

Chapitre 4 : Discussion

4.1 Ozone troposphérique

4.1.1 Tendances annuelles, horaires, saisonnières et mensuelles

Nos résultats sur l’ozone troposphérique montrent qu’il y a une augmentation des concentrations entre 1975 à 2015. Particulièrement, un bond se produit entre 1988 et 1990. Cela est probablement causé par la diminution des concentrations des NO. Au Québec, les NO sont produits à 80 % par le transport (Lebel *et al.*, 2012; MFFP, 2016). Les concentrations des NO ont connu une diminution importante au même moment où les concentrations d’ozone ont augmenté. (Liao *et al.*, 2008; Lebel *et al.*, 2012).

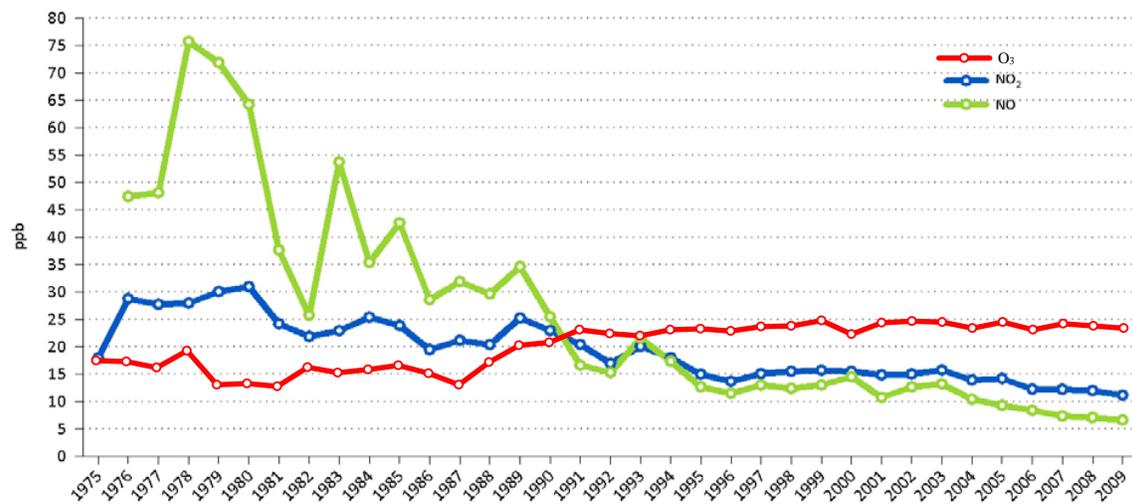
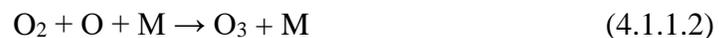
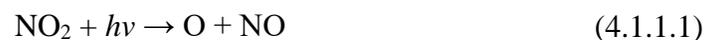


Figure 4.1.1.1 : Évolution des concentrations annuelles moyennes d’oxydes d’azote, Québec, 1975-2009 (Lebel *et al.*, 2012), auquel est superposé la moyenne de l’O₃

En effet, rappelons que l’ozone se produit comme suit :



Puis, le processus de destruction de l’ozone se produit comme suit :



Or, comme il y a une diminution dans les concentrations de NO entre 1989 et 1991, comme l'indique les travaux de Lebel *et al.* (2012) les concentrations d'ozone augmentent, n'ayant plus de NO pouvant réagir avec l'ozone pour le détruire (équation 4.1.1.3). La diminution de NO est l'hypothèse qui explique probablement l'augmentation de l'ozone durant la même période de temps. Puis, comme les concentrations de NO restent basses à partir de 1991, les concentrations d'ozone demeurent haut à partir de 1990. L'hypothèse la plus probable expliquant la diminution drastique des NO est qu'à partir de 1990, les pays membres de l'OCDE ont vu une généralisation des pots catalytiques des voitures, émettant moins d'oxyde nitreux (Organisation de coopération et de développement, 2002). D'ailleurs, l'obligation d'installer des pots catalytiques sur les voitures a fait l'objet de réglementation en Europe et aux États-Unis au même moment (United States Code, 2013; Flonneau, 2018).

Nos résultats sur le cycle horaire de l'ozone sont conformes à la théorie avancée par Masclet (2005). En effet, les pics journaliers ont bel et bien lieu durant le jour, vers la fin de l'après-midi. Effectivement, ce phénomène s'explique d'abord par le rayonnement solaire et l'augmentation des températures. Lorsque le soleil se lève, les rayons UV vont favoriser la formation des molécules d'ozone troposphérique (équation 4.1.1.1). Le taux de production d'O₃ est supérieure au taux de destruction d'O₃ par le NO. Les concentrations diminuent avec le temps par la diminution de l'intensité du rayonnement lumineux. Néanmoins, les concentrations demeurent plus élevées (20h-21h-22h-23h) qu'au début du cycle (0 h-1 h-2h-3h-4h-5h-6h-7h) puisque les émissions de NO sont aussi en diminution, avec un flux routier en diminution. Il est possible de voir l'importance du NO émis par le transport routier dans la figure 3.1.2.2. En effet, pour les jours de fin de semaine, les concentrations d'ozone ne diminuent pas entre 5 et 7 h du matin, alors que pour les jours de la semaine, les concentrations connaissent une diminution entre ces heures. Le flux de transport est important entre 5 h et 7 h durant les jours de la semaine, puisqu'il s'agit du moment où les gens se rendent au travail. Les voitures produisent les concentrations de NO qui détruisent les molécules d'ozone, avant que l'intensité des rayons du soleil permette de produire de nouvelles molécules d'ozone. De plus, comme le transport est moins important

durant le samedi et le dimanche, les concentrations d'O₃ sont plus élevées tout au long de la journée que les jours de la semaine.

En ce qui concerne les tendances des saisons, nos résultats montrent qu'à partir de 1988, les concentrations durant le printemps (soit durant les mois mars, avril et mai) augmentent tout comme celle d'hiver (soit décembre, janvier et février) tandis que les concentrations d'été restent relativement stables et celle d'automne augmentent aussi, mais dans une moindre mesure. Les conditions météorologiques ne sont pas aussi favorables pour la production d'ozone au printemps et en hiver, comme elles le sont pour l'été. Un temps chaud et sec est un facteur météorologique favorable pour la production de l'ozone. Il est donc peu probable que les facteurs météorologiques soient responsables des hautes concentrations lors de ces périodes. L'hypothèse émise pour expliquer ces concentrations est le phénomène de la circulation Brewer-Dobson (figure 4.1.1.2). La circulation Brewer-Dobson est une circulation de l'air dans la stratosphère. L'air se déplace de l'équateur vers les pôles (Neu *et al.*, 2014). Elle se traduit par une expansion thermique de la troposphère au niveau de l'équateur, ce qui comprime la stratosphère à cette latitude. Cette compression fait augmenter la vitesse de déplacement de l'air de l'équateur vers les pôles, favorisant les échanges entre la stratosphère et la troposphère vers le 60° parallèle (Oberländer-Hayn *et al.*, 2016). De plus, les différents modèles couplés chimie-climat (*coupled chemistry-climate models (CCMs)*) prévoient une augmentation de la vitesse de la circulation Brewer-Dobson avec une augmentation des températures (Zeng *et al.*, 2010; Neu *et al.*, 2014; Oberländer - Hayn *et al.*, 2016).

