



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 2013

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

Juliette Dujardin

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).

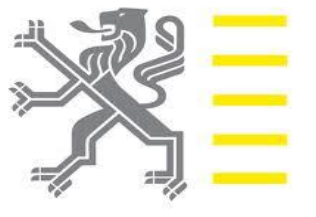


Table des matières

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 2012.....	18
2.1 Smog hivernal.....	19
2.2 Ozone.....	20
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	23
3.1.3 Concentrations moyennes journalières de PM ₁₀	27
3.2 PM _{2,5}	33
3.2.1 Stations de mesure PM _{2,5}	33
3.2.2 Concentrations moyennes annuelles de PM _{2,5}	33
3.2.3 Indicateur d'exposition moyenne (IEM)	37
4 Oxydes d'azote	41
4.1 Stations de mesure NO ₂	41
4.2 Concentrations moyennes annuelles de NO ₂	42
4.3 Valeurs horaires de NO ₂	47
5 Ozone.....	50
5.1 Stations de mesure de l'ozone	51
5.2 Ozone et population.....	52
5.2.1 NET60	52
5.2.2 AOT60.....	56
5.3 Ozone et végétation	57
5.3.1 AOT40_végétation	58
5.3.2 AOT40_forêts.....	60
5.4 Moyenne annuelle d'ozone.....	61
5.5 Évolution de la tendance pour les classes de concentrations d'O ₃	65
6 Dioxyde de soufre	67

6.1	Stations de mesure de SO ₂	67
6.2	Moyenne horaires de SO ₂	67
6.3	Moyennes journalières de SO ₂	70
6.4	Moyennes annuelles de SO ₂	70
	Perspectives : amélioration de la technique d'interpolation RIO.....	72
	Conclusion.....	74
	Références.....	75
	Annexe A: Stations de mesure.....	77
	Annexe B : Relevé annuel des polluants atmosphériques.....	80
	Annexe C : Interprétation des diagrammes en boîtes.....	84
	Annexe D : Cartes d'incertitudes.....	85
	PM10	86
	PM2.5	87
	NO2	88
	O3	89

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 et ensoleillées 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 certaines 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 très résumée, 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). Ensemble de particules fines, formées de carbone élémentaire, dont la concentration est mesurée par des méthodes optiques, et 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, et hautement toxiques.

Résumé

Le tableau ci-dessous (Tableau 1) regroupe les différents indicateurs de qualité de l'air pour la Belgique en 2013 et les compare, à l'aide d'un code de couleur, aux valeurs minimales, maximales et moyennes de la période 2003 - 2012 (sauf pour les $PM_{2.5}$ où la comparaison est faite pour 2005-2012). Ces chiffres ont été calculés sur base des valeurs fournies par la technique d'interpolation RIO (à la résolution spatiale de $4 \times 4 \text{ km}^2$). Les chiffres sont donc représentatifs de moyennes sur des cellules de grille de $4 \times 4 \text{ km}^2$, 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 2013.

Indicateur	2013			Norme européenne	Valeur indicative OMS
	min.	Moyenne	max.		
PM_{10}					
Moyenne annuelle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	8	20	32	40	20
Nombre de jours $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0	9	39	Max. 35 jours	Max. 3 jours
$PM_{2,5}^*$					
Moyenne annuelle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	7	13	21	25	10
O_3					
Nombre de jours $>$ seuil d'information $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$	3				
Nombre de jours $>$ seuil d'alerte $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$	2				
Nombre de jours avec max8h $> 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1	12	25	OMT : 25 jours, moyenne sur 3 ans, OMT : 0 jour	0 jour avec max 8h $> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Nombre de jours avec max 8h $> 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (moyenne 2010-2012)	3	11	22	OMT : 25 jours, moyenne sur 3 ans, OMT : 0 jour	0 jour avec max8h $> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$
AOT60 ($(\mu\text{g}/\text{m}^3) \cdot \text{h}$)	48	1507	2832	5800**	
AOT40 végétation ($(\mu\text{g}/\text{m}^3) \cdot \text{h}$)	1810	9154	15614	OMT : 18 000 jours, moyenne sur 5 ans, OLT: 6000	

AOT40 végétation (($\mu\text{g}/\text{m}^3$).u) (moyenne 2008-2012)	2235	8666	15060	OMT : 18 000 jours, moyenne sur 5 ans, OLT : 6000	
AOT40 forêts (($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h)	3055	19192	26126	Niveau critique : 10 000** Niveau de référence : 20 000**	

NO ₂					
Moyenne annuelle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5	15	42	40	40
19 ^{ème} moyenne horaire la plus élevée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	31	57	122	200	moyenne horaire la plus élevée : 200

SO ₂					
25 ^{ème} moyenne horaire la plus élevée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	2	4.7	27	350	
4 ^{ème} moyenne journalière la plus élevée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1	3.3	22	125	moyenne journalière la plus élevée : 20

* Comparaison avec la période 2005-2012

**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 2013 apparaît comme une année favorable pour la qualité de l'air. Seuls le nombre de jours pour lesquels le seuil d'alerte de l'ozone fut dépassé, la valeur cible pour la protection de la population pour l'ozone et l'AOT40 pour la végétation ou pour les forêts sont au mieux comparables à la moyenne établie sur la période 2003-2012 (10 ans). Toutes les normes européennes n'ont cependant pas été respectées en 2013. 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 2013, les concentrations moyennes annuelles de PM_{2,5} sont restées en-dessous de la valeur cible européenne en vigueur depuis 2010. 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 en la plupart des endroits. La situation n'est pas plus favorable pour les forêts : presque la totalité des forêts subissent une charge d'ozone supérieure au niveau critique. La valeur de référence a été dépassée sur 44% des forêts en 2013.

En conclusion, on peut affirmer que les problèmes en termes d'impact santé concernent encore et toujours surtout les concentrations de particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀) et d'ozone en 2013.

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	2013	Valeur indicative OMS	2013
		% 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	84 %
Nombre de jours > 50 µg/m ³	Max. 35 jours	0,02%	Max. 3 jours	95 %

PM_{2,5}

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

NO₂

Moyenne annuelle (µg/m ³)	40	1 %	40	1 %
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	0 %
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 2010-2012)	OMT : 25 jours, moyenne sur 3 ans	0 %
AOT60 ((µg/m ³).h)	5800*	0%
AOT60 végétation ((µg/m ³).h)	OLT : 6000	84 %
AOT40 végétation ((µg/m ³).u) (moyenne 2008-2012)	OMT : 18000, moyenne sur 5 ans :	0 %
AOT40 forêts ((µg/m ³).h)	Niveau critique : 10 000*	99 %
AOT40 forêts ((µg/m ³).h)	Niveau de référence : 20 000*	44 %

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. Ce rapport présente l'état de la qualité de l'air en Belgique pour l'année 2013.

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://www.awac.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 2013 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 (cf. <http://cdr.eionet.europa.eu/be/eu/annualair>). 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 NO, 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.

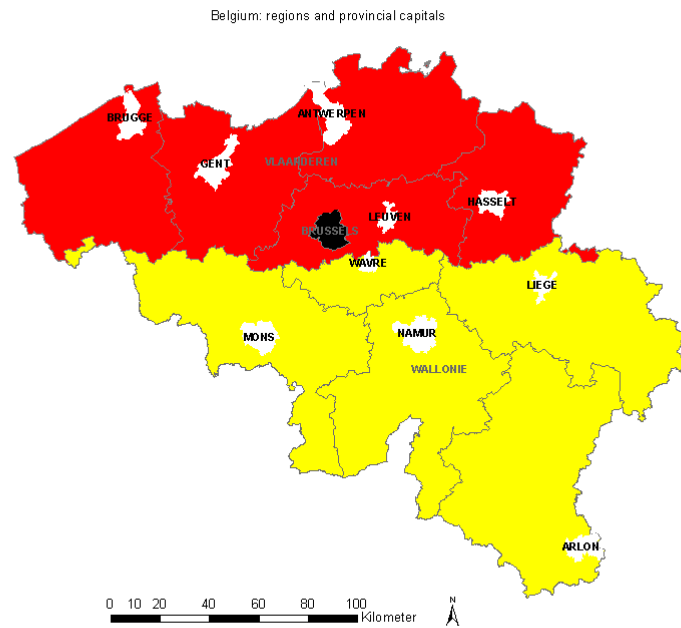


Figure 1: Les différentes Régions, provinces et grandes agglomérations en Belgique.

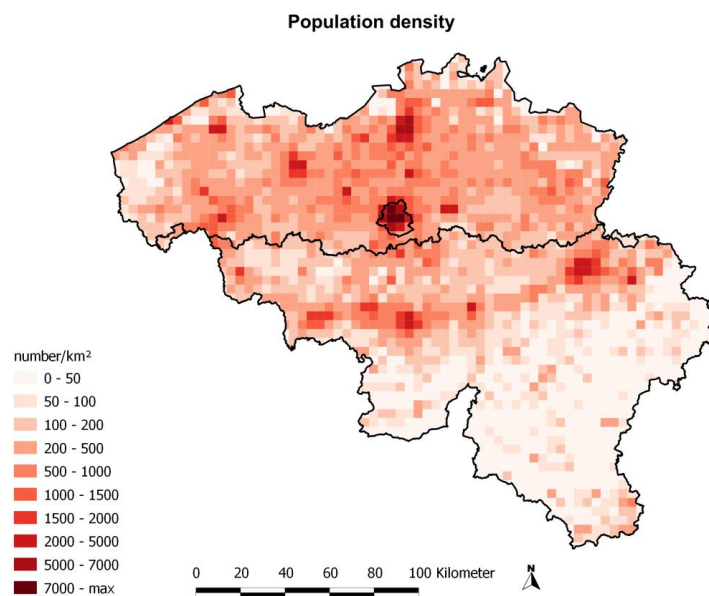


Figure 2: Densité de la population par cellule de la grille RIO (source : chiffres de la population, Statistics Belgium)

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.

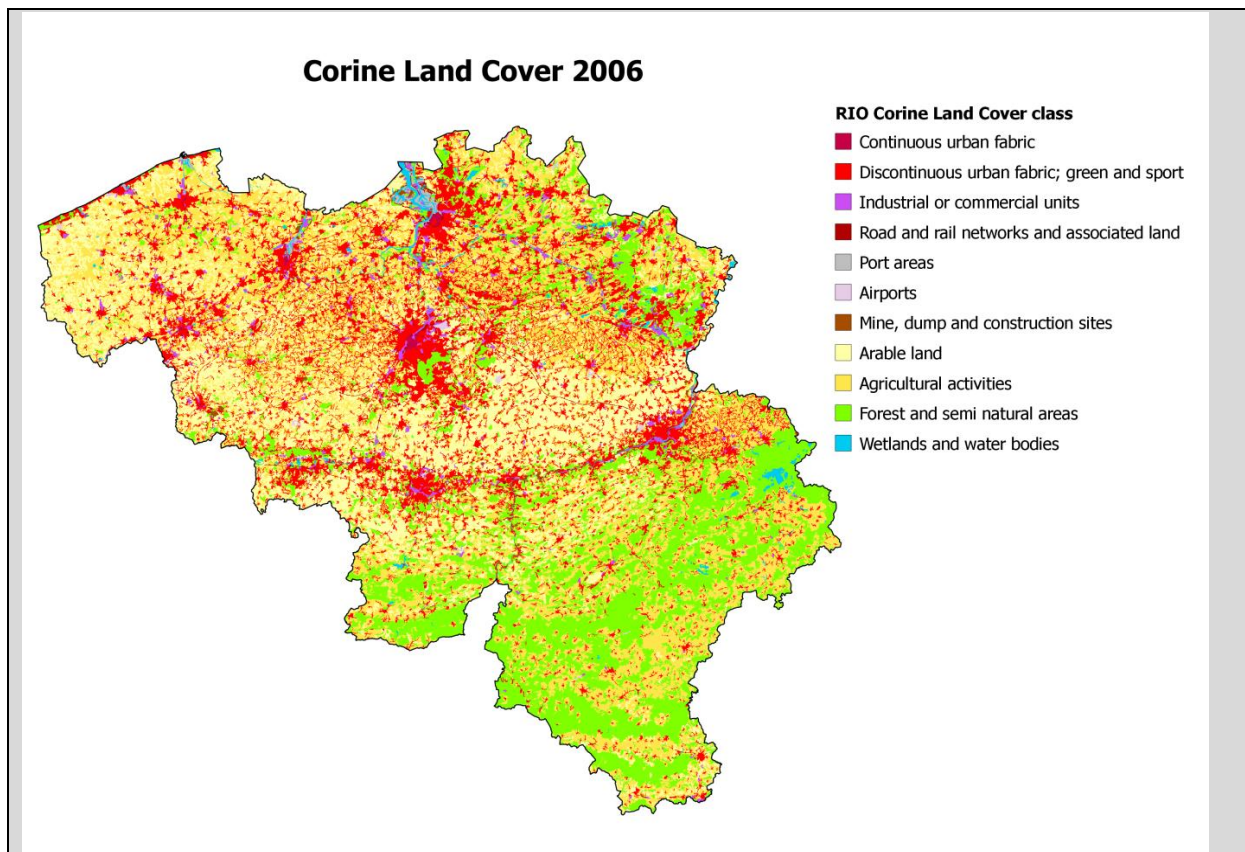


Figure 3: occupation des sols en Belgique, répartie en classes RIO-CORINE.

La technique d'interpolation RIO a été développée pour les polluants PM_{10} , $PM_{2.5}$, O_3 , SO_2 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 $PM_{2.5}$).

Outre les différents indicateurs évalués pour l'année 2013, 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 (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 2013 (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 2.4.0 (QuantumGIS Development Team, 2014).

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 (jusque 2011 pour les PM₁₀ et jusque 2015 pour le benzène et le NO₂) 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 µg/m³ pour le PM₁₀ 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 µg/m³ pour le dioxyde d'azote (NO₂) 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 réduire davantage les émissions de NO_x afin que la norme européenne puisse être respectée d'ici 2015. La Commission européenne a accordé un délai supplémentaire à la Flandre : elle ne devra respecter la norme moyenne annuelle de NO₂ 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 µg/m³. 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	Santé humaine	Année et hiver	20 µg/m ³		
		1 heure	200 µg/m ³	18	1 ^{er} janvier 2010
	Végétation	année	40 µg/m ³		1 ^{er} janvier 2010
PM ₁₀	Santé humaine	année	30 µg/m ³		
	Santé humaine	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

Le 18 décembre 2013, la commission européenne a publié un nouveau train de mesures visant à améliorer la qualité de l'air en Europe. Ces mesures sont le résultat d'un ré-examen en profondeur de la politique en matière de qualité de l'air, qui a commencé au début de l'année 2011 et impliqué de nombreux experts, organisations internationales et stakeholders. Ce train de mesures comprend d'une part une révision de la « Thematic Strategy on Air Pollution and Clean Air for Europe (CAFE) » de 2005, dans laquelle la Commission présente les objectifs qu'elle souhaite atteindre concernant la qualité de l'air, et d'autre part une proposition de révision de la directive en ce qui concerne les plafonds d'émissions (directive National Emissions Ceilings) et l'établissement d'une nouvelle directive pour limiter les émissions des installations de combustion de taille moyenne (directive Medium Combustion Plan).

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, et compensent les réductions d'émissions du parc automobile plus récent ; 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). Dans l'ensemble de l'Europe, de nombreuses zones de qualité de l'air sont en dépassement d'une ou plusieurs normes de qualité de l'air. Etant donné que les effets négatifs de la pollution de l'air sur la santé et l'environnement ne peuvent être ignorés (OMS (2013)) et que même après implémentation de la politique actuelle, un impact négatif subsistera, la Commission européenne a défini des objectifs à atteindre à court, moyen et long terme.

A court terme, aucune nouvelle législation ne sera introduite - l'objectif est d'arriver à une implémentation complète dans l'ensemble des Etats Membres de la législation actuelle pour 2020 au plus tard. Pour ce faire, la Commission propose un soutien financier pour l'élaboration et l'implantation de plans d'amélioration de la qualité de l'air, et poursuivra les efforts pour la réduction des émissions de NO_x émis par le trafic et les véhicules diesel, notamment au moyen des normes EURO et la mise en place de protocoles de tests afin d'établir des seuils plus réalistes par rapport aux émissions réelles (« real driving emissions »). Dans les conditions de conduites réelles, les véhicules diesel émettent en effet plus de NO_x que dans les conditions d'un test normalisé au cours duquel chaque véhicule effectue un cycle prédéterminé sur un banc d'essai.

*Les **normes Euro** constituent une réglementation de l'[Union européenne](#) fixant les limites maximales d'émissions de polluants pour les véhicules routiers.*

A moyen terme, l'objectif de la Commission est de réduire le nombre de décès prématurés consécutifs aux concentrations trop élevées en PM ou O₃, ainsi que la surface des écosystèmes en dépassement des charges critiques de respectivement de 52 et 35% à l'horizon 2030, par rapport à 2005. Pour atteindre ces objectifs, la Commission envisage premièrement de réviser la directive sur les plafonds d'émissions (NEC, 2001/81/EU), et deuxièmement l'implémentation d'une nouvelle directive concernant les émissions des installations de combustion moyennes - ceci dans le but de réduire les concentrations de fond. Dans la proposition actuelle de directive NEC, toujours en discussion, des objectifs de réduction par rapport aux plafonds de 2005 sont prévus. À côté des plafonds déjà définis pour les NO_x, SO_x, NMVOC et NH₃, de nouveaux plafonds pour le méthane et les PM_{2,5} sont envisagés. Pour 2020, les objectifs repris sont ceux du protocole de Göteborg révisé en 2012 (dans le cadre du traité international LRTAP). Pour 2030, des objectifs plus stricts seront d'application.

Sur le long terme (à l'horizon 2050), l'objectif est d'aligner les normes européennes sur les recommandations de l'OMS. Actuellement, les normes européennes sont moins strictes que les valeurs guides de l'OMS pour la protection de la santé et restent donc insuffisantes pour minimiser l'impact de la pollution de l'air sur la santé. En comparaison avec un scénario sans nouvelles mesures, le train de mesures pour l'amélioration de la qualité de l'air prévu doit permettre d'éviter 58000 décès prématurés et d'augmenter considérablement la surface des écosystèmes protégés

Pour plus d'informations sur le train de mesures pour l'amélioration de la qualité de l'air en Europe:
http://ec.europa.eu/environment/air/clean_air_policy.htm.

2 Périodes de pollution atmosphérique accrue (épisodes de smog) en 2013

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'est-à-dire 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). Un composé-clé dans la formation de particules secondaires est l'ammoniac. 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 2013 sont présentées dans l’annexe B.

2.1 Smog hivernal

Durant l’hiver 2013, nous avons connu un seul épisode de smog attribuable aux particules fines. Du 22 au 24 janvier, les conditions étaient défavorables à la dispersion des polluants. Le 23 janvier, une inversion thermique de basse altitude (200-300 m) s’est développée au-dessus de la Belgique et a perduré jusqu’au lendemain matin (Figure 4). Cette inversion, combinée à de faibles vitesses de vent, a entraîné une augmentation des concentrations de particules fines (les concentrations se situaient entre 70 et 130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) au nord du sillon Sambre et Meuse. L’importation de polluants par l’arrivée de masses d’air continentales a également pu contribuer à l’augmentation des concentrations. Au sud du pays, les concentrations sont restées nettement plus basses, notamment à cause du fait que les émissions locales y sont nettement plus faibles.

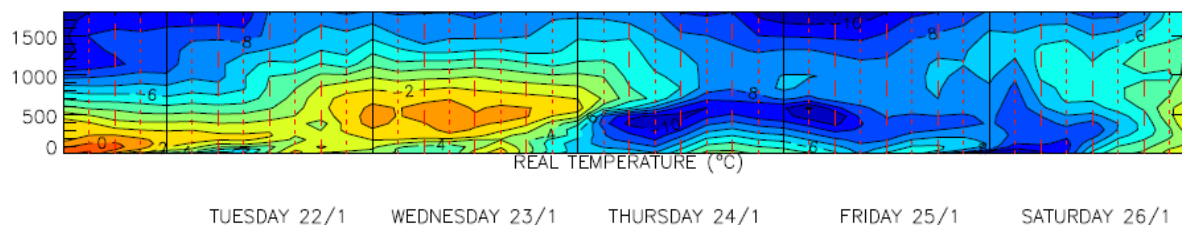


Figure 4 : Préviction ECMWF pour la température, du jeudi 22/1/2013 au samedi 26/1/2013 (abscisse). L’altitude est reprise en ordonnée. On observe clairement une inversion thermique (soit une température croissant avec l’altitude) pour la journée du mercredi 23.

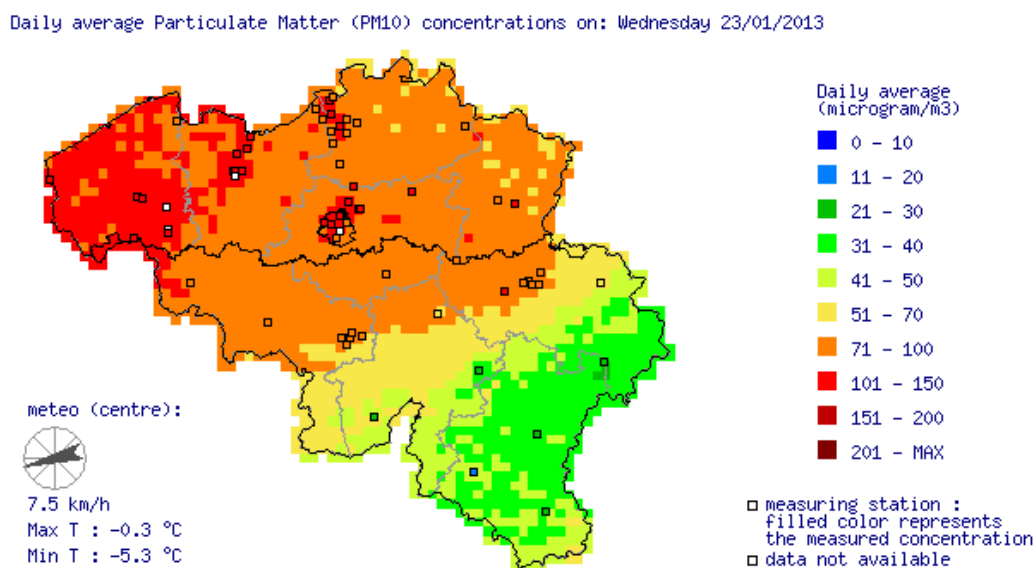


Figure 4: moyenne journalière des concentrations de particules fines le 23/01/2013.

Des concentrations élevées en particules fines furent également mesurées dans l'air fin mars, ainsi que quelques jours en avril et mai. Les conditions météorologiques stables durant ces périodes (vent faible, inversion de température nocturne,...) ont ainsi maintenu dans les couches les plus basses de l'atmosphère la pollution émise par le trafic, les activités domestiques, l'industrie, ainsi que les particules secondaires formées consécutivement aux épandages agricoles.

2.2 Ozone

L'été 2013 peut être qualifié de normal du point de vue des températures et de la durée d'ensoleillement. Le mois de juillet fut caractérisé par un temps très chaud et ensoleillé, et notamment une vague de chaleur entre le 14 et le 27/7 (source : IRM). Les concentrations d'ozone les plus élevées ont logiquement été mesurées au cours du mois de juillet. Le 19 juillet, un dépassement du seuil européen d'information de 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été enregistré à la station de mesure de Vielsalm. L'épisode d'ozone le plus important de 2013 est survenu les 22 et 23 juillet (cf. figure 6). Au cours de cet épisode, le seuil d'information a été dépassé en 29 des 41 stations de mesures. De plus, le seuil d'alerte de 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a également été dépassé en un point de mesure ces deux journées. La concentration horaire la plus élevée enregistrée a été de 259 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Aarschot le 22 juillet.

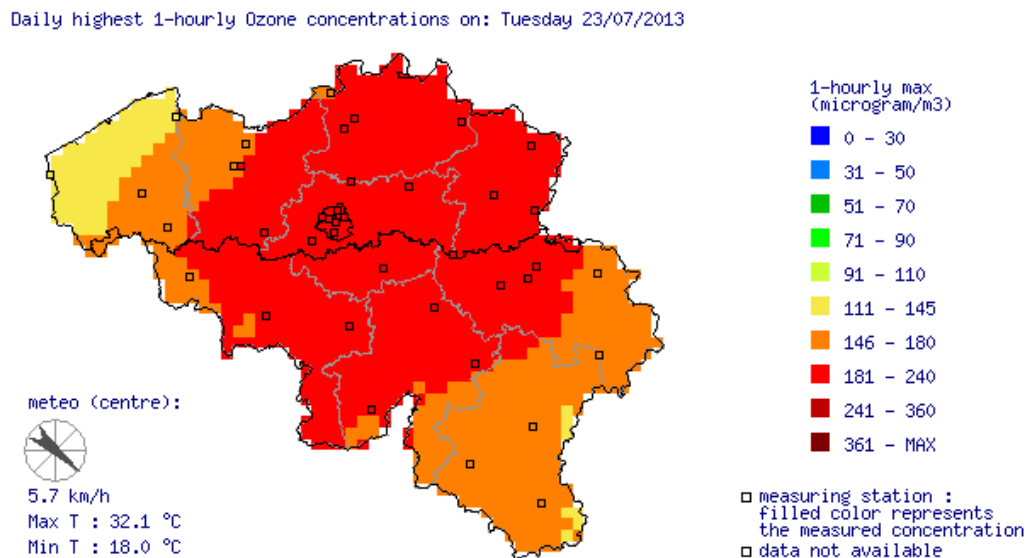


Figure 5: concentrations d'ozone horaires maximales le 23 juillet 2013.

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. En 2012, les particules de diesel ont été classées par l'IARC ("Agency for Research on Cancer", faisant partie de l'OMS), dans le groupe 1 des substances cancérigènes (WHO, 2012). Le groupe 1 regroupe les substances qui sont "certainement" cancérigènes pour la population.

En outre, les particules fines ont également des effets négatifs sur les écosystèmes. Elles contribuent également à la dégradation des surfaces devant ainsi être nettoyées plus fréquemment, et peuvent avoir selon leur composition un effet corrosif sur les matériaux et le patrimoine culturel.

3.1 PM_{10}

3.1.1 Stations de mesure PM_{10}

La Figure 6 montre l'évolution du nombre de stations de mesure des concentrations de PM_{10} . 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 66 en 2012 et est de 65 en 2013. Étant donné que le nombre de stations de mesure en 2004 était nettement inférieur à celui de 2013, 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 à partir de 2008.

