

Ecole doctorale Sciences et Ingénierie : Matériaux - Modélisation - Environnement

Thèse de Doctorat

*présentée à l'Université Paris XII - Val de Marne
pour l'obtention du grade de Docteur en Sciences*

Spécialité : Sciences de l'Univers et de l'Environnement

par

Céline PUENTE-LELIEVRE

La qualité de l'air en milieu aéroportuaire : étude sur l'aéroport Paris-Charles-De-Gaulle

Soutenance prévue le 13 mai 2009 devant la commission d'examen composée de :

N. Locoge	RAPPORTEUR
B. Bonsang	RAPPORTEUR
C. Elichegaray	EXAMINATEUR
I. Cornier	EXAMINATEUR
C. Seigneur	EXAMINATEUR
J.L. Colin	EXAMINATEUR
B. Aumont	DIRECTEUR

Ce travail de thèse a été réalisé au Laboratoire d'Aéroports de Paris et au Laboratoire Inter-universitaire des systèmes atmosphériques (LISA).

Je souhaite remercier en tout premier lieu à Bernard Aumont qui a accepté de diriger ma thèse. Travailler avec lui a été très instructif ! Je tiens à remercier infiniment Gilles Foret, Aurélie Colomb, Alain Dutot, Isabelle Coll et Agnès Borbon du LISA qui ont participé activement au déroulement de la thèse et pour leur disponibilité à toute épreuve.

J'ai réalisé la plupart de mon travail au laboratoire d'Aéroports de Paris. Je remercie, Monsieur Jean Marie Machet directeur du Laboratoire d'Aéroports de Paris, qui m'a accueillie au sein de son laboratoire et qui a accepté de financer cette thèse. J'adresse également mes remerciements à Madame Isabelle Cornier, chef du pôle environnement pour avoir suivi mes travaux avec intérêt.

Je voudrais exprimer toute ma gratitude à Grégory Magnani responsable de la section air du laboratoire d'Aéroports de Paris, qui a toujours su me faire bénéficier de ses précieux conseils et a participé activement à l'encadrement de cette thèse. J'adresse également mes remerciements aux membres de cette section, Bruno Couty, Arnaud Meyniel et Xavier Bertho.

Je souhaite remercier David De Almeida, informaticien du laboratoire d'Aéroports de Paris, qui m'a fourni des données nécessaires pour mon travail, et m'a aidé à résoudre les multiples pannes informatiques. Je remercie également Felix Richol, qui m'a porté du soutien technique (et moral !) dans l'utilisation des instruments de mesure. J'étends mes remerciements à tout les personnes du laboratoire d'Aéroports de Paris, pour les bons moments, le café du matin et les déjeunés à la cantine.

J'ai eu également la chance de travailler au LISA. Je remercie Monsieur Jean-Marie Flaud directeur du LISA, qui m'a accueillie dans son laboratoire. Je remercie à tous les membres du LISA et en particulier au groupe de modélisation pour leur accueil. Je tiens à témoigner ma sincère reconnaissance à Richard Valorso pour son aide précieuse.

Ce travail a bénéficié du soutien financier de l'ADEME, et je souhaite remercier les correspondants de cet organisme, en particulier Christian Elychegaray, chef du département air, chargé de suivre cette thèse ainsi qu'à Eliane Jallot et Valérie Pineau de la cellule thèse de l'ADEME.

Je souhaite adresser mes plus vifs remerciements à Nadine Locoge et Bernard Bonsang, qui ont accepté d'être rapporteurs. Je remercie également Christian Seigneur et Jean Louis Colin d'avoir accepté de participer à ce jury.

Je tiens à remercier le réseau de surveillance de la qualité de l'air, AIRPARIF, pour m'avoir fourni les données nécessaires à la modélisation. Je remercie également au réseau de surveillance AtmoPicardie, pour les données fournies.

Un grand merci à mes amis Marie, Julien, Célia, Valérie et Lise, combien leur soutien m'ont été chers. Merci pour les petits moments de détente et les soirées "ce soir je ne bosse pas sur ma thèse".

Enfin je pense particulièrement à mes parents et à leur soutien inconditionnel. A mes sœurs Silvia et Caroline. A mes tantes Catherine et Sylvie, qui ont toujours trouvé les bons mots de réconfort. Enfin, un grand merci à Alfonso, qui m'a toujours soutenu.

Table des matières

Introduction	9
I Transport aérien et pollution atmosphérique	11
I-1 Les polluants atmosphériques	11
I-1.1 Sources d'émissions de NO _x et COV	12
I-1.2 Dispersion des polluants	13
I-1.3 Evolution chimique : la formation d'ozone	15
I-2 Normes de la qualité de l'air	17
I-3 Pourquoi s'intéresser aux émissions aéroportuaires ?	19
I-4 Impact de l'activité aérienne aux différentes échelles	21
I-4.1 Hétérogénéité des émissions liées au trafic aérien	21
I-4.2 Echelle globale	22
I-4.3 Echelle régionale	23
I-4.4 Echelle locale	24
I-5 Sources d'émission aéroportuaire	27
I-6 Emissions liées à la combustion par les moteurs d'avion	29
I-6.1 Variabilité des facteurs d'émission	29
I-7 Suivi de la qualité de l'air en milieu aéroportuaire	33
I-8 Objectif et méthodologie générale	37
II Caractérisation des NO_x et de O₃ sur CDG	39
II-1 Les stations du laboratoire d'Aéroports de Paris	39
II-2 Sélection de stations	41
II-3 Mesure des NO _x et de l'ozone sur les stations CDG	44
II-4 Variabilité des NO _x sur la plate-forme CDG	47
II-4.1 Distribution des concentrations des NO _x	47
II-4.2 Variabilité interannuelle	50

II-4.3	Variabilité annuelle	51
II-4.4	Rose des concentrations moyennes des NOx sur CDG	60
II-4.5	Influence des émissions aéroportuaires sur les NOx à CDG-nord et CDG-sud	63
II-4.6	Variabilité hebdomadaire	65
II-4.7	Evolution journalière des NOx en fonction de la direction du vent	70
II-4.8	Quantification de la contribution des NOx par l'activité aéroportuaire	74
II-4.9	Variabilité horaire	81
II-4.10	NO ₂ sur CDG et qualité de l'air	82
II-4.11	Conclusion	83
II-5	Application d'un modèle statistique neuronal	85
II-5.1	Introduction	85
II-5.2	Description du Réseau de Neurones Artificiel (RNA)	87
II-5.3	Etapas pour la mise en oeuvre du modèle statistique neuronal	87
II-5.4	Résultats	93
II-5.5	Conclusion	101
II-6	Variabilité de l'ozone sur la plate-forme CDG	102
II-6.1	Distribution des concentrations d'ozone	102
II-6.2	Variabilité interannuelle et annuelle	104
II-6.3	Rose de concentration moyenne de l'ozone sur CDG	105
II-6.4	Evolution journalière de l'ozone	105
II-6.5	L'ozone sur CDG et qualité de l'air	108
II-6.6	Conclusion	108
III Caractérisation des hydrocarbures sur CDG		111
III-1	Systèmes de prélèvement et d'analyse des HC	112
III-1.1	Système de prélèvement et d'analyse <i>Turbomatrix ATD/GC</i>	112
III-1.2	Système de prélèvement et analyse <i>AirmoVoc</i>	119
III-2	Hydrocarbures émis par les moteurs d'avion	120
III-2.1	Conditions de prélèvement	120
III-2.2	Caractéristiques des moteurs analysés	121
III-2.3	Spéciation des hydrocarbures émis par les moteurs d'avion lors des essais moteur	122
III-2.4	Spéciation des hydrocarbures émis par les moteurs d'avion lors du roulage	127
III-2.5	Comparaison des spéciations d'hydrocarbures émis par les aéronefs et les automobiles	127
III-2.6	Concentration des hydrocarbures dans le panache des aéronefs	130
III-3	Concentration des hydrocarbures sur la plate-forme CDG	133