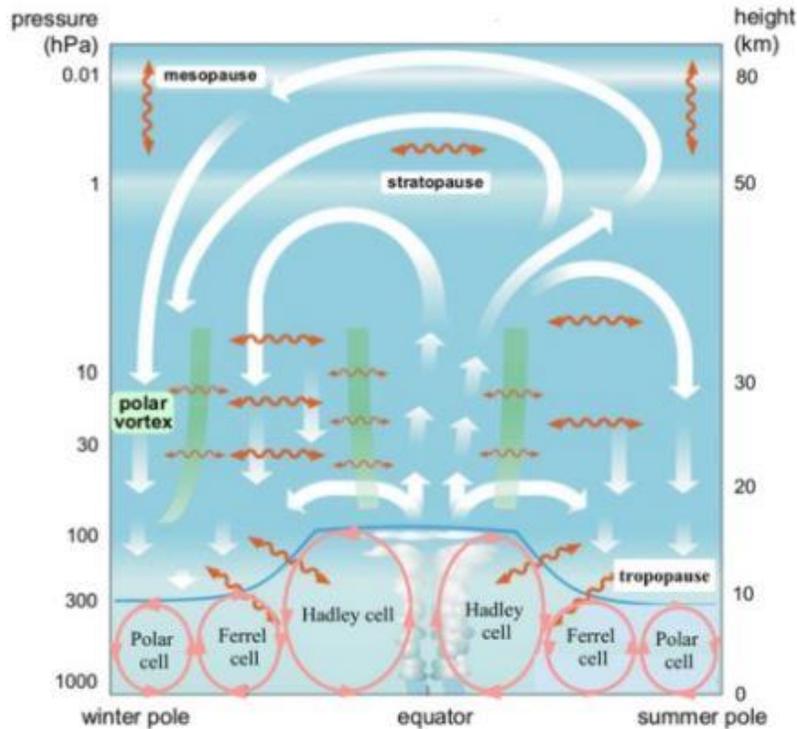


Figure 4.1.1.2 : Schématisation de la circulation Brewer-Dobson (Proedrou *et al.*, 2016)

Cette circulation augmente déjà naturellement en hiver (Neu *et al.*, 2014), ce qui favorise les transferts entre la stratosphère et la troposphère (Neu *et al.*, 2014). Il est donc possible d'émettre l'hypothèse que l'augmentation des concentrations d'ozones durant l'hiver et le printemps soit causée par l'accélération de la circulation Brewer-Dobson, particulièrement autour de 2002, où les concentrations au printemps et en hiver augmentent plus rapidement.

D'un point de vue spatial, la différence entre les mois de printemps et d'été est plus importante pour les régions administratives plus au nord du Québec telles que les régions du Saguenay-Lac-Saint-Jean, de l'Abitibi-Témiscamingue et du Bas-Saint-Laurent. Ceci renforce l'hypothèse de la circulation Brewer-Dobson, puisque les échanges entre les couches atmosphériques se produisent à partir du 60° parallèle (Salby, 1996; Neu *et al.*, 2014). Ces régions plus nordiques sont plus près des zones d'échange, pouvant expliquer leurs hautes valeurs en hiver et surtout au printemps. Cette hypothèse est confortée avec

l'étude des rétrotrajectoires, dont il sera question dans la section suivante. En ce qui concerne les régions plus au sud, soit Montréal, Laval, la Montérégie, Lanaudière et en Estrie, les concentrations demeurent élevées en été. Les facteurs météorologiques jumelés au flux automobile plus important sont probablement responsables de ces hautes concentrations dans les régions administratives plus au sud.

Concernant les cycles annuels d'ozone selon la catégorisation de l'environnement avoisinant, nos résultats montrent que les milieux forestiers, agricoles, industriels et résidentiels ont des concentrations plus élevées pour presque l'ensemble des mois, sauf pour les mois de mai à septembre. Cela concorde avec les résultats de Lebel *et al.* (2012), stipulant que les concentrations en milieu rural sont plus élevées que les concentrations en milieux urbains. Il peut sembler curieux de retrouver les milieux résidentiels dans le lot des catégories ayant les concentrations les plus élevées. En effet, les milieux résidentiels se retrouvent habituellement dans les milieux urbains. Cependant, les milieux résidentiels sont moins enclins à produire des NO, tout comme c'est le cas dans les milieux ruraux, ce qui peut expliquer les concentrations d'O₃ plus élevées dans cette catégorie. En ce qui concerne les milieux industriels, ceux-ci sont plus enclins à émettre des polluants précurseurs à l'ozone (Therrien, 2005; Lebel *et al.*, 2012), tels que les COV et les NOx. Dans ce cadre, il est normal de voir des concentrations d'ozone plus élevées. Pour ce qui est des milieux forestiers et agricoles, les végétaux sont des émetteurs de BCOV, favorisant la production de l'O₃. En été, les milieux résidentiels à Montréal ont des concentrations plus importantes que les autres catégories étudiées. Ces concentrations élevées sont responsables des jours de smog, dont la ville de Montréal est particulièrement l'objet (MDDELCC, 2017).

La proportion des dépassements de normes, autant aux huit heures du Québec que les dépassements horaires de la norme du Québec sont plus élevés dans les milieux urbains que ruraux. Cela signifie que, malgré que les concentrations soient, de manière générale, plus élevées dans les zones rurales (comme les secteurs forestiers ou agricoles) que dans les zones urbaines, les concentrations rurales subissent moins de fluctuations que les zones

urbaines. Malgré que les moyennes soient plus basses, les zones urbaines connaissent de plus grands extrêmes, qui se traduisent en proportion de dépassement de normes plus importantes. Concernant la ligne directrice aux huit heures de l’OMS, les proportions des dépassements sont élevées autant pour les zones urbaines que rurales comparativement à la norme du Québec, puisque la ligne directrice de l’OMS est plus sévère (50 ppbv aux huit heures pour l’OMS alors qu’elle est de 65 ppbv pour le Québec). Ces dépassements surviennent surtout à la fin du printemps et au début de l’été. L’analyse spatiale des proportions des dépassements de la norme confirme que les stations en zones urbaines connaissent plus de proportions de dépassement de la norme aux huit heures du Québec et de la ligne directrice de l’OMS, particulièrement pour les secteurs au sud du territoire à l’étude. Pour ce qui est de la proportion des dépassements horaires du Québec, les dépassements se trouvent plus particulièrement dans la région métropolitaine de Montréal, particulièrement sur l’île de Montréal.

4.1.2 Rétrotrajectoires

L’étude des rétrotrajectoires permet de déterminer que, lorsque les parcelles d’air proviennent du nord du Québec et au-dessus de la Baie James/Hudson, les concentrations enregistrées aux huit stations sont plus élevées. Comme mentionné précédemment, ces résultats s’expliquent notamment par l’hypothèse de la circulation Brewer-Dobson. Avec les rétrotrajectoires, ce phénomène est clairement visible, en plus d’être associé aux concentrations d’ozone les plus élevées (figure 4.1.2.1). Le transfert de l’ozone de la stratosphère vers la troposphère (Salby, 1996; Neu *et al.*, 2014), permet aux parcelles d’air de se charger en molécules d’ozone, augmentant ainsi les concentrations enregistrées aux stations d’échantillonnages. Ce phénomène est visible pour les stations de la région du Bas-Saint-Laurent, du Saguenay-Lac-Saint-Jean, de la Capitale-Nationale et de l’Abitibi-Témiscamingue. Pour les stations de l’Estrie et de Montréal, les rétrotrajectoires associées aux hautes concentrations se retrouvent davantage au-dessus des Grands Lacs (figure 4.1.2.1). La région des Grands Lacs comporte beaucoup de types d’industrie, dont l’industrie sidérurgique, papetière, chimique et automobile (Beauchemin, 2015). L’industrie automobile est une industrie émettrice de COV, par la peinture qu’elle utilise pour la carrosserie des voitures (Environnement et Changement climatique Canada, 2017).

