

Note de synthèse

Travaux financés par le ministère chargé de l'environnement

ANALYSE DE TENDANCES NATIONALES EN MATIERE DE QUALITE DE L'AIR

Laure Malherbe, Laurence Rouïl, Maxime Beauchamp et
Augustin Colette (INERIS),
Aude Bourin et Stéphane Sauvage (IMT-Lille Douai)

SYNTHESE

Les outils de surveillance de la qualité de l'air que constituent les réseaux de mesure et la modélisation bénéficient aujourd'hui d'une maturité suffisante pour être mobilisés au service de l'évaluation des politiques de réduction d'émission de polluants. En France, en fonction des polluants, les mesures sont disponibles depuis le début des années 1990.

Le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA), laboratoire national de référence, est en charge de la collecte des données d'observation produites en région par les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA), de leur intégration dans la base de données nationale de qualité de l'air, GEOD'air, et de l'exploitation de celle-ci, en appui au Ministère en charge de l'Environnement, pour l'élaboration de bilans nationaux et le rapportage réglementaire en application des Directives européennes sur la qualité de l'air. Le LCSQA analyse également ces données pour élaborer des diagnostics sur l'évolution passée et future de la qualité de l'air en France, à l'aide de méthodes d'analyse statistique et géostatistique, et de modélisation. En s'inspirant de travaux méthodologiques innovants menés dans un contexte européen, pour l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA) ou pour la convention onusienne sur le Transport de la Pollution Atmosphérique à Longue Distance (CLRTAP), l'INERIS, et l'IMT Lille-Douai, membres du LCSQA, ont réalisé cette année une analyse objective des tendances de qualité de l'air à l'aide des données disponibles. L'originalité de cette étude réside dans les méthodes utilisées et dans les critères de représentativité et d'assurance qualité imposés sur les données de façon à disposer de la meilleure estimation des tendances.

Les résultats issus de cette étude permettent de confirmer l'amélioration progressive de la qualité de l'air en France comme une conséquence des stratégies et plans d'action destinés à la réduction des émissions issues des différents secteurs d'activité, et qui sont mis en œuvre depuis plusieurs années. Ce signal positif concerne la plupart des polluants réglementés présents dans l'air ambiant sous forme gazeuse et particulaire et dans les retombées atmosphériques.

Ainsi, sur la période 2000-2010, ciblée dans le cadre de cette étude car mieux documentée, les concentrations de dioxyde d'azote (NO_2) dans l'air ambiant ont baissé de 17,3%, et celles de particules PM_{10} (pour les particules de diamètre inférieur à 10 microns) de 15,1% alors que les pics d'ozone (O_3) ont été réduits de 3,8%. Les tendances à la baisse des niveaux de particules et des pics d'ozone se confirment, et voire s'accroissent pour les années les plus récentes. Les métaux lourds dans les PM_{10} ont aussi baissé substantiellement, mais les tendances sont moins claires pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les PM_{10} , dont le benzo[a]pyrène. En revanche, les composés soufrés dans les retombées atmosphériques ont baissé très largement, et cette baisse a été accompagnée d'un rétablissement du pH des retombées atmosphériques, mettant fin aux records d'acidité des années 1990. Il convient toutefois de noter que certaines de ces tendances restent influencées par la variabilité des conditions météorologiques d'une année à l'autre, ce qui peut conduire à nuancer certaines conclusions. De plus, des inquiétudes demeurent encore pour les tendances de composés azotés (nitrate et ammonium) dans les particules et dans les retombées atmosphériques qui stagnent depuis les années 2000.

Le déploiement de modèles de qualité de l'air sur une longue période temporelle a permis d'évaluer leur capacité à reproduire ces évolutions afin de renforcer la confiance dans ce type d'outils. Les modèles numériques peuvent par ailleurs être utilisés pour des études de sensibilité, qui nous ont conduit à conclure quant au rôle primordial des stratégies de réduction d'émissions de polluant dont l'impact est supérieur aux autres facteurs tels que la variabilité météorologique ou le transport intercontinental de polluants.

AASQA	Association Agréée de Surveillance de la Qualité de l’Air
CATAENAT	Charges acides totales d’origine atmosphérique sur les écosystèmes naturels
CLRTAP	Convention on Long-range Transboundary Air Pollution
COV	Composé organique volatil
EMEP	Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
HCnM	HydroCarbure non Méthanique
ICP Forests	International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests
MERA	Observatoire national de Mesure et d’Evaluation en zone Rurale de la pollution Atmosphérique à longue distance
MTES	Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire
PM	Particulate Matter
RENECOFOR	Réseau National de suivi à long terme des ECOsystèmes FORestiers
SOMO35	Somme des maxima d’ozone supérieurs à 35ppb ou 70µg/m ³
ZAS	Zone Administrative de Surveillance

1. CONTEXTE

La mise en place de stratégies de gestion de la qualité de l'air, la densification des réseaux de surveillance et l'amélioration des outils statistiques et de modélisation depuis une vingtaine d'années offrent de nouvelles perspectives en matière d'évaluation des tendances temporelles de la qualité de l'air, tant du point de vue méthodologique que de l'interprétation de ces résultats.

Ainsi, le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA), laboratoire national de référence, est en charge de la collecte des données d'observations produites en région par les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA), de leur intégration dans la base de données nationale de qualité de l'air, GEOd'air, et de l'exploitation de celle-ci, en appui au Ministère en charge de l'Environnement, pour l'élaboration de bilans nationaux et le rapportage réglementaire en application des Directives européennes sur la qualité de l'air. Le LCSQA analyse également ces données pour élaborer des diagnostics sur l'évolution passée et future de la qualité de l'air en France, à l'aide de méthodes d'analyse statistique et géostatistique et de modélisation. En s'inspirant de travaux méthodologiques innovants menés dans un contexte européen, pour l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA) ou pour la convention onusienne sur le Transport de la Pollution Atmosphérique à Longue Distance (CLRTAP), l'INERIS, et l'IMT Lille-Douai, membres du LCSQA, ont réalisé cette année une analyse objective des tendances de qualité de l'air à l'aide des données disponibles. Cette étude repose sur une approche méthodologique nouvelle, contrainte par de stricts critères de représentativité et d'assurance qualité imposés sur les données de façon à disposer de la meilleure estimation des tendances.

L'originalité du travail réalisé dans le cadre de cette étude est de combiner ces différentes sources d'informations pour disposer non seulement d'une quantification moyenne des tendances de la qualité de l'air en France, mais aussi de leur distribution géographique par région et des facteurs explicatifs les plus déterminants. Il s'agissait d'analyser objectivement l'efficacité des politiques publiques de réduction des émissions de polluants et de précurseurs mises en œuvre depuis plusieurs années en France et en Europe, et de qualifier le chemin restant encore à parcourir.

2. METHODES

Les observations utilisées sont celles des analyseurs et préleveurs de qualité de l'air déployés dans les réseaux de mesure par les AASQA (représentés en figure 1) et compilés dans la base de données nationale GED'air, mais aussi celles de l'observatoire MERA (composante française du réseau international EMEP) et du sous-réseau CATAENAT de RENECOFOR (composante française du réseau international ICP Forests). Les périodes considérées varient en fonction des stations de mesure et des polluants considérés.



Figure 1 : Répartition spatiale des stations de mesure pour les polluants NO_2 , O_3 et PM_{10} en 2014

Le principal outil de modélisation utilisé est le modèle de qualité de l'air français CHIMERE (www.lmd.polytechnique.fr/chimere/). Il est développé par le CNRS en collaboration avec l'INERIS et mis en œuvre par l'Institut dans le cadre de PREv'air (www2.prevoir.org), système national de prévision de la qualité de l'air, et pour la réalisation d'études d'évaluation de stratégies de gestion de la pollution atmosphérique. Il fait l'objet de nombreuses études européennes visant à évaluer ses performances. Il a aussi été intégré à l'ensemble de modèles

européens utilisés dans le projet Eurodelta-Trends, coordonné par l'INERIS dans le cadre du programme EMEP (www.emep.int) de la Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies (CEE-NU), pour l'étude des tendances de pollution atmosphérique en Europe sur la période 1990-2010.

Le LCSQA a réalisé un important travail géostatistique de fusion de données pour les principaux polluants réglementés (ozone, dioxyde d'azote et particules) afin de tirer le meilleur des modèles numériques de physico-chimie de l'atmosphère et des mesures de terrain. En combinant les deux, il est possible d'accéder à une cartographie haute résolution qui est certainement la meilleure représentation possible des champs spatio-temporels de pollution atmosphérique. Ce sont des cartes haute résolution, que l'on appellera « ré-analyses » en empruntant la terminologie utilisée en météorologie.

