 12 : évolution des niveaux de pointe en SO₂ enregistrés par vents de secteur [230°N-260°N] à la Mégretais

L'évolution des moyennes et des niveaux de pointe sont synchrones, les niveaux de pointe conditionnant la moyenne. D'une façon globale, une baisse des concentrations d'un facteur 5 est observée depuis 1995. Des niveaux particulièrement élevés ont été enregistrés en 1998 notamment lors de 3 épisodes de pollution survenus en décembre 1998. Lors de ces épisodes les concentrations ont dépassé les 600 µg/m³ en moyenne horaire avec un maximum de 906 µg/m³. En 2021, les concentrations en SO₂ enregistrées par secteur d'influence de la raffinerie ont été particulièrement faibles.

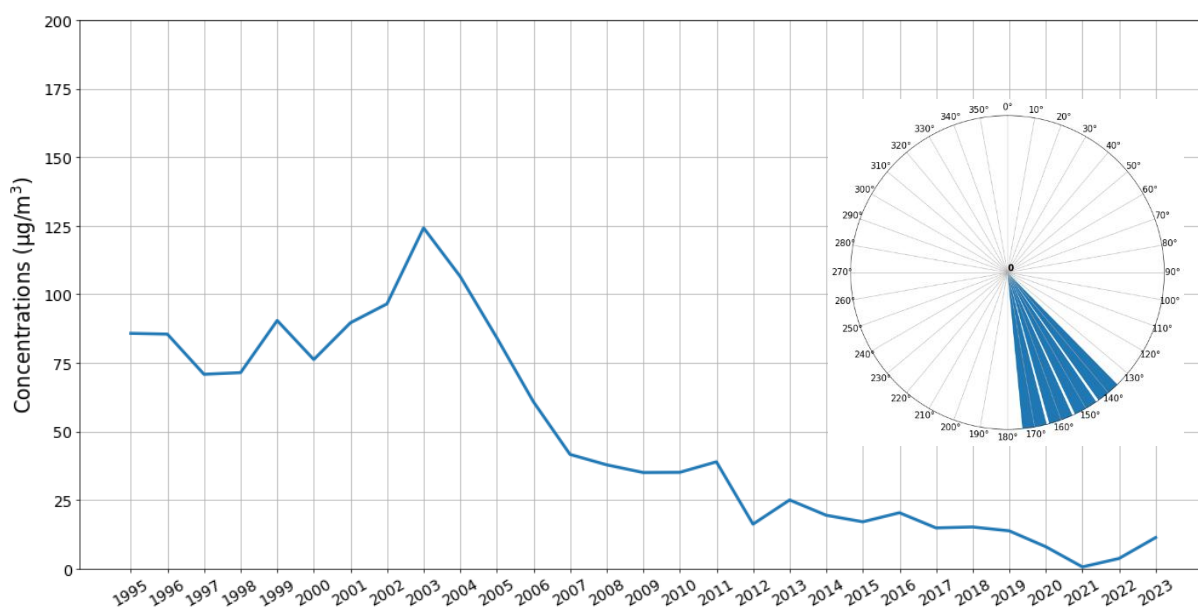


Figure 13 : évolution des moyennes en SO_2 enregistrées par vents de secteur $[140^\circ\text{N}-170^\circ]$ rue Pasteur

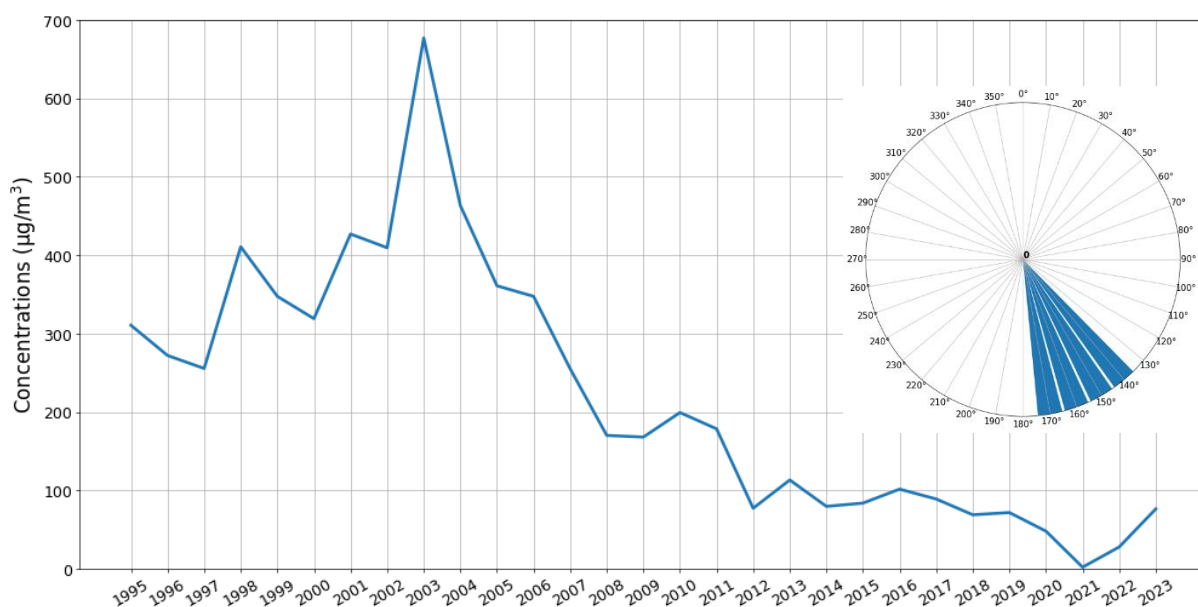


Figure 14 : évolution des niveaux de pointe en SO_2 enregistrés par vents de secteur $[140^\circ\text{N}-170^\circ]$ rue Pasteur

Comme à la Mégretais, l'évolution des niveaux moyens et de pointe rue Pasteur, sont synchrones. Nous assistons également à une baisse d'un facteur 5 des concentrations sous influence de la raffinerie depuis 1995. Des niveaux particulièrement élevés ont été enregistrés en 2003. 8 épisodes de pollution ont été enregistrés en février durant lesquelles les concentrations horaires maximales ont dépassé $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le 11 février, la concentration horaire maximale a atteint $1\,376 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

La baisse des niveaux de pollution mesurés dans l'environnement de la raffinerie est à mettre en relation avec celle constatée au niveau des émissions de SO₂ par l'établissement (cf. graphique suivant) qui ont baissé d'un facteur 7 entre 2008 et 2022 (soit - 430 tonnes/an) et particulièrement en 2021-2022 lors du grand arrêt de la raffinerie (octobre 2021-mars 2022).

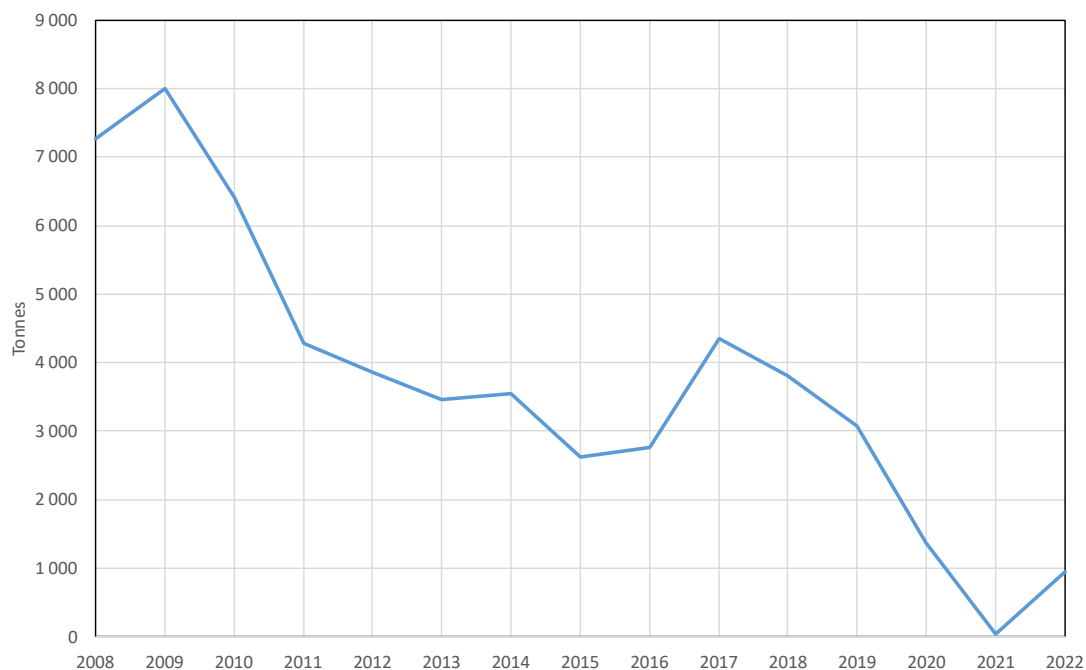


Figure 15 : évolution des émissions de SO₂ par la raffinerie TotalEnergies (source BASEMIS® V8, Air Pays de la Loire)

Dans l'environnement de la centrale thermique EDF de Cordemais

4 stations situées à Paimboeuf, Savenay, Frossay et Saint Étienne de Montluc mesurent le dioxyde de soufre dans l'environnement de la centrale thermique de Cordemais.

La figure suivante présente les roses de pollution moyenne calculées de 1995 à 2023 sur ces différents sites.

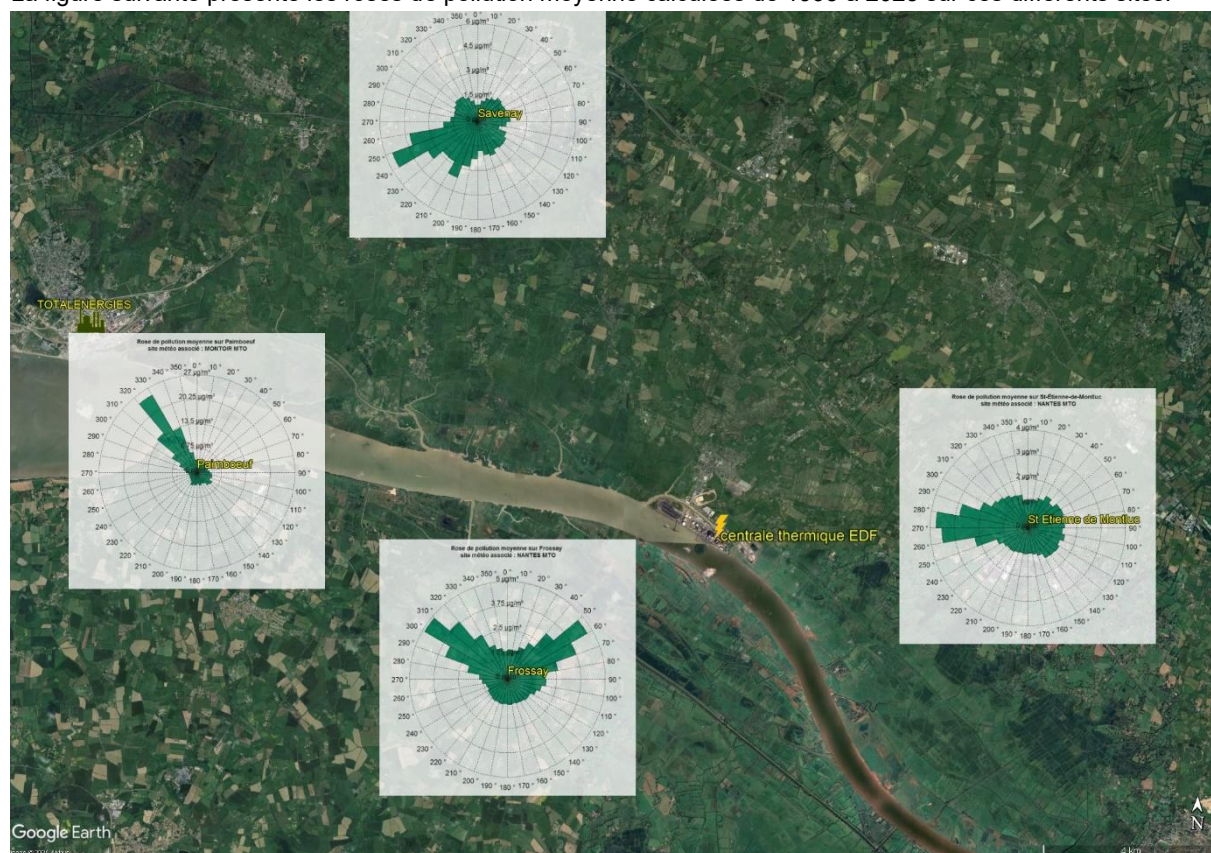


Figure 16 : roses de pollution par le dioxyde de soufre dans l'environnement de la centrale thermique de Cordemais

Sur les sites de Savenay et de Paimboeuf, l'influence des émissions de la centrale thermique de Cordemais n'est pas visible sur les concentrations en SO_2 . En revanche ces deux sites sont influencés par les émissions de la raffinerie TotalEnergies de Donges respectivement par vents de sud-ouest [240°N-260°N] et par vents de nord-ouest [320°N-330°N]. Sur le site de Saint Étienne de Montluc nous constatons des niveaux plus élevés par vents d'ouest [260°N-280°N]. Ce site étant à la fois sous les vents de la raffinerie et de la centrale thermique, il n'est pas possible de distinguer l'influence de la centrale thermique de celle de la raffinerie.

Sur le site de Frossay, les niveaux les plus élevés sont mesurés par vents de nord-ouest [290°N-320°N] lorsque le site est sous les vents de la raffinerie et par vents de nord-est [40°N-70°N] lorsqu'il est sous les vents de la centrale EDF.

Pour étudier l'évolution des émissions de la centrale EDF sur les concentrations en SO₂, seules les concentrations en SO₂ enregistrées dans le secteur [40°N- 60 °N] sont considérées.