III-3.1	Méthodologie	134
III-3.2	Répartition spatiale de la concentration des hydrocarbures	138
III-3.3	Evolution journalière des hydrocarbures sur la plate-forme	144
III-4	Comparaison des hydrocarbures observés sur l'aéroport et en milieu urbain	151
III-4.1	Comparaison de la concentration des HC sur l'aéroport et à Paris	151
III-4.2	Comparaison de la spéciation des hydrocarbures observés sur la plate- forme et sur les villes	153
III-5	Comparaison des spéciations d'hydrocarbures en milieu aéroportuaire	156
III-6	Le benzène sur CDG et la qualité de l'air	157
III-7	Conclusion	157
IV	Impact régional de l'activité aéroportuaire	161
IV-1	Description du modèle de chimie-transport CHIMERE	162
IV-1.1	Paramétrisation des principaux processus physico-chimique	164
IV-1.2	Forçages externes	165
IV-1.3	Performance et applications du modèle CHIMERE	167
IV-2	Configuration des simulations	168
IV-2.1	Sélection des épisodes	168
IV-2.2	Définition du domaine de simulation : simulation en domaines imbriqués	171
IV-2.3	Définition des simulations	172
IV-3	Résultats	173
IV-3.1	Comparaisons des concentrations des NOx simulées et observées sur la plate-forme	173
IV-3.2	Quantification de l'impact spatial de l'activité aéroportuaire sur la concen- tration des NOx et d'ozone pour l'épisode estival	179
IV-3.3	Quantification de l'impact spatial de l'activité aéroportuaire sur la concen- tration des NOx pour l'épisode hivernal	181
IV-4	Conclusion	183
	Conclusion	187

Introduction

La pollution photo-oxydante est considérée comme une problématique majeure dans le domaine de la pollution atmosphérique. L'ozone, principal polluant oxydant, présente des effets nocifs sur la santé (affectation des voies respiratoires et irritations oculaires) et sur la végétation. Cette espèce est formée par des mécanismes complexes qui impliquent les polluants primaires : les oxydes d'azote (NO_x) et les Composés Organiques Volatils (COV).

De nombreuses études scientifiques sont mises en œuvre pour améliorer la compréhension des processus impliqués dans la pollution atmosphérique et plus particulièrement la pollution photo-oxydante. Ces études sont consacrées aux mécanismes complexes qui ont lieu dans l'atmosphère ainsi qu'au développement de modèles appliqués permettant, par exemple, la prévision des épisodes de pollution à l'ozone. Pour mener à bien le développement de ces outils, il est avant tout indispensable d'identifier et de quantifier les sources d'émissions des composés primaires.

Les principales sources de pollution sont maintenant bien identifiées dans les milieux urbains et ruraux. Ces connaissances ont permis d'élaborer des stratégies visant à réduire ces sources. Ainsi, les émissions des NO_x et des COV, principalement associées au transport routier, ont progressivement diminué au cours des dernières années. Entre 1990 et 2006, les émissions des NO_x liées au trafic ont diminué de 27 % [CITEPA, 2007]. Entre 1988 et 2006, les émissions des COV non méthaniques de ce secteur ont diminué de 80 % [CITEPA, 2007]. Cette diminution est essentiellement attribuée à l'équipement progressif des véhicules de pots catalytiques et à l'entrée en vigueur de la norme EURO, fixant des limites maximales pour les émissions de polluants pour les véhicules roulants [e.g. CITEPA, 2007].

D'autres secteurs d'activités implantés à proximité des pôles urbains sont en revanche encore insuffisamment documentés. C'est le cas des plates-formes aéroportuaires. Du fait de la croissance du trafic aérien, l'impact de cette activité sur la pollution atmosphérique est devenu un

sujet d'intérêt depuis les années 70 [Clark et al. , 1983]. Certaines études ont mis en évidence un impact potentiel de l'activité aéroportuaire à l'échelle régionale et locale [e.g. Colvile et al., 2001]. Cependant la quantification de l'impact de l'activité aéroportuaire est rendue délicate du fait de l'insertion des aéroports dans un tissu urbanisé. Ceci ne permet pas d'isoler cette activité des autres sources à proximité telles que le trafic routier.

Les pouvoirs publics français montrent un intérêt croissant à la surveillance des émissions aéroportuaires et à la qualité de l'air au voisinage des aéroports. Le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) recommande, entre autres *"d'encourager des travaux de recherche visant à identifier, notamment au sein des composés organiques volatils, des indicateurs spécifiques des émissions des aéronefs"* [CSHPF, 2006]. Le Plan de Protection de l'Atmosphère (PPA) prévoit également des actions visant à améliorer les connaissances sur la qualité de l'air autour des aéroports. Cette thèse s'intègre dans le cadre de recommandations et de l'obligation de surveillance de la qualité de l'air en milieu aéroportuaire. Ces travaux de thèse ont été cofinancés par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) et Aéroports de Paris.

L'objectif de ce travail est d'évaluer l'impact de l'activité aéroportuaire sur la qualité de l'air à l'échelle locale et régionale. Ce travail repose principalement sur des mesures réalisées sur l'aéroport Paris-Charles-De-Gaulle. L'approche vise à caractériser la variabilité spatiale et temporelle des polluants sur la plate-forme. Le contexte général du transport aérien et la pollution atmosphérique attribuée à ce secteur d'activité sont tout d'abord présentés dans le chapitre I. Le Laboratoire d'Aéroports de Paris dispose de trois stations de mesure sur la plate-forme aéroportuaire de Paris-Charles-De-Gaulle. Les données enregistrées par ces stations ont été exploitées pour caractériser les concentrations des NOx et d'ozone sur l'aéroport. Pour ces deux polluants, les résultats et les interprétations sont présentés au chapitre II. Des campagnes de mesures ciblées sur les hydrocarbures ont également été réalisées au cours de cette thèse. Elles ont permis de caractériser les concentrations des hydrocarbures sur l'aéroport. Les résultats de ces campagnes sont présentés au chapitre III. Une étude de modélisation préliminaire a finalement été réalisée à l'occasion de ce travail, afin de quantifier l'impact de l'activité de l'aéroport Paris-Charles-De-Gaulle sur la qualité de l'air régional. Les résultats sont exposés au chapitre IV.

- Chapitre I -

Impact des activités liées au transport aérien et pollution atmosphérique

1. Les polluants atmosphériques : émission, dispersion et transformations chimiques

Les polluants directement émis dans l'atmosphère sont qualifiés de polluants primaires. Ces polluants peuvent être émis par les activités anthropiques ou par la végétation. Il s'agit principalement de gaz tels que les oxydes d'azote (NO_x), le dioxyde de soufre (SO₂), le monoxyde de carbone (CO), les composés organiques volatils (COV) ainsi que des particules. Ces espèces primaires vont évoluer par transformation chimique au cours de leur transport et mener à la formation de polluants dits secondaires. Ce sont par exemple des espèces telles que l'ozone (O₃), l'acide nitrique (HNO₃), l'acide sulfurique (H₂SO₄), le PAN (Péroxycétylnitrate), les aldéhydes...

La concentration des polluants primaires est maximale à la source d'émission. Ces polluants voient leur concentration diminuer à mesure que la masse d'air s'éloigne de la source, suite à leur dispersion sous l'action du vent, et à leur transformation chimique. De manière générale, la distribution spatiale des concentrations de ces espèces primaires dépend directement de l'intensité de la source d'émission, des processus météorologiques de dispersion et du temps de vie chimique de l'espèce. Les stratégies mises en place pour diminuer la concentration des espèces primaires se centrent alors sur la réduction de l'intensité des sources d'émissions (*e.g.* trafic routier...). La documentation complète des sources d'émissions pour un polluant cible et la quantification de l'intensité des sources s'avère donc indispensable.

A mesure que l'on s'éloigne des sources intenses d'émissions, la concentration des espèces secon-

daire augmente dans la masse d'air. L'évolution de la concentration des espèces secondaires dépend de processus non linéaires où plusieurs phénomènes physico-chimiques interviennent. Pour ces polluants secondaires, la réduction des concentrations nécessite la mise en place des stratégies plus complexes.

Nous nous intéresserons ici aux espèces considérées comme des indicateurs principaux de la pollution atmosphérique : les NO_x, les COV et l'O₃. En effet, outre l'intérêt porté sur la compréhension de leur interaction photochimique, ces espèces peuvent avoir des effets nocifs sur la santé humaine (difficultés respiratoires, problèmes cardio-vasculaires...). Elles peuvent également avoir des effets sur les écosystèmes. Ces effets se traduisent par la réduction de la croissance de plantes, la diminution de la résistance des plantes à certains agents infectieux [Académie des Sciences, 1993].

1.1. Sources d'émissions de NO_x et COV

■ Les oxydes d'azote (NO_x)

Les (NO_x) regroupent deux espèces : le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO₂). La majorité des NO_x est émise sous forme de NO, lequel est transformé rapidement en NO₂ par des processus chimiques [e.g. IPCC , 2001]. Le NO est formé par combinaison de l'azote (N₂) et de l'oxygène (O₂) lors de processus qui nécessitent de hautes températures (combustion, éclairs). Le temps de vie des NO_x est de l'ordre de la journée [e.g. Jacob, 1999].

