



Informing you on ambient air quality
in the Belgian Regions

Intergewestelijke Cel voor het Leefmilieu
Cellule Interrégionale de l'Environnement
Belgian Interregional Environment Agency

Rapport annuel 2011 de la qualité de l'air en Belgique

Ce rapport a été réalisé grâce à la collaboration de tous les collègues d'IRCEL – CELINE Air :

Frans Fierens

Charlotte Vanpoucke

Sandy Adriaenssens

Elke Trimpeneers

Olav Peeters

Olivier Brasseur

Thierry de Vos

Philippe Maetz

Remerciements

Ce rapport a été établi entre autres sur base des données de qualité de l'air et météorologiques collectées dans les réseaux de mesure des trois Régions. CELINE remercie tous les collaborateurs de la Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), de l'Institut Scientifique de Service Public (ISSeP), de l'Agence Wallonne de l'Air et du Climat (AWAC) et de Bruxelles Environnement (IBGE-BIM).

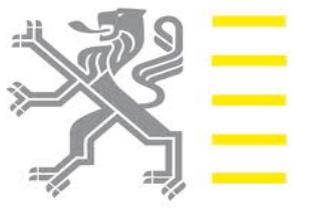


Table des matières

| | |
|--|----|
| Liste des organisations et glossaire | 1 |
| Résumé | 3 |
| Introduction | 7 |
| 1 Réglementation européenne | 12 |
| 1.1 Historique | 12 |
| 1.2 Directive européenne (2008) | 12 |
| 1.3 Révision de la directive européenne 2008/50/CE | 16 |
| 2 Périodes de pollution atmosphérique accrue (épisodes de smog) en 2011 | 17 |
| 2.1 Particules fines | 18 |
| 2.2 Ozone | 19 |
| 3 Particules fines | 21 |
| 3.1 PM ₁₀ | 22 |
| 3.1.1 Stations de mesure PM ₁₀ | 22 |
| 3.1.2 Concentrations moyennes annuelles de PM ₁₀ | 22 |
| 3.1.3 Concentrations moyennes journalières de PM ₁₀ | 26 |
| 3.2 PM _{2,5} | 31 |
| 3.2.1 Stations de mesure PM _{2,5} | 31 |
| 3.2.2 Concentrations moyennes annuelles de PM _{2,5} | 32 |
| 3.2.3 Indicateur d'exposition moyenne (IEM) | 36 |
| 4 Oxydes d'azote | 38 |
| 4.1 Stations de mesure NO ₂ | 38 |
| 4.2 Concentrations moyennes annuelles de NO ₂ | 39 |
| 4.3 Valeurs horaires de NO ₂ | 44 |
| 5 Ozone | 47 |
| 5.1 Stations de mesure de l'ozone | 48 |
| 5.2 Ozone et population | 49 |
| 5.2.1 NET60 | 49 |
| 5.2.2 AOT60 | 53 |
| 5.3 Ozone et végétation | 54 |
| 5.3.1 AOT40_végétation | 55 |
| 5.3.2 AOT40_forêts | 57 |
| 5.4 Moyenne annuelle d'ozone | 58 |
| 5.5 Évolution de la tendance pour les classes de concentrations d'O ₃ | 62 |
| 6 Dioxyde de soufre | 64 |

| | |
|---|----|
| 6.1 Stations de mesure de SO ₂ | 64 |
| 6.2 Moyenne horaires de SO ₂ | 65 |
| 6.3 Moyennes journalières de SO ₂ | 67 |
| 6.4 Moyennes annuelles de SO ₂ | 67 |
| Perspectives : amélioration de la technique d'interpolation RIO | 69 |
| Conclusion | 70 |
| Références | 71 |
| Annexe A: Stations de mesure | 73 |
| Annexe B : Relevé annuel des polluants atmosphériques | 76 |
| Annexe C : Interprétation des diagrammes en boîtes | 80 |
| Annexe D : Cartes d'incertitudes | 81 |
| PM10 | 82 |
| PM2.5 | 83 |
| NO2 | 84 |
| O3 | 85 |

Liste des organisations et glossaire

| | |
|-------------------|--|
| PM ₁₀ | ou « Particulate Matter ». Il s'agit des particules fines dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 µm. |
| PM _{2,5} | ou « Particulate Matter ». Il s'agit des particules fines dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 2,5 µm. |
| NO _x | Nom collectif désignant le mélange des composés gazeux de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO ₂) |
| O ₃ | Ozone : gaz très réactif formé par l'action du rayonnement ultraviolet (UV) sur certains composés présents dans l'air – entre autres des polluants « précurseurs ». Ce composé est principalement formé pendant les journées chaudes d'été. |
| NET60 | ou « Number of exceedances above a Threshold of 60 ppb (=120 µg/m ³) ». Nombre de jours pendant lesquels la concentration d'ozone journalière maximale en moyenne (glissante) sur 8 heures est supérieure à 120 µg/m ³ . |
| AOT60 | ou « Accumulated Ozon Exposure above a Threshold of 60 ppb (=120 µg/m ³) »: total annuel des différences entre la concentration d'ozone journalière maximale en moyenne (glissante) sur 8 heures supérieure à 120 µg/m ³ , et le seuil de 120 µg/m ³ . |
| AOT40 végétation | ou « Accumulated Ozon Exposure above a Threshold of 40 ppb (=80 µg/m ³) ». Total des différences entre la moyenne horaire d'ozone supérieure à 80 µg/m ³ et le seuil de 80 µg/m ³ , et ce pour toutes les valeurs horaires comprises entre 08h00 et 20h00 CET au cours des mois de mai, juin et juillet (période de croissance). Il s'agit d'un indicateur de protection des plantes et de la végétation (semi-)naturelle. |
| AOT40 forêts | ou « Accumulated Ozon Exposure above a Threshold of 40 ppb (=80 µg/m ³) ». Total des différences entre la moyenne horaire d'ozone supérieure à 80 µg/m ³ et le seuil de 80 µg/m ³ pour toutes les valeurs horaires entre 08h00 et 20h00 CET, au cours des mois d'avril à septembre. Il s'agit d'un indicateur de protection des forêts. |
| SO ₂ | Dioxyde de soufre : gaz incolore, irritant à forte concentration et acidifiant. |
| RIO | Méthode d'interpolation utilisée dans ce rapport afin de cartographier les données de qualité de l'air des réseaux de mesure. |
| AOD | ou « aerosol optical depth ». Mesure de la transparence des aérosols dans l'atmosphère. |
| IEM | Indicateur d'exposition moyenne : indicateur national égal à la moyenne sur trois ans des concentrations de PM _{2,5} mesurées dans les stations mesurant la pollution de fond urbaine. |
| OMT | Objectif à moyen terme. |
| OLT | Objectif à long terme. |
| OMS | Organisation mondiale de la santé. |

Inversion de température

Phénomène d'élévation de la température avec l'altitude. En particulier, une couche d'air froid au sol peut être chapeauté par une couche d'air plus chaud, ce qui empêche les polluants de s'élever et entrave donc la dispersion verticale.

Smog Pollution atmosphérique (historiquement, contraction de « smoke » et « fog »). De manière extrêmement resumée, le smog est usuellement causé par les particules fines en hiver et par l'ozone en été.

BC ou Black Carbon (analogue à la suie). Sous-ensemble des particules fines émises principalement par les voitures diesel et l'incinération de biomasse.

COV Composés organiques volatils : mélange de substances gazeuses principalement composées de carbone et d'hydrogène. Il s'agit de précurseurs à la formation d'ozone.

HAP Hydrocarbure aromatique polycyclique. Polluants atmosphériques composés de plusieurs cycles benzène fusionnés (pouvant être discotiques, comme le triphénylène), et hautement toxiques.

Résumé

Le tableau ci-dessous (Tableau 1) regroupe les différents indicateurs de qualité de l'air pour la Belgique en 2011 et les compare, à l'aide d'un code de couleur, aux valeurs minimales, maximales et moyennes de la période 2001 - 2010 (sauf pour les PM_{2,5} où la comparaison est faite pour 2005-2010). Ces chiffres ont été calculés sur base des valeurs fournies par la technique d'interpolation RIO (à la résolution spatiale de 4x4 km²). Les chiffres sont donc représentatifs de moyennes sur des cellules de grille de 4x4 km², ce qui signifie que les concentrations plus locales (ou le nombre de dépassements locaux) peuvent donc être sensiblement différentes.

Tableau 1: Indicateurs de la qualité de l'air en Belgique en 2011

| Indicateur | 2011 | | | Norme européenne | Valeur indicative OMS |
|---|------|---------|--------|--|--|
| | min. | Moyenne | max. | | |
| PM₁₀ | | | | | |
| Moyenne annuelle (µg/m ³) | 9 | 21 | 35 | 40 | 20 |
| Nombre de jours > 50 µg/m ³ | 1 | 19 | 59 | Max. 35 jours | Max. 3 jours |
| PM_{2,5}* | | | | | |
| Moyenne annuelle (µg/m ³) | 7 | 13,7 | 24 | 25 | 10 |
| O₃ | | | | | |
| Nombre de jours > seuil d'information 180 µg/m ³ | 2 | | | | |
| Nombre de jours > seuil d'alerte 240 µg/m ³ | 0 | | | | |
| Nombre de jours avec max8h > 120 µg/m ³ | 2 | 13 | 26 | OMT : 25 jours, moyenne sur 3 ans, OMT : 0 jour | 0 jour avec max 8h > 100 µg/m ³ |
| Nombre de jours avec max 8h > 120 µg/m ³ (moyenne 2009-2011) | 3 | 12 | 21 | OMT : 25 jours, moyenne sur 3 ans, OMT : 0 jour | 0 jour avec max8h > 100 µg/m ³ |
| AOT60 ((µg/m ³).h) | 120 | 1581 | 3264 | 5800** | |
| AOT60 végétation ((µg/m ³).h) | 1959 | 7554 | 14 962 | OMT : 18 000 jours, moyenne sur 5 ans, OLT: 6000 | |

| | | | | |
|--|------|--------|--------|--|
| AOT40 végétation (($\mu\text{g}/\text{m}^3$).u) (moyenne 2007-2011) | 2479 | 8778 | 14 934 | OMT : 18 000 jours, moyenne sur 5 ans, OLT : 6000 |
| AOT60 forêts (($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h) | 4746 | 19 857 | 24 503 | Niveau critique : 10 000** Niveau de référence : 20 000** |

| NO ₂ | | | | | |
|---|----|------|-----|-----|--------------------------------------|
| Moyenne annuelle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | 5 | 15,6 | 44 | 40 | 40 |
| 19 ^{ème} moyenne horaire la plus élevée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | 32 | 56 | 134 | 200 | moyenne horaire la plus élevée : 200 |

| SO ₂ | | | | | |
|--|---|-----|----|-----|---|
| 25 ^{ème} moyenne horaire la plus élevée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | 4 | 7,4 | 56 | 350 | |
| 4 ^{ème} moyenne journalière la plus élevée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | 3 | 5 | 33 | 125 | moyenne journalière la plus élevée : 20 |

* Comparaison avec la période 2005-2010

**Pas dans la directive 2008/50/CE

Code de couleur :

Valeur significativement inférieure à la moyenne sur les 10 années précédentes

Valeur comparable à la moyenne sur les 10 années précédentes

Valeur significativement supérieure à la moyenne sur les 10 années précédentes

Le texte en rouge indique un dépassement de la valeur limite ou de la valeur indicative européenne.

Par rapport aux dix années précédentes, l'année 2011 apparaît comme une année favorable pour la qualité de l'air. Seuls les dépassements journaliers des concentrations de PM₁₀, la valeur cible pour la protection de la population pour l'ozone, l'AOT40 pour les forêts et la 19^{ème} moyenne horaire la plus élevée pour le SO₂ sont au mieux comparables à la moyenne établie sur la période 2001-2010 (10 ans). Toutes les normes européennes n'ont cependant pas été respectées en 2011. Ceci peut se voir clairement dans le Tableau 2, où est indiqué le pourcentage de la population potentiellement exposée à des valeurs supérieures à la norme européenne d'une part, et aux valeurs indicatives de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) d'autre part.

En ce qui concerne les PM₁₀, la valeur limite annuelle européenne est respectée partout en Belgique. Le nombre de jours où la concentration moyenne journalière de PM₁₀ est supérieure à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ est cependant encore largement supérieur aux 35 jours autorisés. En 2011, les concentrations moyennes annuelles de PM_{2,5} sont restées en-dessous de la valeur cible européenne en vigueur depuis 2010. Néanmoins, la comparaison avec les valeurs indicatives de l'OMS est moins favorable : presque toute la population belge a été potentiellement exposée à des concentrations de PM₁₀ et PM_{2,5} supérieures aux valeurs indicatives de l'OMS.

Dans les grandes agglomérations (Bruxelles et Anvers) et dans la zone du port d'Anvers, le respect de la limite annuelle européenne pour le NO₂ reste problématique. La valeur limite horaire européenne est cependant respectée partout en Belgique.

Les objectifs à moyen terme pour l’ozone (OMT 2010) pour la protection de la santé et de la végétation sont atteints, mais l’objectif à long terme (OLT) pour la protection de la santé est encore dépassé partout, tout comme l’OLT pour la végétation. La situation n’est pas plus favorable pour les forêts : plus de la moitié des forêts subissent une charge d’ozone supérieure au niveau critique. La valeur de référence est dépassée pour la presque totalité des forêts en Belgique.

En conclusion, on peut affirmer que les problèmes en termes d’effets sanitaires concernent surtout les concentrations de particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀) et d’ozone en 2011.

Tableau 2: Pourcentage de la population ou de la surface de végétation potentiellement exposée à des valeurs supérieures à la norme européenne ou aux valeurs indicatives de l’OMS.

| Indicateur | Norme européenne | 2011 | Valeur indicative OMS | 2011 |
|------------|------------------|---|-----------------------|----------------------|
| | | % population exposée ou % de la surface avec dépassement de la norme pour la végétation (AOT40) | | % population exposée |

PM₁₀

| | | | | |
|--|---------------|------|--------------|-------|
| Moyenne annuelle (µg/m ³) | 40 | 0 % | 20 | 88 % |
| Nombre de jours > 50 µg/m ³ | Max. 35 jours | 18 % | Max. 3 jours | 100 % |

PM_{2,5}

| | | | | |
|---------------------------------------|----|-----|----|------|
| Moyenne annuelle (µg/m ³) | 25 | 0 % | 10 | 97 % |
|---------------------------------------|----|-----|----|------|

NO₂

| | | | | |
|---|----------------|-----|---------|-----|
| Moyenne annuelle (µg/m ³) | 40 | 5 % | 40 | 5 % |
| moyenne horaire > 200 µg/m ³ | Max. 18 heures | 0 % | 0 heure | 0 % |

SO₂

| | | | | |
|---|----------------|-----|--|-----|
| moyenne journalière > 125 µg/m ³ | Max. 3 jours | 0 % | moyenne journalière > 20 µg/m ³ | 1 % |
| moyenne horaire > 350 µg/m ³ | Max. 24 heures | 0 % | | |

O₃

| | | | | |
|---|-----------------------------------|-------|--|-------|
| Nombre de jours avec max 8h > 120 µg/m ³ | OLT : 0 jour | 100 % | max 8h journalière > 100 µg/m ³ | 100 % |
| Nombre de jours avec max 8h > 120 µg/m ³ (moyenne 2009-2011) | OMT : 25 jours, moyenne sur 3 ans | 0 % | | |

| | | |
|---|----------------------------------|------|
| AOT60 (($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h) | 5800* | 0% |
| AOT60 végétation (($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h) | OLT : 6000 | 73 % |
| AOT40 végétation (($\mu\text{g}/\text{m}^3$).u) (moyenne 2007-2011) | OMT : 18000, moyenne sur 5 ans : | 0 % |
| AOT60 forêts (($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h) | Niveau critique : 10 000* | 56 % |
| AOT60 forêts (($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h) | Niveau de référence : 20 000* | 99 % |

Code de couleur :

| | | |
|----|-----------|-------|
| 0% | 0 % - 50% | > 50% |
|----|-----------|-------|

*pas dans la directive
2008/50/CE

Introduction

Jusqu'en 1994, les réseaux de mesure de la qualité de l'air en Belgique étaient exploités par l'Institut fédéral d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE). L'évaluation de la qualité de l'air était également une compétence fédérale. Depuis 1994, la mesure et l'évaluation de la qualité de l'air sont devenues la compétence des trois Régions belges. Celles-ci ont décidé de collaborer sur une base permanente, ce qui a donné lieu à la création de la Cellule interrégionale de l'environnement (CELINE). CELINE est entre autres responsable de l'information de la population, des médias et des décideurs politiques en ce qui concerne la qualité de l'air. Cette mission est assurée par une collaboration étroite entre les instances régionales. Dans le cadre de cet accord de coopération, CELINE publie chaque année un rapport sur la qualité de l'air dans les trois Régions.

Les concentrations des différents polluants dans l'air sont mesurées dans les réseaux de mesure de qualité de l'air des trois Régions. Ces réseaux de mesure sont exploités en Flandre par la Vlaamse Milieumaatschappij (<http://www.vmm.be>), en Wallonie par l'Institut Scientifique de Service Public (<http://www.issep.be>) ainsi que par l'Agence Wallonne de l'Air et du Climat (AWAC) (<http://airclimat.wallonie.be>) et à Bruxelles par Bruxelles Environnement (<http://www.ibgebim.be>). Les valeurs de mesures sont transférées vers CELINE et stockées dans une base de données interrégionale. En outre, les Régions disposent d'un réseau de mesure de certaines grandeurs météorologique importantes pour l'interprétation des concentrations mesurées de pollution atmosphérique. Les paramètres météorologiques mesurés sont la température, la direction et la vitesse du vent, la pression atmosphérique, les précipitations et l'humidité relative. La Figure 1 présente la géographie des Régions, des provinces et des grandes agglomérations belges.

Le présent rapport décrit la situation de la qualité de l'air en 2011 et l'évolution de la qualité de l'air en Belgique pendant ces dernières années. Les mesures réalisées dans les différentes stations individuelles ne sont néanmoins pas analysées en détail dans ce rapport ; nous renvoyons aux rapports annuels sur la qualité de l'air publiés par les Régions et aux rapports annuels de la Belgique dans le cadre de la directive européenne 2008/50/CE. Les analyses figurant dans ce rapport ont été principalement effectuées à partir d'interpolations spatiales des mesures de qualité de l'air, selon la méthode d'interpolation « RIO » (voir Encadré 1). Cette technique d'interpolation fournit des résultats pour les polluants PM₁₀, PM_{2,5}, O₃, NO₂ et SO₂. En ce qui concerne les autres polluants comme le NO, le CO, les métaux lourds, etc., nous renvoyons le lecteur aux rapports annuels régionaux.

Note 1 : l'exposition de la population présentée dans ce rapport est une exposition « statique », calculée sur base des chiffres de population dans chaque cellule de la grille RIO. Cela signifie que l'exposition est estimée sur base des données des lieux de résidence de la population et que l'on ne tient donc pas compte des déplacements. De plus, la résolution de 4x4 km² de la technique d'interpolation RIO génère inévitablement une incertitude concernant la population réellement exposée. Par exemple, si l'on calcule une concentration moyenne annuelle de NO₂ de 41 µg/m³ dans une cellule particulière, on suppose que toutes les personnes qui y résident sont exposées à cette concentration supérieure à la norme annuelle de 40 µg/m³, alors qu'en réalité, une partie de la population aura été exposée à des concentrations plus faibles. Dans une cellule où l'on calcule une concentration de 40 µg/m³ en revanche, aucun habitant n'est supposé avoir été exposé à des concentrations supérieures à la norme, alors qu'en pratique, une partie pourrait être exposée à des valeurs plus élevées. Les résultats doivent donc être interprétés avec prudence. La Figure 2 montre la densité de population par cellule de la grille RIO. Celle-ci est plus élevée dans les grandes agglomérations qui sont clairement visibles sur la carte.

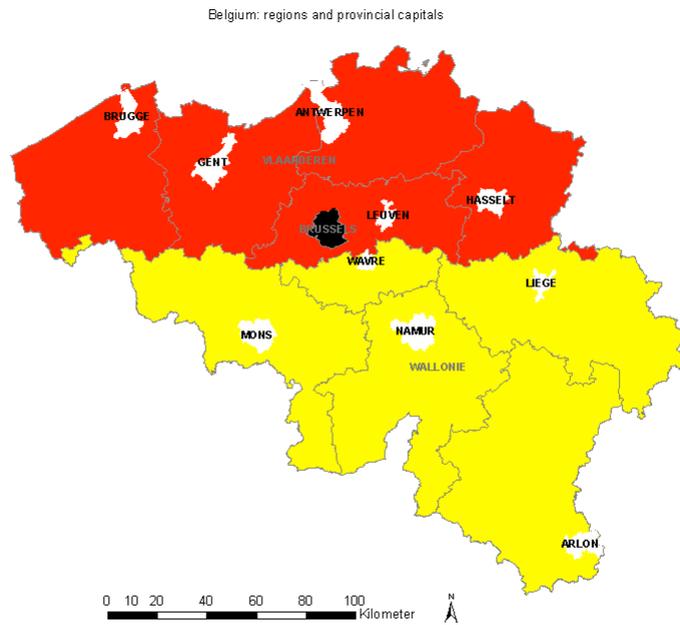


Figure 1: Les différentes Régions, provinces et grandes agglomérations en Belgique.

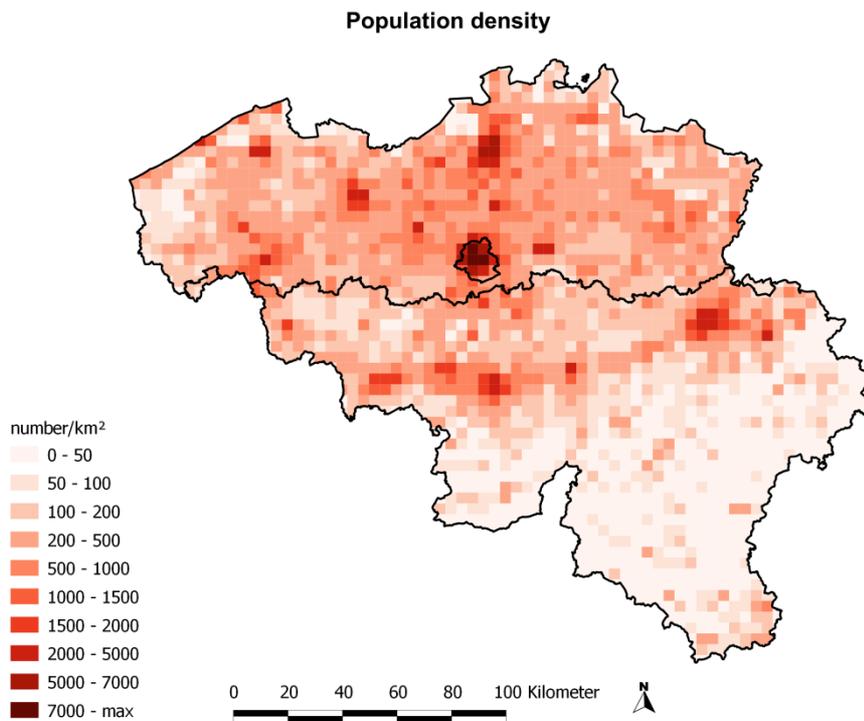


Figure 2: Densité de la population par cellule de la grille RIO (source : chiffres de la population, Statistics Belgium).

ENCADRÉ 1 : méthode d'interpolation

Ce rapport est basé sur une technique d'interpolation spatiale des mesures de qualité de l'air appelée RIO. De manière générale, les techniques d'interpolation usuelles comme la pondération en distance inverse (Inverse Distance Weighting ou IDW) et le krigeage ordinaire (Ordinary Kriging ou OK) permettent d'obtenir une estimation d'une grandeur physique en tous les points d'une grille, sur base d'un nombre limité de points de mesure. Ces méthodes sont basées sur l'hypothèse que chacune des mesures possède la même représentativité spatiale. En pratique, ce n'est cependant pas le cas pour la pollution atmosphérique : les concentrations mesurées à proximité d'une source de pollution ne sont généralement représentatives que d'une zone limitée autour de cette source, alors que les concentrations mesurées dans une zone rurale sont généralement représentatives d'une surface plus vaste. La technique d'interpolation RIO a été développée afin de prendre en considération le caractère local de la pollution atmosphérique (Hooybergs et al., 2006; Janssen et al., 2008). RIO est une technique d'interpolation « intelligente » qui renormalise tout d'abord les stations afin d'assurer que celles-ci aient la même représentativité spatiale. Les valeurs de mesure ainsi obtenues peuvent être interpolées par un krigeage ordinaire. Ensuite, le caractère local de chacun des points de mesure interpolés est repris en compte dans la dernière étape de la procédure. La caractérisation des lieux de mesure est quant à elle effectuée par une analyse statistique de séries à long terme de concentrations dans les stations de mesure et comparée à l'occupation des sols (Corine Land Cover) à proximité des stations de mesure. Cette analyse révèle qu'il existe une corrélation entre l'occupation des sols et les niveaux de concentration. Comme l'occupation des sols est une donnée disponible pour toute la Belgique, il est ainsi possible de tenir compte du caractère local de la pollution de l'air, en chaque endroit où l'on procède à une interpolation. En outre, pour l'interpolation des PM_{2,5}, la profondeur optique des aérosols (AOD) est utilisée conjointement à l'occupation afin d'évaluer le caractère local de la pollution. La Figure 3 présente la carte d'occupation des sols en Belgique basée sur les données Corine Land Cover 2006, et agrégée en 11 classes simplifiées utilisées dans la méthode d'interpolation RIO. Les différences claires en matière d'occupation des sols dans les trois Régions se reflètent ainsi sur les résultats obtenus lors de l'interpolation des données de qualité de l'air. Par exemple, la zone située au sud du sillon Sambre et Meuse est nettement plus boisée et beaucoup moins habitée que le reste de la Belgique, et présente donc moins de sources d'émissions (anthropiques) de pollution atmosphérique.

La technique d'interpolation RIO fournit des résultats à une résolution spatiale de 4x4 km². Sa résolution temporelle est la même que celle des réseaux de mesures télémétriques (horaire). Les résultats manquants dans les données fournies par les stations de mesure sont complétés par l'interpolation des mesures prises dans les lieux de mesures disponibles. Ceci permet de calculer les indicateurs de dépassement et de surcharge qui définis comme le total des concentrations sur plusieurs heures ou plusieurs jours. Si l'on souhaite calculer ces indicateurs par station de mesure, il faut en effet toujours tenir compte du fait que les données manquantes peuvent conduire à des résultats incomplets qui nécessiteront une correction.

Enfin, la méthode d'interpolation RIO a été validée par la méthode « leaving-one-out ». Il s'agit de procéder à une interpolation des concentrations relevées dans toutes les stations de mesure, sauf une. Les concentrations interpolées à l'endroit de la station de mesure ignorée peuvent alors être comparés aux résultats mesurés dans cette station. La méthode RIO a également été validée par des mesures indépendantes qui ont révélé de bons résultats (Janssen *et al.*, 2008). En outre, l'incertitude de la méthode a été calculée pour chaque polluant et pour chaque cellule de grille. Nous renvoyons à l'annexe C pour ces cartes et une explication plus détaillée concernant les calculs de l'incertitude.

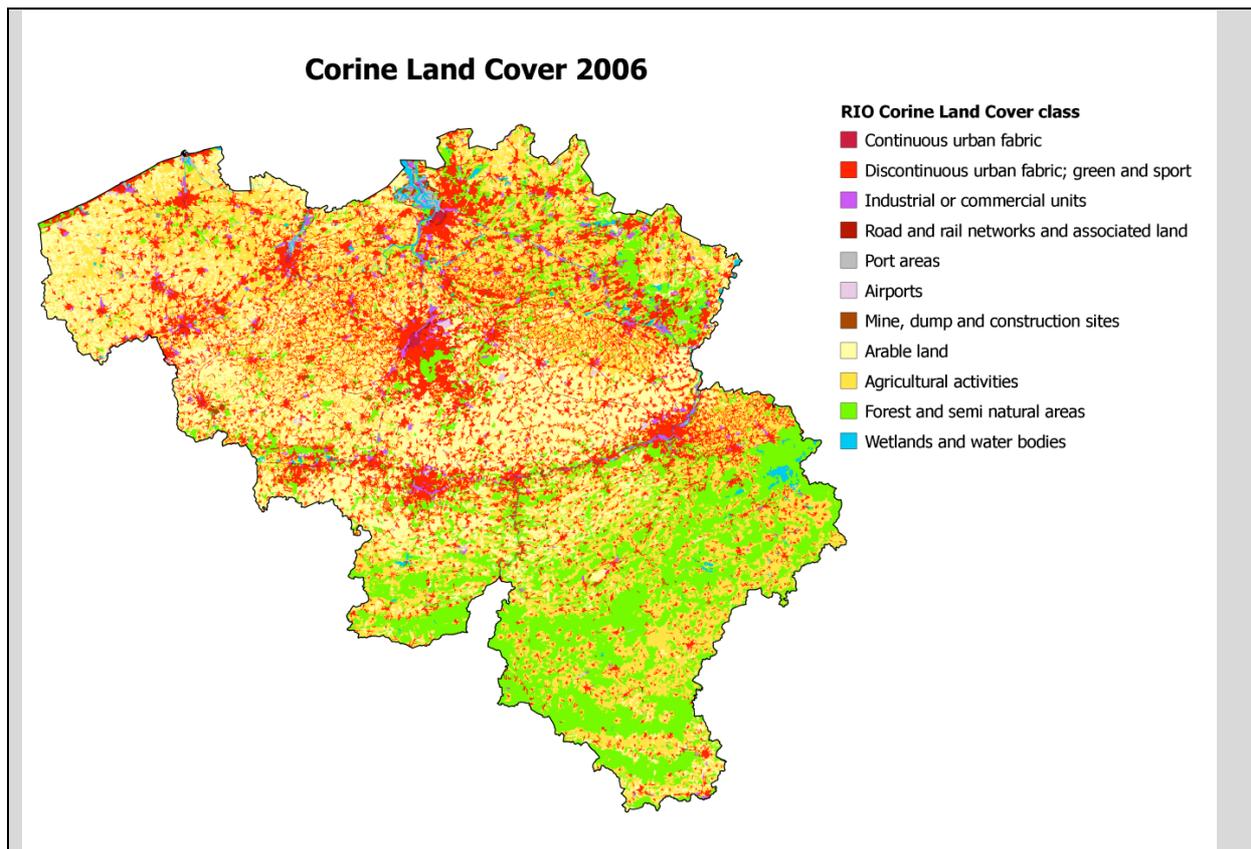


Figure 3: occupation des sols en Belgique, répartie en classes RIO-CORINE.

La technique d'interpolation RIO a été développée pour les polluants PM_{10} , $PM_{2.5}$, O_3 et NO_2 car il existe pour ceux-ci une relation relativement claire entre les concentrations de ces polluants et l'occupation des sols (et l'AOD pour $PM_{2.5}$). En raison du caractère local du SO_2 , la technique RIO sous sa forme actuelle n'est pas totalement satisfaisante pour ce polluant. Par conséquent, le présent rapport ne présente que les cartes d'interpolation de PM_{10} , $PM_{2.5}$, O_3 et NO_2 , même si les résultats d'interpolation sont également discutés pour le SO_2 .

Outre les différents indicateurs évalués pour l'année 2011, la tendance des concentrations des polluants dans l'air a été calculée pour chaque polluant et chaque cellule de $4 \times 4 \text{ km}^2$ de la grille RIO depuis le début des mesures jusqu'en 2011 (voir Encadré 2).

Note 2 : La tendance temporelle (« trend ») des concentrations ou des indicateurs dérivés des concentrations est influencée par l'évolution du nombre de stations de mesure chaque année ou d'un éventuel changement de la méthode de mesure. Idéalement, on utiliserait uniquement les mesures des stations qui ont été opérationnelles pendant toute la période lors de la détermination de la tendance. Le nombre de stations de mesure a cependant nettement augmenté pour la plupart des polluants durant les 20 dernières années. L'incertitude entourant les valeurs est ainsi plus importante pour les années avec peu de stations de mesure par rapport aux années avec davantage de stations. Il est donc nécessaire de garder cet élément à l'esprit lors de la consultation des graphiques et des cartes d'évolution. L'évolution du nombre de stations est indiquée pour chaque polluant au début de chaque chapitre.

ENCADRÉ 2 : analyse de tendance (« trend »)

La méthode non paramétrique de Theil-Sen (Theil, 1950; Sen, 1968) a été utilisée pour déterminer la pente et la signification statistique (« valeur p ») de la tendance (en $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{an}$). Dans la méthode de Theil-Sen, la pente est déterminée entre toutes les paires de points (x,y) et l'estimation Theil-Sen de la pente est alors la médiane de toutes ces pentes. Au contraire de tests statistiques paramétriques plus puissants, une méthode non paramétrique n'exige pas que les données présentent une distribution normale, ni que la condition d'homoscédasticité (à savoir l'égalité de la variance des données de qualité de l'air sur les différentes années) soit respectée. Elle permet toujours de calculer des intervalles de confiance précis. De plus, la méthode est également robuste par rapport aux valeurs aberrantes (« outliers »), c'est-à-dire aux observations qui sont relativement éloignées des autres. L'estimation des paramètres de tendance est ensuite consolidée par « ré-échantillonnage bootstrap » (« bootstrap resampling »). Ceci signifie que la série de données originale est régénérée n fois par une méthode de ré-échantillonnage (avec remplacement) de l'échantillon d'origine, et que les paramètres d'analyse de tendance sont recalculés n fois.

La réglementation européenne en matière de qualité de l'air est présentée au chapitre 1, avec un aperçu des normes européennes à respecter. Une liste des épisodes de smog en 2011 (et de leurs causes possibles – conditions météo, etc.), est présentée au chapitre 2. Une description détaillée de chaque polluant atmosphérique est donnée au chapitre 3 (particules fines), 4 (oxydes d'azote), 5 (ozone) et enfin 6 (dioxyde de soufre). Dans les chapitres 4-6, les normes européennes sont comparées aux indicateurs pertinents et la tendance à long terme est analysée. Pour rappel, l'ensemble des cartes et graphiques présents dans ce rapport ont été établis sur base de résultats de la technique d'interpolation RIO, sauf mention contraire.

Les tableaux figurant dans l'annexe A présentent les stations de mesure des trois réseaux de mesures régionaux qui sont utilisées lors de l'interpolation, ainsi que les polluants qui y sont mesurés. Dans l'annexe B sont donnés les relevés annuels des concentrations des polluants. En annexe C est présentée la distribution spatiale de l'incertitude de la méthode sur les concentrations interpolées pour chaque polluant.

Les calculs des différents indicateurs et les analyses des tendances ont été effectués à l'aide du logiciel « openair » (Carslaw & Ropkins, 2012), développé pour le logiciel de statistique R (R Core Team, 2012). Toutes les cartes qui figurent dans ce rapport ont été réalisées à l'aide de QuantumGIS 1.7.4 (QuantumGIS Development Team, 2012).

1 Réglementation européenne

Dans ce chapitre, nous présentons les éléments-clés de la réglementation européenne en matière de qualité de l'air. Cette réglementation détaille les exigences concernant les réseaux de mesure pour chaque pays, ainsi que les mesures limites et les mesures cibles pour les différents polluants.

1.1 Historique

La Directive du Conseil 96/62/EC du 27 septembre 1996 régissant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air fut publiée le 21/11/96. Cette directive posa un jalon important en matière de réglementation de la qualité de l'air dans l'Union européenne (UE 1996). La nouvelle directive cadre remplaça les précédentes directives applicables dans l'Union européenne pour le SO₂ et les particules en suspension (80/779/CEE), le plomb (82/884/CEE), le NO₂ (85/203/CEE) et l'O₃ (92/72/CEE).

Cette directive, avec ses directives filles, constituait la base d'une nouvelle politique de qualité de l'air au sein de l'Union européenne. La directive cadre avait pour objectif de formuler les principes fondamentaux d'une stratégie commune, alors que les directives filles fixaient des normes de qualité de l'air pour 13 polluants (valeurs limites et valeurs cibles, ainsi que des seuils d'alerte dans un certain nombre de cas). Cette stratégie commune avait pour objectif d'une part d'évaluer la qualité de l'air par des méthodes de mesure et critères communs et d'en informer la population, et d'autre part de fixer des objectifs pour la qualité de l'air afin d'éviter, de prévenir et de réduire les effets nocifs pour la santé humaine et l'environnement.

Ces objectifs de qualité de l'air étaient détaillés pour chaque polluant dans les directives filles, sous la forme de valeurs limites et de valeurs cibles, ainsi que les dates auxquelles les niveaux de concentration inférieurs à ces valeurs limites devaient être atteints. Dans une phase transitoire, une marge de dépassement était prévue pour la valeur limite. Les États membres étaient cependant obligés d'élaborer des plans d'action en cas de dépassements des valeurs limites. Les directives ont également fixé pour chacun de ces polluants, des critères et des méthodes de mesure pour la surveillance de la qualité de l'air ainsi que des seuils d'information et d'alerte à partir desquels la population doit être informée. Ces seuils ont été définis pour les composés pour lesquels une exposition de courte durée au-dessus des valeurs seuils peut présenter des risques pour la santé de la population. En particulier, il existe des seuils d'alerte pour le NO₂, le SO₂ et l'O₃.