Le COV est un polluant précurseur de l’ozone (Masclat, 2005). Au Canada, les émissions de COV issues de l’industrie automobile ne varient pas depuis 1991, autour de 500 kilotonnes annuelles (Environnement et Changement climatique Canada, 2017). Puis, les Grands Lacs abritent certains taxons de cyanobactéries qui émettent des BCOV (Environnement et changement climatique Canada et Environmental Protection Agency, 2017). Il est possible d’émettre l’hypothèse que les BCOV produit par les Grands Lacs contribuent à la formation de l’ozone au niveau des Grands Lacs. Ces deux facteurs expliquent probablement les hautes concentrations d’ozone dans les parcelles d’air qui proviennent des secteurs des Grands Lacs. Néanmoins, pour les stations de l’Estrie et de Montréal, il y a un certain nombre de parcelles d’air qui provient des cellules plus au nord. Donc, la contribution de l’ozone stratosphérique ne semble pas négligeable pour les hautes concentrations d’ozone pour ces régions.

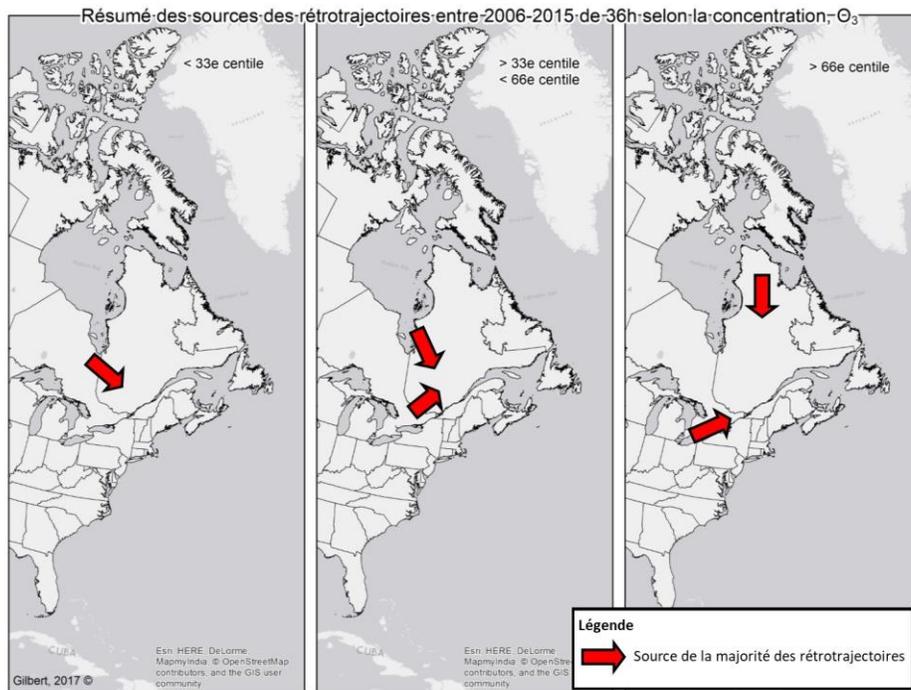


Figure 4.1.2.1 : Résumé des sources des rétrotrajectoires entre 2006 et 2015 de 36h, selon la concentration, O₃

4.2 Particules totales en suspension (TSP)

4.2.1 Tendances annuelles, saisonnières et mensuelles

Les concentrations des TSP ont diminué tout au long de la série à l'étude. Dès la fin des années 60, « les interventions des trois ordres gouvernementaux (fédéral, provincial et municipal) [...] ont essentiellement visé l'élimination de divers types de nuisances, comme les odeurs et la souillure⁴ d'origine industrielle associées à la pollution atmosphérique locale » (MDDELCC, 2017). Les premiers éléments de la gestion de la qualité de l'air sur le plan provincial ont été mis en place en 1968, pour contrer la pollution atmosphérique au niveau local (MDDELCC, 2017). Puis, avec l'entrée en vigueur de la loi sur la Qualité de l'environnement en 1972, des investissements dans des technologies plus performantes et moins polluantes ont été faits (MDDELCC, 2017). Ces efforts de réduction sont visibles sur la tendance annuelle des TSP, qui est un polluant de grosse taille et qui se déplace non loin de son lieu d'émission (Grantz *et al.*, 2003). Ces mesures sont effectives jusqu'en 2010, où la diminution des TSP semble avoir atteint un niveau plancher.

L'évolution saisonnière permet de constater que, malgré une diminution des concentrations des TSP tout au long de la série temporelle, les concentrations au printemps et en été sont plus élevées que les concentrations en hiver et en automne. Deux hypothèses peuvent expliquer ces hausses durant ces saisons. D'une part, en été, au Québec, il y a eu de nombreux feux de forêt qui ont brûlé en moyenne 194 000 hectares entre 1960-2004 (Lavoue *et al.*, 2011). Ces feux émettent plusieurs types de polluant, dont des particules de toutes les tailles, dont les TSP (Lavoue *et al.*, 2011). Il s'agit d'une première hypothèse expliquant les concentrations plus élevées en été. Cependant, rappelons que les TSP ne voyagent pas sur une grande distance. La deuxième hypothèse est la poussière issue des divers sels de voirie qui se retrouve sur les routes du Québec chaque année. En effet, selon le Ministère des Transports, chaque année, 1,5 million de tonnes de sels de voirie sont mises sur les routes (Robitaille, 2011). Lorsque le temps se réchauffe au printemps, ce sel se retrouve libéré des glaces et de l'eau qui s'évapore. Les sels de voirie se retrouvent

⁴ Quelque chose qui tache Larousse, Pierre (1993). Le Petit Larousse illustré 1994 en couleurs. Paris, Larousse.

exposés au passage des voitures. Ces voitures soulèvent ces poussières, se retrouvant ainsi dans l'air ambiant. Cette hypothèse est discutée dans une étude sur les sources et la composition des aérosols organiques dans les montagnes du Colorado (Mingjie *et al.*, 2016). Cela pourrait expliquer les hautes concentrations au printemps. De plus, la figure 3.2.3.2 montre que les concentrations d'été sont plus élevées vers juin, où il peut rester encore un peu de poussière sur les routes.

Les cycles annuels TSP selon les catégorisations de l'environnement avoisinant viennent confirmer l'hypothèse du sel de voirie. En effet, les catégories ayant des hautes concentrations au printemps sont les catégories commerciales près d'une usine, résidentielle proche d'une usine, les mines et industriel. Ces secteurs connaissent une saisonnalité en termes des emplois, avec un minimum en janvier et un maximum en juillet (Bollman, 2002). Cette variation est vraie pour les différents types d'industrie, soit pour les secteurs primaires autres que l'agriculture (qui englobent la foresterie, les pêches, l'extraction minière et l'extraction pétrolière), la fabrication et les services de production (Bollman, 2002). Cela peut être aussi une hypothèse expliquant pourquoi les niveaux d'émissions de TSP ne sont pas constants tout au long de l'année dans les secteurs industriels. De plus, l'utilisation de véhicule lourd dans les milieux industriels à la fin du printemps renforce l'hypothèse du soulèvement des sels de voirie, qui se déroule au printemps. Ensuite, après juin, les concentrations de TSP commencent à diminuer pour l'ensemble des secteurs. Les milieux agricoles connaissent aussi une augmentation à la fin du printemps et au début de l'été. Cependant, les concentrations pour cette catégorie (catégorie agricole) sont plus faibles que presque toutes les autres catégories (sauf pour les milieux forestiers).