Les émissions totales des NO_x en Ile-de-France s'élevaient à 144 kt/an en 2005. La figure I.1 présente la distribution des émissions des NO_x par secteur d'activité en Ile-de-France [CITEPA , 2005a]. Le transport routier reste la source principale des NO_x avec 63 % des émissions totales. La contribution du secteur "transformation énergie" et "résidentiel/tertiaire" est respectivement de 15 % et 12 % . Les autres secteurs restent minoritaires.

■ Les Composés Organiques Volatils (COV)

Les COV regroupent une large diversité d'espèces. Les COV sont définis comme "tout composé organique ayant à 293,15 °K une pression de vapeur de 0,01 kPa ou plus" (directive européenne 1999/13/CE). Ces espèces sont formées d'atomes d'hydrogène et de carbone. Les atomes d'hydrogène peuvent être substitués par des atomes tels que les halogènes, l'oxygène, le soufre, l'azote ou le phosphore. Le tableau I.1 présente les temps de vie de certains COV. Le temps de vie chimique des COV, et donc leur temps de résidence dans l'atmosphère, est extrêmement variable, allant de quelques heures à plusieurs jours.

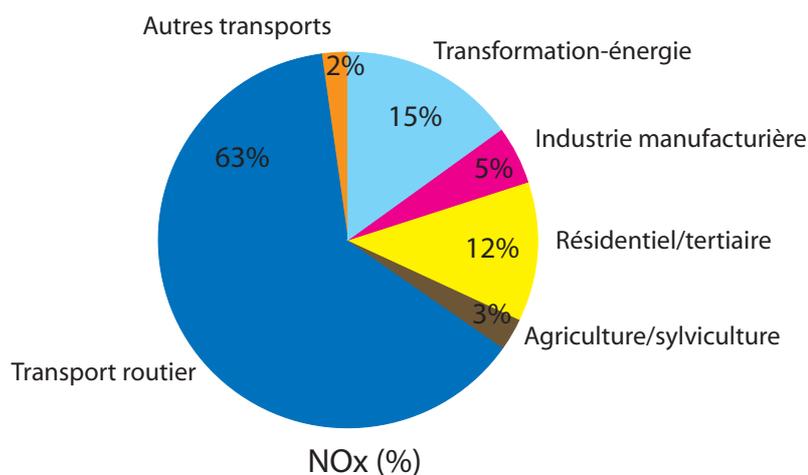


Figure I.1. – Répartition des émissions des NOx par secteur d'activité en Ile-de-France (2000). Le secteur "autres transports" inclut les activités suivantes : trafic ferroviaire, navigation fluviale, trafic maritime nationale et trafic aérien domestique (cycle atterrissage/décollage et croisière). Source : CITEPA/format départements [CITEPA , 2005a].

Les émissions totales de COVNM (Composés Organiques Volatiles Non Méthaniques) en Ile-de-France étaient de 209 kt/an en 2005. La figure I.2 présente la distribution des émissions des COVNM par secteur d'activité en Ile-de-France [CITEPA , 2005a]. Le transport routier est le secteur dominant. Il contribue pour 39 % aux émissions totales de COVNM. Le secteur industrie manufacturière et résidentiel/tertiaire représente 25 % et 18 % des émissions respectivement. Les sources biotiques représentent un pourcentage non négligeable : 10 % des émissions des COVNM.

1.2. Dispersion des polluants

La dispersion des polluants atmosphériques dépend des processus météorologiques, tels que l'advection et la convection des masses d'air. Cette dispersion a lieu dans la tranche d'atmosphère qui s'étend du sol jusqu'à 1 ou 2 km d'altitude, appelée couche limite atmosphérique.

■ L'advection et la convection

L'advection désigne les mouvements horizontaux des masses d'air, liés le plus souvent au vent. La vitesse du vent influence directement les niveaux et la distribution des concentrations de polluants émis ou formés in situ. Un vent élevé (supérieur à 4 m/s), favorise la dispersion de polluants, alors qu'un vent faible (inférieur à 1 m/s) peut amener à des concentrations particulièrement élevées.

Les processus de convections définissent les mouvements verticaux des masses d'air. Ces mouvements verticaux sont dus aux échanges de chaleur. L'ensoleillement provoque un réchauffement des sols et des surfaces, entraînant des phénomènes de mouvements verticaux des masses d'air.

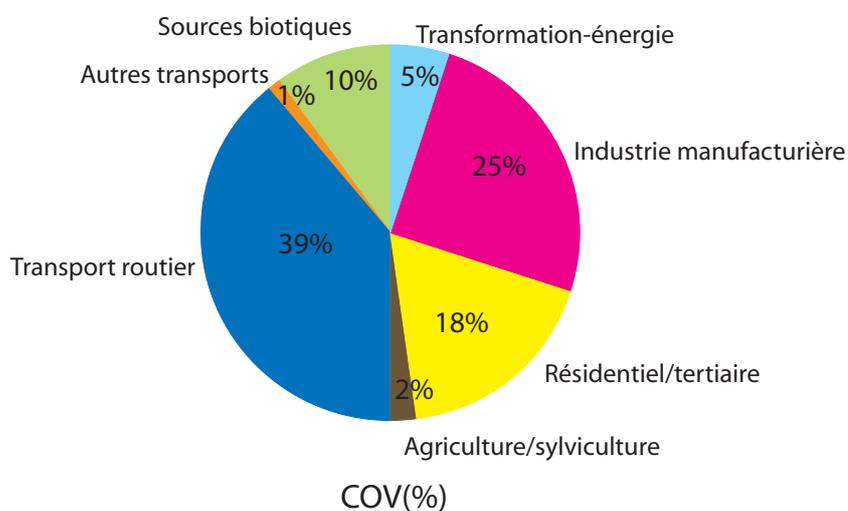


Figure I.2. – Répartition des émissions des COVNM par secteur d'activité en Ile-de-France (2000). Le secteur "autres transports" inclut les activités suivantes : trafic ferroviaire, navigation fluviale, trafic maritime nationale et trafic aérien domestique (cycle atterrissage/décollage et croisière). Source : CITEPA/format départements [CITEPA , 2005a].

Tableau I.1. – Temps de vie des quelques COV [Atkinson, 2000]

Composé	Temps de vie (1)	Composés	Temps de vie (1)
<i>Alcane</i>		<i>Alcynes</i>	
variables Ethane	28 jours	Acétylène	8 jours
Propane	9	jours	<i>Aromatiques</i>
Iso-butane	3 jours	Benzène	6 jours
Butane	3 jours	Toluène	1,2 jour
Iso-pentane	2 jours	éthylbenzène	1 jour
Hexane	1 jour	o-xylène	13 h
2-methylpentane	1,3 jour	m-xylène	7 h
Nonane	17 h	p-xylène	12 h
Decane	15 h	1,2,3-trimethyl-benzène	5,3 h
<i>Alcènes</i>		1,3,5-trimethyl-benzene	2 h
Ethène	20 h		
Propène	6h30		
1-butène	5h30		
Cis-2-butène	3h		
1,3-butadiène	2,6h		

(1) Les temps de vie sont calculés vis-à-vis de la réactivité avec OH, sur la base d'une concentration moyenne de 10^6 molécules.cm⁻³.