1.2 Directive européenne (2008)

En mai 2008, la directive cadre 96/62/CE, les trois directives filles ainsi que la directive relative à l'échange d'informations ont été remplacées par la nouvelle directive européenne 2008/50/CE. Les valeurs limites et cibles, ainsi que les seuils d'information et d'alerte ont été maintenus, à l'exception de la deuxième phase pour la valeur limite PM₁₀ qui a été supprimée. En outre, et compte tenu des études de santé récentes concernant les effets nocifs des PM_{2,5}, des obligations de mesure ont été imposées, ainsi que des valeurs limites et cibles pour ce polluant. Sur base des mesures de PM_{2,5} dans des lieux caractéristiques de la pollution de fond urbaine, un indicateur d'exposition moyenne (IEM) a été calculé pour l'année de référence 2010, sur base des concentrations moyennes des années 2008, 2009 et 2010. Cet indicateur d'exposition détermine l'objectif de réduction que doit viser un État membre d'ici 2020. Une flexibilité supplémentaire a été prévue pour la non-prise en compte de sources naturelles dans l'évaluation des objectifs de qualité, et une possibilité de report a été intégrée pour le respect des valeurs limites du NO₂, des PM₁₀ et du benzène.

Pour les particules fines, les dépassements qui sont entièrement ou partiellement attribuables à des sources naturelles, sont en tout ou partie exclus. La contribution de l'épandage de sable et de sel en hiver peut également être soustraite. Le Tableau 3 donne un aperçu des différentes valeurs limites et valeurs cibles par polluant et du moment où elles doivent être respectées. Le Tableau 4 donne quant à lui les seuils d'information et d'alerte à partir desquels la population doit être informée ou alertée.

Les critères d'agrégation des données et des calculs des paramètres statistiques sont eux aussi repris en grande partie des anciennes directives cadres. La seule exception est le calcul des valeurs journalières, pour lesquelles la nouvelle directive exige qu'au moins 75 % des moyennes horaires soient disponibles.

La directive prévoit également la possibilité de reporter le délai fixé pour atteindre les valeurs cibles pour une période donnée (jusqu'en 2011 pour les PM_{10} et jusqu'en 2015 pour le benzène et le NO_2) dans les zones et agglomérations où il est difficile de respecter les valeurs limites à la date visée. Dans ce cas, il y a lieu d'établir un plan détaillé qui garantisse le respect des valeurs cibles au terme du délai revu. Ce plan doit être approuvé par la Commission européenne. En 2009, la demande de report pour le non-respect de la norme journalière de $50 \mu g/m^3$ pour le PM_{10} n'a pas été approuvée dans plusieurs zones en Flandre, à Bruxelles et en Wallonie. Comme d'autres États membres européens (22 sur 27), la Flandre et Bruxelles n'ont pas respecté la norme européenne de $40 \mu g/m^3$ pour le dioxyde d'azote (NO_2) en 2010. Début 2012, un plan de qualité de l'air a été établi en Flandre ; celui-ci regroupe toute une série de mesures destinées à respecter la norme européenne d'ici 2015. La Commission européenne a accordé un délai supplémentaire à la Flandre : elle ne devra respecter la norme moyenne annuelle de NO_2 qu'en 2015 pour les zones en dépassement (l'agglomération anversoise et le port d'Anvers). Jusqu'à cette date, la valeur limite dans ces zones est fixée à $60 \mu g/m^3$. A contrario, aucun report de délai n'a été accordé à la Région de Bruxelles-Capitale. Pour plus d'informations à ce sujet, nous renvoyons au site internet suivant :

http://ec.europa.eu/environment/air/quality/legislation/time_extensions.htm

Tableau 3: aperçu des valeurs limites et valeurs cibles pour les différents polluants selon la directive européenne 2008/50/CE.

| Substance | Protection de | Période de calcul de la moyenne | Valeur | Nombre maximum de dépassements autorisés | Date à laquelle la valeur doit être atteinte |
|------------------------|---------------|--|--|--|--|
| Valeurs limites | | | | | |
| SO ₂ | Santé humaine | 1 heure | 350 µg/m ³ | 24 | 1 ^{er} janvier 2005 |
| | | 1 jour | 125 µg/m ³ | 3 | 1 ^{er} janvier 2005 |
| NO ₂ | Végétation | Année et hiver | 20 µg/m ³ | | 1 ^{er} janvier 2005 |
| | Santé humaine | 1 heure | 200 µg/m ³ | 18 | 1 ^{er} janvier 2010 |
| PM ₁₀ | Santé humaine | année | 40 µg/m ³ | | 1 ^{er} janvier 2010 |
| | | 1 jour | 50 µg/m ³ | 35 | 1 ^{er} janvier 2005 |
| PM _{2,5} | Santé humaine | Année | 40 µg/m ³ | | 1 ^{er} janvier 2005 |
| | Santé humaine | année | 25 µg/m ³ | | 1 ^{er} janvier 2015 |
| benzène | Santé humaine | année | 20 µg/m ³ | | 1 ^{er} janvier 2020 ⁽¹⁾ |
| | | année | 5 µg/m ³ | | 1 ^{er} janvier 2010 |
| CO | Santé humaine | Max. journalier de la moy. sur 8 heures ⁽²⁾ | 10 mg/m ³ | | 1 ^{er} janvier 2005 |
| Pb | Santé humaine | année | 0,5 µg/m ³ | | 1 ^{er} janvier 2005 ⁽³⁾ |
| Valeurs cibles | | | | | |
| O ₃ | Santé humaine | Max. journalier de la moy. sur 8 heures | 120 µg/m ³ | OMT : 25 ⁽⁴⁾ OLT : 0 | 1 ^{er} janvier 2010 |
| | Végétation | AOT40 : 08h00-20h00 CET en mai - juillet | OMT : 18000 (µg/m ³)·h ⁽⁴⁾ OLT : 6000 (µg/m ³)·h | | |
| PM _{2,5} | Santé humaine | année | 25 µg/m ³ | | 1 ^{er} janvier 2010 |

⁽¹⁾ Valeur limite qui sera revue par la Commission européenne en 2013 sur base des connaissances acquises concernant la santé et les effets environnementaux, des possibilités techniques et de l'expérience des valeurs cibles dans les différents États membres.

⁽²⁾ Le maximum journalier de la moyenne sur 8 heures est sélectionné sur base de la moyenne glissante sur 8 heures, laquelle est calculée à partir des données horaires et adaptée chaque heure. Chaque moyenne sur 8 heures est attribuée au jour où elle se termine.

- (3) À proximité immédiate des sources industrielles spécifiques situées sur des sites contaminés par des décennies d'activités industrielles, la valeur limite doit être atteinte pour le 1^{er} janvier 2010. Jusqu'à ce moment, une valeur limite de 1 µg/m³ s'appliquait dans ces zones.
- (4) OMT : Objectif à moyen terme (2010). OLT : objectif à long terme. L'OMT est calculé en moyenne sur trois ans (protection de la santé humaine) ou cinq ans (protection de la végétation). Si on ne dispose pas d'un nombre suffisant de moyennes annuelles successives, l'exigence minimale pour déterminer la correspondance avec les valeurs cibles correspond aux données valides d'une ou trois années successives, respectivement pour la protection de la santé humaine et de la végétation.

Tableau 4 : liste des seuils d'information et d'alerte horaires moyens selon la directive 2008/50/CE.

| Polluant | Seuil d'information | Seuil d'alerte |
|---------------------|-----------------------|-----------------------|
| (*) SO ₂ | | 500 µg/m ³ |
| (*) NO ₂ | | 400 µg/m ³ |
| (**) O ₃ | 180 µg/m ³ | 240 µg/m ³ |

(*) Mesure durant trois jours successifs à des endroits représentatifs de la qualité de l'air sur au moins 100 km² ou sur une zone ou une agglomération complète si celle-ci couvre une surface moindre.

(**) Pour l'application des mesures à court terme, un dépassement de la valeur seuil doit être mesuré ou prévu pendant 3 heures successives.

Les valeurs indicatives de la qualité de l'air de l'Organisation mondiale de la santé OMS sont plus strictes que les valeurs limites ou les valeurs cibles imposés par l'Union européenne (Tableau 5). Les normes de l'UE sont établies de manière à obtenir la meilleure qualité de l'air possible dans l'ensemble des 27 États membres de l'UE, en recherchant le meilleur compromis entre le coût des mesures à mettre en œuvre pour améliorer la qualité de l'air et la protection de la santé de la population. Outre les raisons sanitaires, l'Europe tient donc également compte de la faisabilité économique pour fixer ces objectifs. Les valeurs indicatives proposées par l'OMS reflètent un objectif acceptable et réalisable afin de minimiser les effets sanitaires compte tenu des possibilités, des limitations locales et des priorités en matière de santé publique. Pour les particules fines, par exemple, l'OMS ne fixe aucun seuil minimal en dessous duquel il n'y a pas d'effet nocif pour la santé.

Tableau 5: liste des valeurs indicatives de la qualité de l'air de l'Organisation mondiale de la santé.

| Polluant | Période de calcul de la moyenne | Nombre maximum de dépassement autorisés | Valeur |
|-------------------|---------------------------------|---|-----------------------|
| PM ₁₀ | 1 jour | 3 | 50 µg/m ³ |
| | année | | 20 µg/m ³ |
| PM _{2,5} | 1 jour | 3 | 25 µg/m ³ |
| | année | | 10 µg/m ³ |
| NO ₂ | 1 heure | 0 | 200 µg/m ³ |
| | année | | 40 µg/m ³ |
| O ₃ | 8 heures | 0 | 100 µg/m ³ |
| SO ₂ | 10 minutes | | 500 µg/m ³ |
| | 1 jour | 0 | 20 µg/m ³ |

Source : OMS, 2006

1.3 Révision de la directive européenne 2008/50/CE

La politique menée actuellement au niveau européen et national n'a malheureusement pas produit les résultats escomptés. Plusieurs éléments permettent d'expliquer ce phénomène. D'une part, dans le domaine du transport par exemple, les volumes de trafic ont augmenté ; d'autre part, on remarque un écart significatif entre les normes d'émissions fixées par type de véhicule et les émissions réelles ; enfin, le renouvellement du parc de véhicules s'avère plus lent que prévu (UE, 2011).

Pour cette raison, la Commission européenne travaille actuellement à une révision approfondie de la directive 2008/50/CE, sur base du cadre politique formulé dans la « Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique Air pur pour l'Europe (CAFE) » de 2005. Le processus de révision regroupe plusieurs facettes : notamment, la réalisation d'enquêtes auprès du public et d'experts, ainsi que la création d'un groupe d'intérêt composé d'experts de différents États membres, d'organismes européens, de représentants de l'industrie, de groupes d'action environnementale, etc. Différents ateliers au sein desquels des institutions de recherche peuvent apporter leur contribution sont également organisés. En outre, la Commission européenne engage le dialogue avec des organisations internationales comme l'OMS, l'UNECE ainsi que d'autres forums actifs dans le domaine de la qualité de l'air. Cette révision devrait être finalisée pour la fin de l'année 2013. Simultanément, la directive établissant les plafonds d'émission nationaux (National Emission Ceilings, NEC) (2001/81/CE) sera également revue et de nouveaux plafonds d'émission seront imposés aux différents États membres.

2 Périodes de pollution atmosphérique accrue (épisodes de smog) en 2011

Les concentrations de polluants atmosphériques dans l'air ambiant varient au cours du temps en raison de plusieurs facteurs. Les concentrations dépendent tout d'abord de l'intensité des sources, anthropiques ou naturelles, c-à-d des quantités de polluants émises. Parmi les sources importantes de pollution, citons l'industrie, le transport, l'agriculture et le chauffage. Ces émissions sont usuellement locales, mais les polluants ainsi libérés peuvent parcourir de longues distances au sein de l'atmosphère.

Les polluants peuvent en outre être formés ou détruits par différentes réactions physico-chimiques dans l'atmosphère et peuvent être retirés de l'air par les processus de dépôt sec et humide. Les conditions météorologiques constituent également un facteur très important qui détermine les niveaux de concentration des polluants dans l'air. Des paramètres comme la pression, température, la direction et la vitesse du vent, des turbulences, etc., ont une influence sur la dispersion de la pollution dans l'air, ainsi que sur les processus physico-chimiques qui peuvent s'y produire.

Le smog peut être causé par différents polluants : les particules fines, l'ozone, le dioxyde d'azote et le dioxyde de soufre. Dans des conditions météorologiques stables, avec peu de vent et en présence d'une inversion de température, un épisode de smog hivernal peut se produire et donner lieu à des concentrations accrues de particules fines, de dioxyde d'azote (voire de dioxyde de soufre). La présence d'une inversion de température à faible altitude contribue à maintenir la pollution atmosphérique à proximité du sol. Celle-ci est alors « piégée » par la couche d'air plus chaud qui la chapeaute. Lorsqu'une situation de ce type persiste pendant plusieurs jours, la pollution atmosphérique peut s'accumuler, ce qui entraîne une hausse notable des concentrations de substances polluantes.

Les épisodes d'ozone (smog estival) ont surtout lieu lors des journées chaudes (plus de 25°C), ensoleillées et avec peu de vent. De telles conditions météorologiques sont de nature à favoriser la formation (photochimique) d'ozone.

Les périodes de smog peuvent être également la conséquence de l'arrivée de polluants atmosphériques de régions proches. On parle dans ce cas de phénomène d'importation de polluants. Celui-ci se produit généralement lorsque notre temps est déterminé par des masses d'air d'origine continentale. Le phénomène est éventuellement amplifié par l'accumulation des polluants au sein de la masse d'air tout au long de son parcours sur le continent.

Des concentrations accrues de particules fines peuvent également être la conséquence d'une soudaine augmentation de particules fines dites « secondaires ». Au contraire des particules primaires, directement émises dans l'atmosphère, les particules secondaires sont formées à la suite de réactions physico-chimiques au sein de celle-ci. Des analyses chimiques de la composition des particules fines révèlent d'ailleurs que les sels secondaires inorganiques contribuent pour 30 à 40 % de la masse totale de particules fines (VMM, 2009; 2010). Les sels d'ammonium s'y retrouvent en abondance. De fortes concentrations de particules secondaires apparaissent ainsi souvent au printemps, lors des épandages de fertilisants agricoles qui sont à l'origine d'une augmentation des émissions d'ammoniac.

Un épisode de smog peut cependant ne pas être exclusivement attribué à une seule cause. De fortes concentrations dans l'air sont presque toujours la conséquence d'une combinaison des facteurs décrits ci-dessus (émissions, météo, importation, réactions secondaires), même si la pondération relative de ces différentes causes varie d'une situation à l'autre.

Les concentrations moyennes journalières de particules fines et les concentrations maximales journalières d’ozone, de dioxyde d’azote et d’oxyde de soufre en 2011 sont présentées dans l’annexe B.

2.1 Particules fines

Durant l’hiver 2011, nous avons connu deux épisodes de smog attribuables aux particules fines. Le premier épisode s’est déroulé du 29 janvier au 1^{er} février. Au début de cette période, les concentrations élevées de particules fines étaient majoritairement causées par l’importation de pollution atmosphérique de l’étranger. La Figure 4 montre l’origine des masses d’air de basse altitude qui sont arrivées en Belgique le 30 janvier. Des polluants, en provenance de Pologne et transitant par l’Allemagne et les Pays-Bas, ont ainsi été transportés jusqu’à notre pays. En revanche, les deux derniers jours de cet épisode de pollution furent caractérisés par de très mauvaises conditions de dispersion. L’accumulation des polluants a dès lors donné lieu à des concentrations de particules fines moyennes journalières fluctuant autour de $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (cf. Figure 5) et des pics locaux jusqu’à $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (concentrations mesurées dans les réseaux).

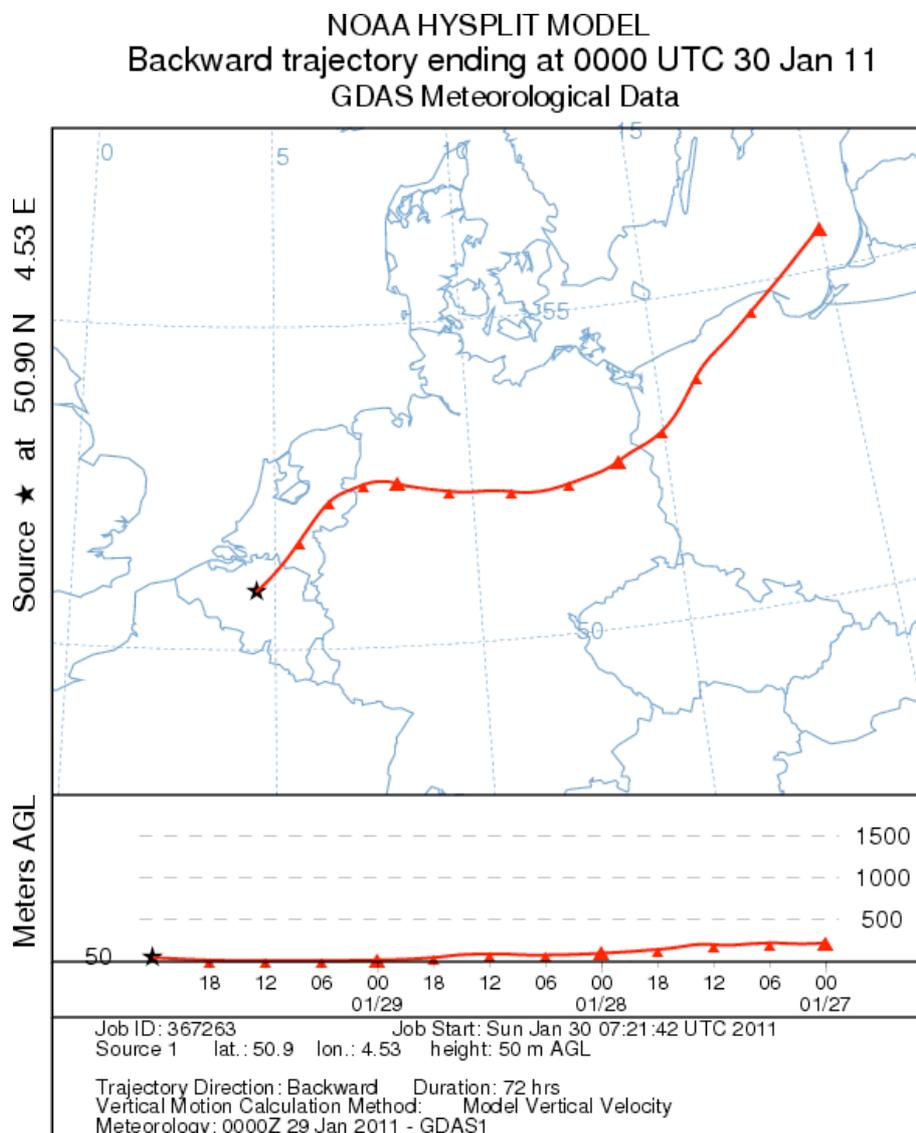


Figure 4: trajectoire de la masse d’air arrivant en Belgique le 30/01/2011.

Daily average Particulate Matter (PM10) concentrations on: Monday 31/01/2011

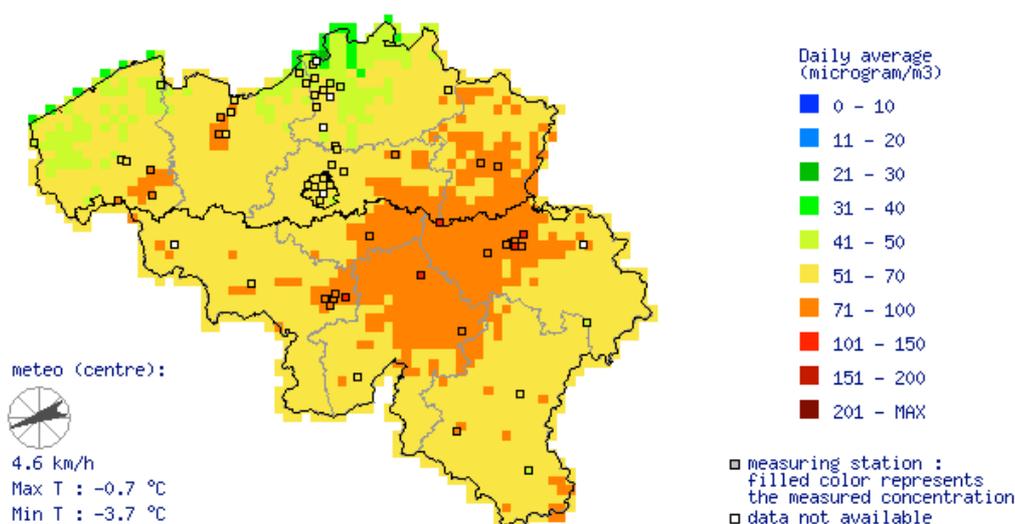


Figure 5: moyenne journalière des concentrations de particules fines le 31/01/2011.

Le deuxième épisode de particules fines s'est produit durant la première semaine de mars. Le 28 février, les concentrations de particules fines ont augmenté d'environ 50 µg/m³ en quelques heures. Cette augmentation a été causée par l'arrivée d'air pollué en provenance de la Pologne, et transporté jusqu'à notre pays après avoir traversé le Nord de l'Allemagne et les Pays-Bas. Simultanément, une situation d'inversion de température à 500 m d'altitude a entravé la bonne dispersion (verticale) des polluants. Malgré le vent modéré qui assurait une bonne dispersion horizontale, des concentrations journalières de PM₁₀ pouvant atteindre 80-90 µg/m³ ont été relevées au cours de cette semaine en Belgique. Outre les concentrations élevées de PM₁₀, des niveaux élevés de PM_{2,5} et de black carbon (BC) ont également été mesurés.

La période s'étendant de la mi-février à la mi-avril a été caractérisée par un temps sec et stable, généralement soumis à des flux d'air continentaux. Ce temps sec a d'une part accru la quantité de poussière en suspension et d'autre part, la formation de particules secondaires a probablement joué un rôle important durant le mois d'avril. Cette période météorologique très défavorable est la raison pour laquelle la plupart des jours de dépassement (= jours avec la moyenne journalière de concentration de PM₁₀ > 50 µg/m³) ont été enregistrés durant les quatre premiers mois de 2011, au contraire des années précédentes.

Du 14 au 23 novembre, nous avons été à nouveau confrontés à des mauvaises conditions de dispersion : la présence d'une zone de haute pression sur nos régions a favorisé l'installation d'une inversion thermique (de subsidence), en plus des faibles vitesses de vent. Au cours de cette période, les valeurs moyennes journalières de concentrations de particules fines ont atteint 50 à 70 µg/m³. Le seuil d'activation d'une alerte smog, impliquant la mise en œuvre de mesures de réduction des émissions du trafic, n'a cependant pas été atteint. En effet, l'alerte n'est déclenchée que si des concentrations de 70 µg/m³ sont prévues pendant au moins deux jours consécutifs, et selon différents critères spatiaux en fonction de la Région considérée.

2.2 Ozone

Le printemps 2011 a été exceptionnellement chaud et très ensoleillé, ce qui a entraîné une augmentation des concentrations d'ozone durant la deuxième moitié du mois d'avril et durant le mois

de mai. À l'exception de quelques journées estivales fin juin, l'été 2011 a surtout été caractérisé par l'arrivée d'air maritime peu chargé en polluants et par de nombreux jours de précipitation. Ces conditions météorologiques étaient favorables à la qualité de l'air, et aucune période prolongée de pollution à l'ozone n'a été enregistrée durant l'été. Fin septembre et durant les premiers jours d'octobre, le temps extrêmement doux et caractérisé par des températures quasiment estivales a occasionné une hausse notable des concentrations d'ozone.

Le seuil d'information de $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ n'a été dépassé en plusieurs points de mesure que durant un seul jour, le 28 juin (voir Figure 6). Un dépassement a été mesuré en un poste de mesure le 2 octobre. Le seuil d'alerte de $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ n'a pas été dépassé en 2011.

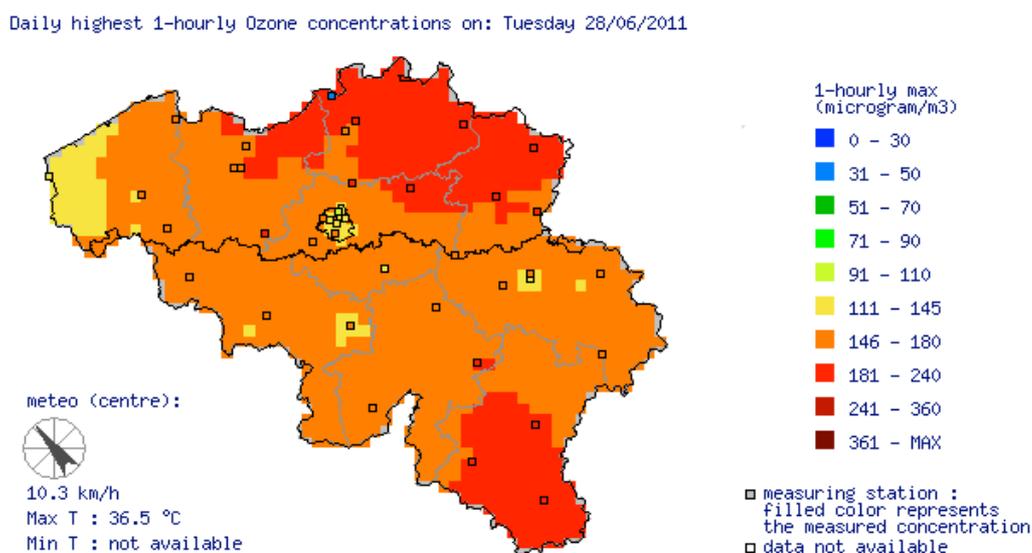


Figure 6: concentrations d'ozone horaires maximales le 28 juin 2011.

3 Particules fines

Les particules fines regroupent toutes les particules solides et liquides en suspension dans l'atmosphère. Elles peuvent y séjourner de quelques heures à plusieurs mois en fonction de leurs caractéristiques physiques ainsi que de leurs propriétés physico-chimiques et des conditions météorologiques. Des particules liquides ou solide en suspension dans un milieu gazeux sont appelées « aérosol ».

Le comportement des particules dans un aérosol est déterminé par les propriétés physiques des particules (dimensions, forme, densité) et du gaz (vitesse, turbulence, composition). La notion de « diamètre aérodynamique » a été introduite pour décrire le comportement des particules. Le diamètre aérodynamique d'une particule quelconque se définit comme étant le diamètre d'une particule sphérique ayant la même densité que l'eau (1000 kg/m^3) et possédant la même vitesse de chute terminale que la particule considérée. Ainsi, les PM_{10} désignent la fraction des particules ayant un diamètre aérodynamique inférieur à 10 microns (μm), et la fraction $\text{PM}_{2,5}$ désigne celles dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 2,5 μm .

Les particules peuvent être émises dans l'atmosphère par des sources naturelles (aérosol naturel) ou des sources liées à l'activité humaine (aérosol anthropique). Quelle que soit leur origine, les particules sont en outre subdivisées en particules primaires et particules secondaires selon leur mode de formation. Comme nous l'avons déjà expliqué au chapitre 2, les particules primaires désignent les particules directement émises dans l'atmosphère ou formées par fragmentation mécanique d'un matériau plus grossier (par exemple, des métaux lourds dans la métallurgie). Les principales émissions anthropiques proviennent des transports, de l'industrie, de l'agriculture et du chauffage des bâtiments. Les principales sources naturelles de particules primaires sont les particules de sel marin et la poussière du sol remise en suspension. Les particules secondaires apparaissent dans l'atmosphère suite aux transformations physico-chimiques de composés gazeux minéraux tels que les NH_3 , SO_2 , NO_x , ou encore d'autres substances organiques provenant des composés organiques volatils (COV).

La composition des particules secondaires est très complexe. Celles-ci sont formées à partir de la phase gazeuse par condensation – les matières présentant la tension de vapeur plus faible se condensent plus rapidement que celles présentant une tension de vapeur supérieure. Les particules fines peuvent dès lors avoir une composition complexe et stratifiée. Ceci est renforcé par le fait que ce sont les petites particules qui contribuent principalement à la superficie disponible pour les interactions. Les matières émises sous forme gazeuse vont dès lors presque exclusivement se déposer sur les petites particules : les métaux lourds des fonderies et de la circulation routière, les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques), la dioxine et la suie se retrouvent dès lors dans la fraction fine.

Des études épidémiologiques démontrent que les principaux effets sanitaires de la pollution atmosphérique sont imputables aux particules fines, et dans une moindre mesure à l'ozone. L'inhalation de particules fines est source d'irritation et porte atteinte aux tissus pulmonaires. Les particules fines peuvent avoir des effets aussi bien à court qu'à long terme. Selon l'Organisation mondiale de la santé (OMS), il n'existe pas de seuil en-dessous duquel on ne constate aucun effet nocif des particules fines. Une exposition courte aux particules fines aggrave certains problèmes de santé comme les infections des voies respiratoires et l'asthme. Néanmoins, les effets d'une exposition à long terme ou chronique sont nettement plus importants. L'exposition chronique accroît ainsi le risque d'affections cardio-vasculaires et de maladies pulmonaires, ainsi que de cancer du poumon. La

fraction $PM_{2.5}$ provoque les effets santé les plus néfastes, mais la fraction des particules ultrafines (diamètre inférieure à $0,1 \mu m$) et la fraction des particules fines (diamètre de $2,5$ à $10 \mu m$) induisent également des répercussions sur la santé (Brunekreef et al, 2005). Les particules fines contiennent généralement du Black Carbon (BC) ainsi que d'autres matières produites lors de la combustion, porteuses de diverses substances chimiques toxiques.

3.1 PM_{10}

3.1.1 Stations de mesure PM_{10}

La Figure 7 montre l'évolution du nombre de stations de mesure des concentrations de PM_{10} , utilisées dans le calcul des cartes d'interpolation RIO présentées dans ce rapport. Ces stations regroupent à la fois les stations des réseaux téléométriques ainsi que les stations utilisées dans le cadre d'études spécifiques. Le nombre de stations de mesure PM_{10} en Belgique est passée de 20 en 1997 à 65 en 2011. Etant donné que le nombre de stations de mesure en 2004 était nettement inférieur à celui de 2011, l'incertitude liée aux valeurs interpolées, et en particulier aux moyennes annuelles, était plus élevée au cours de ces premières années. Pour la Wallonie, on peut également constater un net accroissement du nombre de stations de mesures entre 2007 et 2008.

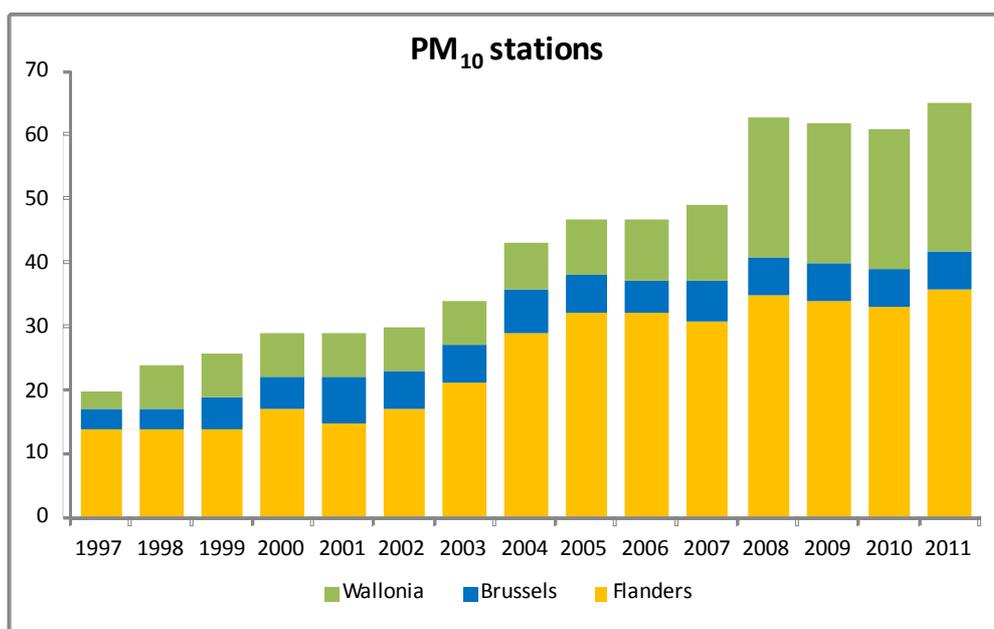


Figure 7: évolution du nombre de stations de mesure de PM_{10} en Belgique.

3.1.2 Concentrations moyennes annuelles de PM_{10}

La valeur limite européenne de concentration pour la protection de la population à une exposition de longue durée au PM_{10} s'élève à $40 \mu g/m^3$ en moyenne annuelle. En 2011, la concentration moyenne annuelle de PM_{10} , moyennée spatialement sur l'ensemble des cellules de la grille RIO en Belgique, s'élevait à $20,6 \mu g/m^3$. La valeur limite de $40 \mu g/m^3$ n'a été dépassée à aucun endroit (Figure 8). Les concentrations moyennes annuelles les plus élevées de PM_{10} ont été relevées en Flandre orientale et en Flandre occidentale, dans le Nord-Ouest du Brabant flamand et autour d'Anvers. De manière générale, les concentrations dans ces régions se situaient entre 26 et $30 \mu g/m^3$, alors que des concentrations de $31-35 \mu g/m^3$ furent atteintes dans les environs de Gand, Anvers, Ostende, Bruges et Courtrai. Les plus

faibles concentrations moyennes annuelles de PM₁₀, comprises entre 0 et 15 µg/m³, ont été observées au sud du sillon Sambre et Meuse.

L'annexe D présente l'incertitude de la méthode d'interpolation relative à la carte de la concentration moyenne annuelle ainsi qu'une carte évaluant la probabilité d'un dépassement de la valeur limite annuelle européenne.

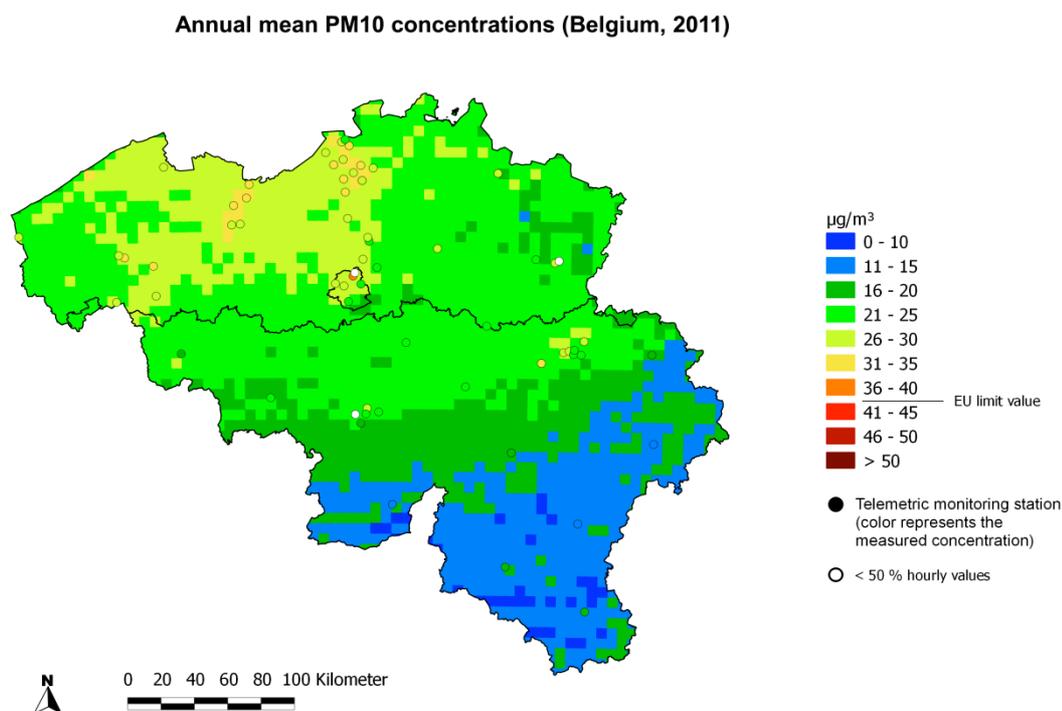


Figure 8: distribution spatiale de la concentration moyenne annuelle de PM₁₀ en Belgique en 2011. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

La Figure 9 présente par le biais de diagrammes en boîtes (« boxplot ») l'évolution du minimum, du 25^{ème} centile (P25)¹, du 50^{ème} centile (P50), du 75^{ème} centile (P75) et du maximum des concentrations moyennes annuelles de PM₁₀ en Belgique (voir l'Annexe C pour de plus amples détails concernant l'interprétation des diagrammes en boîtes). La moyenne spatiale sur l'ensemble de la Belgique est également indiquée. On peut constater que l'évolution est similaire pour l'ensemble de ces paramètres. Après 2003, on observe une baisse des concentrations moyennes annuelles de PM₁₀; celles-ci ont plutôt tendance à stagner durant les dernières années. La valeur limite européenne est respectée partout à partir de l'année 2007. La valeur indicative de l'OMS de 20 µg/m³ est cependant encore dépassée sur plus de 25 % du territoire belge.

¹ P25 (ou le 25^{ème} centile) est la valeur pour laquelle 25 % des données sont inférieures à cette valeur et 75 % des données sont supérieures à celle-ci. Le centile 50 est la médiane.