L'évaluation des ratios entre les nitrates et les sulfates à l'intérieur des TSP sert d'indicateur concernant le type de sources de ces polluants (Kong *et al.*, 2010). La source peut être soit mobile (comme les véhicules motorisés), soit stationnaire (comme les industries et les mines) (Kong *et al.*, 2010). Un ratio élevé de nitrates sur les sulfates signifie que la source des TSP proviendrait de sources mobiles. Rappelons que pour

l'essence, le ratio NO_3/SO_4 est de 13 : 1 alors que le ratio NO_3/SO_4 pour le diesel est de 8 : 1 et pour une centrale électrique au charbon en Chine, de 0,5 : 1 (Kong *et al.*, 2010). La tendance pour chacune des saisons montre que la dominance des émissions de TSP est essentiellement stationnaire. Les ratios ne varient plus beaucoup à partir de 1993. Malgré les grandes variations avant 1990, celle-ci ne vont guère plus haut que 1,5 : 1 ce qui signifie qu'au Québec, l'émission de TSP est causée par des sources stationnaires. Le ratio est plus élevé pour la saison d'hiver comparativement aux autres saisons. C'est en été que les ratios sont les plus faibles. Les résultats des ratios de NO_3/SO_4 sont en conformité avec tous les autres résultats obtenus précédemment. En effet, les sources stationnaires des TSP sont visibles dans les résultats des concentrations annuelles selon la catégorisation de l'environnement avoisinant, qui montrent que les concentrations les plus élevées se trouvent dans des catégories industrielles ou minières. D'un point de vue spatial, les concentrations des TSP sont plus élevées dans les secteurs industriels des villes. De plus, le ratio de NO_3/SO_4 montre aussi la variation annuelle des industries, puisque les concentrations de nitrates sont un peu plus élevées que les concentrations de sulfates en hiver, pouvant être causé par une plus faible activité industrielle en hiver.

4.3 Nitrates dans les particules totales en suspension (NTSP)

4.3.1 Tendances annuelles, saisonnières et mensuelles

Tout comme les TSP, les NTSP diminuent tout au long de la série à l'étude. Leurs concentrations sont nettement inférieures au TSP (un peu plus de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au maximum comparativement à environ $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au maximum pour les TSP). Puisque les NTSP sont une composante des TSP, ces faibles concentrations signifient donc que les nitrates ne sont pas une composante importante dans les TSP au Québec, peu importe l'année. Elles représentent entre 1,67% et 5,86% des concentrations des TSP. Les concentrations diminuent tout de même jusqu'en 2008 où elles atteignent un plateau. En 2014, les NTSP augmentent considérablement. Cela est aussi visible dans la figure 3.6.1.1 des NPM_{10} . Il y a donc la mise en place d'un émetteur important de nitrate qui est apparue en 2014. Une hypothèse avancée pour expliquer cela est la modification des méthodes de chauffage. En effet, la consommation du gaz naturel augmente au Québec (Statistique Canada, 2017). En

nombre d'unité naturelle, le nombre de gigalitres⁵ de gaz naturel va passer de 640,5 à 666,9 et 671,4 entre 2013 et 2015 alors que le liquide de gaz naturel⁶ va passer de 45,3 mégalitres⁷ à 60,5 mégalitres et 61,1 mégalitres, et ce, seulement pour la consommation résidentielle (voir tableau 4.3.1.1) (Statistique Canada, 2015; 2017). Cette hausse est aussi présente pour le secteur commercial et institutionnel, qui passe de 1586,2 gigalitres de gaz naturel en 2013 à 1823,9 gigalitres en 2014 et 1900,8 gigalitres en 2015 et de 213,5 mégalitres de liquide de gaz naturel en 2013 à 284,7 mégalitres en 2014 et 290,6 mégalitres en 2015 (Statistique Canada, 2015; 2017). Le gaz naturel est un émetteur de particules fines, de CO et de NO, dont ce dernier est un précurseur des nitrates (Xue *et al.*, 2014; Cesur *et al.*, 2017). Cependant, le gaz naturel n'est pas considéré comme un émetteur de TSP. Pour que l'hypothèse se tiennent, il faudrait que les particules fines s'assemblent pour former les TSP. Rappelons aussi que cette augmentation ne peut aussi être qu'une anomalie pour l'année 2014. Le manque de donnée ne permet pas de déterminer si la hausse du nitrate en 2014 est un phénomène isolé ou une nouvelle tendance à la hausse.

Tableau 4.3.1.1 : Tableau récapitulatif de la consommation de gaz naturel et de gaz naturel liquéfié entre 2013 et 2015

	Type de combustible pour le chauffage	2013	2014	2015	Différence 2013 et 2015 (brute)	Différence 2013 et 2015 (en %)
Secteur résidentiel	Gaz naturel (en gigalitre)	640,5	666,9	671,4	+30,9	+4,82%
	Gaz naturel liquéfié (en mégalitre)	45,3	60,5	61,1	+15,8	+34,88%

⁵ 10⁹ litres

⁶ Comprend le propane, le butane et l'éthane Statistique Canada (2017). Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada, Préliminaire 2015. S. Canada, 57-003-X 130.

⁷ 10⁶ litres

Secteur commercial et institutionnel	Gaz naturel (en gigalitre)	1586,2	1823,9	1900,8	+314,6	+19,83%
	Gaz naturel liquéfié (en mégalitre)	213,5	284,7	290,6	+77,1	+36,11%

L'évolution saisonnière montre une diminution des concentrations des NTSP pour toutes les saisons jusqu'en 1994. Par la suite, les concentrations pour les saisons d'été, printemps et d'automne continuent de diminuer alors que les concentrations en hiver demeurent les plus élevées, quoique les concentrations d'hiver diminuent plus lentement. Le chauffage en hiver des diverses infrastructures peut être l'hypothèse la plus appropriée. Bien que 81 % des ménages québécois se chauffaient avec l'électricité en 2011, les autres types de combustible pour le chauffage sont le gaz naturel (3 %), le mazout (8 %) et le bois et granulé de bois (7 %) (Statistique Canada, 2013). Il y a donc 18 % des ménages qui utilisent d'autres types de combustibles pour le chauffage. Tous ces combustibles sont des précurseurs de nitrate lorsqu'ils sont brûlés (Tic, 2008; Sillapapiromsuk *et al.*, 2013; Xue *et al.*, 2014; Cesur *et al.*, 2017). Le fait que les concentrations de nitrate en automne et au printemps soient supérieures aux concentrations d'été supporte l'hypothèse du chauffage par des combustibles émetteurs de nitrates. De plus, les faibles concentrations générales de nitrates au Québec supportent aussi l'hypothèse du chauffage comme émetteur de NTSP, puisque l'électricité constitue la source majeure d'énergie pour le chauffage, réduisant ainsi les émissions de pollution, dont le nitrate. Cependant, puisqu'il y a tout de même 18% des résidences qui se chauffent en hiver avec une source d'énergie alternative, ces résidences émettent un peu de polluant qui est détecté dans nos résultats, particulièrement en hiver.

Les cycles annuels des NTSP selon la catégorisation de l'environnement montrent que, la catégorie résidentielle Montréal et le résidentiel près d'un axe routier ont les plus hautes concentrations de NTSP tout au long de l'année. Cependant, presque toutes les catégories (sauf la catégorie forestière, la catégorie agricole et la catégorie résidentielle près d'une mine) ont aussi des pics de concentrations au mois de juillet, malgré que ceux-ci sont inférieurs aux concentrations hivernales. Il y a deux hypothèses pour expliquer ce

phénomène. D'abord, la première hypothèse pour expliquer ce petit pic estival est le fait que ces secteurs utilisent des systèmes de climatisation durant l'été. En effet, l'énergie consommée pour la climatisation pour ce secteur équivaut à 4 % de sa consommation d'énergie totale (Ressources naturelles Canada, 2017). De plus, il existe des systèmes de climatisation qui fonctionnent au gaz naturel, comme les systèmes de climatisation monobloc (Ressources naturelles Canada, 2017). Certains secteurs comme le secteur de l'alimentation combinent à la fois l'électricité (30,3 % de l'énergie totale en 2010) et d'autres combustibles (69,7 %) pour répondre à leur besoin énergétique, notamment pour les systèmes de réfrigération (Ashrafi *et al.*, 2015). Ces secteurs émettent de plus grandes quantités de NTSP en hiver par le chauffage au gaz naturel, et en été, émettent aussi des NTSP, cette fois-ci, par la climatisation. Rappelons que les concentrations hivernales de NTSP sont supérieures aux concentrations estivales. La deuxième hypothèse pour expliquer ce pic peut venir des poussières issues de l'utilisation des voitures. En effet, les deux catégorisations de l'environnement ont comme particularité commune la densité du secteur routier. Les secteurs routiers sont connus comme étant des secteurs où la pollution est plus importante (Rabl *et al.*, 2000; Tong *et al.*, 2015). Dans ce cadre, il est possible que ce facteur soit responsable des hautes concentrations de NTSP dans ces catégories, quoique ces catégories connaissent des fluctuations saisonnières. Alors, si le facteur automobile était le seul facteur responsable des hautes concentrations il ne devrait pas y avoir de fluctuations saisonnières.