Les graphiques suivants présentent l'évolution interannuelle des concentrations moyennes et de pointe mesurées à Frossay lorsque le site est sous influence de la centrale thermique.

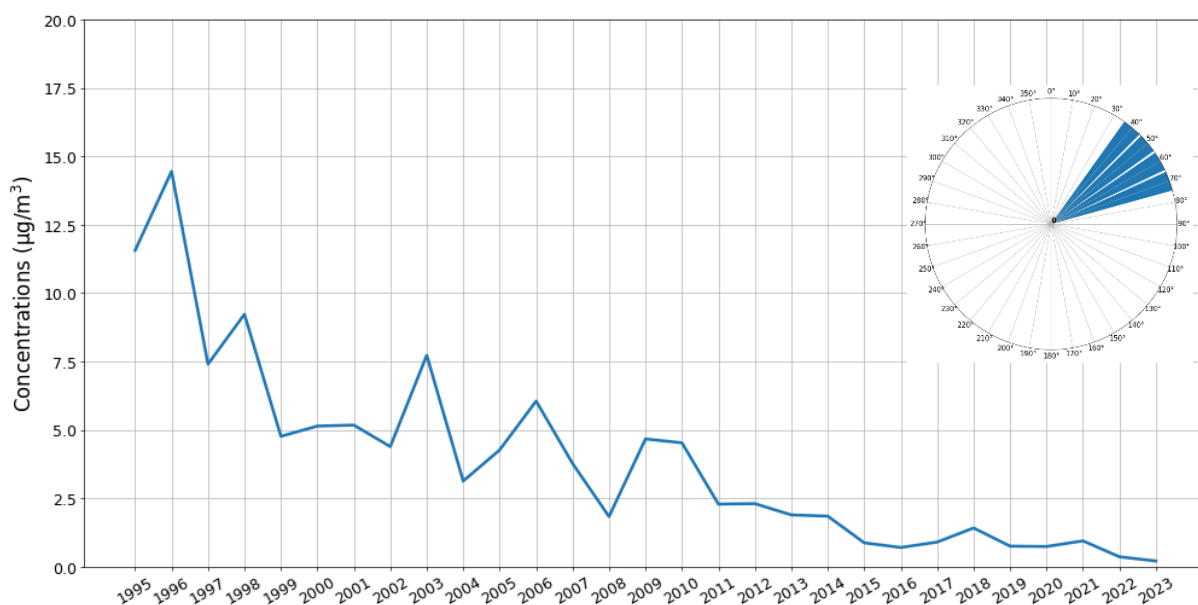


Figure 17 : évolution des moyennes en SO₂ enregistrées par vents de secteur [40°N-70°N] à Frossay

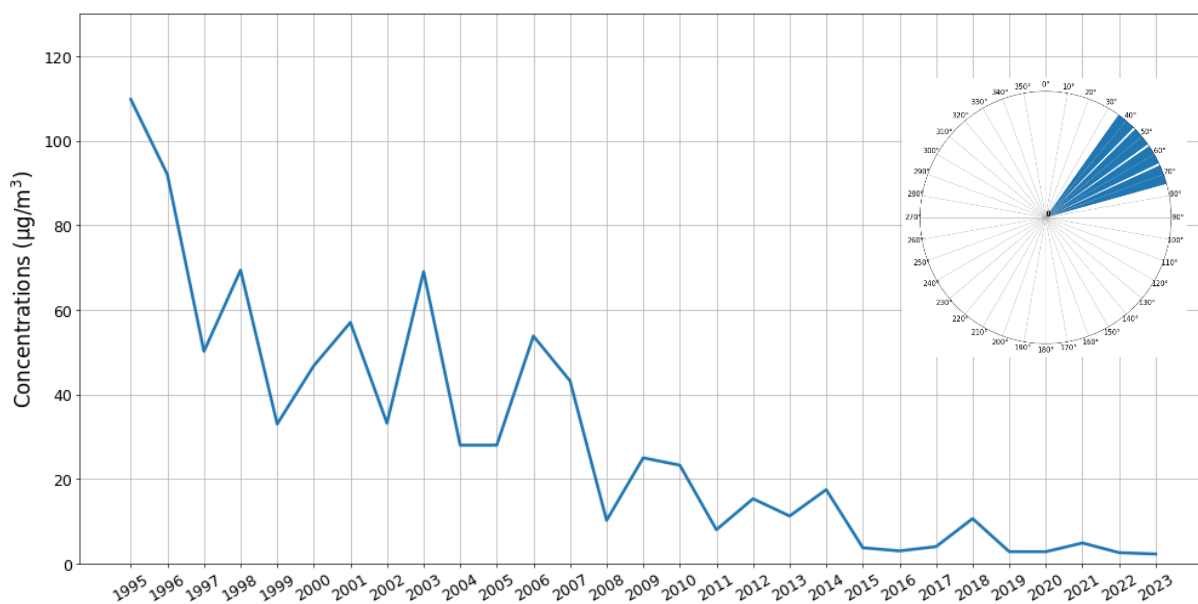


Figure 18 : évolution des niveaux de pointe en SO₂ enregistrés par vents de secteur [40°N-70°N] à Frossay

Une très forte baisse (facteur 50) des niveaux de pollution par le dioxyde de soufre est enregistrée depuis 1995. La concentration moyenne atteignait 13 µg/m³ en 1995-1996 et a chuté à 0,2 µg/m³ en 2023.

La baisse constatée dans les concentrations est liée à celle des émissions de la centrale (cf. graphique suivant) qui ont diminué d'environ - 280 tonnes/an depuis 2008. Entre 2008 et 2023, une relation linéaire est observée entre les concentrations moyennes lorsque le site est sous les vents de la centrale et les émissions de l'établissement (cf. graphique suivant).

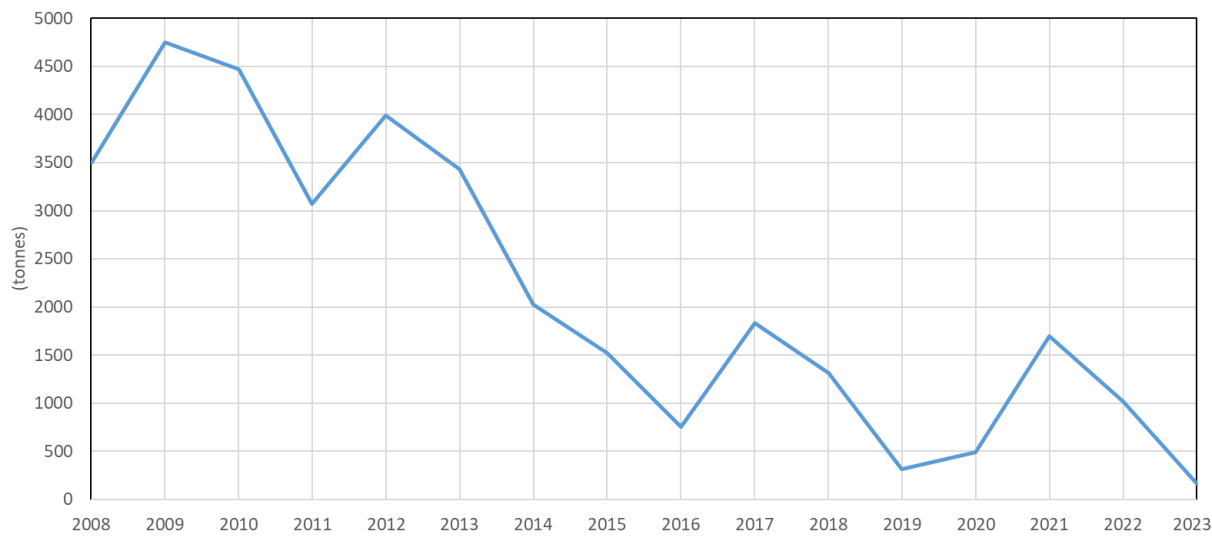


Figure 19 : émissions de SO₂ de la centrale thermique EDF de Cordemais (source BASEMIS® V8, Air Pays de la Loire)

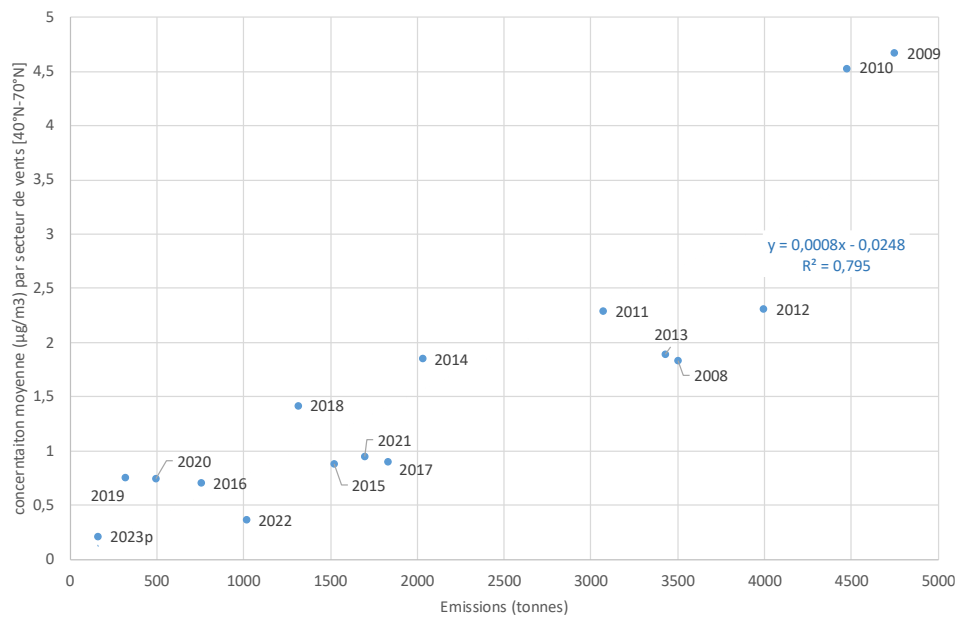


Figure 20 : évolution des concentrations moyennes en SO₂ par secteurs de vents [40 °N -70°N] en fonction des émissions annuelles de SO₂ de la centrale EDF

Particules PM10

Les particules constituent en partie la fraction la plus visible de la pollution atmosphérique (fumées). Elles ont pour origine les différentes combustions, le trafic routier, l'agriculture et les industries. Contrairement à d'autres polluants qui sont définis par leur formule chimique (dioxyde d'azote, dioxyde de soufre, ozone), les particules ou aérosols désignent des matières en suspension dans l'air, solides ou liquides. Elles sont de natures très diverses et peuvent véhiculer d'autres polluants comme des métaux lourds ou des hydrocarbures.

Les particules de diamètre inférieur à 10 μm (PM10) sont réglementées dans l'air ambiant. De ce fait, elles font l'objet d'une surveillance permanente.

Les graphiques suivants présentent l'évolution de la moyenne annuelle et des niveaux de pointe (percentile 98) calculés de 2008 à 2023, respectivement en milieu urbain et en milieu rural. Les mesures antérieures à 2008 ne sont pas considérées sachant que la métrologie avant 2008 ne prenait pas en compte la partie semi-volatile des particules⁵.

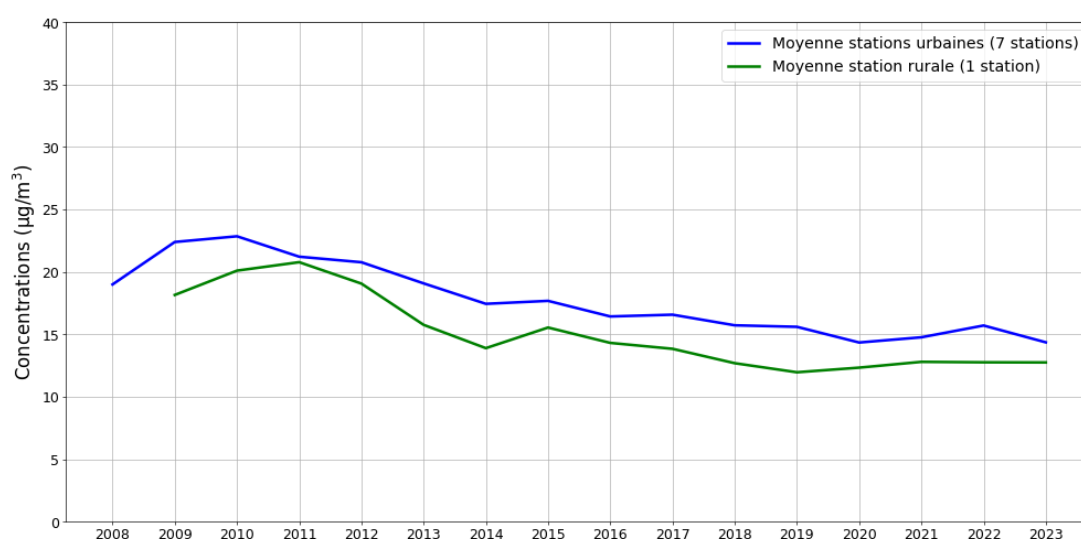


Figure 21 : évolution des concentrations moyennes annuelles en PM10 en milieu urbain et rural

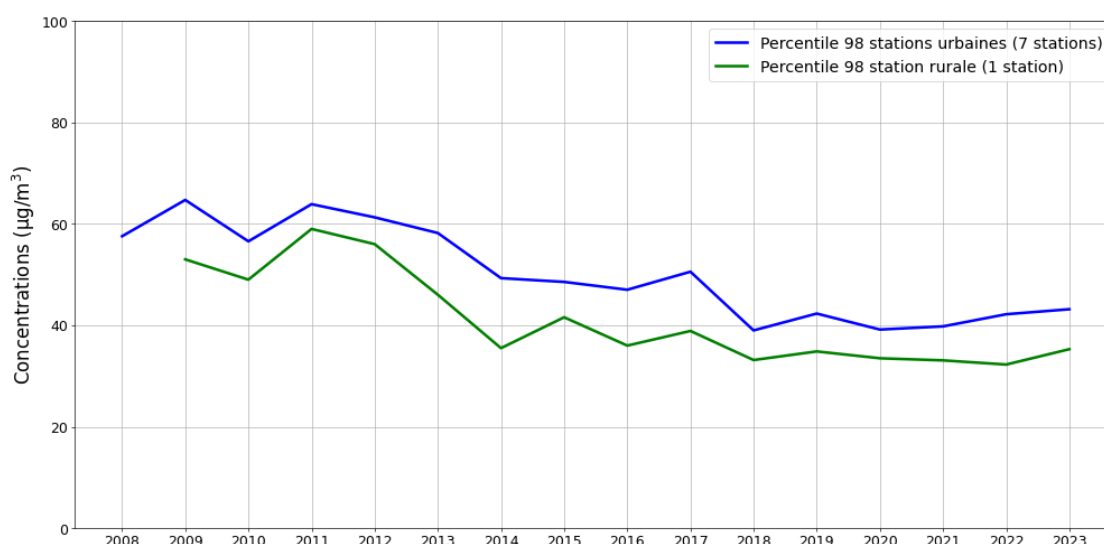


Figure 22 : évolution des niveaux de pointe (P98) annuels en PM10 en milieu urbain et rural

⁵ La métrologie antérieure à 2008 qui nécessitait un chauffage de la ligne d'échantillonnage à 50 °C entraînait une volatilisation des particules semi-volatiles et de fait sous-estimait les concentrations en particules.