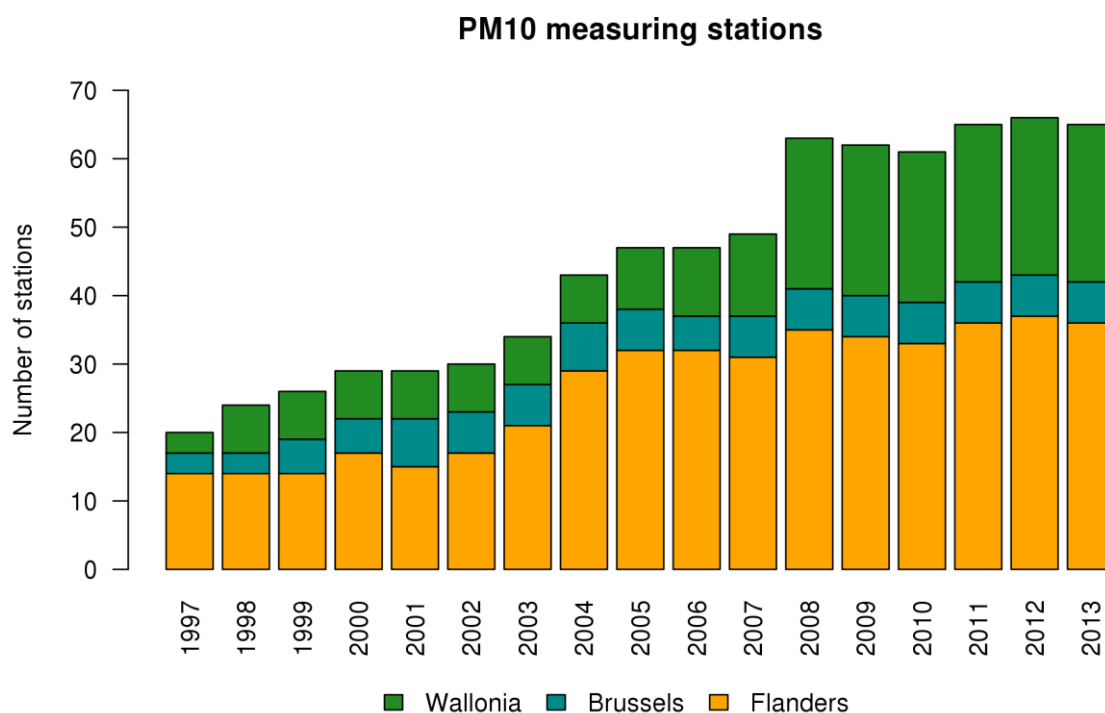


Figure 6: évolution du nombre de stations de mesure de PM_{10} en Belgique.

3.1.2 Concentrations moyennes annuelles de PM_{10}

La valeur limite européenne de concentration pour la protection de la population à des effets de santé chroniques dus à une exposition de longue durée au PM_{10} s'élevé à $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle. En 2013, la concentration moyenne annuelle de PM_{10} , moyennée spatialement sur l'ensemble des cellules de la grille RIO en Belgique, s'élevait à $19,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La valeur limite de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ n'a été dépassée nulle part (Figure 7). Les concentrations moyennes annuelles les plus élevées, entre 26 et $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ont été mesurées près de Gand, Anvers, Bruxelles, Bruges et Ostende. Dans le reste de la Flandre et à Bruxelles, ainsi qu'au Nord de la Wallonie, les concentrations oscillent entre 21 et $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les plus faibles concentrations moyennes annuelles de PM_{10} , comprises entre 0 et $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 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.

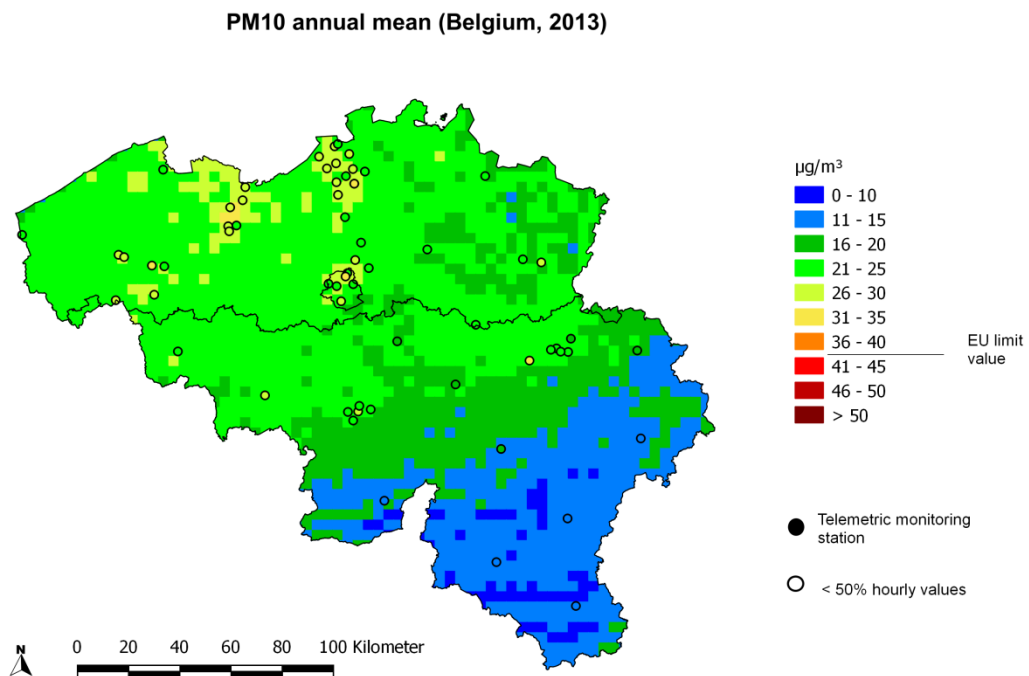


Figure 7: distribution spatiale de la concentration moyenne annuelle de PM_{10} en Belgique en 2013. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

La Figure 8 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 PM_{10} 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.

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.

Après 2003, on observe une baisse des concentrations moyennes annuelles de PM_{10} ; 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 $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est cependant encore dépassée sur plus de 50 % du territoire belge.

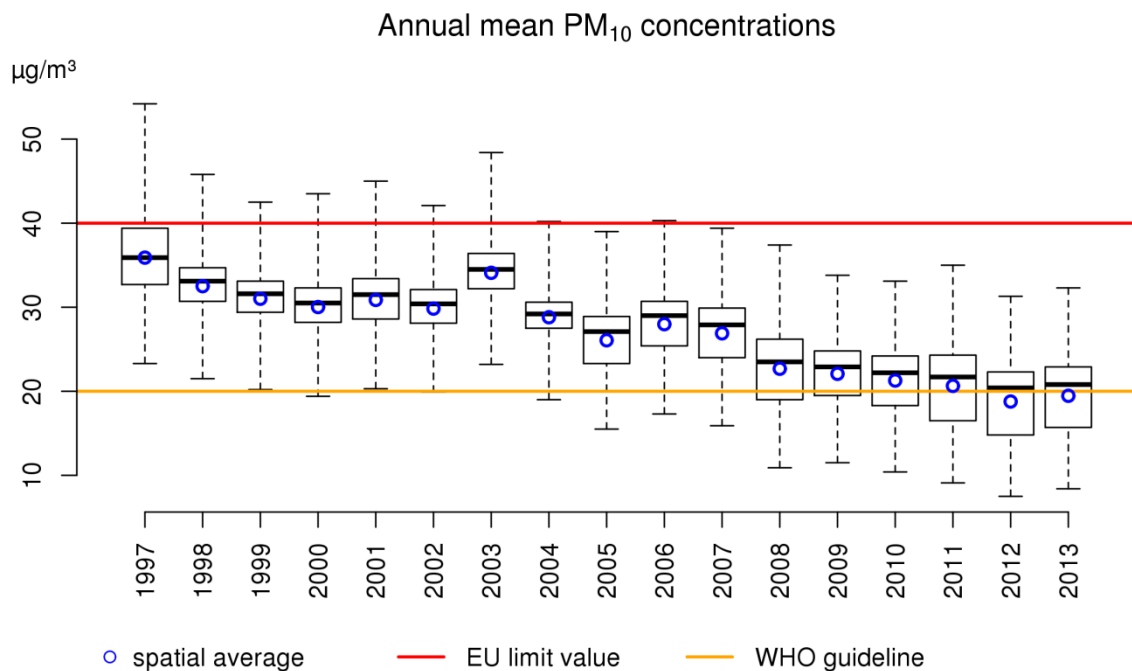


Figure 8: diagramme en boîtes des concentrations moyennes annuelles de PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) sur la période 1997-2013 en Belgique. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

Les concentrations moyennes annuelles de PM_{10} en 2013 s'élèvent à $24,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Bruxelles, $22,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Flandre et $16,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Wallonie (Figure 9). 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 PM_{10} . En 2013, elle correspond à peu près à la concentration annuelle moyenne de PM_{10} en Flandre ($22,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

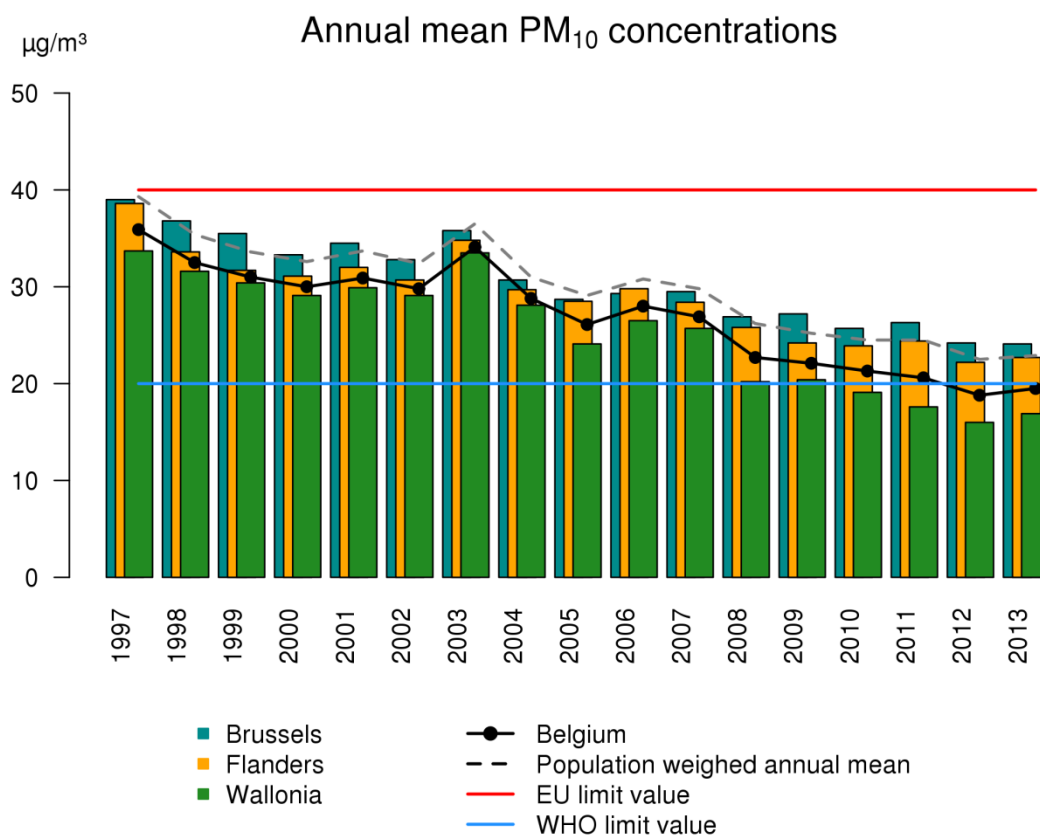


Figure 9: évolution de la concentration moyenne annuelle spatiale de PM₁₀ en Belgique et dans les trois Régions, et de la moyenne pondérée en fonction de la population pour la Belgique. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

La distribution spatiale de la « tendance » (ou « trend », soit de l'évolution temporelle des concentrations) entre 2000 et 2013 permet de constater que les concentrations moyennes annuelles de PM₁₀ ont baissé partout en Belgique durant cette période (voir Figure 10). Cette diminution semble plus marquée en Wallonie (entre -1,6 et -2,0 µg/m³/an) qu'en Flandre (-0,4 et -1,2 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 utilisés par la technique d'interpolation RIO sont des résultats de mesures étalonnés, pour lesquels l'équivalence avec la méthode référence européenne a été démontrée.

Trend in PM10 annual mean (Belgium, 2000 - 2013)

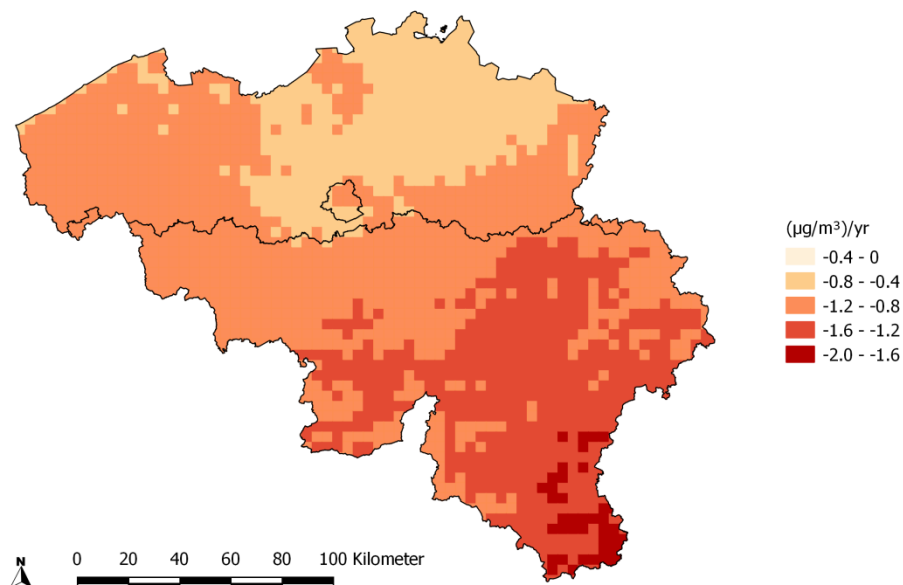


Figure 10: distribution spatiale de la tendance temporelle des concentrations moyennes annuelles de PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{an}$). Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

En 2013, la population belge n'a pas été exposée à des concentrations moyennes annuelles supérieures à la valeur limite européenne de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figure 11). 84 % de la population a cependant été exposée à des concentrations moyennes annuelles de PM₁₀ supérieures à la valeur indicative OMS de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La tendance décroissante de l'exposition de la population observée les années précédentes s'est maintenue. En 2013, 16 % de la population a été exposée à des concentrations de PM₁₀ inférieures à la valeur indicative de l'OMS ($< 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$), alors que ce n'était le cas que de 11 % de la population en 2011, et même de 0 % en 2006.

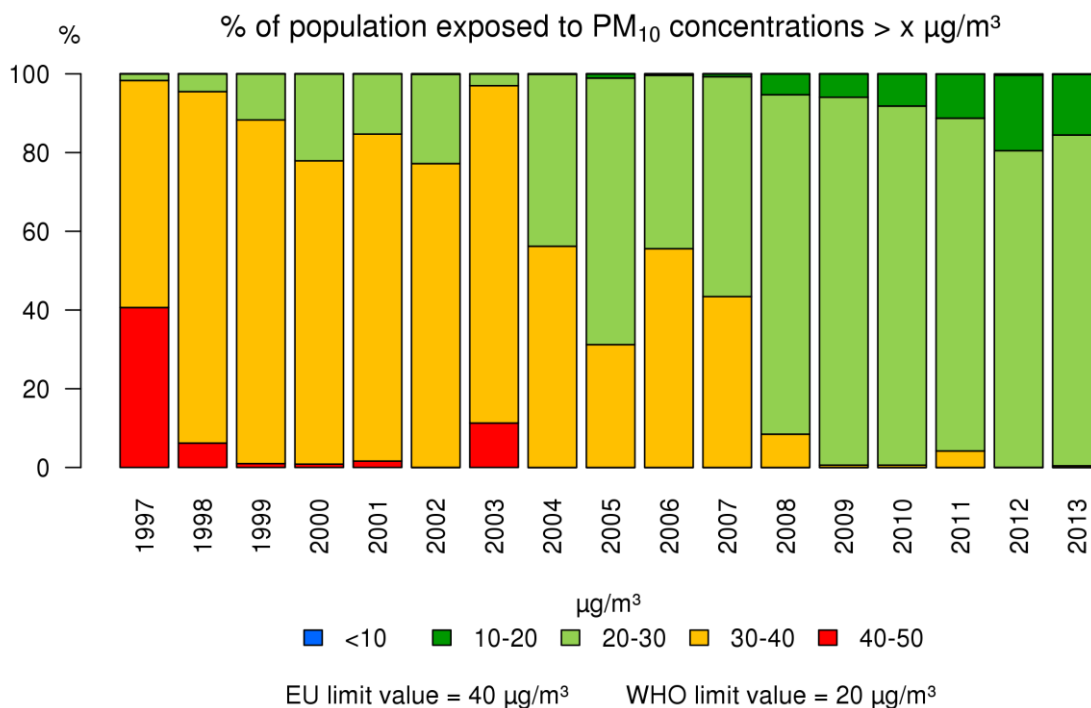


Figure 11: évolution de l'exposition de la population aux concentrations moyennes annuelles de PM₁₀, calculée sur base de la technique d'interpolation RIO.

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 2013, cette valeur limite a été dépassée à plusieurs endroits dans la zone des canaux de Gand et dans le port d'Anvers (Figure 12). Comme expliqué dans l'introduction, des concentrations plus basses ou plus élevées que les valeurs que la méthode d'interpolation RIO calcule pour une cellule de 4x4 km² peuvent être mesurées localement. Plus de 35 jours de dépassement ont été mesurés aux stations de Roeselare, Evergem, Borgerhout et Engis, et même plus de 50 jours de dépassement dans la station de mesure de l'Avant-Port (Haren). Le nombre maximal de jours de dépassement modélisé s'élevait à 39 en 2013; le nombre minimum à 0. Le nombre de dépassements est de 9 en moyenne spatiale sur la Belgique. De manière générale, 2013 peut être considérée comme meilleure que 2012 en ce qui concerne le nombre de dépassements de la valeur limite journalière pour les PM₁₀.

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

Exceedances of daily mean PM₁₀ > 50 µg/m³ (Belgium, 2013)

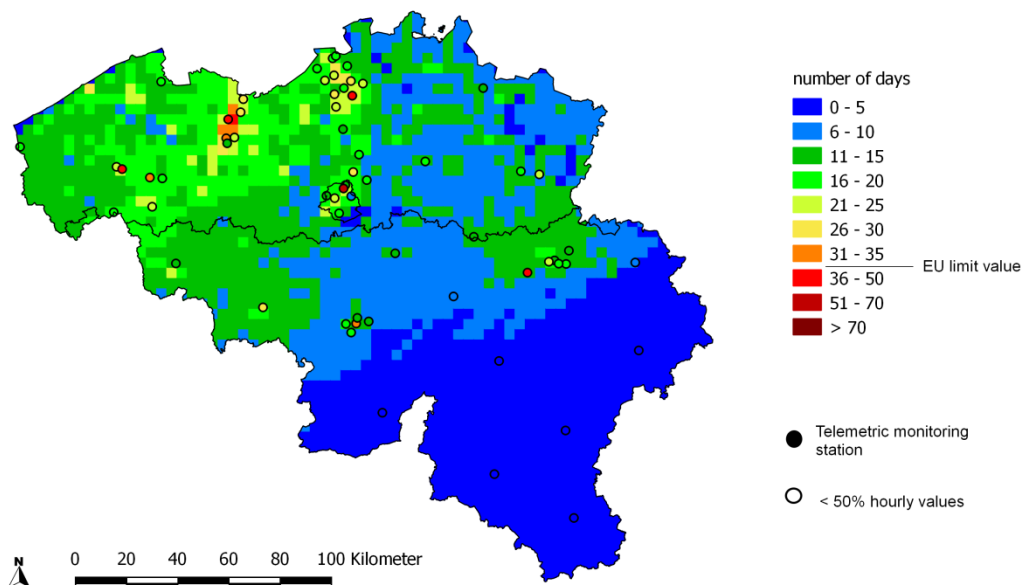


Figure 12: distribution spatiale du nombre de jours en 2013 où la concentration moyenne journalière de PM₁₀ a dépassé 50 µg/m³ en Belgique. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

Le nombre maximum de jours où la concentration moyenne journalière de PM₁₀ était supérieure à 50 µg/m³ en Belgique est, avec 39 jours, le nombre le plus bas obtenu depuis le début des calculs en 1997. Ce chiffre est comparable aux valeurs calculées pour 2010 (42 jours) et 2012 (41 jours), comme le montre la Figure 13. 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 2013. Enfin, 95% de la population belge a été exposée à des concentrations moyennes journalières de PM₁₀ supérieures à la valeur indicative de l'OMS en 2013.

La tendance décroissante du nombre de jours de dépassement depuis 1997 concerne les trois Régions (cf. Figure 14). Le nombre maximum de jours où la norme moyenne journalière a été dépassée en Flandre, en Wallonie et à Bruxelles s'élevait respectivement à 39, 22 et 21 jours en 2013.

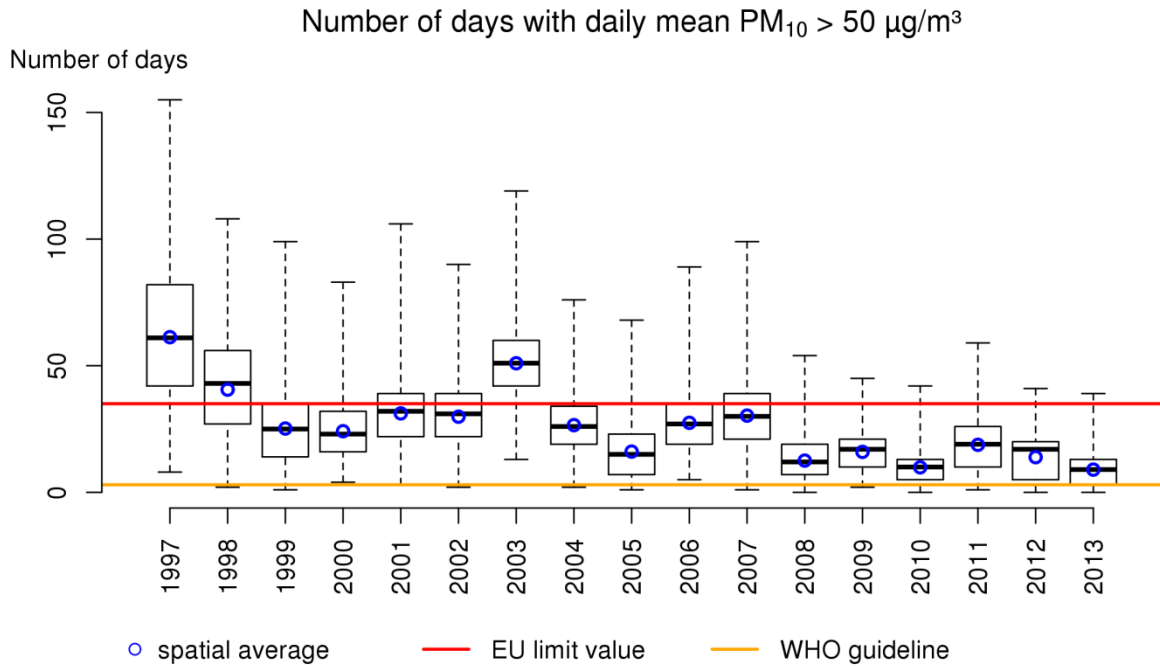


Figure 13: diagramme en boîtes du nombre de jours par an où les concentrations moyennes journalières de PM₁₀ ont été supérieures à 50 µg/m³. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

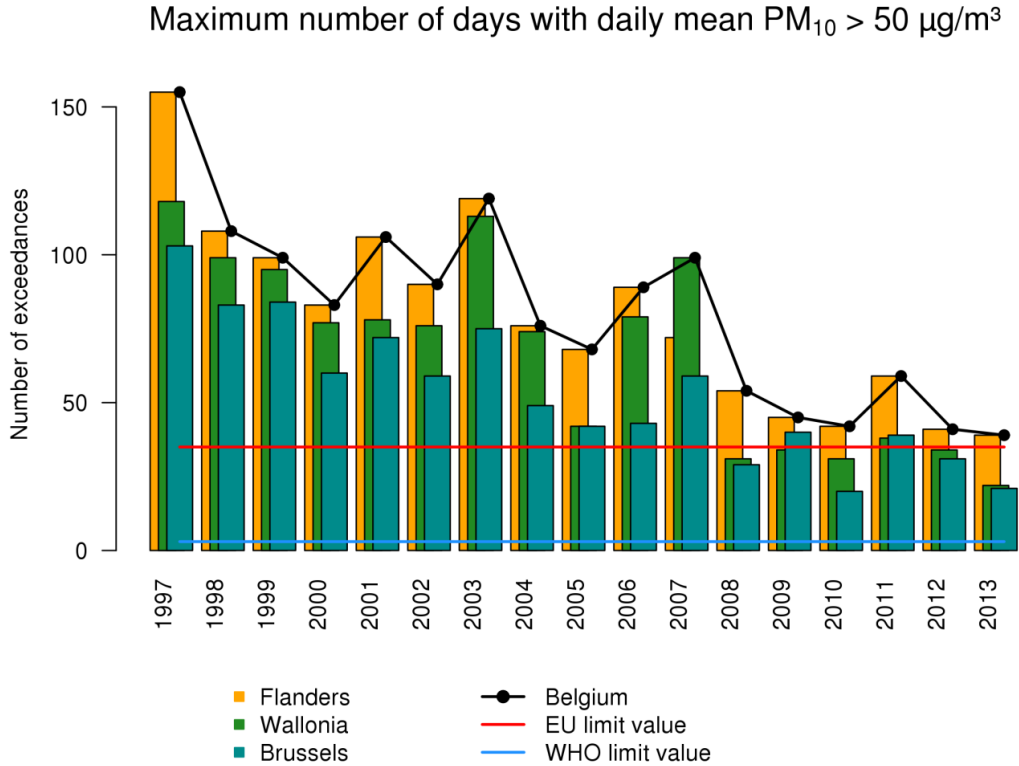


Figure 14: évolution du nombre maximum de jours par an où la concentration moyenne journalière de PM₁₀ était supérieure à 50 µg/m³ en Belgique et dans les trois Régions. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

La Figure 15 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 2000-2013. 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.

Trend in exceedances of PM10 daily mean > 50 µg/m³ (Belgium, 2000 - 2013)

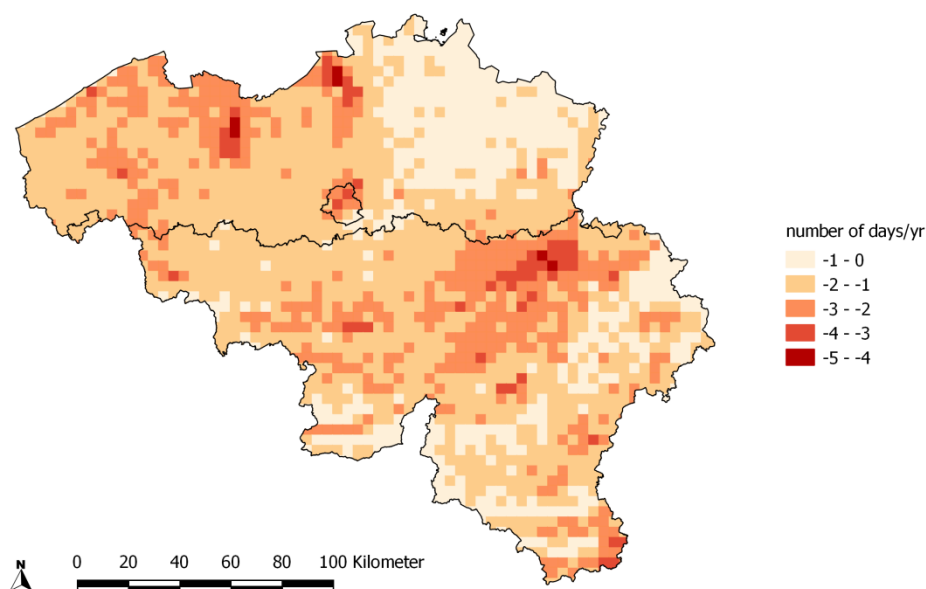


Figure 15: distribution spatiale de la tendance du nombre de jours de moyenne journalière > 50µg/m³ sur la période 2000-2013 (nombre de jours/an). Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

Étant donné que le nombre de jours de dépassement en 2013 est resté limité, seulement 0,02% de la population a été exposée à plus de 35 jours de dépassement (Figure 16). L'année 2013 est de ce point de vue une des meilleures années et est comparable à 2010. Ici aussi, il faut tenir compte de la résolution spatiale de la méthode d'interpolation RIO (voir ci-dessus), car l'incertitude sur les valeurs d'exposition est élevée.