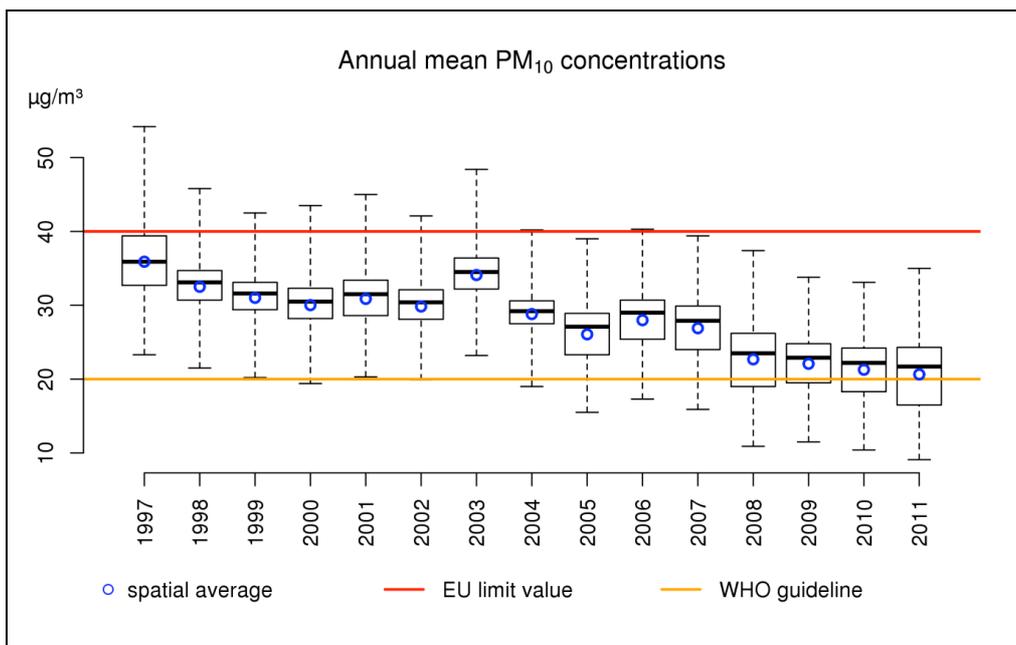


Figure 9: diagramme en boîtes des concentrations moyennes annuelles de PM₁₀ (µg/m³) sur la période 1997-2011 en Belgique. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

Les concentrations moyennes annuelles de PM₁₀ en 2011 s'élèvent à 25,4 µg/m³ à Bruxelles, 24,4 µg/m³ en Flandre et 17,6 µg/m³ en Wallonie (Figure 10). La concentration pondérée en fonction de la population, c'est-à-dire où l'on attribue un plus grand poids aux cellules de la grille présentant une densité de population plus élevée dans le calcul de la moyenne spatiale, est toujours supérieure à la concentration moyenne annuelle belge de PM₁₀. En 2011, elle correspond à peu près à la concentration annuelle moyenne de PM₁₀ en Flandre (24,5 µg/m³).

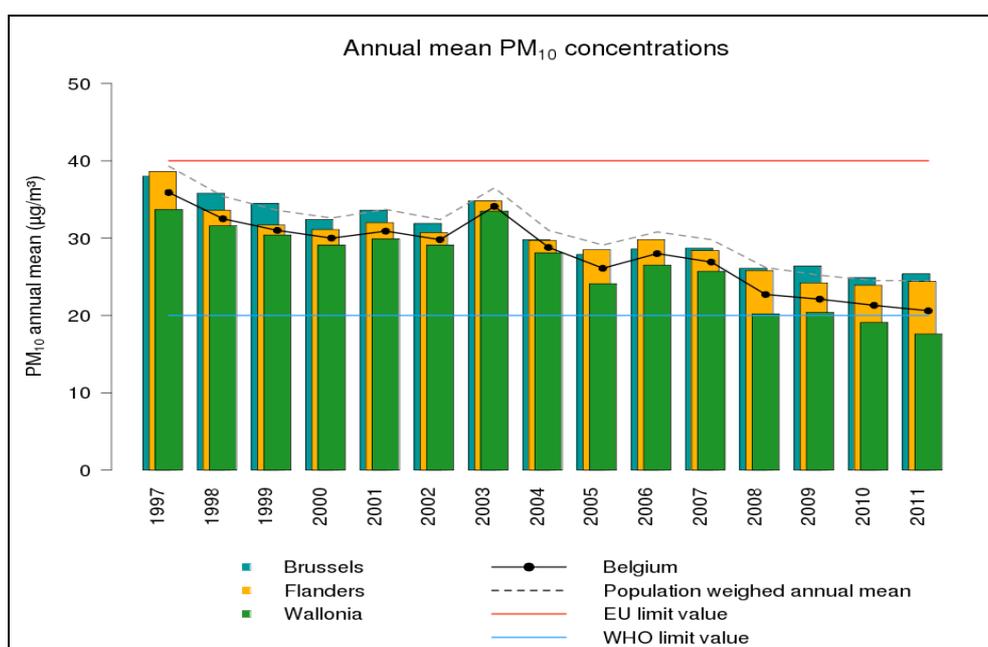


Figure 10: évolution de la concentration moyenne annuelle spatiale de PM₁₀ en Belgique et dans les trois Régions, et de la moyenne pondérée en fonction de la population pour la Belgique. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

La distribution spatiale de la « tendance » (ou « trend », soit de l'évolution temporelle des concentrations) entre 2000 et 2011 permet de constater que les concentrations moyennes annuelles de PM₁₀ ont baissé partout en Belgique durant cette période (voir Figure 11). Cette diminution semble plus marquée en Wallonie (entre -1,6 et -2,0 µg/m³/an) qu'en Flandre (-0,4 et -0,8 µg/m³/an). Il faut cependant observer (comme indiqué dans la Note 2) que seul un nombre limité de stations de mesure de PM₁₀ étaient opérationnelles en Wallonie avant 2008, et qu'elles étaient en outre concentrées dans les zones industrielles. Ceci peut expliquer une surestimation des concentrations de PM₁₀ en Région wallonne au début de la période considérée, raison pour laquelle la diminution semble probablement plus importante qu'elle ne l'est en réalité.

Par ailleurs, mentionnons qu'il existe une « méthode de référence » européenne pour la mesure de particules fines. Si d'autres techniques de mesure sont utilisées pour évaluer les concentrations de particules fines, l'équivalence de la méthode utilisée avec la méthode de référence européenne doit être démontrée. Si nécessaire, il faut procéder à un étalonnage, c'est-à-dire déterminer une relation empirique (usuellement linéaire) entre les deux méthodes. Cet étalonnage dépend de la méthode de mesure utilisée et peut également évoluer dans le temps (et théoriquement dans l'espace). Tous les résultats de mesures utilisées par la technique d'interpolation RIO sont des résultats de mesures étalonnés, pour lesquels l'équivalence avec la méthode référence européenne a été démontrée.

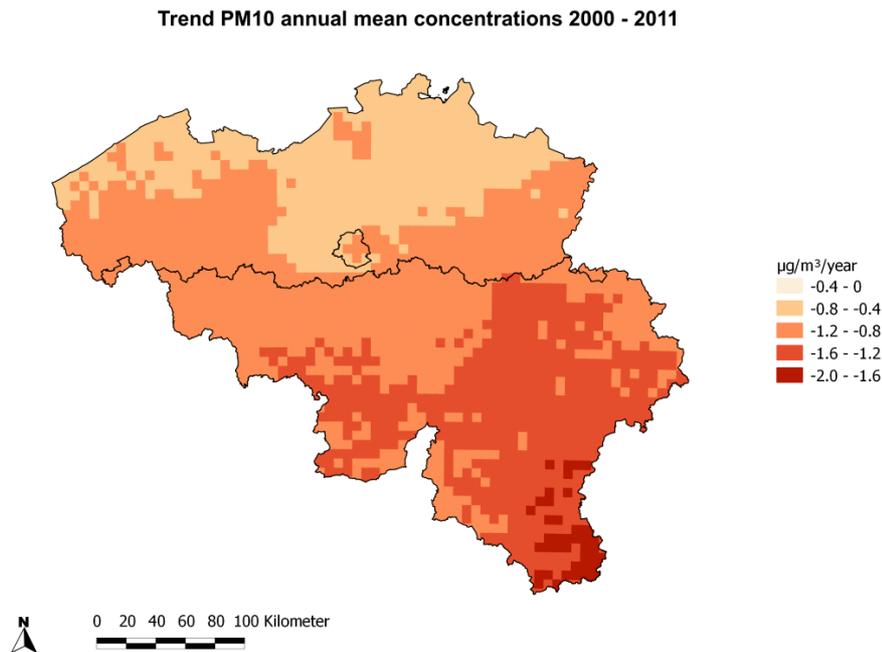


Figure 11: distribution spatiale de la tendance temporelle des concentrations moyennes annuelles de PM10 (µg/m³/an). Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

En 2011, la population belge n'a pas été exposée à des concentrations moyennes annuelles supérieures à la valeur limite européenne de 40 µg/m³ (Figure 12). 89 % de la population a cependant été exposée à des concentrations moyennes annuelles de PM₁₀ supérieures à la valeur indicative OMS de 20 µg/m³. La tendance décroissante de l'exposition de la population s'est poursuivie ces dernières années. En

2011, 11 % de la population a été exposée à des concentrations de PM₁₀ inférieures à la valeur indicative de l’OMS (< 20 µg/m³), alors que ce n’était le cas que de 8 % de la population en 2010, et même de 0 % en 2006.

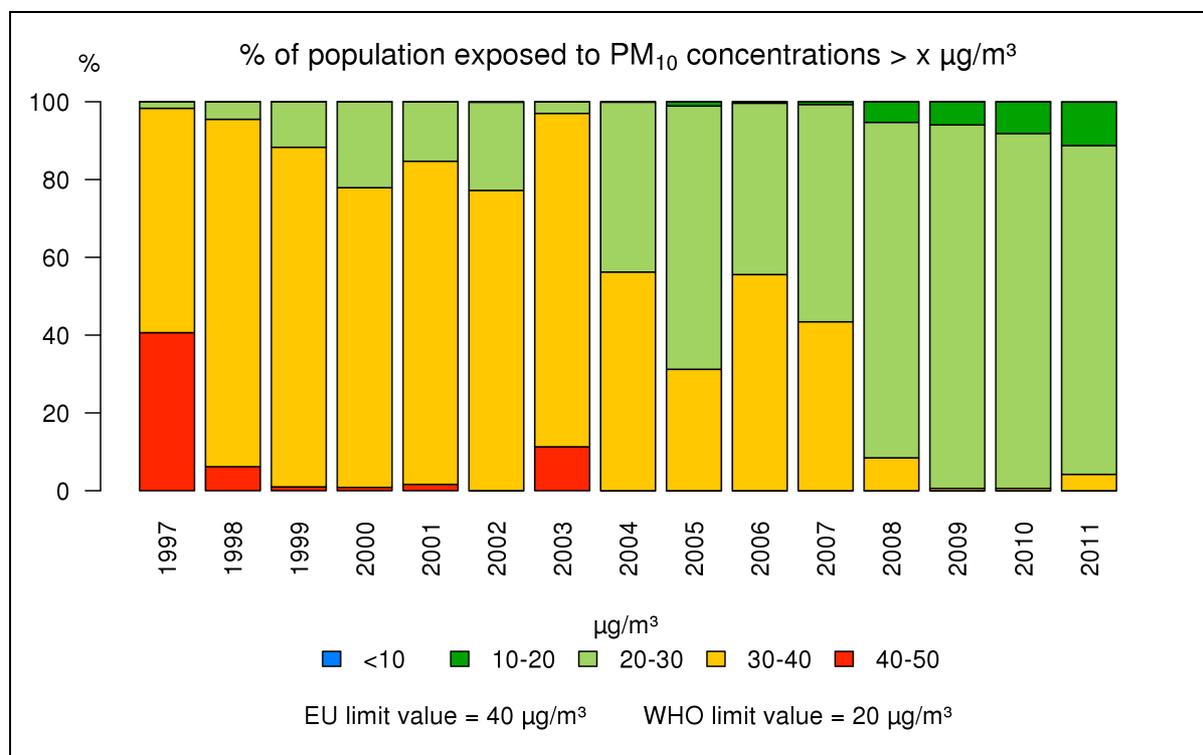


Figure 12: évolution de l’exposition de la population aux concentrations moyennes annuelles de PM₁₀, calculée sur base de la technique d’interpolation RIO.

3.1.3 Concentrations moyennes journalières de PM₁₀

La valeur limite européenne pour la protection de la population contre une exposition de courte durée aux PM₁₀ est de 50 µg/m³ en moyenne journalière. Ce seuil ne peut en outre être dépassé plus de 35 jours par an. En 2011, cette valeur limite a été dépassée à plusieurs reprises en Région flamande, en Région wallonne et en Région bruxelloise, notamment dans la quasi-totalité de la Flandre occidentale, dans le Nord-Est de la Flandre orientale, dans la zone du port d’Anvers, dans le Nord de la Région bruxelloise et à plusieurs endroits du sillon Sambre et de la Meuse (Figure 13). Le seuil de concentration moyenne journalière de 50 µg/m³ a même été dépassé à plus de 50 reprises dans les zones portuaires d’Anvers et de Gand. Le nombre maximal de jours de dépassement s’élevait à 59 en 2011 ; le nombre minimum à 0. Le nombre de dépassements est de 19 en moyenne spatiale sur la Belgique. La valeur indicative de qualité de l’air de l’OMS pour une exposition de courte durée – à savoir au maximum trois jours de concentrations moyennes journalières de PM₁₀ supérieures à 50 µg/m³ – n’a été respectée qu’en quelques endroits situés au sud du sillon Sambre et Meuse.

Une carte de la probabilité calculée de dépassement de la valeur limite journalière européenne figure en annexe D.

Number of days with daily mean PM₁₀ > 50 µg/m³ (Belgium, 2011)

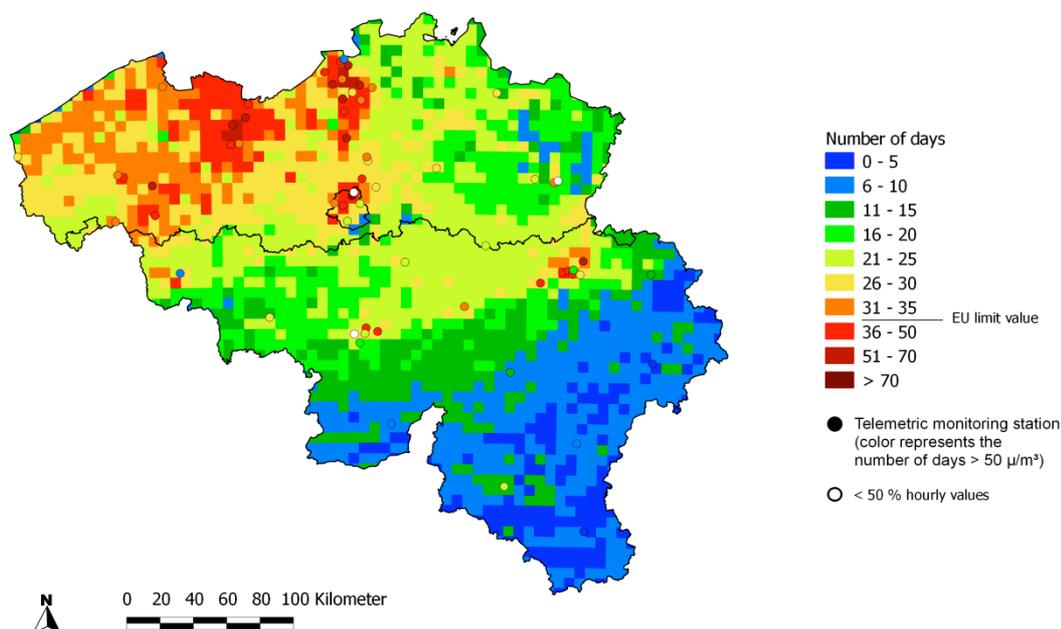


Figure 13: distribution spatiale du nombre de jours en 2011 où la concentration moyenne journalière de PM₁₀ a dépassé 50 µg/m³ en Belgique. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

Le nombre maximum de jours où la concentration moyenne journalière de PM₁₀ était supérieure à 50 µg/m³ en Belgique est ainsi en hausse de 40 % en 2011 (59 jours) par rapport à 2010 (42 jours), comme le montre la Figure 14. Si les fluctuations d'une année à l'autre peuvent être attribuées aux conditions météorologiques, on observe cependant une tendance décroissante du nombre de jours de dépassement en Belgique depuis 1997. Il semblerait donc, en toute logique, que la baisse constatée des émissions de particules fines primaires et des précurseurs de particules fines ait également un effet favorable sur le nombre de jours de dépassement. La valeur limite annuelle européenne de 35 jours qui s'applique depuis 2005 a cependant encore été dépassée en plusieurs endroits en Belgique en 2011. La valeur indicative de l'OMS de trois jours de dépassement n'est quant à elle respectée quasiment nulle part : 99,8 % de la population belge a été exposée à des concentrations moyennes journalières de PM₁₀ supérieures à la valeur indicative de l'OMS en 2011.

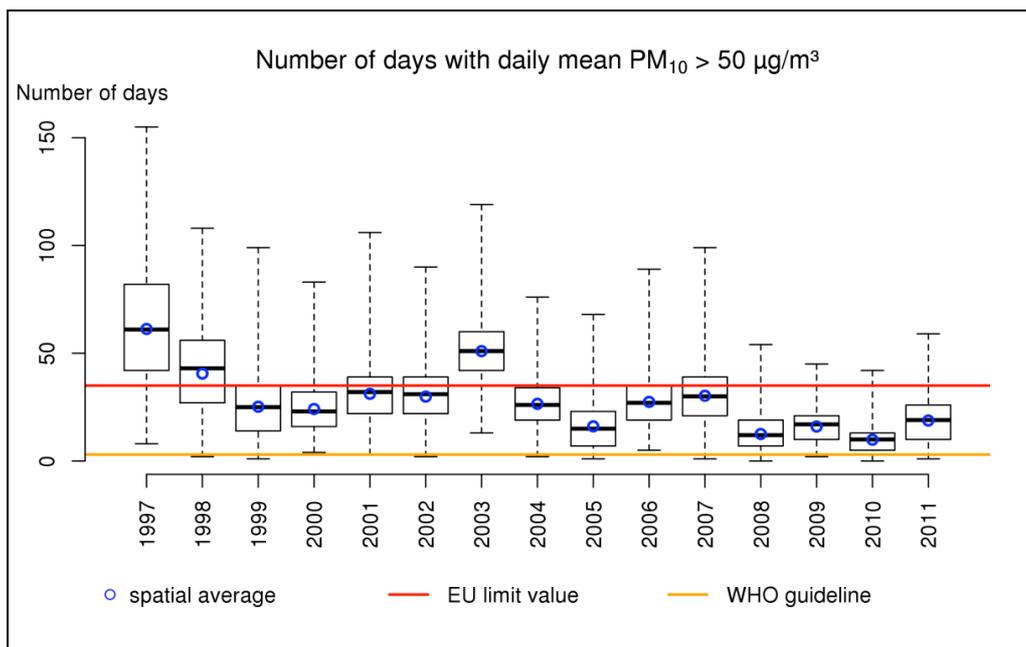


Figure 14: diagramme en boîtes du nombre de jours par an où les concentrations moyennes journalières de PM₁₀ ont été supérieures à 50 µg/m³. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

La tendance décroissante du nombre de jours de dépassement depuis 1997 concerne les trois Régions (cf. Figure 15). Le nombre maximum de jours où la norme moyenne journalière a été dépassée en Flandre, en Wallonie et à Bruxelles s'élevait respectivement à 59, 38 et 39 jours en 2011.

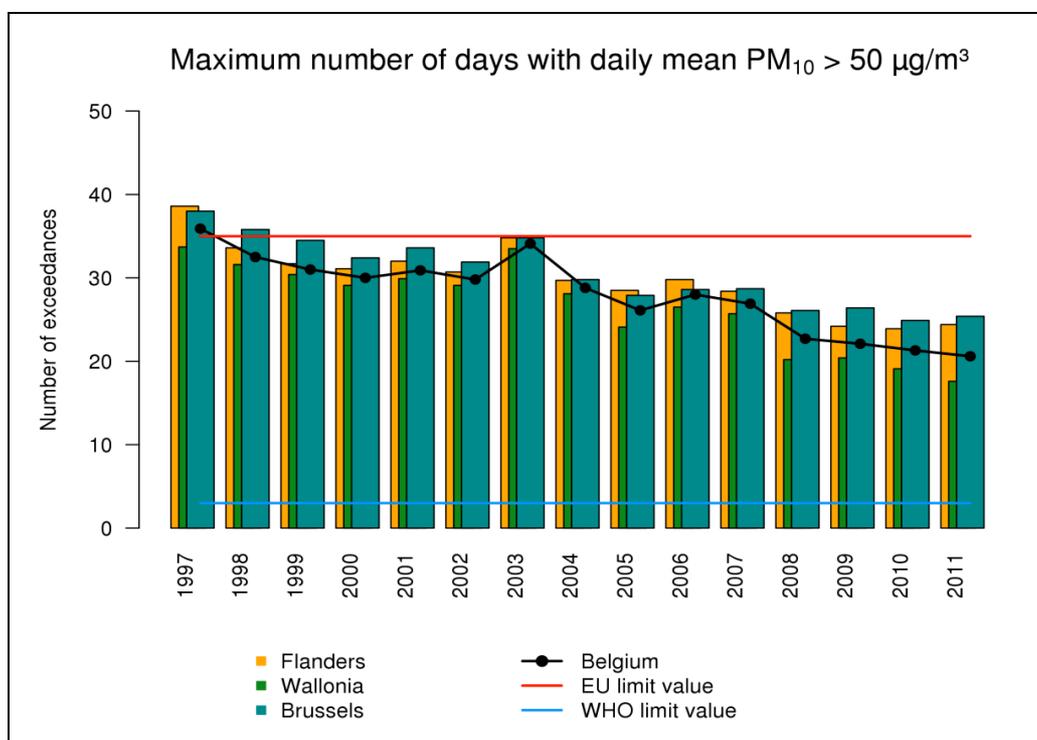


Figure 15: évolution du nombre maximum de jours par an où la concentration moyenne journalière de PM₁₀ était supérieure à 50 µg/m³ en Belgique et dans les trois Régions. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

La Figure 16 présente la distribution spatiale de la tendance du nombre de jours de concentrations moyennes journalières de PM₁₀ supérieures à 50 µg/m³ sur la période 2000-2011. La décroissance la plus marquée (2 à 5 jours de dépassement par an) est observée dans les grandes agglomérations de Gand, Anvers, Bruxelles, Charleroi, et dans les environs de Liège. En moyenne, la diminution du nombre de jours de dépassement au cours des 12 dernières années est cependant limitée.

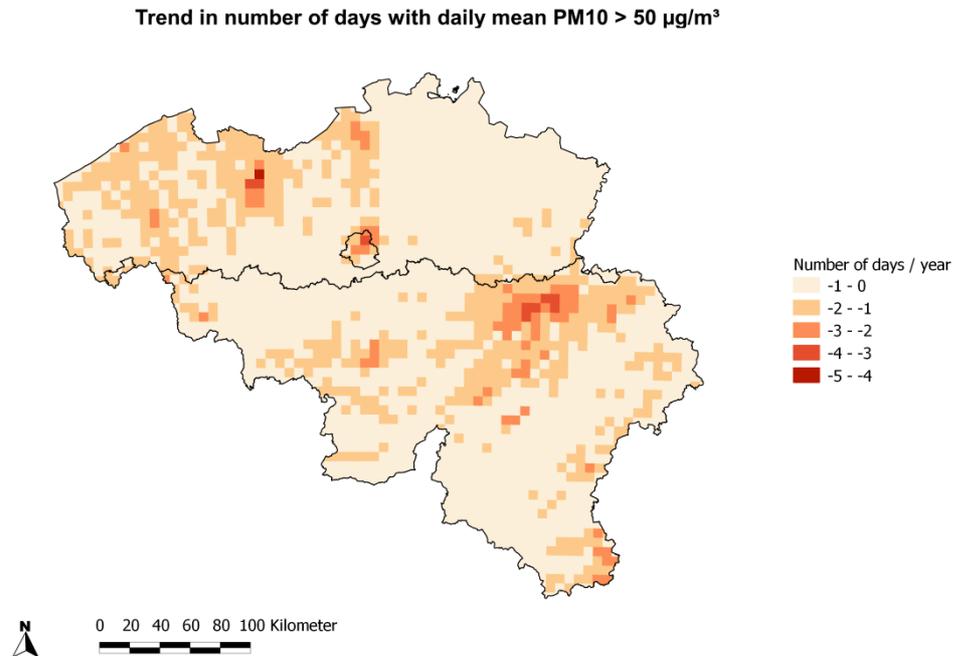


Figure 16: distribution spatiale de la tendance du nombre de jours de moyenne journalière > 50µg/m³ sur la période 2000-2011 (nombre de jours/an). Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

Etant donné que le nombre de jours de dépassement en 2011 était significativement plus élevé qu'en 2010, un pourcentage plus important de la population a été exposé à plus de 35 jours de dépassement (Figure 17), soit 18 % de la population belge. 1 % de la population a été exposée à plus de 50 jours de dépassement de la norme européenne de 50 µg/m³. Les résultats de 2011 sont ainsi nettement moins favorables du point de vue de l'exposition de la population, que ceux enregistrés les trois années précédentes, mais sont cependant meilleurs qu'en 2007 et précédemment (si on fait exception de l'année 2005).

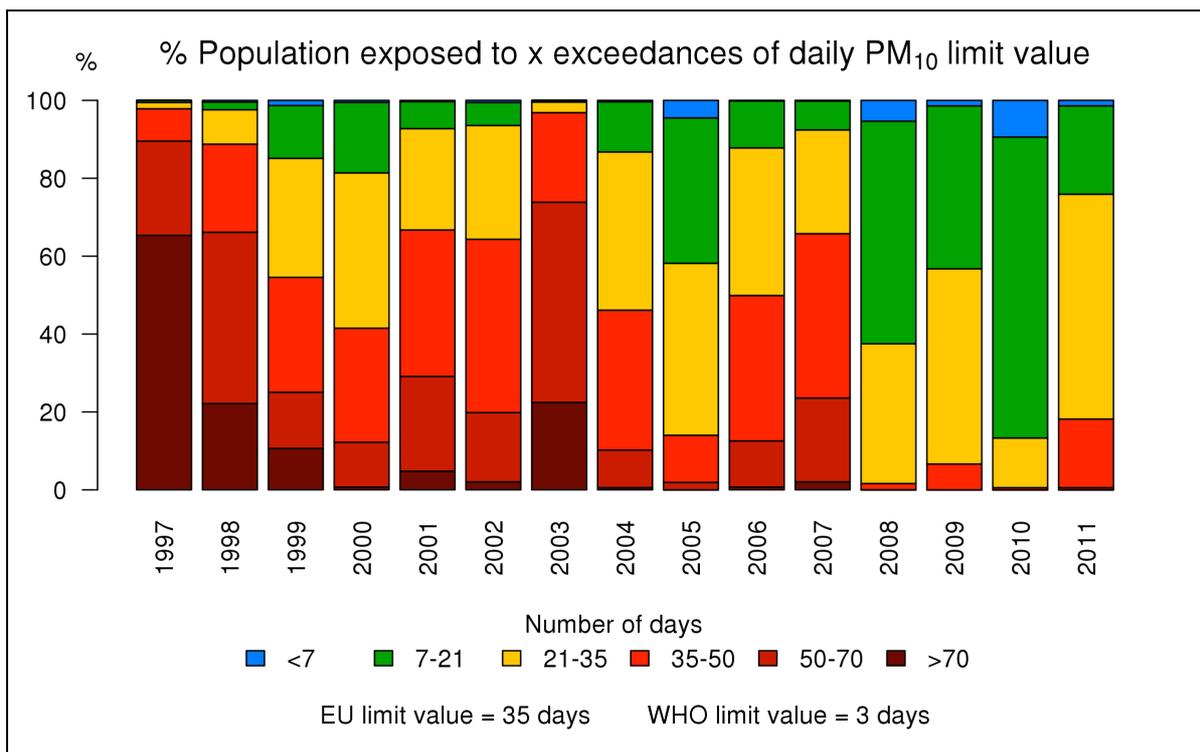


Figure 17: évolution de l'exposition de la population à des jours de concentration moyenne journalière de PM₁₀ supérieure à 50 µg/m³. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

La Figure 18 présente la distribution du nombre maximum de jours de dépassement par Région pour les différents mois de l'année, et ce à la fois pour 2011 et en moyenne pour les trois années précédentes. En 2011, on a surtout constaté des dépassements durant la première moitié de l'année (de janvier à avril) et également en novembre. Mars a été le mois le plus défavorable à la qualité de l'air avec respectivement 13, 16 et 13 jours de dépassement pour Bruxelles, la Flandre et la Wallonie. En Flandre, un dépassement supplémentaire a en outre été observé en mai et en octobre. La situation en 2011 est similaire à celle des trois années précédentes, pour lesquelles la majorité des dépassements avaient également été constatés au cours de la période de janvier à avril. Une différence est cependant à remarquer : durant les années 2008 à 2010, plusieurs dépassements avaient été constatés au mois de décembre, alors qu'aucun dépassement n'a eu lieu en décembre 2011. Quelques dépassements ont également été observés occasionnellement en juin, juillet et septembre au cours des trois années précédentes, alors que cela n'a pas été le cas en 2011.

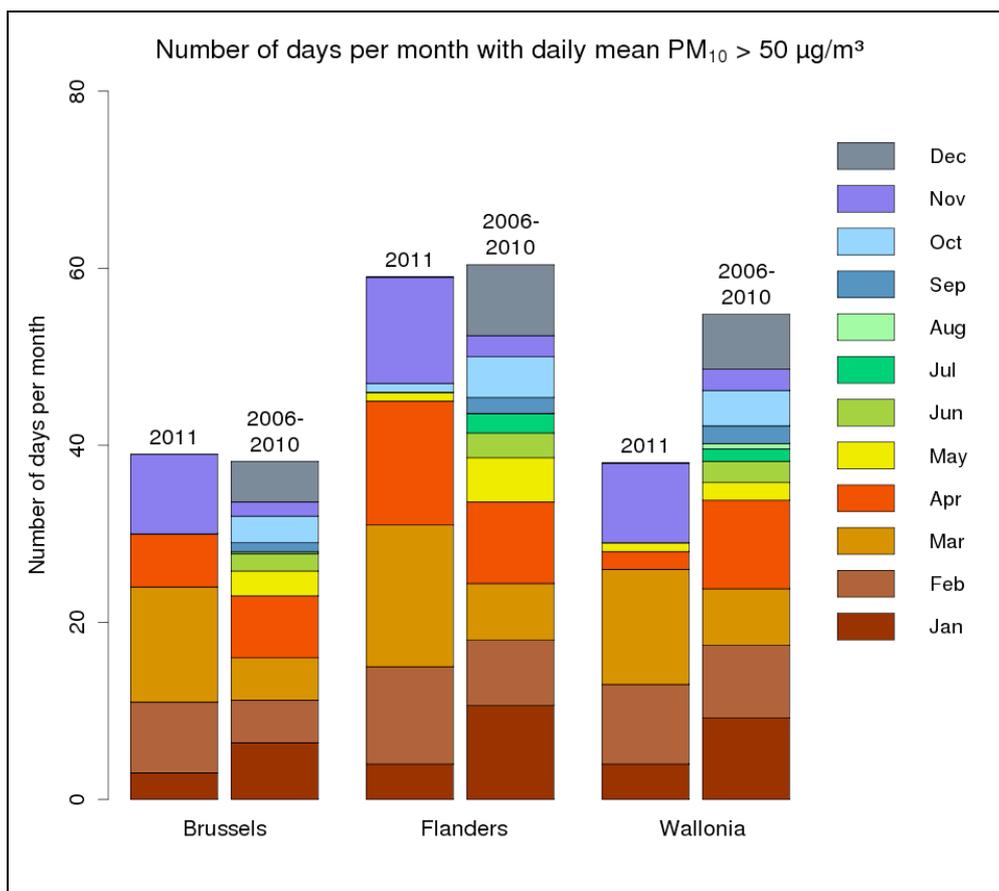


Figure 18: nombre maximal de jours par mois où la norme moyenne journalière de 50 µg/m³ a été dépassée localement en Régions bruxelloise, flamande et wallonne en 2011, et au cours des trois années précédentes. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

3.2 PM_{2.5}

3.2.1 Stations de mesure PM_{2.5}

La Figure 19 montre l'évolution du nombre de stations de mesure des concentrations de PM_{2.5} utilisées afin de générer les cartes RIO. À nouveau, celles-ci comprennent à la fois les stations des réseaux télémétriques et les stations utilisées dans le cadre d'études spécifiques. Le nombre de stations de mesure de PM_{2.5} a sensiblement augmenté, passant de 5 en 2000 à 37 en 2011. Etant donné que le nombre de stations de mesure en 2008 était nettement inférieur au nombre de stations en 2011, l'incertitude des cartes interpolées est plus élevée au cours des premières années. Ce phénomène est particulièrement marqué pour la Wallonie puisqu'aucune concentration de PM_{2.5} n'y était mesurée avant 2008.

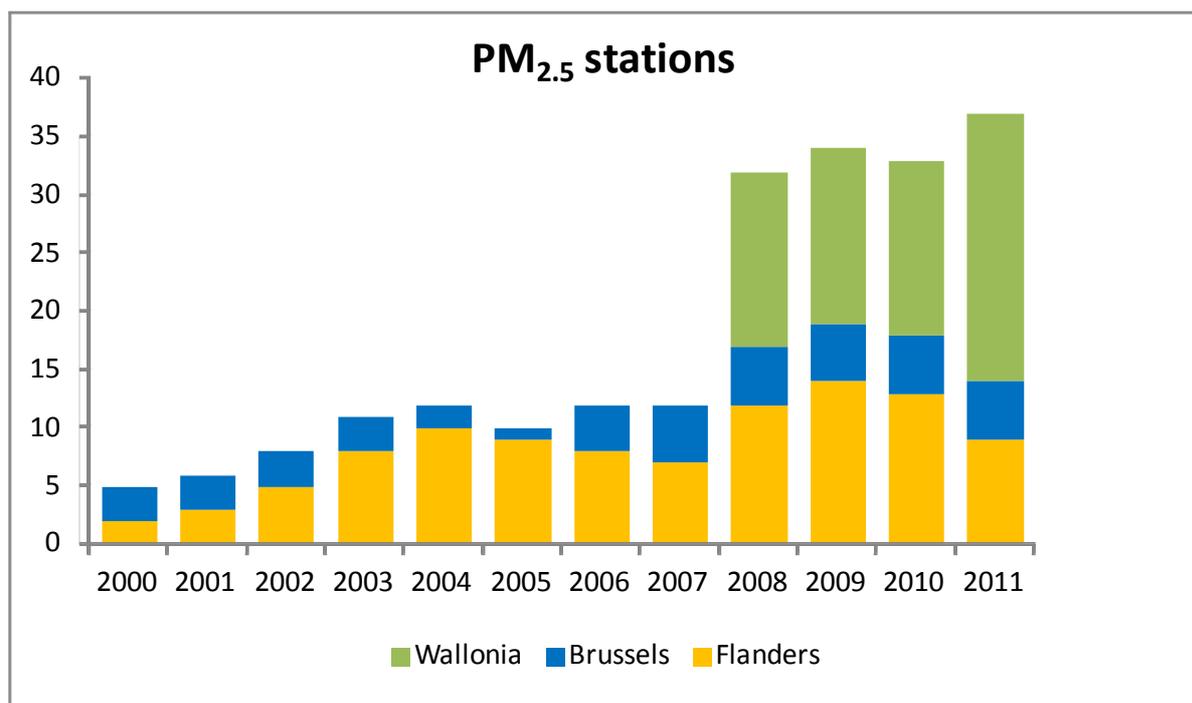


Figure 19: évolution du nombre de stations de mesure de PM_{2.5} en Belgique.

3.2.2 Concentrations moyennes annuelles de PM_{2.5}

La valeur limite européenne de concentration pour la protection de la population à une exposition de longue durée aux PM_{2.5} est de 25 µg/m³ en moyenne annuelle. Les différents États membres de l'Union européenne ne devront cependant respecter cette valeur limite qu'en 2015 ; jusque-là, la limite de 25 µg/m³ est donc une valeur cible. En 2011, la concentration moyenne annuelle de PM_{2.5} était inférieure à 25 µg/m³ partout en Belgique. La concentration moyennée spatialement de PM_{2.5} sur la Belgique s'élevait à 13,7 µg/m³. Une concentration maximale de 23,5 µg/m³ a été enregistrée en Région bruxelloise. Des concentrations supérieures à 20 µg/m³ (soit la valeur limite indicative européenne pour 2020) ont également été observées dans les zones portuaires de Gand, d'Anvers et d'Ostende. Les concentrations les plus basses, inférieures à la valeur indicative de l'OMS de 10 µg/m³, furent observées au sud du sillon Sambre et Meuse.

L'évaluation de l'incertitude relative à la carte des moyennes annuelles de PM_{2.5} figure en annexe D.