En zones urbaine et rurale, les concentrations moyennes ont diminué respectivement d'environ $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ par an depuis 2008. Cette baisse est plus sensible les 10 premières années, les niveaux demeurant stables depuis 2018. Les niveaux de pointe suivent cette même tendance.

Le graphique suivant montre l'évolution des émissions de PM10 enregistrées sur la région (cf. graphique suivant).

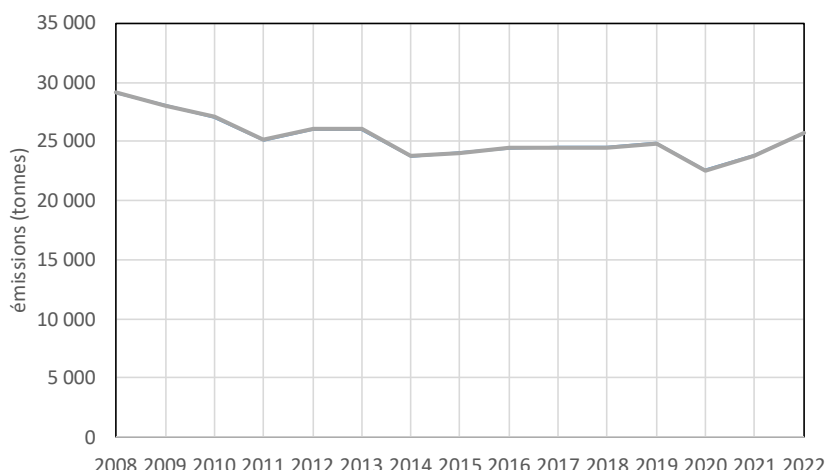


Figure 23 : évolution des émissions en PM10 tous secteurs confondus (source BASEMIS® V8, Air Pays de la Loire)

Une baisse de 700 tonnes/an est observée entre 2008 et 2014 suivie d'une stabilisation des émissions de 2015 à 2022. La baisse des émissions en 2020 est due à la période de confinement lié à la pandémie de COVID 19. Les émissions plus élevées en 2022 par rapport à 2021 sont liées aux feux de végétation qui sont survenus durant l'été 2022 dans la région.

Le graphique suivant montre l'évolution des concentrations moyennes annuelles en PM10 en milieu urbain en fonction des émissions régionales tous secteurs confondus.

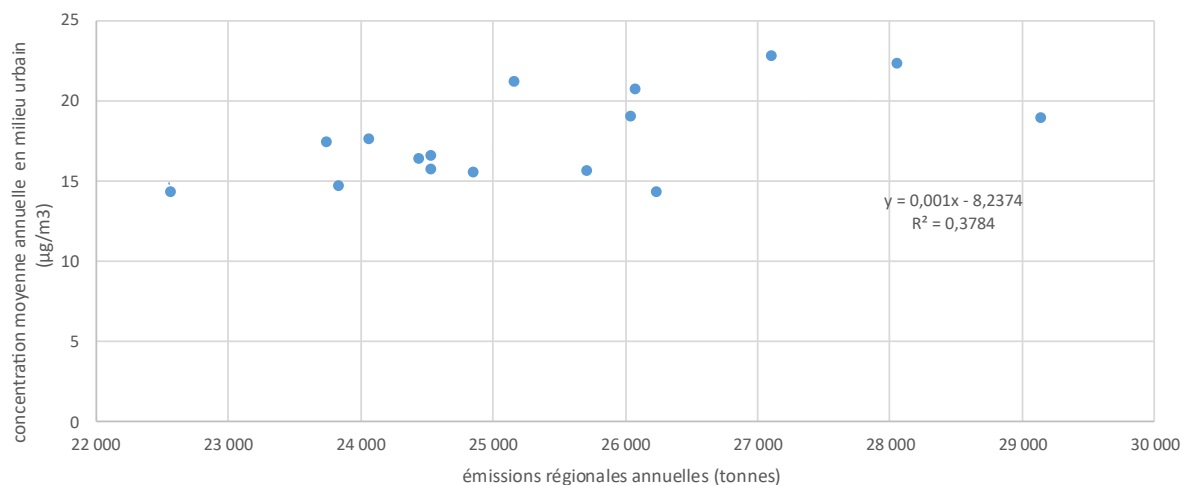


Figure 24 : évolution des concentrations moyennes annuelles en PM10 mesurées en milieu urbain en fonction des émissions régionales annuelles tous secteurs confondus (source BASEMIS® V8, Air Pays de la Loire)

Une faible corrélation ($r^2 = 0,38$) est constatée entre les concentrations annuelles et les émissions régionales. En d'autres termes, l'évolution des émissions régionales en PM10 ne permet pas d'expliquer l'évolution des concentrations annuelles.

Ceci peut être expliqué notamment par le fait que l'inventaire d'émissions n'intègre pas les particules secondaires comme le nitrate d'ammonium qui sont formées dans l'atmosphère à partir d'espèces gazeuses (ammoniac et oxydes d'azote). De plus, les concentrations mesurées dans l'air sont conditionnées par du transport à longue distance de masses d'air chargées en particules (épisodes printaniers dus notamment à la présence de nitrate d'ammonium, feux de végétations, épisodes de pollution liés à l'arrivée de sables sahariens).

Particules fines PM2.5

Comme les PM10, les particules de diamètre inférieur à 2.5 μm (PM2.5) sont réglementées dans l'air ambiant. De ce fait, elles font l'objet d'une surveillance permanente.

Les deux graphiques suivants présentent l'évolution des moyennes annuelles et des niveaux de pointe (percentile 98) calculées de 2009 à 2023 respectivement en milieu urbain et en milieu rural. Les mesures antérieures à 2009 ne sont pas considérées car elles ne prenaient pas en compte la fraction volatile des particules⁶.

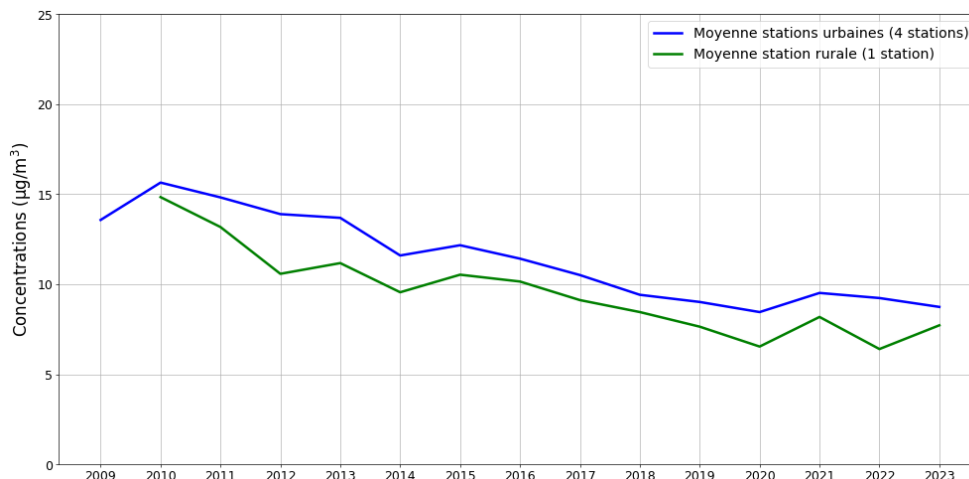


Figure 25 : évolution des concentrations moyennes en PM2.5 en zones urbaine et rurale

En zones urbaine et rurale, nous retrouvons une baisse similaire à celle enregistrée pour les PM10 de l'ordre de 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ par an qui se stabilise à partir de 2018.

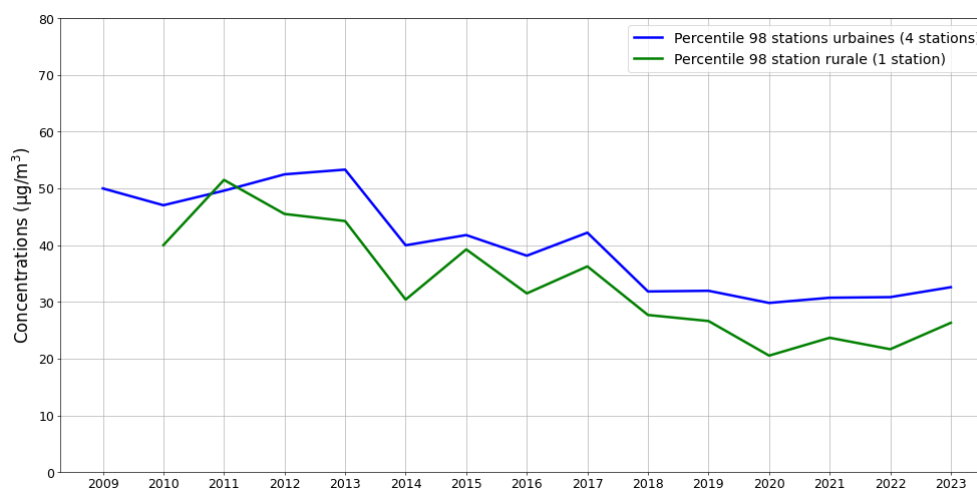


Figure 26 : évolution des niveaux de pointe (P98) en PM2.5 en zones urbaine et rurale

⁶ La métrologie antérieure à 2008 qui nécessitait un chauffage de la ligne d'échantillonnage à 50 °C entraînait une volatilisation des particules semi-volatiles et de fait sous-estimait les concentrations en particules.

Le graphique suivant présente l'évolution des émissions régionales de PM2.5 tous secteurs confondus.

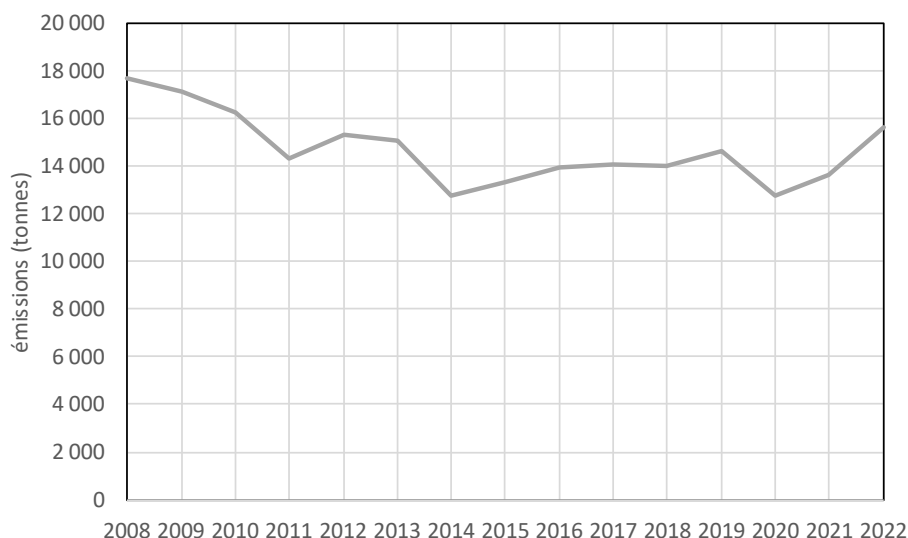


Figure 27 : évolution des émissions de PM2.5 sur l'ensemble de la région tous secteurs confondus (source BASEMIS® V8, Air Pays de la Loire)

L'évolution interannuelle des émissions de PM2.5 est synchronisée avec celle des émissions de PM10. Une baisse de 700 tonnes/an est observée entre 2008 et 2014 suivie d'une stabilisation des émissions de 2015 à 2022. La baisse des émissions en 2020 est due à la période de confinement liée à la pandémie de COVID 19. Les émissions plus élevées en 2022 par rapport à 2021 sont liées aux feux de végétation qui sont survenus durant l'été 2022 dans la région.

Le graphique suivant présente l'évolution des concentrations annuelles en PM2.5 en fonction des émissions régionales en PM2.5.