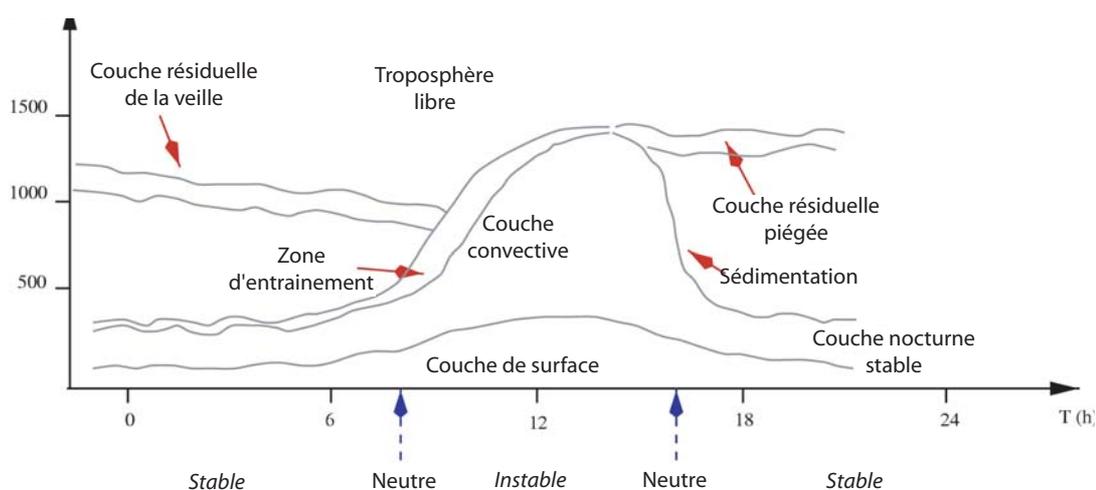


Figure I.3. – Evolution journalière de la couche limite atmosphérique [Source : Stull, 1998]

■ La couche limite atmosphérique

La couche limite délimite le volume dans lequel les émissions surfaciques sont diluées et les polluants mélangés. Son évolution au cours de la journée a donc une influence directe sur les concentrations (cf. figure I.3). Au lever du jour, la couche au sol est stratifiée et isolée de l'atmosphère supérieure. Celle-ci est composée d'une couche résiduelle, laquelle transporte les polluants émis la veille, et de la troposphère libre. Durant la journée, le réchauffement croissant au sol conduit au développement de la couche convective où est observée une activité turbulente intense. La convection permet la dilution de polluants dans un plus grand volume de mélange. En fin de journée, la diminution de la température conduit à la baisse de la couche limite. La couche nocturne, stable et peu épaisse favorise l'accumulation des polluants au sol. La disparition de certains polluants est accélérée dans cette couche par le dépôt sec sur la surface ou par réaction de composés émis localement. C'est le cas notamment de l'ozone qui possède une vitesse de dépôt importante [Affre et al., 1999].

1.3. Evolution chimique : la formation d'ozone

La production d'ozone est assurée par l'oxydation des COV en présence des NOx. La figure I.4 présente une schématisation des principaux mécanismes impliqués dans la production d'ozone troposphérique.

■ La production d'ozone

La production d'ozone troposphérique est assurée par la conversion de NO en NO₂ selon la réaction :



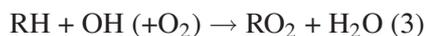
Le NO formé se convertit à nouveau en NO₂ par réaction avec l'ozone :



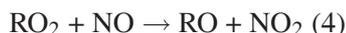
Les réactions (1) et (2) sont en équilibre photochimique. Ces réactions ne peuvent expliquer à elles seules les concentrations d'ozone observées lors des épisodes de pollution photochimique. Cette production nette d'ozone est due à la présence de processus chimiques entraînant une conversion de NO en NO₂. Cette conversion est assurée par la présence des radicaux peroxy (HO₂ et RO₂) formés au cours de l'oxydation des COV.

■ L'oxydation des COV

Les COV présents dans l'atmosphère (RH) sont principalement oxydés par le radical OH selon la réaction :



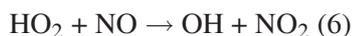
Les radicaux peroxy organiques RO₂ ainsi formés évoluent principalement avec NO pour former un radical alkoxy RO :



Cette réaction mène à la conversion de NO en NO₂, entraînant une production nette d'ozone selon la réaction (1). Ces radicaux RO réagissent ensuite avec O₂ pour produire un composé stable carbonyle R'CHO :



Le radical peroxy HO₂ formé réagit avec NO selon la réaction :



Cette conversion de NO en NO₂, entraîne une production d'ozone supplémentaire. L'oxydation des COV passe par une chaîne radicalaire complexe imbriquée dans le cycle catalytique des HOx (OH, HO₂ et RO₂).

■ Le cycle catalytique des HOx

Les HOx sont imbriqués dans un cycle d'inter-conversion et entraînent ainsi des mécanismes d'oxydation radicalaire en chaîne longue. Leurs concentrations d'équilibre, tout comme la production nette d'O₃, sont régies par le rapport entre l'efficacité de leurs réactions sources (réactions d'initiation) et l'efficacité de leurs réactions puits (réactions de terminaison).

Ce cycle catalytique des HOx est principalement initié par les réactions de photolyse. L'une des sources majeures de radicaux OH est liée à la photodissociation de l'ozone selon :

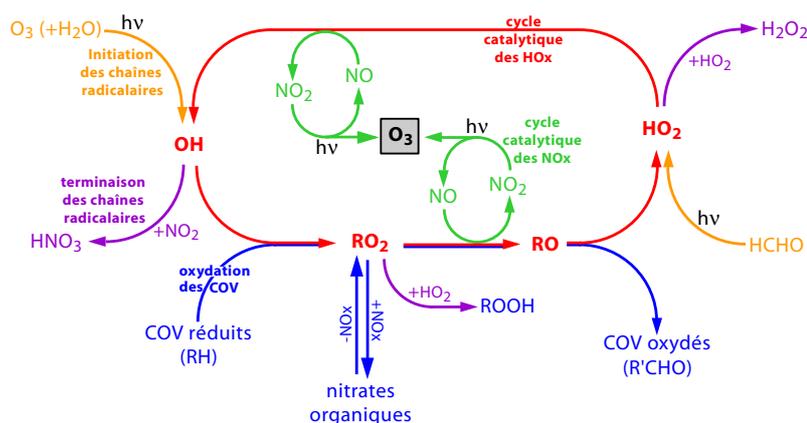
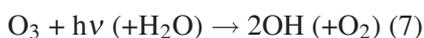
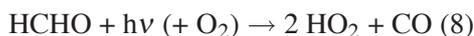


Figure I.4. – Schématisation des principaux mécanismes impliqués dans la formation de l'ozone troposphérique [source : Camredon et Aumont., 2007]



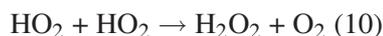
Il existe également une source importante de HOx provenant de la photolyse du formaldéhyde et conduisant à la formation de HO₂ :



Les réactions de terminaison sont majoritairement des réactions de recombinaisons radicalaires. Dans les milieux riches en NOx, ces réactions conduisent à la formation de HNO₃ :



Dans les milieux pauvres en NOx, les réactions concernent les recombinaisons des radicaux peroxy :



2. Normes de la qualité de l'air et polluants réglementés

■ Cadre réglementaire

Les effets avérés de la pollution atmosphérique sur la santé et les écosystèmes ont conduit à la mise en place de mesures visant à réduire les niveaux de fond de polluants anthropiques. Ces mesures reposent sur des réglementations qui concernent les sources fixes, telles que les installations industrielles et les sources mobiles comme les transports.

En Europe, deux directives relevant de l'évaluation de la qualité de l'air ont été définies :

- la directive 92/72/EC. Cette directive introduit des seuils pour la protection de la santé et de la végétation sur les bases de recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS).
- la directive 96/62/EC. Cette directive introduit des consignes pour la surveillance de la qualité de l'air et définit des valeurs limites sur lesquelles les politiques de réduction d'émissions doivent s'appuyer.

En application des directives européennes, la loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Energie a été adoptée en France (LAURE 1236 du 30 décembre 1996). Cette loi prévoit (i) la surveillance de la qualité de l'air, (ii) la définition d'objectifs de qualité et (iii) l'information au public. Dans ce cadre, cette loi prescrit l'élaboration d'un plan régional pour la qualité de l'air (PRQA), des plans de protection de l'atmosphère (PPA) et des plans de déplacement urbain (PDU).

Le PRQA est un outil d'information, de planification et d'orientation qui a pour objectif principal de définir les orientations en matière de prévention et de lutte contre la pollution atmosphérique. En complément du PRQA, le PPA est élaboré pour des agglomérations de plus de 250 000 habitants. Il permet aux préfets de prendre des mesures concrètes pour lutter contre la pollution atmosphérique, comme par exemple, prononcer la restriction ou la suspension d'activités polluantes ou prescrire des limitations à la circulation des véhicules. Enfin le PDU, est obligatoire dans les agglomérations des plus de 100 000 habitants. Il a pour objectif de diminuer la circulation automobile et de développer les transports collectifs.

■ Surveillance de la qualité de l'air

En France, le décret 2002-231 relatif à la surveillance de la qualité de l'air et à ses effets sur la santé et sur l'environnement fixe les objectifs de qualité de l'air, les seuils d'alerte et les valeurs limites pour des polluants considérés comme prioritaires dans le domaine de la pollution atmosphérique. Le tableau I.2 présente les seuils réglementaires fixés par ce décret. Le décret 2002-213 définit :

- *L'objectif de qualité* : niveau fixé afin d'éviter à long terme des effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble.
- *Le seuil de recommandation et d'information* : niveau au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine des groupes particulièrement sensibles de la population.
- *Le seuil d'alerte* : niveau au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine.