Ce travail nous a permis de développer une méthode innovante d'agrégation spatiale des données d'observation permettant de s'affranchir de biais liés à l'hétérogénéité des réseaux d'observation, pour évaluer les tendances moyennes par Zone Administrative de Surveillance (ZAS), par région, et pour l'ensemble du territoire métropolitain. Dans un contexte d'assurance qualité, l'utilisation de techniques géostatistiques a également servi à mettre au point une méthode de filtrage des données aberrantes présentes dans tout jeu statistique de données. Les données de mesures automatiques réglementaires pour les polluants dits « classiques » ont été complétées par l'analyse des composés chimiques spécifiques collectés par mesures manuelles, qui permet notamment d'approfondir l'interprétation des tendances.

La modélisation permet quant à elle une attribution quantitative de la contribution respective des changements d'émissions de polluants en Europe, du transport à longue distance et de la variabilité météorologique pour expliquer l'évolution des concentrations sur de longues périodes. Les ré-analyses haute résolution ont été calculées pour la période **2000-2010** dans le cadre de cette étude¹.

Les variables de pollution sélectionnées pour cette étude sont :

- Les **concentrations dans l'air ambiant de NO₂, O₃ et PM₁₀ mesurées sur les sites de fond** (implantation rurale, périurbaine ou urbaine). Du fait de leur caractère local, les mesures effectuées sur les sites de proximité ne peuvent être utilisées conjointement avec la modélisation de grande échelle (données du modèle CHIMERE) mais une information sur la pollution de proximité routière apparaît dans les analyses réalisées par station de mesure pour le NO₂ et les PM₁₀.
- Les **concentrations dans les particules d'espèces chimiques** (métaux lourds, HAP et ions inorganiques majeurs), les **concentrations dans les retombées atmosphériques d'espèces chimiques** (ions inorganiques majeurs et pH) et les **concentrations dans l'air ambiant de COV** ; mesurées sur les sites sous influence routière, industrielle et de fond (implantation rurale, périurbaine ou urbaine).

Ne sont pas considérées les mesures des polluants suivants :

- Les particules PM_{2,5}, dont la surveillance ne s'est intensifiée qu'à partir de 2009, en réponse aux nouvelles dispositions sur ce polluant (Directive 2008/50/CE) ;

¹ Des simulations complémentaires actuellement réalisées par l'INERIS permettent d'étendre cette période aux années les plus récentes.

- Le SO₂ et le CO, dont les concentrations ont sensiblement diminué au cours des années et dont la surveillance par la mesure a été notablement réduite ;
- Le benzène, dont la surveillance par la mesure automatique s'est restreinte au profit de la mesure manuelle.

Pour toutes ces mesures, on pourra se référer aux analyses réalisées dans les bilans annuels nationaux de la qualité de l'air².

Le pas de temps considéré pour l'analyse des tendances est l'**année**. Un pas de temps plus fin n'a pas été jugé nécessaire compte tenu de l'objectif, qui est de caractériser les grandes évolutions de la qualité de l'air sur une longue période (> 10 années).

Les statistiques étudiées pour chaque polluant ou famille de polluants sont précisées ci-après (Tableau 1).

Tableau 1 : Statistiques de concentration prises en compte dans cette étude en accord avec les valeurs limites ou cibles et les objectifs de long terme des Directives européennes (2008/50/CE et 2004/107/CE) ainsi que les recommandations de l'OMS (2006, 2013).

NO ₂	Moyenne annuelle
O ₃	Moyenne annuelle SOMO35 : cumul des concentrations au-delà de 35 ppb (70 µg.m ⁻³) sur l'ensemble de l'année, indicateur d'exposition pour la santé AOT40 pour la végétation (cf. Directive 2008/50/CE) Statistiques relatives au maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures, noté MDA8 : Nombre de dépassements du seuil de 50 ppb (100 µg.m ⁻³) Nombre de dépassements du seuil de 60 ppb (120 µg.m ⁻³) 4e valeur la plus élevée sur l'année Maximum sur l'année
PM ₁₀	Moyenne annuelle Nombre de dépassements du seuil de 50 µg.m ⁻³ en moyenne journalière
Métaux lourds dans les PM ₁₀	Moyenne annuelle
HAP dans les PM ₁₀	Moyenne annuelle
Ions inorganiques majeurs et pH dans les retombées atmosphériques	Moyenne annuelle
Ions inorganiques dans les particules en suspensions	Moyenne annuelle
COV	Moyenne annuelle

² <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Bilan-de-la-Qualite-de-l-air-en,48891.html>

3. RESULTATS : LES TENDANCES PAR POLLUANT

L'évolution temporelle observée sur la France sur l'ensemble des réseaux de mesure de long terme, par station ou agrégée par zone géographique, est présentée ci-dessous pour tous les polluants atmosphériques d'intérêt. Elle a été comparée aux tendances observées sur le reste de l'Europe.

Dioxyde d'azote (NO₂)

Les tendances moyennes établies à partir des observations sur 199 stations de mesure de NO₂ respectant les critères d'assurance qualité que nous avons fixés pour cette étude³ indiquent une diminution sensible des concentrations moyennes annuelles sur la majeure partie du pays.

En moyenne sur la France, la baisse des concentrations de NO₂ est de 0,37 µg.m⁻³/an, soit de 4,1 µg/m³ (ou encore de 17,3%) sur la période 2000-2010 (figure 2). Ce chiffre est cohérent avec l'évolution globale sur l'Europe dans les années 2000 (aussi -17%). A noter que la baisse rapportée par les réseaux de mesure européens sur la période 1990-2012 atteint -41%.

La réduction est relativement homogène sur la France, tout en étant plus importante sur les grandes agglomérations où les concentrations sont les plus élevées. Les régions de l'Est du pays et l'Ile de France sont celles où les progrès sont les plus marqués.

Ce point est mis en évidence par la représentation de la figure 3 qui compare les niveaux de concentration observés en 2000 (en ordonnées) pour différentes typologies de stations et les tendances qui leur sont associées (en abscisse), tendances exprimées annuellement en valeur absolue (µg/m³) ou relative (%). Ce graphique montre que les réductions en valeur absolue les plus importantes sont observées aux stations trafic et aux stations urbaines de fond. Cependant ponctuellement certaines stations trafic n'enregistrent pas de tendance à la baisse ou celle-ci reste très faible. Exprimée en baisse relative, en prenant pour référence la valeur estimée au début de la période, les baisses de concentration les plus importantes (jusqu'à 4% par an) concernent tous types de typologies, y compris les stations rurales qui ne sont pas directement influencées par les sources, montrant ainsi les bénéfices combinés de politiques de réduction des émissions ciblant les sources locales dans les villes d'une part (voir cercles rouges sur les graphes de la figure 3) et celles plutôt portées sur les réductions sectorielles appliquées à grande échelle d'autre part.

³ Critères relatifs à la disponibilité des données sur l'année et à la qualité des mesures

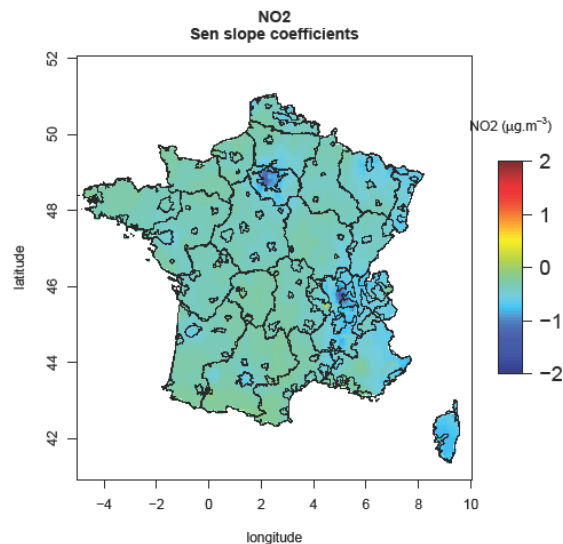


Figure 2 : Cartographie des tendances sur les concentrations de NO₂ calculées en chaque maille pour la période 2000-2010. Les contours à l'intérieur de la France délimitent les régions et les ZAS (à noter que sur la période considérée l'ancien découpage des régions prévaut).

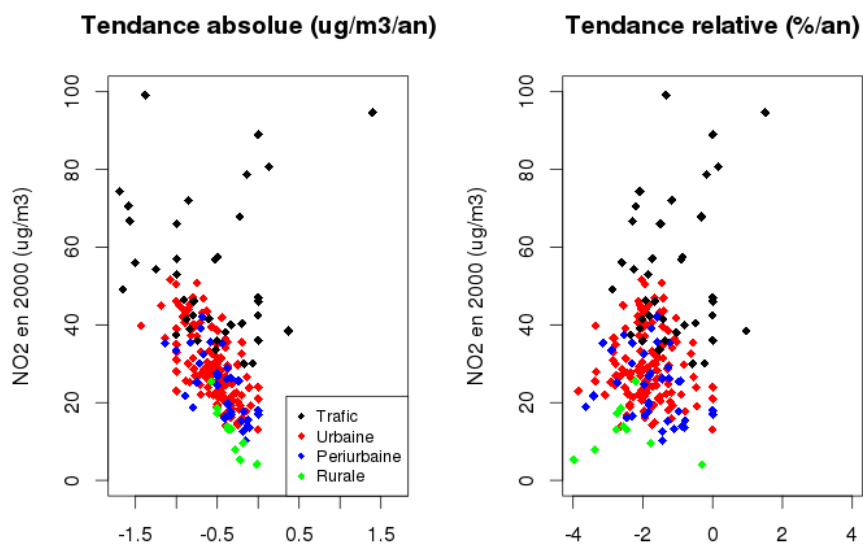


Figure 3: Comparaison de la moyenne annuelle des concentrations de NO₂ en 2000 en différents points de mesure avec les tendances associées à chaque station sur la période 2000-2015, en valeur absolue ($\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{an}$, fig. de gauche) et en relatif ($\%/ \text{an}$, fig. de droite). Différentes typologies sont distinguées : noir ; trafic, rouge : urbaine de fond, bleu : péri-urbaine de fond, vert : rurale de fond.