Annual mean PM_{2.5} concentrations (Belgium, 2011)

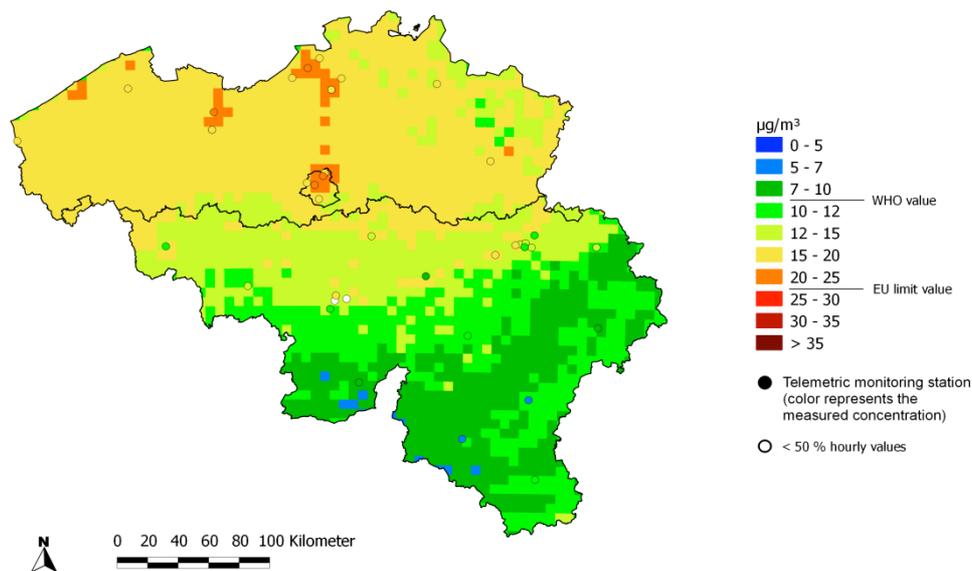


Figure 20: distribution spatiale de la concentration moyenne annuelle de PM_{2.5} en Belgique en 2011.
Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

Les concentrations de PM_{2.5} en moyenne spatiale annuelle, ainsi que les centiles les plus bas, montrent une tendance décroissante depuis 2006 (Figure 21). Le maximum de la concentration moyenne annuelle est stable ces dernières années, et reste inférieur à la valeur limite européenne de 25 µg/m³. En 2011, des concentrations moyennes annuelles de PM_{2.5} supérieures à la valeur indicative de l'OMS de 10 µg/m³ ont cependant été enregistrées sur plus de 75 % du territoire belge.

En 2011, les concentrations en moyenne spatiale annuelle s'élevaient à 16,7 µg/m³ en Flandre, 11,3 µg/m³ en Wallonie et 19,3 µg/m³ à Bruxelles. Les concentrations de PM_{2.5} sont en baisse dans toutes les Régions depuis 2006, bien qu'une hausse de 1 µg/m³ en 2011 par rapport à 2010 ait été enregistrée à Bruxelles (Figure 22). Sur base de l'interpolation spatiale RIO, aucune fraction de la population n'est exposée à des concentrations de PM_{2.5} supérieures à 25 µg/m³ depuis 2008. En 2011, 11,8 % de la population belge a encore été exposée à des concentrations de PM_{2.5} comprises entre 20 et 25 µg/m³, valeur comparable aux années 2009 et 2010. L'exposition de la population à des concentrations inférieures à 10 µg/m³ ou comprises entre 10 et 15 µg/m³ a toutefois augmenté ces dernières années (cf. Figure 23).

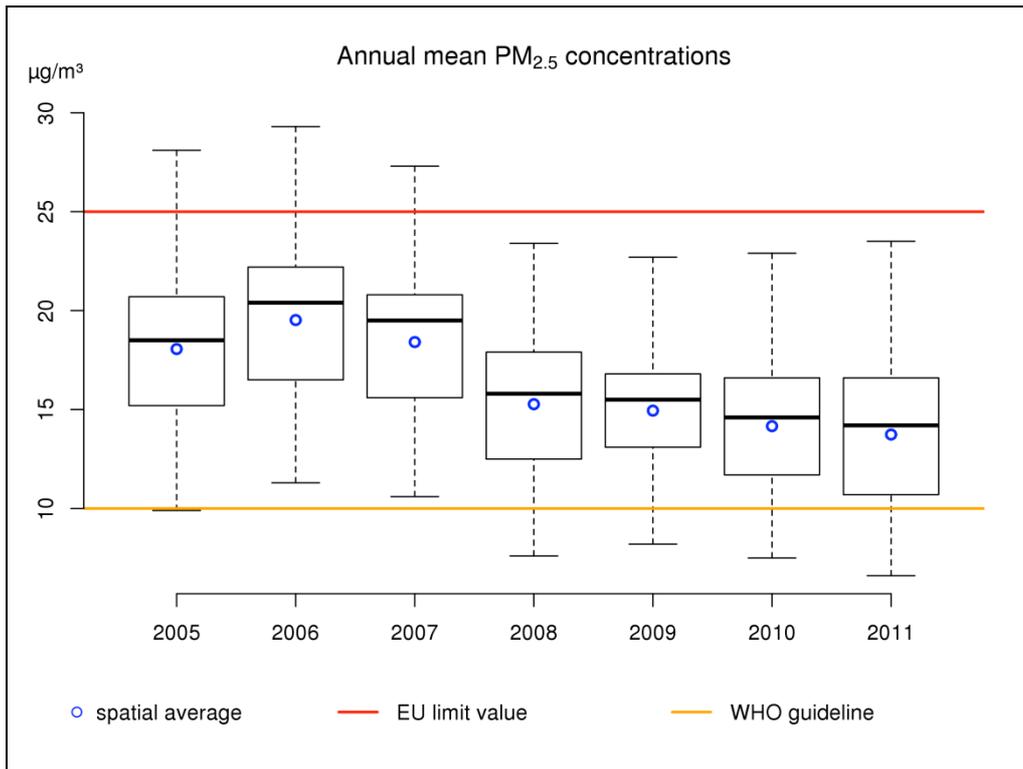


Figure 21 : diagramme en boîtes des concentrations moyennes annuelles de PM_{2.5} (µg/m³) sur la période 2005-2011. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

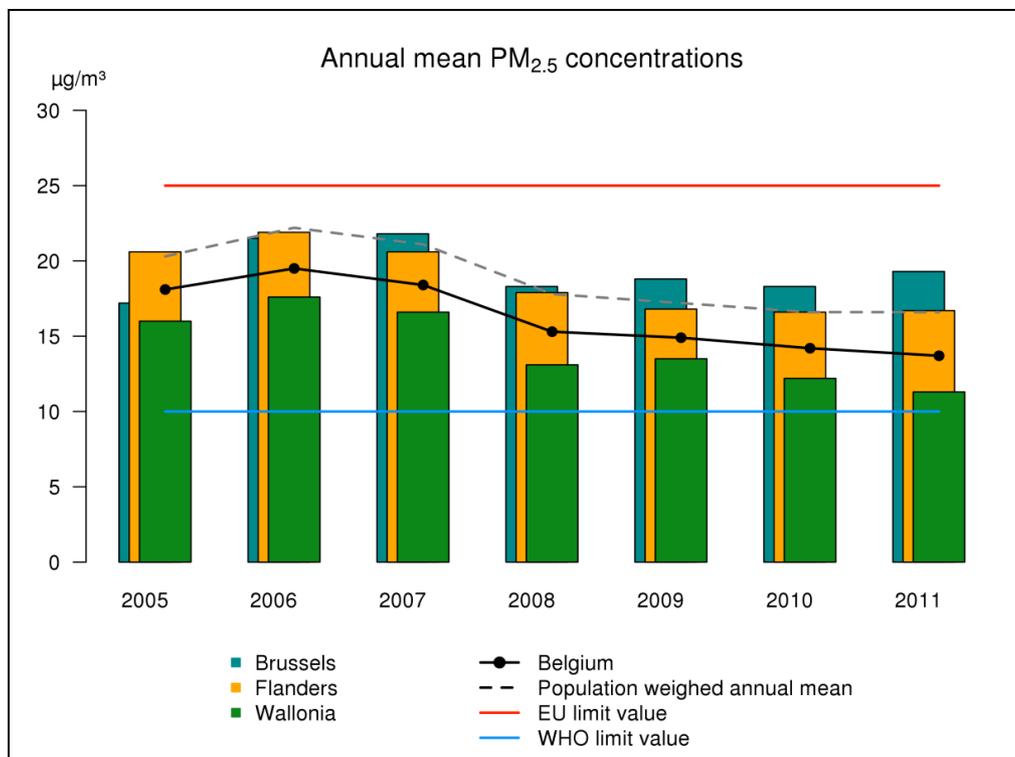


Figure 22: évolution des concentrations annuelles moyennes spatiales de PM_{2.5} pour les trois Régions et la Belgique, ainsi que de la concentration moyenne annuelle pondérée en fonction de la population pour la Belgique. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

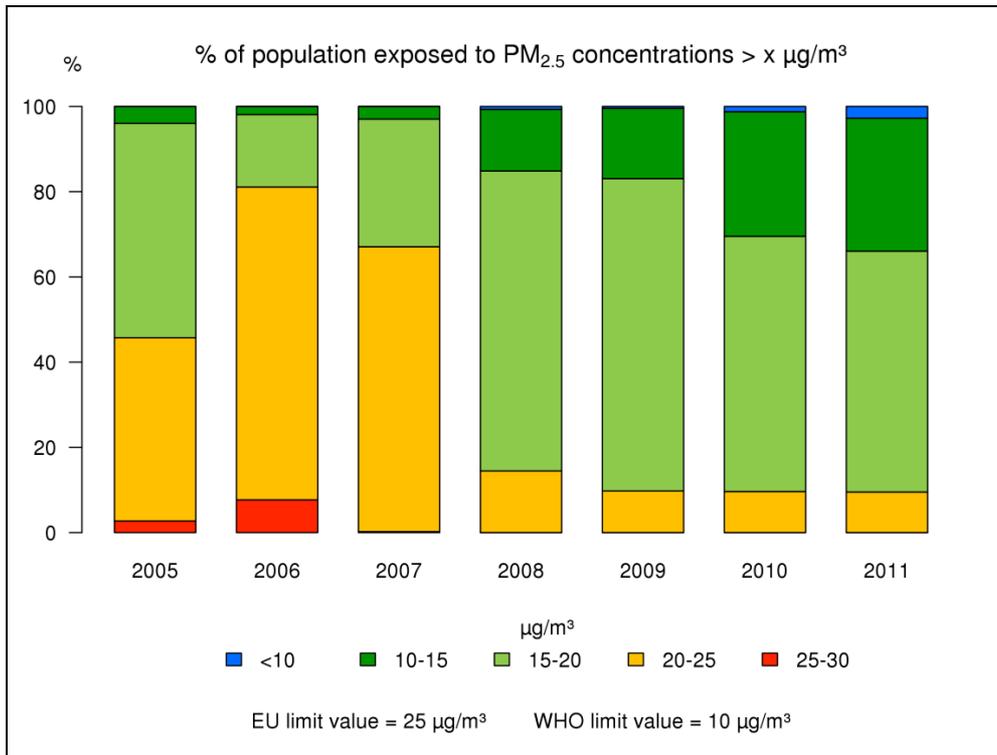


Figure 23: évolution de l'exposition de la population aux concentrations moyennes annuelles de PM_{2.5} sur base de la technique d'interpolation RIO.

À partir des concentrations de PM_{2.5} dans chaque cellule de la grille RIO et de la densité de population connue également par cellule, il est possible d'établir une relation entre la concentration de PM_{2.5} et la densité de population (nombre d'habitants par km²) au-dessus d'une valeur donnée (Figure 24). Cette relation révèle que les personnes qui habitent des lieux caractérisés par une densité de population importante sont exposées aux concentrations annuelles moyennes de PM_{2.5} les plus élevées. En 2011 et durant la période 2008-2010, les concentrations moyennes annuelles de PM_{2.5} sont supérieures à 20 µg/m³ aux endroits où la densité de population dépasse 3750 habitants/km².

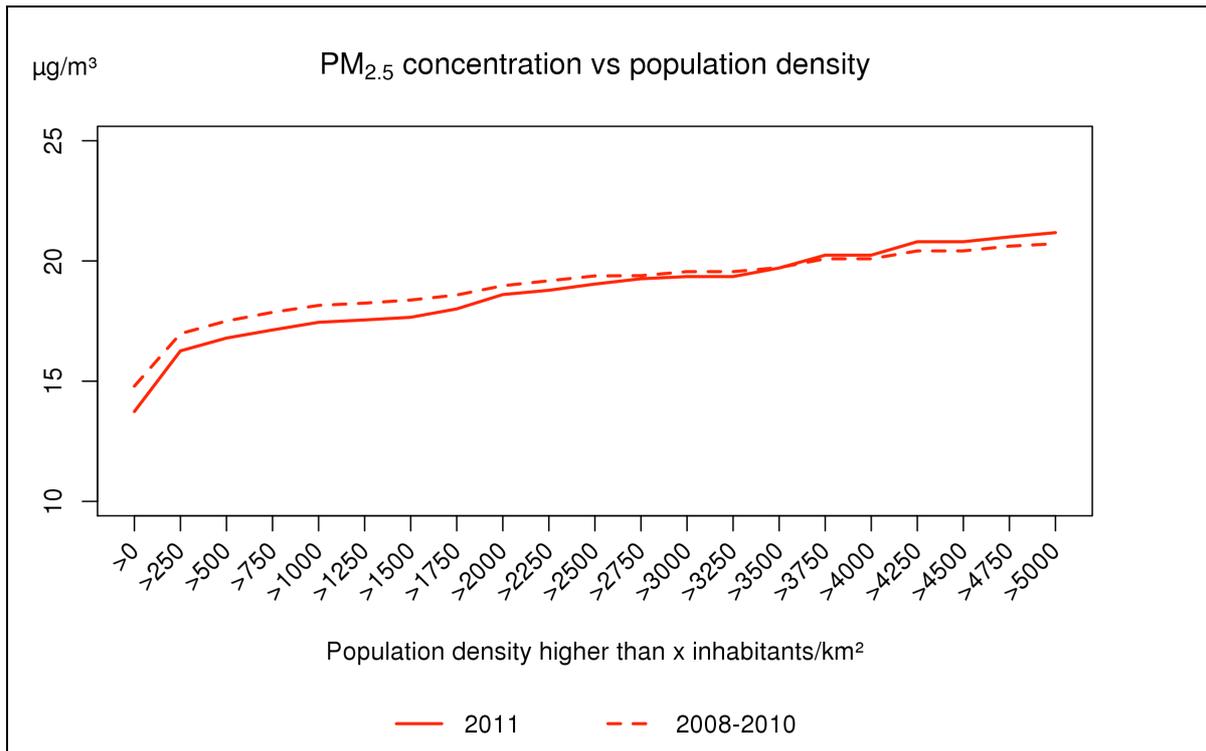


Figure 24: Relations entre les concentrations moyennes annuelles interpolées de PM_{2.5} et la densité de population (nombre d'habitants/km²) supérieure à un seuil donné (précisé sur l'axe horizontal du graphique). Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

3.2.3 Indicateur d'exposition moyenne (IEM)

Pour réduire l'exposition de la population aux PM_{2.5}, la directive européenne 2008/50/CE prévoit le calcul d'un « indicateur d'exposition moyenne » (IEM). Cet IEM est une valeur cible nationale. Il se définit comme la moyenne sur trois ans des concentrations de PM_{2.5} mesurées dans des lieux caractéristiques de la pollution de fond urbaine. Une valeur limite de 20 µg/m³ a été fixée pour cet IEM à l'horizon 2015, avec un pourcentage de réduction pour 2020. Pour la Belgique, ce pourcentage de réduction² est déterminé par l'IEM calculé sur base des années 2009, 2010 et 2011 (période temporelle autorisée par la directive en remplacement de la période par défaut 2008-2010) ; la réduction en question devra être atteinte en 2020, sur base de l'IEM calculé pour les années 2018, 2019 en 2020.

Pour calculer l'IEM, seules sont prises en compte les stations de fond urbaines qui ont respecté les objectifs de qualité des données, c'est-à-dire pour lesquelles au moins 90 % de données validées sont disponibles. La Tableau 6 donne un aperçu des stations de mesure de la pollution de fond urbaine qui ont été sélectionnées dans les trois Régions pour le calcul de l'IEM et de l'IEM national finalement calculé. Pour la Belgique, l'IEM est ainsi de 19,0 µg/m³. Sur base de l'annexe XIV de la directive 2008/50/CE, cet IEM appartient à la classe « 18 → 22 µg/m³ », ce qui signifie que la Belgique est obligée de réduire l'IEM de 20 % d'ici 2020, ce qui revient à atteindre un IEM de 15,2 µg/m³. L'évaluation finale s'effectuera sur base des mesures réalisées (aux mêmes lieux de mesures de pollution de fond urbaine) durant la période 2018, 2019 et 2020.

² Source : l'annexe XIV de la directive européenne concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe.

Tableau 6: liste des concentrations de PM_{2,5} pour 2009, 2010 et 2011 par station de mesure de la pollution de fond urbaine qui ont été reprises dans le calcul de l'indicateur d'exposition moyenne ou IEM.

| Nom de la station | 2009 | 2010 | 2011 |
|-------------------------------|--------------|--------------|--------------|
| MOLENBEEK-SAINT- JEAN | 21,81 | 22,44 | 25,05 |
| UCCLE | 18,63 | 18,45 | 18,77 |
| Liège | 16,41 | 14,54 | 14,66 |
| CHARLEROI | 16,45 | * | 14,17 |
| BRUGES | * | 18,91 | 18,64 |
| Gand | 19,95 | 20,75 | 20,24 |
| ANVERS | 20,16 | 20,16 | 19,55 |
| SCHOTEN | 19,20 | 19,27 | 18,96 |
| moyenne par an | 18,94 | 19,22 | 18,75 |
| moyenne 2009 2010 2011 | | 18,97 | |
| IEM | | 19,0 | |

**ne satisfont pas aux objectifs de qualité de données prévoyant qu'au moins 90 % de données validées doivent être disponibles.*

4 Oxydes d'azote

Les oxydes d'azote (NO_x) désignent le mélange des composés gazeux de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO_2). Les oxydes d'azote sont principalement émis par les activités humaines pendant les processus de combustion à haute température, qui provoquent une oxydation de l'azote présent dans l'air. Les principales sources de NO_x sont le transport routier, la production d'énergie et l'industrie (y compris les raffineries), ainsi que le chauffage des bâtiments. En Belgique, environ la moitié des émissions de NO_x proviennent du transport routier. Les NO_x sont principalement émis sous la forme de NO et en moindre mesure de NO_2 , sauf pour les voitures diesel pour lesquelles le rapport NO_2/NO_x peut atteindre 60 % (Grice et al. 2009). La durée de vie du NO est cependant très courte (quelques minutes) car il s'oxyde naturellement en NO_2 au sein de l'atmosphère. Cette conversion se réalise également par le biais de réactions (photo)chimiques avec l'ozone et les composés organiques volatils (COV). Le NO est ainsi transformé en NO_2 , dont la durée de vie dans l'atmosphère est plus longue (de quelques heures à quelques jours). Outre les émissions anthropiques, les NO_x sont également émis dans l'atmosphère par des processus biochimiques du sol, par les éclairs et les feux de forêt.

Comme nous en avons déjà touché un mot, les oxydes d'azote jouent également un rôle important dans la formation d'ozone et des aérosols. Durant les journées d'été avec fort rayonnement solaire, les rayons ultraviolets du soleil dissocient le NO_2 en NO et un radical libre d'oxygène. Ce dernier peut ensuite réagir avec une molécule d'oxygène pour former de l'ozone (O_3), un gaz très réactif qui a des effets nocifs sur la population et les écosystèmes.

Les oxydes d'azote jouent également un rôle dans la formation des aérosols. Par le biais de réactions chimiques au sein de l'atmosphère, les NO_x peuvent former des ions nitrates (NO_3^-), un composant des particules fines secondaires. En raison de sa durée de vie plus longue, le NO_2 peut être transporté sur de grandes distances et ainsi causer des dégâts dans des zones plus isolées, présentant un nombre faible de sources de pollution atmosphérique.

Les oxydes d'azote provoquent également l'acidification et l'eutrophisation (accumulation de nutriments) des environnements naturels (MIRA 2011 ; MIRA 2006), directement ou indirectement. Par exemple, le NO_2 peut se déposer directement ou peut se transformer en acide nitrique (HNO_3) dans l'atmosphère. Les dépôts secs ou humides d'acide nitrique peuvent à leur tour provoquer l'acidification du sol et de l'eau.

Une exposition à de très fortes concentrations de NO_2 peut avoir des effets nocifs immédiats sur la santé en raison de la toxicité du gaz. L'effet d'une exposition de longue durée aux concentrations actuelles de NO_2 est difficile à isoler dans les études épidémiologiques. Il y a cependant des aspects sanitaires clairement liés aux émissions du trafic et il existe une forte corrélation entre les émissions de NO_2 et les émissions liées au trafic routier. Pour ces raisons, la Commission européenne et l'Organisation mondiale de la santé ont fixé des valeurs limites pour ce polluant.

4.1 Stations de mesure NO_2

La Figure 25 montre l'évolution du nombre de stations où l'on mesure la concentration de NO_2 et qui sont utilisées afin de produire les cartes d'interpolation RIO de ce rapport. Elles comprennent à la fois les stations des réseaux télémétriques, les stations utilisées dans le cadre d'études spécifiques ainsi que les stations gérées par les producteurs d'électricité et la Fédération pétrolière belge en collaboration avec les administrations régionales en charge de l'environnement. Le nombre de stations de mesure de

NO₂ a augmenté de manière importante en passant de 26 stations en 1990 à 89 en 2011. Etant donné que le nombre de stations de mesure en 1997 était nettement inférieur à celui de 2011, l'incertitude de la méthode d'interpolation (et des résultats qui en découlent) est plus forte au cours des premières années.

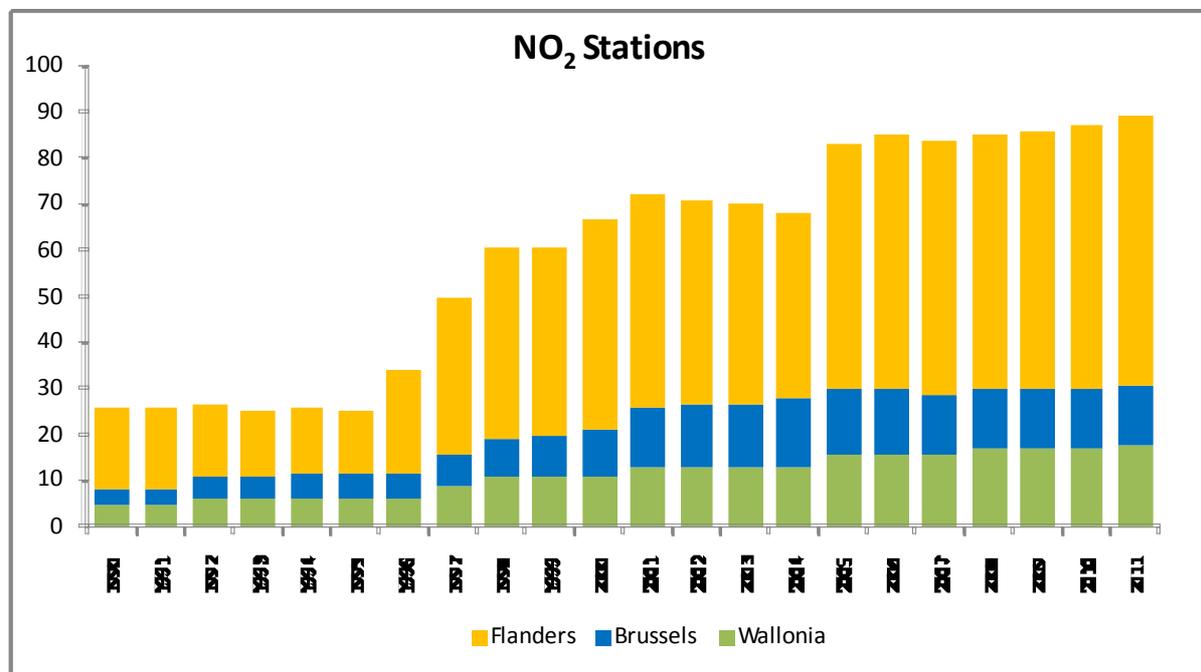


Figure 25: évolution du nombre de stations de mesure de NO₂ en Belgique.

4.2 Concentrations moyennes annuelles de NO₂

La valeur limite annuelle européenne pour la protection de la population est de 40 µg/m³. Cette valeur limite s'applique depuis 2010. Seules les zones du port d'Anvers et de l'agglomération anversoise ont obtenu un délai supplémentaire (2015) pour leur permettre de respecter cette norme (voir aussi chapitre 1.2). Jusqu'à 2015, une valeur limite de 60 µg/m³ s'applique ainsi dans ces deux zones, ce qui correspond à la valeur limite de 40 µg/m³ majorée d'une marge de tolérance de 50%. Pour obtenir ce report de délai, un plan détaillé a été établi afin de démontrer que la valeur limite effective de 40 µg/m³ pourra bien être respectée à partir de 2015.

De manière plus générale, la Figure 26 révèle que les moyennes annuelles les plus élevées sont mesurées dans les zones urbaines, ce qui n'est pas étonnant étant donné le lien étroit entre le trafic et les concentrations de NO₂. À Anvers et à Bruxelles, des moyennes annuelles supérieures à 40 µg/m³ sont mesurées localement. La valeur maximale de la concentration moyenne annuelle de NO₂ s'élève à 44 µg/m³. La moyenne spatiale annuelle est de 19 µg/m³ en Flandre, 32 µg/m³ à Bruxelles et 13 µg/m³ en Wallonie. En outre, la moyenne spatiale annuelle sur l'ensemble de la Belgique compte tenu du nombre d'habitants par cellule (soit la moyenne pondérée en fonction de la population) s'élève à 23 µg/m³. Cette valeur est nettement supérieure à la moyenne spatiale annuelle sur la Belgique non pondérée en fonction de la population (16 µg/m³), ce qui reflète le fait que les cellules les plus habitées sont également celles qui présentent les plus fortes concentrations moyennes annuelles de NO₂ (à savoir les zones urbaines). Ce phénomène peut également se voir clairement sur la Figure 27, qui présente la relation entre la concentration moyenne annuelle de NO₂ et la densité de population

cumulée. On peut voir que pour l'année 2011, la concentration moyenne annuelle de NO₂ dépasse 35 µg/m³ à partir d'une densité supérieure à 2500 habitants/km². Celle-ci était un peu plus élevée durant la période 2006-2010, pendant laquelle des concentrations moyennes annuelles supérieures à 40 µg/m³ ont été calculées pour les cellules de plus de 5000 habitants/km².

L'incertitude concernant les concentrations moyennes annuelles calculées de NO₂ figure en annexe D, ainsi que la probabilité d'un dépassement de la valeur limite annuelle.

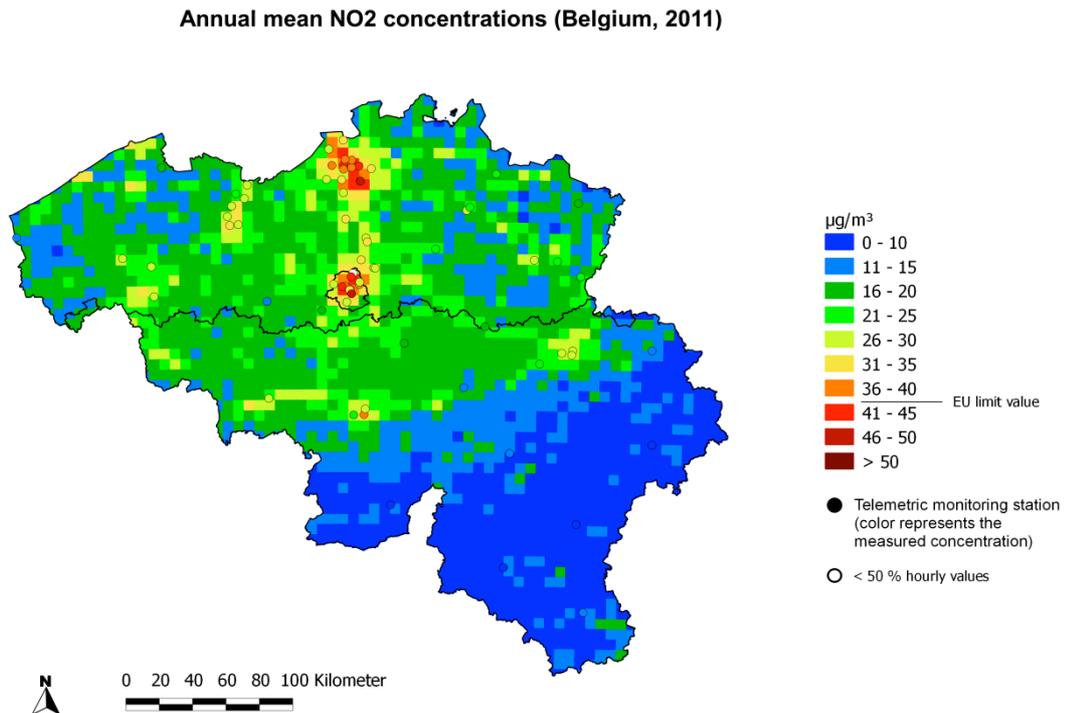


Figure 26: distribution spatiale de la concentration moyenne annuelle de NO₂ en Belgique en 2011. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

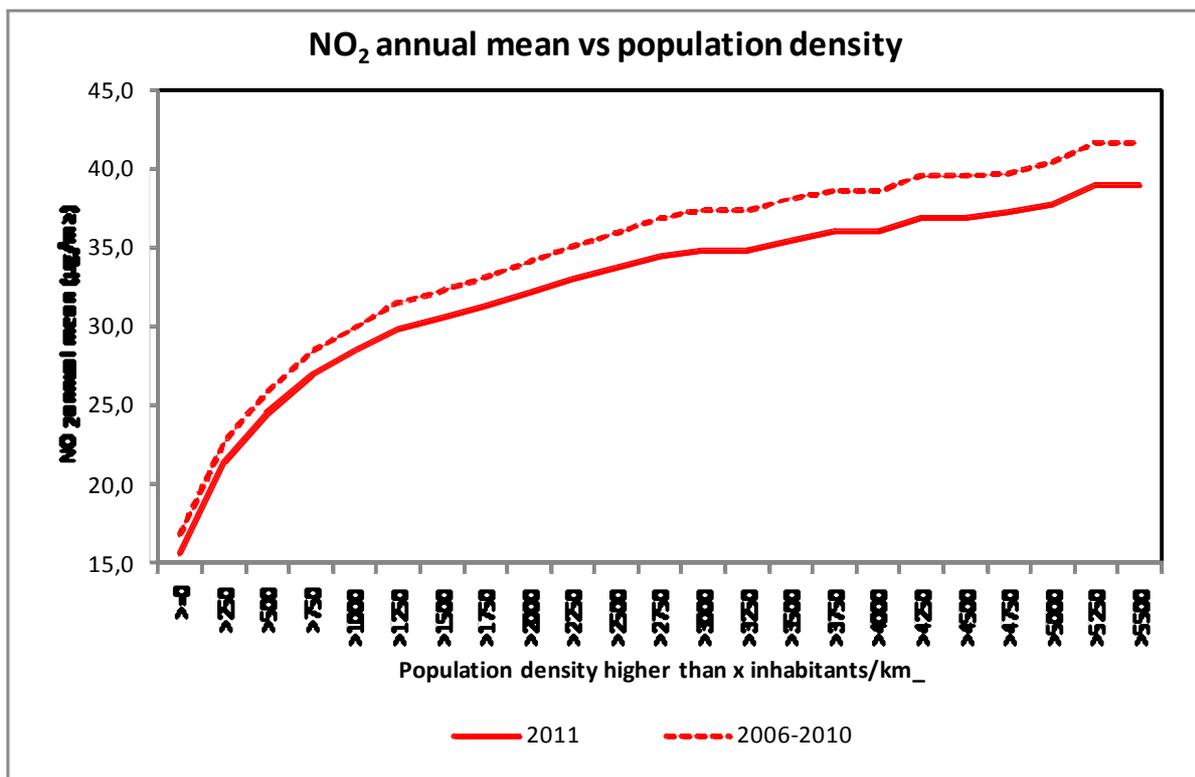


Figure 27: relations entre les concentrations moyennes annuelles interpolées de NO₂ et la densité de population (habitants/km²). Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

L'évolution du minimum, du 25^{ème} centile (P25)³, du 50^{ème} centile (P50), du 75^{ème} centile (P75) et du maximum de la concentration moyenne annuelle de NO₂ en Belgique est présentée à la Figure 28. La moyenne spatiale sur l'ensemble de la Belgique est également indiquée. On peut constater que la valeur limite annuelle européenne n'est pas partout respectée.

La Figure 29 présente quant à elle l'évolution des concentrations moyennes annuelles de NO₂ en Belgique et par Région. Ici aussi, on peut constater que les moyennes annuelles sont plus élevées dans la Région bruxelloise. On peut également observer une tendance décroissante des concentrations moyennes annuelles de NO₂ au niveau régional et belge, peut-être liée également à la plus grande incertitude liée aux années précédant 1997 en raison du nombre plus réduit de stations de mesures.

³ P25 ou le 25^{ème} centile est la valeur à laquelle 25 % des données lui sont inférieures et 75 % des valeurs lui sont supérieures.

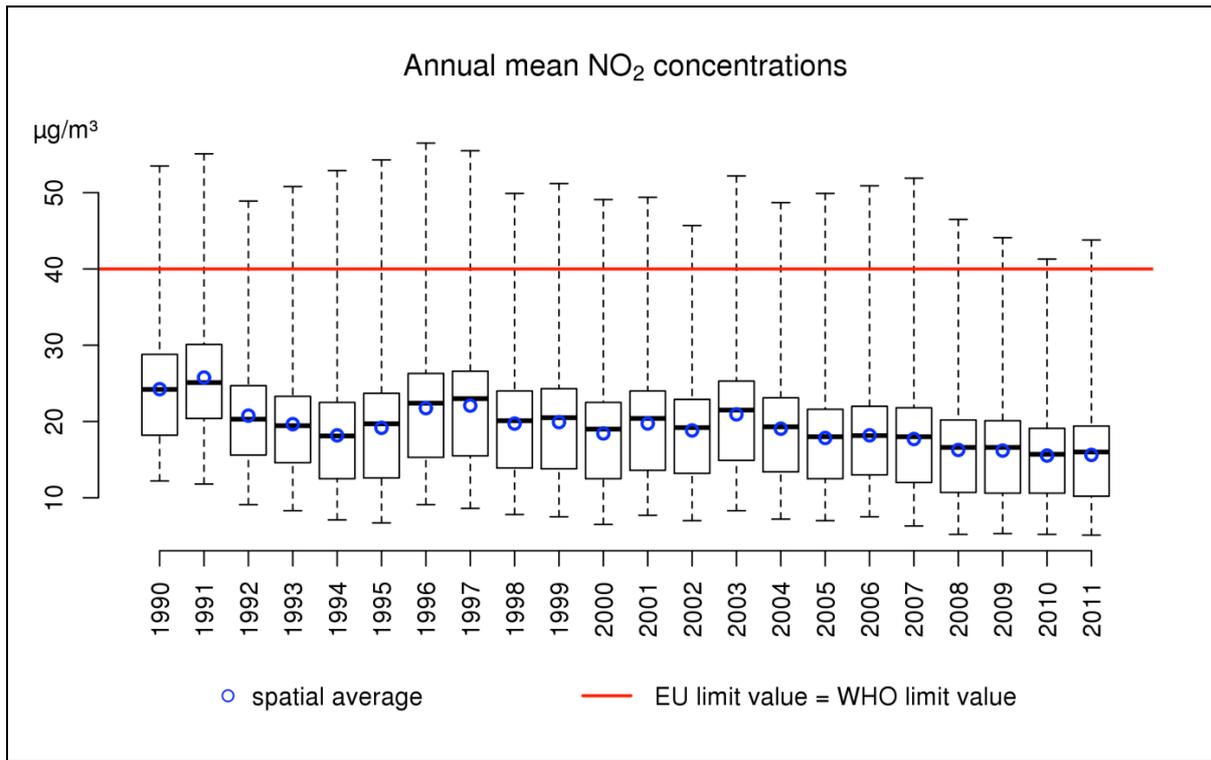


Figure 28: diagramme en boîtes des concentrations moyennes annuelles de NO₂ (µg/m³) sur la période 1990-2011 en Belgique. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

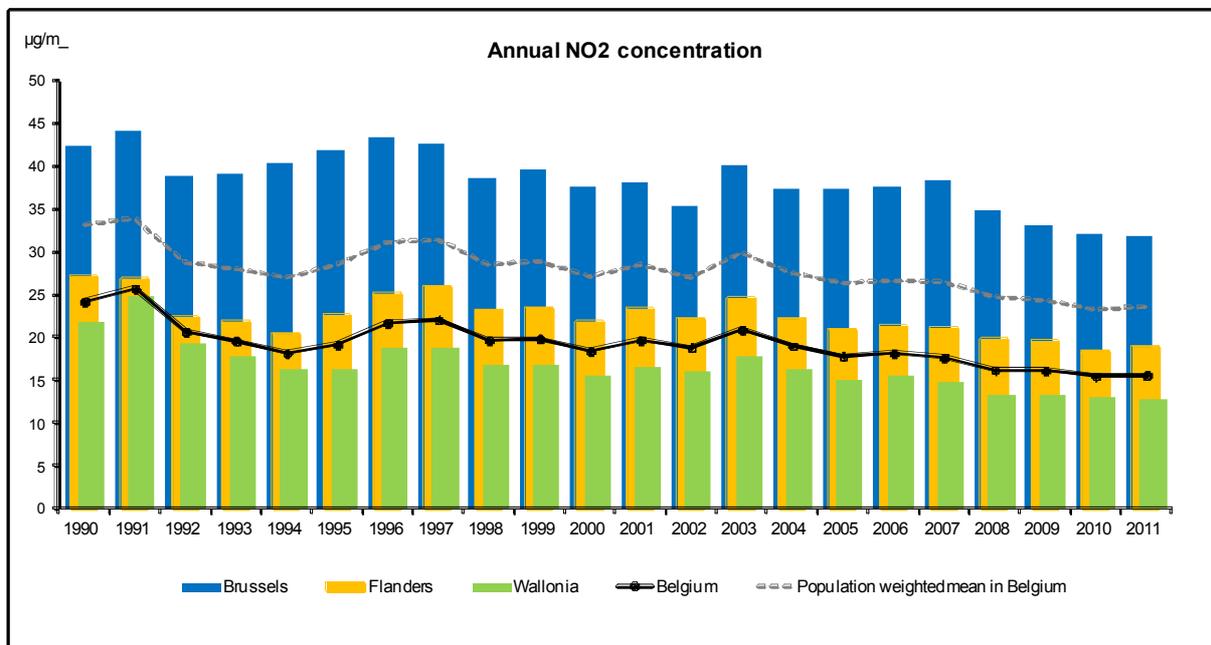


Figure 29: évolution de la moyenne annuelle de NO₂ en Belgique sur base de la technique d'interpolation RIO.