4.4 Sulfates dans les particules totales en suspension (STSP)

4.4.1 Tendances annuelles, saisonnières et mensuelles

Les sulfates dans les TSP (soit les STSP) diminuent eux aussi de la même manière que les TSP et les NTSP. Ceux-ci passent de $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ils représentent donc une composante plus importante dans les TSP que le nitrate, puisque leurs concentrations sont plus élevées. Elles représentent entre 4,81% et 16,74% des concentrations des TSP. Les concentrations diminuent plus rapidement jusqu'en 1990, puis diminuent de manière moins importante par la suite. Il y a eu des campagnes de réductions des émissions des sulfates causant, entre autres, les pluies acides qui ont été instauré à partir de 1975, avec la prise de conscience du phénomène des pluies acides par les gouvernements canadiens et américains

(Audet, 2011). Il est possible de voir l'efficacité de ces campagnes avec les concentrations des STSP qui sont en constante diminution (figure 3.4.1.1).

L'analyse des STSP montre qu'il n'y a pas de patrons saisonniers de concentration. Dans ce cas, les sources de ce polluant émettent de manière continue tout au long de l'année, sans qu'il y ait un moment dans l'année où les concentrations des STSP augmentent ou diminuent. Cela se répercute spatialement dans la cartographie du cycle annuel des STSP selon les régions administratives (figure 3.4.2.2). En effet, les concentrations restent plus ou moins équivalentes selon les mois par région administrative. Cependant, dans certaines régions comme celle de la Capitale-Nationale, Laval, Montréal et la Montérégie, les concentrations sont un peu plus élevées entre janvier et mars, puis de mai à août. Néanmoins, ces différences ne sont pas aussi importantes qu'elles l'étaient pour les NTSP.

L'étude des cycles annuels selon la catégorisation de l'environnement avoisinant permet de mettre en lumière quelques tendances qui n'étaient pas visibles dans les résultats précédents. En effet, avec cette catégorisation, il est possible de voir que les concentrations de STSP sont plus importantes dans la catégorie commerciale près d'une mine et dans la catégorie industrielle. Les principales sources anthropiques de sulfates sont les industries et la combustion interne des moteurs automobiles (Berner *et al.*, 2012). Il est donc normal de retrouver dans ces secteurs des concentrations de STSP plus importantes.

4.5 Particules grossières (PM₁₀)

4.5.1 Tendances annuelles, saisonnières et mensuelles

La tendance générale des concentrations des particules grossières est à la baisse depuis 1990. Cependant, les diminutions ne sont pas aussi rapides que les concentrations des TSP. Elles tendent même à remonter à partir de 2013. La même hypothèse expliquant la réduction de la tendance générale des TSP (section 4.2.1) peut s'appliquer pour expliquer la diminution des PM₁₀ sur le territoire du Québec entre 1974 et 2015.

L'évolution saisonnière montre que les saisons du printemps et de l'été sont les saisons qui ont les plus hautes concentrations, et ces deux saisons s'alternent selon les années. Il arrive, à de rares occasions que les concentrations en hiver se retrouvent parmi les concentrations plus élevées, mais en règle générale, ce sont le printemps et l'été qui sont les plus dominants. L'hypothèse émise pour les hautes concentrations de TSP au printemps (soit l'augmentation des concentrations printanières causée par les sels de voirie qui se retrouve libérée au printemps) est renforcée par les hautes concentrations des particules grossières. Concernant les concentrations en été, l'hypothèse de la combustion du gaz naturel pour des fins de climatisation (Cesur *et al.*, 2017) ainsi les panaches de fumée causés par les feux de forêt (voir tableau 4.5.1.1) (Henderson *et al.*, 2008) peut expliquer les concentrations de PM₁₀ plus élevées en été. De plus, comme les PM₁₀ voyagent plus loin que les TSP, de par leur taille (Masclat, 2005), celles-ci peuvent être plus facilement détectées par les stations d'échantillonnage. Néanmoins, les feux de forêt ne peuvent pas expliquer l'augmentation des concentrations en été à partir de 2013 (figure 3.5.3.1). En 2013, le nombre de feux de forêt est inférieur à la moyenne des 10 dernières années (2003-2013) (MFFP, 2014) soit 439 feux pour une moyenne de 611 et une superficie brûlée de 58 283 hectares de brûlés sur une moyenne de 96 226 hectares. Le schéma se répète pour 2014 (247 feux pour 414 hectares) et en 2015 (365 feux pour 400 hectares) (MFFP, 2016).

Tableau 4.5.1.1 : Récapitulatif des feux de forêt entre 2013 et 2015 (MFFP, 2014; 2016; 2017)

	Moyenne (2003-2013)	2013	2014	2015
Nombre de feux	611	439	247	365
Hectares brûlés	96 226	58 283	414	400

L'augmentation de l'utilisation du gaz naturel particulièrement dans le secteur commercial et institutionnel est donc l'hypothèse avancée pour expliquer cette augmentation marquée

des PM₁₀ (voir tableau 4.3.1.1 dans la section 4.3.1) (Statistique Canada, 2015; 2016; 2017). Dans un contexte de changements climatiques, où les températures estivales seront de plus en plus chaudes, il est donc possible que cette augmentation continue dans le temps, particulièrement en été, ce qui pourra modifier la tendance des PM₁₀ vers l'augmentation plutôt que la diminution, selon cette hypothèse. Cette nouvelle tendance est déjà perceptible à partir de 2013 dans le tableau 3.5.3.1. Spatialement, toutes les régions administratives ont environ le même cycle annuel, quoique la région de la Mauricie tend avoir des concentrations plus élevées en été, comparativement aux autres régions.

Les cycles annuels selon la catégorisation de l'environnement avoisinant permettent de renforcer certaines hypothèses mentionnées précédemment (section 4.2.1 et 4.5.1). D'abord, concernant l'hypothèse des sels de voirie, celle-ci est visible principalement dans la catégorie résidentielle sur l'île de Montréal ainsi que pour la catégorie résidentielle, industrielle et commerciale, dont les concentrations sont plus élevées au printemps. Par la suite, concernant l'hypothèse des climatiseurs, celle-ci est visible par les différents pics au mois de juillet dans toutes les catégories, sauf la catégorie industrielle. Il ne faut cependant pas négliger l'apport des PM₁₀ venant des feux de forêt chaque année durant la saison estivale, quoique cet apport ne peut pas expliquer entièrement la hausse des concentrations en été. En effet, les concentrations en milieux forestiers tout au long de l'année sont faibles comparativement aux autres catégorisations de l'environnement. Si les feux de forêt étaient la source principale des PM₁₀ en été, le pic des concentrations en été serait beaucoup plus élevé qu'il ne l'est. Une étude plus approfondie sur la composition chimique des PM₁₀ permettrait d'identifier la provenance des particules et ainsi, leurs sources et ainsi confirmer ou infirmer les hypothèses avancées.