Ozone (O₃)

Le caractère non-linéaire de l'ozone complexifie l'interprétation des tendances, en particulier à cause de l'évolution opposée des concentrations élevées (les pics d'ozone baissent effectivement sous l'effet de la baisse des émissions de précurseurs) et des concentrations d'ozone dans les zones où elles sont plus faibles. Ces zones sont généralement les centres urbains où les concentrations d'oxydes d'azote sont plus élevées du fait essentiellement du trafic routier. Les oxydes d'azote sont des précurseurs de l'ozone, mais lorsqu'ils sont présents en forte quantité, et dans certaines conditions, ils détruisent également l'ozone (c'est le phénomène de titration), ce qui explique que les niveaux d'ozone en milieu urbain sont souvent inférieurs à ceux observés en milieu rural. La difficulté est que la réduction des niveaux d'oxydes d'azote peut inhiber ce phénomène et conduire localement à des augmentations des niveaux d'ozone.

La carte des tendances pour les pics d'ozone pour la période 2000-2010 présentée en figure 4 montre une certaine hétérogénéité dans la distribution géographique des tendances et illustre toute la complexité de la question de la pollution à l'ozone. Les pics (évalués à partir de l'évolution de la 4^e valeur annuelle la plus élevée des maxima journaliers), baissent sur la majeure partie du territoire, avec quelques exceptions et des augmentations modérées localement sur une partie du Grand Est, d'Auvergne Rhône Alpes, de Provence-Alpes-Côte d'Azur, de la Nouvelle Aquitaine et de l'Occitanie.

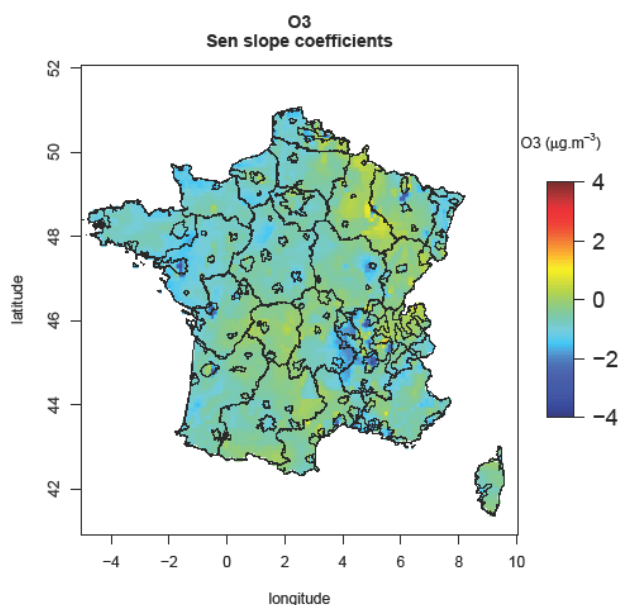


Figure 4 : Cartographie des tendances sur les pics de concentrations d'O₃ calculées en chaque maille pour la période 2000-2010. Les contours à l'intérieur de la France délimitent les régions et les ZAS (à noter que sur la période considérée l'ancien découpage des régions prévaut).

La figure 5 ci-dessous, qui montre les tendances des pics et des moyennes annuelles depuis 2000, résume la situation de l’ozone : on observe une tendance plutôt à la baisse sur les pics (concentrations les plus élevées), tant en intensité qu’en fréquence, mais les niveaux de fond n’enregistrent pas de tendances significatives, en dépit des efforts de réduction des émissions des précurseurs de l’ozone (oxydes d’azote et composés organiques volatils) consentis ces dernières années. Cela démontre que l’ozone n’est pas régi seulement par les émissions. Sa production est en effet influencée par les conditions météorologiques et l’élévation des températures en France et en Europe peut conduire à une augmentation des niveaux de fond d’ozone. Il s’agit également d’un polluant à longue durée de vie, qui peut être transporté sur de très longues distances à l’échelle de l’hémisphère. Ainsi, les concentrations d’ozone de fond en France sont influencées par les émissions de précurseurs possiblement situés dans des pays lointains.

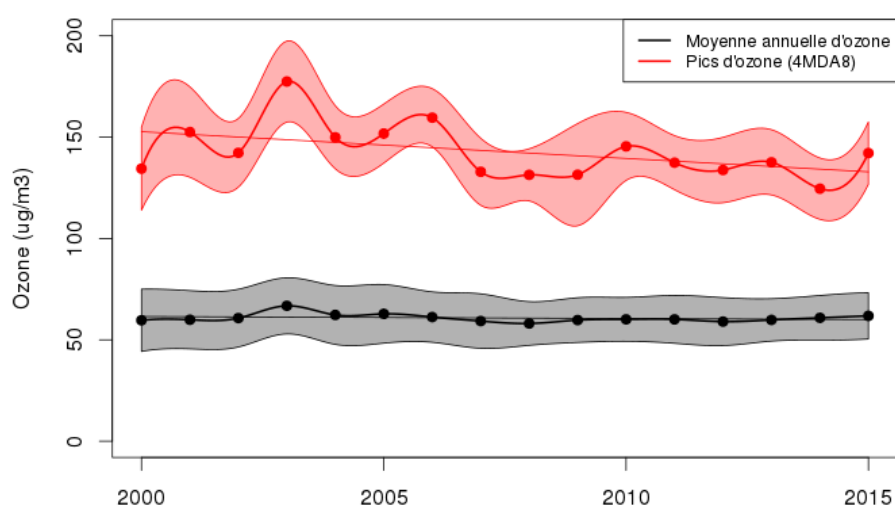


Figure 5 : Evolution temporelle des niveaux d’ozone en France depuis 2000. En noir, les concentrations moyennes annuelles, en rouge les pics (évalués à partir de l’évolution de la 4^e valeur annuelle la plus élevée des maxima journaliers)

L’étude de modélisation permet de découpler les différents facteurs ayant influencé l’évolution des pics d’ozone : la variabilité météorologique, l’import intercontinental d’ozone et de précurseurs, l’évolution des émissions européennes, avec aussi un terme de résidu lié à l’approche considérée. Sur la figure 6, différentes régions européennes sont considérées, dont la France (FR). On note pour la France comme pour la plupart des régions européennes que le facteur qui domine nettement est l’évolution des émissions de précurseurs. En deuxième lieu on retrouve la variabilité météorologique qui a plutôt contribué à faire baisser les pics d’ozone sur la période 2000-2010 (en particulier du fait que l’année exceptionnelle 2003 se trouve plutôt au début de la période). Et en troisième position on trouve le transport intercontinental d’ozone et de précurseurs qui pénalise légèrement l’évolution des pics d’ozone. On conclut dès lors que ni la météorologie ni le transport continental n’agissent en compensation des tendances des pics d’ozone, et que la baisse relativement limitée ne peut être attribuée qu’au caractère non linéaire de sa chimie atmosphérique.

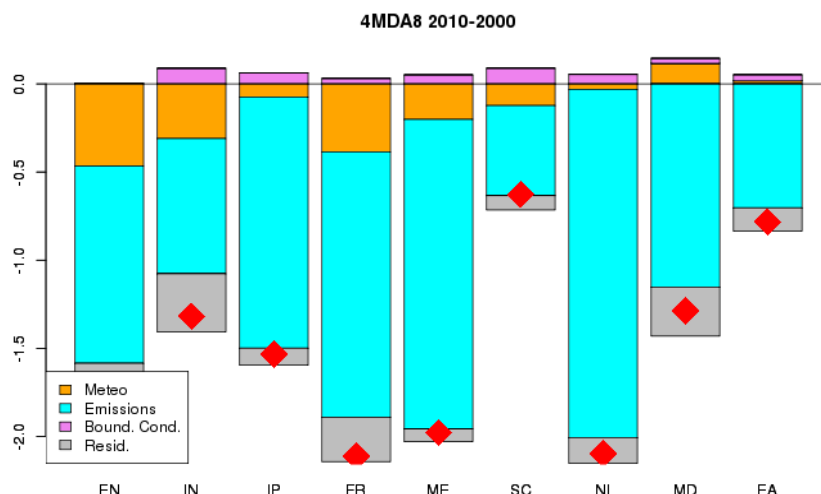


Figure 6 : Attribution par modélisation des tendances sur la période 2000-2010 des pics d’ozone (4^e maximum journalier annuel) aux principaux facteurs (Meteo : météorologie, Emissions : émissions anthropiques européennes, Bound. Cond. : conditions aux limites, i.e. transport intercontinental, Resid : résidus.) et pour différentes régions européennes : l’Angleterre (EN), une région de flux entrant (*inflow*, IN) constituée par l’Irlande et l’Ecosse, la péninsule ibérique (IP : Espagne et Portugal), la partie occidentale de la France (FR), l’Europe Centrale (ME pour Mid-Europe), la Scandinavie (SC), l’Italie du Nord (NI), la Méditerranée (MD), et l’Europe de l’Est (East Europe : EA). Les losanges rouges indiquent la tendance nette, tous facteurs confondus.