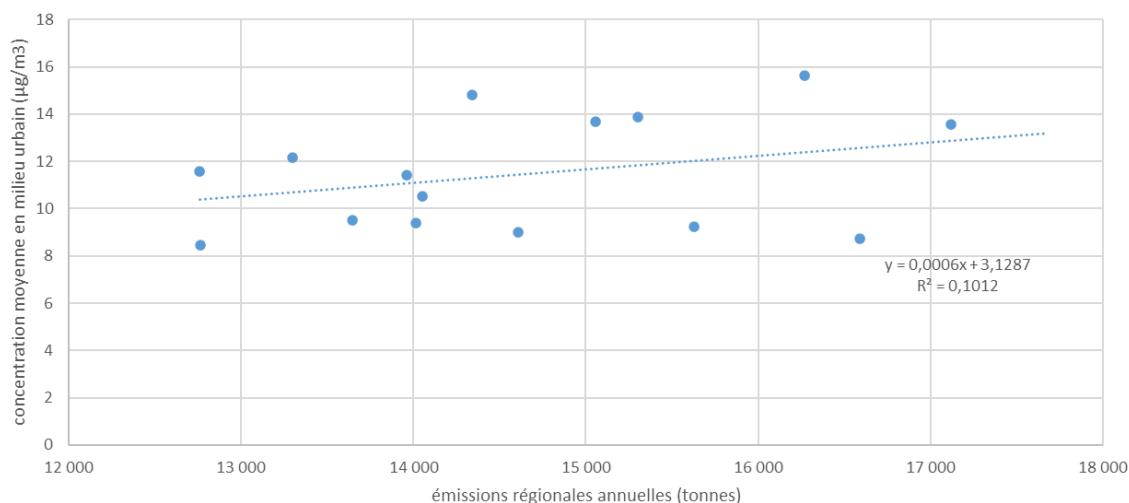


Figure 28 : évolution des concentrations moyennes annuelles en PM 2.5 mesurées en milieu urbain en fonction des émissions régionales annuelles tous secteurs confondus (source BASEMIS® V8, Air Pays de la Loire)

Une absence de corrélation ($r^2 = 0.1$) est constatée entre les concentrations annuelles et les émissions régionales. En d'autres termes, l'évolution interannuelle des émissions régionales n'expliquent pas l'évolution des concentrations annuelles en PM2.5.

Ceci peut être expliqué notamment par le fait que l'inventaire d'émissions n'intègre pas les particules secondaires comme le nitrate d'ammonium qui sont formées dans l'atmosphère à partir d'espèces gazeuses (ammoniac et oxydes d'azote, acide nitrique). Ces particules secondaires sont essentiellement des particules fines (inférieures à $2.5 \mu m$) ce qui peut expliquer la corrélation encore plus faible entre émissions et concentrations constatée pour les PM2.5 par rapport aux PM10.

De plus, comme pour les PM10, les concentrations de PM2.5 mesurées dans l'air sont conditionnées par du transport à longue distance de masses d'air chargées en particules (épisodes printaniers dus notamment à la présence de nitrate d'ammonium, feux de végétations, épisodes de pollution liés à l'arrivée de sables sahariens).

Le dioxyde d'azote (NO₂)

Le monoxyde d'azote (NO) se forme par combinaison de l'azote et de l'oxygène dans l'atmosphère lors des processus de combustion à haute température notamment de combustibles fossiles (pétrole, charbon et gaz naturel). Le NO se transforme alors rapidement en dioxyde d'azote (NO₂) par oxydation avec l'ozone (O₃) présent dans l'air. Le monoxyde d'azote et le dioxyde d'azote composent les oxydes d'azote (NO_x). En milieu urbain, les oxydes d'azote sont essentiellement émis par le trafic routier.

En termes d'impact sur la santé, seul le dioxyde d'azote est réglementé dans l'air ambiant.

L'évolution des concentrations moyennes et de pointe en dioxyde d'azote enregistrées en zones urbaine et rurale est reportée dans les graphiques suivants.

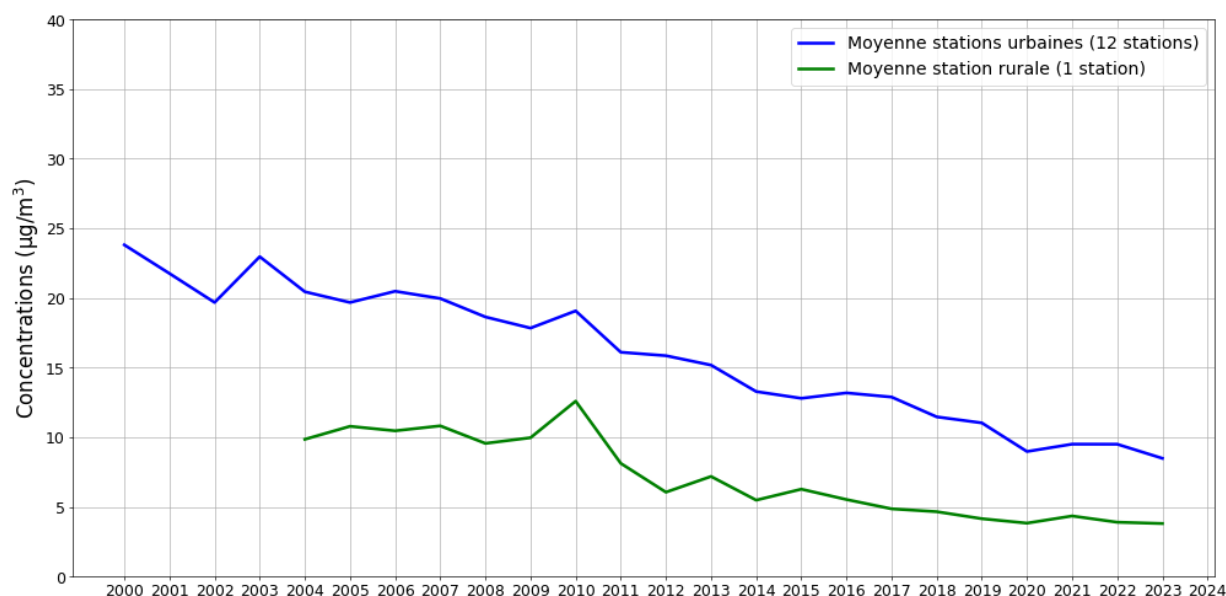


Figure 29 : évolution des concentrations moyennes annuelles en dioxyde d'azote de 2000 à 2023 en zones urbaine et rurale

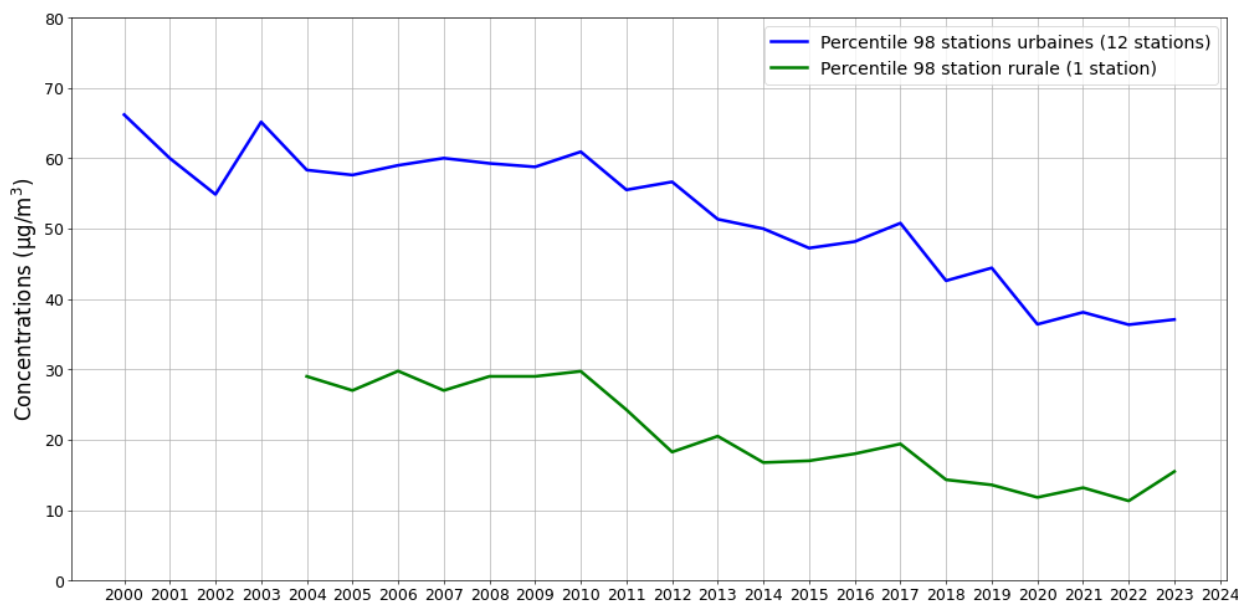


Figure 30 : évolution des concentrations de pointe (P98) en dioxyde d'azote de 2000 à 2023

En zone urbaine, l'évolution des concentrations se caractérise par une baisse continue de -0,4 à -0,5 µg/m³ par an pour les niveaux moyens soit une diminution d'un facteur 2,2 entre 2000 et 2023 et -1 µg/m³ pour les niveaux de pointe soit une diminution d'un facteur 1,7 sur 24 ans.

Le graphique suivant présente l'évolution interannuelle des émissions régionales de NOx.

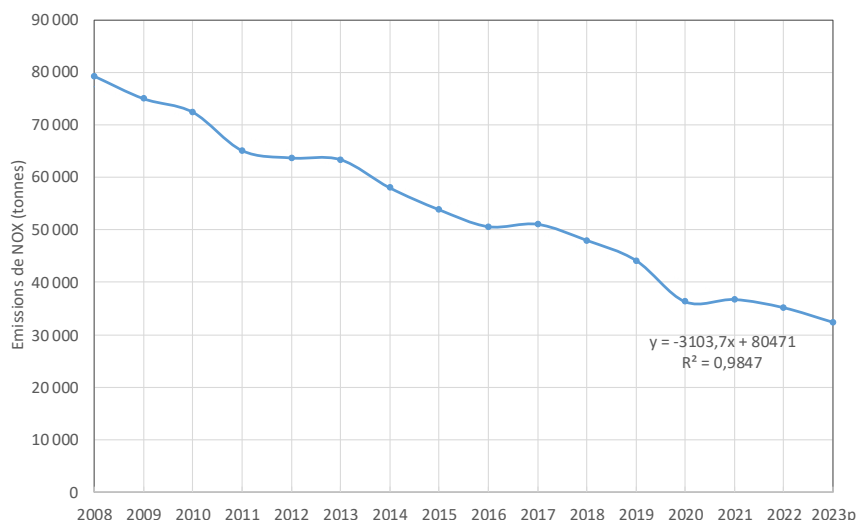


Figure 31 : évolution des émissions de NO_x dans les Pays de la Loire de 2008 à 2023

Une baisse linéaire des émissions de NO_x tous secteurs confondus (-3100 tonnes/an) est constatée entre 2008 et 2023. Cette baisse est notamment liée à celle des émissions routières (conséquence du renouvellement du parc automobile avec des véhicules de moins en moins polluants en lien avec des normes à l'échappement de plus en plus sévères). Une diminution d'un facteur 2,4 est, finalement, constatée entre 2008 et 2023.

L'évolution interannuelle des concentrations en NO₂ en fonction de celle des émissions régionales de NO_x est reportée dans le graphique suivant.

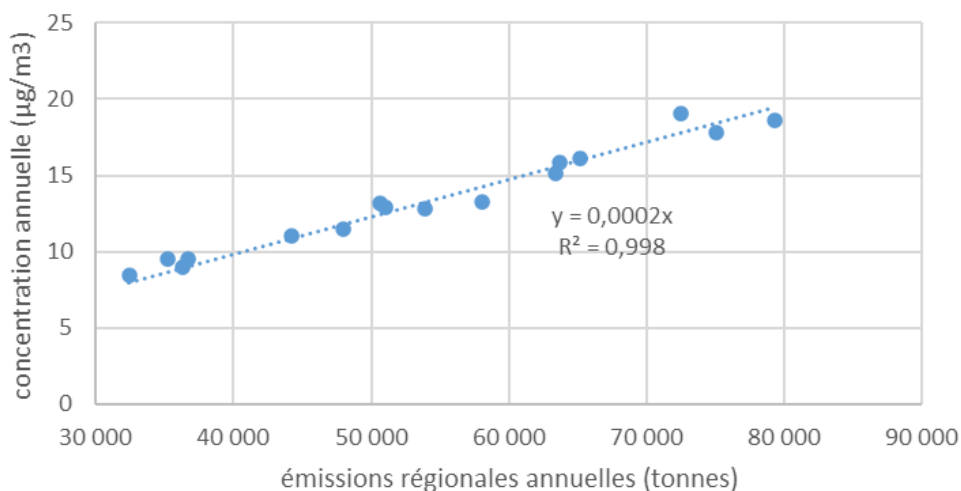


Figure 32 : évolution des concentrations moyennes annuelles en NO₂ mesurées en milieu urbain en fonction des émissions régionales annuelles tous secteurs confondus (source BASEMIS® V8, Air Pays de la Loire)

Il existe une très forte corrélation ($r^2 = 0.998$) entre l'évolution des concentrations en NO₂ et celle des émissions régionales de NO_x. En d'autres termes, l'évolution interannuelle des concentrations en NO₂ peut être entièrement expliquée par celle des émissions régionales de NO_x. Ceci indique que, contrairement à la pollution particulaire, le transport longue distance ne conditionne pas de façon significative les concentrations mesurées en zones urbaines de la région.

Évolution des concentrations au sein de la journée

Durant l'hiver

Le graphique suivant montre l'évolution au sein de la journée des concentrations moyennes horaires en NO₂ l'hiver en zones urbaine et rurale.