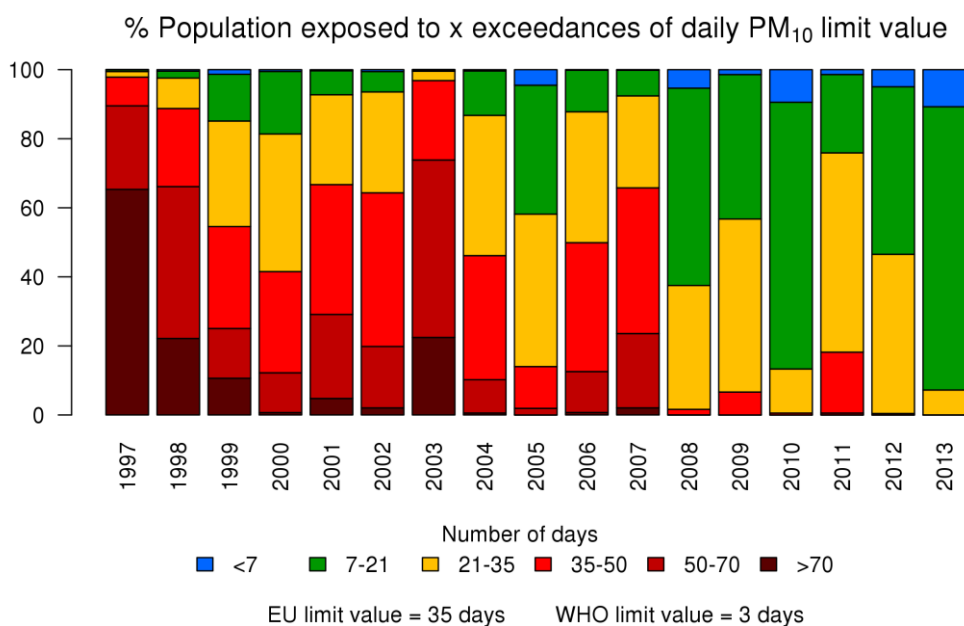


Figure 16: évolution de l'exposition de la population à des jours de concentration moyenne journalière de PM₁₀ supérieure à 50 µg/m³. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

La Figure 17 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 2013 et en moyenne pour les cinq années précédentes. En 2013, on a surtout constaté des dépassements durant les trois premiers mois de l'année. À l'exception des mois d'août et d'octobre, on observe au minimum un dépassement quel que soit le mois. Plus surprenant, on observe également quelques jours de dépassement en Flandre au mois de juillet, ce qui est plutôt inhabituel.

La situation en 2013 est similaire à celle des cinq années précédentes, pour lesquelles la majorité des dépassements avaient également été constatés au cours de la période de janvier à avril.

Number of days per month with daily mean $PM_{10} > 50 \mu g/m^3$

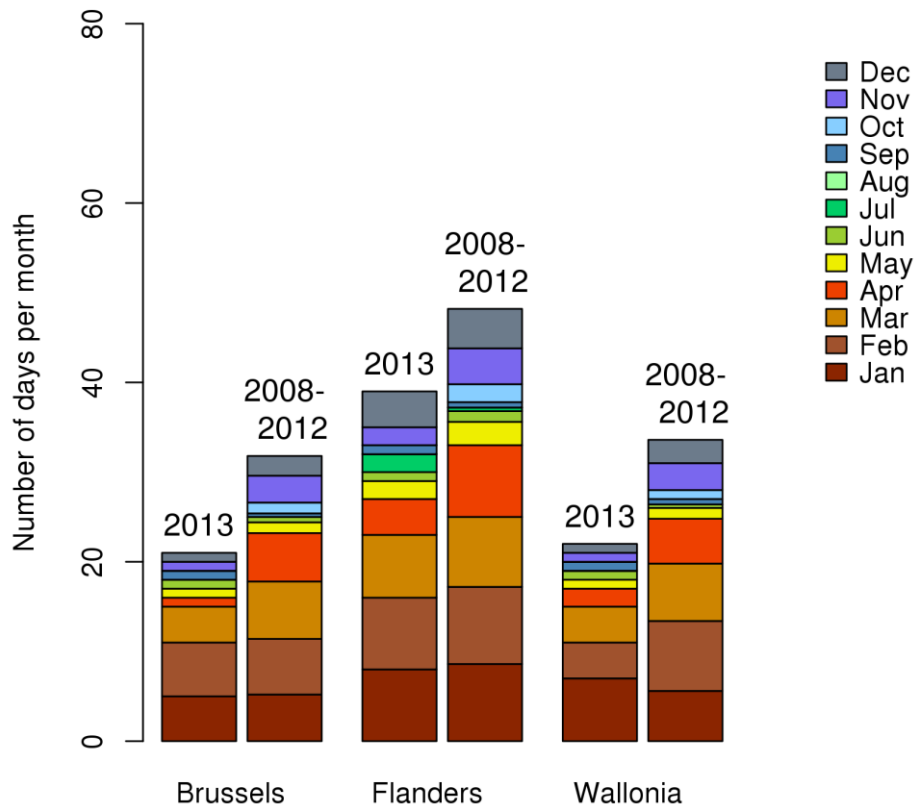


Figure 17: nombre maximal de jours par mois où la norme moyenne journalière de $50 \mu g/m^3$ a été dépassée localement en Régions bruxelloise, flamande et wallonne en 2013, et au cours des cinq années précédentes. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

3.2 PM_{2.5}

3.2.1 Stations de mesure PM_{2.5}

Figure 18 montre l'évolution du nombre de stations de mesure des concentrations de PM_{2.5}. À nouveau, celles-ci comprennent à la fois les stations des réseaux téléométriques 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 38 depuis 2012. Étant donné que le nombre de stations de mesure en 2008 était nettement inférieur au nombre actuel de stations, 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.

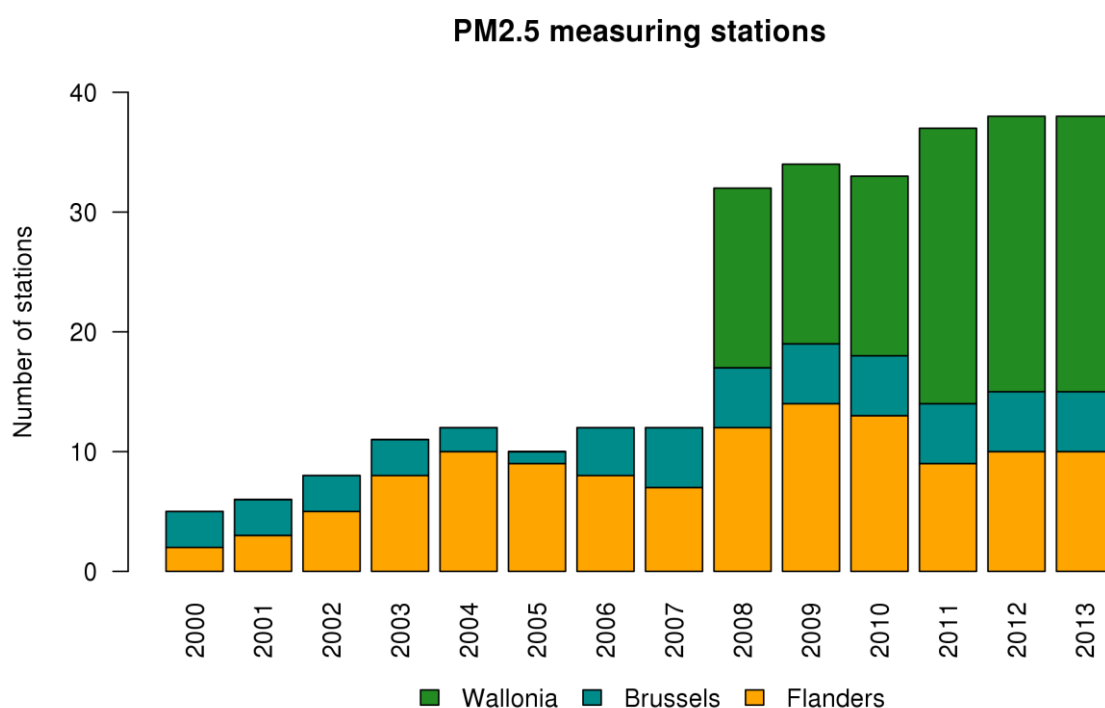


Figure 18: évolution du nombre de stations de mesure de PM_{2.5} en Belgique.

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 2013, 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 13,1 µg/m³. Une concentration maximale de 20,7 µg/m³ a été enregistrée en Région bruxelloise. Des concentrations supérieures à 20 µg/m³ (soit la valeur limite indicative que la directive européenne 2008/50/EU prévoit pour 2020) ont également été observées dans la zone portuaire d'Anvers. 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.

Les concentrations de PM_{2.5} en moyenne spatiale annuelle, ainsi que les centiles les plus bas, montrent une légère tendance décroissante entre 2006 et 2012 (

Figure 20). Cette tendance ne s'est pas poursuivie en 2013 où on observe une légère augmentation des concentrations. Seul le maximum de la concentration moyenne annuelle, stable ces dernières années, diminue légèrement et reste inférieur à la valeur limite européenne de 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En 2013, des concentrations moyennes annuelles de $\text{PM}_{2.5}$ supérieures à la valeur indicative de l'OMS de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ont cependant été enregistrées sur un peu moins de 75 % du territoire belge.

En 2013, les concentrations en moyenne spatiale annuelle s'élevaient à 15,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Flandre, 11,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Wallonie et 17,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Bruxelles. Les concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ sont en baisse dans toutes les Régions depuis 2006, bien qu'une légère hausse ait été enregistrée en 2013 par rapport à 2012 (

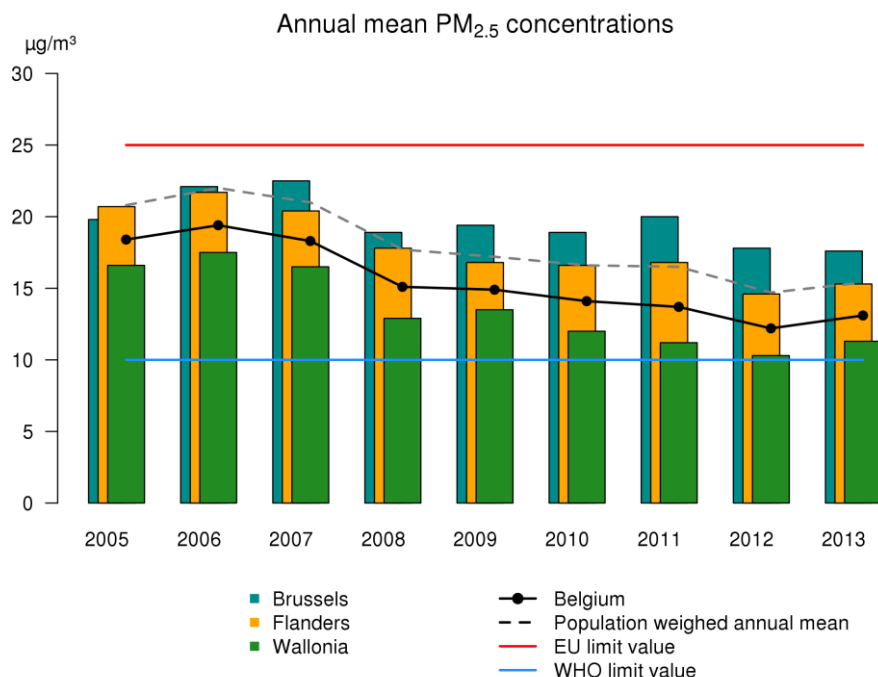


Figure 21). Sur base de l'interpolation spatiale RIO, aucune fraction de la population n'est exposée à des concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ supérieures à 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ depuis 2007. En 2013, 1,7% de la population belge a encore été exposée à des concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ comprises entre 20 et 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, soit quasiment le même pourcentage qu'en 2012. L'exposition de la population à des concentrations inférieures à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a atteint 97% en 2013 (cf. Figure 22).

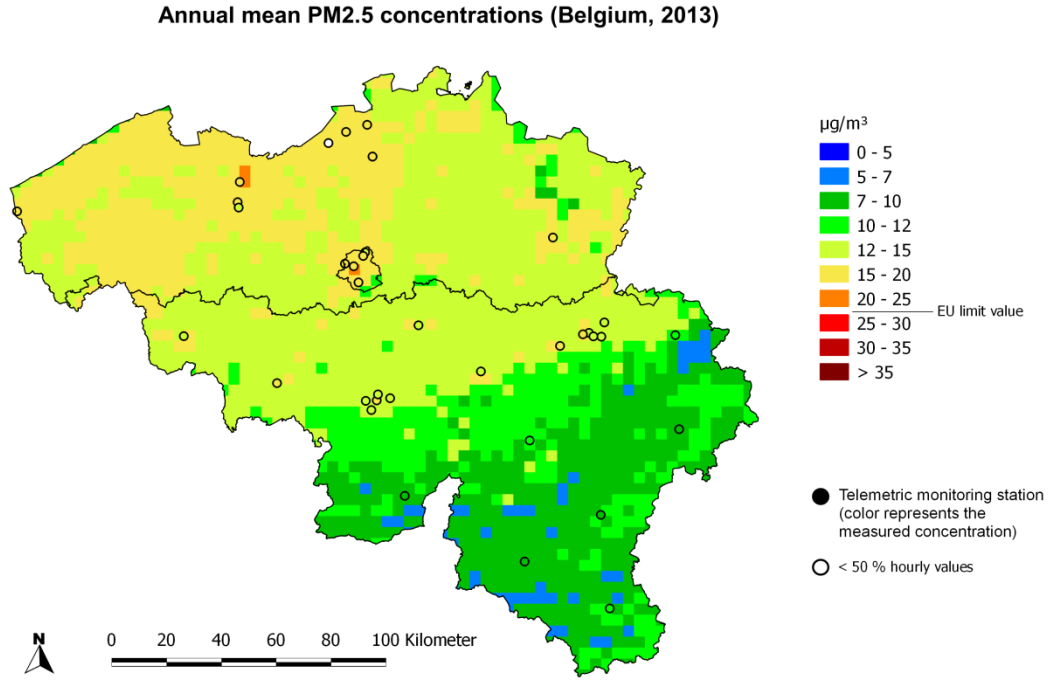


Figure 19: distribution spatiale de la concentration moyenne annuelle de PM_{2.5} en Belgique en 2013. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

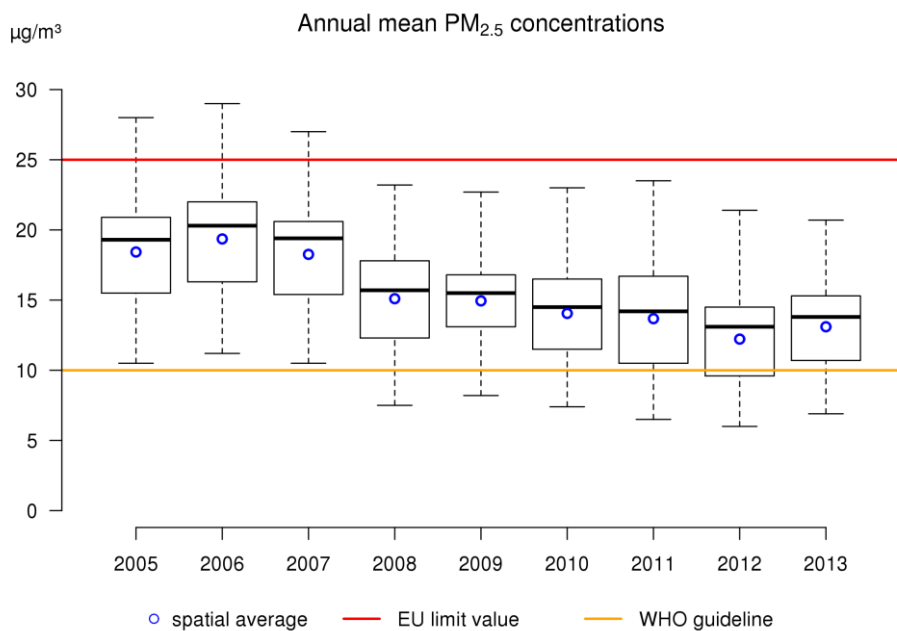


Figure 20 : diagramme en boîtes des concentrations moyennes annuelles de PM_{2.5} (µg/m³) sur la période 2005-2013. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

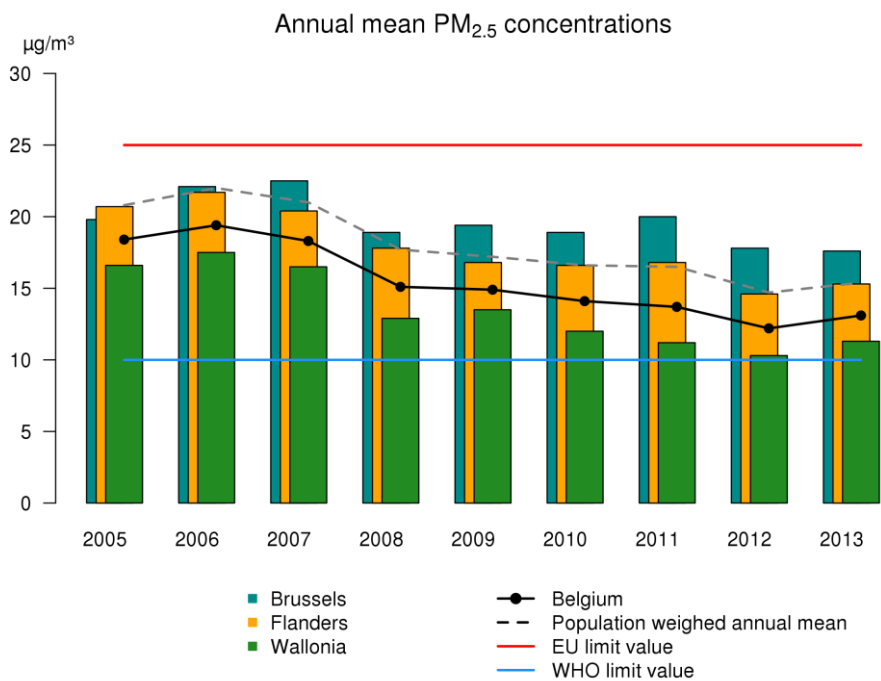


Figure 21: évolution des concentrations annuelles moyennes spatiales de PM_{2.5} pour les trois Régions et la Belgique, ainsi que de la concentration moyenne annuelle pondérée en fonction de la population pour la Belgique. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

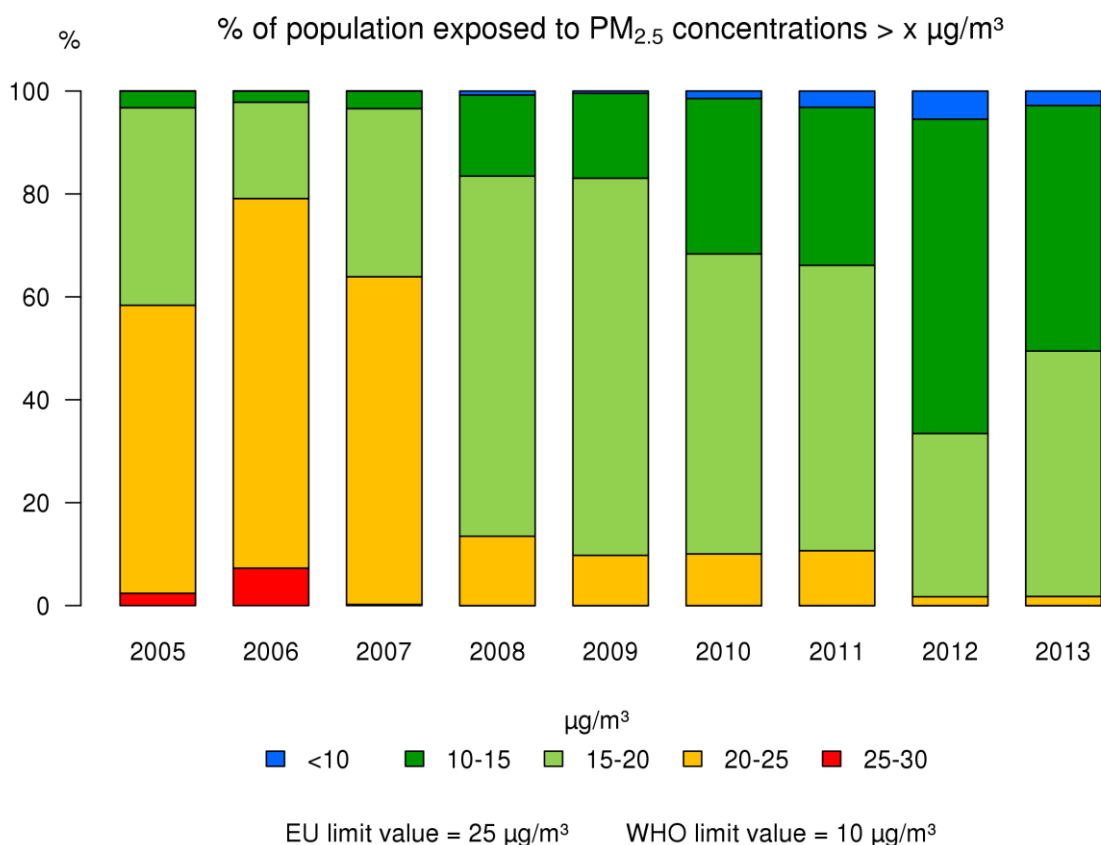


Figure 22: évolution de l'exposition de la population aux concentrations moyennes annuelles de PM_{2.5} sur base de la technique d'interpolation RIO.

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 23). 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. Pour la période 2009-2012, les concentrations moyennes annuelles de PM_{2.5} sont supérieures à 20 µg/m³ aux endroits où la densité de population dépasse 4750 habitants/km². En 2013, personne en Belgique n'a été exposée à des concentrations de PM_{2.5} supérieures à 20 µg/m³, mais les habitants d'une zone avec une densité de population supérieure à 4750 hab/km² ont tout de même été exposés à des concentrations de PM_{2.5} plus élevées que 18 µg/m³.

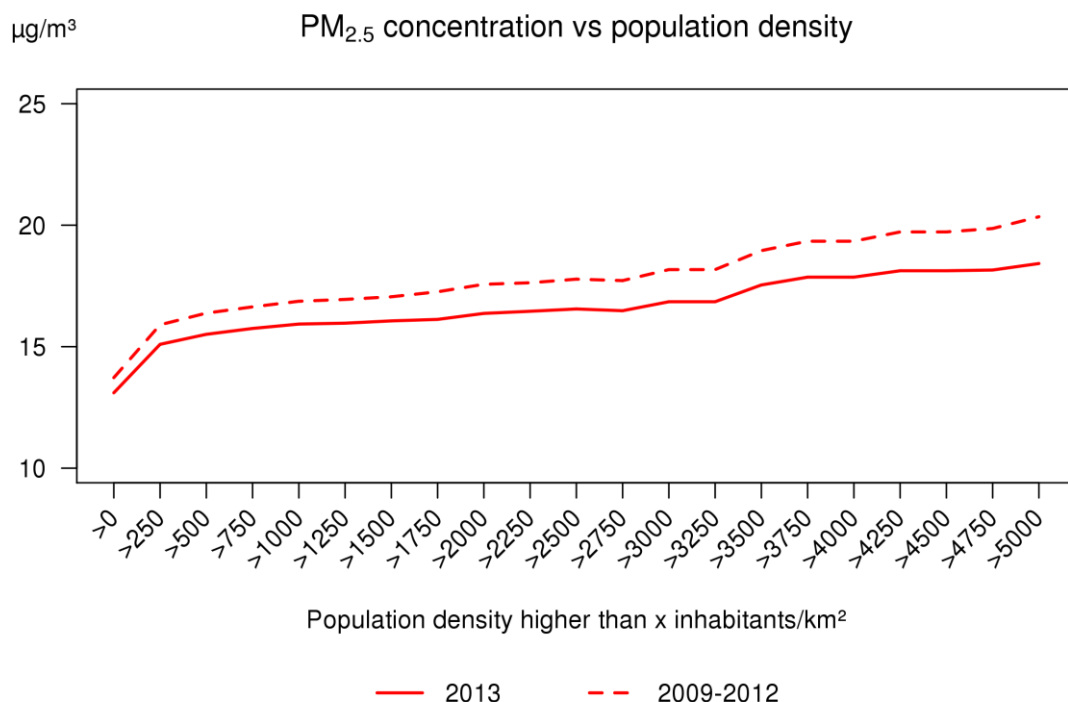


Figure 23: Relations entre les concentrations moyennes annuelles interpolées de $PM_{2.5}$ et la densité de population (nombre d'habitants/km²) supérieure à un seuil donné (précisé sur l'axe horizontal du graphique). Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 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 85 % 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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Sur base de l'annexe XIV de la directive 2008/50/CE, cet IEM appartient à la classe « 18 → 22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ », 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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. 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.

L'IEM calculé pour les années 2011, 2012 et 2013 atteint 17,7 µg/m³ (Tableau 6 bis).