De façon plus quantitative :

- L’évolution des pics d’ozone agrégée sur toute la France au cours de la décennie 2000-2010 indique une baisse de 3,8%, mais celle-ci n’est pas statistiquement significative du fait de la forte variabilité interannuelle. Limiter l’analyse à la période 2000-2010, n’est justifié que par l’ambition de cette étude de proposer des chiffres représentatifs de l’ensemble du territoire à partir d’une réanalyse à haute résolution. Si l’on se focalise sur les stations péri-urbaines, particulièrement exposées aux panaches d’ozone urbains, on peut étendre la période d’analyse jusqu’à 2015 et on constate alors que la baisse relative atteint -9,8%, ce chiffre restant potentiellement influencé par la variabilité interannuelle de la météorologie.
- La moyenne annuelle d’ozone augmente sur la France sur la période 2000-2010 (+5,5%). D’autres indicateurs sont généralement calculés pour évaluer l’exposition à l’ozone. L’indicateur SOMO35, qui cible les concentrations de fond (supérieures à 35 ppb soit 70 µg/m³) et qui est représentatif de l’exposition pour la santé humaine, augmente de près de 9%, alors que l’indicateur réglementaire ciblant les concentrations au-delà de 120 µg/m³ baisse de 6.2%.
- La figure 7 illustre la variabilité des tendances de la moyenne annuelle d’ozone en fonction des typologies de stations en comparant ces tendances aux niveaux observés en 2000 : les stations rurales connaissent pour la plupart une baisse significative des niveaux moyens de concentration, alors, que pour beaucoup de stations urbaines ces niveaux sont en augmentation, en particulier à cause de la réduction de l’effet de titration décrit précédemment.

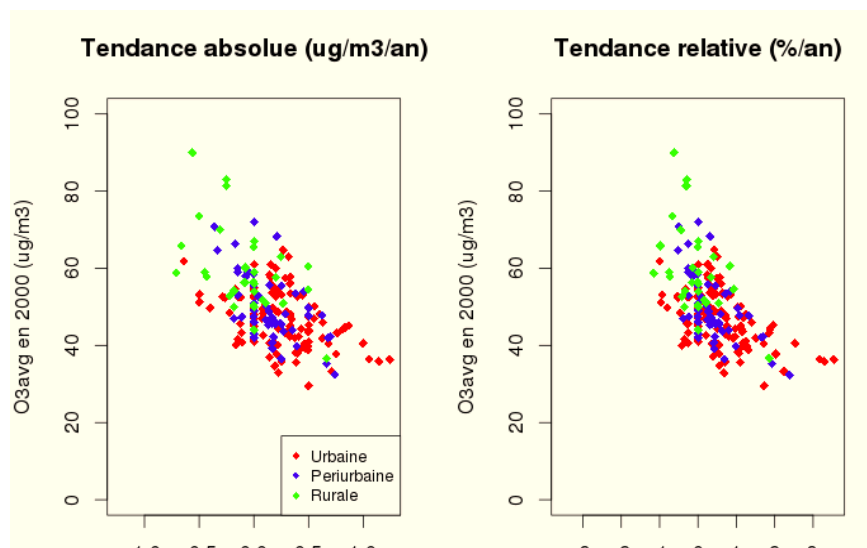


Figure 7 : Comparaison de la moyenne annuelle des concentrations d’ozone en 2000 en différents points de mesure avec les tendances sur la période 2000-2015 associées à chaque station, en valeur absolue ($\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{an}$, fig. de gauche) et en relatif ($\%/ \text{an}$, fig. de droite). Différentes typologies sont distinguées : rouge : urbaine de fond, bleu : péri-urbaine de fond, vert : rurale de fond.

Particules (PM_{10})

Une baisse substantielle des moyennes annuelles de PM_{10} est observée aux 89 stations considérées sur l’ensemble de la France. La figure 8 présente les cartes ré-analysées de la concentration moyenne annuelle de fond de PM_{10} , ainsi que la cartographie des tendances sur la période 2000-2010.

Au début des années 2000, une large partie de la France présentait des concentrations moyennes de fond assez élevées, entre 25 et 30 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

- Sur la période 2000-2010, ces concentrations montrent une tendance générale à la baisse, à l’exception de quelques zones localisées, situées notamment dans le nord de la France. Entre 2000 et 2010, la réduction est de 15,1% sur l’ensemble du pays.
- La tendance à l’amélioration s’accroît ces dernières années comme illustré en figure 9, montrant ainsi l’efficacité croissante des stratégies de réduction des émissions appliquées dans les villes et à l’échelle nationale. A ce titre le tableau 2 est illustratif. Il quantifie cette amélioration constatée au cours des dernières années pour différentes typologies de stations de mesure de PM_{10} . La figure 10 compare ces tendances aux niveaux observés en 2000 en fonction de la typologie de station. On note cet effet positif pour tous les types de stations montrant de nouveau le bénéfice des effets combinés de politiques de gestion des émissions locales et sectorielles. On se rapproche ainsi de l’amélioration constatée sur d’autres régions d’Europe où l’évolution moyenne depuis les années 2000 est une tendance à la baisse de l’ordre de 29%.
- Les conclusions sont similaires pour les dépassements en moyenne journalière du seuil réglementaire de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ comme illustré dans le tableau 3. Ce seuil ne doit pas être dépassé plus de 35 jours par an. Le tableau proposé présente une étude de sensibilité à ce nombre de jours. Depuis 2007, le nombre de stations en dépassement au regard de l’indicateur réglementaire (35 jours) a baissé de près de 90% sur les stations urbaines et 75% sur les stations trafic. En sévérant ce critère (25 jours) les résultats restent très positifs avec 66% de baisse sur les stations trafic.