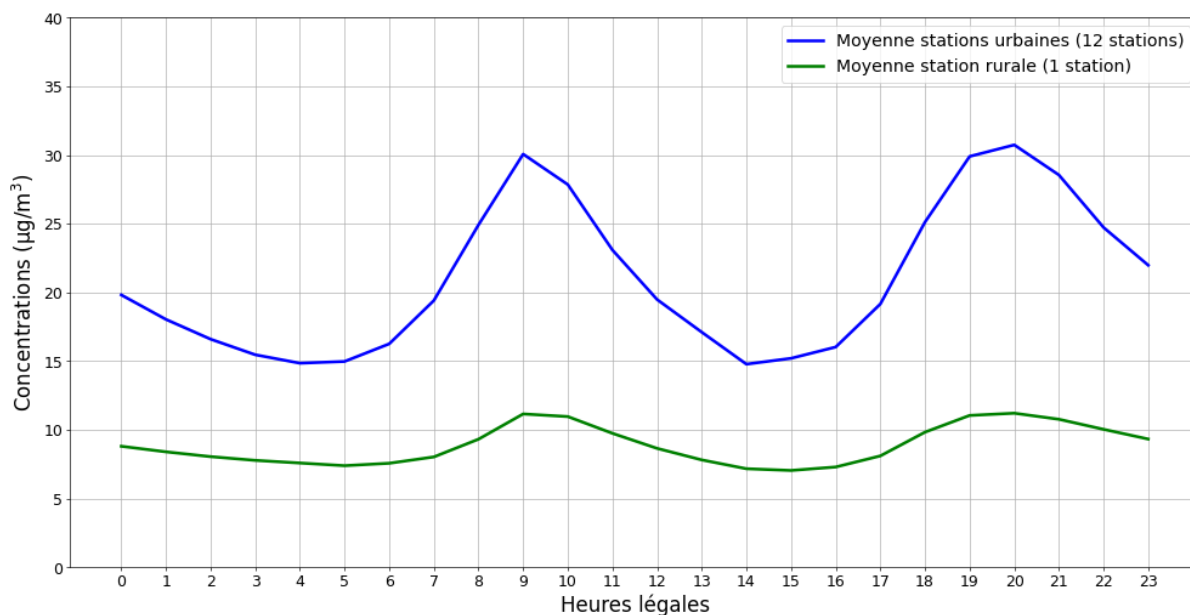


Figure 33 : profil journalier moyen en dioxyde d'azote en zones urbaine et rurale durant l'hiver

Durant l'hiver, 2 élévations de concentrations sont enregistrées en matinée (maximum vers 9 heures) et en fin d'après-midi début de soirée maximum vers 20 heures).

Le graphique suivant montre l'évolution du trafic routier au sein de la journée dans l'agglomération nantaise⁷.

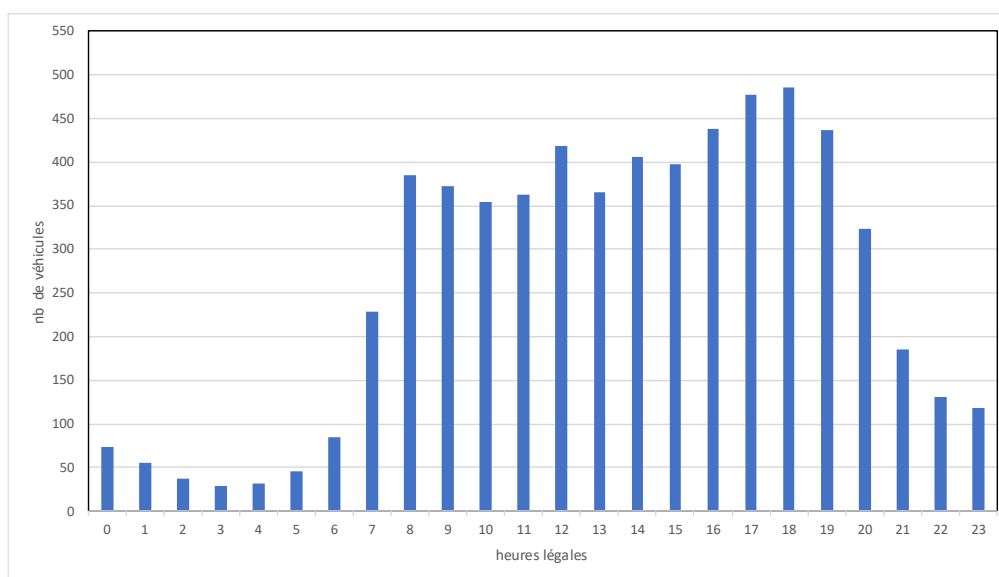


Figure 34 : évolution du trafic routier au sein de l'agglomération nantaise durant l'hiver

L'évolution du trafic au sein de la journée se caractérise par une forte augmentation du trafic en début de matinée pour atteindre un plateau vers 8-9 heures. Le trafic reste relativement stable entre 9 heures et 16 heures. Une seconde élévation est constatée à partir de 16 heures pour atteindre un maximum vers 18 heures. Une baisse du trafic est ensuite constatée.

⁷ Air Pays de la Loire dispose des résultats des boucles de comptages présentes dans l'agglomération nantaise. Ce profil journalier moyen a été calculé en se basant sur ces résultats et est représentatif plus largement de l'évolution du trafic routier en milieu urbain.

Par comparaison avec l'évolution du trafic routier, l'évolution des concentrations présente des similitudes (augmentation des concentrations en début de matinée pour atteindre un maximum vers 9 heures) mais également des différences :

- Dans l'après-midi (14h-16) présence de concentrations faibles proches de celles du matin et de la nuit malgré un trafic routier proche de celui de début de matinée.
- Un maximum de concentrations qui apparaît vers 20h soit 2 heures plus tard que le pic de trafic qui survient vers 18 heures.

Ces différences entre le profil d'émissions représenté par le profil de trafic et celui des concentrations peuvent s'expliquer par l'évolution de la structure de la couche limite atmosphérique au sein de la journée (cf. paragraphe relatif à la formation de la couche limite atmosphérique).

De la fin de matinée (10-11 heures) jusque vers 16 heures, le développement d'une couche d'air mélangé par convection va pour voir diluer les émissions de NO_x liées au trafic routier dans un plus grand volume d'air et ainsi faire baisser les concentrations mesurées dans l'air malgré un trafic routier proche de celui enregistré en matinée vers 8-9 heures. En fin d'après-midi, la disparition de cette couche d'air mélangé au profit de la mise en place d'une couche d'air stable proche de la surface va entraîner une accumulation des polluants au sol. De ce fait une augmentation des concentrations en NO₂ est enregistrée pour atteindre un maximum vers 20 heures et ce malgré un pic de trafic qui survient 2 heures plus tôt.

Le même comportement est observé en zone rurale mais de façon moins accentuée compte tenu du plus grand éloignement des émissions routières en zone rurale par rapport aux zones urbaines.

Durant l'été

Le graphique suivant montre l'évolution au sein de la journée des concentrations moyennes horaires en NO₂ durant l'été en zones urbaine et rurale.

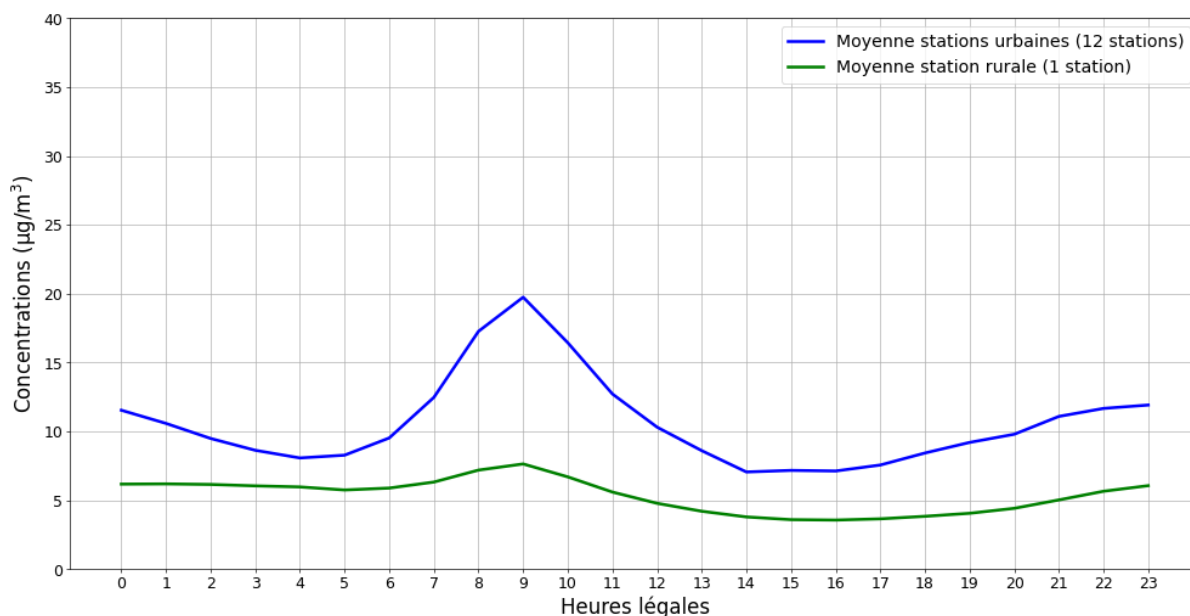


Figure 35 : profil journalier moyen en zones urbaine et rurale durant l'été

En été, une seule hausse est enregistrée en matinée ; l'élévation de fin d'après-midi qui apparaît l'hiver n'est plus observée.

En revanche, l'évolution du trafic routier au sein de la journée reste identique à celle enregistrée l'hiver (cf. graphique suivant).

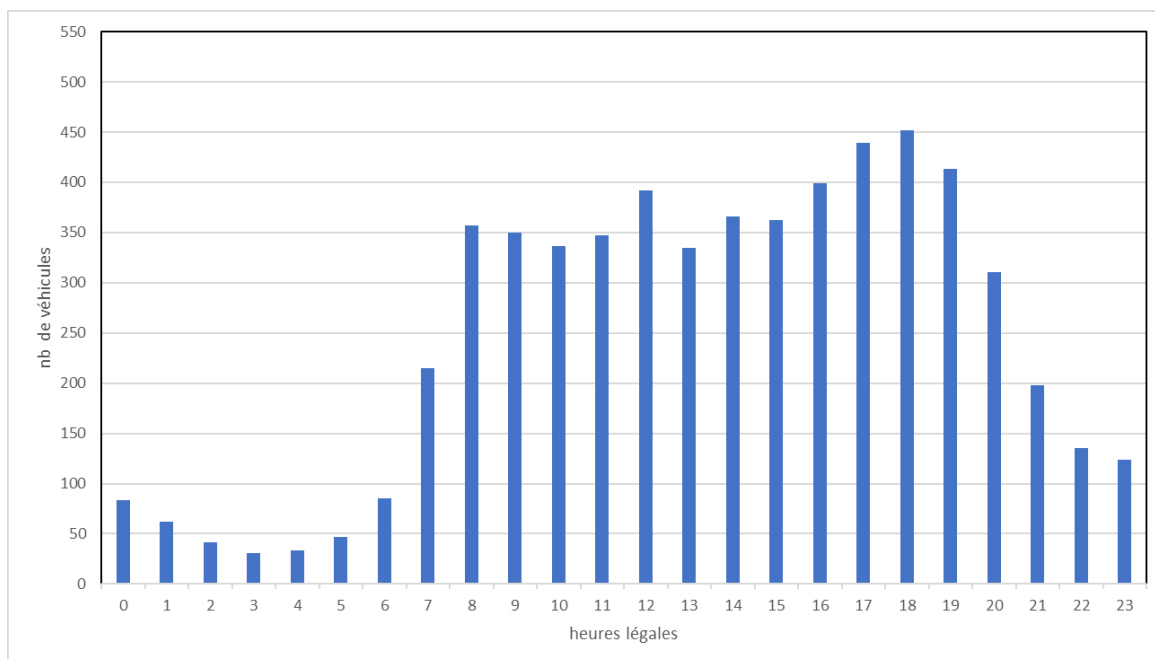


Figure 36 : évolution du trafic routier au sein de l'agglomération nantaise durant l'été

La différence d'évolution des concentrations entre l'hiver et l'été au sein de la journée est liée à la différence dans le développement de la couche de mélange dans la couche limite entre l'été et l'hiver. Durant l'été, la couche d'air mélangé par convection est généralement plus épaisse l'après-midi lors des belles journées ensoleillées et persiste plus longtemps qu'en hiver (le soleil se couchant plus tard). Les polluants sont donc dilués dans un plus grand volume d'air et aucune augmentation des concentrations n'est alors observée en fin d'après-midi/début de soirée malgré des émissions routières toujours présentes.

Le même comportement est observé en zone rurale mais de façon moins accentuée compte tenu du plus grand éloignement des émissions routières en zone rurale par rapport aux zones urbaines.

L'ozone (O₃)

L'ozone troposphérique est un polluant secondaire. C'est-à-dire qu'il n'est pas émis directement dans l'atmosphère, mais est formé à la suite de multiples réactions chimiques impliquant ses précurseurs. Les deux précurseurs majeurs de l'ozone troposphérique sont les oxydes d'azote (NO_x) et les composés organiques volatils (COV).

Le cycle de formation de l'ozone

En l'absence de composés organiques volatils

La principale voie de formation de l'ozone se fait à partir de la photolyse du dioxyde d'azote (destruction du dioxyde d'azote sous l'effet du rayonnement solaire). Cette réaction conduit à la formation d'une molécule de monoxyde d'azote (NO) et de l'oxygène atomique (O). L'atome d'oxygène réagit alors très rapidement avec une molécule d'oxygène (O₂) pour former une molécule d'ozone (O₃). La molécule d'ozone ainsi formée va réagir avec le monoxyde d'azote NO pour reformer du dioxyde d'azote NO₂. Nous assistons alors à un cycle de formation/destruction de l'ozone dans lequel il n'y a pas de formation additionnelle d'ozone car chaque molécule d'ozone produite est immédiatement consommée (cf. schéma ci-dessous). Il n'y a donc pas d'accumulation d'ozone dans l'air.