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
LIEGE	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.*

Tableau 6 bis : liste des concentrations de PM_{2,5} pour 2011, 2012 et 2013 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	2011	2012	2013
MOLENBEEK-SAINT-JEAN	25,05	22,76	20,38
UCCLE	18,77	17,68	19,29
LIEGE	14,66	14,06	14,80
CHARLEROI	14,17	13,35	15,59
BRUGES	18,64	16,91	16,67
GAND	20,24	17,73	18,87
ANVERS	19,55	16,97	17,83
SCHOTEN	18,96	16,55	16,51
Moyenne par an	18,75	17,00	17,49
Moyenne 2010 2011 2012	17,75		
IEM	17,7		

Black Carbon (BC)

3.2.4 Stations de mesures BC

Les mesures de BC ont débutées dans les réseaux télémétriques en 2007 en Flandre, 2009 à Bruxelles et 2011 en Wallonie (Figure 25). Le nombre de stations est de 23 en 2013, dont 15 en Flandre, 5 à Bruxelles et 3 en Wallonie

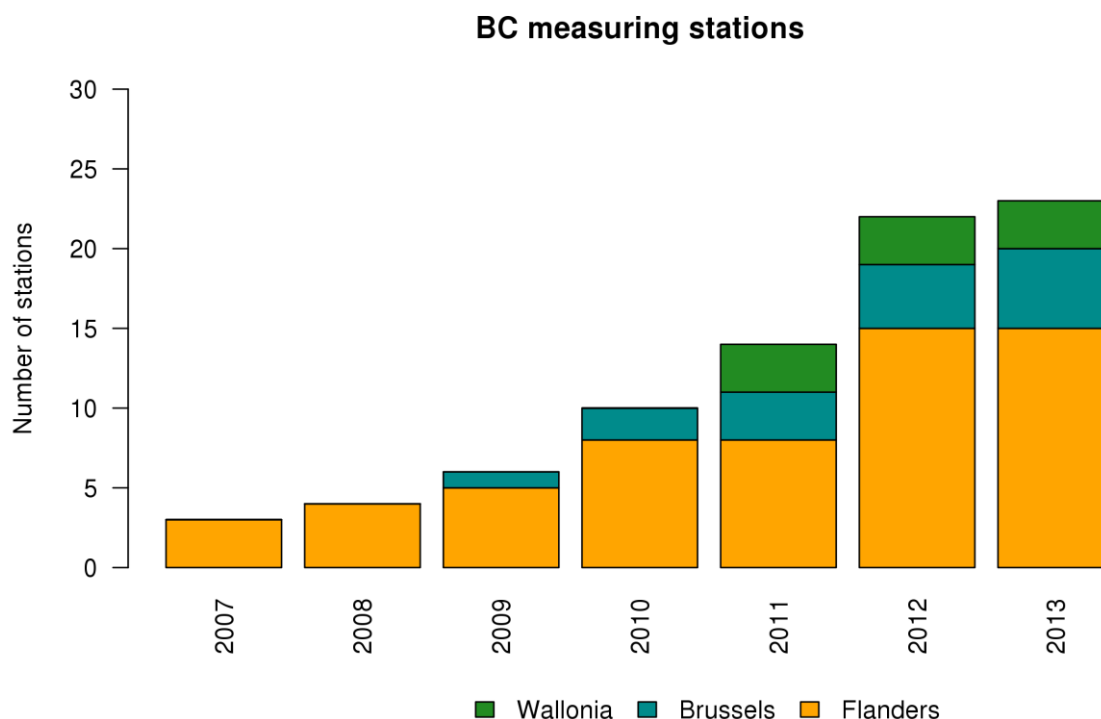


Figure 24: évolution du nombre de stations de mesure BC en Belgique.

3.2.5 Concentration annuelle en BC

Le BC est un sous-ensemble des particules fines, formées de carbone sous forme élémentaire, et dont les concentrations sont mesurées sur base de ses propriétés optiques. Ce polluant est principalement relié à la combustion de carburants fossiles ou de la biomasse. Ainsi, les concentrations élevées de black carbon sont généralement observées à proximité du trafic par exemple.

La Figure reprend la distributions spatiale de la moyenne annuelle en BC en Belgique pour 2013. Il faut souligner que d'une part, le nombre de stations de mesure du black carbon est actuellement très petit par rapport à la superficie à couvrir en Belgique (particulièrement en Wallonie) et que d'autre part, les concentrations de BC diminuent rapidement lorsqu'on s'éloigne des sources. La carte des concentrations présentée sur la Figure 26 n'est donc donnée qu'à titre indicatif.

L'évaluation de l'incertitude relative à la carte des moyennes annuelles de BC figure en annexe D.

Étant donné que la période temporelle de mesure est limitée (les mesures n'ayant débuté qu'en 2007), une analyse de tendance n'est pas possible actuellement.

Annual mean BC concentrations (Belgium, 2013)

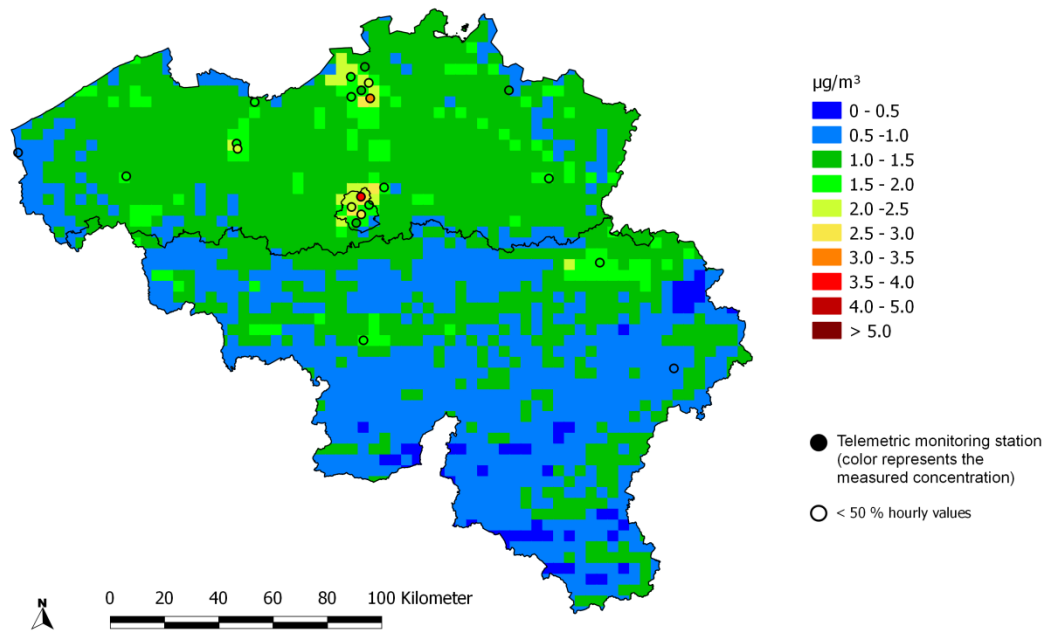


Figure 25: distribution spatiale de la concentration moyenne annuelle de BC en Belgique en 2013. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

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. De plus en plus d'éléments démontrent que le NO_2 est nocif (étude REVIHAAP (OMS, 2013)), principalement en ce qui concerne l'exposition à court terme. En ce qui concerne les effets chroniques (exposition à long terme), les conclusions sont moins claires.

4.1 Stations de mesure NO_2

La

Figure 26 montre l'évolution du nombre de stations où l'on mesure la concentration de NO₂ et qui sont utilisées afin de produire les cartes d'interpolation RIO de ce rapport. Elles comprennent à la fois les stations des réseaux téléométriques, 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 93 en 2012. Etant donné que le nombre de stations de mesure en 1997 était nettement inférieur à celui de 2013, l'incertitude de la méthode d'interpolation (et des résultats qui en découlent) est plus forte au cours des premières années.

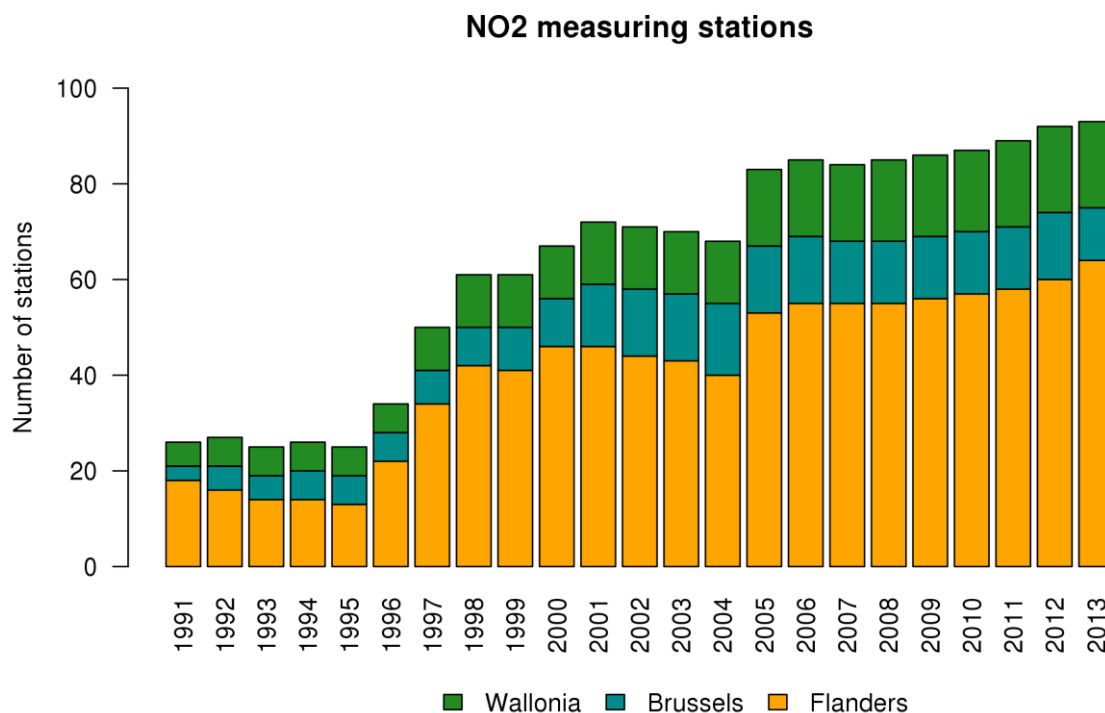


Figure 26: évolution du nombre de stations de mesure de NO₂ en Belgique.

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 grâce aux nouvelles mesures à partir de 2015.

De manière plus générale, la Figure 27bis 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 aux sites fortement influencés par le trafic. A cause de la résolution spatiale limitée (4x4

km²), des dépassements locaux de la valeur limite NO₂ ne sont pas toujours visible sur les cartes d'interpolation.

La valeur maximale de la concentration moyenne annuelle de NO₂ s'élève à 42 µg/m³. La moyenne spatiale annuelle est de 18 µg/m³ en Flandre, 33 µg/m³ à Bruxelles et 12 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 (15 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 28, qui présente la relation entre la concentration moyenne annuelle de NO₂ et la densité de population cumulée. On peut voir que pour l'année 2013, la concentration moyenne annuelle de NO₂ dépasse 35 µg/m³ à partir d'une densité supérieure à 3750 habitants/km². Celle-ci était un peu plus élevée durant la période 2009-2012.

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.

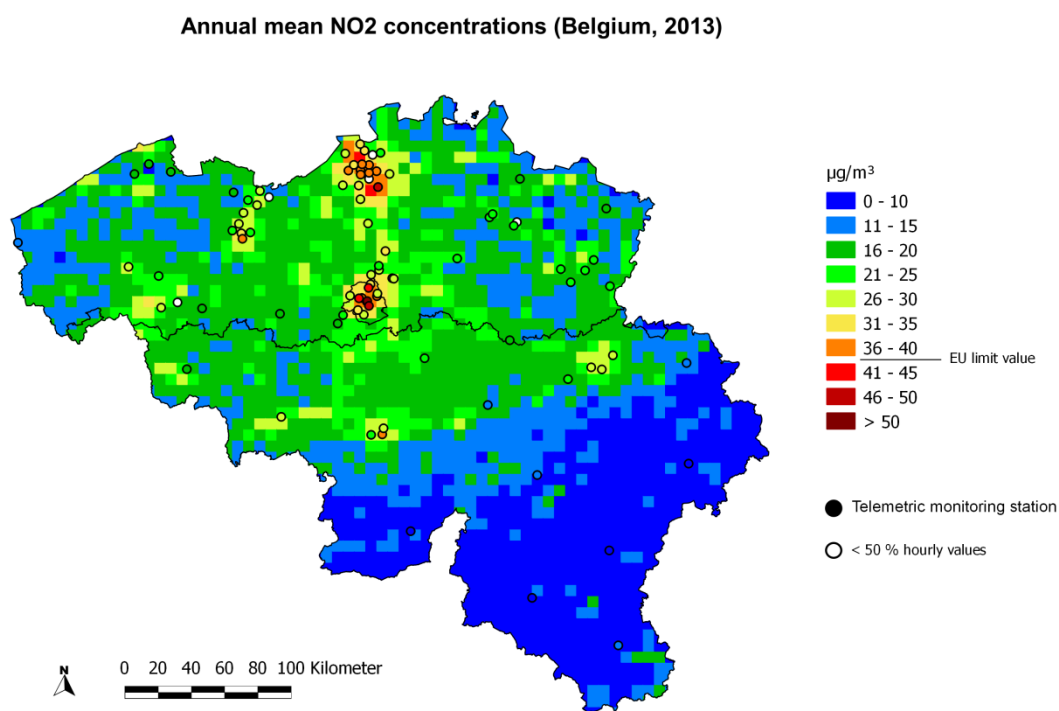


Figure 27: distribution spatiale de la concentration moyenne annuelle de NO₂ en Belgique en 2012. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

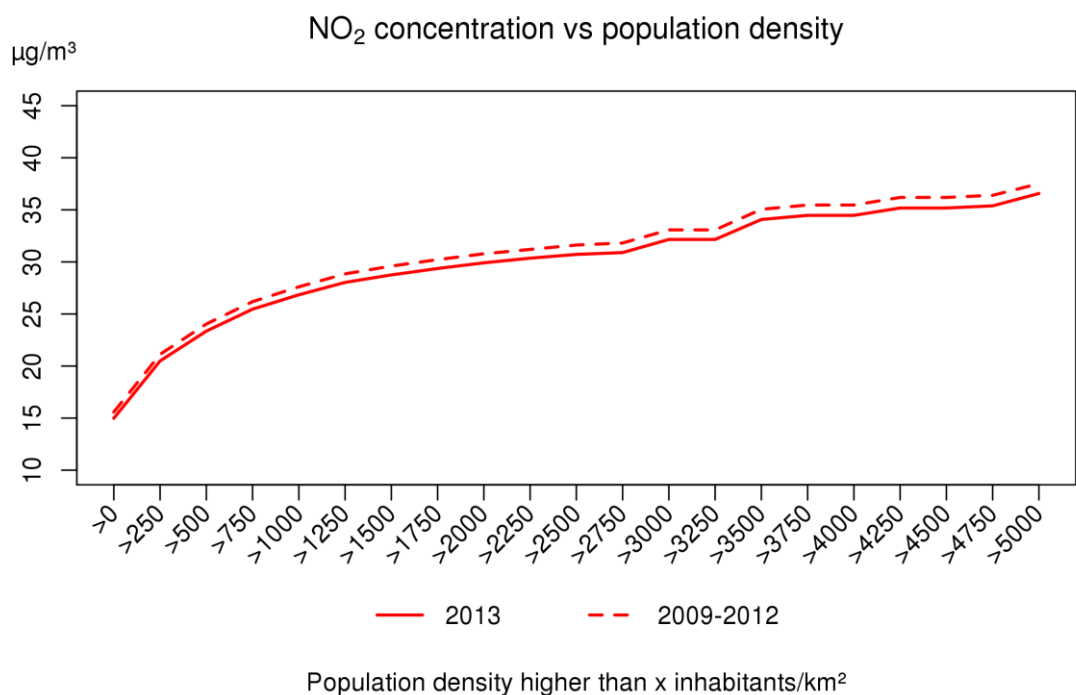


Figure 28: relations entre les concentrations moyennes annuelles interpolées de NO₂ et la densité de population (habitants/km²). Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

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 29. 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 30 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. A partir de 2007 et jusque 2012 les concentrations en moyenne annuelle de NO₂ décroissent légèrement dans les trois Régions. En 2013, les moyennes annuelles restent stables en Flandre et en Wallonie et augmentent de 1 µg/m³ à Bruxelles, comparativement à 2012. Avant 1997, l'incertitude sur les moyennes annuelles calculées est plus élevée en raison du plus faible nombre de stations de mesure.

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.

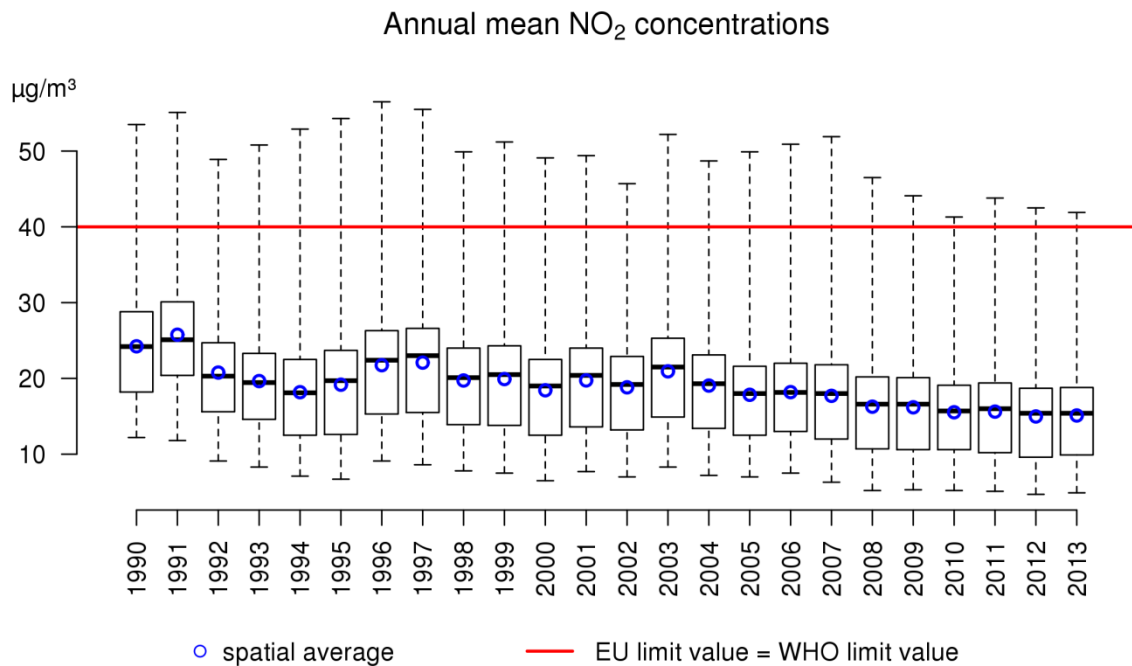


Figure 29: diagramme en boîtes des concentrations moyennes annuelles de NO₂ (µg/m³) sur la période 1990-2013 en Belgique. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

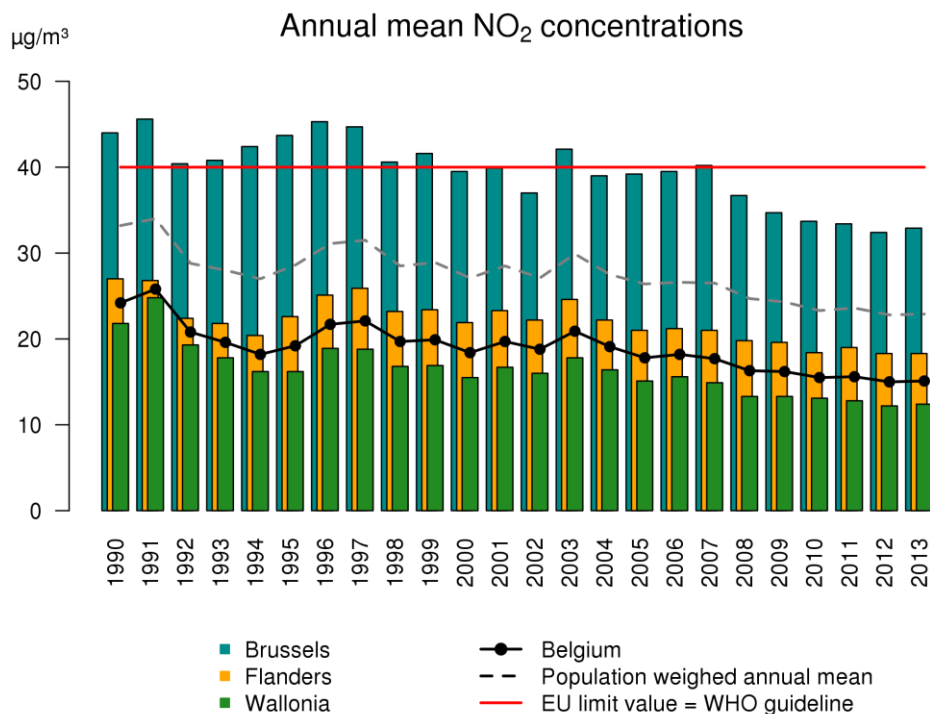


Figure 30: évolution de la moyenne annuelle de NO₂ en Belgique sur base de la technique d'interpolation RIO.

La décroissance des concentrations moyennes annuelles de NO₂ en Belgique est plutôt limitée sur la période 1990-2013 (Figure 31). 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.

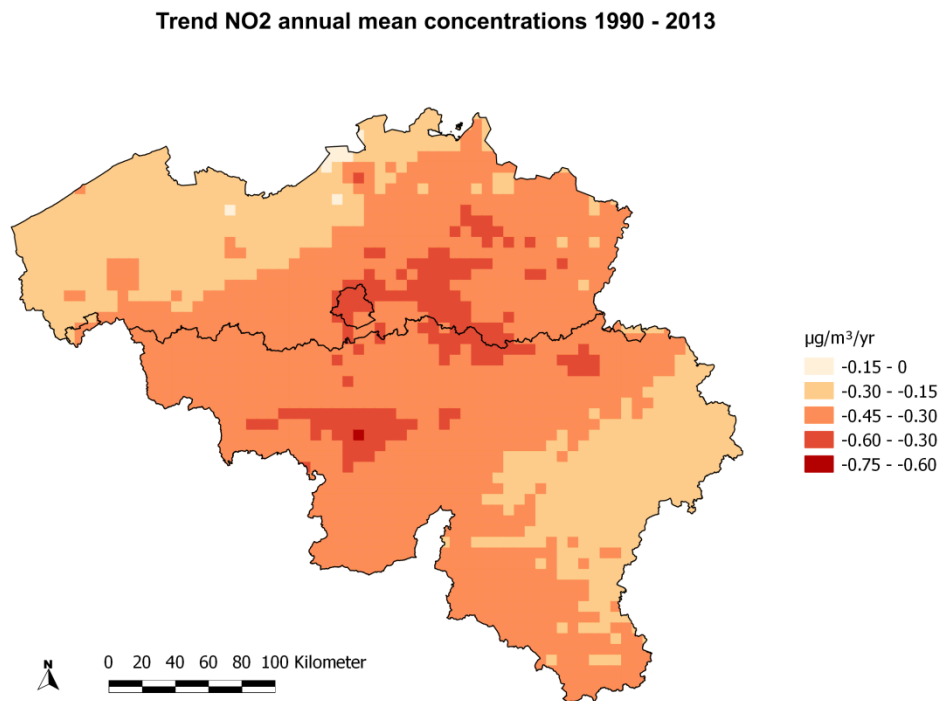


Figure 31: tendance (µg/m³/an) des concentrations moyennes annuelles de NO₂ au cours de la période 1990-2013. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

Sur la Figure 32, 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 2013, cette valeur a diminué à 1 %

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.

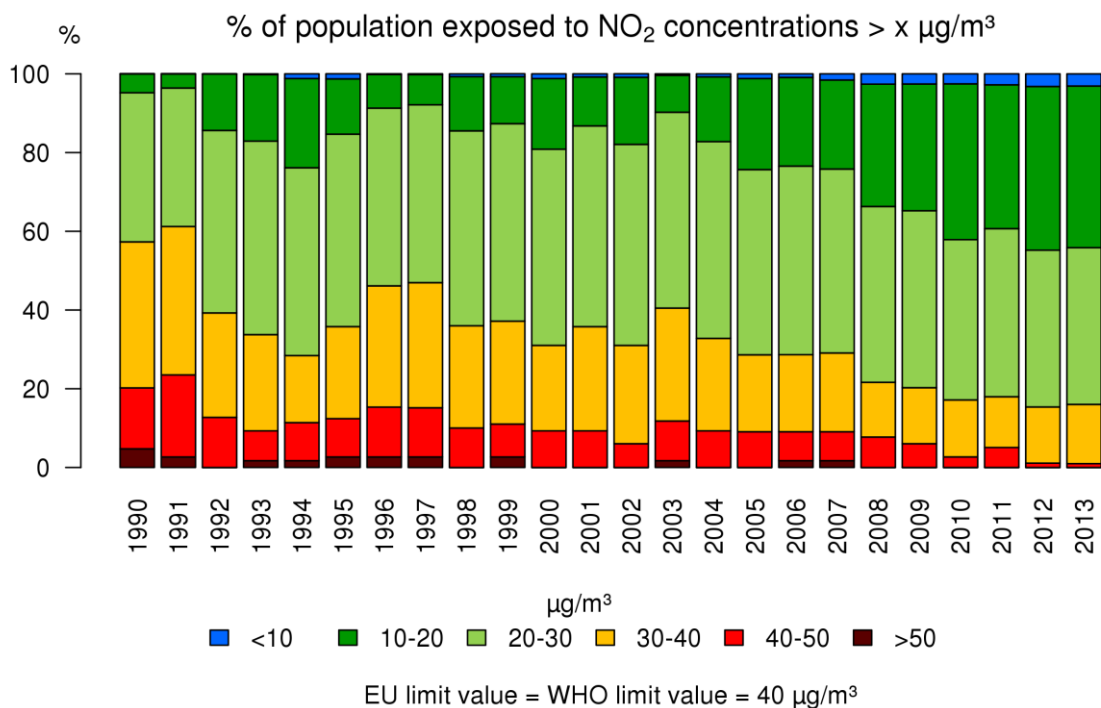


Figure 32: pourcentage de la population belge exposée à des concentrations moyennes annuelles de NO₂. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

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 en 2013 est présentée à la Figure 33 (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 122 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 66 µg/m³ en Flandre, de 49 µg/m³ en Wallonie et de 101 µg/m³ à Bruxelles. Comme on pouvait s'y attendre, les valeurs les plus élevées s'observent uniquement dans les grandes agglomérations comme Bruxelles et Anvers.

La valeur indicative de l'OMS s'élève également à 200 µg/m³, 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 NO₂ s'élevait elle à 167 µg/m³ en 2013.