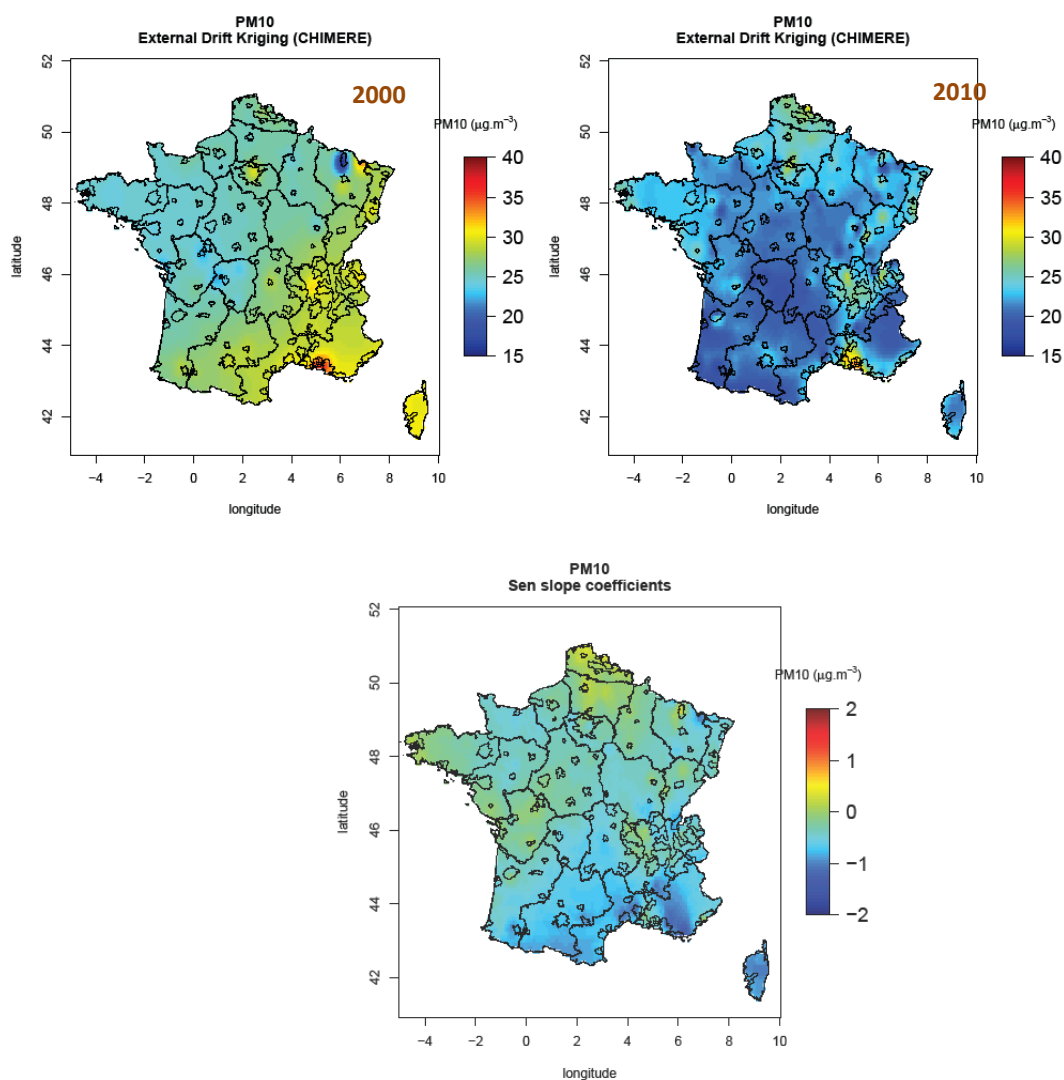


Figure 8 : Carte analysée de PM_{10} en moyenne annuelle pour 2000 et 2010 et cartographie des tendances calculées en chaque maille pour la période 2000-2010. Les contours à l'intérieur de la France délimitent les régions et les ZAS.

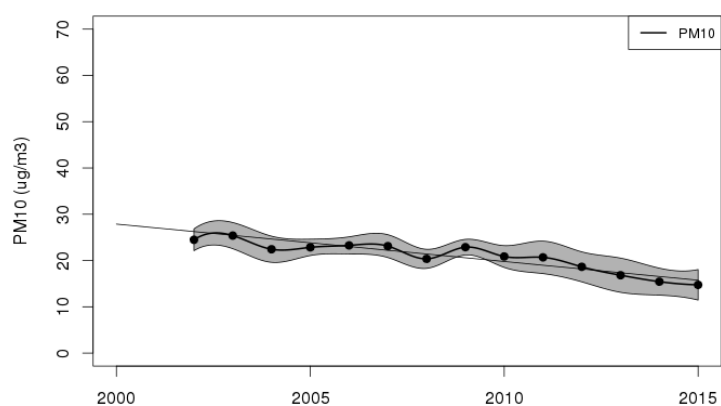


Figure 9 : Série temporelle de la concentration moyenne annuelle de PM_{10} calculée sur l'ensemble des stations de mesures françaises intégrées à l'étude depuis 2000

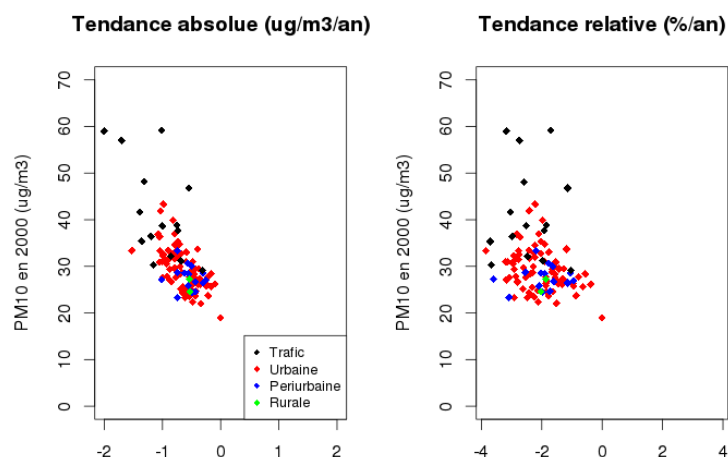


Figure 10 : Comparaison de la moyenne annuelle des concentrations de PM₁₀ en 2000 en différents points de mesure avec les tendances associées à chaque station sur la période 2000-2015, en valeur absolue (µg/m³/an, fig. de gauche) et en relatif (%/an, fig. de droite). Différentes typologies sont distinguées : noir ; trafic, rouge : urbaine de fond, bleu : péri-urbaine de fond, vert : rurale de fond.

Tableau 2 : Comparaison des tendances sur les concentrations moyennes annuelles de PM₁₀ pour les périodes 2000-2010 et 2000-2015

Polluant	Typologie	Période 2000-2015		Période 2000-2010	
		Tendances (µg/m ³ /an)	Différence relative (%)	Tendances (µg/m ³ /an)	Différence relative (%)
PM ₁₀	Urbaine de fond	-0,61	-32,3	-0,37	-22,2
PM ₁₀	Périurbaine de fond	-0,38	-22,6	-0,11	-15,5
PM ₁₀	Rurale de fond	-0,80	-44,9	-0,57	-30,9
PM ₁₀	Trafic	-0,83	-34,4	-0,73	-23,7

Tableau 3 : Tendance absolue et relative du pourcentage annuel de stations présentant plus de n_0 dépassements du seuil journalier de 50 µg.m⁻³ en PM₁₀ sur la période 2007-2015.

Indicateur	Typologie	Période	n_0	Tendance absolue (en unité de l'indicateur/an)	Tendance relative (%)
Pourcentage de stations (%) présentant plus de n_0 dépassements	Urbaine de fond	2007-2015	25	-4,1	-94,9
			35	-1,1	-88,1
			45	-0,28	-79,5
Pourcentage de stations (%) présentant plus de n_0 dépassements	Trafic	2007-2015	25	-4,9	-66,1
			35	-4,3	-75,1
			45	-2,8	-79,6

Métaux lourds contenus dans les PM₁₀

En fonction des métaux considérés, jusqu'à 13 stations situées dans différents environnements (rural, périurbain, urbain) et soumises à des influences variées (fond, trafic, industrie) sont disponibles en France sur des périodes comprises entre 1990 et 2015. Les plus anciennes mesures concernent essentiellement le plomb, la mesure réglementaire d'autres métaux lourds (arsenic, nickel et cadmium) a quant à elle débuté plus tardivement, à partir de 1999.

- Si les concentrations de plomb pouvaient atteindre $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ au début des années 1990, l'objectif de qualité de $0,25\mu\text{g}/\text{m}^3$ n'est plus dépassé depuis 2008, et pour certaines stations la concentration est même inférieure à $0,01\mu\text{g}/\text{m}^3$.
- Les concentrations d'arsenic et de nickel sont inférieures aux valeurs cibles (pour l'arsenic cette valeur est de $6\text{ng}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle, et même en proximité de site industriel la concentration annuelle la plus élevée sur la période est de $1.3\text{ng}/\text{m}^3$). Pour le cadmium, les concentrations sont aussi très inférieures à la valeur cible et ce depuis les années 2000.
- Les tendances temporelles constatées sont des baisses de 7,8%/an, 5,9%/an, 5,4%/an et 6,6%/an pour le plomb, le nickel, le cadmium et l'arsenic, respectivement.
- Les changements observés depuis les années 1990 dans les niveaux de métaux lourds contenus dans les PM₁₀ en France sont comparables à ceux qui ont été observés et modélisés en Europe. Sur la période récente, selon les modélisations sur le domaine européen, les sources secondaires de métaux lourds comme la remise en suspension de particules dans les zones urbanisées et la variabilité météorologique interannuelle contribuent significativement aux niveaux mesurés dans l'air ambiant.

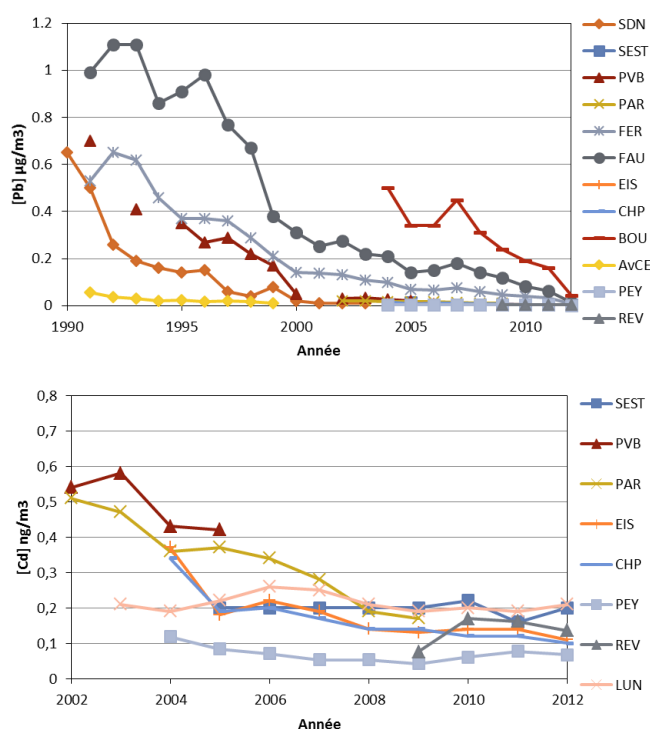


Figure 10 : Evolution temporelle depuis 1990 des concentrations moyennes annuelles de plomb (en haut) et depuis 2002 des concentrations moyennes annuelles de cadmium (en bas) dans les PM₁₀ sur les stations de mesure retenues dans cette étude

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) contenus dans les PM₁₀

- Sur la période 2002-2012, pour les six stations considérées, toutes implantées en milieu urbain ou périurbain mais soumises à des influences diverses (fond, trafic, industrie), les concentrations de B[a]P ne dépassent pas la valeur cible de 1ng/m³ pour la période 2002-2012, à l'exception d'une station à proximité d'un site industriel.
- Deux stations présentent une baisse significative sur la période 2002-2012 (9,0 et 7,6%/an), mais des hausses non significatives sont observées pour la moitié des stations. Ces hausses sont à mettre en perspective avec l'augmentation préoccupante rapportée ailleurs en Europe depuis 2008.