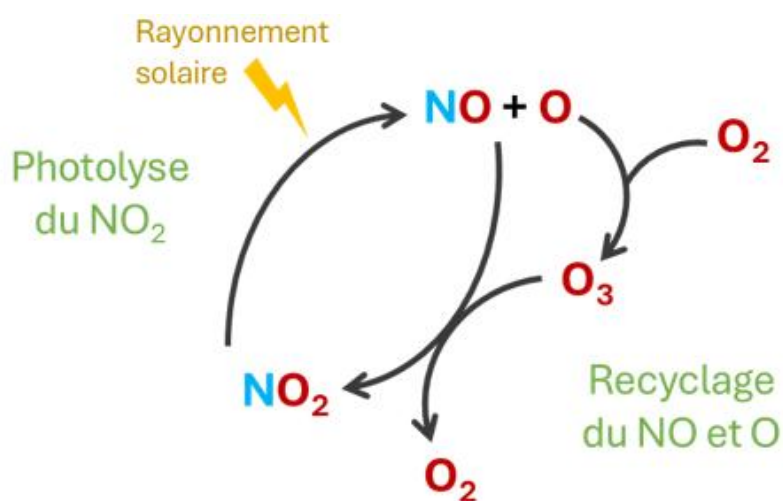


Figure 37 : cycle de formation/destruction de l'ozone en l'absence de COV

En présence de COV

En présence de COV, le cycle de formation/destruction est perturbé. En effet, les composés organiques volatils vont s'oxyder et former par la suite des radicaux peroxydes RO₂ (avec R = H ou C_xH_y) qui convertiront NO en NO₂ sans consommer d'ozone. La réaction O + O₂ se produisant, cela provoque alors une accumulation du niveau de l'ozone dans l'atmosphère.

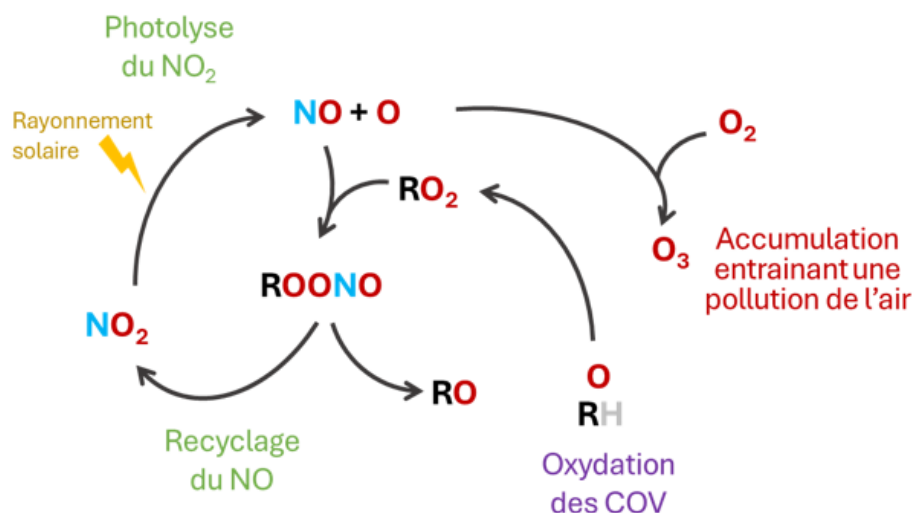


Figure 38 : cycle de formation de l'ozone en présence de COV

La relation entre l'ozone et ses précurseurs est non-linéaire. Cette relation peut être représentée par un diagramme isoplèthe qui trace des iso-concentrations maximales de l'ozone en fonction des concentrations initiales des NO_x et des COV. La production d'ozone se décline alors par régime chimique dépendant des rapports COV/NO_x et représentée sur la figure suivante.

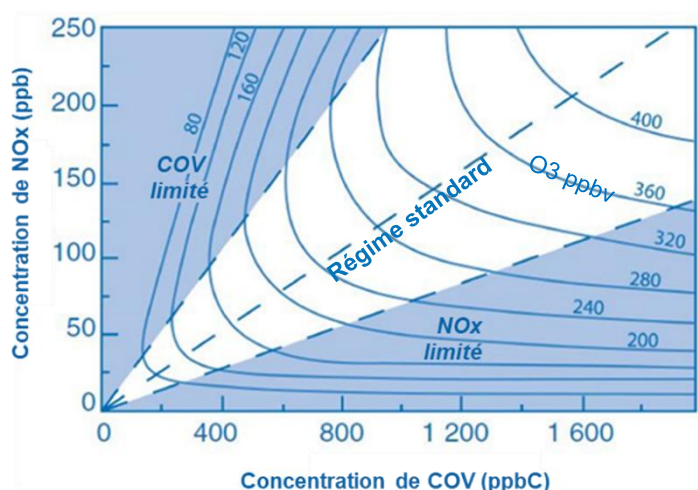


Figure 39 : diagramme isoplèthe des régimes chimiques de production d'ozone

Le régime saturé en NO_x (ou limité en COV) se caractérise par des concentrations élevées en NO_x (COV/NO_x <4). Il est généralement rencontré dans les zones urbaines et périurbaines. Dans ces situations, la production d'ozone diminue quand celle des NO_x augmente et inversement. Le NO consomme l'ozone et forme du NO₂ notamment.

Le régime limité en NO_x (ou saturé en COV) se caractérise par de faibles concentrations en NO_x (COV/NO_x >15). Il est généralement rencontré dans les zones rurales ou dans les zones éloignées des sources d'émissions des oxydes d'azote. Dans ces zones, la production d'ozone augmente avec celle des NO_x et n'est que très peu perturbée par les variations des COV.

Dans le régime standard, la production d'ozone dépend à la fois des concentrations des NO_x et des COV. Donc une diminution des concentrations des NO_x et/ou des COV peut entraîner une diminution du niveau d'ozone.

Évolution des concentrations moyennes en ozone

Le graphique suivant montre l'évolution des concentrations moyennes en zone urbaine et en zone rurale.

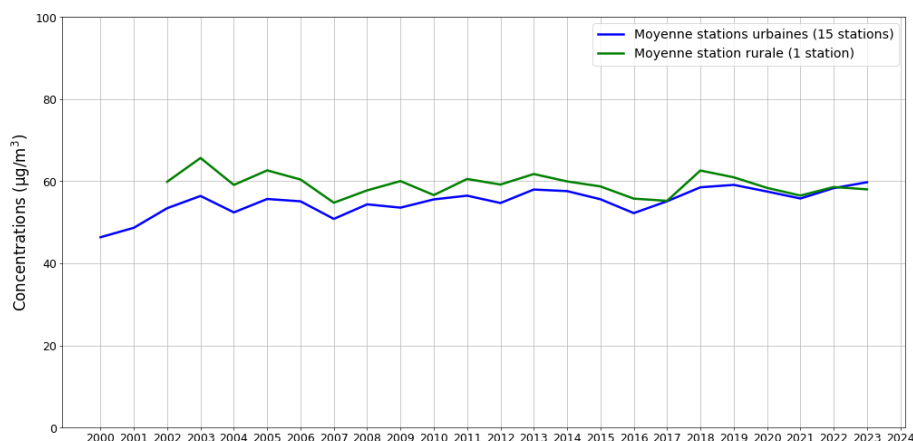


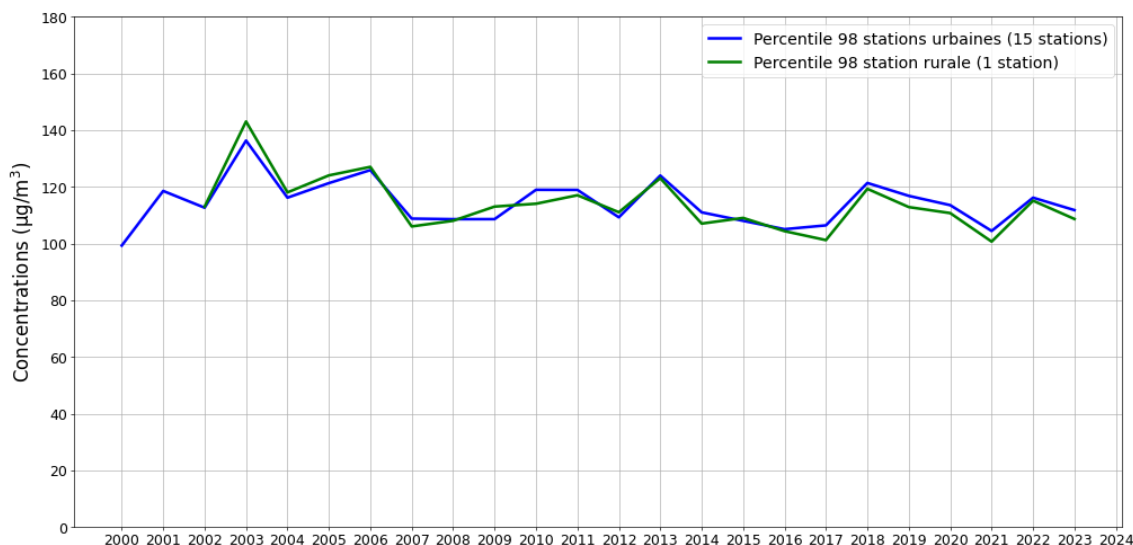
Figure 40 : évolution des concentrations moyennes d'ozone en zones urbaine et rurale

En zone urbaine, une augmentation des concentrations moyennes d'ozone de l'ordre de 0,2 µg/m³/an est enregistrée entre 2000 et 2023. L'augmentation des niveaux moyens d'ozone en zone urbaine peut s'expliquer par la baisse des émissions de NO_x qui a pour conséquence une diminution des concentrations en NO et NO₂ (régime saturé en NO_x).

En zone rurale, les niveaux moyens restent relativement stables avec une très légère baisse (-0,1 µg/m³/an). Dans cet environnement (régime limité en NO_x) la concentration d'ozone baisse avec celle des oxydes d'azote contrairement au milieu urbain.

Évolution des concentrations de pointe en ozone

Le graphique suivant montre l'évolution temporelle des concentrations de pointe respectivement en zone urbaine et en zone rurale.



Les

Figure 41 : évolution des concentrations de pointe d'ozone en zone urbaine (P98)

Les niveaux de pointe restent stables depuis 23 ans et ce malgré une tendance au renforcement des épisodes de chaleur (cf. graphique suivant) propices à l'apparition d'épisodes de pollution par l'ozone. L'année 2003 se distingue par des niveaux de pointe plus élevés en lien avec la période exceptionnelle de canicule qui est survenue cet été-là et qui a duré 15 jours entre le 2 et le 17 août.

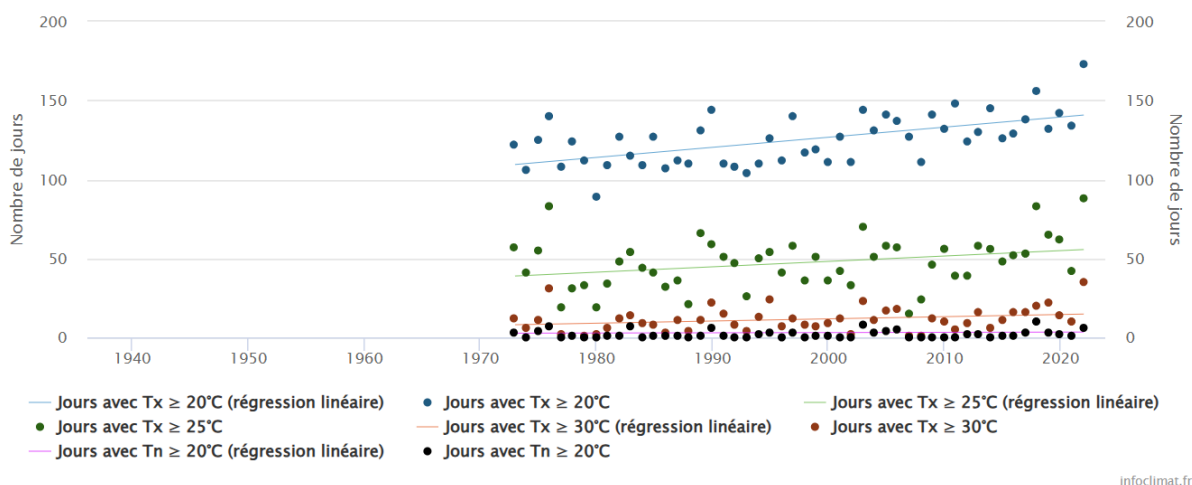


Figure 42 : nombre de jours de chaleur à Nantes⁸ (source infoclimat.fr)

Cette stabilité des niveaux de pointe d'ozone malgré des épisodes de chaleur plus fréquents peut s'expliquer par la baisse des concentrations atmosphériques des précurseurs de l'ozone (NO_x et COV) qui sont nécessaires à sa formation. Des travaux de recherche sont en cours pour appréhender l'influence du réchauffement climatique sur les concentrations d'ozone d'ici à la fin du siècle.⁹

⁸ Tx : Température maximale du jour relevée entre 6h UTC et 6h UTC le lendemain.

Tn : Température minimale du jour relevée entre 18h UTC la veille et 18h UTC du jour.

⁹<https://www.ineris.fr/fr/risques/dossiers-thematiques/qualite-air/qualite-air-ambient/pollution-atmospherique-ozone-1>

Évolution saisonnière des niveaux d'ozone

L'évolution saisonnière des niveaux moyens et de pointe d'ozone est reportée dans les graphiques suivants respectivement en zones urbaine et rurale.