Tableau I.2. – Seuils réglementaires fixés par le décret 2002-213.

Polluant	Objectif de qualité	Seuil de recommandation et d'information	Seuil d'alerte
O ₃	Seuil de protection de la santé : 110 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne sur 8 heures Seuil de protection de la végétation : 65 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne sur 24 heures, 200 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne horaire	180 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne horaire	240 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne horaire, déclenchant des mesures en cas de dépassement pendant trois heures consécutives
NO ₂	En moyenne annuelle : 40 $\mu\text{g.m}^{-3}$	200 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne horaire	400 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne horaire 200 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne horaire si dépassement de ce seuil la veille, et risque de dépassement de ce seuil le lendemain
SO ₂	En moyenne annuelle : 50 $\mu\text{g.m}^{-3}$ horaire	300 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne horaire	500 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne horaire sur trois heures consécutives
Benzène	2 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne annuelle		
Plomb	0,25 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne annuelle		
PM10	30 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne annuelle	80 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne sur 24 heures	1125 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne sur 24 heures

3. Pourquoi s'intéresser aux émissions aéroportuaires ?

Le trafic aérien et la plupart des activités aéroportuaires émettent dans l'atmosphère des polluants primaires tels que les NO_x, le CO, le CO₂, le SO₂, les hydrocarbures ainsi que des particules.

Depuis les années 60 le trafic aérien civil mondial connaît une croissance moyenne annuelle de l'ordre de 4 à 6 % [Brasseur et al., 1998]. La figure I.5 présente l'évolution de ce trafic. Cette croissance tend à fléchir, puisque dans les années 70, l'augmentation du trafic aérien était de l'ordre de 15 %/an alors qu'elle était de 5 %/an dans les années 2000. L'augmentation du trafic aérien a de fait conduit à l'augmentation des émissions associées à ce secteur d'activité. La figure I.6a présente l'évolution annuelle des vols et des émissions des NO_x par l'aviation depuis les années 2000 [Kim et al., 2007]. Cette figure met en évidence l'augmentation des émissions des NO_x avec la croissance du nombre de vols. Cependant, l'augmentation des émissions est plus modérée que celle du trafic aérien, suite à l'amélioration de la technologie des moteurs et des conditions

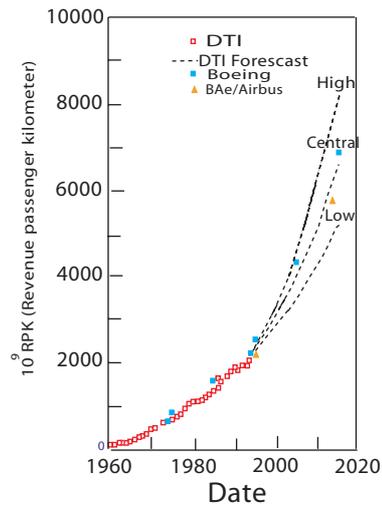


Figure I.5. – Evolution du trafic aérien civil en milliards de passager/kilomètre. La figure présente trois estimations au-delà des années 2000 : "haute" (+5,9 %), "moyenne" (+4,8 %), et "basse" (+3,6 %) [Source : Brasseur et al., 1998]

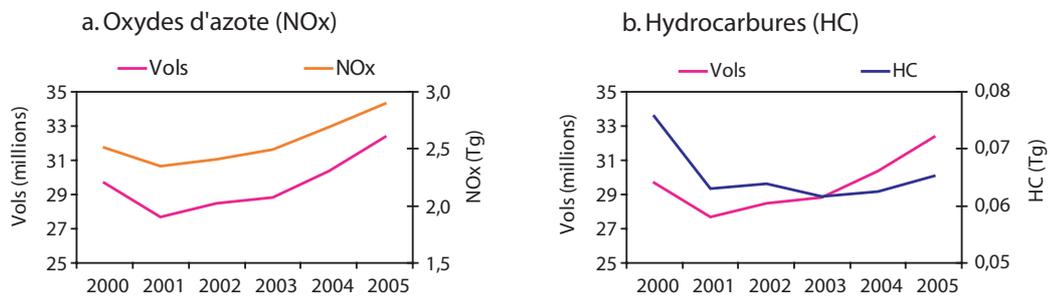


Figure I.6. – Evolution annuelle du nombre de vols et des émissions des NOx (a) et d'hydrocarbures (b) au niveau global. Les figures ont été construites d'après les résultats du modèle SAGE (System for Assessing Aviation's Global Emissions) développé pour estimer la consommation de carburant et les émissions des avions à l'échelle globale [Kim et al., 2007; Lee et al., 2007].

opérationnelles [Brasseur et al., 1998]. La figure I.6b présente l'évolution annuelle des vols et des émissions d'hydrocarbures par l'aviation depuis l'année 2000. Contrairement aux émissions des NOx, les émissions d'hydrocarbures ne sont pas en directe relation avec le nombre de vols. En effet, les émissions d'hydrocarbures sont plus sensibles aux variations du processus de combustion au sein du réacteur, notamment celles liées au régime du moteur [Kim et al., 2007; Lee et al., 2007]. Ce sujet sera traité dans la section I-6.

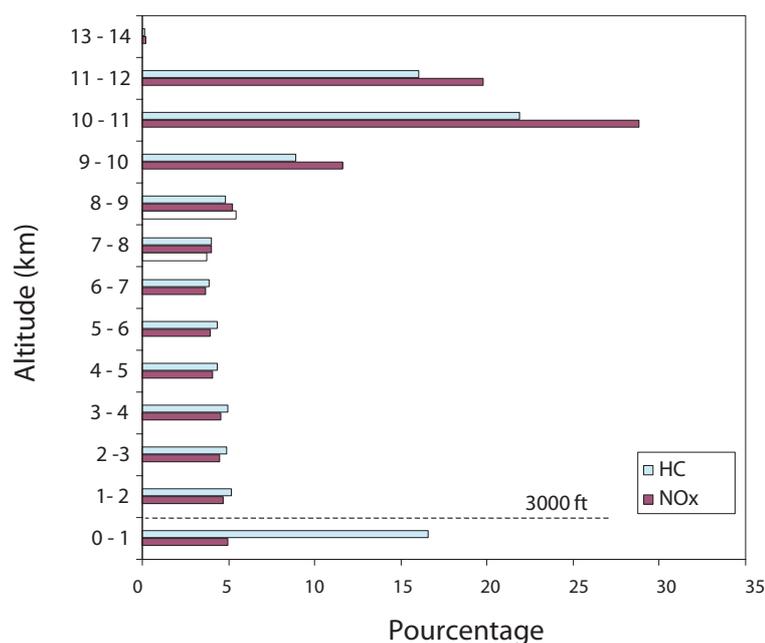


Figure I.7. – Distribution des émissions par les avions en fonction de l’altitude. Résultats du modèle SAGE (System for assessing Aviation’s Global Emissions) développé pour estimer la consommation de carburant et les émissions des avions à l’échelle globale.[Source: Kim et al., 2007].

4. Impact de l’activité aérienne aux différentes échelles

4.1. Hétérogénéité des émissions liées au trafic aérien

Le trafic aérien présente un caractère singulier. Ses émissions présentent en effet une distribution hétérogène en altitude et en latitude [Gardner et al., 1997; Köhler et al., 2008]. La figure I.7 présente la fraction des émissions totales du trafic aérien mondial pour différentes bande d’altitude. Les émissions des NOx et d’hydrocarbures entre 10 et 12 km d’altitude représentent respectivement 60 % et 47 % des masses totales émises [Kim et al., 2007]. A proximité du sol (altitude inférieure à 1 km), les émissions des NOx diminuent significativement et ne représentent plus que 5 %. Les émissions des hydrocarbures sont de l’ordre de 17 %. A proximité du sol, ces émissions demeurent non négligeables du fait de la contribution des activités sur la plate-forme aéroportuaire (*e.g.* roulage des avions).

La figure I.8 présente la distribution géographique des émissions des NOx par le trafic aérien à 11 km. Les émissions par les avions couvrent 60 % de la surface du globe ; ces émissions sont nettement supérieures dans l’hémisphère nord [Köhler et al., 2008].

Cette disparité des émissions du transport aérien implique des impacts atmosphériques aux différentes échelles : globale, régionale et locale.