19th highest hourly NO₂ concentration (Belgium, 2013)

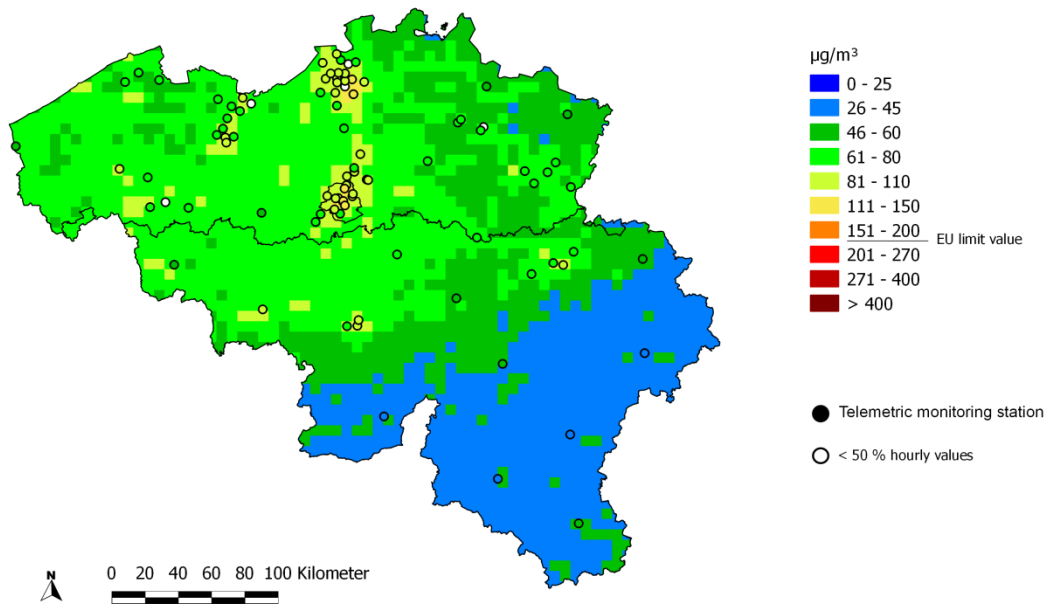


Figure 33: distribution spatiale de la 19^{ème} concentration moyenne horaire de NO₂ la plus élevée en Belgique en 2012. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

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 NO₂ (cf. Figure 34). Cela signifie que le nombre et l'intensité des pics de concentration de NO₂ n'ont guère baissé ces 20 dernières années, quelle que soit la Région (Figure 35). 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.

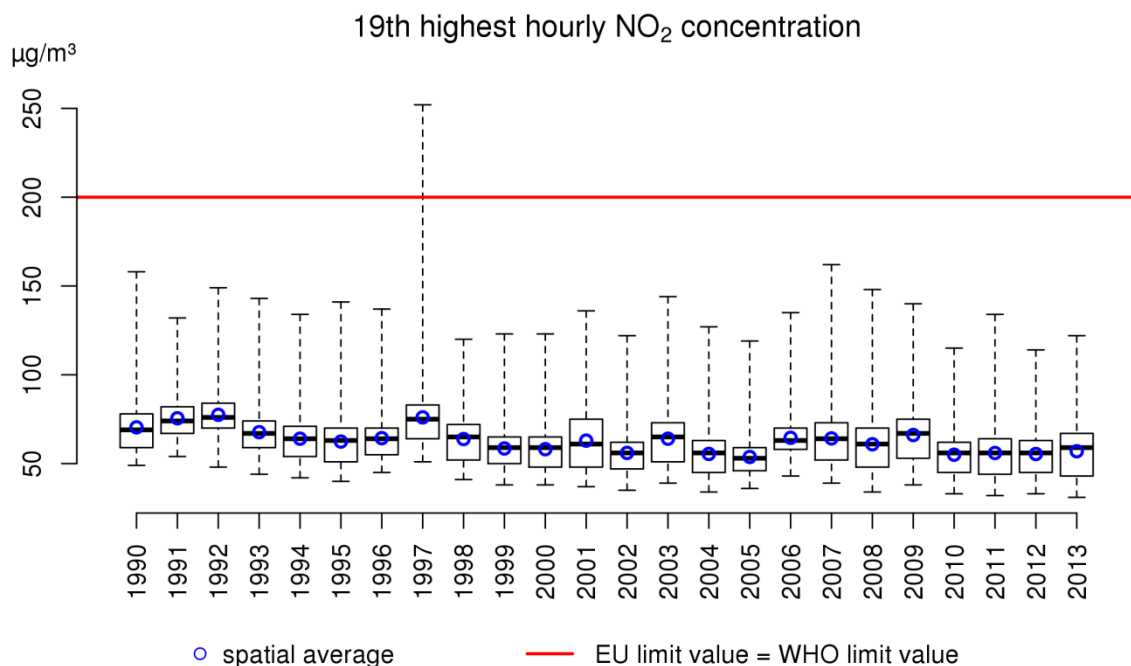


Figure 34: diagramme en boîtes de la 19^{ème} concentration horaire moyenne la plus élevée de NO₂ (µg/m³) sur la période 1990-2013. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

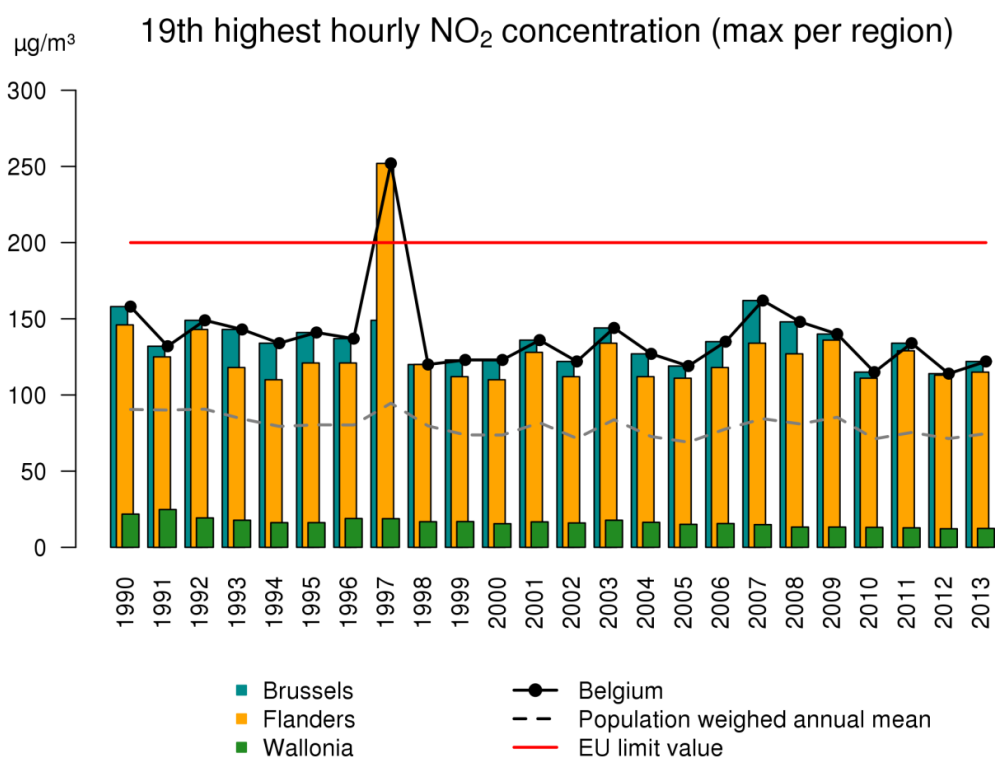


Figure 35 : évolution du maximum de la 19^{ème} valeur horaire la plus élevée de NO₂ dans les trois Régions et en Belgique, calculée sur base de la technique d'interpolation RIO.

5 Ozone

L'ozone (O_3) 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 ($= NO + NO_2$) ont un effet double sur les concentrations d'ozone. D'une part, le NO peut réagir avec les molécules d' O_3 pour former du NO_2 , et d'autre part, le NO_2 engendre à nouveau la formation d' O_3 . 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 NO_2 qui a une durée de vie plus longue dans l'atmosphère. Le NO_2 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 36 présente l'évolution du nombre de stations de mesure des concentrations d'ozone, comprenant à la fois les stations des réseaux téléométriques 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 et n'a pas évolué depuis lors. Etant donné que le nombre de stations de mesure en 1997 était nettement inférieur à celui de 2012, l'incertitude liée aux valeurs interpolées et aux valeurs qui en découlent est plus forte au cours des premières années.

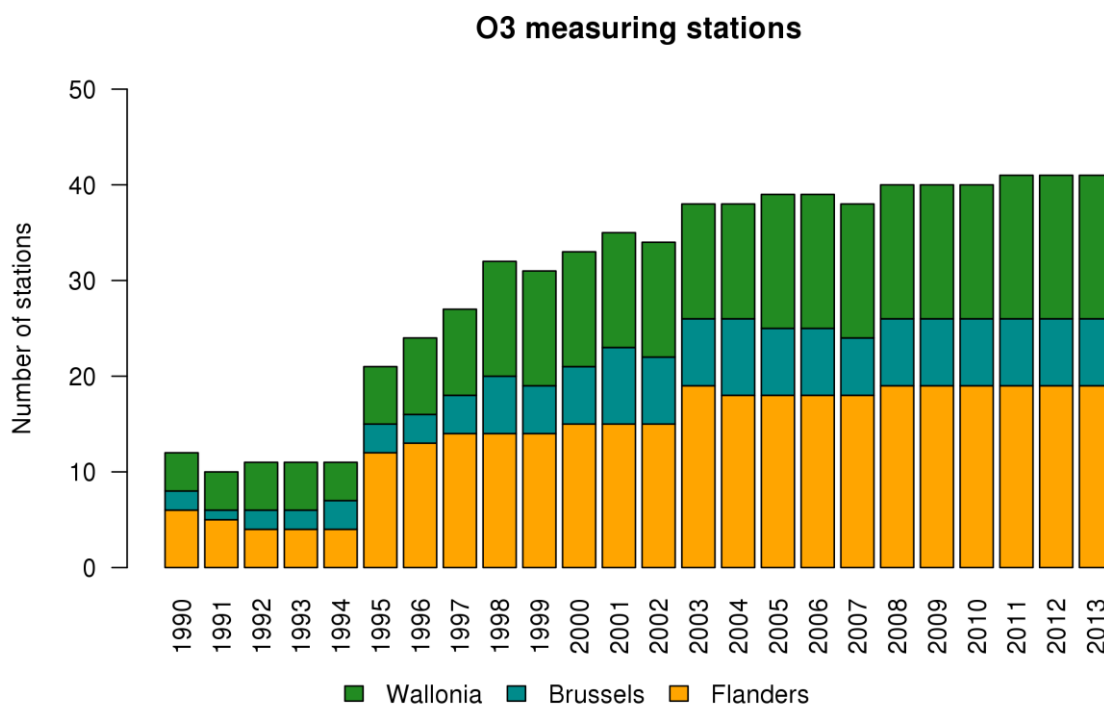


Figure 36: évolution du nombre de stations de mesure d'O₃ en Belgique.

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 2013 en Belgique, le maximum du NET60 était de 25 et a eu lieu dans les provinces de Liège et du Luxembourg (voir Figure 37). En Flandre et à Bruxelles, le NET60 est resté inférieur à 25 jours. En raison des conditions météorologiques favorables en 2011 et 2012 (années durant lesquelles aucun dépassement du NET60 n’a été enregistré) la moyenne sur trois ans prévue par la norme européenne est restée bien inférieure à 25 jours. L’objectif à long terme, à savoir aucun jour de dépassement, n’a été atteint nulle part en Belgique.

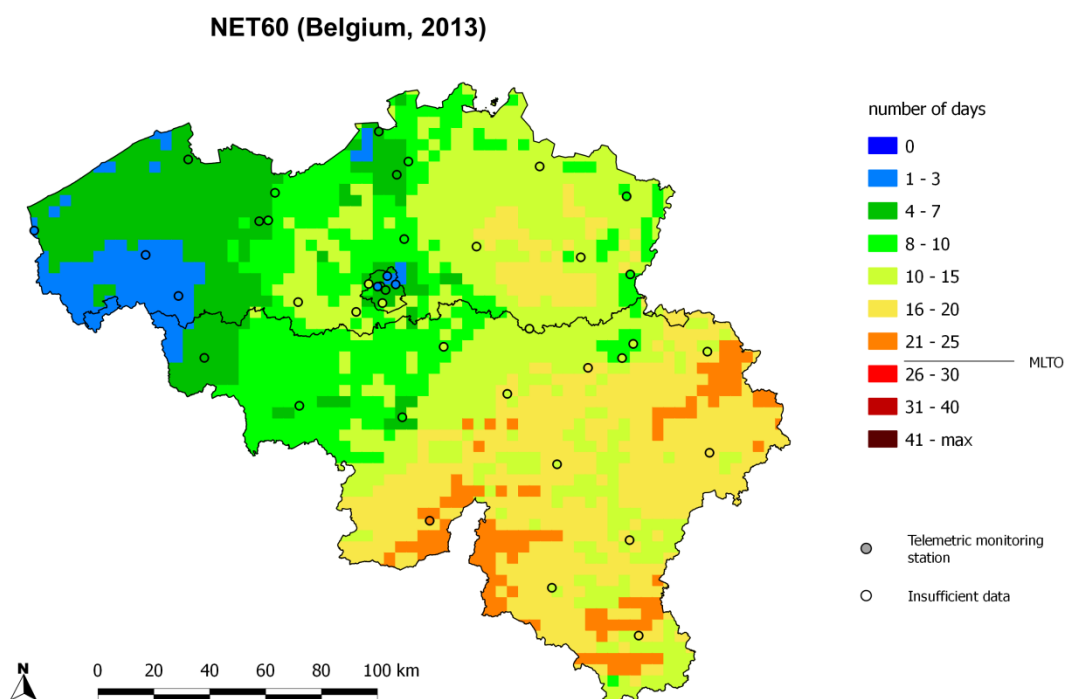


Figure 37: distribution spatiale du nombre de jours où le maximum de la concentration moyenne d’ozone sur 8 heures $> 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour 2013. « Insufficient data » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l’annexe VII de la 2008/50/CE pour l’agrégation des données 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 ($=120 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

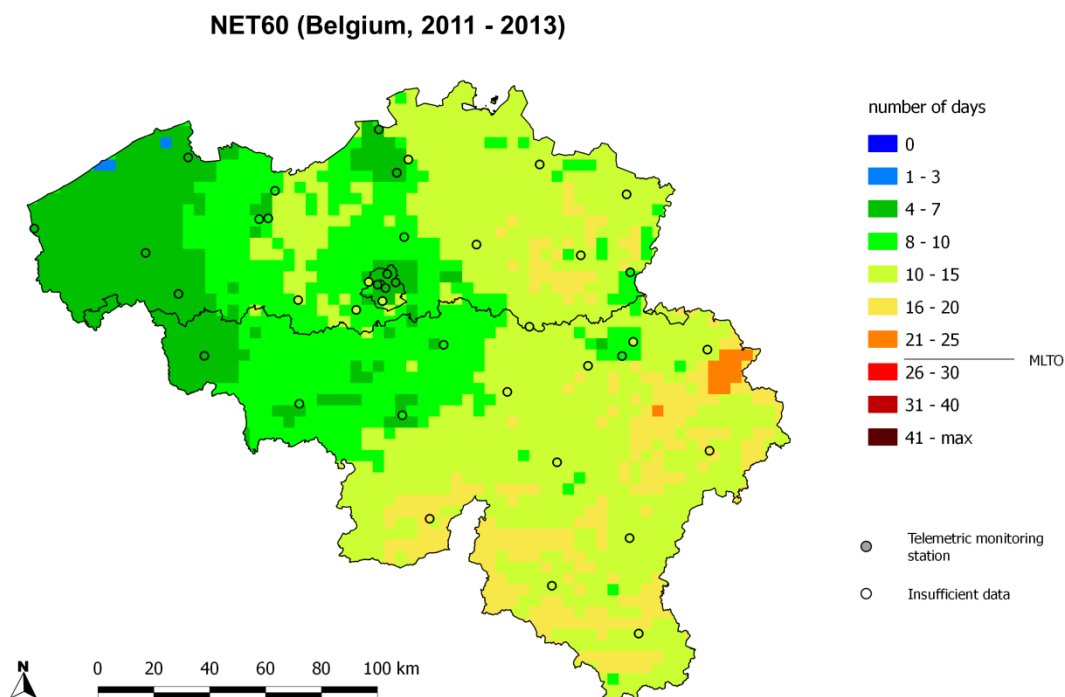


Figure 38: distribution spatiale du NET60 en moyenne sur 2011, 2012 et 2013. « No data » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l'annexe VII de la directive 2008/50/CE pour l'agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

La Figure 37 et la Figure 38 montrent la distribution spatiale du nombre de jours de dépassement respectivement en 2013 et en moyenne sur 2011, 2012 et 2013. On observe clairement un gradient ouest-est de valeurs pour cet indicateur. Les valeurs les plus élevées concernent la Campine, les Cantons de l'Est et le sud du sillon Sambre et Meuse. Le maximum de 22 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 2011-2013) pour la Belgique s'élève à 11 jours.

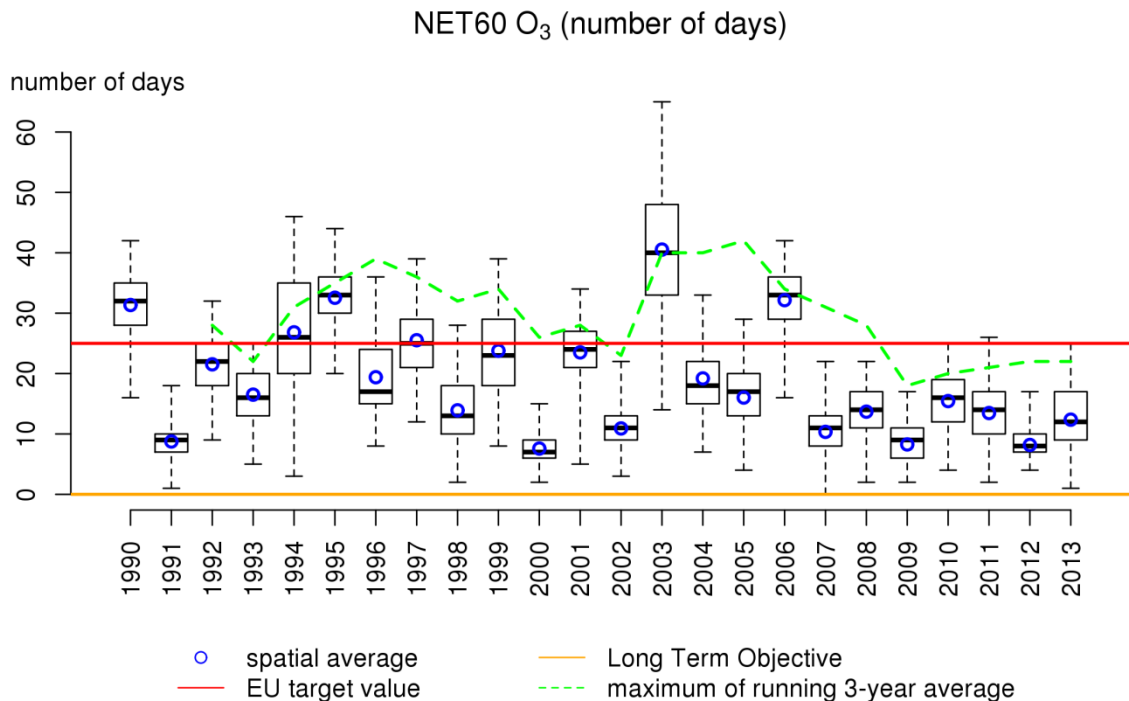


Figure 39: diagramme en boîtes du nombre de jours caractérisés par un maximum journalier des concentrations d’ozone en moyennes sur 8 heures > 120 µg/m³ en Belgique durant la période 1990-2013. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. La ligne pointillée verte donne le maximum du nombre 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 39). 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 défavorables pour la formation photochimique d’ozone - raison pour laquelle la moyenne sur trois ans est restée en-deçà de la valeur cible européenne de 25 jours ces dernières années.

La Figure 40 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 1990-2013. 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 l’extrême nord du pays.

Trend NET60 O3 1990 - 2013

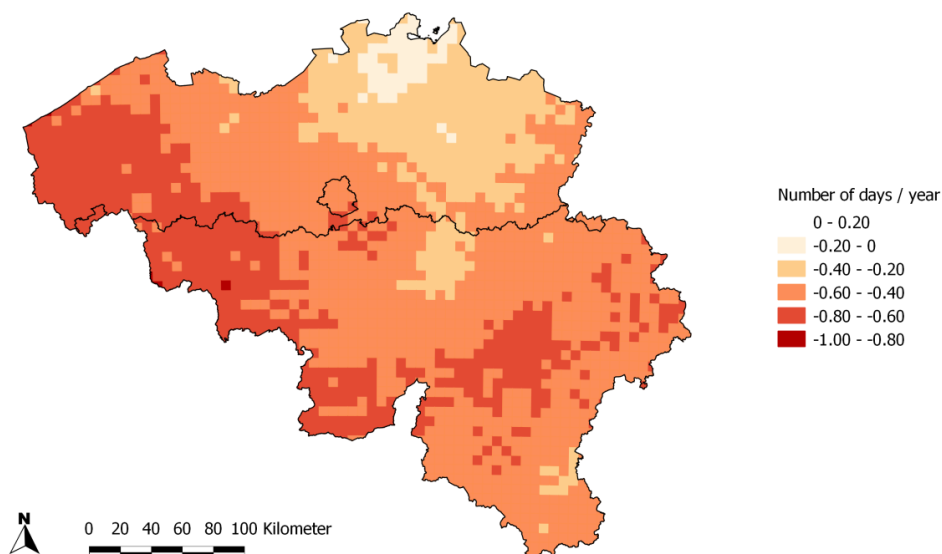


Figure 40: tendance (nombre de jours / an) du nombre de jours pour lesquels le maximum journalier de la concentration moyenne sur 8 heures d’ozone est supérieure à 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (NET60) durant la période 1990-2013. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d’interpolation RIO.

L’évolution du pourcentage de la population exposée à des maxima journaliers de concentrations moyennes sur 8 heures supérieurs à 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ est présentée sur la Figure 40. On peut constater que ces 6 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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (« max8h > 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ») pendant plus de 25 jours. En 2013, environ un tiers de la population a été exposée à plus de 10 jours de concentrations d’ozone avec un max8h > 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. 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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

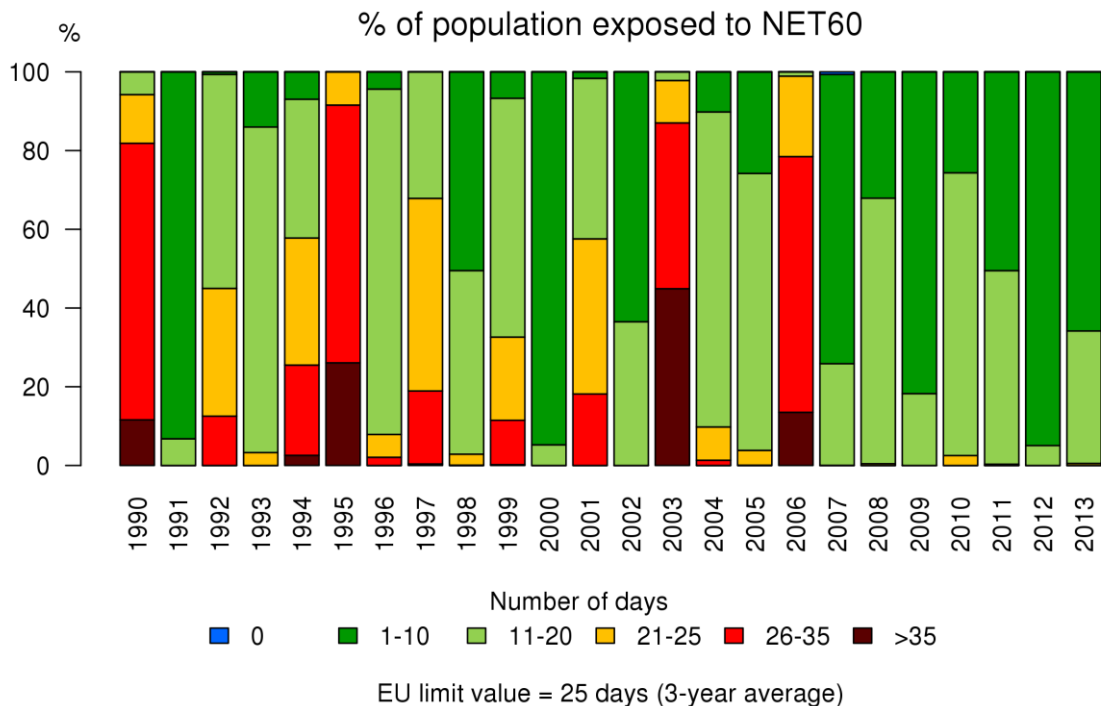


Figure 41: évolution de l'exposition de la population à un nombre de jours avec un max 8h > 120 µg/m³ sur base de la technique d'interpolation RIO.

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 environ 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 42 présente la distribution spatiale de l'AOT60 en Belgique en 2013. On peut constater que la surcharge d'ozone a été limitée en Belgique en 2013. La valeur la plus élevée est de 2832 (µg/m³).h et celle-ci a été atteinte dans le centre du pays. L'AOT60 en moyenne spatiale sur la Belgique est de

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

1507 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h. La plus faible surcharge d’ozone a été enregistrée en Flandre occidentale, avec une valeur minimale de 48 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).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 – 2013 présente le même genre d’évolution que le NET60, avec une décroissance située entre 120 et 160 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h/an dans l’ouest et le sud du pays, et une décroissance comprise entre 0 et 40 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h/an dans le nord-est.

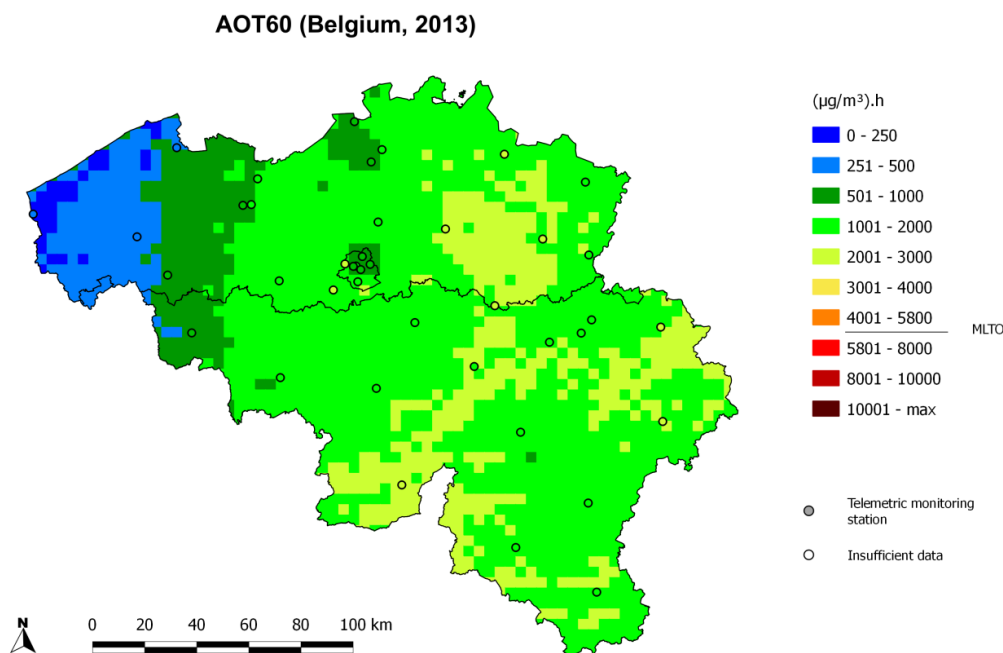


Figure 42: distribution spatiale de la surcharge d’ozone (AOT60) en 2013. « No data » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l’annexe VII de la 2008/50/CE pour l’agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d’interpolation 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 2013, 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 9154 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h. Une valeur maximale de 15614 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).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, 16 % de la surface couverte de végétation (hors forêts) en Belgique a été exposée à un indicateur inférieur à l'objectif à long terme de 6000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h en 2013.