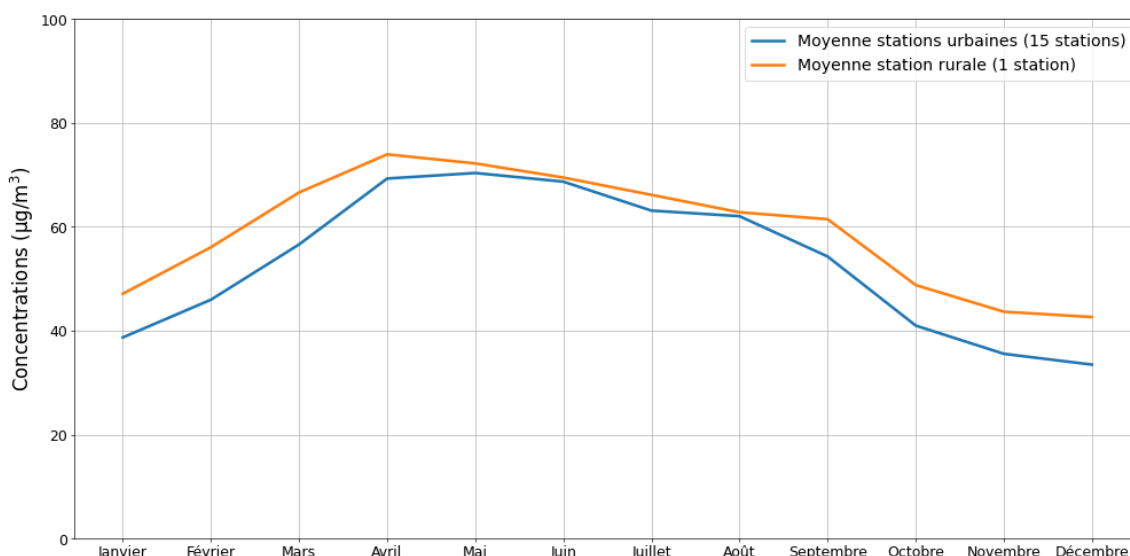


Figure 43 : évolution des concentrations mensuelles d'ozone en zones urbaine et rurale

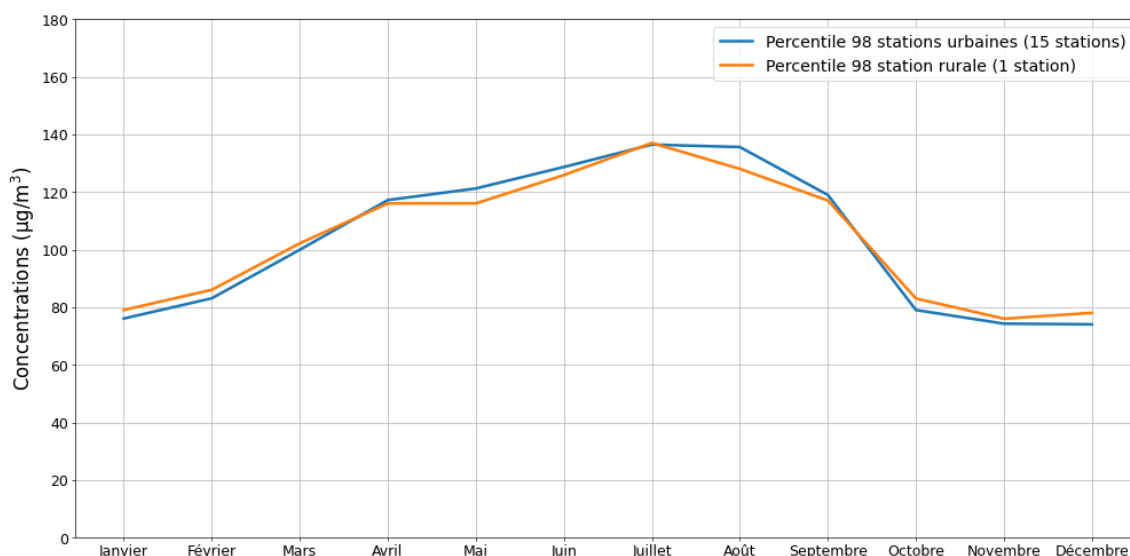


Figure 44 : évolution mensuelle des niveaux de pointe

Les concentrations mensuelles les plus élevées sont enregistrées au printemps (avril-mai). En revanche les niveaux de pointe les plus élevés sont enregistrés plus tard durant l'été en juillet-août.

La présence dans l'atmosphère de composé organiques volatils d'origine biogénique (émis par la végétation) plus importante au printemps peut notamment expliquer les concentrations moyennes d'ozone plus élevées à cette période de l'année. Les niveaux de pointe sont quant à eux liés aux périodes chaudes et ensoleillées qui surviennent plus fréquemment durant l'été.

Évolution des niveaux d'ozone au sein de la journée

Le graphique suivant montre l'évolution des moyennes d'ozone en zone urbaine et en zone rurale au sein de la journée.

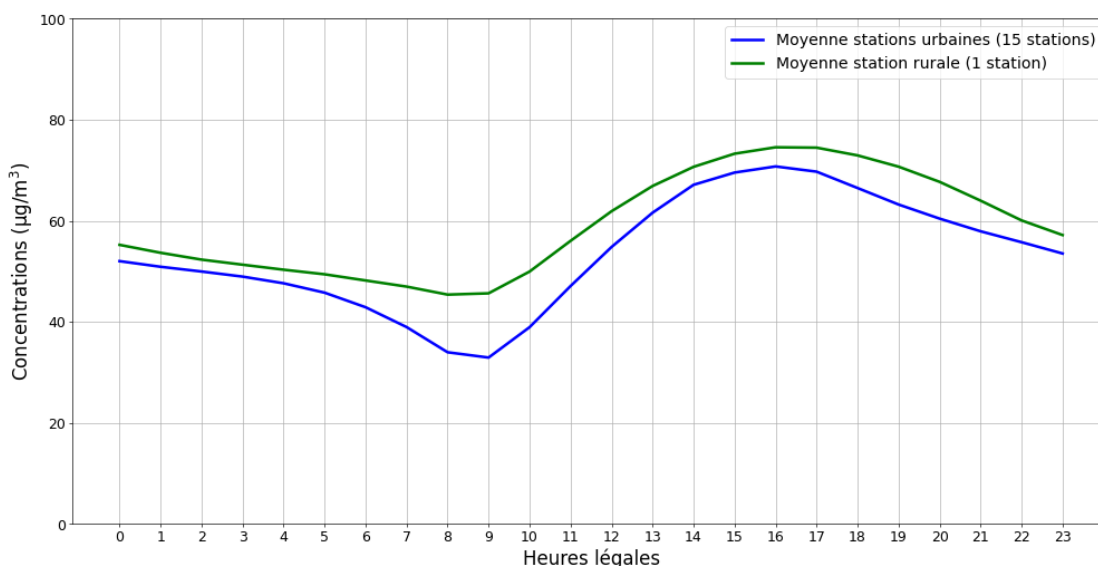


Figure 45 : évolution journalière des concentrations horaires d'ozone en zones urbaine et rurale

Nous observons un profil en cloche avec des concentrations minimales le matin et des concentrations qui augmentent ensuite en journée pour diminuer en fin d'après-midi. Cette évolution est liée notamment à celle de la couche limite atmosphérique au cours de la journée (cf. paragraphe relatif à la formation de la couche limite atmosphérique). En matinée, la mise en place de la couche d'air stable présente près du sol concentre les émissions NO_x émis par le trafic routier et par conséquent entraîne une destruction de l'ozone via la réaction $\text{NO} + \text{O}_3$. Au cours de la journée, le développement de la couche d'air mélangé par convection va réduire les concentrations en NO_x entraînant une augmentation de la concentration d'ozone.

La différence dans la mise en place de la couche d'air stable au cours de la journée au-dessus de la mer ou en zone littorale et plus à l'intérieur des terres va alors conditionner le comportement de l'ozone. Rappelons ici qu'au-dessus de l'océan, la CLA est plus régulière, sans cycle diurne prononcé.

Par conséquent l'évolution diurne de la concentration d'ozone sera moins prononcée au-dessus de l'océan ou en zone littorale par rapport à des sites plus continentaux.

Les graphiques suivants illustrent ce phénomène.

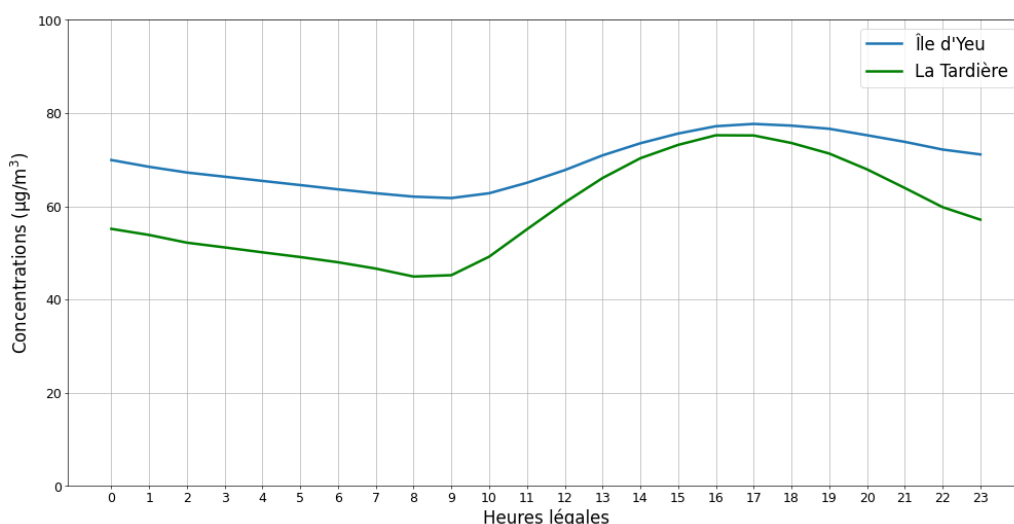


Figure 46 : évolution des concentrations horaires d'ozone en zone rurale (Ile d'Yeu et la Tardière)

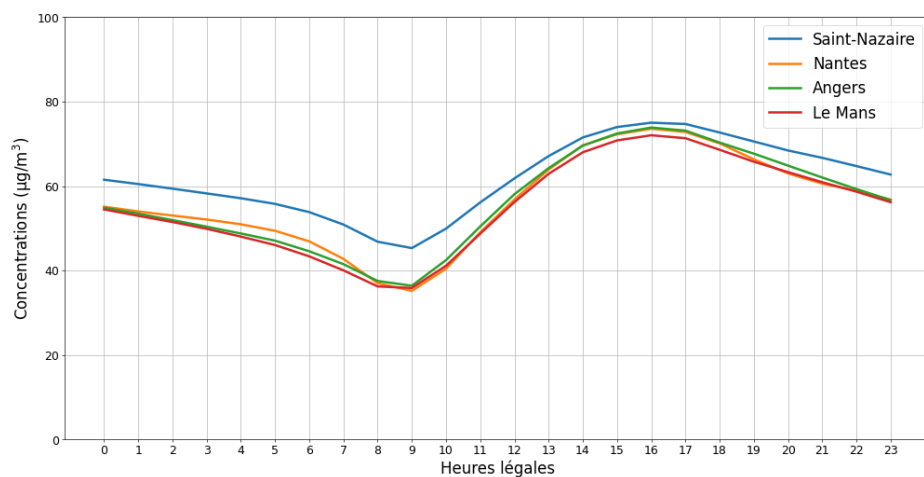


Figure 47 : évolution journalière des concentrations horaires d'ozone en zone urbaine (Saint-Nazaire, Nantes, Angers, Le Mans)

Distribution spatiale des niveaux moyens en ozone

Cette différence d'évolution des concentrations durant la journée entre les zones littorales et des sites plus à l'intérieur des terres va influencer la concentration moyenne enregistrée sur l'année avec des niveaux moyens plus élevés à proximité de l'océan qu'en à l'intérieur des terres (cf. graphiques suivants qui présentent sous forme de boxplot la distribution des concentrations horaires¹⁰). Le profil journalier plus plat en zone littorale entraîne également une dispersion des mesures plus faible.

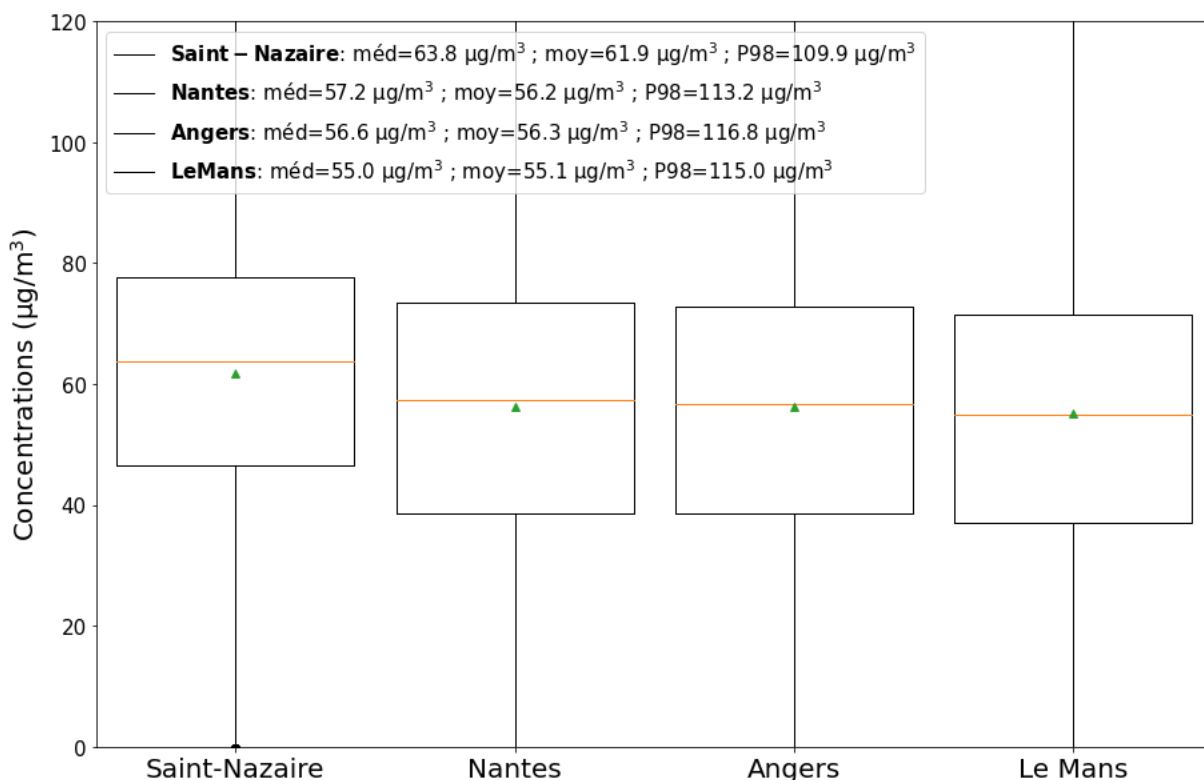


Figure 48 : boxplot des concentrations horaires d'ozone enregistrées entre 2005 et 2007 en zone rurale simultanément à l'île d'Yeu et à la Tardière