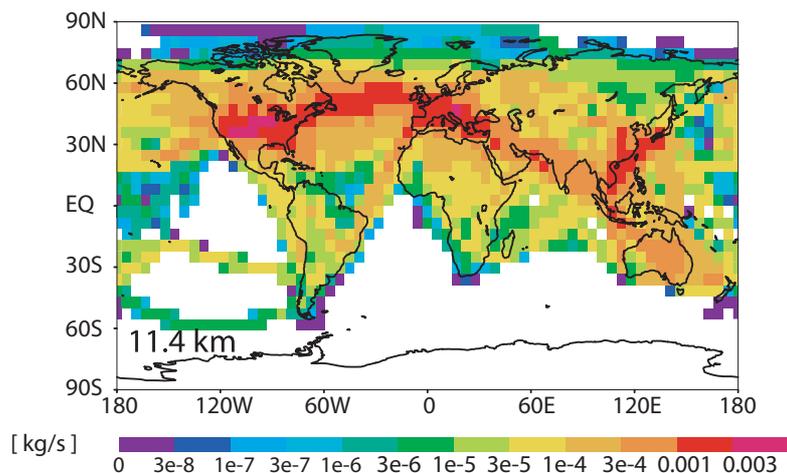


Figure I.8. – Distribution géographique des émissions des NOx par les avions. Les résultats du modèle p-TOMCAT ont été utilisés pour estimer l'impact des émissions des NOx par le trafic aérien mondial. Cette figure présente les émissions simulées à 11.4 km d'altitude. [Source : Köhler et al., 2008].

4.2. Echelle globale

Les émissions des avions participent à la destruction de la couche d'ozone. La destruction de l'ozone stratosphérique est provoquée par les émissions des NOx à haute altitude (environ 25 km) [e.g. Chapman, 2007; Köhler et al., 2008; Schumann, 1997]. La diminution de la concentration de cette espèce demeure toutefois faible, de l'ordre de 5 ppbv/an [Köhler et al., 2008]. De plus, les émissions par les aéronefs dans la haute troposphère et la basse stratosphère (i) modifient la concentration de gaz à effet de serre, en particulier le CO₂, l'ozone et le méthane et (ii) forment des traînées de condensation ("contrails"). Ces phénomènes ont un impact sur le changement climatique. L'IPCC estime que le transport aérien est responsable de 3,5 % du forçage radiatif total¹ engendré par les activités anthropiques [IPCC, 1999].

■ Principaux gaz à effet de serre modifiés par les émissions des aéronefs

Le dioxyde de carbone (CO₂).

Le CO₂ une espèce stable dans l'atmosphère (son temps de vie est de l'ordre de 100 ans). De ce fait, la distribution de la concentration de cette espèce est homogène et l'altitude des émissions n'est pas un facteur prépondérant [e.g. Williams et al., 2002; Forster et al., 2006]. L'émission de CO₂ par l'aviation représente 2 % des émissions anthropiques [IPCC, 2001].

L'ozone.

L'ozone est formé par les émissions des NOx des avions [e.g. Schumann et al., 1998]. L'efficacité

¹Le forçage radiatif (W.m⁻²) est défini comme toute variation de l'énergie rayonnante nette transmise propre au système terre-atmosphère. Le forçage radiatif donne une indication de l'ampleur d'un mécanisme de changement potentiel du climat (IPCC, 1999).

de la production de l'ozone augmente avec l'altitude. L'ozone est produit de manière plus efficace dans l'hémisphère sud, où l'atmosphère est plus "propre" [Colvile et al., 2001]. Cette variation géographique est toutefois compensée par le fait que le trafic aérien est plus dense dans l'hémisphère nord. Köhler et al (2008) estiment que les émissions des NO_x augmentent la concentration d'ozone de 6 ppbv/an dans les moyennes latitudes de l'hémisphère nord.

Le méthane.

L'ozone généré indirectement par les avions participe à la réduction du temps de vie du méthane. En effet, la photolyse de l'ozone en présence de vapeur d'eau produit des radicaux OH. Ces radicaux vont par la suite réagir avec le méthane selon $\text{CH}_4 + \text{OH} (+\text{O}_2) \rightarrow \text{CH}_3\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O}$ et ainsi réduire le temps de vie de cette espèce dans l'atmosphère. Ce processus est particulièrement efficace quand l'ozone est transporté vers les basses altitudes et latitudes où la vapeur d'eau et l'ensoleillement sont importants [Köhler et al., 2008]. Köhler et al, 2008 estiment que les émissions par les avions sont responsables d'une réduction du temps de vie global du méthane de l'ordre de 3%. Cette réduction a un impact négatif sur le forçage radiatif.

Les effets radiatifs de l'ozone troposphérique et du méthane sont du même ordre de grandeur (autour de 30 Wm^{-2}) et de sens opposé; toutefois, ils ne s'annulent pas pour autant [IPCC , 1999]. En effet, l'hétérogénéité en altitude et géographique des émissions ainsi que la nature des espèces émises, en particulier leur temps de vie, ont pour conséquence un forçage radiatif différent en latitude. Par exemple, la modification de la concentration de l'ozone intervient particulièrement dans l'hémisphère nord, générant un impact centré sur cette zone. En revanche, la modification de la concentration du méthane ou bien du CO₂ est observable à l'échelle globale.

■ Formation de traînées de condensation ("contrails")

Les "contrails" sont des nuages formés par la vapeur d'eau produite par les avions en phase de croisière [e.g. Williams et al., 2002; Schumann, 2005]. La formation de "contrails" et leur permanence dans l'atmosphère dépendent fortement des conditions thermodynamiques. Dans un air sec, les "contrails" s'évaporent rapidement [Williams et al., 2002; Williams et Noland, 2006]. Lorsque l'air est humide et dans des régions avec un trafic aérien élevé, les "contrails" peuvent générer une couverture nuageuse importante et participer au réchauffement de l'atmosphère [IPCC , 2001]. Les "contrails" présentent cependant un faible forçage radiatif positif [IPCC , 2001]; ils couvrent 0,1 % de la surface de la terre.

4.3. Echelle régionale

Les émissions liées à l'activité aéroportuaire représentent en moyenne moins de 2 % des émissions anthropiques des NO_x et des COV (cf. section I-1.1). Du fait de l'accroissement du

trafic aérien, la part relative de ses émissions devrait augmenter [Colvile et al., 2001; Perl et al., 1997]. Afin de quantifier l'impact de cette activité à l'échelle régionale, plusieurs études ont été conduites sur diverses zones aéroportuaires.

Moussiopoulos et al. (1997) ont évalué l'influence des opérations aériennes sur la qualité de l'air de la ville d'Athènes à l'aide d'un modèle eulérien (EUMAC Zooming Model, EZM). Ce travail a mis en évidence une augmentation de la concentration des NO_x à proximité de l'aéroport. Toutefois, l'impact des émissions aéroportuaires sur la qualité de l'air au niveau régional s'est avéré limité. Un autre modèle eulérien (CHIMERE) a également été utilisé pour étudier l'impact des émissions des avions de ligne sur la pollution photo-oxydante dans la région Ile-de-France [Pison et Menut, 2004]. Les résultats de ce travail indiquent que l'aviation contribue à augmenter les concentrations des NO_x et des COV sur le domaine de l'étude (région Ile-de-France), respectivement de 15,3 % et 2,1 %. Ces travaux mettent en revanche en évidence une diminution de la concentration d'ozone, due à la titration de cette espèce par le NO émis par les avions.

4.4. Echelle locale

■ Etude en milieu aéroportuaire et dans son environnement immédiat

Des modèles de panache ont été utilisés pour évaluer l'impact local de l'activité aéroportuaire. Une étude a été réalisée à l'aéroport d'Atlanta (Hartsfield-Jackson) à l'aide du modèle EDMS (Emissions and Dispersion Model System) [Unal et al., 2005]. Les résultats de cette étude montrent que l'impact moyen en ozone est de 5 ppb à proximité de l'aéroport. Ce travail conclut que les émissions de l'aéroport d'Atlanta constituent une fraction réduite des émissions totales observées sur cette zone. Une autre étude réalisée sur l'aéroport de Manchester avec le modèle ADMS (Air Dispersion Model) [Peace et al., 2006] montre que les NO_x sont émis majoritairement par le trafic routier associé à l'activité aéroportuaire. Les résultats du modèle montrent également qu'au-delà de 200 m des pistes, la contribution des émissions par les avions est minoritaire. Le modèle ADMS a également été utilisé pour quantifier la contribution temporelle et spatiale des NO_x par les avions et le trafic autour de l'aéroport de Heathrow [Farias et al., 2006]. Les résultats montrent également que les émissions des NO_x liées au trafic routier autour de l'aéroport sont majoritaires face à celles du trafic aérien.