Concernant les dépassements de la ligne directrice annuelle de l'OMS, seules les régions urbaines connaissent des dépassements. Elles connaissent une diminution constante des proportions des dépassements de normes sur la période à l'étude, mis à part pour un pic des dépassements de normes en 2012. Une fois de plus, l'hypothèse concernant la réduction

de la tendance générale des TSP (section 4.2.1) peut s'appliquer pour expliquer la diminution des dépassements de la ligne directrice de l'OMS.

Pour ce qui est des ratios entre les nitrates et les sulfates dans les PM₁₀, malgré que les ratios sont plus élevés pour l'hiver, les ratios restent faibles. Cela indique que les émissions de PM₁₀ proviennent davantage de sources stationnaires. Les ratios plus élevés en hiver peuvent s'expliquer par l'hypothèse voulant qu'au Canada, les automobilistes ont tendance à faire tourner leur moteur en hiver par temps froid pour réchauffer le moteur et l'habitacle (RNC, 2009).

4.6 Nitrates dans les particules grossières (NPM₁₀)

4.6.1 Tendances annuelles, saisonnières et mensuelles

Pour ce qui est de la tendance sur le long terme, les NPM₁₀ montre une légère augmentation, à l'instar des PM₁₀ et des NTSP. Cependant, la différence entre les concentrations de 1991 et les concentrations de 2014 n'est pas statistiquement significative. Dans les composantes des PM₁₀, la quantité de NPM₁₀ augmente, sans pour autant que les concentrations des PM₁₀ augmentent, puisque les nitrates sont des éléments des PM₁₀ (passant de 1,93% à 6,7% des concentrations des PM₁₀). Il est donc possible d'affirmer qu'il y a des changements de sources de PM₁₀ dans le temps. Une hypothèse peut être avancée pour expliquer cela. Comme mentionné dans la section 4.3.1, qu'il y a une augmentation de l'utilisation du gaz naturel au Québec, dans les secteurs résidentiels et particulièrement dans les secteurs commerciaux. Le gaz naturel produit moins de particules à proprement parler, mais produit plus de précurseurs de nitrates d'autre type de combustion (Xue *et al.*, 2014; Cesur *et al.*, 2017). Cette augmentation peut expliquer l'augmentation des concentrations de NPM₁₀ sur le territoire, tout comme elle peut être l'explication pour l'augmentation des NTSP à partir de 2010.

L'évolution saisonnière montre que les concentrations de NPM₁₀ sont plus élevées en hiver qu'en été. Deux hypothèses peuvent être avancées pour expliquer cela. D'abord, les Canadiens ont tendance à faire rouler leur moteur de voiture quelques minutes avant de

prendre la route, ce qui augmente les émissions des voitures (RNC, 2009). La deuxième hypothèse est la même que celle concernant les NTSP, à savoir qu'environ 20 % des ménages utilisent une autre source d'énergie pour se chauffer en hiver, qui émet des précurseurs des nitrates (voir la section 4.3.1.1) (Tic, 2008; Sillapapiromsuk *et al.*, 2013; Statistique Canada, 2013; Xue *et al.*, 2014; Cesur *et al.*, 2017). De plus, rappelons qu'avant 2010, l'utilisation des échantillonneurs TEOM était largement utilisée et que ces échantillonneurs ont tendance à sous-estimer les concentrations des particules en hiver (Foucreault *et al.*, 2016). Il est donc possible que les concentrations des NPM₁₀ soient plus élevées que ce qu'indiquent les résultats de la figure 3.6.2.1.

Les cycles annuels selon la catégorisation de l'environnement des NPM₁₀ montrent que les concentrations sont plus importantes en hiver et que, contrairement aux NTSP, il n'y a pas de pics en été, et ce, pour toutes les catégories. D'abord, les stations d'échantillonnage pour les NPM₁₀ se retrouvent au même endroit où les stations d'échantillonnage des NTSP indiquaient des concentrations faibles en été, malgré la présence de petits pics en juillet. Dans ce cadre, il est possible de dire que les émissions de la climatisation ne produisent pas de NPM₁₀, quoique l'analyse spatiale montre tout de même des niveaux de nitrate plus élevés dans les villes (figure 3.6.2.2). L'établissement de stations d'échantillonnage aux mêmes endroits que les NTSP permettrait de confirmer ou d'infirmer l'hypothèse concernant le gaz naturel comme émetteur de nitrates, particulièrement dans les milieux commerciaux et densément habités comme le secteur résidentiel de Montréal.

4.7 Sulfates dans les particules grossières (SPM₁₀)

4.7.1 Tendances annuelles, saisonnières et mensuelles

Les sulfates dans les particules grossières montrent une diminution des concentrations pour la période de temps à l'étude. Cette diminution est plus marquée entre 1993 et 2000. Puis, à partir des années 2000, les concentrations des SPM₁₀ diminuent plus faiblement jusqu'en 2006 où elles se stabilisent. Elles représentent entre 11,5% et 32,06% des concentrations des PM₁₀. Cette tendance suit celle des STSP ainsi que celle des PM₁₀, sauf que les concentrations de PM₁₀ augmentent un peu à partir de 2012, ce qui n'est pas le cas avec les

SPM₁₀. L'hypothèse énoncée pour les STSP (section 4.4.1), à savoir que cette réduction des concentrations est causée par les campagnes d'assainissement de l'air à partir des années 1970 (Audet, 2011) est aussi priorisée pour expliquer la diminution des SPM₁₀.

En ce qui concerne l'évolution saisonnière, celle-ci ressemble à celle des STSP (section 4.4.1). En effet, il n'y a pas de saisons dont les concentrations sont supérieures à une autre. Les émissions des SPM₁₀ sont donc constantes dans l'année. Il n'y a pas d'activités émettrices de SPM₁₀ qui font varier les concentrations dans une année, comme c'est le cas pour les NPM₁₀ (section 4.6.1) et les PM₁₀ (section 4.5.1). Cela se répercute dans la figure 3.7.2.2. En effet, dans chacune des régions administratives, les concentrations ne varient pas ou presque pas selon le mois, sauf pour la région de l'Abitibi-Témiscamingue. Dans cette région, les concentrations sont un peu plus élevées en août et septembre, et les concentrations dans cette région sont plus élevées que les autres régions administratives tout au long de l'année.

Les cycles annuels de la catégorisation de l'environnement avoisinant de SPM₁₀ montrent une tendance dans des catégories qui est particulièrement intéressante. En effet, pour la catégorie des parcs urbains et la catégorie agricole, les concentrations augmentent à partir de mai pour atteindre un maximum en juillet. L'hypothèse pour expliquer cette augmentation en été dans le secteur agricole et que ce secteur est une source primaire d'ammonium atmosphérique (McCubbin *et al.*, 2002; Kelly *et al.*, 2005). Le sulfate varie habituellement de manière proportionnelle avec l'ammonium (McCubbin *et al.*, 2002; Liao *et al.*, 2008; Lei *et al.*, 2013) en plus de contribuer à la formation de l'ammonium atmosphérique (Kelly *et al.*, 2005). Il est possible que l'agriculture au Québec, utilisant le NH₃ (qui est un précurseur au NH₄⁺) dans ces engrais (notamment dans les fumiers (Luo *et al.*, 2004)), produise du NH₄⁺ qui se retrouve dans l'atmosphère. Ce NH₄⁺ fait varier les concentrations des sulfates qui varient de manière proportionnelle avec le NH₄⁺, puisque l'ammonium sert d'élément basique servant à rendre le sulfate plus stable dans l'atmosphère (Lei *et al.*, 2013). Mis à part la catégorie industrielle qui est le plus grand émetteur de sulfate sur le territoire à l'étude et qui varie en dent de scie selon les mois et la

catégorie résidentielle qui demeure relativement stable, les autres catégories montrent une hausse en hiver et en été et une baisse au printemps et à l'automne. Ces résultats sont en contradiction avec l'étude de Zhang *et al.* (2014), pour le territoire de l'est des États-Unis. Selon leur étude, les concentrations de sulfates sont plus importantes en été et les nitrates en hiver, dont les sources principales sont les moteurs diesel, les industries et la combustion du charbon (Zhang *et al.*, 2014). Au Québec, il n'y a pas vraiment de tendance saisonnière des sulfates, et les concentrations en été ne sont guère plus élevées qu'en hiver (figure 3.7.2.1, figure 3.7.2.2 et figure 3.7.2.3). Il devient alors difficile d'expliquer les concentrations en hiver et en été qui sont plus ou moins équivalentes pour les différentes catégories selon l'environnement avoisinant. Une étude approfondie sur le SPM₁₀, ainsi que les sulfates en général sur le territoire du Québec seraient nécessaires pour établir des sources de ce polluant dans les diverses grosseurs de particules.