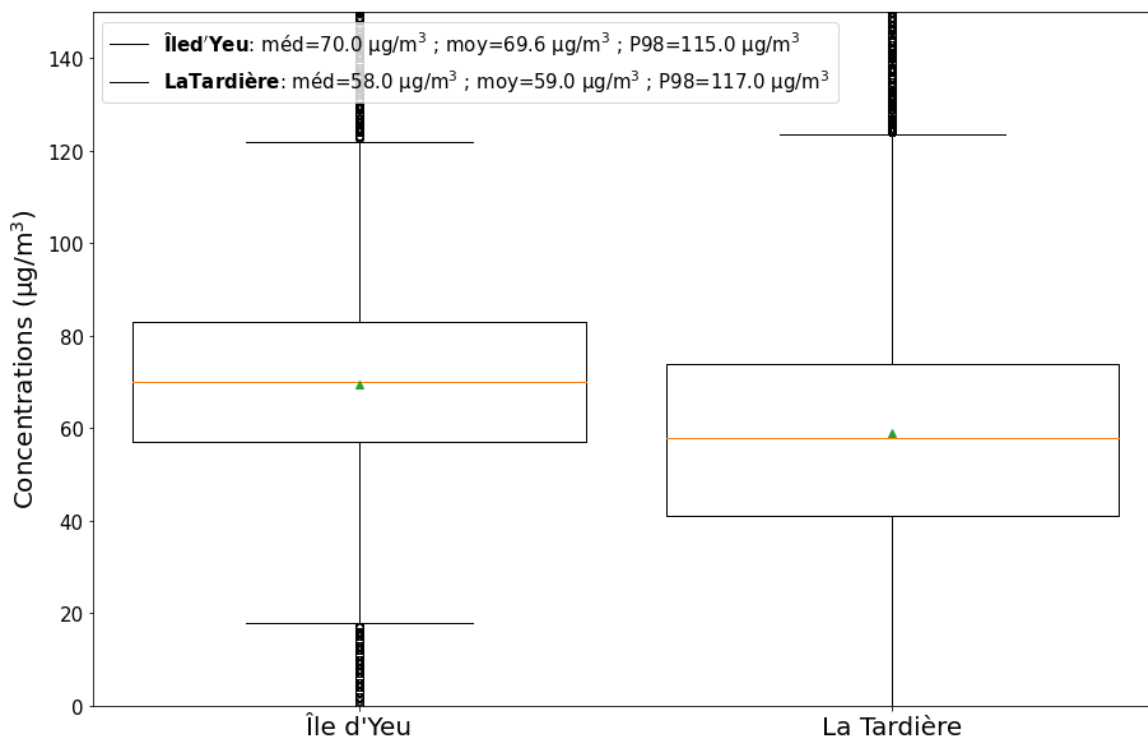


Figure 49 : boxplot des concentrations horaires d'ozone enregistrées simultanément à Saint-Nazaire, Nantes, Angers, Le Mans

¹⁰ Cf. annexe

La carte régionale de l'ozone modélisée pour l'année 2023 illustre également cet effet du littoral avec des niveaux moyens plus élevés qu'à l'intérieur des terres.

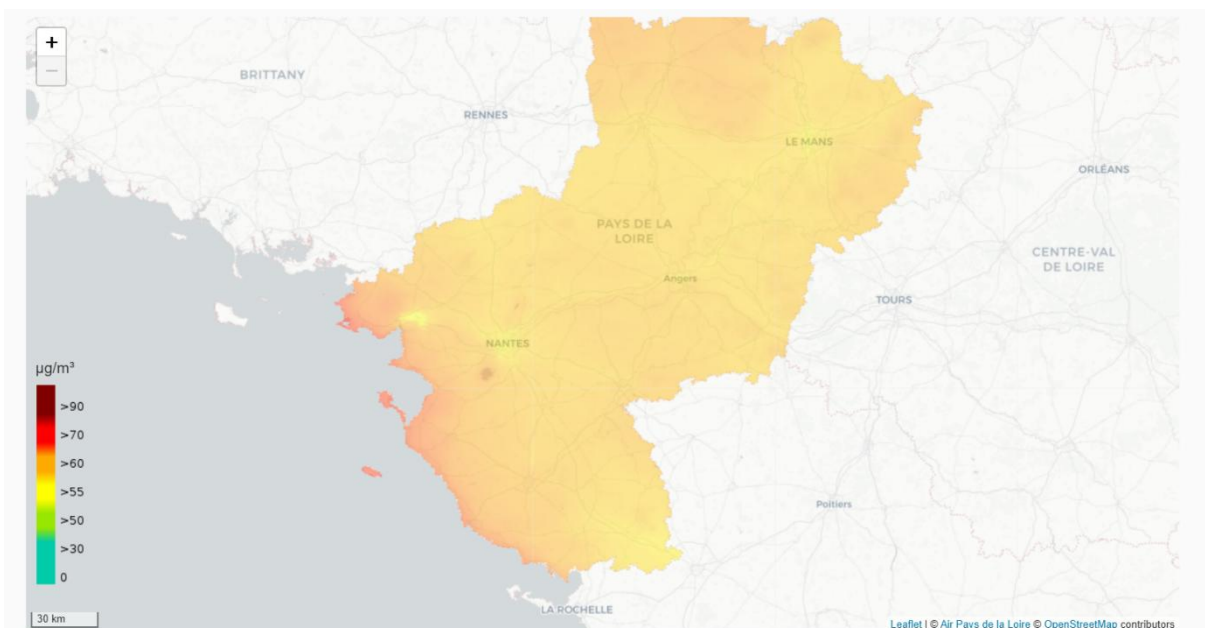


Figure 50 : carte régionale de la moyenne annuelle d'ozone pour l'année 2023 (source Air Pays de la Loire)

Conclusion

Le suivi des concentrations atmosphériques mis en œuvre depuis 2000 a permis de mettre en évidence les conclusions suivantes.

Concernant le benzène, le dioxyde de soufre et le dioxyde d'azote, une baisse des concentrations moyennes et de pointe est constatée en lien avec la baisse des émissions.

En revanche, l'évolution interannuelle des émissions régionales n'explique pas l'évolution des concentrations annuelles en PM10 et PM2.5. Une absence de corrélation est en effet constatée entre les concentrations annuelles de PM10 et PM2.5 et les émissions régionales. Ceci peut être expliqué notamment par le fait que l'inventaire d'émissions n'intègre pas les particules secondaires comme le nitrate d'ammonium qui sont formées dans l'atmosphère à partir d'espèces gazeuses (ammoniac et oxydes d'azote, acide nitrique). De plus, les concentrations de PM10 et PM2.5 mesurées dans l'air sont conditionnées par du transport à longue distance de masses d'air chargées en particules (épisodes printaniers dus notamment à la présence de nitrate d'ammonium, feux de végétations, épisodes de pollution liés à l'arrivée de sables sahariens).

Pour l'ozone, polluant créé par photochimie à partir de précurseurs (NO_x et composé organiques volatils), la tendance est plus nuancée. En milieu urbain, les niveaux moyens ont tendance à augmenter en lien avec la baisse des concentrations en NO_x. En revanche, en milieu rural, le niveau moyen a tendance à légèrement baisser. Cette différence de comportement entre ces deux types d'environnement est liée aux mécanismes non linéaires de production de l'ozone à partir des oxydes d'azote et des composés organiques volatils.

Les niveaux de pointe en ozone restent relativement stables malgré une augmentation de la fréquence des épisodes de chaleur qui sont propices à l'apparition d'épisodes de pollution photochimique. La baisse des concentrations des précurseurs nécessaires à la production d'ozone est une piste d'explication.

Malgré la baisse des concentrations atmosphériques, la pollution par le dioxyde d'azote et les particules (PM10 et PM2.5) reste un enjeu de santé publique. Les valeurs guides fixées par l'OMS pour la protection de la santé humaine se sont en effet sévériées en 2021. Les concentrations enregistrées ces deux dernières années ne respectent pas certaines de ces valeurs notamment pour le dioxyde d'azote en milieu urbain et plus généralement pour les particules fines PM2.5 sur l'ensemble de la région. L'ozone reste également un polluant à enjeu sanitaire dont les concentrations ne respectent pas les valeurs guides OMS 2021.

Il est donc nécessaire de poursuivre le suivi de ces polluants à l'avenir tout en élargissant le spectre des polluants à étudier. Conformément aux préconisations nationales, Air Pays de la Loire met en œuvre, une surveillance régionale des polluants non réglementés tels que les pesticides, les particules ultrafines, le carbone suie, l'ammoniac. Les résultats sont disponibles sur www.airpl.org¹¹.

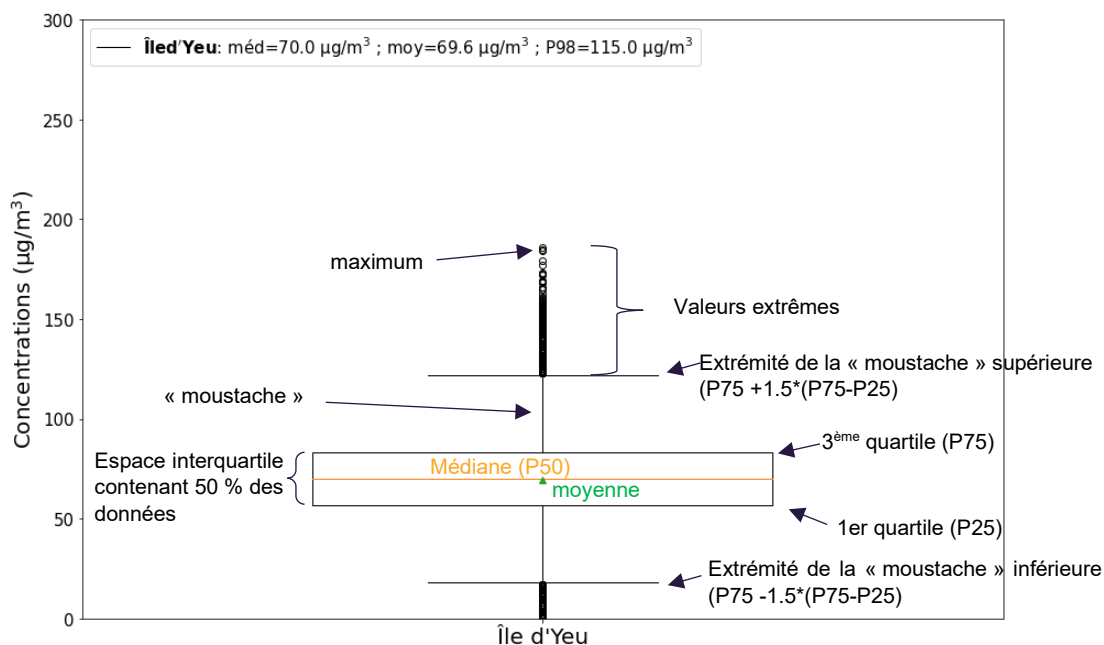
En complément, la nouvelle directive européenne du 23 octobre 2024 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe insiste sur la nécessité de mesurer les polluants émergents tels que les particules ultrafines, le carbone suie, l'ammoniac et le potentiel oxydant des particules dans des lieux caractéristiques de la pollution de fond rurale et de la pollution de fond urbaine.

¹¹<https://www.airpl.org/rapport/polluants-d-interet-national-evaluation-des-concentrations-en-ammoniac-particules-ultrafines-carbone-suie-et-en-hydrogene-sulfure-en-2023>
<https://www.airpl.org/rapport/surveillance-des-pesticides-dans-l-air-ambiant-en-pays-de-la-loire-resultats-2018-a-2022>

Annexe : définition d'un boxplot

Le boxplot, appelé également « boîte à moustaches », permet d'étudier la distribution des concentrations. Il représente d'une manière simple la répartition d'un groupe d'observations et synthétise une série de statistiques récapitulatives telles que la moyenne, la médiane, le 1^{er} et 3^e quartile ainsi que les observations qui s'écartent fortement de la population étudiée dites valeurs extrêmes. La hauteur de la boîte est un indicateur de la dispersion des valeurs. Plus la hauteur de la boîte est grande, plus les données sont dispersées.

Boxplots des concentrations horaires en O₃



Références bibliographiques

<http://www.grec-sud.fr/article-cahier/articles-du-cahier-ville/137-2/>
<https://www.umn-cnrm.fr/spip.php?article430>
https://theses.hal.science/file/index/docid/116659/filename/TEZ_Menut_1997.pdf
https://www.umn-cnrm.fr/aladin/IMG/pdf/oulesbir_reinhardt.pdf
https://fr.wikipedia.org/wiki/Couche_limite_atmosph%C3%A9rique#/media/Fichier:Atmospheric_boundary_layer_fr.svg
https://www.researchgate.net/figure/Representation-schematique-de-la-couche-limite-atmospherique-En-resume-son-epaisseur_fig20_282172713
https://www.researchgate.net/figure/Evolution-journaliere-et-variete-des-structures-presentes-dans-la-couche-limite_fig3_320699028
<https://www.infoclimat.fr/climatologie/globale/nantes-atlantique/07222.html>
https://www.airparif.fr/sites/default/files/pdf/Note_O3.pdf

https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/sites/aura/files/medias/documents/2023-07/Rapport_Role_des_COV_AURA_POCP_final.pdf



AIR PAYS DE LA LOIRE

5 rue Édouard-Nignon
CS 70709 – 44307 Nantes cedex 3
Tél + 33 (0)2 28 22 02 02
Fax + 33 (0)2 40 68 95 29
contact@airpl.org

air | pays de
la Loire
www.airpl.org