Les Figures Figure 43 et 44 montrent la distribution spatiale de la surcharge pour la végétation en 2013 et la moyennes sur cinq ans au cours de la période 2009-2013. 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 (15 060 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).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 18000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h en moyenne sur cinq ans est respectée partout en Belgique.

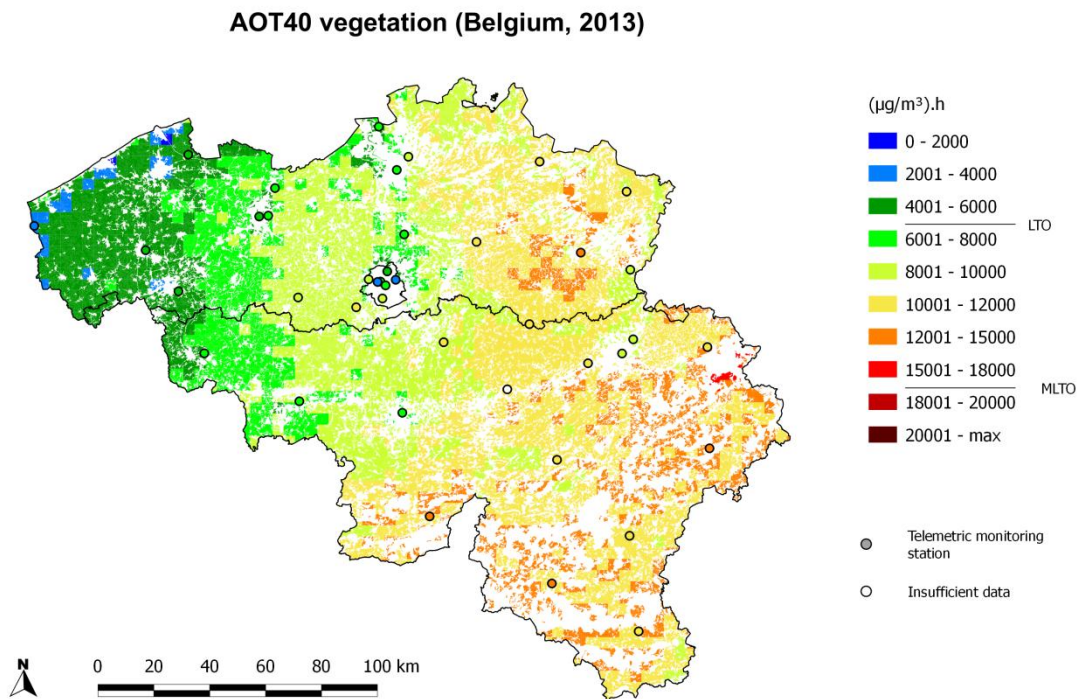


Figure 43: distribution spatiale de la surcharge pour la végétation (AOT40_végétation), 2013. « Insufficient data » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l'annexe VII de la 2008/50/CE pour l'agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base 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, 2009 - 2013)

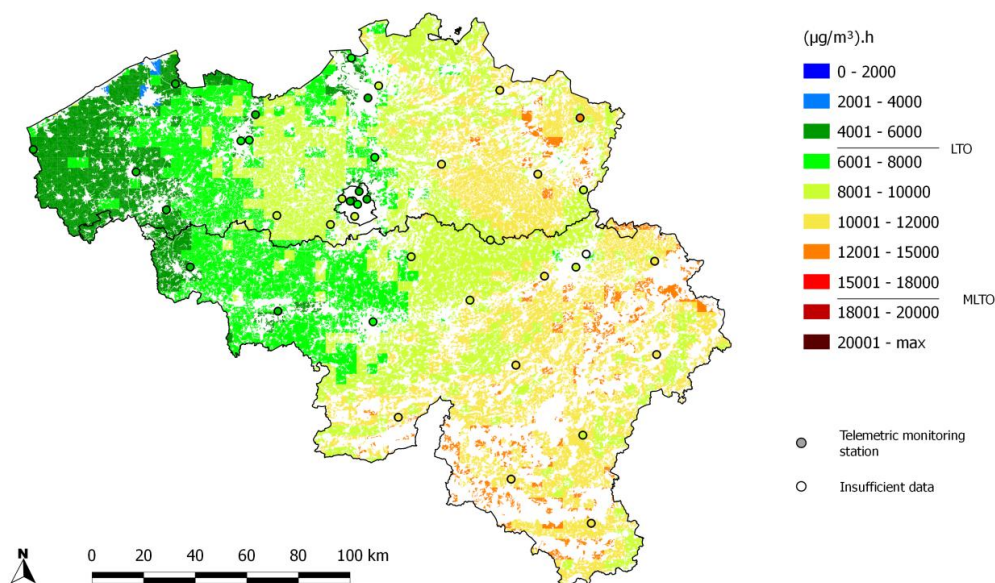


Figure 44: distribution spatiale de la surcharge pour la végétation (AOT40 végétation), en moyenne sur 5 ans pour 2009-2013. « No data » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l'annexe VII de la 2008/50/CE pour l'agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

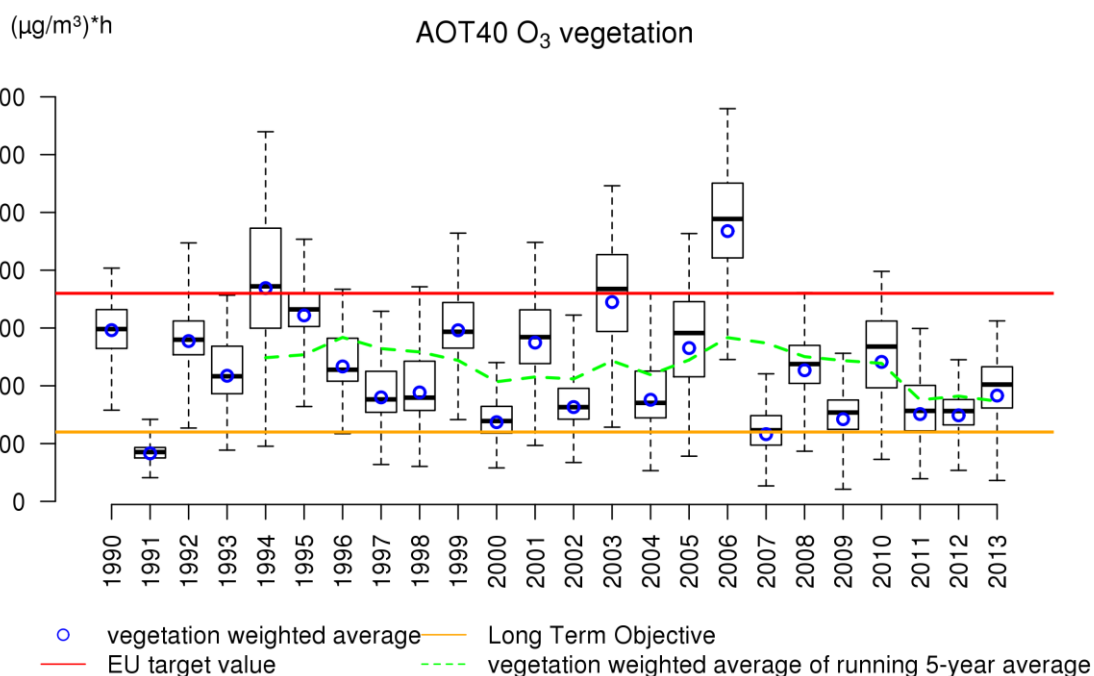


Figure 45: diagramme en boîtes de la surcharge pour la végétation (AOT40) en Belgique (1990-2013). Les moyennes pondérées en fonction de la végétation pour la Belgique sont représentées par les cercles bleus. La ligne pointillée verte indique la moyenne pondérée en fonction de la végétation de l'AOT40 sur 5 ans. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

La Figure 45 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 pas la valeur cible européenne de 18 000 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h (à l'exception de 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.

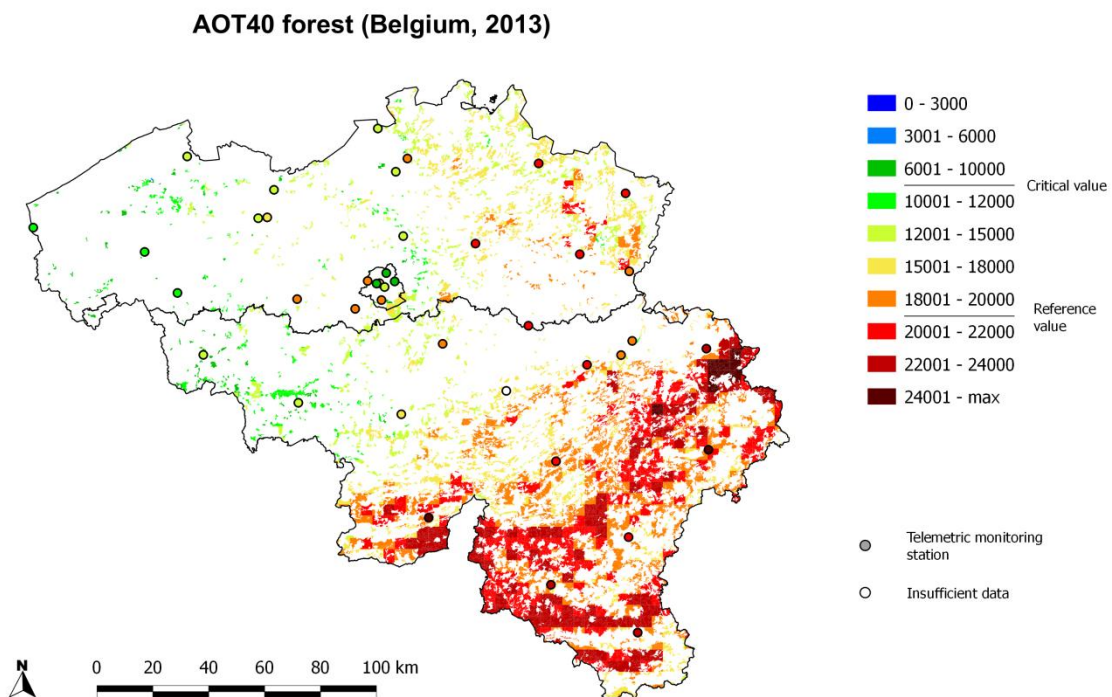


Figure 46: distribution spatiale de la surcharge de zone pour les forêts (AOT40_forêts) en 2013 . « Insufficient data » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l'annexe VII de la 2008/50/CE pour l'agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

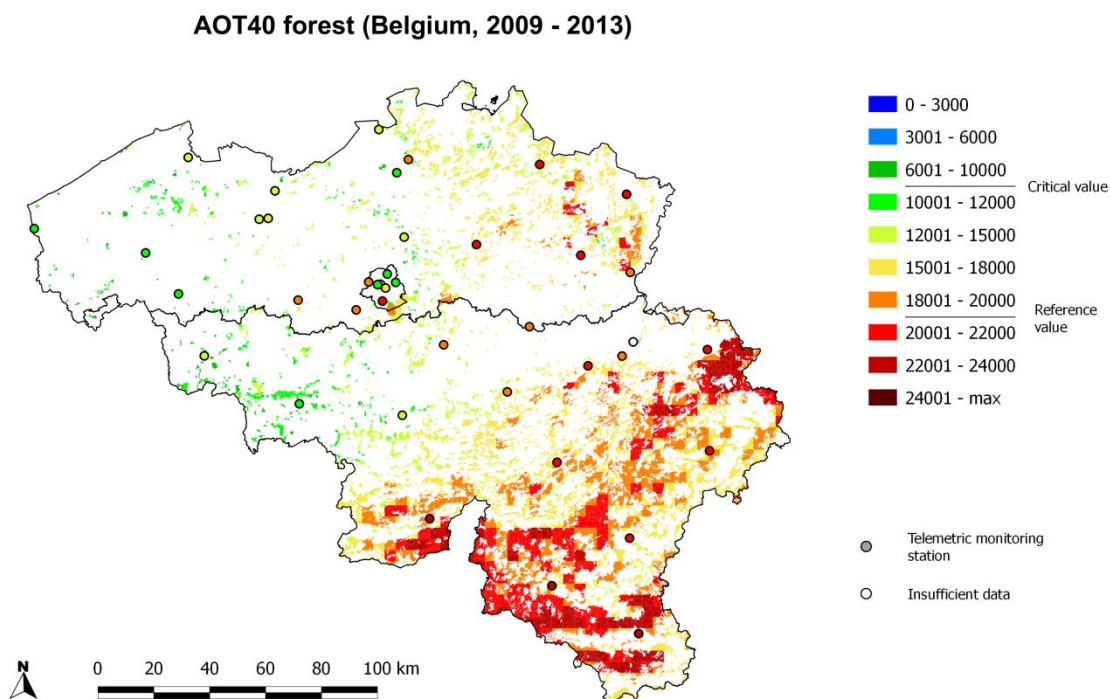


Figure 47: distribution spatiale de la surcharge d’ozone pour les forêts (AOT40_forêts), en moyenne sur 5 ans pour les années 2009-2013 . « Insufficient data » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l’annexe VII de la 2008/50/CE pour l’agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d’interpolation RIO.

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 2013, la surcharge maximale s’élevait à 26126 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).h. 44% 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 sur pratiquement l’intégralité des forêts (99 %).

5.4 Moyenne annuelle d’ozone

La Figure 48 présente la distribution spatiale sur la Belgique des concentrations moyennes annuelles d’ozone en 2013, 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 NO₂. 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 2013 et la période 2008-2012 ne montre en outre guère d’évolution dans cette relation, les moyennes 2013 étant légèrement plus élevées

Les concentrations annuelles moyennes en 2013 s'élèvent respectivement à 39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 46 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour Bruxelles, la Flandre et la Wallonie. La moyenne pour la Belgique est quant à elle de 49 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. 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 44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

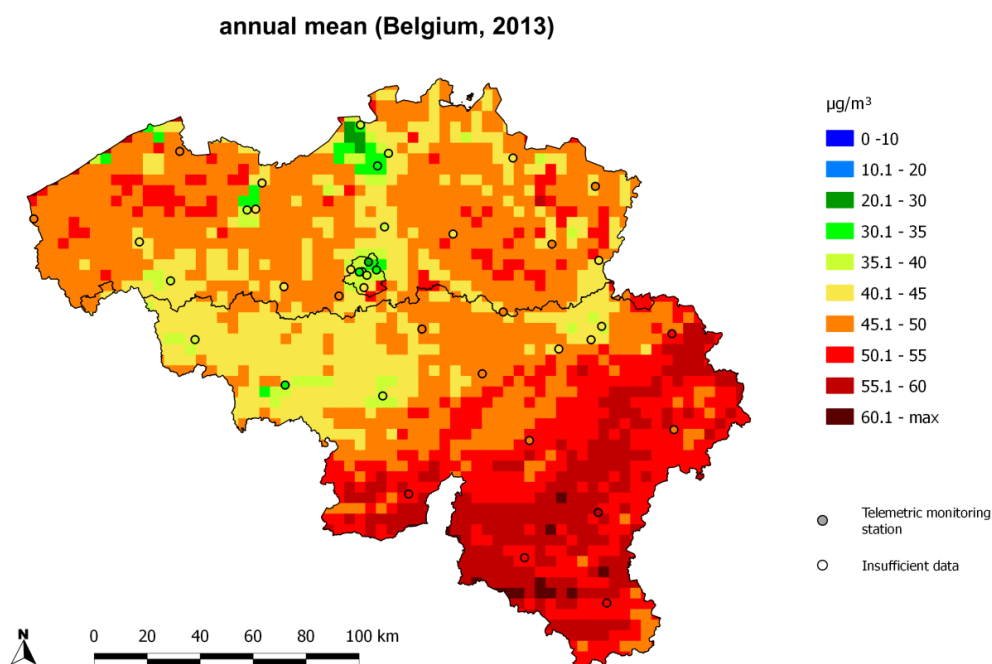


Figure 48: distribution spatiale de la concentration moyenne annuelle de O₃ en Belgique en 2013. « Insuffisant » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l'annexe VII de la 2008/50/CE pour l'agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

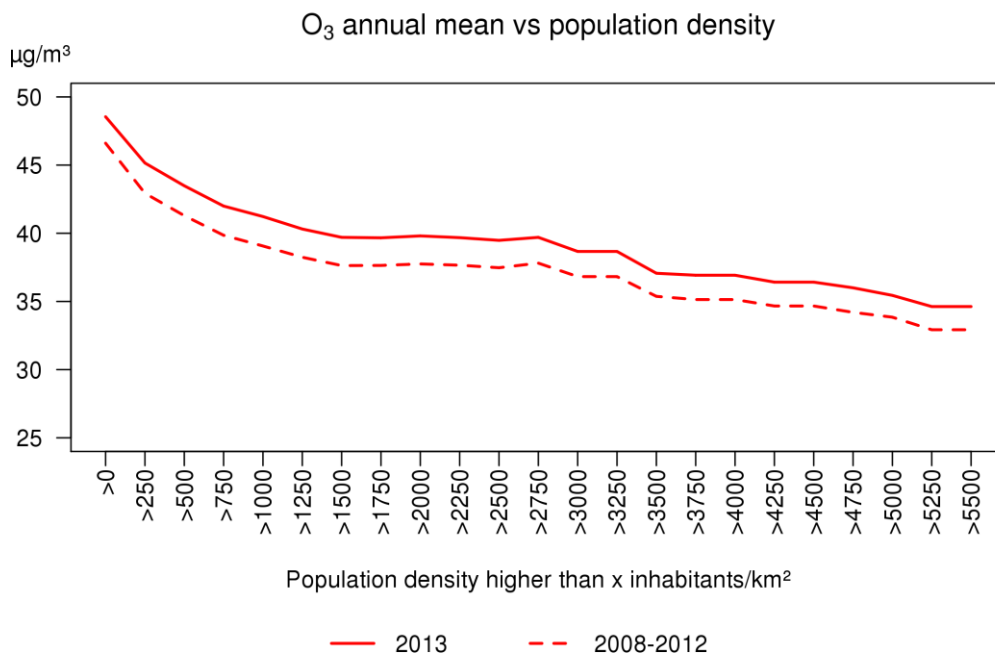


Figure 49: relation entre les concentrations moyennes annuelles interpolées d'O₃ sur base de la technique d'interpolation RIO et la densité de la population (habitants/km²).

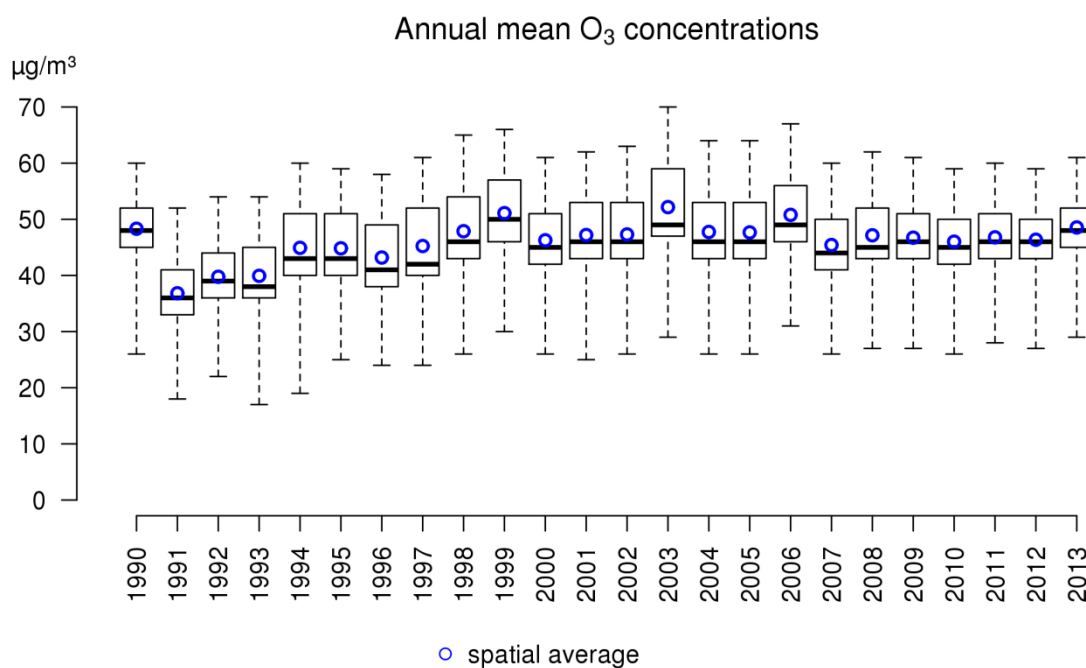


Figure 50: diagramme en boîtes des concentrations moyennes d'O₃ sur la période 1990-2013. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

La Figure 51 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.

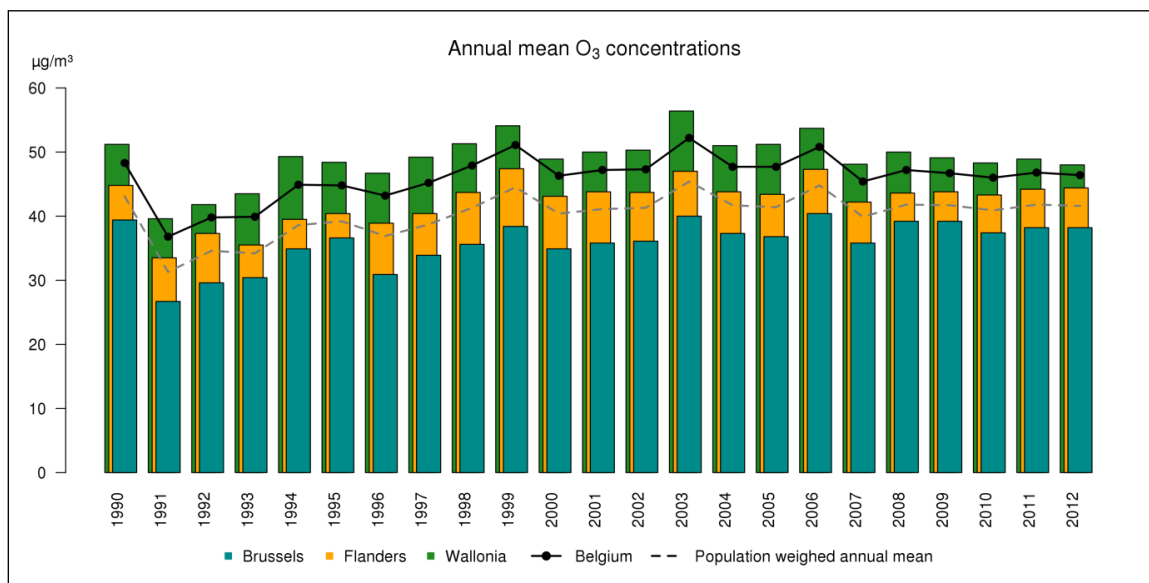


Figure 51: évolution de la concentration moyenne annuelle en Belgique et dans les trois Régions sur base de la technique d'interpolation RIO.

La distribution spatiale de l'augmentation de la moyenne annuelle d'O₃ sur la période 1990-2013 est présentée sur la Figure 52. 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 annual mean concentrations 1990 - 2013

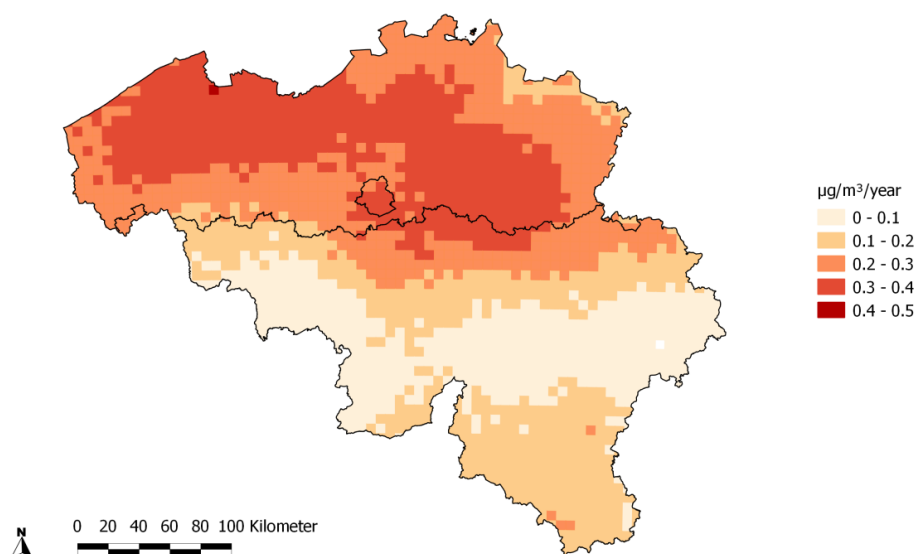


Figure 52: tendance spatiale de la concentration moyenne annuelle d'O₃ (µg/m³/an) sur la période 1990-2013. Les données utilisées pour l'analyse de tendance ont été générées sur base de la technique d'interpolation RIO.

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 1990-2001 et 2002-2013. Ensuite, les différences entre ces deux périodes ont été calculées pour les différents centiles : la Figure 53 présente cette évolution en fonction des centiles durant la période 2002-2012. 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 2002-2013 par rapport à la période 1990-2000, d'un maximum de 7 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 27 µg/m³. Localement, essentiellement dans l'est du pays, on observe également une hausse des pics de concentration d'ozone pour la période 2002-2013 comparativement à 2000-2001. Ceci est dû aux nombreux pics d'ozone intenses observés en 2003 et 2006. La tendance générale - hausse des basses concentrations et diminution des pics d'ozone - est comparable aux tendances observées dans le réseau du programme européen de surveillance et d'évaluation (EMEP; Torseth et al., 2012).