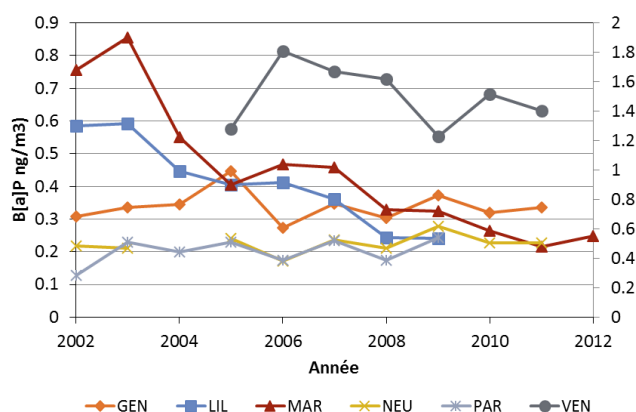


Figure 11 : Evolution temporelle depuis 2002 des concentrations moyennes annuelles de B[a]P dans les PM₁₀ sur les stations de mesure retenues dans cette étude (axe secondaire en ordonnée : station sous influence industrielle)

Ions inorganiques dans les retombées atmosphériques et dans les particules

- Des moyennes sur 8 à 12 stations sur l'observatoire MERA et sur 27 stations sur le sous-réseau CATAENAT montrent que l'acidité des retombées atmosphériques a baissé substantiellement entre 1993 et 2015. Alors que le pH moyen était descendu à 4,8 en 1996, les valeurs mesurées entre 2012 et 2015 sont proches de 5,5.
- Cette amélioration est liée aux baisses de polluants soufrés, avec des baisses de sulfates dans les retombées atmosphériques entre 1993 et 2015 de 3,12%/an et 2,74%/an aux stations MERA et CATAENAT, respectivement. D'importantes réductions sont aussi observées pour les sulfates particuliers : la concentration en 2013 étant près de la moitié de celle de 2006.
- La baisse est moins importante pour les nitrates dans les retombées atmosphériques (-1,53%/an et -1,21%/an sur MERA et sur CATAENAT respectivement) mais elle s'intensifie depuis 2002. En revanche, l'ammonium dans les retombées atmosphériques a connu une baisse importante sur la période 1993-2001 qui se modère depuis 2002, de l'ordre de -2,19 %/an sur MERA et -2,12 %/an sur CATAENAT pour la période 2002-2015. Le cumul d'ammoniac (gazeux et particulaire) n'évolue pas du tout entre 2005 et 2013, à l'exception d'une station.

- Les concentrations en sulfates et en azote réduit et oxydé dans les retombées atmosphériques ont significativement diminué en Europe en réponse aux abattements des émissions de SO_x , de NO_x et plus modérément de NH_3 . Il faut noter que le ralentissement de l'évolution de l'ammonium est en lien avec la stagnation des émissions d'ammoniac, mais aussi avec la baisse des émissions de dioxyde de soufre (l'abondance moindre de sulfate laissant plus de nitrate libre pour la formation de nitrate d'ammonium).

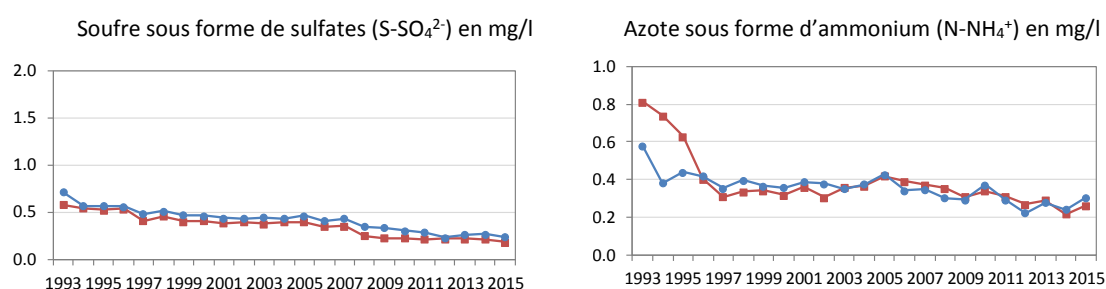


Figure 12 : Evolution temporelle moyenne sur les stations de l'observatoire MERA (en rouge) et du sous-réseau CATAENAT (en bleu) des concentrations moyennes annuelles d'ions inorganiques dans les précipitations. Exemple des sulfates et de l'ammonium.

Composés organiques volatils (COV)

- Les 6 stations couvrant la période 1997-2013 (fond rural ou urbain) indiquent des baisses de COV importantes de 3 à 6%/an en fonction des stations et des espèces considérées.
- Ces baisses significatives se retrouvent notamment dans les mesures des COV traceurs d'émissions de transport caractéristiques de l'évaporation d'essence tels que l'isopentane, l'acétylène, l'isobutane et le butane.
- Des tendances décroissantes sont également observées pour les produits de combustion tels que le m/p xylène, le toluène, le benzène et l'éthylène.
- En ce qui concerne les traceurs d'émissions liés à l'utilisation de gaz naturel tels que l'éthane et le propane, aucune station n'a enregistré d'évolution significative pour ces COV légers à longue durée de vie.
- En comparaison avec les autres pays européens, les concentrations moyennes annuelles en HCnM mesurées sur des stations EMEP présentent également des tendances décroissantes significatives sur la période 2002-2013, à hauteur de 40%, soit un taux de changement annuel proche de -3,6%/an.

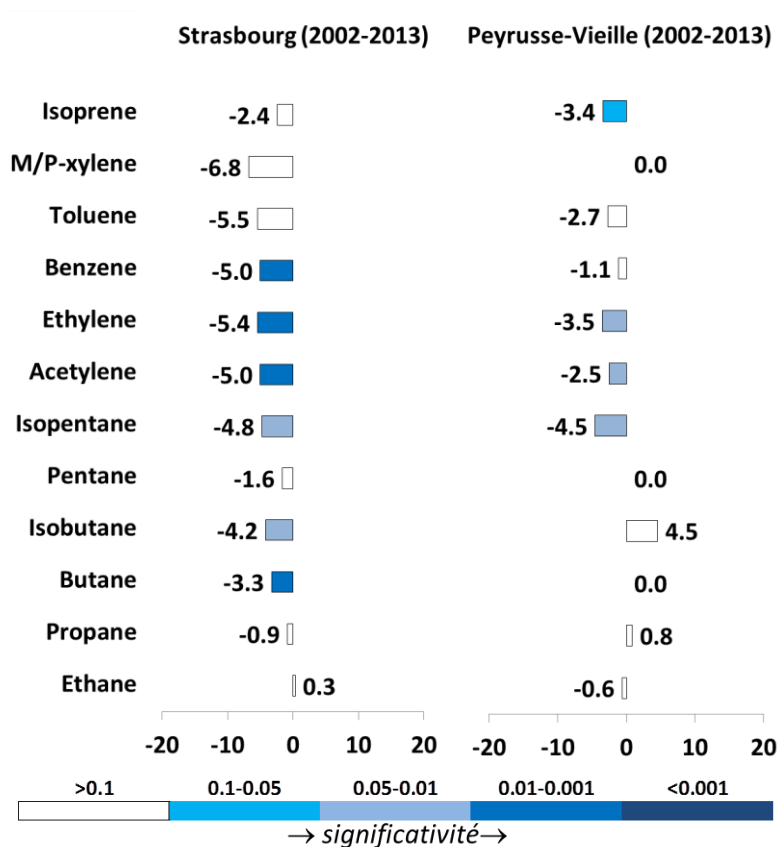


Figure 13 : Tendence relative (%/an) des hydrocarbures non méthaniques sur une station de fond en zone urbaine (Strasbourg) et une station de fond en zone rurale (Peyrusse-Vieille)

4. CONCLUSION GENERALE

L'étude des tendances sur une longue période temporelle constitue un outil important pour comprendre les effets des politiques de protection de l'environnement et de la santé humaine. La mise en place de réseaux de surveillance de long terme dans le cadre des directives européennes et des protocoles liés à la convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance a permis depuis les années 1990 d'accompagner le développement des stratégies de réduction des émissions polluantes. Plus de vingt ans après l'établissement de ces programmes d'action, des réductions dans les concentrations des polluants dans l'air et dans les retombées atmosphériques ont pu être mises en évidence statistiquement.