La décroissance des concentrations moyennes annuelles de NO₂ en Belgique est plutôt limitée sur la période 1990-2011 (Figure 30). Les décroissances les plus marquées (entre 0,6 et 0,75 µg/m³/an) sont observées dans la région de Charleroi, à Bruxelles et dans le Sud-Ouest du Brabant flamand.

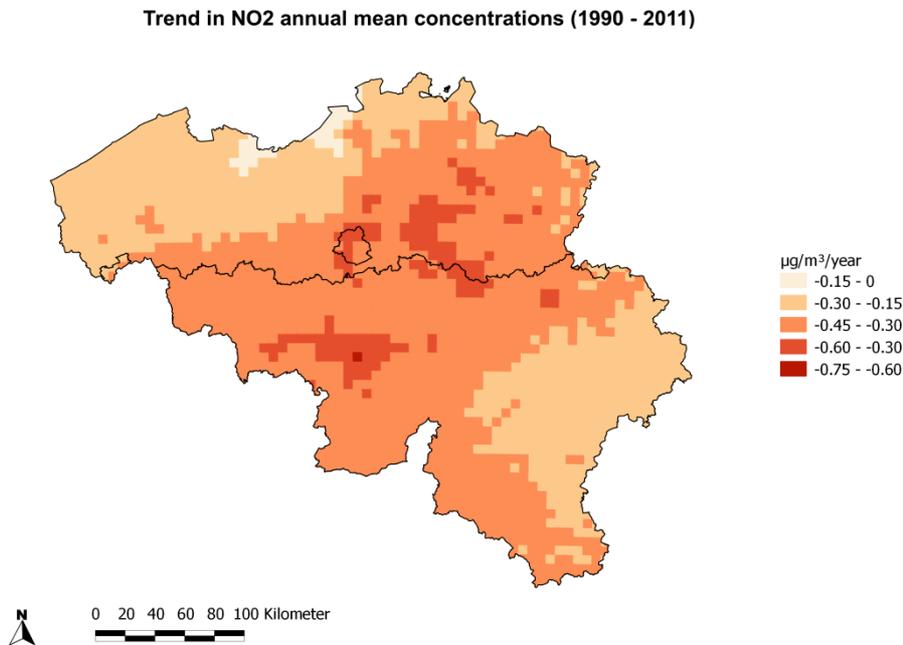


Figure 30: tendance (µg/m³/an) des concentrations moyennes annuelles de NO₂ au cours de la période 1990-2011. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

Sur la Figure 31, on peut observer que depuis 2003, l'exposition de la population calculée sur base des concentrations moyennes annuelles de NO₂ est en décroissance. Depuis 1998, le pourcentage de la population belge potentiellement exposée à des concentrations annuelles moyennes supérieures à la norme européenne fluctue autour de 10 %. En 2010, cette valeur s'était réduit à 3 %, et est remontée légèrement à 5 % en 2011.

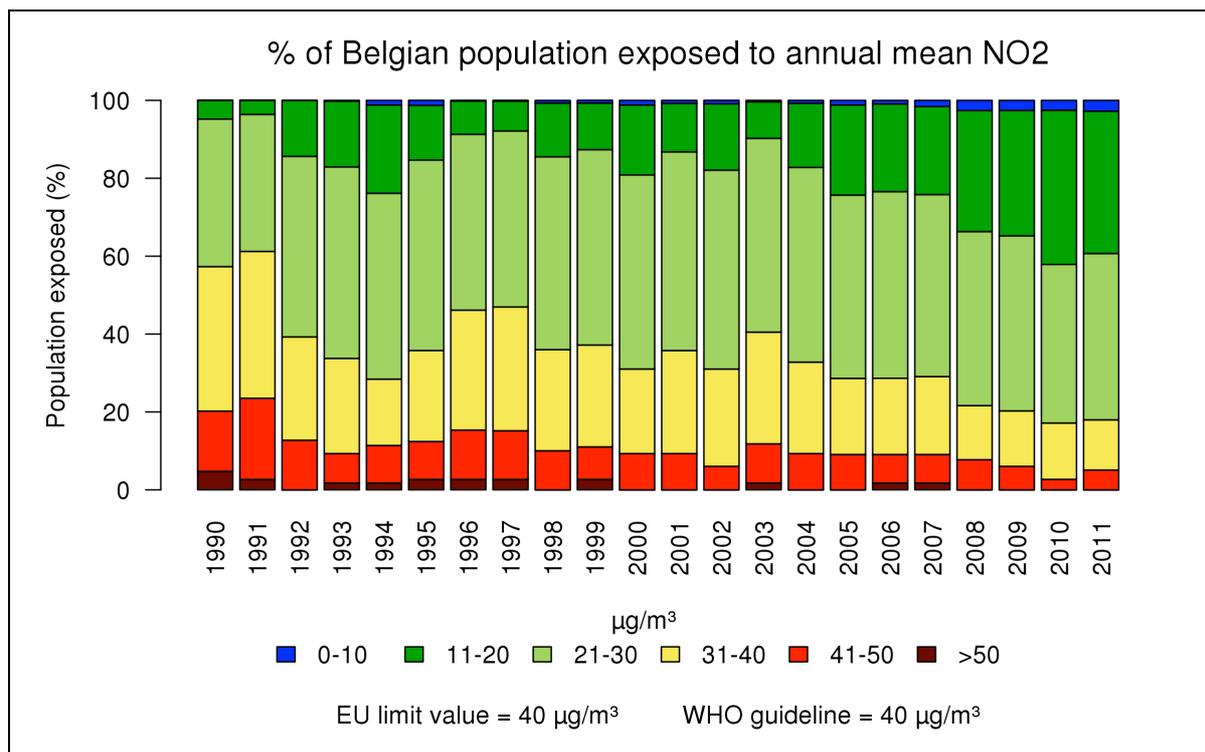


Figure 31: pourcentage de la population belge exposée à des concentrations moyennes annuelles de NO₂. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

Pour protéger la végétation et les écosystèmes naturels, la directive européenne prévoit également un niveau critique de concentration de 30 µg/m³, calculé en moyenne annuelle. Cette valeur limite doit être respectée pour les stations de mesures représentatives d'une zone d'au moins 1000 km², située à au moins 20 km d'une agglomération et à au moins 5 km d'une zone bâtie, d'une route très fréquentée, d'une industrie... Néanmoins, comme aucun site ne satisfait à ces critères en Belgique, cette norme ne s'y applique dès lors pas.

4.3 Valeurs horaires de NO₂

Pour protéger la population contre une exposition à des pics de concentration de NO₂, la législation européenne impose une valeur limite horaire de concentration de 200 µg/m³. Cette limite horaire ne peut être dépassée plus de 18 fois (et donc 18 heures) par an. En Belgique, cette valeur limite horaire est largement respectée. Très localement, sur des artères très fréquentées, il peut arriver que les 200 µg/m³ soient dépassés à quelques reprises par an, mais chaque station de mesure reste néanmoins sous la limite des 18 heures. En raison de la résolution de la méthode d'interpolations RIO, rappelons que les dépassements très locaux ne sont bien sûr pas visibles. La 19^{ème} valeur horaire la plus élevée en Belgique est présentée à la Figure 32 (elle correspond au 99,8^{ème} centile de toutes les concentrations moyennes horaires d'une année). La valeur maximum de la 19^{ème} valeur la plus élevée en Belgique (à l'échelle de zones 4x4 km²), est observée à Bruxelles et s'élève à 134 µg/m³, ce qui est donc largement en-dessous de la limite européenne de 200 µg/m³. En outre, la 19^{ème} valeur horaire de NO₂ la plus élevée est en moyenne de 63 µg/m³ en Flandre, de 50 µg/m³ en Wallonie et de 105 µg/m³ à Bruxelles. Comme on pouvait s'y attendre, les valeurs les plus élevées se manifestent uniquement dans les grandes agglomérations comme Bruxelles et Anvers.

La valeur indicative de l’OMS s’élève également à $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mais celle-ci ne peut pas être dépassée. Cette valeur OMS est également respectée partout en Belgique.

Enfin, le maximum de la concentration moyenne horaire de NO_2 s’élevait elle à $174 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2011.

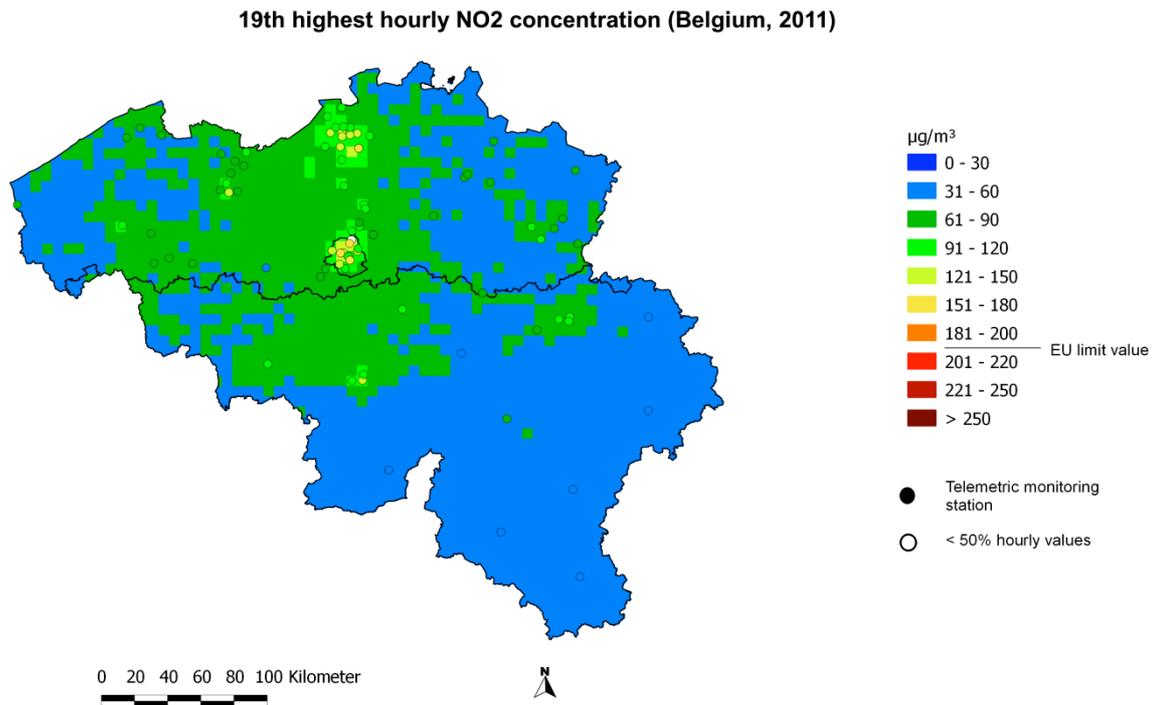


Figure 32: distribution spatiale de la 19^{ème} concentration moyenne horaire de NO_2 la plus élevée en Belgique en 2011. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d’interpolation RIO.

Depuis 1990, on constate peu de variation pour le maximum, le minimum et la moyenne spatiale de la 19^{ème} valeur horaire la plus élevée de NO_2 (cf. Figure 33). Cela signifie que le nombre et l’intensité des pics de concentration de NO_2 n’ont guère baissé ces 20 dernières années, quelle que soit la Région (Figure 34). L’année 1997 a en outre été exceptionnelle, car des concentrations très élevées ont été mesurées dans les stations de la Fédération pétrolière belge à Anvers durant le mois janvier.

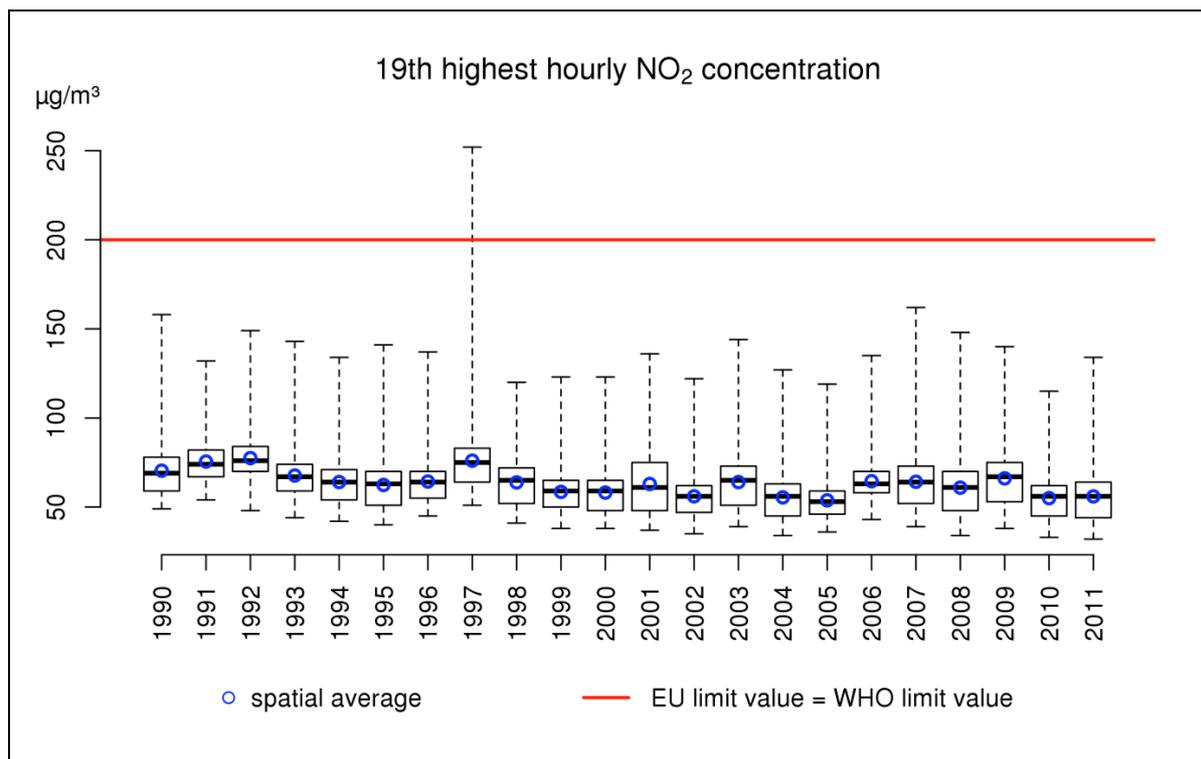


Figure 33: diagramme en boîtes de la 19^{ème} concentration horaire moyenne la plus élevée de NO₂ (µg/m³) sur la période 1990-2011. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

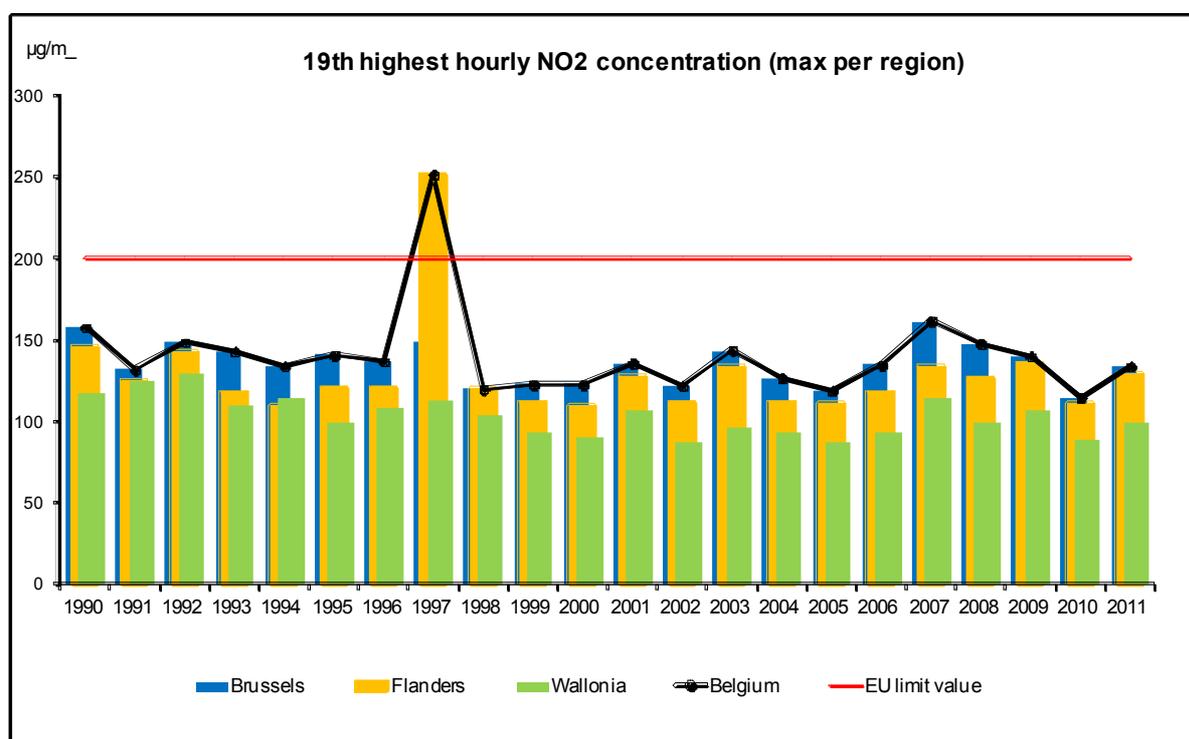


Figure 34 : évolution du maximum de la 19^{ème} valeur horaire la plus élevée de NO₂ dans les trois Régions et en Belgique, calculée sur base de la technique d'interpolation RIO.

5 Ozone

L'ozone (O₃) est un gaz très réactif formé par réactions photochimiques dans la première couche de l'atmosphère (troposphère). L'ozone n'est donc pas émis directement dans l'atmosphère : il s'agit d'un polluant secondaire. L'action des rayons ultraviolets sur les polluants présents dans l'atmosphère (polluants précurseurs) lors des journées d'été chaudes et ensoleillées produit ainsi de l'ozone. Les précurseurs de l'ozone sont principalement les NO_x et les composés organiques volatiles (COV). En Belgique, environ la moitié des NO_x sont émis par le transport. Les autres sources importantes de NO_x sont le chauffage des bâtiments et l'industrie. Les COV sont quant à eux principalement émis par le transport et l'utilisation de solvants (peintures, détergents...) dans l'industrie, mais aussi par les ménages. Outre l'ozone produit pendant les jours chauds et ensoleillés, une concentration de fond globale d'ozone est toujours présente.

Les émissions de NO_x (=NO + NO₂) ont un effet double sur les concentrations d'ozone. D'une part, le NO peut réagir avec les molécules d'O₃ pour former du NO₂, et d'autre part, le NO₂ engendre à nouveau la formation d'O₃. Dans l'atmosphère, on observe ainsi un *équilibre chimique* entre ces polluants. Le NO ayant une durée de vie réduite dans l'atmosphère, l'ozone est surtout détruit aux endroits caractérisés par de fortes émissions de NO. Cette réaction forme alors du NO₂ qui a une durée de vie plus longue dans l'atmosphère. Le NO₂ peut ainsi être transporté sur des distances importantes, et former de l'ozone à des endroits isolés. C'est la raison pour laquelle les concentrations d'ozone sont généralement plus élevées dans les zones rurales que dans les environnements urbains possédant de nombreuses sources de NO_x.

En raison de son fort pouvoir oxydant, l'ozone peut avoir des effets nocifs sur la santé des personnes, des animaux, sur les plantes et les matériaux. Une exposition à des concentrations élevées d'ozone peut engendrer des problèmes de santé aigus comme des irritations des yeux, du nez et de la gorge, une toux irritante et une hypersensibilité pulmonaire. Toute personne (y compris en bonne santé !) qui fournit des efforts à l'extérieur pendant une période de fortes concentrations d'ozone s'expose à une diminution de la fonction pulmonaire et à un risque d'inflammation des voies respiratoires. La sensibilité à l'ozone varie fortement d'une personne à l'autre et des personnes ne souffrant d'aucune affection des voies respiratoires peuvent néanmoins posséder une hypersensibilité à l'ozone. Les personnes souffrant d'affections pulmonaires et les personnes fournissant des efforts physiques de longue durée à l'extérieur, sont ainsi les plus propices à subir les effets néfastes de l'ozone. Il est cependant possible d'éviter ou de réduire les problèmes pulmonaires potentiels en ne pratiquant pas de sport et en évitant les efforts physiques intenses à l'extérieur entre 12h00 et 22h00 ou en restant à l'intérieur lors de pics d'ozone. En effet, les concentrations d'ozone sont en moyenne réduite de 50% à l'intérieur des bâtiments, par rapport à l'extérieur.

L'effet d'une exposition de longue durée à de faibles concentrations d'ozone est moins bien connu. Une étude a cependant démontré le lien entre l'exposition chronique à l'ozone et la mortalité due aux infections pulmonaires (Jerret M. et al, 2009).

L'ozone est également nocif pour les plantes. Les effets visibles sont l'apparition de taches ou le blanchiment de la feuille. Les effets invisibles comprennent une résistance réduite et une affection des cellules. De ce fait, la réparation du tissu végétal consomme davantage d'énergie, aux dépens de la croissance de la plante. L'ozone cause ainsi une réduction du rendement des cultures, mais aussi une diminution de la production de biomasse et une baisse de la biodiversité dans les forêts. Une exposition chronique à de faibles concentrations d'ozone a un plus grand impact sur la végétation

qu'une exposition aiguë à de hautes concentrations. Une exposition de longue durée à l'ozone entraîne également une dégradation de certains matériaux comme le caoutchouc et les plastiques.

La problématique de l'ozone est mondiale et exige une approche globale. Les mesures à court terme, comme les limitations de vitesse pendant un épisode de smog d'ozone, n'ont aucun effet dans le régime chimique particulier qui caractérise nos régions : une baisse des émissions de NO_x a un effet contreproductif sur les concentrations d'ozone en raison de la complexité de la chimie sous-jacente. Pour obtenir une diminution effective des concentrations d'ozone, des mesures durables sont nécessaires à l'échelle européenne, voire mondiale, afin de réduire de manière drastique les émissions de COV, de NO_x et de méthane (normes d'émission plus strictes, carburants plus propres, diminution du trafic routier, etc.)

5.1 Stations de mesure de l'ozone

La Figure 35 présente l'évolution du nombre de stations de mesure des concentrations d'ozone utilisées afin d'obtenir les cartes d'interpolation RIO. Celles-ci comprennent à la fois les stations des réseaux télémétriques et les stations utilisées dans le cadre d'études spécifiques. Le nombre de stations de mesure de l'ozone a augmenté de 12 en 1990 à 41 en 2011. Etant donnée que le nombre de stations de mesure en 1997 était nettement inférieur à celui de 2011, l'incertitude liée aux valeurs interpolées et aux valeurs qui en découlent est plus forte au cours des premières années.

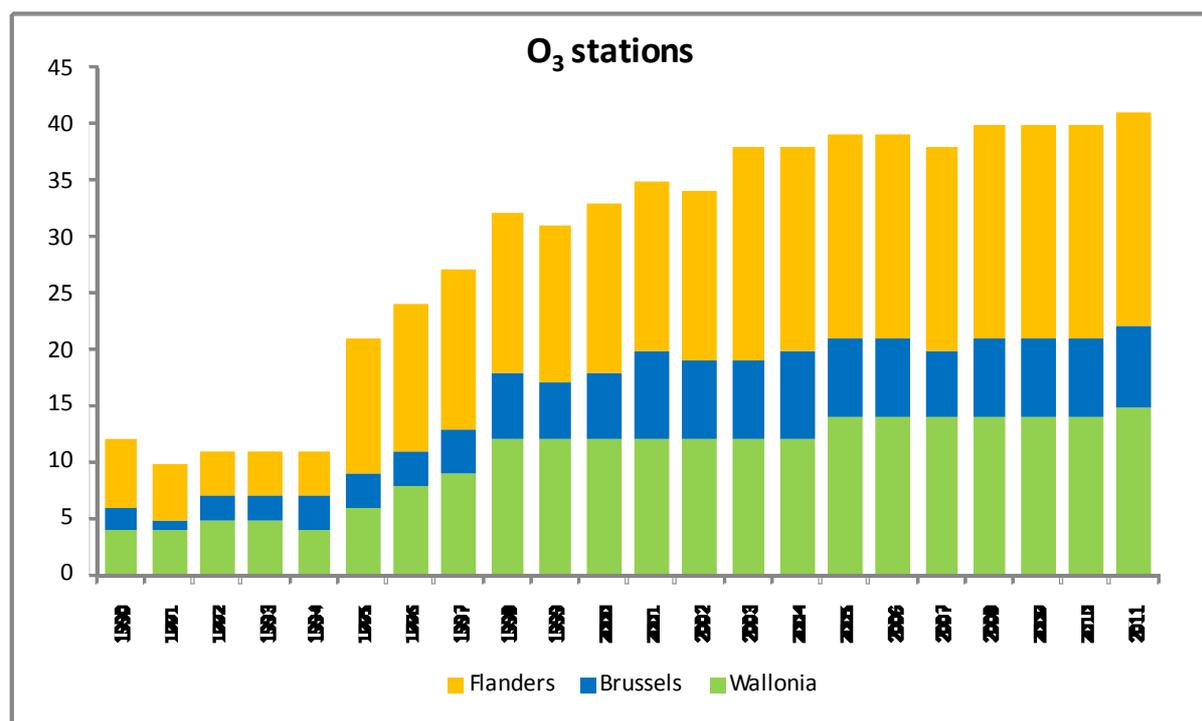


Figure 35: évolution du nombre de stations de mesure d'O₃ en Belgique.

5.2 Ozone et population

5.2.1 NET60

La valeur cible européenne pour la protection de la population est basée sur le maximum journalier de la concentration d'ozone en moyenne sur huit heures (il s'agit d'une moyenne glissante – c'est-à-dire que la moyenne sur huit heures est calculée toutes les heures). En moyenne sur trois ans, cette valeur ne peut dépasser $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ plus de 25 fois par an. Cette valeur cible européenne est un objectif à moyen terme (OMT) qui s'applique à partir de 2010 (la moyenne s'effectue sur 2010-2012). L'objectif à long terme (OLT) vise qu'il n'y ait aucun jour avec un maximum journalier de la moyenne sur 8 heures supérieure à $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le nombre de jours par an pour lesquels le maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures dépasse $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est appelé NET60⁴.

En 2011 en Belgique, le maximum du NET60 était de 26 et a eu lieu dans l'extrémité est de la Wallonie (voir Figure 36). En Flandre et à Bruxelles, le NET60 est resté inférieur à 25 jours. En raison des conditions météorologiques favorables en 2009 et 2010 (années durant lesquelles aucun dépassement du NET60 n'a été enregistré) la moyenne sur trois ans prévue par la norme européenne est restée inférieure à 25 jours. L'objectif à long terme, à savoir aucun jour de dépassement, n'a été atteint nulle part en Belgique.

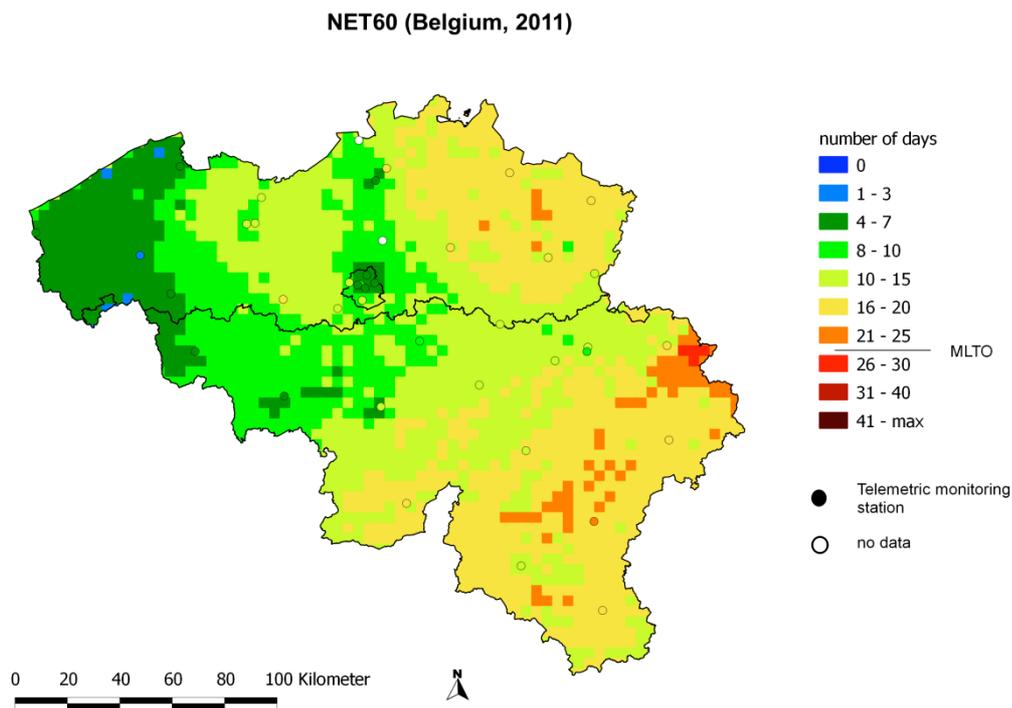


Figure 36: distribution spatiale du nombre de jours où le maximum de la concentration moyenne d'ozone sur 8 heures $> 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour 2011. « No data » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l'annexe VII de la 2008/50/CE pour l'agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

⁴ NET60: Number of exceedances above a Threshold of 60 ppb ($=120 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

NET60 (Belgium, 2009 - 2011)

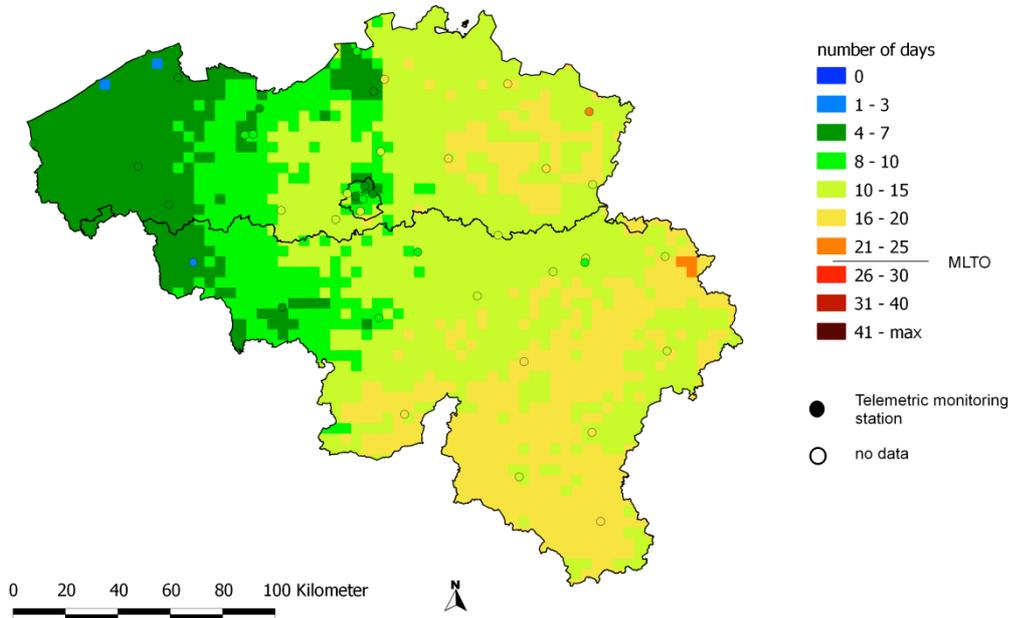


Figure 37: distribution spatiale du NET60 en moyenne sur 2009, 2010 et 2011. « No data » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l'annexe VII de la directive 2008/50/CE pour l'agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

La Figure 36 et la Figure 37 montrent la distribution spatiale du nombre de jours de dépassement respectivement en 2011 et en moyenne sur 2009, 2010 et 2011. On observe clairement un gradient ouest-est et nord-sud de valeurs pour cet indicateur. Les valeurs les plus élevées concernent la Campine et le sud du sillon Sambre et Meuse. Le maximum de 21 jours en moyenne sur trois ans est enregistré dans l'extrême est du pays. Les nombres de jours de dépassement les plus faibles correspondent logiquement aux environnements urbains et à la Flandre occidentale (concentrations d'ozone plus faibles). Enfin, la moyenne spatiale du NET60 (en moyenne sur 2009-2011) pour la Belgique s'élève à 11 jours.

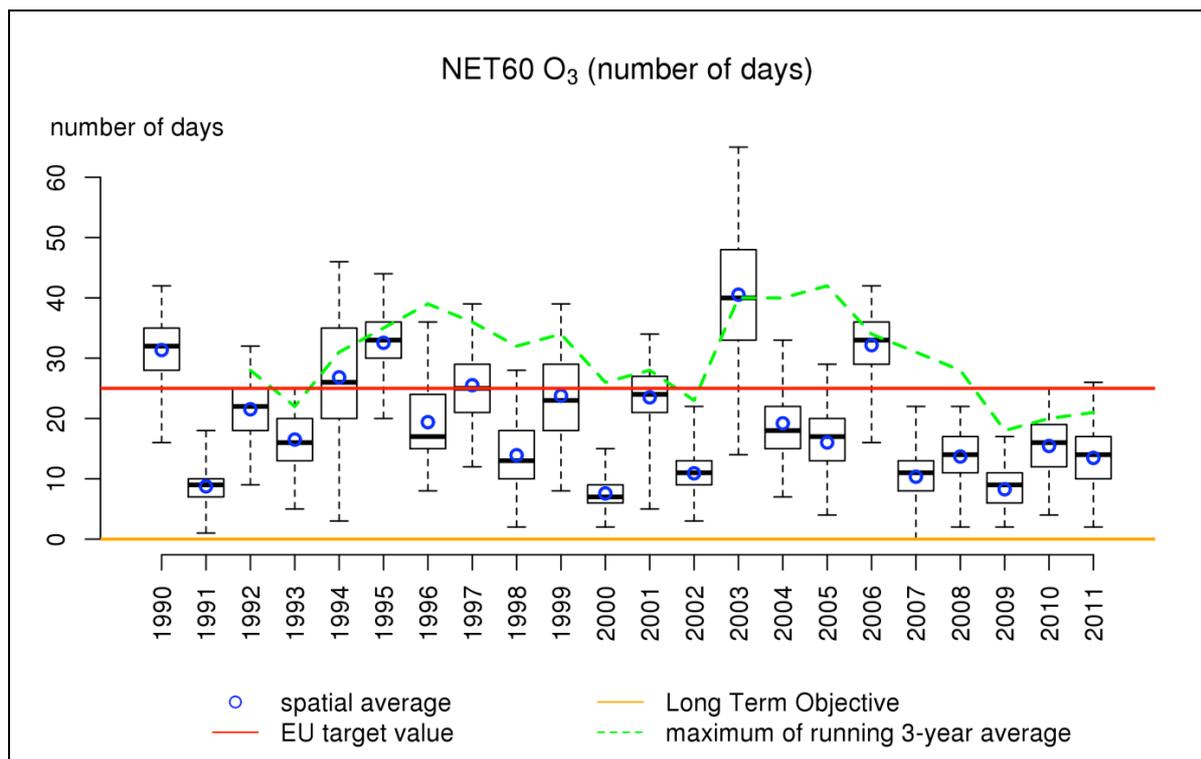


Figure 38: diagramme en boîtes du nombre de jours caractérisés par un maximum journalier des concentrations d'ozone en moyennes sur 8 heures > 120 µg/m³ en Belgique durant la période 1990-2011. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. La ligne pointillée verte donne le maximum du nombre de dépassements moyenné sur 3 ans en Belgique. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

Le nombre de jours pour lesquels le maximum journalier de la concentration moyenne sur 8 heures est supérieur à 120 µg/m³, présente une forte variation d'une année à l'autre en fonction des conditions météo durant l'été (voir Figure 38). Il n'y a pas de tendance clairement visible dans l'évolution de la moyenne spatiale. L'année la plus défavorable pour l'ozone depuis 1990 est 2003, avec un maximum de 65 jours de dépassement en Belgique. Depuis 2007, nous connaissons des années relativement favorables pour l'ozone - raison pour laquelle la moyenne sur trois ans est restée en-deça de la valeur cible européenne de 25 jours ces dernières années.