4.8 Particules fines (PM_{2.5})

4.8.1 Tendances annuelles, horaires, saisonnières et mensuelles

Les concentrations des particules fines demeurent relativement stables tout au long de la série temporelle, avec une très légère tendance à la diminution qui est statistiquement significative. Ces résultats vont dans le même sens que ceux présentés par Lebel *et al.* (2012). En effet, selon l'étude de Lebel *et al.* (2012), les concentrations des particules fines diminuent dans les milieux urbains jusqu'en 2007, pour ensuite augmenter de nouveau, alors que pour les milieux ruraux, les concentrations diminuent jusqu'en 2001, puis varient quelque peu, en demeurant tout de même stables (figure 4.8.1.1).

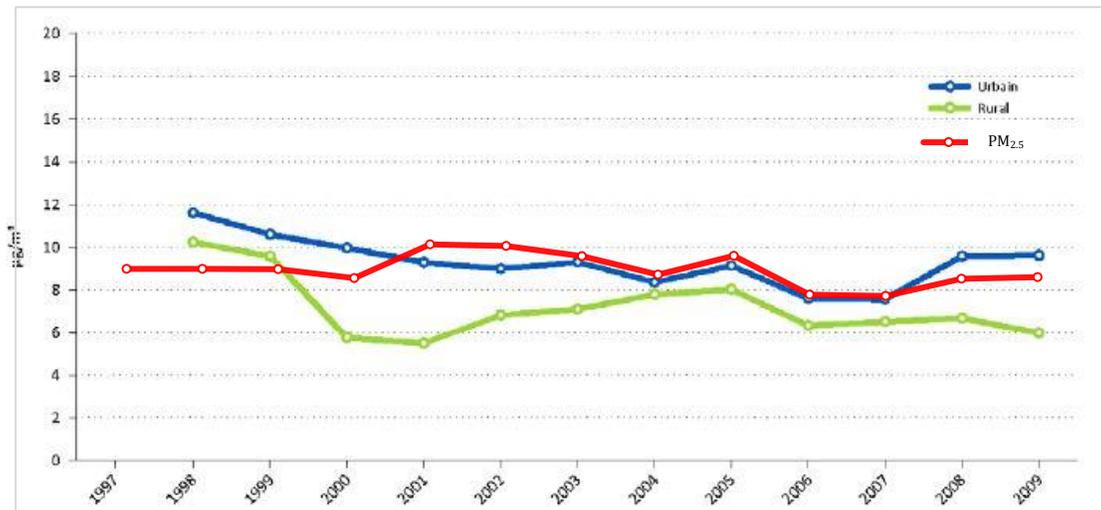


Figure 4.8.8.1 : Concentrations annuelles moyennes des PM_{2.5} (en bleu et vert) (Lebel *et al.*, 2012) et résultats de cette étude (en rouge)

En combinant les deux secteurs sur une série temporelle plus longs, les résultats obtenus ressemblent à ceux obtenus dans notre étude (figure 4.8.8.1). De plus, toujours selon Lebel *et al.* (2012), les émissions atmosphériques des particules fines au Québec sont produites à majorité par le chauffage au bois (42,7 %) et les industries (41 %). Une fois de plus, ces résultats concordent avec les résultats obtenus dans ce mémoire. En effet, les divers ratios nitrates/sulfates dans les particules (peu importe les tailles) indiquent que les sources des particules sont stationnaires plutôt que mobile (voir figure 3.2.4.1, figure 3.5.4.1 et figure 3.8.5.1) (Kong *et al.*, 2010). De plus, le fait que le parc automobile soit en constante augmentation depuis 1974 (SAAQ, 2016), mais que les concentrations des particules n'augmentent pas démontre que les voitures n'occupent pas une part des émissions importantes, d'autant plus que les moteurs en combustion émettent moins de polluant et soient de plus en plus performants (Xue *et al.*, 2014).

Les cycles horaires montrent que, le matin, de 5 h à 9 h, il y a une augmentation des concentrations particules fines. Cela peut correspondre à une augmentation de la densité de voiture sur les routes durant cette période. Il est bien important de spécifier que, sur un court pas de temps, l'automobile a un impact sur les concentrations de PM_{2.5}. Cependant, pour un pas de temps plus important (soit mensuel, saisonnier ou annuel), l'impact de

l'automobile devient moins important comme source de $PM_{2.5}$. Les concentrations diminuent de 9 h jusqu'à 15 h, puis augmentent à nouveau jusqu'à 22 h. Une fois de plus, cela peut être causé par l'augmentation de la densité des voitures sur le réseau routier. Lorsque le cycle horaire est divisé selon les jours de la semaine, il est possible de voir que les jours de la semaine (du lundi au vendredi) ont une forte augmentation entre 5 h et 9 h, mais pas les jours de fin de semaine (samedi et dimanche). Le pic matinal des jours de la semaine (du lundi au vendredi) est donc causé en grande partie par l'augmentation des voitures sur les routes. C'est d'ailleurs l'hypothèse avancée dans d'autres études (Degaetano *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2011; Perez *et al.*, 2016). Pour ce qui est de l'augmentation des particules le soir, il est, certes, possible de dire que l'heure de pointe a un impact sur les concentrations, puisque sur semaine (du lundi au vendredi), les concentrations commencent à augmenter vers 15 h alors que la fin de semaine (samedi et dimanche), celle-ci commence vers 16 h à augmenter. Cependant, les concentrations augmentent de manière tout aussi drastique et rapidement la fin de semaine (samedi et dimanche). L'hypothèse la plus plausible est la mise en place d'une inversion de température, qui survient fréquemment la nuit avec un ciel dégagé et un vent faible (Leduc *et al.*, 1985). En effet, la nuit, la couche d'air près du sol se trouve sous une couche plus stable, ne permettant plus le mélange d'air dans la couche (Malardel, 2005), concentrant les polluants à la surface (Aguado *et al.*, 2013). Puis, durant le jour, la couche d'air prend de l'altitude, permettant à la dispersion des polluants. Donc, dans un court pas de temps, soit celui-ci de l'heure, l'automobile occupe une part non négligeable dans les émissions des $PM_{2.5}$. Lorsque le pas de temps est plus grand (comme l'année), l'importance des émissions des voitures se voit réduite.

Concernant l'évolution saisonnière, les concentrations en été et en hiver sont plus élevées que les concentrations d'automne et du printemps. Ces patrons saisonniers sont différents de ceux des TSP (section 4.2.1) (où les concentrations printanières et estivales étaient plus élevées) et PM_{10} (section 4.5.1) (où les concentrations printanière et estivale s'entrecoupaient pour les valeurs les plus élevées). Les $PM_{2.5}$ ne sont donc pas des éléments dans les sels de voirie, de par leur taille et leurs faibles concentrations au printemps. Pour ce qui est des concentrations en hiver, l'hypothèse avancée par Lebel *et al.* (2012), est la

plus probable, avec le chauffage des résidences en hiver, autant par le bois que, dans une moindre mesure, le chauffage au gaz naturel. En été, l'hypothèse la plus probable pour ces hautes émissions est les feux de forêt. En effet, les feux de forêt sont importants pour l'écosystème de la forêt boréale (MFFP, 2017), et les feux de forêt sont une source importante de PM_{2.5} (Ikemori *et al.*, 2015). Les concentrations des PM_{2.5} en été diminuent depuis 2013, alors que le nombre de feux et le nombre d'hectares brûlés ont aussi diminué depuis 2013 (MFFP, 2014; 2016; 2017).