Des tendances à la baisse substantielles en moyenne sur le territoire national métropolitain sont identifiées : 17,3% pour les oxydes d'azote et 15,1% pour les PM₁₀ sur la période 2000-2010. L'évolution est moins favorable pour l'ozone. Même si les pics baissent de 3,8% en amplitude, les moyennes augmentent de 5,5% sur la période. La densité du réseau ne permet de quantifier des tendances représentatives de l'ensemble du territoire qu'après 2000, et l'utilisation d'une technique d'agrégation géostatistique reposant aussi sur des modèles fait que l'on s'est limité pour O₃, NO₂ et PM₁₀ à la période 2000-2010. Or il faut souligner que du fait de la variabilité interannuelle, les tendances demeurent non-significatives pour l'ozone, en revanche la baisse est bien significative statistiquement pour le NO₂ et les PM₁₀.

La surveillance sur les stations du dispositif de la qualité de l'air en France a permis de détecter des réductions significatives dans les concentrations en métaux lourds et en HAP dans les PM₁₀ sur les périodes 1990-2015 (pour le plomb uniquement) et 1999-2012. D'importantes réductions dans les composés soufrés dans les particules et les retombées atmosphériques sont accompagnées de baisses moins importantes pour les composés azotés réduits et oxydés dans les retombées atmosphériques, voire inexistantes dans les particules. Mais c'est surtout pour les composés azotés dans les particules (nitrates et ammonium) et dans les retombées atmosphériques (surtout ammonium) qu'il demeure une préoccupation avec une absence d'évolution significative sur la période récente.

Les tendances dans les concentrations en COV sont globalement cohérentes avec les réductions des émissions. En revanche, pour l'éthane et le propane, les tendances observées ne reflètent pas les baisses rapportées dans les inventaires d'émissions.

Une étude de sensibilité des résultats de modélisation a conduit par ailleurs à évaluer l'importance relative des changements d'émissions, de la variabilité météorologique et de l'import de polluants aux frontières de l'Europe. L'efficacité des stratégies de réduction d'émissions de polluants est confirmée. La variabilité météorologique (et donc les évolutions climatiques) est également un facteur déterminant de l'évolution de long terme, mais l'impact de l'import intercontinental est moins important pour les pics d'ozone et les moyennes annuelles de particules fines.

En conclusion, il est important de rappeler que l'évaluation de l'efficacité des mesures de gestion en matière de qualité de l'air constitue une des raisons pour l'établissement d'une surveillance de long terme à travers des réseaux opérationnels mis en œuvre selon de strictes règles d'assurance qualité. La couverture spatiale et temporelle des réseaux français varie en fonction des polluants considérés. Pour les mesures automatiques (NO₂, O₃, PM₁₀), la couverture spatiale devient satisfaisante après les années 2000 pour proposer des indicateurs représentatifs de l'ensemble du territoire. Des tendances à la baisse sont identifiées mais elles demeurent statistiquement non-significatives pour l'ozone, du fait de la variabilité météorologique, appelant dès lors à une poursuite de la surveillance pour identifier des évolutions plus significatives. Des observations sur le long terme sont également nécessaires à l'étude des interactions entre la qualité de l'air et l'évolution climatique. Pour les mesures manuelles, les données sont souvent disponibles sur des périodes plus longues mais la couverture spatiale est moins exhaustive. Les résultats issus des simulations numériques ré-analysées couvrant la période 1990-2010, permettent d'affiner l'interprétation des tendances issues des observations. Nous avons pour objectif de continuer l'exercice en modélisant des années plus récentes, et surtout de conduire des simulations raffinées spatialement sur la France.

5. ANNEXE : METHODOLOGIE D'ANALYSE DE TENDANCE

La méthodologie développée pour l'analyse des tendances est résumée ci-après.

5.1 Sélection des stations

5.1.1 Filtrage des données singulières

Si les séries de mesure utilisées sont constituées de données validées, cela n'exclut pas l'occurrence de valeurs singulières, liées à des effets locaux. En moyenne sur une année ou saison et sur un territoire, l'effet de ces anomalies est probablement réduit. Dans un objectif méthodologique, et dans l'éventualité où les données seraient exploitées à des échelles plus fines, une méthode d'identification de ces valeurs est mise au point.

Fondée sur une approche géostatistique, elle consiste à utiliser les informations disponibles dans le voisinage de chaque station, ce qui nécessite une densité de mesure relativement importante. Son application se limite donc actuellement aux mesures automatiques.

A un temps t fixé, l'observation faite à la station de mesure S_0 située en x_0 est considérée comme singulière si l'écart entre l'observation et sa valeur estimée par krigeage ordinaire⁴ à l'aide des observations voisines est plus grand qu'un seuil donné.

Le seuil est défini en utilisant l'incertitude de mesure fournie par l'écart-type (de l'erreur) de krigeage $\sigma_K(x_0, t)$ qui ne dépend pas des observations mais de l'échantillonnage spatial des stations de mesure et de la variabilité du phénomène. On introduit l'hypothèse suivante sur l'erreur de krigeage :

$$Z^*(x_0, t) - Z(x_0, t) = \sigma_K(x_0, t) \cdot T \quad (1)$$

où T est la loi normale standardisée.

Ensuite, à un seuil donné $q_{1-\frac{\alpha}{2}}$ (quantile de la loi normale), l'observation $Z(x_0, t)$ est considérée comme singulière au risque α de se tromper, si :

$$|Z^*(x_0, t) - Z(x_0, t)| > \sigma_K(x_0, t) \cdot q_{1-\frac{\alpha}{2}} \quad (2)$$

Une valeur conventionnelle de 5% est attribuée à α ($q_{0.9975} = 2.5$).

Les données identifiées comme singulières sont invalidées pour la suite de l'étude.

⁴ Le krigeage ordinaire est une combinaison linéaire des observations dans le voisinage de la station dans laquelle les poids sont déterminés par la résolution d'un système linéaire construit à partir d'une hypothèse de covariance stationnaire. Lorsque le phénomène étudié présente un caractère non stationnaire, il est possible d'en tenir compte dans le krigeage par l'introduction de variables auxiliaires en dérive externe.

5.1.2 Filtre de complétude temporelle

Un double filtre est défini afin de ne retenir que les sites de mesure offrant une couverture adéquate de la période d'étude, sans pour autant réduire trop strictement le nombre de stations.

- i. Pour chacune des années, le pourcentage de données valides doit être d'au moins 75% quelle que soit la résolution temporelle considérée, sinon l'ensemble de l'année est écarté. Notons que ce seuil est plus bas que l'objectif de qualité de la Directive (85%⁵). Couramment utilisé au niveau européen (EEA, 2016 ; Colette et al., ETC/ACM, 2015 et 2017), il est jugé approprié pour des études sur la qualité de l'air (de Leeuw, ETC/ACM, 2012), permettant de conserver un nombre plus important de séries de données sans inclure pour autant des moyennes non représentatives de l'année. Ce seuil s'applique aussi pour les diagnostics saisonniers, par exemple 75% de l'été d'une année donnée devra être couvert par des données valides pour une analyse des tendances estivales.
- ii. Parmi les stations retenues en (i), seules les stations couvrant 75% des années pour la période considérée sont sélectionnées. Ce chiffre a été établi comme étant le plus robuste dans le cadre des analyses effectuées lors du projet CityZen (Colette et al., 2011). Un seuil plus bas risque de biaiser le résultat en sélectionnant des stations dont la couverture est particulièrement courte. Et un seuil plus haut n'est pas souhaitable non plus à cause de la réduction du nombre de stations choisies. L'inconvénient potentiel de cette approche est que les premières années de cette période seront potentiellement couvertes par moins de stations, ce qui pourrait introduire des biais.

Remarques :

- Ce double filtre est comparable à celui qui est actuellement utilisé dans le bilan national de la qualité de l'air mais les seuils, ici définis d'après des travaux européens, diffèrent. Si l'exigence sur le pourcentage annuel de données valides est moindre (75% dans cette étude ; 85% dans le bilan national, par cohérence avec les données de rapportage), elle est supérieure en ce qui concerne la couverture minimale de la période d'étude (75% dans cette étude ; un tiers des années dans le bilan national). Une comparaison entre les deux filtres a été réalisée à titre de contrôle pour les PM₁₀ ; les tendances mises en évidence avec les deux sélections de stations sont similaires.

5.2 Correction des séries temporelles de PM

Jusqu'au 1er janvier 2007, la surveillance opérationnelle des PM₁₀ et des PM_{2.5} était réalisée en France par des systèmes de mesure automatique de type TEOM (PM₁₀, PM_{2.5}) ou jauge Bêta (PM₁₀). Or, comparés à la méthode de référence EN 12341 (gravimétrie), ces systèmes sous-estiment les concentrations de PM₁₀. Il s'agit d'un artefact connu, lié à la perte de composés semi-volatils.