■ Analyse des réactions dans le panache de l'avion

Les polluants émis par les avions peuvent subir rapidement des transformations chimiques et modifier localement la composition atmosphérique [e.g. Schumann et al., 1998]. La principale réaction à cette échelle est celle qui consomme l'ozone par le NO émis directement par les moteurs d'avion ($\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$) [Gardner et al., 1997; Garmory et al., 2008]. En revanche, le NO₂ primaire émis par les avions peut former localement de l'ozone ($\text{NO}_2 + h\nu \rightarrow$

$\text{NO} + \text{O}(^3\text{P})$ puis $\text{O}(^3\text{P}) + \text{O}_2 + \text{M} \rightarrow \text{O}_3 + \text{M}$.

De manière générale, les concentrations des NOx générés par les avions présentent des niveaux variables au sein même des aéroports. Par exemple, des quantités importantes des NOx émis lors de la phase de décollage sont observées au niveau de la piste et plus particulièrement dans la zone où les freins sont relâchés [Koutsourakis et al., 2006]. Wood et al. (2008) ont analysé la spéciation NO/NO₂. Ils estiment, qu'à proximité du sol (*i.e.* en phase de décollage et de roulage), les émissions des NOx comprennent 46% de NO₂. La concentration de NO est en revanche majoritaire lors de la montée (altitude entre 150 - 915 m) [Wood et al., 2008]. Sur les grandes plates-formes aéroportuaires, il est attendu d'observer des concentrations des NOx particulièrement élevées du fait de la fréquence importante de décollages et d'atterrissages (de l'ordre de quelques minutes) [Koutsourakis et al., 2006].

■ Evaluation des risques sanitaires liés à l'activité aéroportuaire

L'aéroport de Schiphol (Amsterdam) a fait l'objet d'une étude sur les conséquences et les risques de l'activité aéroportuaire sur la santé et l'environnement [Franssen et al., 2002; Health Council of the Netherlands, 1999]. L'étude, élaborée à partir d'enquêtes, de données statistiques et de modèles, a pris en compte les facteurs suivants : le bruit, la pollution atmosphérique, l'odeur et les installations des radars au voisinage de l'aéroport. En ce qui concerne la pollution atmosphérique, les résultats montrent que la contribution des émissions par le trafic aérien (NOx, SO₂, CO, COV, particules) sur la zone autour de l'aéroport est de l'ordre de 10 %. Les résultats des enquêtes indiquent néanmoins que la population voisine de l'aéroport considère le trafic aérien comme une importante source de pollution. Les plaintes déposées pour le bruit et pour la pollution atmosphérique sont en effet plus importantes à proximité de l'aéroport que dans les zones plus éloignées [Franssen et al., 2002]. Cependant, les résultats de cette étude ne montrent pas de lien entre les maladies cardiovasculaires et respiratoires recensées et l'aéroport de Schiphol. Il n'a pas non plus été possible de démontrer que les gênes respiratoires recensées dans la population habitant le voisinage de l'aéroport sont directement attribuables à l'activité aéroportuaire.

Des constats différents ont été faits aux abords de l'aéroport de Midway (deuxième aéroport de Chicago). L'étude réalisée sur cet aéroport suggère que les émissions liées aux aéronefs sont responsables d'environ 10,5 % des cas de cancer [USEPA, 1993]. Cette étude affirme également que l'aéroport de Midway relâche plus de benzène et de formaldéhyde que les usines de Chicago. Toutefois, ce résultat a été mis en cause par le département de la Santé de l'Illinois (USA) jugeant le nombre de données insuffisant pour conclure [Illinois Department of Public Health, 2001].

Le C.R.E.T.E.I.L (Centre de Recherche, Espace, Transport Environnement et Institutions Locales)

a récemment effectué un état de l'art des connaissances scientifiques sur l'impact du trafic aérien sur la santé [Faburel, 2008]. Cette étude fait part du manque d'information à ce sujet ainsi que de la difficulté à isoler l'impact des aéroports, ceux-ci se localisant en général dans des zones peu isolées et souvent entourées d'importants axes routiers. Cependant, la demande de la population et des acteurs politiques pour réaliser des études sur ce sujet est forte. En réponse à cette demande, plusieurs études épidémiologiques ont été lancées en France. Plus particulièrement, l'étude SURVOL, pilotée par l'Institut de Veille Sanitaire, qui cherche entre autres, à évaluer les impacts sanitaires de la pollution atmosphérique autour des trois aéroports franciliens : Paris-Charles-De-Gaulle, Paris-Orly et Paris-Le Bourget. Les résultats de cette étude sont attendus à la fin de l'année 2010.

■ Evaluation des nuisances olfactives liées à l'activité aéroportuaire

L'étude de la gêne olfactive associée aux activités aéroportuaires est un sujet encore peu exploré. La gêne olfactive est pourtant, la deuxième cause de plaintes sur les zones aéroportuaires, après le bruit [Scherer, 1996]. De manière générale, il existe deux types d'odeurs caractéristiques à l'activité aéroportuaire : l'odeur générée par les vapeurs du kérosène (composant principale du fuel aéronautique) et l'odeur associée à la combustion par les avions [Scherer, 1996]. Ces odeurs peuvent être générées par des composés aromatiques, des phénols ou bien des aldéhydes.

Des études utilisant diverses méthodes ont été réalisées dans le but d'estimer l'étendue spatiale de la gêne olfactive perçue par les riverains. Sur l'aéroport d'Amsterdam, les résultats montrent que l'odeur liée au kérosène peut être détectée jusqu'à 8 kilomètres de distance [Franssen et al., 2002]. Sur l'aéroport de Hambourg, la gêne olfactive a été détectée dans quelques zones autour de l'aéroport.

A l'aéroport de Boston, une relation a été établie entre les plaintes liées aux odeurs, le niveau des activités aéroportuaires et les conditions météorologiques. L'étude estime que les émissions d'hydrocarbures représentent 50 % de substances odorantes sur l'aéroport [Winther et al., 2006].

A l'aéroport de Copenhague, une étude sur la détermination des émissions olfactives par quantité d'hydrocarbures émis en fonction du régime du moteur et du fuel consommé par les avions a été conduite [Winther et al., 2006]. Les résultats indiquent qu'à bas régime (*e.g.* lors du roulage des avions), 98 % des émissions sont odorantes tandis qu'à fort régime, ces émissions ne représentent que 2 %. Des campagnes de mesures réalisées à l'aide d'un jury de nez ont été également mises en œuvre sur cet aéroport [Fenger et al., 2006]. Les résultats montrent que les odeurs générées par les opérations aériennes dépassent les valeurs guides définies par l'agence environnementale danoise pour les zones résidentielles (5-10 OU.⁻³). L'étude n'a pas permis de définir de sources odorantes

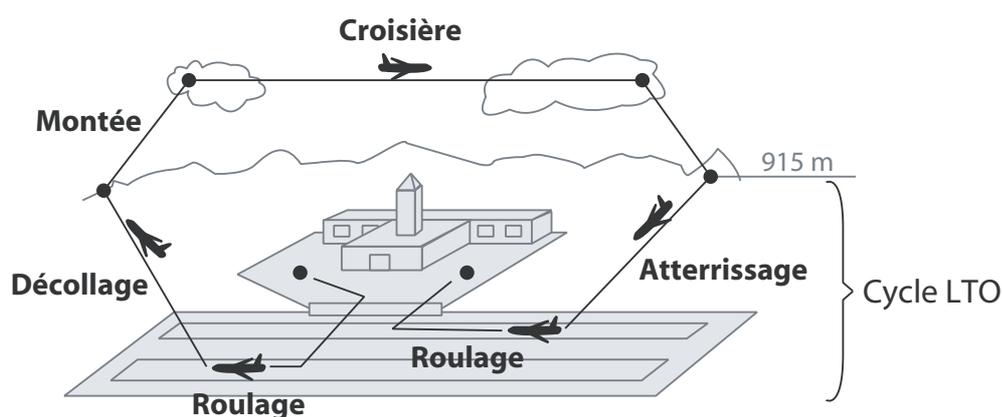


Figure I.9. – Schéma du cycle de décollage et d'atterrissage LTO (Landing and Take-off) défini par l'ICAO (International Civil Aviation Organisation) [Source: EEA , 2006].

particulières. Cette étude signale notamment la difficulté de caractériser la gêne odorante car cette perception est subjective. De plus, cet aéroport est localisé dans une zone ouverte, facilitant la dispersion des polluants et donc des odeurs.