La Figure 39 présente la distribution géographique de la tendance du nombre de jours marqués par le maximum journalier de la moyenne sur 8 heures > 120 µg/m³ durant la période 1990-2011. Au cours de cette période, on observe une diminution de maximum 1 jour/an dans l'ouest du pays et une hausse de 0,2 jours/an dans le nord-est du pays.

Trend NET60 O3 1990 - 2011

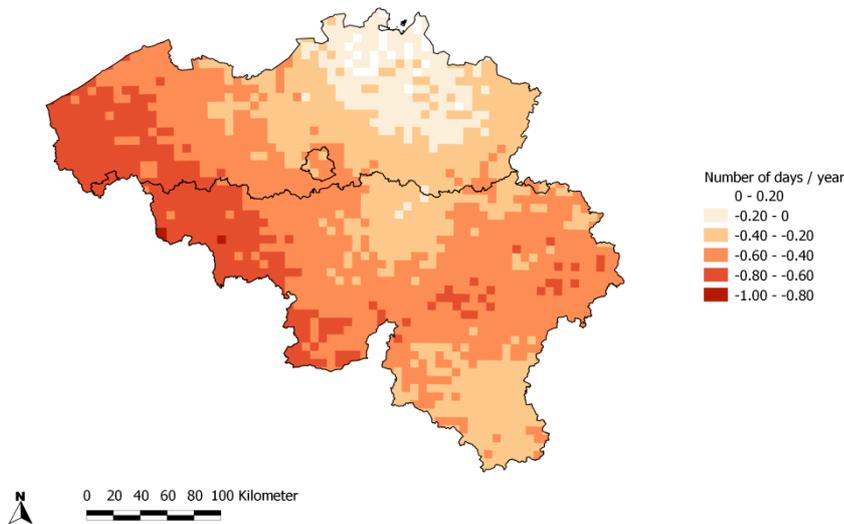


Figure 39: tendance (nombre de jours / an) du nombre de jours pour lesquels le maximum journalier de la concentration moyenne sur 8 heures d’ozone est supérieure à 120 µg/m³ (NET60) durant la période 1990-2011. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d’interpolation RIO.

L’évolution du pourcentage de la population exposée à des maxima journaliers de concentrations moyennes sur 8 heures supérieurs à 120 µg/m³ est présenté sur la Figure 40. On peut constater que ces 5 dernières années ont été favorables pour l’ozone : durant cette période, aucune fraction de la population n’a été exposée à des concentrations d’ozone dont le maximum journalier de la moyenne sur 8 heures dépasse 120 µg/m³ (« max8h > 120 µg/m³ ») pendant plus de 25 jours. En 2011, la moitié de la population a été exposée à 10 jours ou moins, de concentrations d’ozone avec un max8h > 120 µg/m³. Uniquement un faible pourcentage faible de la population (0,3 %) a subi une exposition de plus de 20 jours. Les années 1990, 1995, 2003 et 2006 ont en revanche été très défavorables pour l’exposition de la population à de fortes concentrations d’ozone. Au cours de ces années, une grande partie de la population a été exposée à plus de 25 jours de concentrations avec un max 8h > 120 µg/m³.

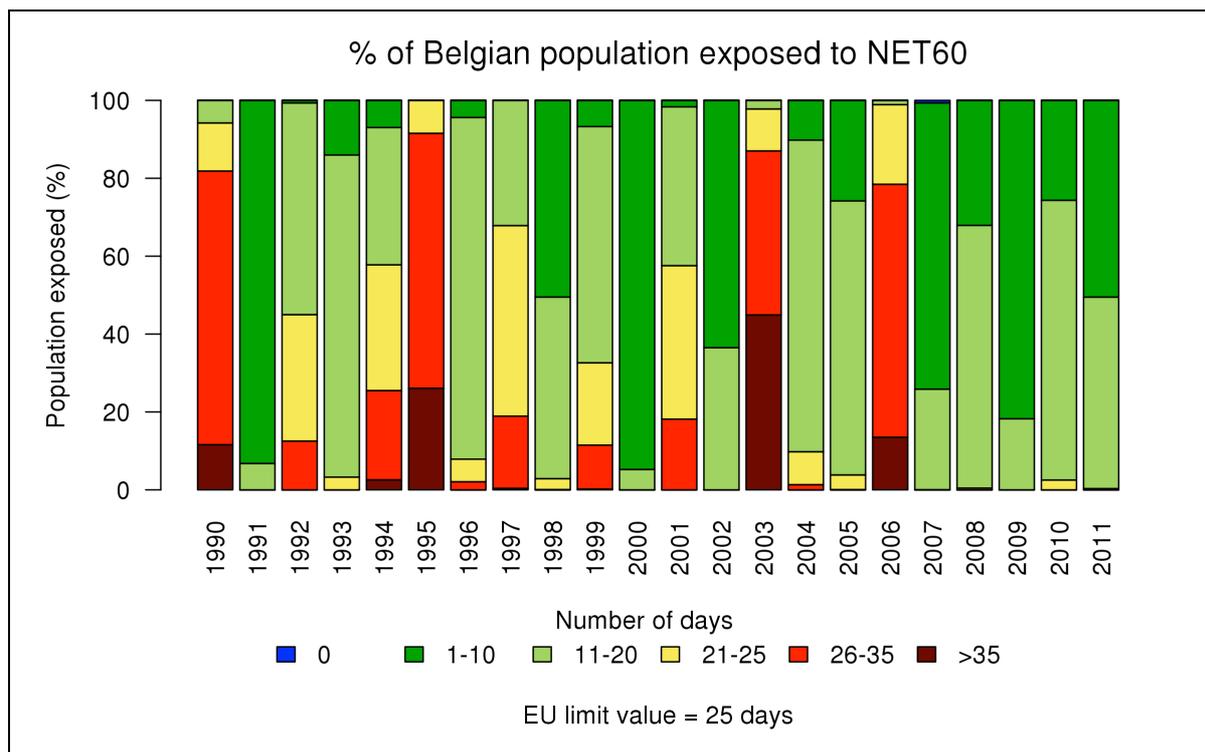


Figure 40: évolution de l'exposition de la population à un nombre de jours avec un max 8h > 120 µg/m³ sur base de la technique d'interpolation RIO.

L'OMS fixe le seuil en-dessous duquel on n'observe pas d'effets significatifs sur la santé à une concentration d'ozone maximale journalière de la moyenne sur 8 heures à 100 µg/m³. Comme la norme OMS est plus stricte que l'objectif européen à long terme et que ce dernier n'est respecté nulle part en Belgique, la valeur indicative OMS est (largement) dépassée partout en Belgique.

5.2.2 AOT60

Un autre indicateur permettant d'estimer l'impact de concentrations élevées d'ozone sur la population est l'AOT60⁵. L'AOT60 est la somme annuelle des différences entre les maxima journaliers de la concentration moyenne sur 8 heures supérieurs à 120 µg/m³ et le seuil de 120 µg/m³. Au contraire de l'indicateur NET60, l'AOT60 tient donc également compte de l'ampleur et de la durée des dépassements et on peut dès lors parler de « surcharge » d'ozone. Lors de la préparation de la première directive sur l'ozone (2002/3/CE) et de la directive fixant les plafonds d'émission nationaux, un objectif à moyen terme (OMT) de 5800 (µg/m³).heures avait été proposé pour 2010, ce qui correspond à un NET60 de 25 jours. L'objectif à long terme est de 0 (µg/m³).heures. L'indicateur qu'est l'AOT60 n'a pas été retenu dans la directive actuelle sur la qualité de l'air, mais est un meilleur indicateur pour quantifier l'exposition de la population. Cet indicateur a été retenu dans le plan MINA-4 flamand (2011-2015).

La Figure 41 présente la distribution spatiale de l'AOT60 en Belgique en 2011. On peut constater que la surcharge d'ozone a été limitée en Belgique en 2011. La valeur la plus élevée est de 3264 (µg/m³).h et celle-ci a été atteinte dans l'extrême est de la Wallonie. L'AOT60 moyen en moyenne spatiale sur la

⁵ AOT60: Accumulated Ozone Exposure above a Threshold of 60 ppb (=120µg/m³) by the maximum daily 8-hour mean.

Belgique est de 1581 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h. La plus faible surcharge d’ozone a été enregistrée en Flandre occidentale, avec une valeur minimale de 120 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h. L’objectif à long terme de 0 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h n’a cependant été respecté nulle part en Belgique.

La distribution spatiale de la tendance de la surcharge d’ozone sur la période 1990 – 2011 présente la même évolution que le NET60, avec une décroissance pouvant atteindre -200 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h/an dans l’ouest du pays, et une décroissance comprise entre 0 et 40 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h/an dans le nord-est.

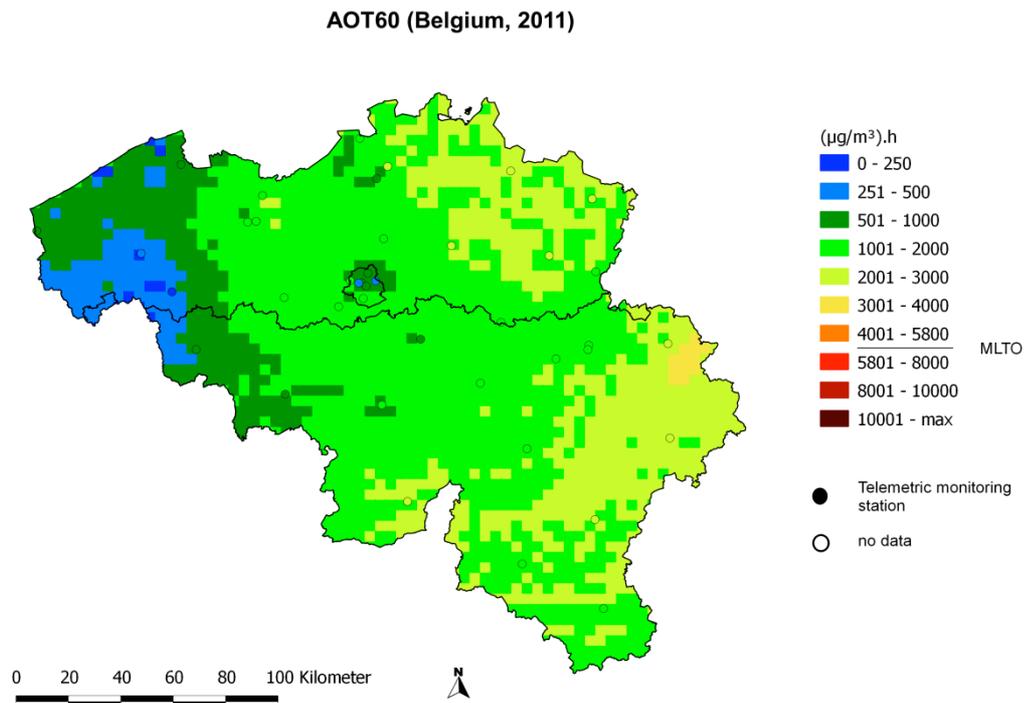


Figure 41: distribution spatiale de la surcharge d’ozone (AOT60) en 2011. « No data » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l’annexe VII de la 2008/50/CE pour l’agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d’interpolation RIO.

5.3 Ozone et végétation

Pour la végétation, l’exposition à l’ozone sur le long terme est plus significative que l’exposition aiguë. De manière générale, il est difficile de quantifier les dégâts occasionnés aux plantes par l’ozone. En effet, l’ozone occasionne surtout des dommages lorsqu’il est absorbé par la plante, mais les concentrations d’ozone dans l’air ne sont pas une mesure directe de l’absorption de l’ozone par celle-ci. De nombreux autres paramètres jouent un rôle : le taux d’humidité, la nature du sol, la phase de croissance de la plante... L’Union européenne a défini un indicateur de surcharge pour la protection de la végétation : l’« AOT40 végétation » additionne ainsi les excédents par rapport à la norme de 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de toutes les valeurs horaires entre 8h et 20h CET (heure de l’Europe centrale = Heure universelle (UT) + 1) durant les mois de mai, juin, juillet (soit la saison de croissance). Cet indicateur est destiné à protéger les cultures et la végétation (semi)naturelle. Il existe également un indicateur de

surcharge pour la protection des forêts. L'« AOT40 forêts » est calculé de la même manière, mais pour la période d'avril à septembre. Cet indicateur ne quantifie que l'exposition à l'ozone et non l'absorption effective d'ozone par la végétation (et donc les dommages occasionnés).

5.3.1 AOT40_végétation

En 2011, l'AOT40_végétation était largement inférieur à la valeur cible européenne de 18000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h. La moyenne pondérée pour la végétation⁶ en Belgique s'élevait à 7554 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h. Une valeur maximale de 14962 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h a été enregistrée dans l'extrême est du pays, et c'est en Flandre occidentale que la végétation a subi la surcharge la plus faible. Au total, 27 % de la surface couverte de végétation (hors forêts) a été exposée à un indicateur inférieur à l'objectif à long terme de 6000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h en 2011.

Les Figures Figure 42 et 43 montrent la distribution spatiale de la surcharge pour la végétation en 2011 et la moyennes sur cinq ans au cours de la période 2007-2011. Seules les zones avec végétation (hors forêts) sont reprises sur la carte. On peut voir que la distribution spatiale est similaire à celle de la surcharge pour la population. La surcharge la plus élevée (15 029 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h) est observée au sud du sillon Sambre et Meuse et dans les Hautes Fagnes. En Flandre, c'est dans le Limbourg que la surcharge est la plus élevée. La surcharge d'ozone pour la végétation est la plus basse en Flandre occidentale. La valeur cible européenne de 18 000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h en moyenne sur cinq ans est respectée partout en Belgique.

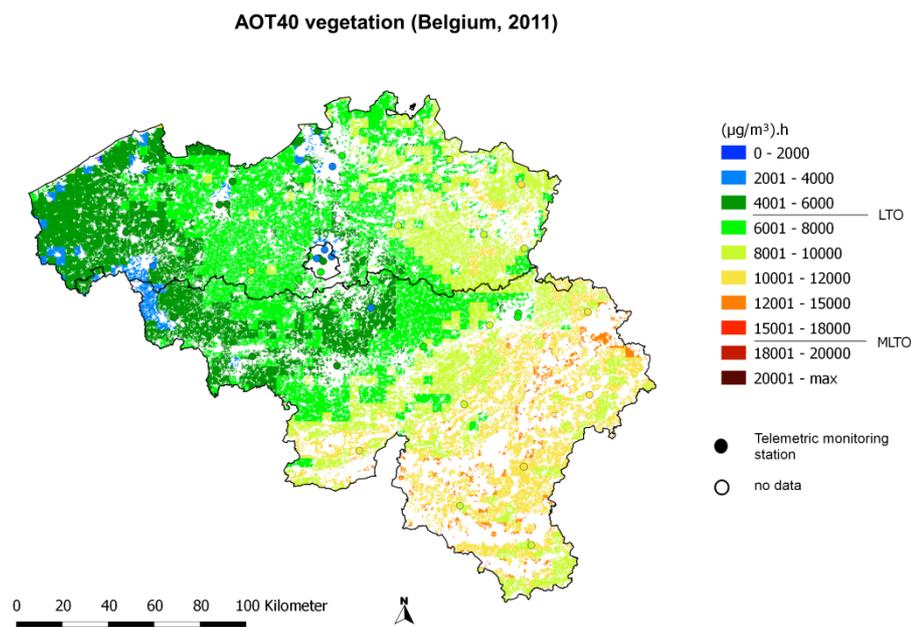


Figure 42: distribution spatiale de la surcharge pour la végétation (AOT40_végétation), 2011. « No data » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l'annexe VII de la 2008/50/CE pour l'agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

⁶ La valeur de l'AOT40_végétation par cellule est pondérée par la fraction de végétation présente dans cette cellule. De cette manière, on attribue un plus grand poids dans la moyenne aux cellules où la végétation est plus importante.

AOT40 vegetation (Belgium, 2007 - 2011)

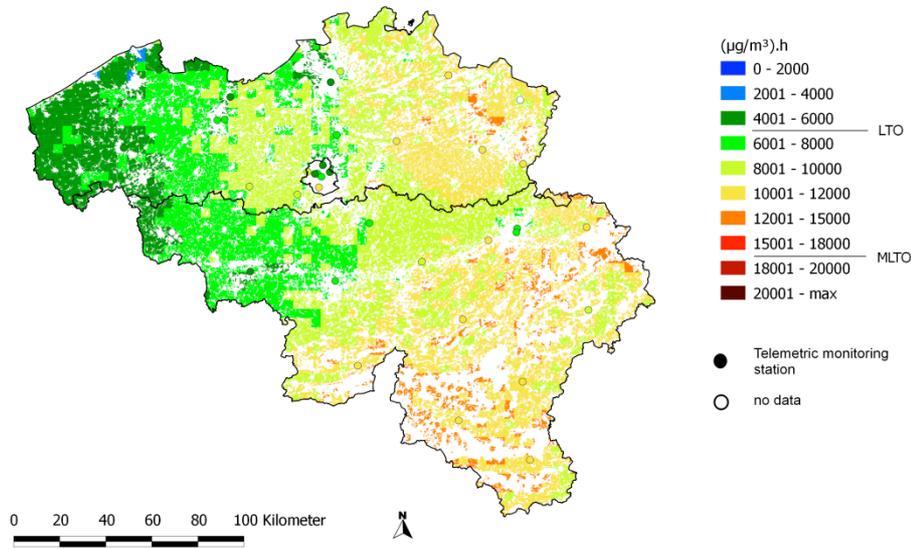


Figure 43: distribution spatiale de la surcharge pour la végétation (AOT40 végétation), en moyenne sur 5 ans pour 2007-2011. « No data » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l'annexe VII de la 2008/50/CE pour l'agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

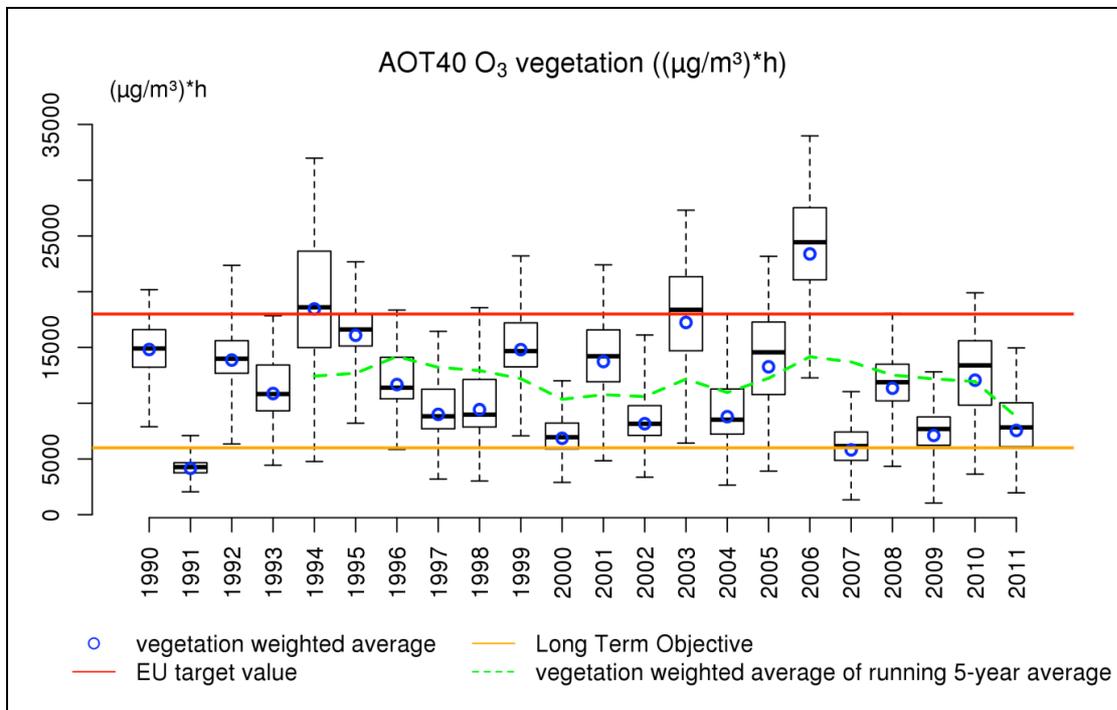


Figure 44: diagramme en boîtes de la surcharge pour la végétation (AOT40) en Belgique (1990-2011). Les moyennes pondérées en fonction de la végétation pour la Belgique sont représentées par les cercles bleus. La ligne pointillée verte indique la moyenne pondérée en fonction de la végétation de l'AOT40 sur 5 ans. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

La Figure 44 montre l'évolution de la surcharge d'ozone pour la végétation en Belgique depuis 1990. Les années 1994 et 2006 se distinguent immédiatement comme étant des années pour lesquelles les concentrations d'ozone étaient défavorables pour la végétation. Ces cinq dernières années ont été relativement favorables ; la surcharge la plus élevée en Belgique ne dépassant jamais la valeur cible européenne de 18 000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h (à l'exception d'un léger dépassement en 2008 et en 2010). En moyenne sur cinq ans, la surcharge pour la végétation en Belgique reste toujours en-dessous de la valeur cible européenne de 18 000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h. L'objectif à long terme de 6000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h a cependant été dépassé localement chaque année en Belgique.

5.3.2 AOT40_forêts

La surcharge pour les forêts est calculée de la même manière que la surcharge pour la végétation, à la différence près que la période prise en compte est plus longue : d'avril à septembre. Aucun objectif ne figure dans la dernière directive concernant la surcharge pour les forêts. La précédente directive fille pour l'ozone prévoyait pourtant une valeur de référence de 20 000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h. Cette valeur de référence est plus stricte que la valeur cible de 18 000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h pour la protection de la végétation. Le dernier Mapping Manual de l'UNECE utilise également une valeur critique de 10 000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h : il s'agit du niveau au-dessus duquel des effets défavorables directs peuvent être observés.

Comme pour les autres indicateurs d'ozone, la surcharge la plus élevée pour les forêts a été observée dans la partie sud du pays, où se situent d'ailleurs la majorité des forêts. La surcharge d'ozone la plus élevée a en particulier été enregistrée au sud du sillon Sambre et Meuse. En 2011, la surcharge maximale s'élevait à 24 503 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h. Au total, 56 % des forêts belges ont subi une surcharge supérieure à la valeur de référence de 20000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h. La surcharge d'ozone dépassait le niveau critique de l'UNECE de 10000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h pour pratiquement l'intégralité des forêts (99 %).

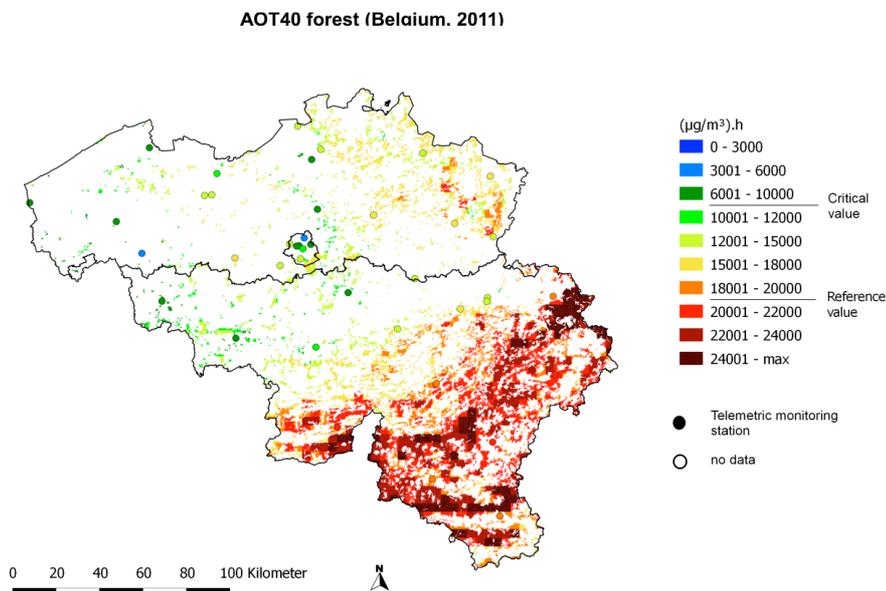


Figure 45: distribution spatiale de la surcharge de zone pour les forêts (AOT40_forêts) en 2011 . « No data » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l'annexe VII de la 2008/50/CE pour l'agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

AOT40 forest (Belgium, 2007 - 2011)

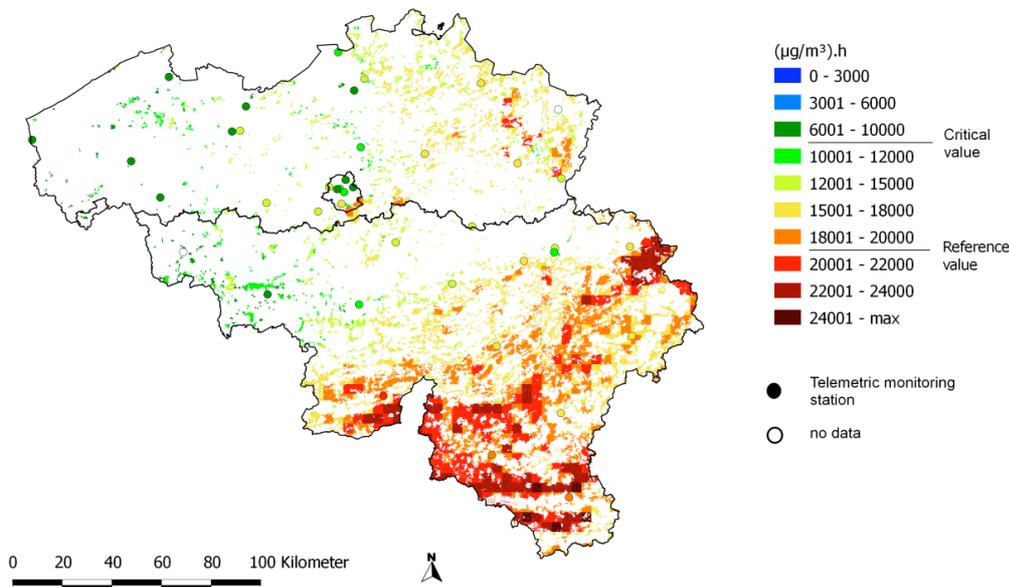


Figure 46: distribution spatiale de la surcharge d’ozone pour les forêts (AOT40_forêts), en moyenne sur 5 ans pour les années 2007-2011 . « No data » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l’annexe VII de la 2008/50/CE pour l’agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d’interpolation RIO.

5.4 Moyenne annuelle d’ozone

La Figure 47 présente la distribution spatiale sur la Belgique des concentrations moyennes annuelles d’ozone en 2011, soit une mesure de la concentration de fond d’ozone. L’incertitude liée à cette carte est également évaluée dans l’annexe D. On peut constater que les valeurs d’ozone sont en général plus élevées en Wallonie qu’en Flandre et à Bruxelles. Cela provient du fait qu’une plus grande quantité d’ozone est détruite par le NO dans ces deux dernières régions en raison des émissions plus élevées de NO_x . Plus loin des émissions de NO_x , dans les zones plus rurales, la quantité d’ozone détruite est moindre. La relation entre la moyenne annuelle des concentrations d’ozone et la densité de population est en outre inverse à celle que l’on observe pour les PM ou le NO_2 . Les concentrations annuelles moyennes d’ozone sont plus faibles dans les cellules de la grille présentant les densités de population les plus élevées. Une comparaison entre 2011 et la période 2006-2010 ne montre en outre guère d’évolution dans cette relation.

Les concentrations annuelles moyennes en 2011 s’élèvent respectivement à $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour Bruxelles, la Flandre et la Wallonie. La moyenne pour la Belgique est quant à elle de $47 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentration d’ozone moyenne annuelle pondérée en fonction de la population en Belgique est comprise entre la moyenne flamande et la moyenne bruxelloise, soit $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Annual mean (Belgium, 2011)

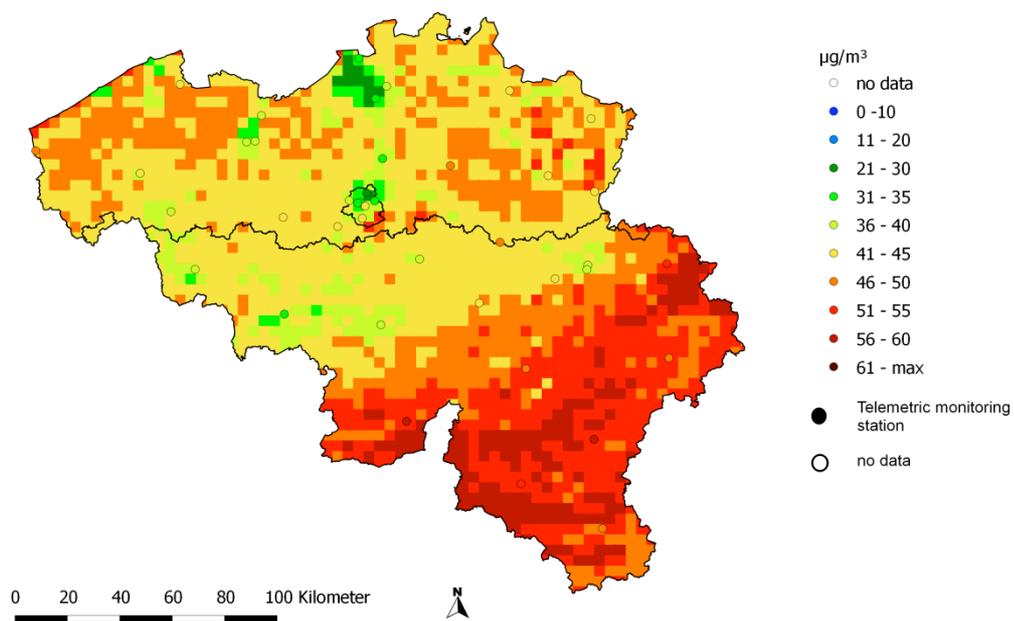


Figure 47: distribution spatiale de la concentration moyenne annuelle de O₃ en Belgique en 2011. « No data » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l'annexe VII de la 2008/50/CE pour l'agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

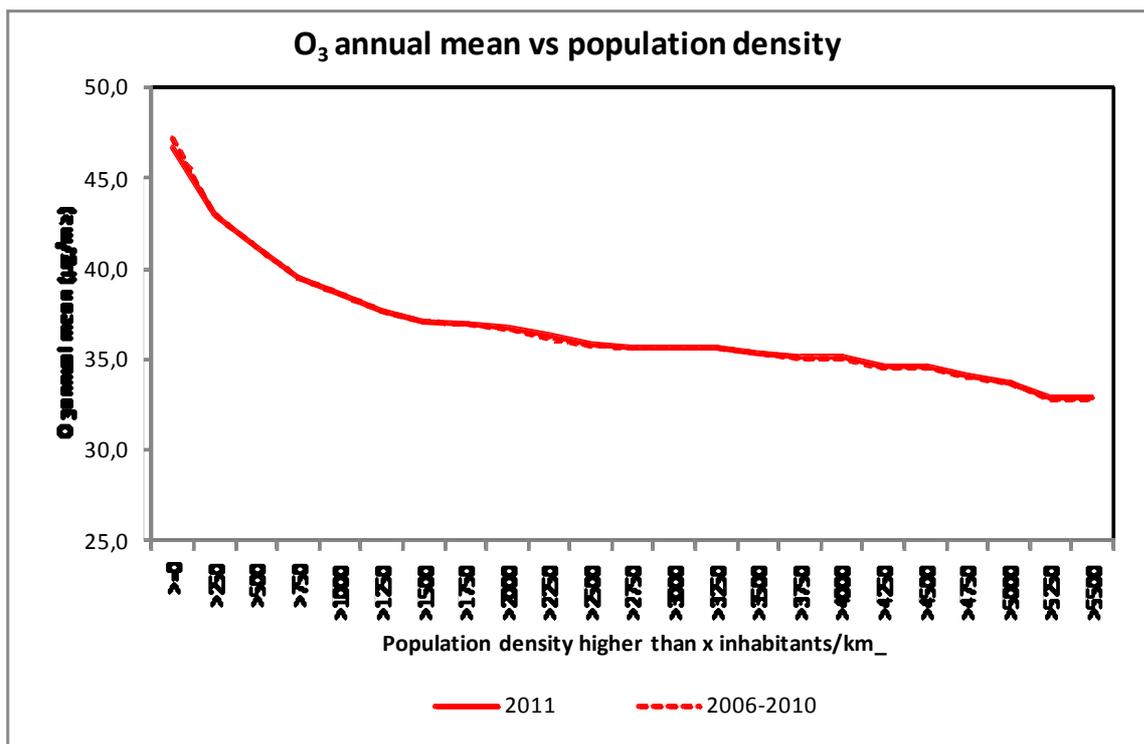


Figure 48: relation entre les concentrations moyennes annuelles interpolées d'O₃ sur base de la technique d'interpolation RIO et la densité de la population (habitants/km²).

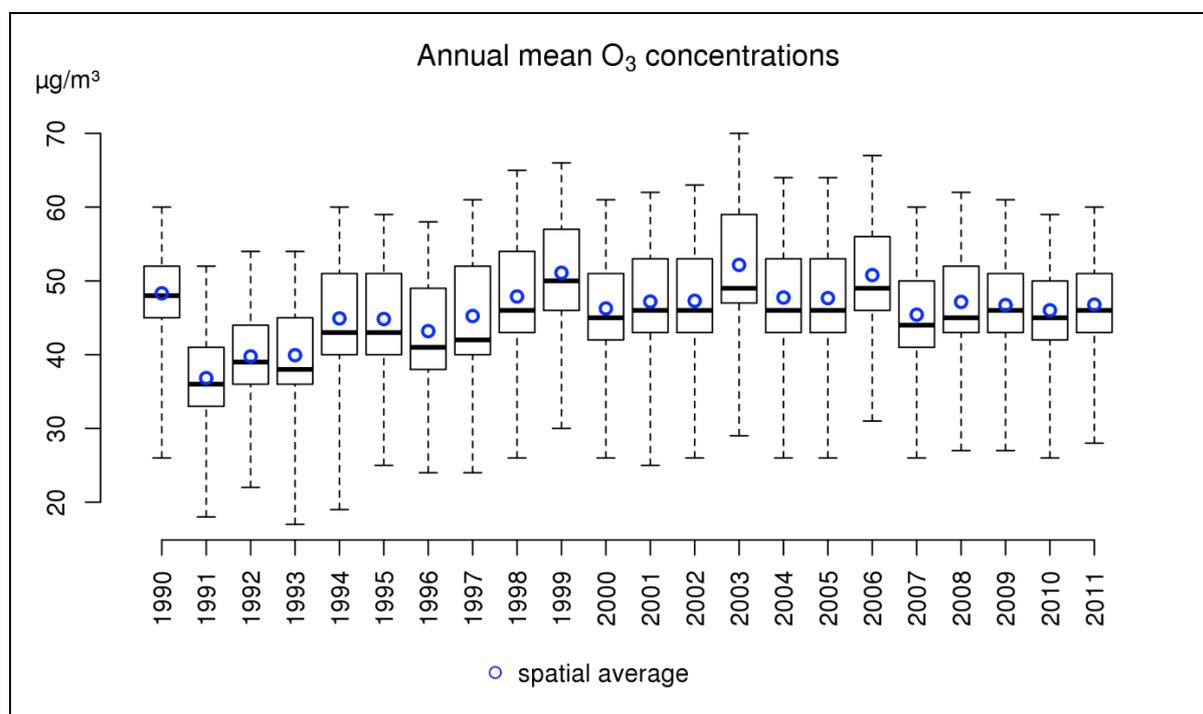


Figure 49: diagramme en boîtes des concentrations moyennes d'O₃ sur la période 1990-2011. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

La Figure 50 représente l'évolution des moyennes annuelles en Belgique et pour les trois Régions prises séparément. Entre 1990 et 2000, on peut observer une tendance croissante des concentrations moyennes annuelles d'ozone. À partir de 2000, les moyennes se stabilisent à des valeurs approximatives de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement à Bruxelles, en Flandre et en Wallonie.