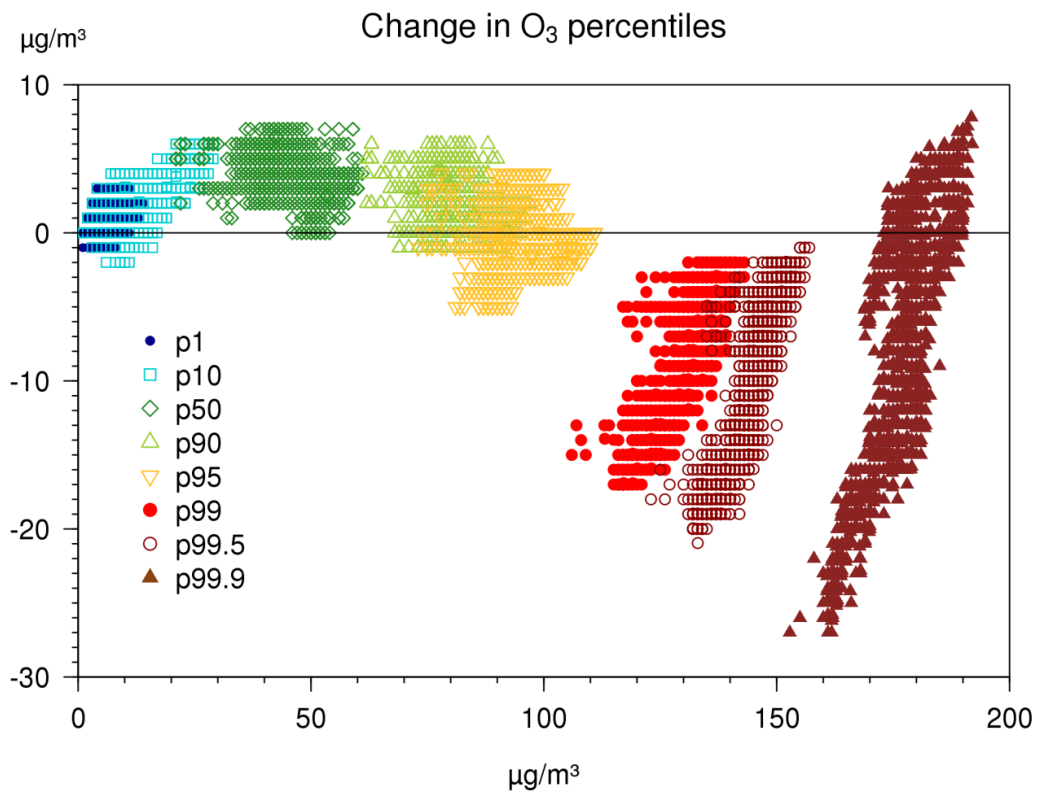


Figure 53 : évolution (différence entre les classes de concentrations) des centiles d'O₃ entre la période 1990-2001 et la période 2002-2013 en fonction des valeurs des centiles de la période 2002-2013 pour toutes les cellules de la grille RIO. Les données ont été générées sur base de la technique d'interpolation 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 54 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 57 en 2013. Les valeurs interpolées présentent à nouveau une plus grande incertitude durant les années où les stations de mesure sont moins nombreuses.

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.

Les concentrations de SO₂ présentent un caractère extrêmement local, une grande variabilité spatiale et un lien étroit avec les sources émettrices. D'autre part, du fait de la résolution de l'interpolation RIO, les dépassements locaux ne sont pas nécessairement visibles. Il est cependant possible d'estimer que les valeurs limites horaires sont largement respectées en Belgique (voir Figure 55, Figure 56 et Figure 57). Les valeurs les plus élevées sont mesurées à proximité des sources de SO₂ (dans les zones industrielles). Le maximum de la 25^{ème} valeur horaire la plus élevée en Belgique en 2013, représentative pour une zone de 4x4 km², s'élève à 27 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.

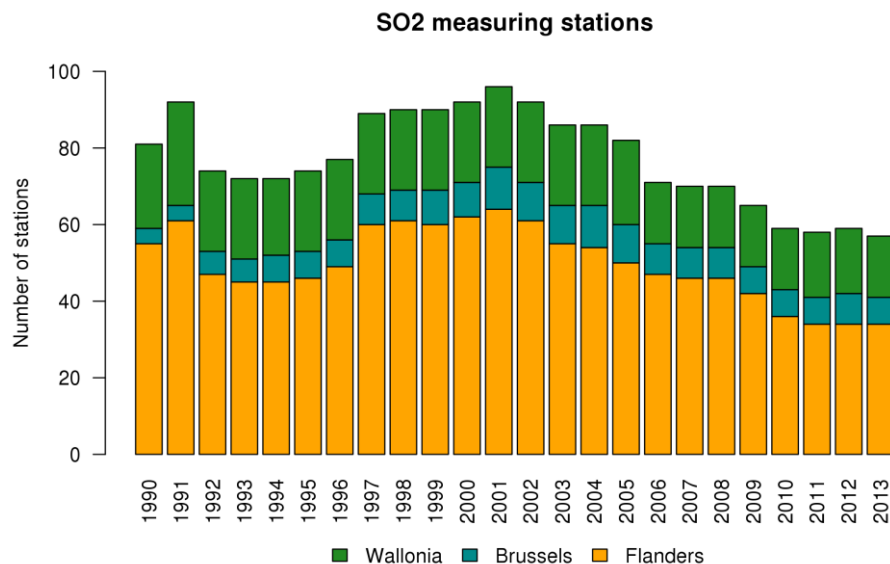


Figure 54: évolution du nombre de stations de mesure de SO₂ en Belgique.

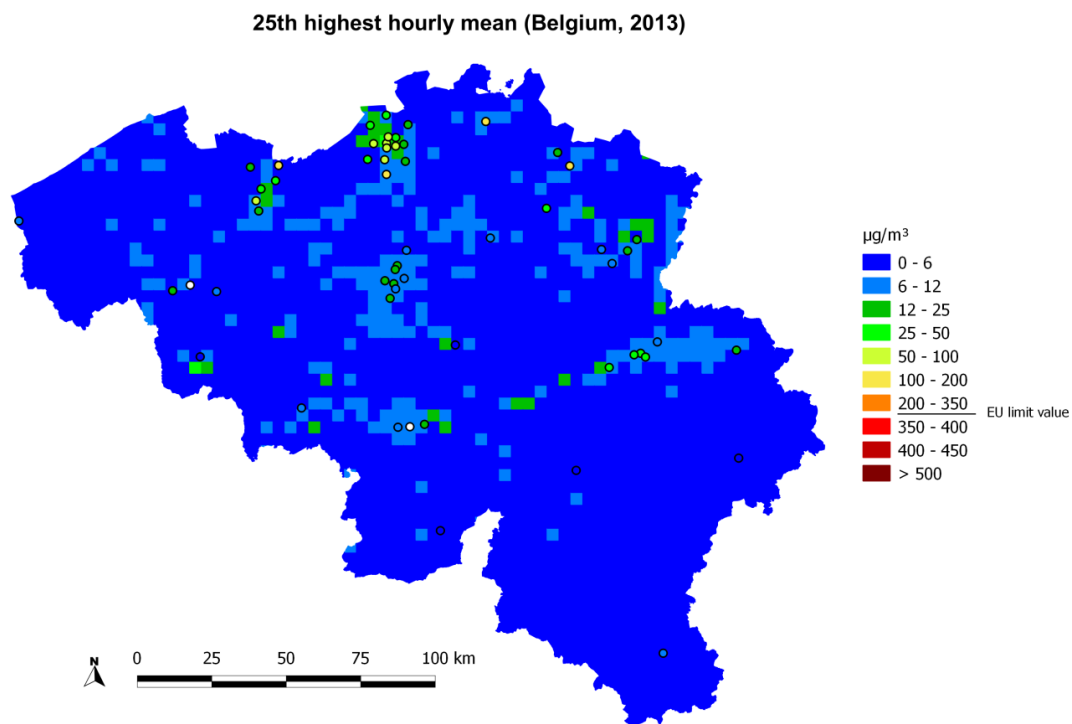


Figure 55 : Distribution spatiale de la 25^{ème} concentration moyenne horaire la plus élevée. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

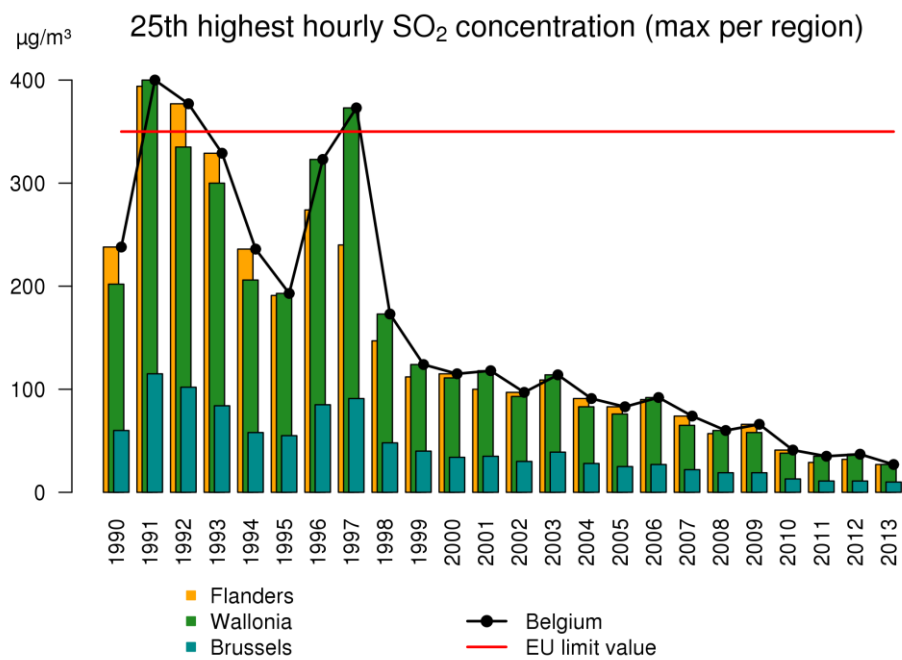


Figure 56 : évolution de la 25^{ème} concentration moyenne horaire de SO₂ maximale par Région et en Belgique sur base de la technique d'interpolation RIO.

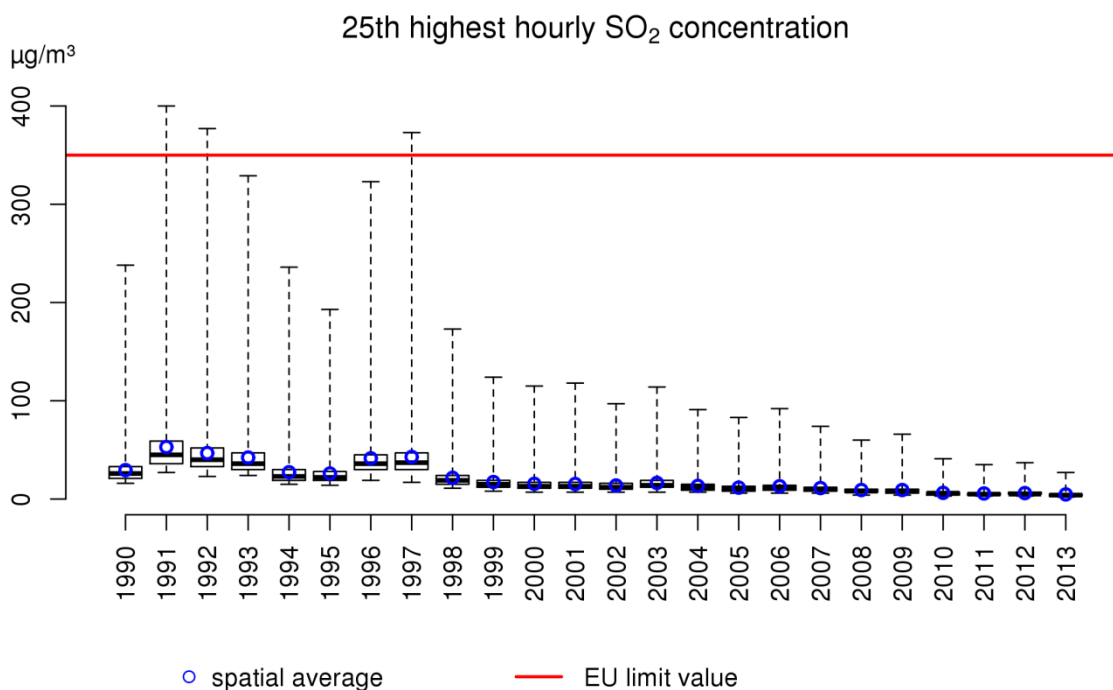


Figure 57: diagramme en boîtes de la 25^{ème} concentration moyenne horaire de SO₂ la plus élevée sur la période 1994-2013 en Belgique sur base de la technique d'interpolation RIO.

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 parfois 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 58 et Figure 59).

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.

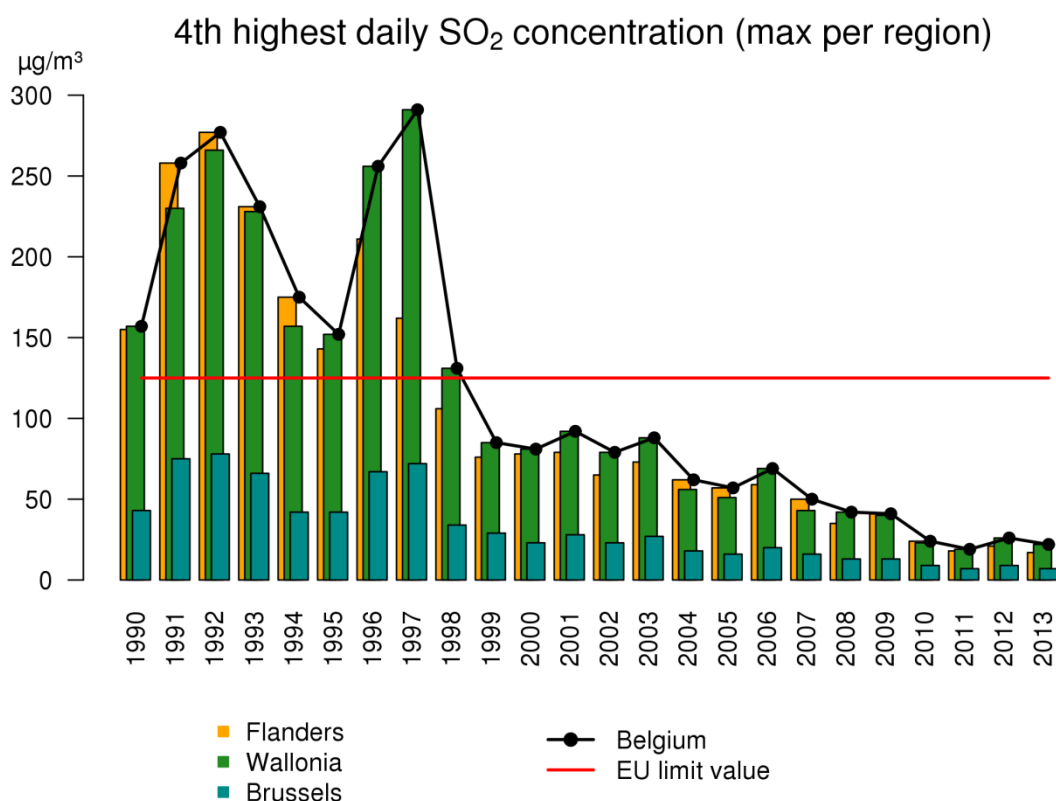


Figure 58 : évolution de la 4^{ème} concentration moyenne journalière de SO₂ maximale par Région et en Belgique sur base de la technique d'interpolation RIO.

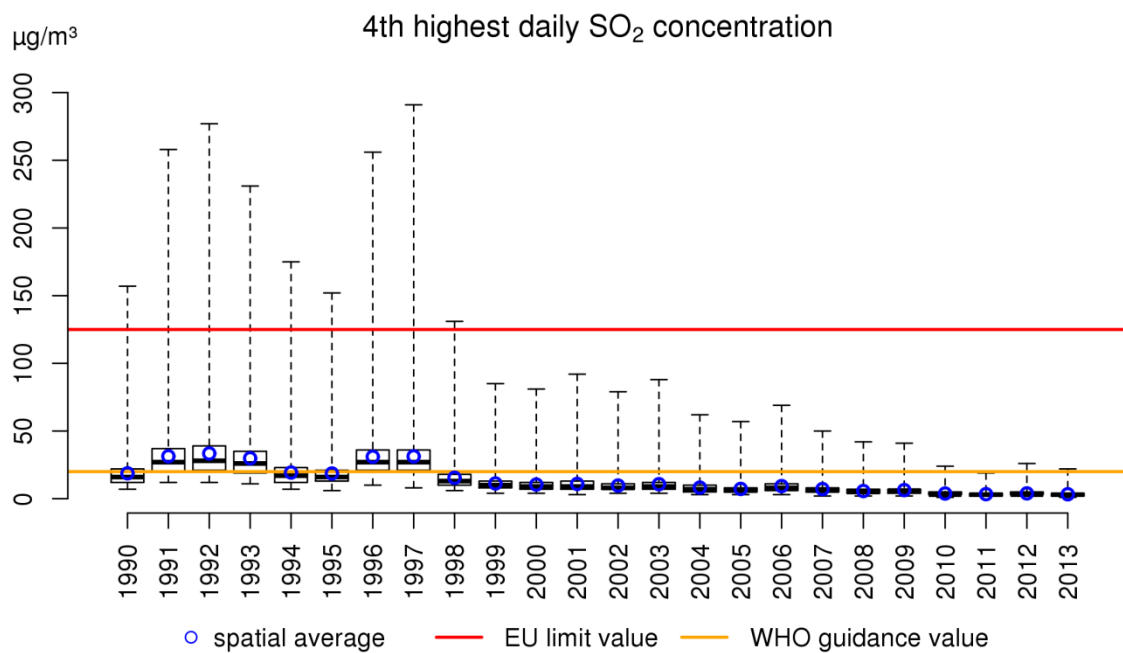


Figure 59: diagramme en boîtes de la 4^{ème} concentration moyenne horaire de SO₂ la plus élevée sur la période 1994-2013 en Belgique sur base de la technique d'interpolation RIO.

Perspectives : amélioration de la technique d'interpolation RIO

Afin d'accroître la résolution spatiale des cartes de concentrations, CELINE a travaillé dans le cadre du projet EU Atmosys au développement d'une méthode d'interpolation couplée à un modèle de dispersion, RIO-IFDM (Lefebvre *et al.*, 2013, <http://atmosys.eu/atmosys/faces/services-annual-maps.jsp>). 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 (industries) afin de calculer des concentrations selon une résolution beaucoup plus élevée (jusqu'à $10 \times 10 \text{ m}^2$). Le reste des contributions (agriculture, ménages,...) est supposé inclus dans les concentrations de fond fournies par RIO. Un exemple de carte RIO-IFDM de la Belgique pour les concentrations moyennes journalières de NO_2 le 21/03/2012 figure à la Figure 60.

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.

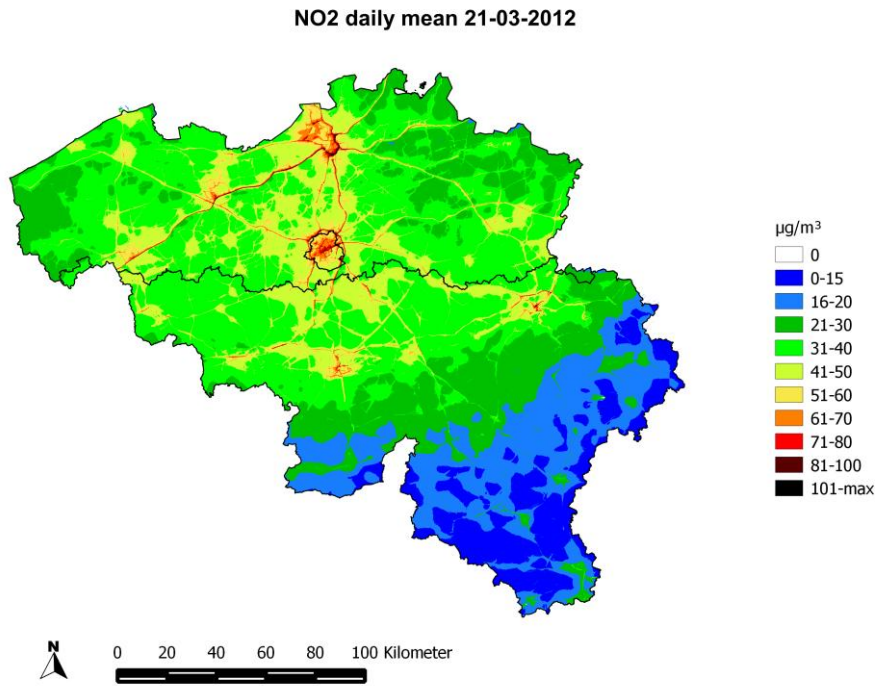


Figure 60 : carte RIO-IFDM de la Belgique pour les concentrations journalières moyennes de NO₂ le 21/03/2012

Conclusions

Le présent rapport donne un aperçu de la qualité de l'air en Belgique pour 2013, 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. Pour tous les indicateurs, on observe une diminution depuis le début des mesures. Les Tableaux 1 et 2 du résumé révèlent ainsi que le minimum, la moyenne et le maximum de presque tous les indicateurs sont en 2013 soit inférieurs soit comparables aux moyennes sur les 10 dernières années. L'année 2013 fut néanmoins une année favorable pour la qualité de l'air mais globalement tout de même moins favorable que 2012.

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), soit l'objectif à long terme pour la protection de la population, l'AOT40 pour la végétation et 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 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>.
- LNE (Euronormen voor voertuigen), <http://www.lne.be/themas/milieu-en-mobiliteit/milieuvriendelijke-voertuigen/ecoscore-en-euronormen/euronormen-voor-voertuigen>
- 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
- OMS (2006) *Air quality guidelines — global update 2005*, World Health Organization Regional Office for Europe, Copenhagen.
- OMS (2012), http://www.iarc.fr/en/media-centre/pr/2012/pdfs/pr213_E.pdf
- OMS (2013), Review of evidence on health aspects of air pollution (REVIHAAP) : <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air->

quality/publications/2013/review-of-evidence-on-health-aspects-of-air-pollution-revihaap-project-final-technical-report

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.

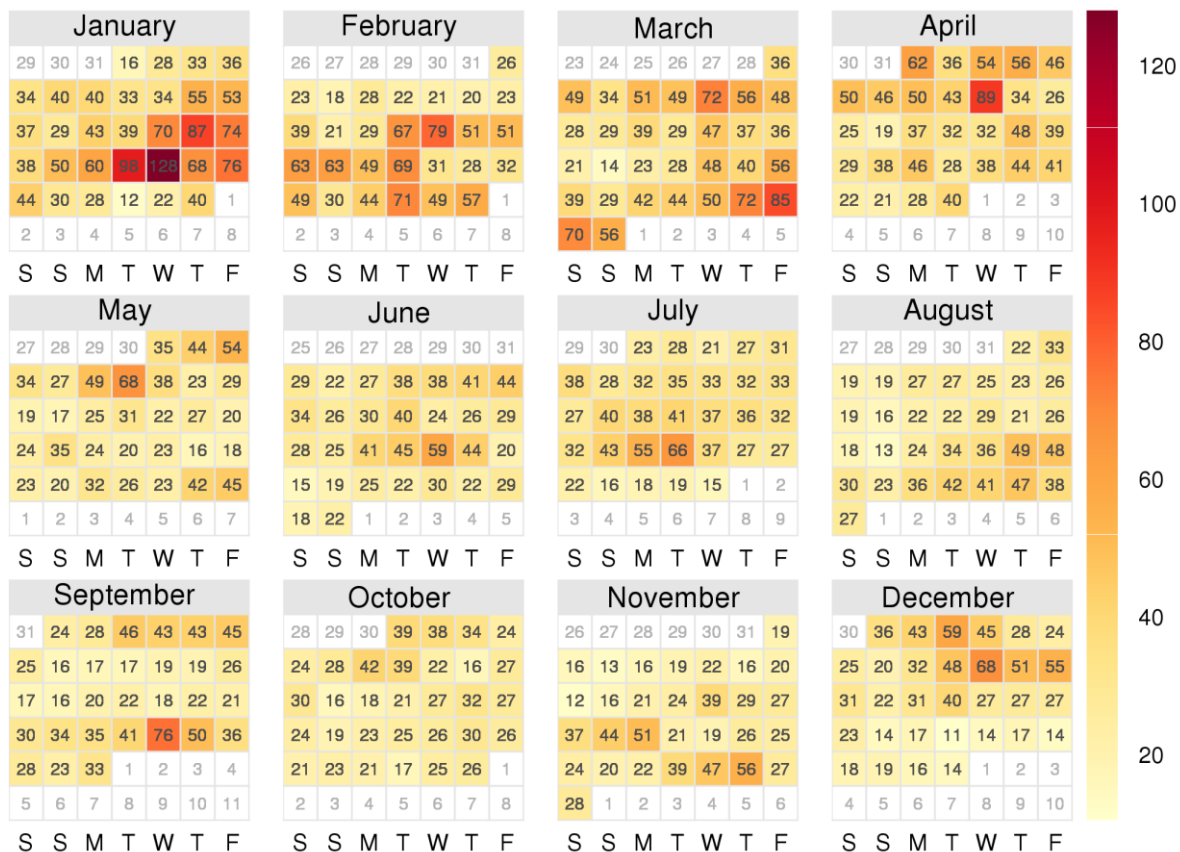
Code de la station	Emplacement	PM ₁₀	PM _{2,5}	O ₃	BC	SO ₂	NO ₂
40AB01	ANVERS (ECLUSE BAUDOUIN)	x			x		
40AB02	BERENDRECHT	x					
40AL01	ANVERS – RIVE GAUCHE	x			x		x
40AL02	DOEL (ENGELSESTEENWEG)	x					
40AL03	BEVEREN		x				
40AL04	BEVEREN		x				
40AL05	KALLO (ECLUSE KALLO)	x					
40BE06	BEERSE					x	
40GK06	DIEPENBEEK	x					
40GK09	GENK	x				x	x
40HB23	HOBOKEN	x				x	x
40LD01	LAAKDAL-GEEL						x
40LD02	LAAKDAL-GEEL						x
40MN01	MENIN	x					
40OB01	OOSTROZEBEKE	x					x
40OB02	WIELSBEKE	x					
40RL01	ROULERS (BRUGSESTEENWEG)	x			x		
40SA04	HOEVENEN		x		x		x
40SZ01	STEENOKKERZEEL						x
40SZ02	STEENOKKERZEEL	x					x
40TS21	TESSENDERLO					x	
40WZ02	MOL (WEZEL)					x	
41B004	BRUXELLES (SAINTE-CATHERINE)			x			x
41B005	BRUXELLES						x
41B006	BRUXELLES (PARLEMENT EUROPEEN)			x			x
41B008	BRUXELLES (BELLIARD)						x
41B011	BERCHEM-SAINTE-AGATHE	x	x	x		x	x
41MEU1	MEUDON	x	x			x	x
41N043	HAREN	x	x	x	x	x	x
41R001	MOLENBEEK-SAINT-JEAN	x	x	x	x	x	x
41R002	IXELLES				x	x	x
41R012	UCCLE	x	x	x	x	x	x
41WOL1	WOLUWE-SAINT-LAMBERT	x		x	x	x	x
42M802	ANVERS LUCHTBAL	x			x	x	x
42N016	DESSEL			x	x	x	x
42N027	BREE			x			x
42N035	AERSCHOT	x		x		x	x
42N040	LEEUEW-SAINT-PIERRE			x			x