Les cycles annuels des PM_{2.5} selon la catégorisation de l'environnement avoisinant montrent que, pour la majorité des milieux, les concentrations sont élevées en hiver, diminuent au printemps, augmentent de nouveau en été et diminuent de nouveau en automne. Les catégories les plus élevées en hiver sont la catégorie résidentielle à Montréal, la catégorie résidentielle près d'un aéroport, la catégorie résidentielle près d'un milieu industriel ainsi que la catégorie commerciale. En se basant sur les travaux de Lebel *et al.* (2012), il est normal de retrouver la catégorie résidentielle et la catégorie résidentielle à Montréal comme de grand émetteur de polluant en hiver, puisque la pollution pour le chauffage correspond à 42,7 % des émissions québécoises de PM_{2.5} entre 2002 et 2008 (Lebel *et al.*, 2012). En été, les secteurs ayant les plus hautes concentrations sont la catégorie industrielle, la catégorie commerciale, la catégorie résidentielle de Montréal ainsi que la catégorie résidentielle près d'un axe routier important. Selon Lebel *et al.* (2012), puisque le secteur industriel représente 41 % des émissions entre 2002 et 2008, il est attendu que leurs concentrations soient plus élevées. Cependant, pour les autres catégories, les hautes concentrations en été ne peuvent pas s'expliquer exclusivement avec les feux de forêt, puisque pour la catégorie forestière présente les concentrations les plus faibles comparativement aux autres catégorisations de l'environnement (figure 3.8.4.3). La climatisation peut être une hypothèse, puisque les concentrations dans les secteurs commerciaux sont très élevées, et la climatisation au gaz naturel augmente de plus en plus au Québec (voir section 4.3.1) (Ressources naturelles Canada, 2017).

La proportion des dépassements des normes, autant pour la ligne directrice journalière de l’OMS, la norme journalière du Québec, et la ligne directrice annuelle de l’OMS sont plus élevées pour les milieux urbains que pour les milieux ruraux. Ces résultats concordent avec les résultats des cycles annuels selon la catégorisation de l’environnement (figure 3.8.4.3), où les catégories en milieu plus urbain ont des concentrations plus élevées. Puisque la ligne directrice de l’OMS est plus sévère que la norme du Québec, il est normal qu’il y ait une proportion des dépassements qui soit plus élevée. Par la suite, presque toutes les figures montrent une légère diminution des dépassements de normes avec les années, sauf pour les dépassements annuels (figure 3.8.3.4). Cela est possible par le fait qu’il y a de plus en plus de stations d’échantillonnage sur le territoire, particulièrement à partir de 2003 (figure 2.4.1). Il y a donc plus d’observation qui dépasse la ligne directrice annuelle de l’OMS, ce qui fait augmenter les proportions. D’un point de vue spatial, les dépassements de normes surviennent plus fréquemment dans les zones urbaines, particulièrement pour la ville de Montréal et la ville de Québec. De plus, les stations le long du fleuve ont des proportions des dépassements des normes un peu plus élevées que les autres stations plus au nord du fleuve.

Tout comme les ratios de nitrates/sulfates dans les TSP et dans les PM₁₀, les ratios de nitrates/sulfates dans les PM_{2,5} sont relativement bas, indiquant que la source des particules fines provienne davantage des sources stationnaires que des sources mobiles. En effet, les ratios ne dépassent jamais 1,5 : 1, ce qui est plutôt bas pour considérer ces ratios comme indicateurs de sources mobiles, comme les voitures (Kong *et al.*, 2010). Il est cependant important de noter que les ratios ne représentent que la ville de Montréal et la Capitale-Nationale. Dans ce cadre, il est simplement possible de dire que les sources pour ces deux régions administratives sont un peu plus d’origine mobile en hiver que pour le reste des saisons.

4.8.2 Rétrotrajectoires

Les rétrotrajectoires permettent de déterminer la provenance des masses d’air avec un retour de 36 h. Lorsque les concentrations des particules fines sont basses, les masses d’air

ont tendance à venir du nord et du nord-ouest du Québec. Ce sont des secteurs peu occupés par la population. Il n'y a donc peu de sources d'émissions anthropiques des $PM_{2.5}$. Les émissions pour cette partie du Canada sont donc d'origine naturelle en majorité et correspondent à des rétrotrajectoires dont les concentrations sont basses.

Puis, plus les concentrations augmentent, plus les rétrotrajectoires se dirigent vers le sud-ouest du Québec. Cela est particulièrement vrai pour les stations se trouvant le long du fleuve. Les hautes concentrations des $PM_{2.5}$ proviennent du secteur des Grands Lacs. Premièrement, il y a un écoumène continu pour le secteur des Grands Lacs, avec 42 millions de personnes des deux côtés de la frontière (Beauchemin, 2015). De plus, comme mentionné précédemment dans les rétrotrajectoires concernant O_3 (voir la section 4.1.2), le secteur des Grands Lacs est hautement industrialisé, notamment par les industries papetière, chimique, sidérurgique et automobile (Beauchemin, 2015). Comme les industries sont l'une des sources des particules fines (Berner *et al.*, 2012), il est possible de dire que le secteur des Grands Lacs est contributoire aux épisodes de hautes concentrations des particules fines pour le territoire québécois, peu importe l'emplacement de la station sur le territoire.

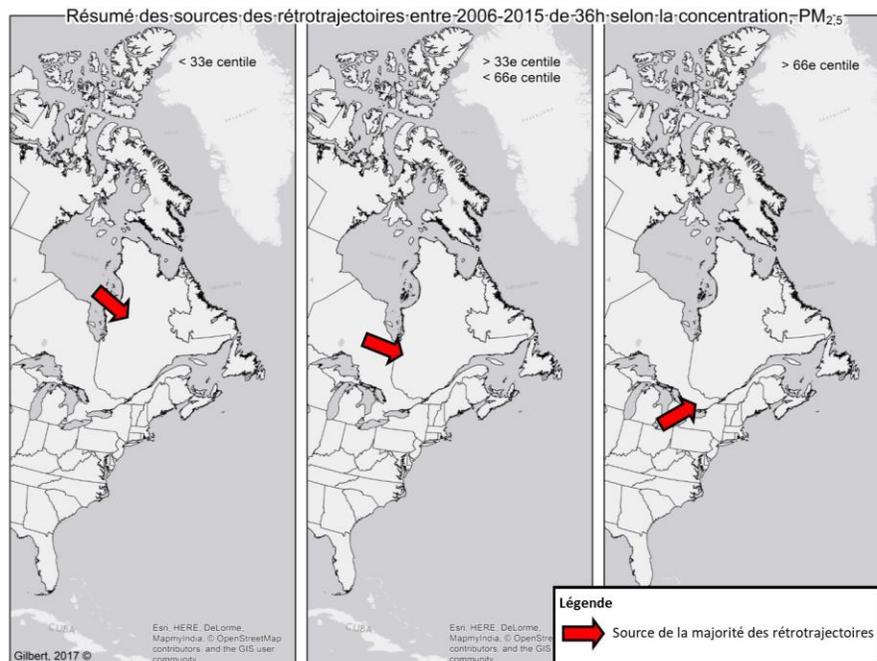


Figure 4.8.2.1 : Résumé des sources des rétrotrajectoires entre 2006 et 2015 de 36h, selon la concentration, $PM_{2.5}$