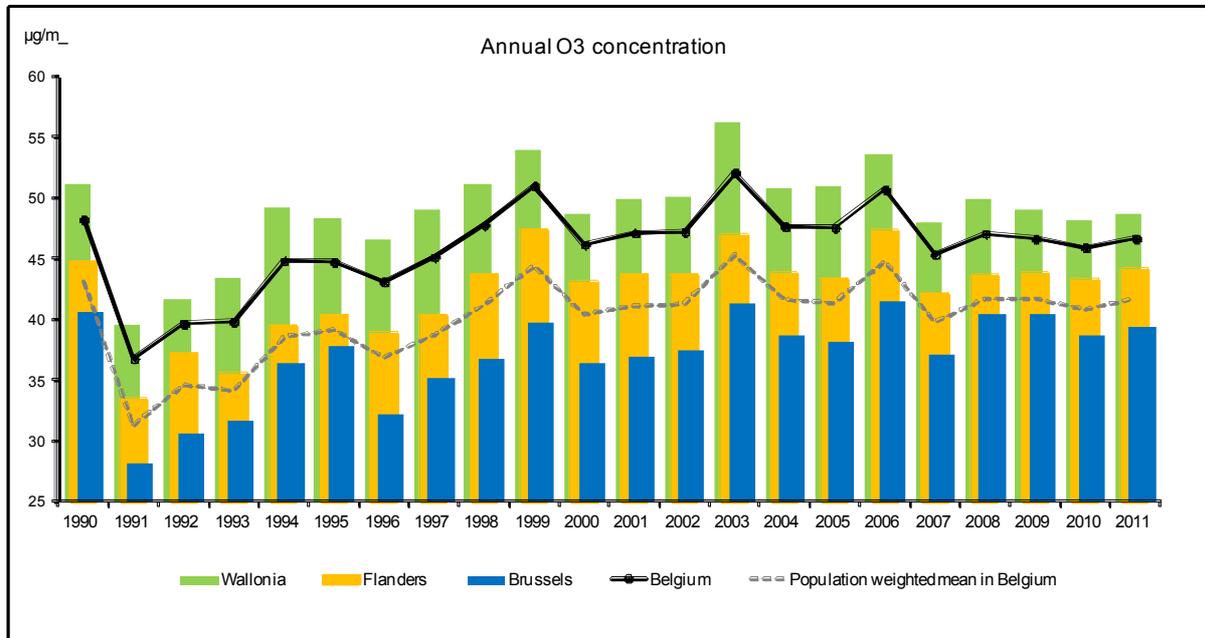


Figure 50: évolution de la concentration moyenne annuelle en Belgique et dans les trois Régions sur base de la technique d'interpolation RIO.

La distribution spatiale de l'augmentation de la moyenne annuelle d'O₃ sur la période 1990-2011 est présentée sur la Figure 51. Les plus fortes augmentations, entre 0,3 et 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{an}$, se sont produites en Flandre et à Bruxelles.

Trend O3 jaargemiddelde concentraties 1990 - 2011

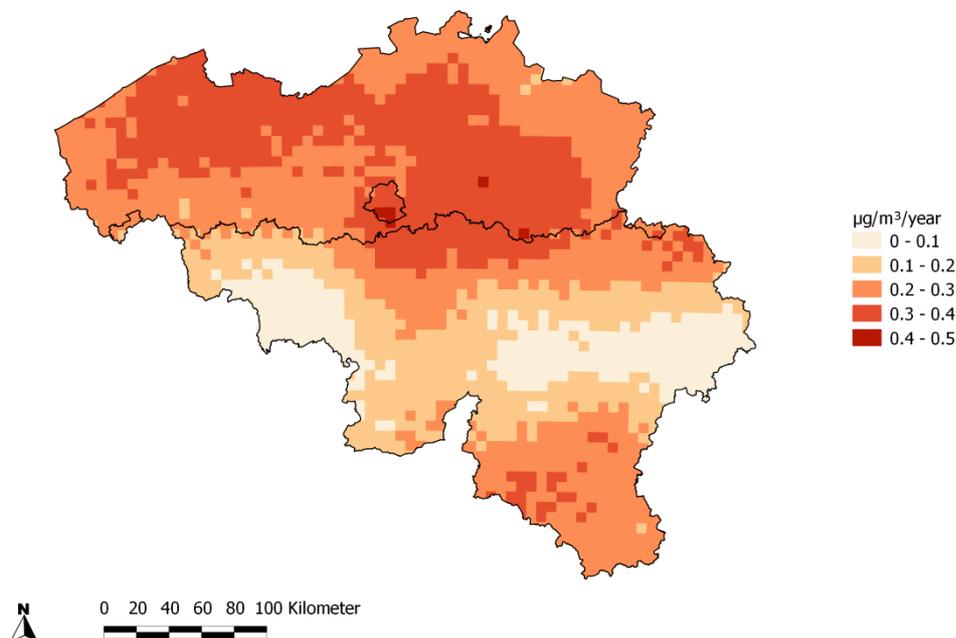


Figure 51: tendance spatiale de la concentration moyenne annuelle d'O₃ (µg/m³/an) sur la période 1990-2011. Les données utilisées pour l'analyse de tendance ont été générées sur base de la technique d'interpolation RIO.

5.5 Évolution de la tendance pour les classes de concentrations d'O₃

Afin d'établir la tendance à long terme des concentrations d'ozone, il est important de les subdiviser en plusieurs « classes de concentrations » ou centiles. En Belgique, les classes de concentrations de 40-50 µg/m³, qui correspondent à peu près au 50^{ème} centile, sont représentatives de la concentration de fond, alors que les pics de concentration correspondent aux concentrations supérieures à 180 µg/m³ (99,9^{ème} centile). L'évolution des deux classes peut être très différente.

Pour chaque cellule de la grille RIO, les 1^{er}, 10^{ème}, 50^{ème}, 90^{ème}, 95^{ème}, 99^{ème} et 99,9^{ème} centiles ont été calculés sur base des valeurs horaires de concentrations d'ozone pour les périodes 1990-2000 et 2001-2011. Ensuite, les différences entre ces deux périodes ont été calculées pour les différents centiles : la Figure 52 présente cette évolution en fonction des centiles durant la période 2001-2011. On peut voir clairement sur cette figure que les concentrations de fond, représentées par le 50^{ème} et le 90^{ème} centile, ont légèrement augmenté durant la période 2001-2011 par rapport à la période 1990-2000, d'un maximum de 8 µg/m³. Les concentrations plus élevées, représentées par le 99^{ème} et le 99,9^{ème} centile, ont cependant baissé en de nombreux endroits, diminuant parfois de 24 µg/m³. Localement, on observe également une hausse des pics de concentration d'ozone pouvant atteindre 6 µg/m³. Cette tendance est comparable aux tendances observées dans le réseau du programme européen de surveillance et d'évaluation (EMEP; Torseth et al., 2012).

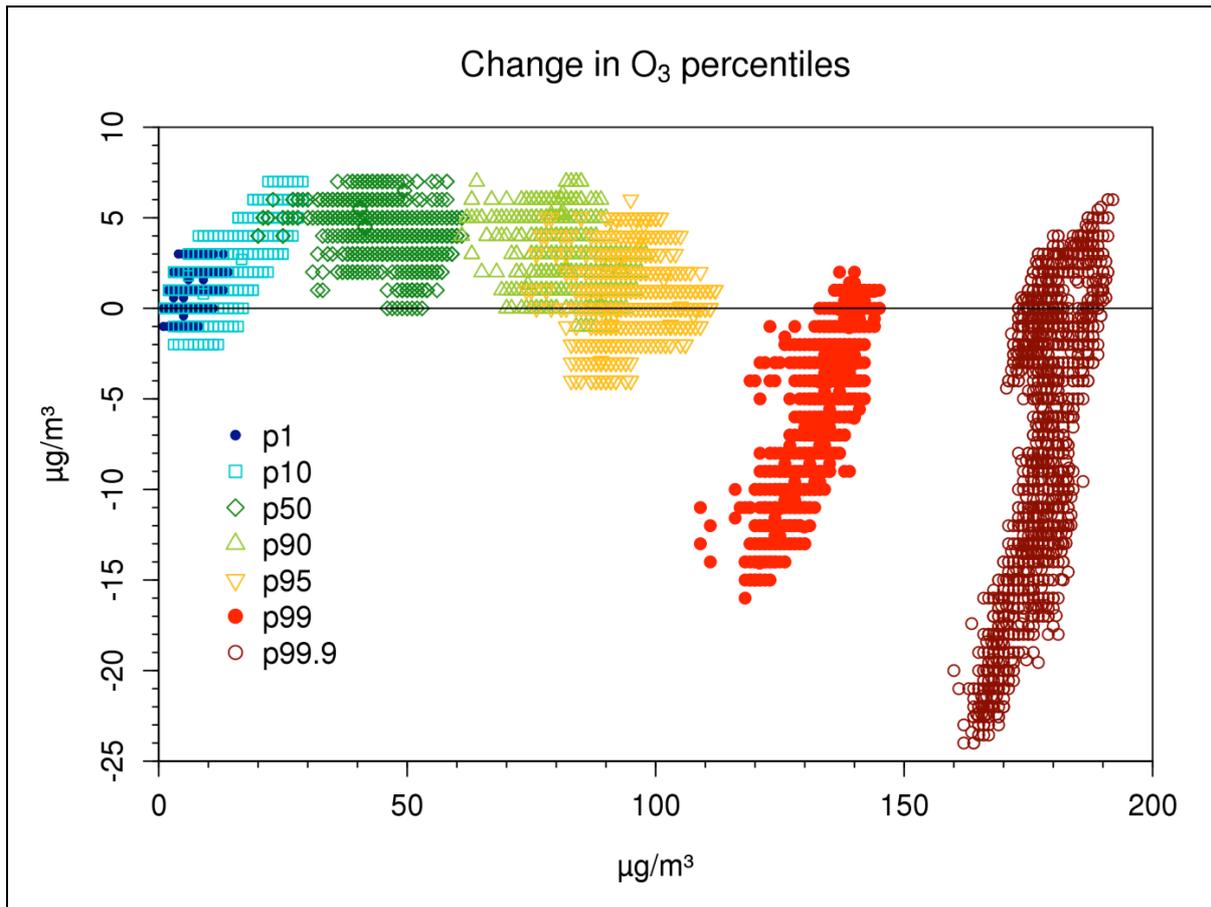


Figure 52 : évolution (différence entre les classes de concentrations) des centiles d'O₃ entre la période 1990-2000 et la période 2001-2011 en fonction des valeurs des centiles de la période 2001-2011 pour toutes les cellules de la grille RIO. Les données ont été générées sur base de la technique d'interpolation RIO. Les différentes couleurs indiquent les valeurs des centiles (cf. légende).

6 Dioxyde de soufre

Le dioxyde de soufre (SO₂) est un gaz incolore à l'odeur caractéristique et irritant à fortes concentrations (à partir de 1000 µg/m³). Le SO₂ est principalement émis dans l'atmosphère lors de la combustion de carburants fossiles contenant du soufre, comme le charbon et le pétrole brut. Les principales sources de SO₂ sont l'industrie et les raffineries, suivies par le chauffage des bâtiments et le transport. Les éruptions volcaniques sont une source naturelle de SO₂.

Le SO₂ est nocif pour l'homme, la faune et la flore. L'inhalation de SO₂ peut occasionner des irritations des voies respiratoires même à faible concentration. Une exposition de courte durée à de fortes concentrations entraîne une réduction de la fonction pulmonaire et des problèmes respiratoires, surtout chez les asthmatiques et les personnes souffrant d'affections pulmonaires.

Le SO₂ se dilue aisément dans l'eau pour former de l'acide sulfurique (H₂SO₄). Le dépôt sec de SO₂ ainsi que les dépôts secs ou humides d'acide sulfurique provoquent l'acidification du sol et de l'eau et affecte ainsi les écosystèmes (MIRA 2006). En outre, le SO₂ est l'un des principaux responsables de la dégradation des bâtiments historiques (et des immeubles en pierre de manière générale) et de la corrosion des métaux.

Le SO₂ est également un précurseur de la formation d'aérosols. Par réaction chimique dans l'atmosphère, le SO₂ peut entraîner la formation d'ions sulfates (SO₄²⁻), un composant des particules fines secondaires.

Le SO₂ peut être transporté sur de grandes distances et ainsi causer des dégâts dans des zones plus isolées.

6.1 Stations de mesure de SO₂

La Figure 53 montre l'évolution du nombre de stations de mesure des concentrations de SO₂ qui sont utilisées afin de générer les cartes d'interpolation RIO de ce rapport. Celles-ci comprennent à la fois les stations des réseaux télémétriques, les stations utilisées dans le cadre d'études spécifiques ainsi que les stations gérées par les producteurs d'électricité et la Fédération pétrolière belge en collaboration avec les administrations régionales en charge l'environnement. Le nombre de stations de mesure de SO₂ a baissé de 81 en 1990 à 58 en 2011. Les valeurs interpolées présentent à nouveau une plus grande incertitude durant les années où les stations de mesure sont moins nombreuses.

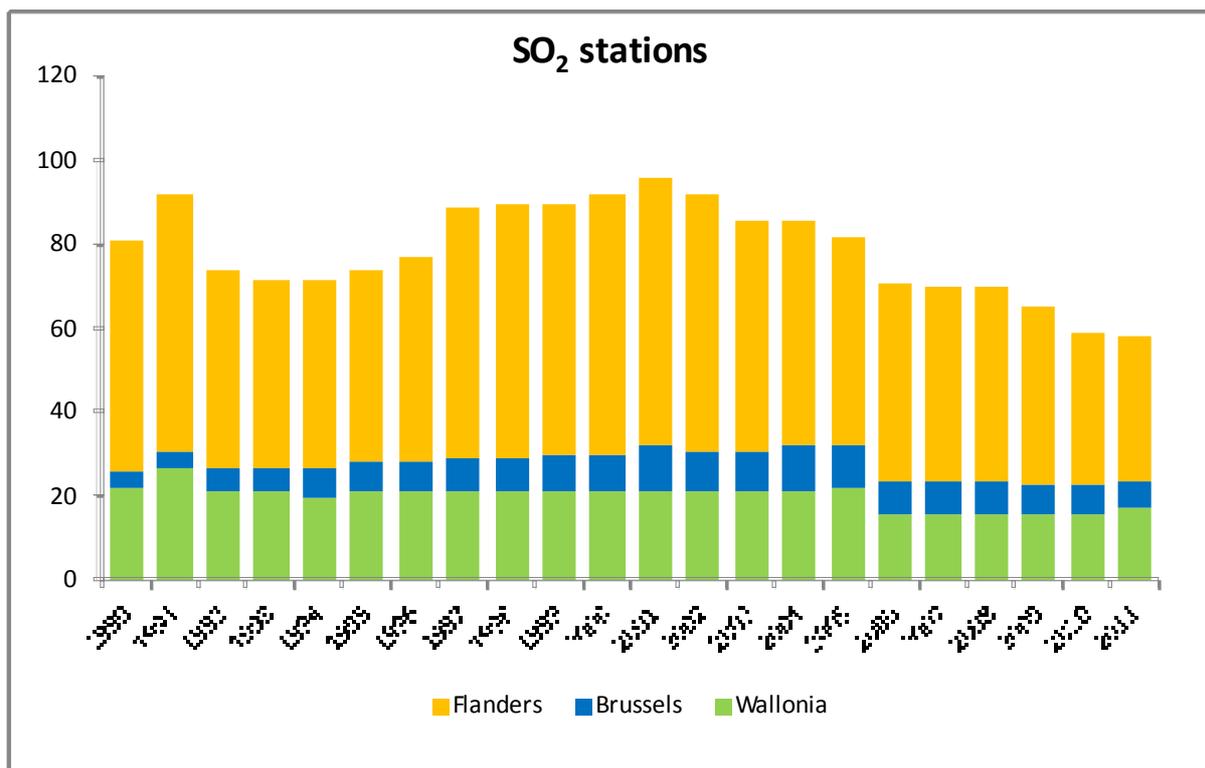


Figure 53: évolution du nombre de stations de mesure de SO₂ en Belgique.

6.2 Moyenne horaires de SO₂

La directive européenne sur la qualité de l'air impose une valeur limite de 350 µg/m³ pour la concentration moyenne horaire de SO₂. Cette valeur limite horaire ne peut pas être dépassée plus de 24 fois par an.

Etant donné le caractère extrêmement local et la grande variabilité spatiale des concentrations SO₂, ainsi que leur lien étroit avec les sources émettrices, aucune carte d'interpolation RIO ne peut pour l'instant être proposée sur base de la relation entre l'occupation des sols et les concentrations mesurées de SO₂. Il est cependant possible d'estimer que les valeurs limites horaires sont largement respectées en Belgique (voir Figure 54 et Figure 55). Les valeurs les plus élevées sont mesurées à proximité des sources de SO₂ (dans les zones industrielles). En raison de la résolution de la méthode d'interpolation RIO, les dépassements locaux ne sont à nouveau pas visibles. Le maximum de la 25^{ème} valeur horaire la plus élevée en Belgique en 2011, représentative pour une zone de 4x4 km², s'élève à 56 µg/m³, ce qui est largement sous la limite européenne de 350 µg/m³.

Le graphique de l'évolution de la 25^{ème} concentration moyenne horaire la plus élevée montre clairement une tendance à la baisse. Depuis 1997, les pics de concentration de SO₂ ont diminué de manière systématique et importante.

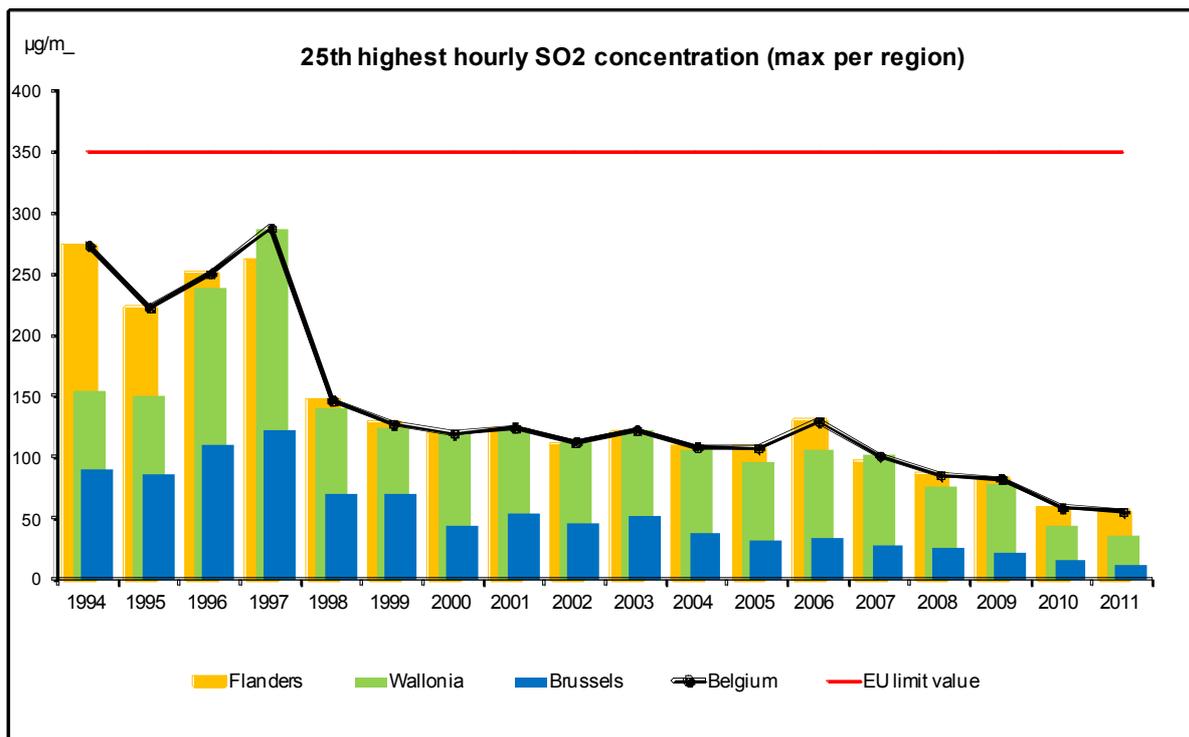


Figure 54 : évolution de la 25^{ème} concentration moyenne horaire de SO₂ maximale par Région et en Belgique sur base de la technique d'interpolation RIO.

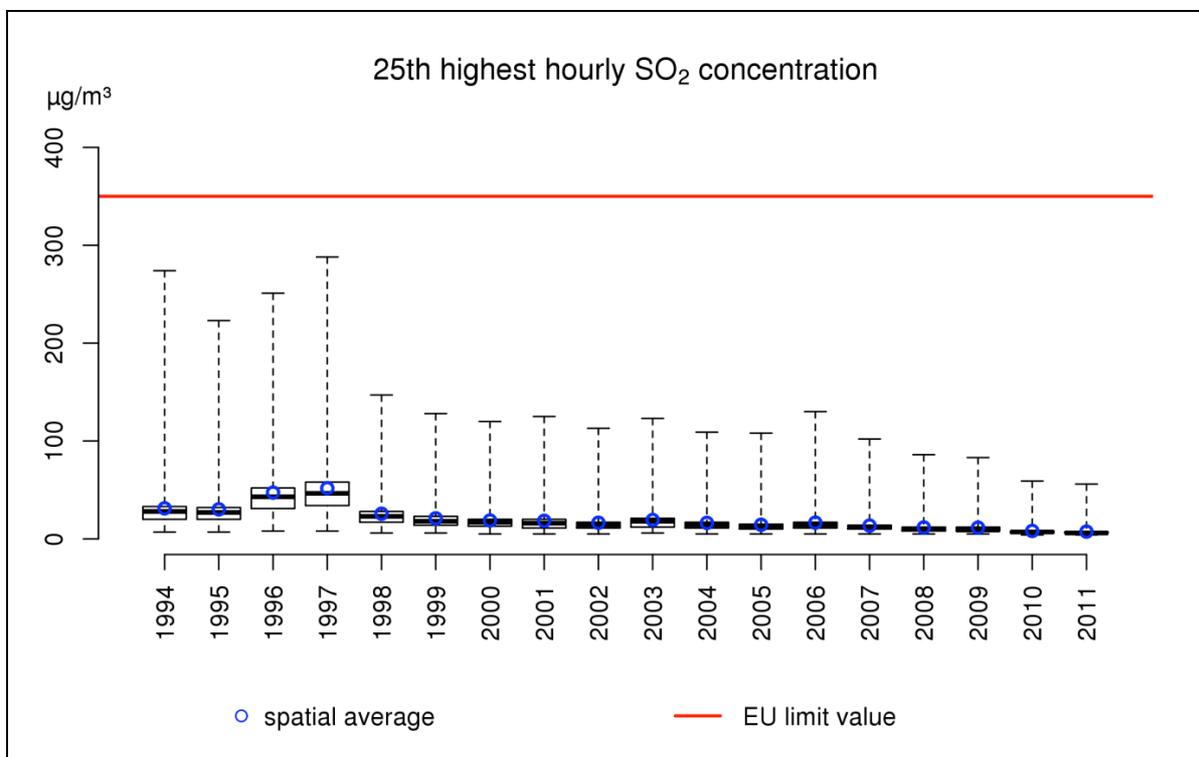


Figure 55: diagramme en boîtes de la 25^{ème} concentration moyenne horaire de SO₂ la plus élevée sur la période 1994-2011 en Belgique sur base de la technique d'interpolation RIO.

6.3 Moyennes journalières de SO₂

La directive européenne impose également une valeur limite pour la concentration moyenne journalière de SO₂ ayant pour but de protéger la population contre les effets à court terme du SO₂. Cette valeur limite journalière de 125 µg/m³ peut être dépassée au maximum trois fois par an. La norme OMS, renforcée depuis 2006, s'élève quant à elle à 20 µg/m³. La valeur limite européenne est largement respectée partout en Belgique, mais la norme OMS est encore dépassée dans certaines zones industrielles.

Comme pour les moyennes horaires de SO₂, l'évolution des 4^{èmes} moyennes journalières les plus élevées montre une tendance résolument décroissante. (Figure 56 en Figure 57).

6.4 Moyennes annuelles de SO₂

Afin de protéger la végétation et les écosystèmes naturels, la directive européenne prévoit également un niveau critique de concentration de SO₂ de 20 µg/m³, en moyenne sur la période hivernale. Cette valeur limite doit être considérée pour des stations représentatives d'une superficie de 1000km², situées au minimum à 20km d'une agglomération et au minimum à 5 km d'une zone bâtie, d'une route très fréquentée, d'une industrie... Comme aucun site ne satisfait à ces critères en Belgique, cette norme ne s'applique pas.

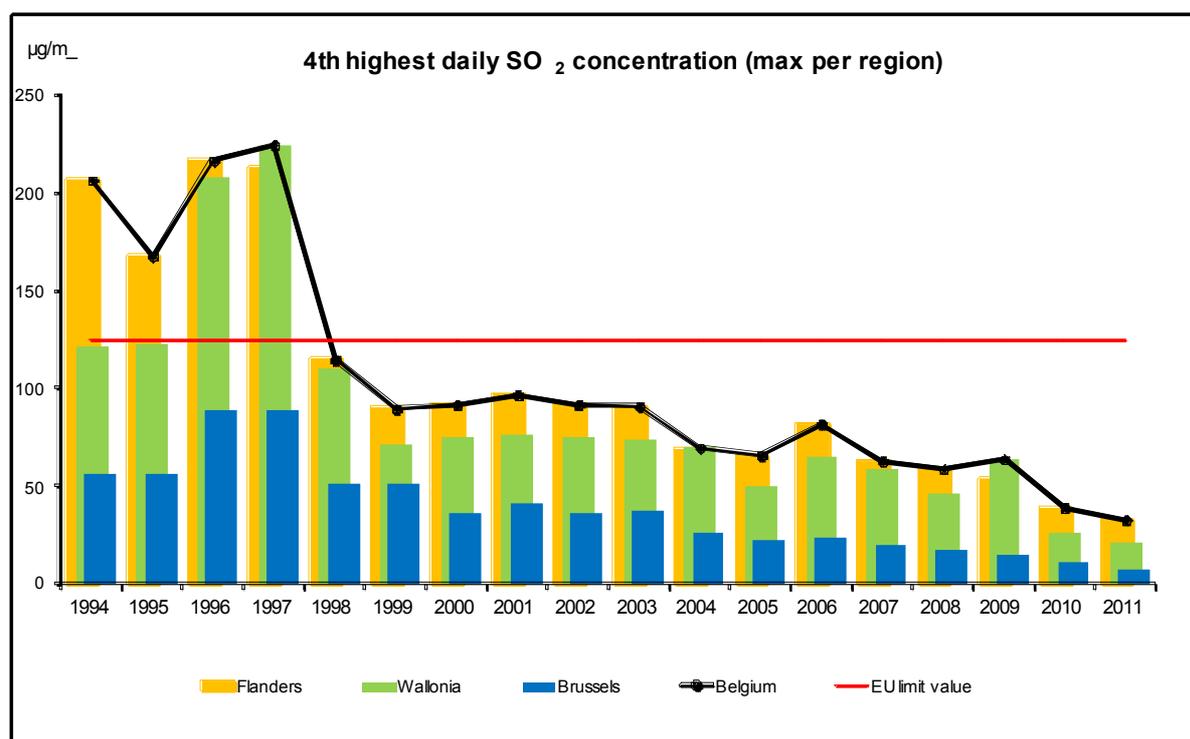


Figure 56 : évolution de la 4^{ème} concentration moyenne journalière de SO₂ maximale par Région et en Belgique sur base de la technique d'interpolation RIO.

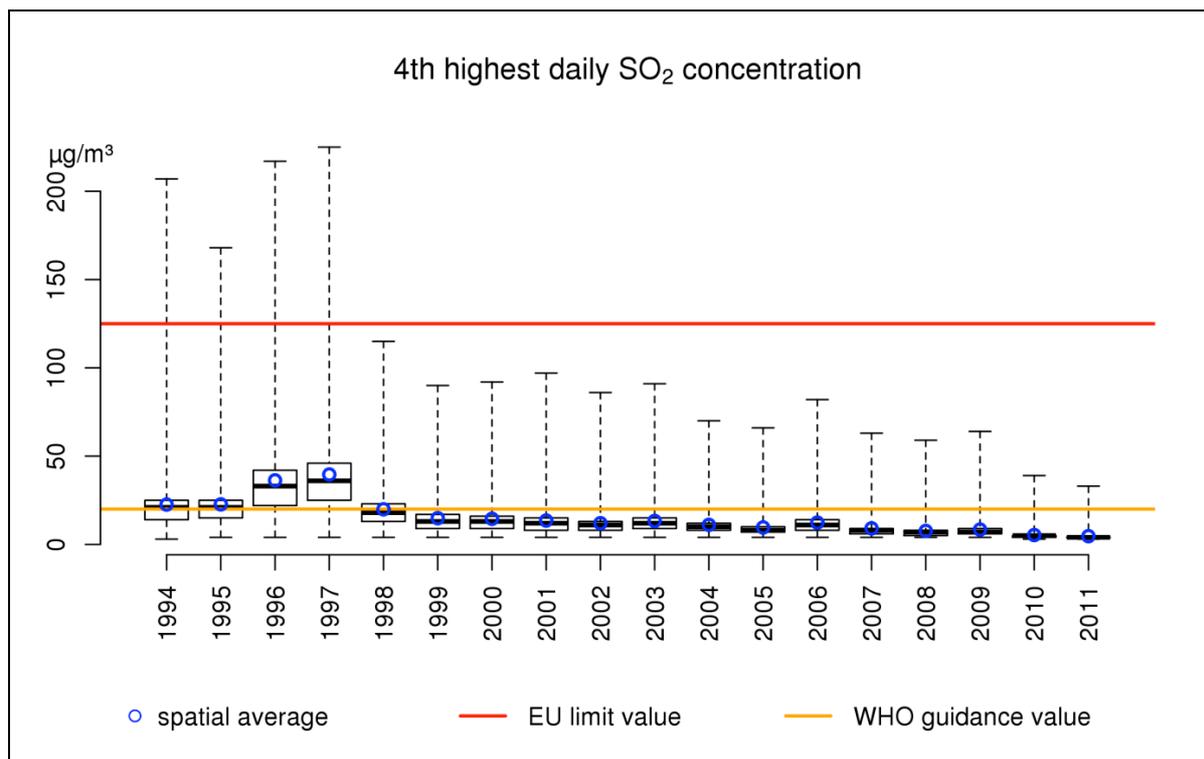


Figure 57: diagramme en boîtes de la 4^{ème} concentration moyenne horaire de SO₂ la plus élevée sur la période 1994-2011 en Belgique sur base de la technique d'interpolation RIO.

Perspectives : amélioration de la technique d'interpolation RIO

Afin d'accroître la résolution spatiale des cartes de concentrations, CELINE travaille actuellement au développement d'une méthode d'interpolation couplée à un modèle de dispersion, RIO-IFDM (Lefebvre *et al.*, 2013). Plus précisément, il s'agit de la combinaison de la technique d'interpolation RIO actuelle et du modèle de dispersion IFDM. Ce modèle est un modèle simple de panache « bigaussien » basé sur les sources d'émission qui caractérise la dispersion de celles-ci à l'aide de paramètres météorologiques dans des environnements plats et ouverts (c'est-à-dire en l'absence de relief géographique ou de bâtiments élevés à proximité). Le modèle IFDM utilise les émissions de l'ensemble des autoroutes, grandes routes régionales et des sources ponctuelles afin de calculer des concentrations selon une résolution beaucoup plus élevée (jusqu'à $10 \times 10 \text{ m}^2$). Un exemple de carte RIO-IFDM de la Belgique pour les concentrations moyennes journalières de NO_2 le 22/11/2011 figure à la Figure 58.

Dans le futur, un tel couplage permettra d'avoir une meilleure compréhension de la distribution spatiale de la pollution et de tenir compte des sources trafic à proximité des grands axes. Néanmoins, le couplage de deux approches de nature différente est une opération délicate, plus particulièrement en ce qui concerne les contributions du trafic représentées à la fois dans l'interpolation RIO et dans le modèle IFDM. En outre, si une résolution spatiale de $10 \times 10 \text{ m}^2$ est effectivement une nette amélioration théorique, il ne faut pas perdre de vue que d'une part la méthode d'interpolation, et d'autre part le modèle de dispersion qui y est couplé, demeurent tous deux des représentations fort simplifiées de phénomènes physiques et chimiques sous-jacents qui sont à l'origine extrêmement complexes. Pour les deux raisons évoquées ci-dessus, les cartes produites avec la combinaison RIO-IFDM devront à nouveau être interprétées avec prudence, notamment au voisinage d'axes routiers et en dépit de l'apparente haute résolution spatiale.

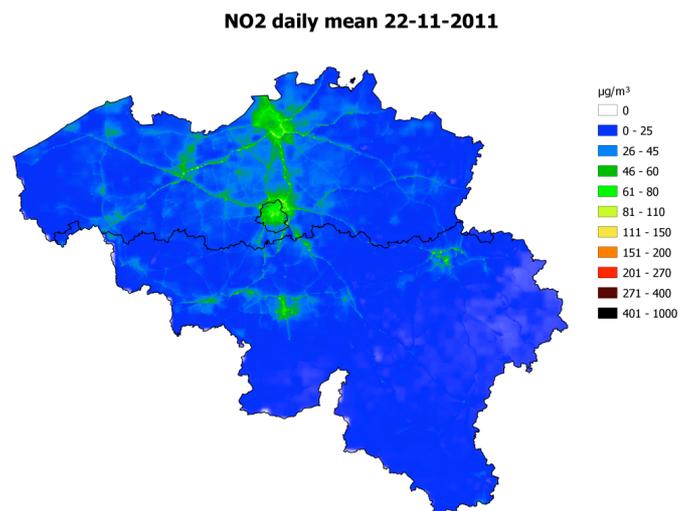


Figure 58 : carte RIO-IFDM de la Belgique pour les concentrations journalières moyennes de NO_2 le 22/11/2011

Conclusion

Le présent rapport donne un aperçu de la qualité de l'air en Belgique pour 2011, et en particulier de la distribution spatiale des concentrations des principaux polluants, (PM, NO₂, O₃ et SO₂), ainsi que l'évolution temporelle de différents indicateurs utiles. Les Tableaux 1 et 2 du résumé révèlent ainsi que la tendance décroissante du minimum, de la moyenne et du maximum de presque tous les indicateurs s'est poursuivie en 2011. Certains indicateurs présentent cependant une tendance stationnaire. Des dépassements des normes européennes sont ainsi toujours constatés en Belgique pour le nombre de dépassements de la norme journalière de PM₁₀, le nombre de jours où le maximum journalier de la concentration en moyenne sur 8 heures d'ozone est supérieur 120 µg/m³ (et l'excédent accumulé au AOT60), l'AOT40 pour les forêts et la concentration moyenne annuelle de NO₂. Lorsque la comparaison est effectuée avec les normes OMS plus strictes et liées à la santé, on constate des dépassements pour presque tous les indicateurs et tous les polluants.

En conclusion, nous pouvons constater que la qualité de l'air s'est significativement améliorée en Belgique au cours des dix dernières années, mais qu'une grande partie de la population est toujours exposée à des concentrations trop élevées des quatre principaux polluants atmosphériques. Il est certainement important de souligner que les résultats mentionnés dans ce rapport sont basés sur des calculs effectués à l'aide de la technique d'interpolation RIO, à une résolution spatiale de 4x4 km². Les résultats de ce rapport sont dès lors représentatifs de zones d'une superficie de 4x4 km² – à proximité de sources d'émissions importantes (voies de circulation, zones industrielles...), les concentrations peuvent être plus élevées. Des études locales au cas par cas doivent être effectuées afin de distinguer les effets plus ponctuels, mais ceci sort du cadre de ce rapport qui vise à fournir une vue d'ensemble de la problématique et à cartographier la qualité de l'air.

Références

- Amann M. et al. (2005) A final set of scenarios for the Clean Air For Europe (CAFE) programme. Studie in opdracht van de Europese Commissie. Final Report, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Austria.
- Brunekreef B. & Forsberg B. (2005) Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *European Respiratory Journal* 26: 309-318.
- Buekers J., Torfs R., Deutsch F., Lefebvre W. & Bossuyt M. (2012) Inschatting ziektelast en externe kosten veroorzaakt door verschillende milieufactoren in Vlaanderen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2012/06, VITO, 2012/MRG/R/187.
- David Carslaw and Karl Ropkins (2012) Openair: Open-source tools for the analysis of air pollution data. R package version 0.6-0.
- Grice S., Stedman J., Kent A., Hobson M., Norris J., Abott J. & Cooke S. (2009) Recent trends and projections of primary NO₂ emissions in Europe. *Atmospheric Environment* 43: 2154-2167.
- Hooyberghs J., Mensink C., Dumont G. & Fierens F. (2006) Spatial interpolation of ambient ozone concentrations from sparse monitoring points in Belgium. *Journal of Environmental Monitoring* 8: 1129-1135.
- Janssen S., Dumont G., Fierens F. & Mensink C (2008) Spatial interpolation of air pollution measurements using CORINE land cover data. *Atmospheric Environment* 42: 4884-4903.
- Jerret M., Burnett R.T., Pope A., Ito K., Thurston G, Krewski D, Shi Y., Calle E. & Thun M. (2009) Long-term ozone exposure and mortality. *New England Journal of Medicine* 360-11: 1085-1095.
- Lefebvre W., Degrawe G., Beckx C., Vanhuelel M., Kochan B., Bellemans T., Janssens D., Wets G., Janssen S., de Vlioger I., Int Panis L. & Dhondt S. (2013) Presentation and evaluation of an integrated model chain to respond to traffic and health –related policy questions. *Environmental Modelling and Software* 40: 160-170.
- LNE (2012) Luchtkwaliteitsplan in het kader van de uitstelaanvraag voor de normen van NO₂, Joke Schauvliege, Vlaams minister van Leefmilieu, Natuur en Cultuur, <http://www.lne.be/themas/luchtverontreiniging/bijlage1-luchtkwaliteitsplan-v5.pdf>.
- MIRA (2006) Milieu Vlaanderen, Achtergronddocument 2006 Verzuring, Van Avermaet P., Van Hooste H. & Overloop S.. Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieurapport.be
- MIRA (2011) Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2011 Vermesting. Overloop S., Bossuyt M., Claeys D., D’hooghe J., Elsen A., Eppinger R. & Wustenberghs H., Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieurapport.be
- Quantum GIS Development Team (2012) Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team (2012) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Sen P.K. (1986) Estimates of regression coefficient based on Kendall’s tau. *Journal of the American Statistical Association* 63 (324)

Theil, H. (1950) A rank invariant method of linear and polynomial regression analysis. Proceedings of the Koninklijke Nederlandse Akademie Wetenschappen, Series A- Mathematical Sciences 53: 386-392, 521-525, 1397-1412.