⁵ 90% moins 5% pour le temps consacré à la maintenance et à l'étalonnage régulier dans le cas de la mesure fixe

Depuis le 1er janvier 2007, conformément à la législation européenne, la surveillance opérationnelle des PM₁₀ et des PM_{2.5} est réalisée de manière à assurer l'équivalence avec la méthode de référence. Ainsi l'année 2007 marque-t-elle une rupture dans l'historique, qui se caractérise par un saut positif dans les séries. Afin de ne pas être faussée par cette rupture, l'analyse de tendance nécessite une correction préalable des données antérieures à l'année 2007.

Une approche simplifiée consiste à appliquer aux concentrations de PM₁₀ non volatiles un facteur multiplicatif uniforme, éventuellement différencié par saison. Peu adaptée pour une correction des données horaires ou journalières, elle constitue une première approximation satisfaisante en moyenne annuelle.

Une seconde approche, évaluée en 2009 (Malherbe et Bessagnet, 2009) et mise en œuvre en 2010 (Bessagnet et al., 2010), consiste à faire varier la correction dans l'espace et le temps à l'aide du modèle CHIMERE.

Pour des raisons pratiques, et compte tenu du temps imparti pour l'étude, la première méthode est employée. Elle ne permet pas de restituer la variabilité spatio-temporelle de la fraction semi-volatile des particules mais elle est jugée acceptable du fait que l'étude est conduite sur des moyennes annuelles et qu'il s'agit d'extraire une information spatiale agrégée sur les tendances. Le facteur retenu (1,36) est une valeur médiane calculée sur les données de PM₁₀ issues des sites « de référence »⁶.

5.3 Agrégation spatiale

La méthode de sélection des stations développée en 5.1 a permis de construire un panel de stations dont l'historique est suffisamment long et les données suffisamment robustes pour évaluer les tendances de manière fiable.

Ces tendances peuvent être évaluées par site de mesure ou, lorsque le nombre de stations le permet (cas des mesures automatiques), par domaine d'intérêt (France, région, zone administrative de surveillance...). Cette seconde option nécessite de disposer de concentrations moyennes représentatives des zones considérées.

Classiquement, cette agrégation spatiale se fait par moyenne arithmétique des moyennes calculées aux stations. Le principal défaut de cette approche est de ne pas tenir compte de la représentativité des stations ni de la structure spatiale du réseau de mesure.

Pour pallier ce problème, il est proposé d'estimer préalablement les concentrations de fond par krigeage sur l'ensemble de la France. Afin de représenter plus finement la variabilité spatiale des concentrations et leur caractère non stationnaire, les simulations obtenues par CHIMERE sont utilisées comme dérive externe dans le krigeage. Un maillage de krigeage régulier de 5 km de résolution est défini sur la France. A partir des valeurs estimées sur ces mailles, des concentrations moyennes par domaine d'intérêt sont calculées.

Des comparaisons ont été réalisées entre les concentrations moyennes annuelles de PM₁₀ estimées à différentes échelles (France, régions administratives et zones administratives de surveillance) à partir d'un krigeage avec dérive externe et d'une moyenne arithmétique des

⁶ Sites de mesure des PM₁₀ sur lesquels sont mesurées simultanément la concentration totale et la concentration de la fraction non volatile des PM₁₀. La différence entre les deux mesures permet de quantifier la part semi-volatile des particules. Cf. Bessagnet et al., 2008.

moyennes annuelles aux stations. Comme le montrent ces comparaisons, le calcul par moyenne arithmétique est susceptible de faire apparaître, du fait de la répartition des stations de mesure, une variabilité artificielle des concentrations d'une zone à une autre. Ce phénomène est amplifié si l'on remonte dans le temps, à cause du plus faible nombre de stations de mesures. D'autre part le krigeage permet d'estimer une concentration en toute partie du territoire alors que la moyenne arithmétique n'est pas nécessairement calculable (absence de station ou données non conformes aux critères de complétude pour l'année considérée).

D'un point de vue méthodologique, les moyennes calculées par krigeage permettent de construire une série temporelle « spatialisée » plus représentative des concentrations de fond moyennes, et d'assortir cette série d'un intervalle représentant la dispersion des valeurs krigées dans la zone d'intérêt. Cet intervalle est ici défini par les 5^e et 95^e centiles de ces valeurs.

Lorsqu'il existe des lacunes dans les mesures ou que des stations ont été supprimées après application des critères de complétude, les séries krigées ont également l'avantage d'être complètes, ce qui facilite l'étude de la tendance (test de Mann-Kendall, calcul de la pente de Sen).

Remarque : l'application du krigeage aux données de mesures manuelles étudiées n'est pas adaptée en raison du nombre restreint de stations de mesure. Il peut néanmoins être envisagé de regrouper les stations par profils chimiques (Plaisance et al., 1996). En particulier, lorsque le nombre de sites est suffisant (par exemple pour les retombées atmosphériques 40 stations étaient opérationnelles en 2015), la classification hiérarchique ascendante sert à déterminer, à partir de données de spéciation, des comportements similaires entre plusieurs stations de mesures (Pascaud, 2013) et à étudier les évolutions temporelles par classe de stations.

5.4 Calcul de tendances

Les tendances sont caractérisées par deux tests statistiques : Mann-Kendall pour la significativité et Sen-Theil pour le calcul de la pente. Ces méthodes sont non-paramétriques, et fondées sur l'étude de la distribution des évolutions par paires.

Dans cette étude, ces deux tests sont appliqués aux séries de données mesurées aux stations, pour une analyse de tendance par site d'observation, ou aux séries de données agrégées spatialement, pour une analyse de tendance par domaine géographique (pays, région, zone administrative de surveillance).

5.4.1 Test de Mann-Kendall

La statistique de Mann-Kendall S est définie par :

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sgn}(x_j - x_k)$$

$$\text{avec } \text{sgn}(x_j - x_k) = \begin{cases} =1 & \text{si } (x_j - x_k) > 0 \\ =0 & \text{si } (x_j - x_k) = 0, \\ =-1 & \text{si } (x_j - x_k) < 0 \end{cases}$$

x_j est par exemple la concentration pour une année j (sur une station ou en moyenne sur une zone) ; n est le nombre d'années disponibles. S correspond donc au nombre de différences positives, moins le nombre de différences négatives. Si S est fortement positif, les tendances seront positives, et inversement.

Si l'échantillon contient plus de 10 valeurs ($n > 10$), la distribution de S peut être approchée par une loi normale moyennant la transformation suivante (où σ^2 est la variance de S) :

$$\begin{aligned} Z &= (S-1)/\sigma & \text{si } S > 0 \\ &= 0 & \text{si } S = 0, \\ &= (S+1)/\sigma & \text{si } S < 0 \end{aligned}$$

Le test de Mann-Kendall renvoie la valeur de la statistique réduite Z ainsi que la p -value correspondante. La tendance est considérée comme significative si cette p -value est inférieure à un seuil de risque donné (risque de conclure à tort à l'existence d'une tendance). Ce seuil est communément fixé à 5%.

Il est aussi d'usage de qualifier la significativité de la tendance selon différents seuils de risque, classiquement 1%, 5% et 10% : plus faible est la p -value, plus on peut conclure avec assurance à l'existence d'une tendance. On pourra ainsi distinguer les situations suivantes :

- *** $p\text{-value} \leq 0.001$, pour une tendance très fortement significative ;
- ** $0.001 < p\text{-value} \leq 0.01$, pour une tendance fortement significative ;
- * $0.01 < p\text{-value} \leq 0.05$, pour une tendance modérément significative ;
- + $0.05 < p\text{-value} \leq 0.1$, pour une tendance faiblement significative ;
- ns $p\text{-value} > 0.1$, pour une tendance non significative.

5.4.2 Pente de Sen

En faisant l'hypothèse d'une tendance linéaire, la concentration peut se décomposer comme suit :

$$C_t = B + Q \cdot t + \varepsilon_t$$

C_t est la concentration estimée pour l'année t , B , l'ordonnée à l'origine, Q , la pente et ε_t , le résidu de moyenne nulle. Dans le test de Sen, la pente est estimée de manière non-paramétrique. Pour une série temporelle de n mesures, un ensemble de pentes Q_{jk} est estimé pour chacune des $n(n-1)/2$ paires de données :

$$Q_{jk} = \frac{x_j - x_k}{j - k}$$

La pente de Sen est alors la médiane des $N = n(n-1)/2$ pentes estimées. Elle s'exprime en unité de concentration par an ou, après transformation (Colette et al., 2016), en pourcentage par an ou en pourcentage sur la période. Elle peut être assortie d'un intervalle de confiance (en général à 95%) déduit de la distribution de ces N pentes.

Dans le contexte de la qualité de l'air, l'utilisation de ces tests offre des avantages notables par rapport aux régressions linéaires par moindres carrés, en particulier :

- La sensibilité aux valeurs aberrantes est moindre ;
- L'auto-corrélation temporelle n'a pas d'incidence, ce qui est essentiel pour des études réalisées à haute fréquence temporelle, un peu moins dans le contexte de tendances interannuelles.