Code de la station	Emplacement	PM ₁₀	PM _{2,5}	O ₃	BC	SO ₂	NO ₂
42N045	HASSELT	X	X	X	X	X	X
42N046	GELLIK			X			X
42N054	LANDEN	X		X			X
42R010	WOLUWE-SAINT-ETIENNE						X
42R020	VILVORDE	X				X	X
42R801	ANVERS	X	X	X	X	X	X
42R802	ANVERS	X	X		X		X
42R811	SCHOTEN	X		X			X
42R815	ZWIJNDRECHT	X			X	X	X
42R820	KAPELLEN					X	X
42R821	BEVEREN-WAAS					X	X
42R822	ANVERS					X	X
42R830	DOEL					X	X
42R831	BERENDRECHT	X		X		X	X
42R832	RUISBROEK						
42R833	STABROEK		X				X
42R834	BOOM	X					X
42R841	MALINES	X		X			X
42R891	ANVERS					X	X
42R892	KALLO					X	X
42R893	ANVERS					X	X
42R894	ANVERS					X	X
42R897	ANVERS					X	X
43H201	SAINT NICOLAS	X	X			X	
43M204	ANGLEUR	X	X				
43N060	HAVINNES	X	X	X		X	X
43N063	CORROY LE GRAND	X	X	X		X	X
43N066	EUPEN			X		X	X
43N067	MEMBACH	X	X				
43N070	MONS	X	X	X		X	X
43N073	VEZIN	X	X	X			X
43N085	VIELSALM	X	X	X	X	X	X
43N093	SINSIN	X	X	X		X	X
43N100	DOURBES	X	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	X
43R201	LIEGE	X	X				
43R221	LIEGE	X	X	X		X	X
43R222	LIEGE	X	X	X		X	X
43R223	JEMEPPE	X	X			X	X
43R240	ENGIS	X	X	X		X	X
44M702	ERTVELDE					X	X
44M705	ROULERS	X		X	X		X
44N012	MOERKERKE	X		X			X

Code de la station	Emplacement	PM ₁₀	PM _{2,5}	O ₃	BC	SO ₂	NO ₂
44N029	HOUTEM	X	X	X	X	X	X
44N051	IDEGEM			X			X
44N052	ZWEVEGEM	X		X		X	X
44R701	GAND	X	X	X		X	X
44R702	GAND	X	X				X
44R710	DESTELBERGEN	X		X			X
44R721	WONDELGEM					X	X
44R731	EVERGEM	X	X			X	X
44R740	WINKEL-SAINTE-CROIX	X		X		X	X
44R750	ZELZATE	X				X	X
45R501	CHARLEROI	X	X			X	X
45R502	LODELINSART	X	X	X			X
45R510	CHATELINEAU	X	X			X	
45R511	MARCINELLE	X	X				
45R512	MARCHIENNE-AU-PONT	X	X			X	X
47E007	SINT-PIETERS-LEEUV						X
47E008	GRIMBERGEN						X
47E009	ZEMST						X
47E013	VORST						X
47E701	VICHTE					X	X
47E702	ELSEGEM					X	X
47E703	OOSTEEKLO					X	X
47E714	DUDZELE						X
47E715	ZUIENKERKE						X
47E716	MARIAKERKE						X
47E804	MOL						X
47E811	DIEPENBEEK					X	X
47E812	GENK					X	X
47E813	HAM						X
47E814	HAM						X

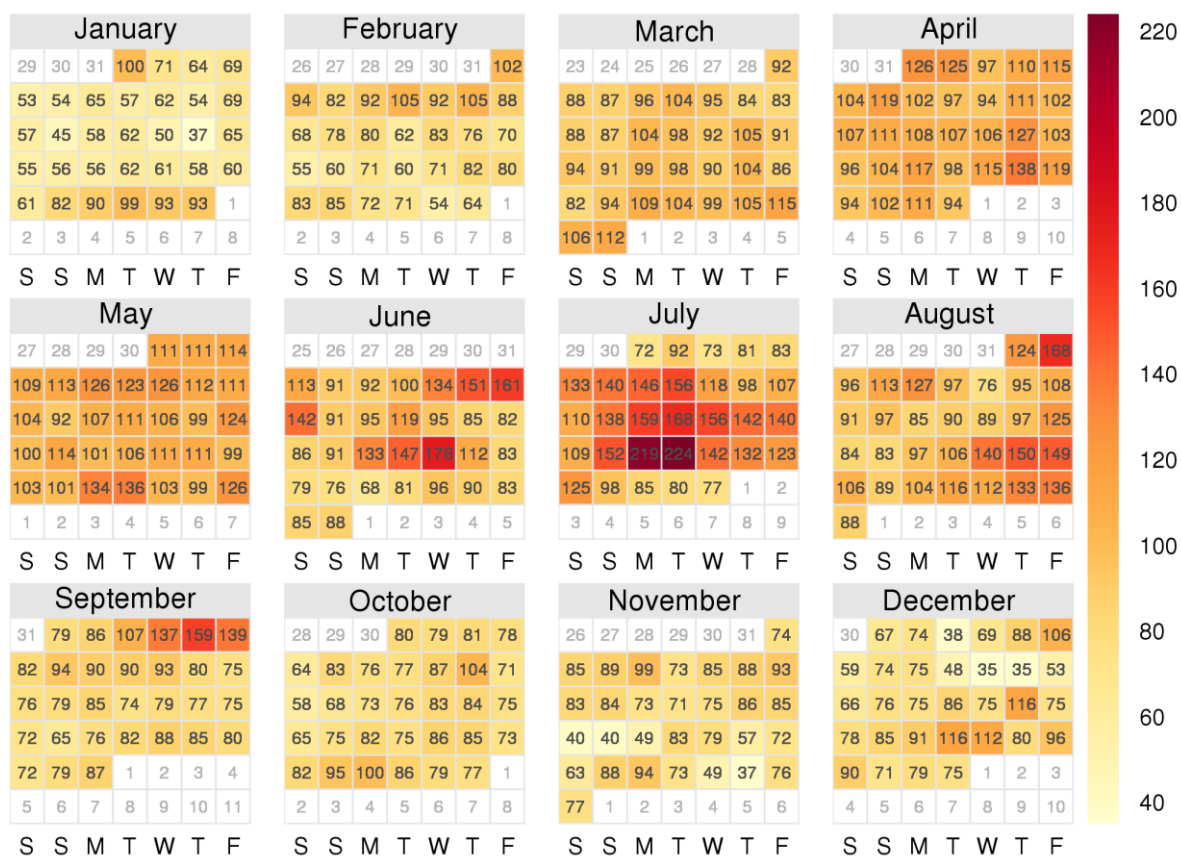
Annexe B : Relevé annuel des polluants atmosphériques

Mean daily PM₁₀ concentrations in 2013



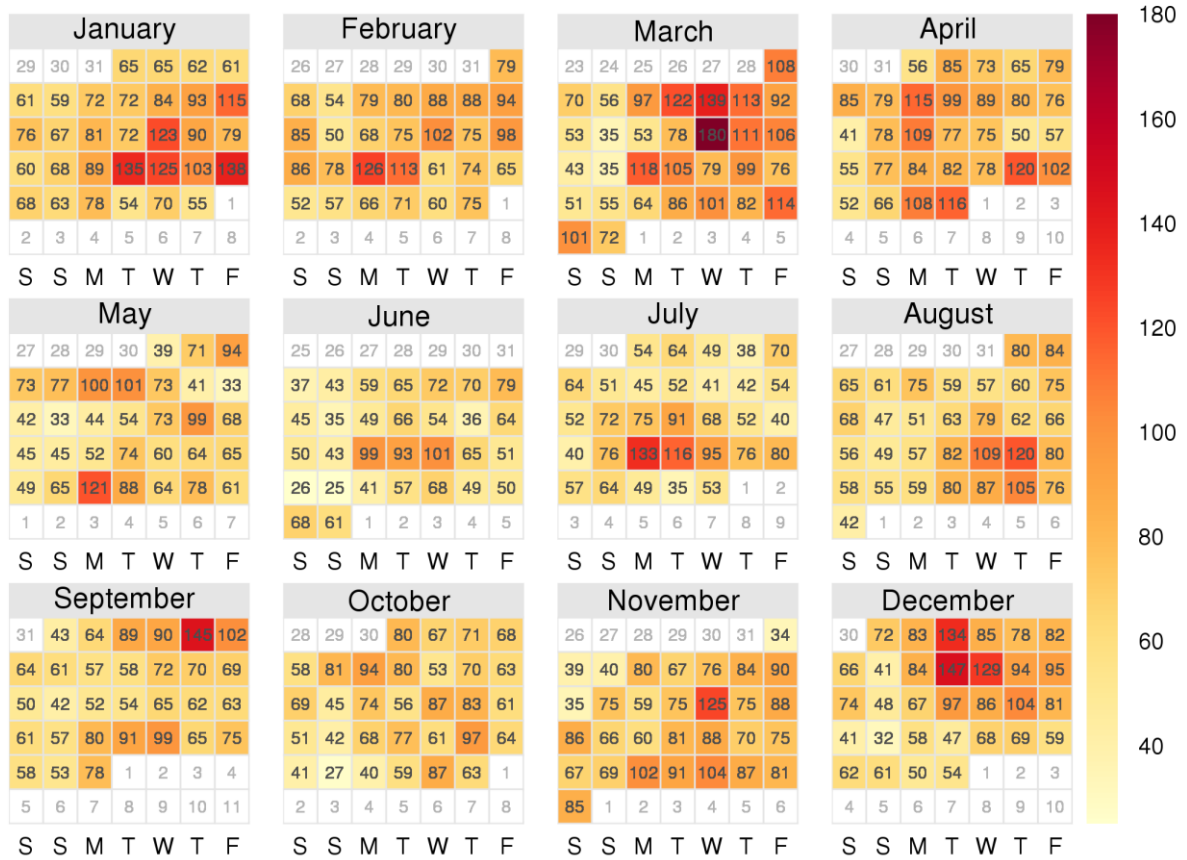
Maximum (sur la Belgique) de la moyenne journalière de PM₁₀ en 2013.

Maximum daily O₃ concentrations in 2013



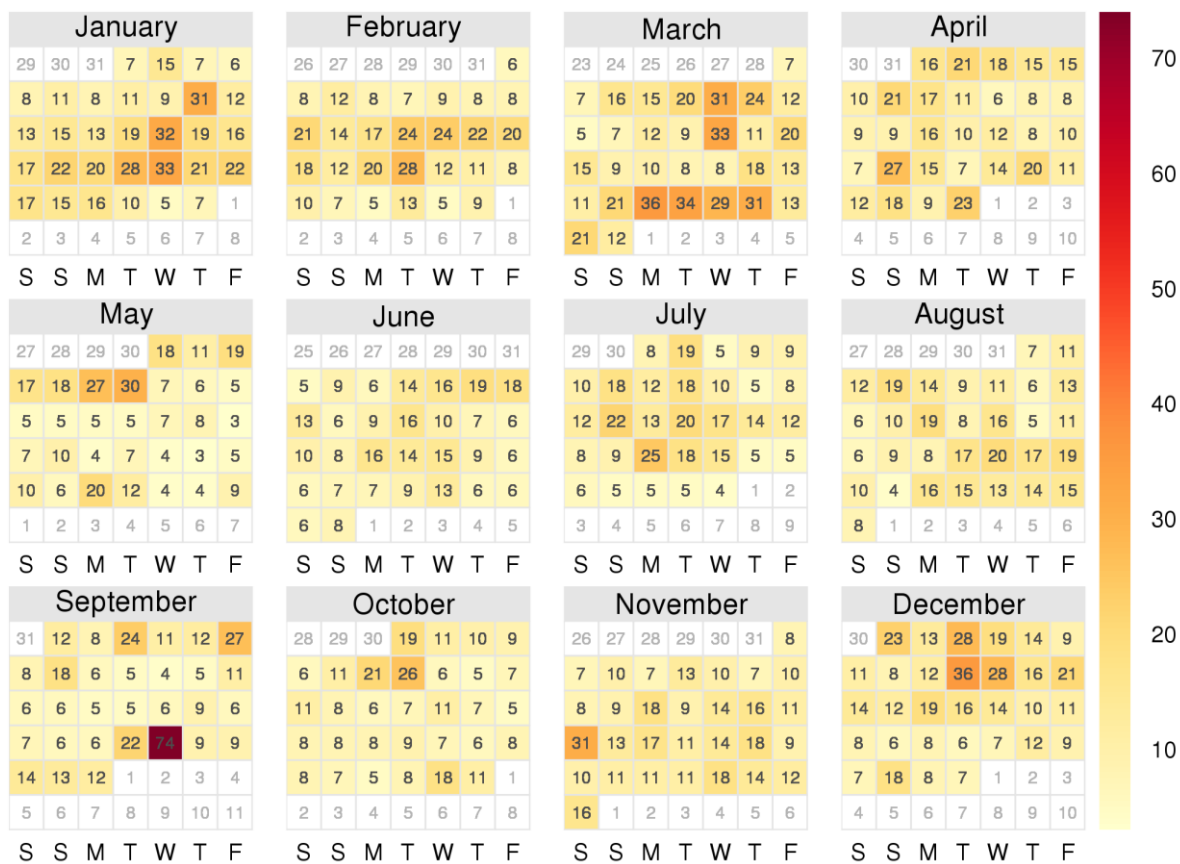
Concentrations journalières maximales d'ozone en 2013.

Maximum daily NO₂ concentrations in 2013



Concentrations journalières maximales de dioxyde d'azote en 2013.

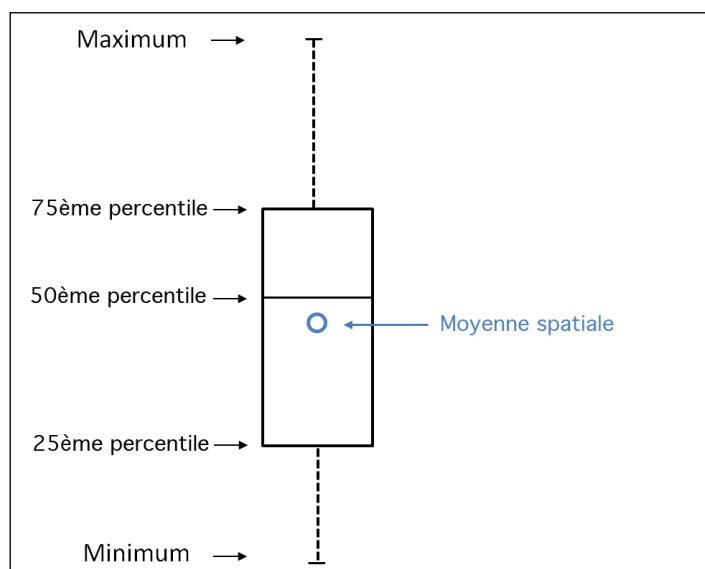
Maximum daily SO₂ concentrations in 2013



Concentrations journalières maximales de dioxyde de soufre en 2013.

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.

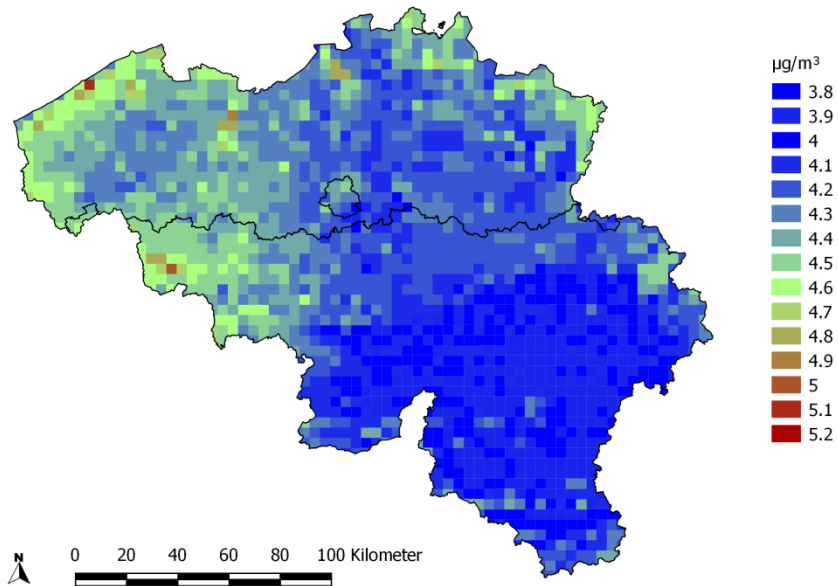
Une fois que l'incertitude liée aux concentrations moyennes horaires ou journalières interpolées a été déterminée, il faut également tenir compte, lors de l'agrégation, de :

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.

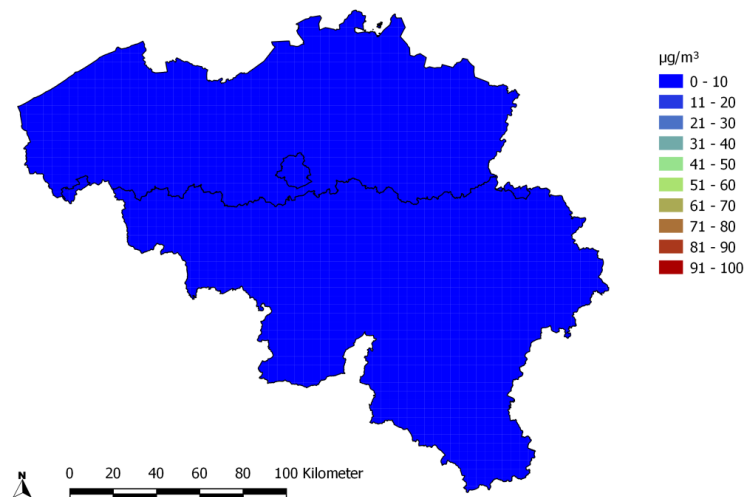
PM10

Error on PM10 annual mean (Belgium, 2013)



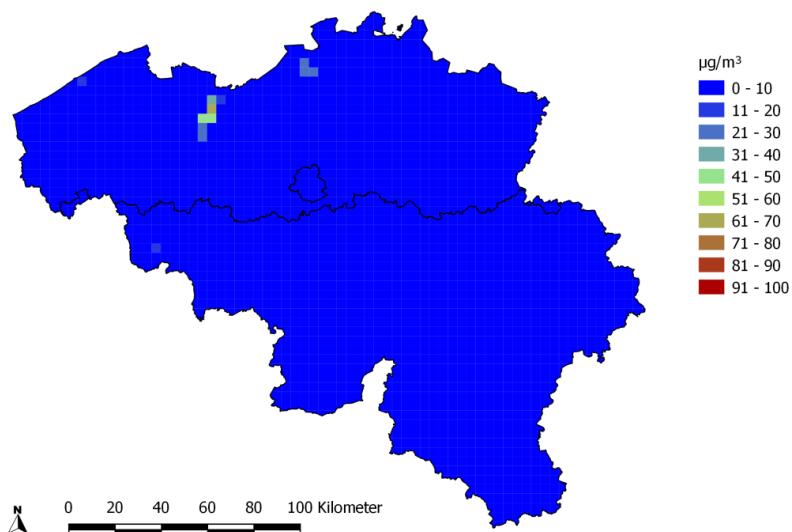
Distribution spatiale de l'erreur absolue ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) pour la concentration moyenne annuelle de PM_{10} .

Probability of exceedance of PM10 annual mean EU limit value (Belgium, 2013)



Probabilité (%) que la concentration moyenne annuelle de PM_{10} dépasse la valeur limite européenne de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

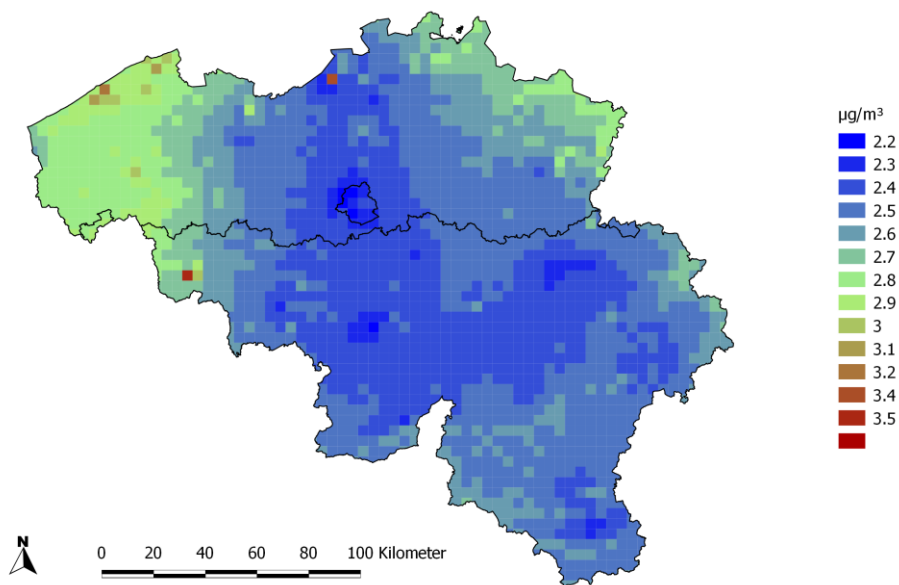
Probability of exceedance of PM10 EU daily limit value (Belgium, 2013)



Probabilité (%) que la valeur limite journalière de 50 µg/m³ pour le PM₁₀ soit dépassée pendant plus de 35 jours.

PM2.5

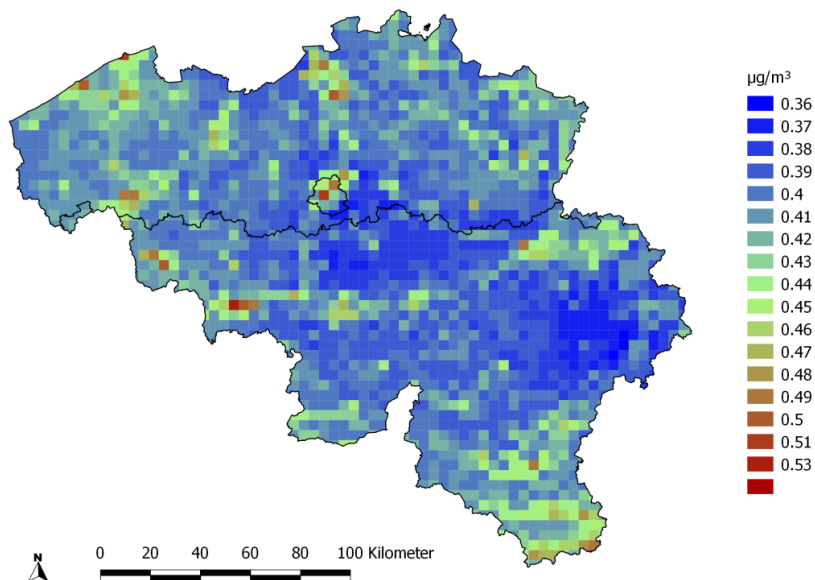
Error on PM2.5 annual mean (Belgium, 2013)



Distribution spatiale de l'erreur absolue (µg/m³) pour la concentration moyenne annuelle de PM_{2.5}.

BC

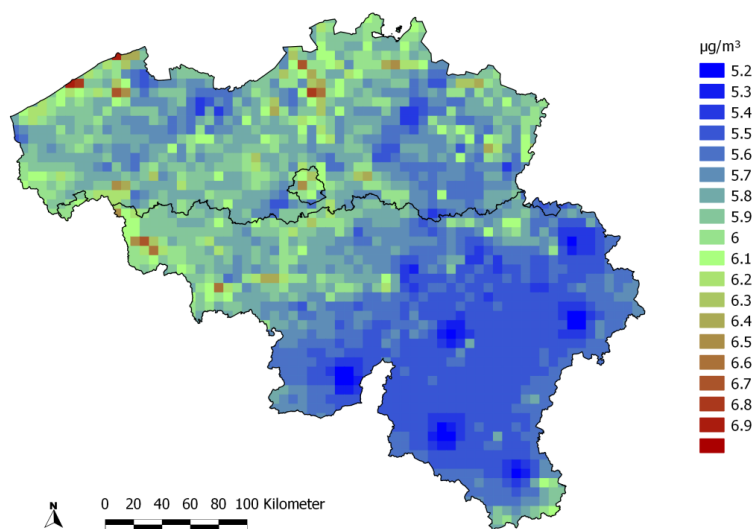
Error on BC annual mean (Belgium, 2013)



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

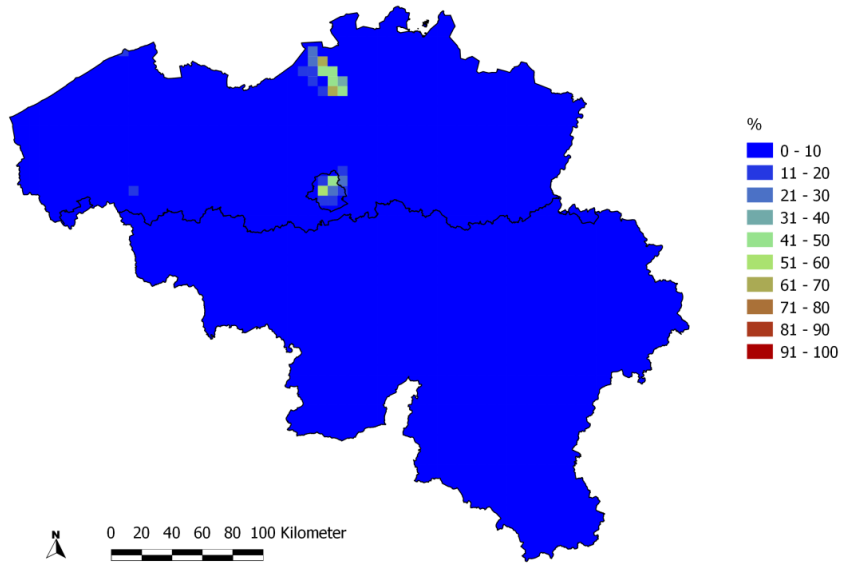
NO2

Error on NO2 annual mean (Belgium, 2013)



Distribution spatiale de l'erreur absolue ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) pour la concentration moyenne annuelle de NO₂.

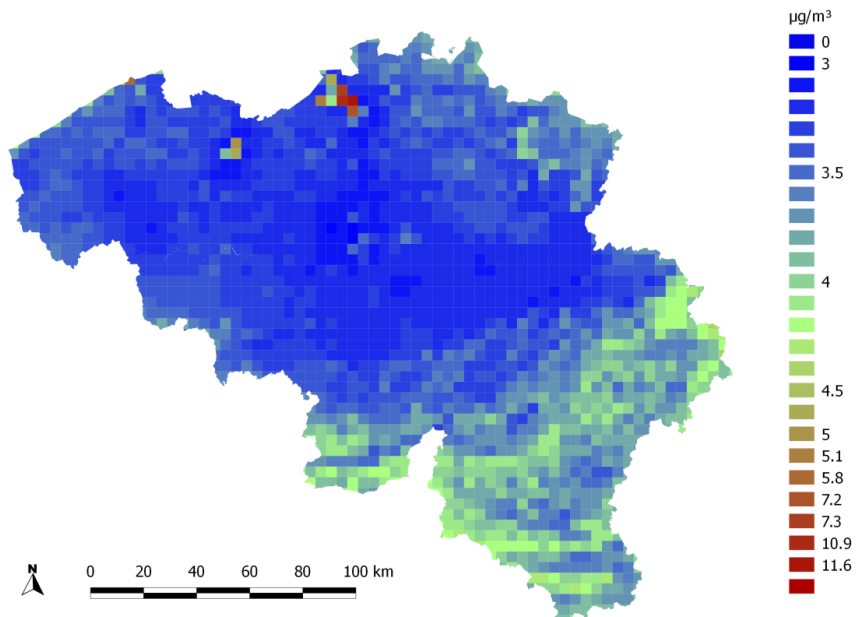
Probability of exceedance of NO₂ annual limit value (Belgium, 2013)



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

O3

O₃ annual mean absolute error (Belgium, 2013)



Distribution spatiale de l'erreur absolue (µg/m³) pour la concentration moyenne annuelle de O₃.