Torseth K., Aas W., Breivik K., Fjaeraa A.M., Fiebig M., Hjellbrekke A.G., Lund Myhre C., Solberg S. & Yttri K.E. (2012) Introduction to the European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) and observed atmospheric composition change during 1972-2009. Atmospheric Chemistry and Physics 12, 5447-5481.

UE (2001) Directive 2001/81/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2001 fixant des plafonds d'émission nationaux pour certains polluants atmosphériques.

UE (2008) Directive 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe

UE (2011) Décision d'exécution 2011/850/EU de la commission portant modalités d'application des directives 2004/107/CE et 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil concernant l'échange réciproque d'informations et la déclaration concernant l'évaluation de la qualité de l'air ambiant

VMM (2009) Chemkar PM₁₀: Chemische karakterisatie van fijn stof in Vlaanderen, 2006-2007

VMM (2010) Chemkar PM₁₀ 'hotspots': Chemische karakterisatie van fijn stof in Vlaanderen, 2008-2009

Annexe A: Stations de mesure

Le tableau ci-dessous dresse la liste des stations dont les mesures figurent sur les cartes de qualité de l'air de ce rapport. Les croix en gras indiquent, pour chaque polluant, les stations utilisées par la méthode d'interpolation RIO.

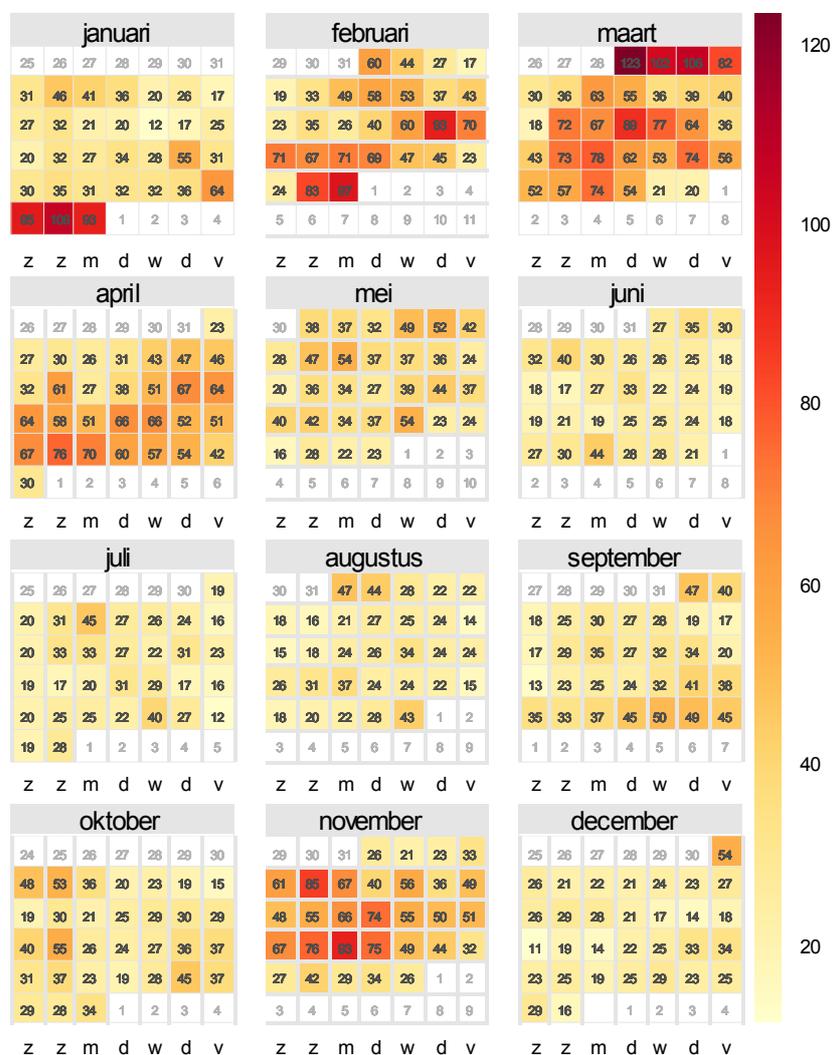
| Code de la station | Emplacement | PM10 | PM2,5 | O3 | NO2 |
|--------------------|--------------------------------|----------|----------|----------|----------|
| 40AB01 | ANVERS (ECLUSE BAUDOUIIN) | x | | | |
| 40AB02 | BERENDRECHT | x | | | |
| 40AL01 | ANVERS – RIVE GAUCHE | x | | | |
| 40AL02 | DOEL (ENGELSESTEENWEG) | x | | | |
| 40AL03 | BEVEREN | | x | | |
| 40AL04 | BEVEREN | | x | | |
| 40AL05 | KALLO (ECLUSE KALLO) | x | | | |
| 40BE06 | BEERSE | | | | |
| 40GK06 | DIEPENBEEK | x | | | |
| 40GK09 | GENK | x | | | |
| 40HB23 | HOBOKEN | x | | | x |
| 40LD01 | LAAKDAL-GEEL | | | | x |
| 40LD02 | LAAKDAL-GEEL | | | | x |
| 40ML01 | MALINES | x | | | x |
| 40MN01 | MENIN | x | | | |
| 40OB01 | OOSTROZEBEKE | x | | | x |
| 40RL01 | ROULERS (BRUGSESTEENWEG) | x | | | |
| 40SZ01 | STEENOKKERZEEL | | | | x |
| 40SZ02 | STEENOKKERZEEL | x | | | x |
| 40TS21 | TESSENDERLO | | | | |
| 40WZ02 | MOL (WEZEL) | | | | |
| 41B004 | BRUXELLES (SAINTE-CATHERINE) | | | x | x |
| 41B005 | BRUXELLES | | | | x |
| 41B006 | BRUXELLES (PARLEMENT EUROPEEN) | | | x | x |
| 41B011 | BERCHEM-SAINTE-AGATHE | x | x | x | x |
| 41MEU1 | WOLUWÉ-SAINT-LAMBERT | x | x | | x |
| 41N043 | HAREN | x | x | x | x |
| 41R001 | MOLENBEEK-SAINT-JEAN | x | x | x | x |
| 41R002 | IXELLES | | | | x |
| 41R012 | UCCLE | x | x | x | x |
| 41WOL1 | WOLUWE-SAINT-LAMBERT | x | | x | x |
| 42M802 | ANVERS LUCHTBAL | x | | | x |
| 42N016 | DESSEL | x | | x | x |
| 42N027 | BREE | | | x | x |
| 42N035 | AERSCHOT | x | | x | x |
| 42N040 | LEEJW-SAINTE-PIERRE | | | x | x |
| 42N045 | HASSELT | x | x | x | x |
| 42N046 | GELLIK | | | x | x |
| 42N054 | LANDEN | x | | x | x |
| 42R010 | WOLUWE-SAINT-ETIENNE | | | | x |

| Code de la station | Emplacement | PM10 | PM2,5 | O3 | NO2 |
|--------------------|-----------------|------|-------|----|-----|
| 42R020 | VILVORDE | X | | | X |
| 42R801 | ANVERS | X | X | X | X |
| 42R802 | ANVERS | X | X | | X |
| 42R811 | SCHOTEN | X | | X | X |
| 42R815 | ZWIJNDRECHT | X | | | X |
| 42R820 | KAPellen | | | | |
| 42R821 | BEVEREN-WAAS | | | | X |
| 42R822 | ANVERS | | | | X |
| 42R830 | DOEL | | | | X |
| 42R831 | BERENDRECHT | X | | X | X |
| 42R832 | RUISBROEK | X | | | X |
| 42R833 | STABROEK | X | X | | |
| 42R841 | MALINES | X | | X | X |
| 42R891 | ANVERS | | | | X |
| 42R892 | KALLO | | | | X |
| 42R893 | ANVERS | | | | X |
| 42R894 | ANVERS | | | | X |
| 42R897 | ANVERS | | | | X |
| 43H201 | SAINT NICOLAS | X | X | | |
| 43M204 | ANGLEUR | X | X | | |
| 43N060 | HAVINNES | X | X | X | X |
| 43N063 | CORROY LE GRAND | X | X | X | X |
| 43N066 | EUPEN | | | X | X |
| 43N067 | MEMBACH | X | X | | |
| 43N070 | MONS | X | X | X | X |
| 43N073 | VEZIN | X | X | X | X |
| 43N085 | VIELSALM | X | X | X | X |
| 43N093 | SINSIN | X | X | X | X |
| 43N100 | DOURBES | X | X | X | X |
| 43N113 | SAINT-ODE | X | X | X | X |
| 43N121 | OFFAGNE | X | X | X | X |
| 43N132 | HABAY-LA-NEUVE | X | X | X | X |
| 43R201 | LIEGE | X | X | X | X |
| 43R221 | LIEGE | X | X | | |
| 43R222 | LIEGE | X | X | X | X |
| 43R223 | JEMEPPE | X | X | | X |
| 43R240 | ENGIS | X | X | X | X |
| 44M702 | ERTVELDE | | | | X |
| 44M705 | ROULERS | X | | X | X |
| 44N012 | MOERKERKE | X | | X | X |
| 44N029 | HOUTEM | X | X | X | X |
| 44N051 | IDEGEM | | | X | X |
| 44N052 | ZWEVEGEM | X | | X | X |
| 44R701 | GAND | X | X | X | X |
| 44R710 | DESTELBERGEN | X | | X | X |

| Code de la station | Emplacement | PM10 | PM2,5 | O3 | NO2 |
|--------------------|---------------------|------|-------|----|-----|
| 44R721 | WONDELGEM | | | | X |
| 44R731 | EVERGEM | X | X | | X |
| 44R740 | WINKEL-SAINTE-CROIX | X | | X | X |
| 44R750 | ZELZATE | X | | | X |
| 45R501 | CHARLEROI | X | X | | X |
| 45R502 | LODELINSART | X | X | X | X |
| 45R510 | CHATELINEAU | X | X | | |
| 45R511 | MARCINELLE | X | X | | |
| 45R512 | MARCHIENNE-AU-PONT | X | X | | X |
| 47E007 | LEEUV-SAINTE-PIERRE | | | | X |
| 47E008 | GRIMBERGEN | | | | X |
| 47E009 | ZEMST | | | | X |
| 47E013 | FOREST | | | | X |
| 47E701 | VICHTE | | | | X |
| 47E702 | ELSEGEM | | | | X |
| 47E703 | OOSTEEKLO | | | | X |
| 47E714 | DUDZELE | | | | X |
| 47E715 | ZUIENKERKE | | | | X |
| 47E716 | MARIAKERKE | | | | X |
| 47E804 | MOL | | | | X |
| 47E805 | BORNEM | | | | X |
| 47E806 | HEMIKSEM | | | | X |
| 47E811 | DIEPENBEEK | | | | X |
| 47E812 | GENK | | | | X |
| 47E813 | HAM | | | | X |

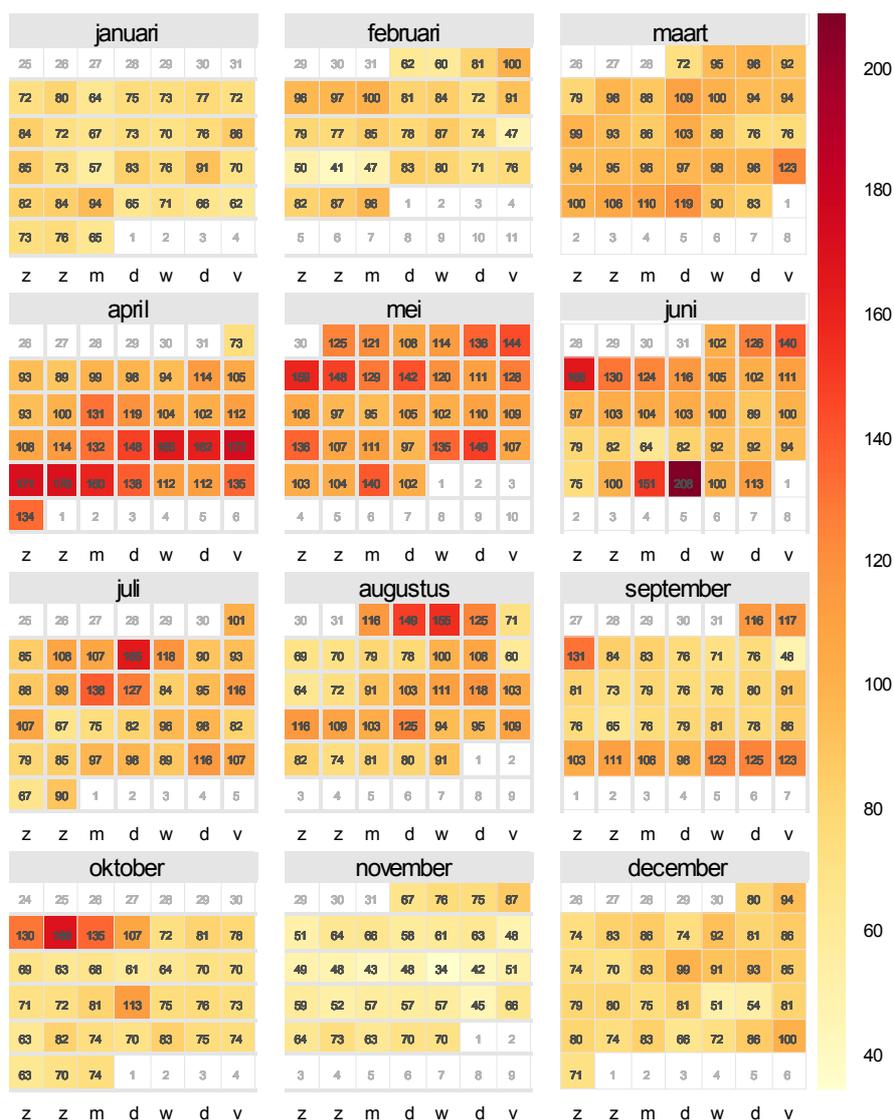
Annexe B : Relevé annuel des polluants atmosphériques

Mean daily PM₁₀ concentrations in 2011



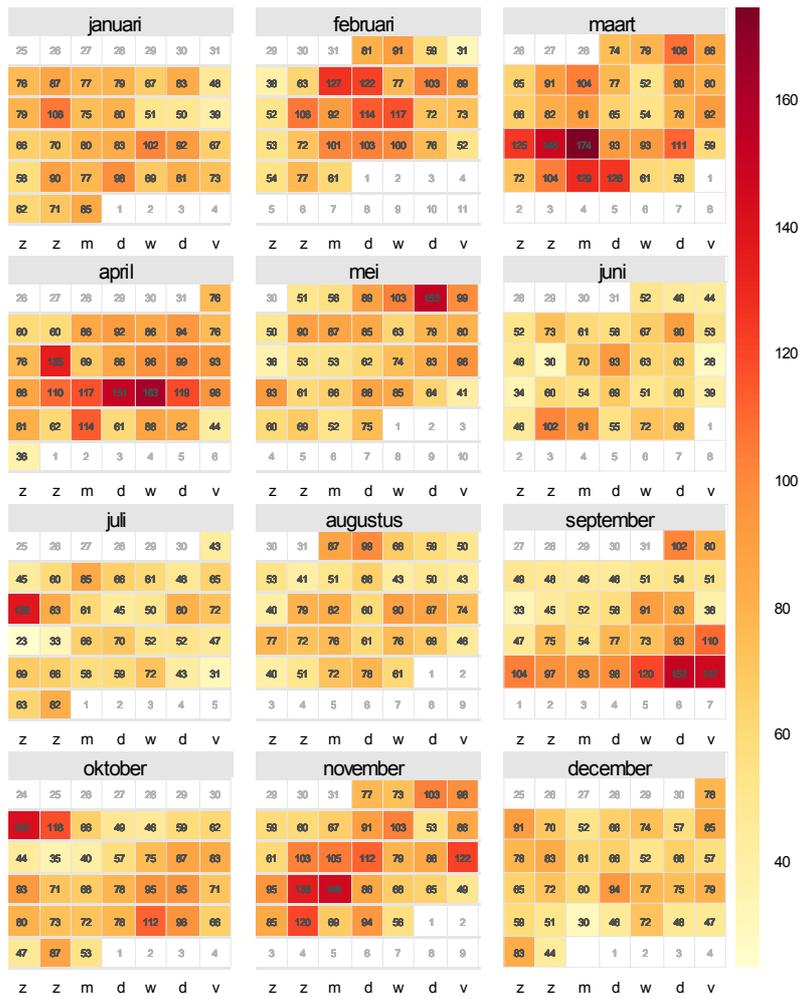
Concentrations moyennes journalières de PM₁₀ en 2011.

Maximum daily O₃ concentrations in 2011



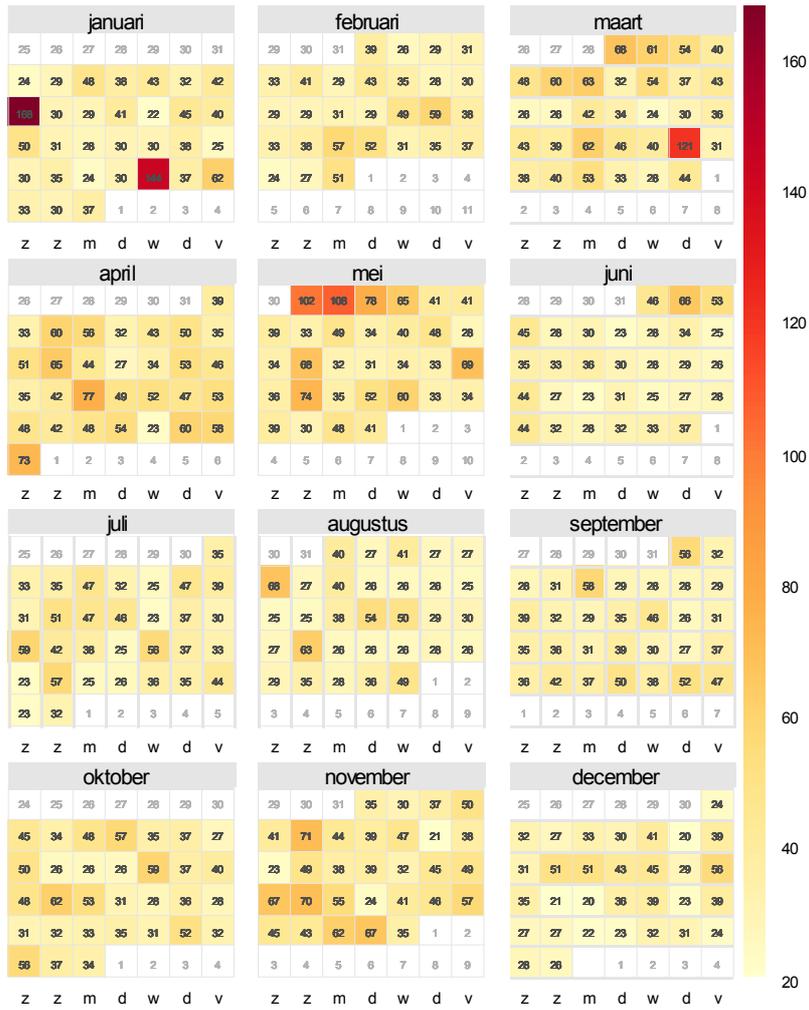
Concentrations maximales journalières d'O₃ en 2011

Maximum hourly NO₂ concentrations in 2011



Concentrations maximales journalières de NO₂ en 2011.

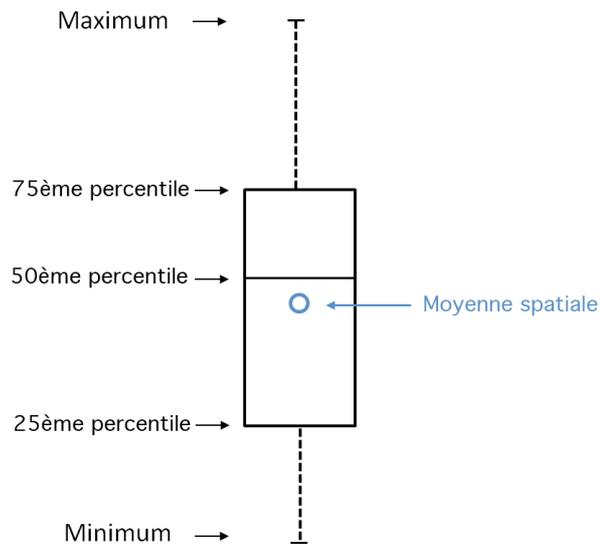
Maximum hourly SO₂ concentrations in 2011



Concentrations maximales journalières de SO₂ en 2011.

Annexe C : Interprétation des diagrammes en boîtes

Un diagramme en boîtes (« box plot ») est une représentation graphique permettant d'obtenir rapidement une vue globale de la distribution d'une série de données. Il présente les quartiles (soit les 25^{ème} et 75^{ème} centiles), la médiane (le 50^{ème} centile) et la valeur la plus élevée et la plus basse de la série. Le x-ième centile est la valeur à laquelle x% des données lui sont inférieures, et (100-x) % des données lui sont supérieures.



Présentation d'un diagramme en boîtes.

Annexe D : Cartes d'incertitudes

De manière générale, une valeur interpolée, et en particulier par la méthode RIO, n'est bien sûr pas une valeur exacte. Une méthode d'interpolation est une méthode de cartographie pondérant les valeurs mesurées d'une grandeur (par exemple, de concentration) en différents points de mesure de la manière la plus efficace possible afin d'obtenir des valeurs approximées en tous les points d'une grille de référence.

D'une part, outre l'incertitude liée aux concentrations moyennes horaires ou journalières interpolées, l'agrégation en moyennes annuelles ou en dépassements journaliers est également génératrice d'incertitude.

Dans la technique d'interpolation RIO, plusieurs aspects contribuent à l'incertitude entachant les concentrations interpolées :

1. Erreur liée aux valeurs de mesure : elle est indirectement prise en compte en raison étant donné que le variogramme utilisé dans le kriging (la méthode sous-jacente à la technique d'interpolation RIO) présente un effet « nugget » (c.-à-d. qu'on ne présuppose pas une concentration mesurée identique en cas de distance nulle entre les stations de mesure).
2. Agglomération ou « clustering » des stations de mesure : un plus grand nombre de stations à proximité les unes des autres réduisent la précision de l'interpolation.
3. Distance par rapport aux stations de mesure : l'incertitude d'interpolation est plus grande à un endroit plus éloigné des stations de mesure.
4. Variation des mesures proprement dites : si les mesures prises à des endroits proches les uns des autres présentent une grande variation, l'incertitude d'interpolation est également plus grande.
5. Erreur par de-trending et re-trending : erreur commise en renormalisant les stations afin qu'elles aient toutes la même représentativité spatiale, ainsi que lors de l'exercice inverse après leur interpolation.

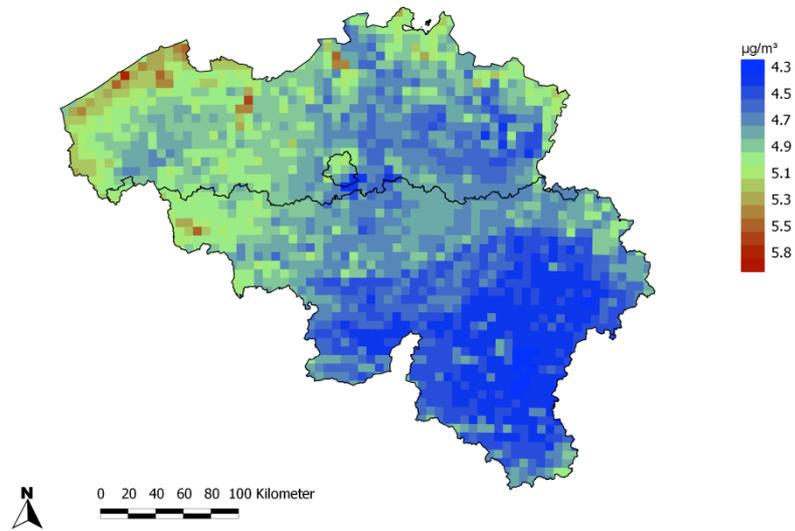
Une fois que l'incertitude liée aux concentrations moyennes horaires ou journalières interpolées a été déterminée, il faut également tenir compte, lors de l'agrégation, de :

1. L'autocorrélation temporelle des données, liée au fait que les concentrations d'aujourd'hui dépendent de celles d'hier, qui réduit l'information disponible dans les données.
2. La covariance entre les différentes cellules qui est représentée par un modèle spatial fixe au fil du temps (variogramme).

Une incertitude basée sur l'écart-type d'une distribution normale de probabilité est calculée pour les concentrations interpolées par la méthode RIO sur base des sources d'incertitude citées plus haut (voir cartes ci-dessous). Pour une distribution de probabilité normale, avoir une valeur x et une erreur de $5,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, signifie qu'il y a alors 68 % de chance que la valeur réelle soit comprise entre $(x-5,0)$ et $(x+ 5,0) \mu\text{g}/\text{m}^3$ (« erreur d'un sigma »), 95% de chance que la valeur réelle soit comprise entre $(x-2*5)$ et $(x+2*5) \mu\text{g}/\text{m}^3$, etc. Il est alors possible de calculer une probabilité de dépassement des valeurs limite européennes (probability of exceedance) sur base de la concentration interpolée, de l'incertitude calculée et de la valeur limite.

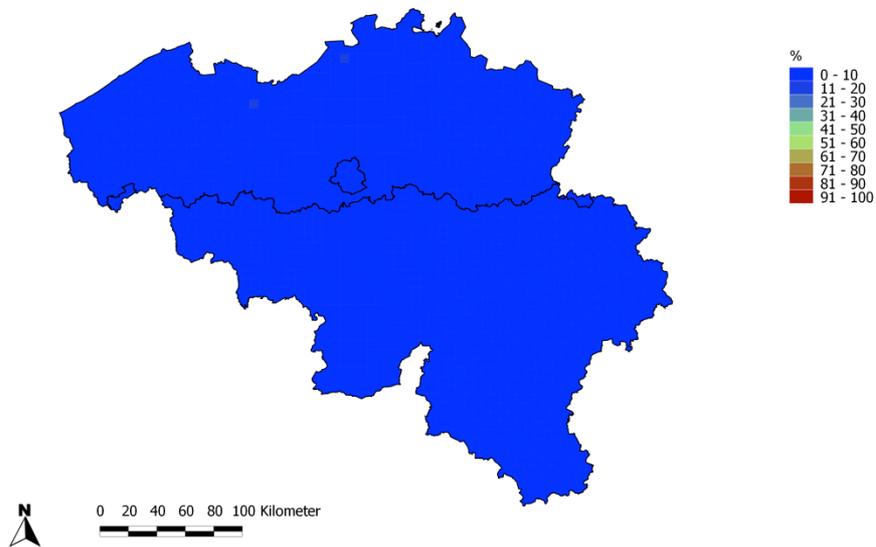
PM10

Error on PM10 annual mean (Belgium, 2011)



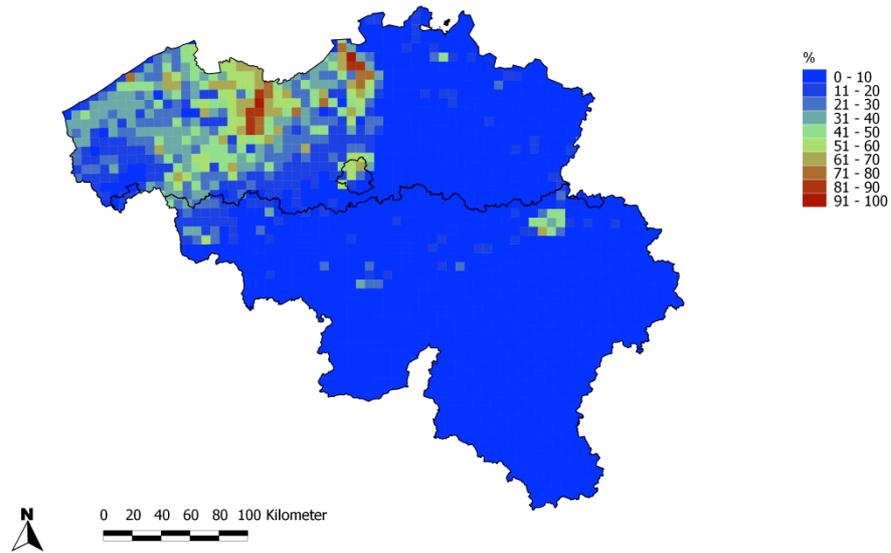
Distribution spatiale de l'erreur absolue ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) pour la concentration moyenne annuelle de PM₁₀.

Probability of exceedance of PM10 annual limit value (Belgium, 2011)



Probabilité (%) que la concentration moyenne annuelle de PM₁₀ dépasse la valeur limite européenne de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

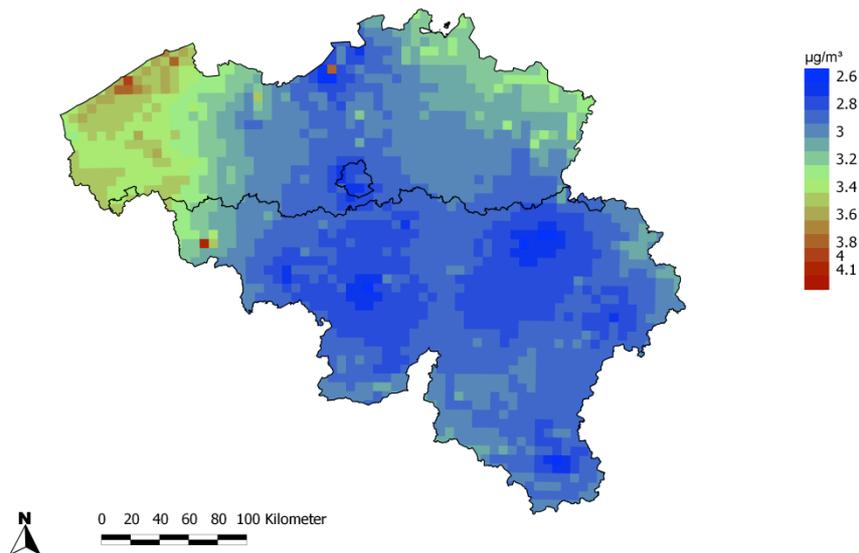
Probability of exceedance of PM10 daily limit value (Belgium, 2011)



Probabilité (%) que la valeur limite journalière de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le PM_{10} soit dépassée pendant plus de 35 jours.

PM2.5

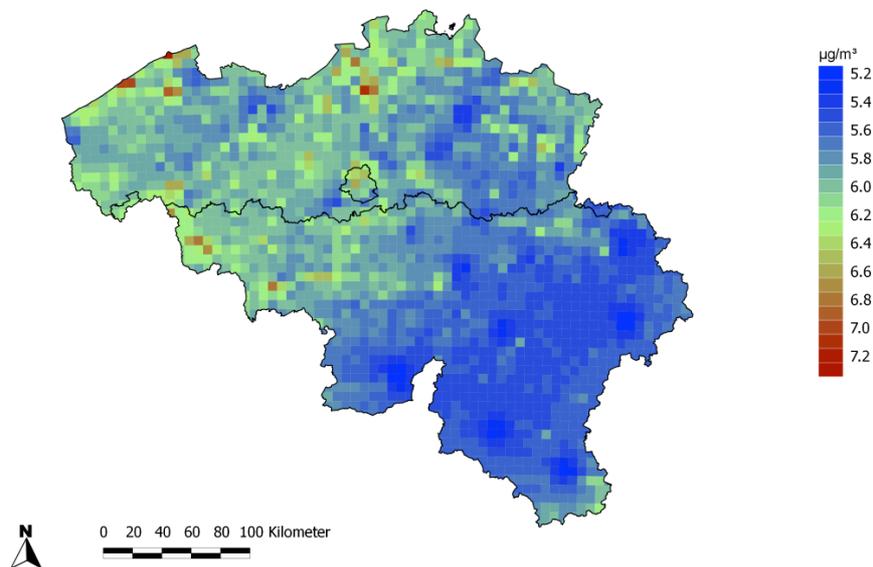
Error on PM2.5 annual mean (Belgium, 2011)



Distribution spatiale de l'erreur absolue ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) pour la concentration moyenne annuelle de $\text{PM}_{2.5}$.

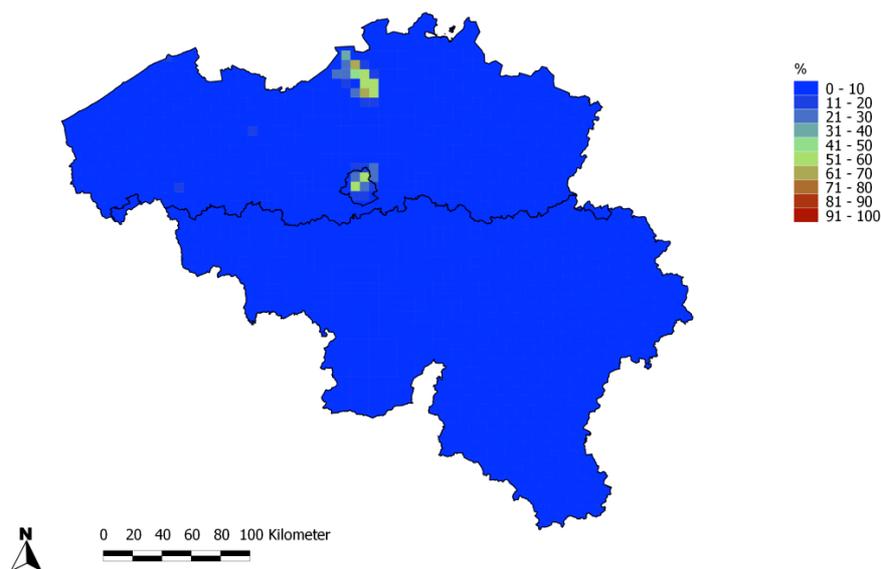
NO2

Error on NO2 annual mean (Belgium, 2011)



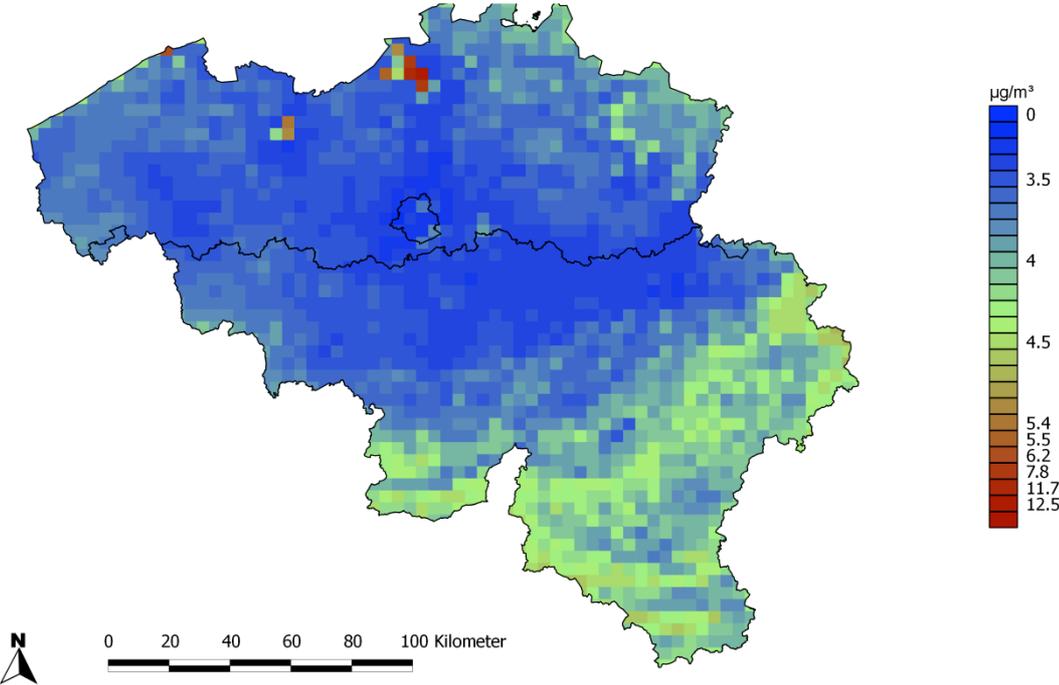
Distribution spatiale de l'erreur absolue (µg/m³) pour la concentration moyenne annuelle de NO₂.

Probability of exceedance of NO2 annual limit value (Belgium, 2011)



Probabilité (%) que la concentration moyenne annuelle de NO₂ dépasse la valeur limite européenne de 40 µg/m³.

Error on O3 annual mean (Belgium, 2011)



Distribution spatiale de l'erreur absolue ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) pour la concentration moyenne annuelle de O₃.