5. Sources d'émission aéroportuaire

Les principales émissions aéroportuaires proviennent des avions (moteurs et groupe auxiliaire de puissance) ainsi que des activités sur la plate-forme aéroportuaire (sources mobiles ou fixes).

■ Le cycle LTO

Les émissions par les moteurs d'avions sont définies à partir du cycle d'atterrissage et de décollage, LTO (Landing and take-off) [ICAO , 1993]. Le cycle LTO comporte quatre phases (cf. figure I.9) : approche, circulation au sol, décollage et montée. Ces phases sont comprises entre le sol et une hauteur de 915 m. Cette hauteur correspond à celle estimée pour la couche limite. A chaque phase sont attribuées une durée et un régime de moteur (cf. tableau I.3).

L'ICAO fournit les facteurs d'émissions (g de composé / kg de fuel consommé) des NO_x (équivalent NO₂), du CO, des hydrocarbures imbrûlés (équivalent méthane) et des fumées pour les réacteurs d'une puissance nominale au décollage supérieure à 26.7kN. Les facteurs d'émissions sont obtenus dans le cadre des certifications réalisées pour chaque moteur avant la mise en service. Ils sont attribués pour l'ensemble du cycle LTO ou bien pour chacune des phases pour chaque type de moteur. Actuellement il y a près de 300 moteurs à usage commercial ².

²<http://www.caa.co.uk/default.aspx?catid=702&pagetype=90>

Tableau I.3. – Analyse des résultats de l'apprentissage du modèle sélectionné.

Phases du cycle LTO	Durée (minutes)	Régime du moteur (%)
Approche	4	30
Roulage	26	7
Décollage	0,7	100
Montée	2,2	85

■ Le groupe auxiliaire de puissance des aéronefs

Le groupe auxiliaire de puissance (APU, Auxiliry Power Unit) est un moteur installé à l'arrière de l'avion. Il fonctionne avec le kérosène provenant des réservoirs de l'avion. Ce moteur fournit l'énergie nécessaire essentiellement pendant l'escale (climatisation, éclairage à l'intérieur de l'avion...). Il peut également être utilisé au démarrage de moteurs, au roulage et au décollage, pour certains types d'avions. Les émissions des APU dépendent directement des phases de fonctionnement et de la durée associée.

■ Les sources mobiles

Les sources mobiles concernent le transport routier dans la zone publique et la zone réservée ainsi que les engins spéciaux. Les engins spéciaux, dénommés GSE (Ground Support Equipment) comprennent une large variété de véhicules et d'équipes nécessaires aux opérations au sol. Il s'agit principalement des tracteurs, pousseurs d'avions, transports bagages, groupes électrogènes.

■ Les sources fixes

Les sources fixes comprennent les centrales thermiques, le stockage et la distribution des hydrocarbures, les opérations de nettoyage, de maintenance, de peinture et de dégivrage [USEPA, 1999].

■ Le bilan des émissions aéroportuaires

La DGAC (Direction Générale de l'Aviation Civile) dispose d'un guide basé sur les facteurs d'émission fournis par l'ICAO pour le calcul des émissions par les avions [DGAC, 2003]. Le CITEPA a de plus réalisé des guides méthodologiques pour la détermination des émissions par les APU [CITEPA, 2005b] et par les "hors aéronefs" [CITEPA, 2007].

La figure I.10 récapitule les émissions des NO_x, de CO et des HC par les principales sources aéroportuaires en 2006. Les aéronefs sont les sources majoritaires des NO_x. Elles représentent 68 % des émissions aéroportuaires de Paris-Charles-De-Gaulle. Le trafic routier contribue pour 28 %. En revanche, pour les COV et le CO, les émissions par le trafic routier sont comparables à celles des avions. Les émissions liées aux APU et à la production d'énergie sont minoritaires.

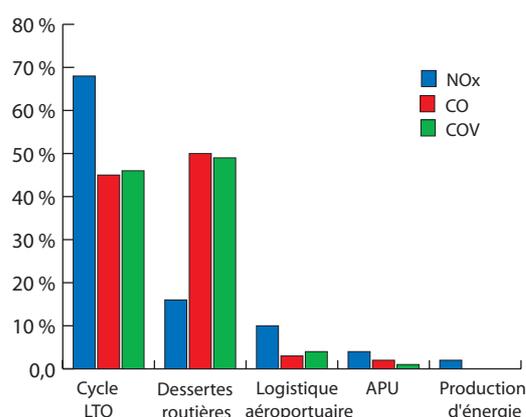


Figure I.10. – Répartition en pourcentage en émissions aéroportuaires à Paris-CDG (Source AIR-FRANCE).

6. Emissions liées à la combustion par les moteurs d'avion

6.1. Variabilité des facteurs d'émission

La combustion au sein des moteurs d'avion produit du CO_2 et de la vapeur d'eau. Les émissions dépendent directement de la quantité de carburant consommé. La combustion incomplète génère du SO_2 , des NO_x , de CO , des hydrocarbures et des particules. Les émissions des oxydes de soufre dépendent de la teneur en soufre du carburant. Les émissions des NO_x , de CO , des hydrocarbures et des particules dépendent principalement de deux facteurs : le régime moteur (déterminant la température et la pression au sein du réacteur) et le type de moteur. La variation des émissions en fonction du régime moteur est illustrée par la figure I.11. Le facteur d'émission des NO_x et de CO est présenté en fonction du régime du moteur au niveau de la mer et à 11 km d'altitude [IPCC, 1999]. A bas régime (*e.g.* démarrage et roulage des avions), la température de combustion est peu élevée (680°K - 1700°K , [Dagaut et al., 2006; Tsague et al., 2006]) et ne garantit pas une combustion optimale [*e.g.* Heland et Schäfer, 1998]. L'émission de CO est maximale. Un comportement identique est observé pour les hydrocarbures. En revanche, à haut régime (*e.g.* décollage des avions), la température au sein de la chambre de combustion est plus élevée (autour de 2300°K , [Dagaut et al., 2006]). Cela entraîne directement une augmentation de l'émission des NO_x [*e.g.* Heland et Schäfer, 1998; Tsague et al., 2006]. La production de particules croît également avec le régime du moteur.

Les émissions varient également en fonction du type de moteur. Cela est lié notamment à l'âge et à la puissance du moteur ainsi qu'à la consommation du carburant. Cette variabilité dans les émissions est observée dans la base de données de l'ICAO où sont répertoriés tous les moteurs à usage commercial.

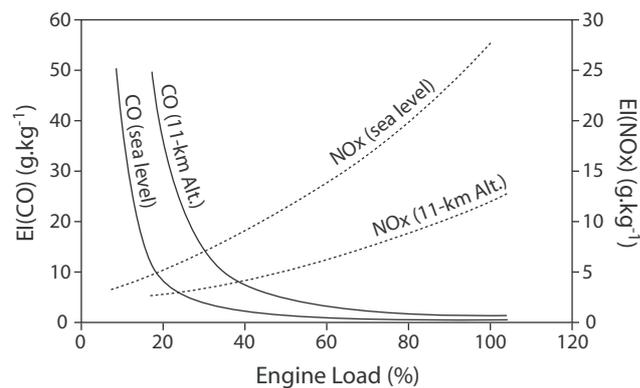


Figure I.11. – Facteur d'émission des NOx et de CO (grammes par kilogrammes de carburant consommé) en fonction du régime du moteur (en %). Source : IPCC, 1999.

L'inventaire des émissions des avions, calculé à partir de cette base de données, prend donc en compte les différences attribuées au type de moteur mais également celles attribuées aux différents régimes du moteur établis pour chaque phase du cycle (cf. tableau I.3). Il importe donc d'évaluer cette méthodologie par comparaison avec les conditions opérationnelles "réelles". Dans ce cadre, des mesures des NOx, de CO et des hydrocarbures ont été réalisées directement sous le flux des réacteurs [Schürmann et al., 2007; Wood et al., 2008; Heland et Schäfer, 1998; Schäfer et al., 2000, 2003; Herndon et al., 2004, 2006, 2009]. Les résultats de ces études confirment que les émissions des polluants dépendent étroitement des processus de combustion et des caractéristiques du moteur. Les facteurs d'émission obtenus sont très variables et dépendent de conditions opérationnelles spécifiques de chaque étude.

Les facteurs d'émission mesurés par quelques études ont été comparés à ceux fournis par l'ICAO. Pour un même régime moteur, Heland et Schäfer (1998) et Schäfer et al (2003) montrent que les facteurs d'émissions des NOx sont inférieurs à ceux donnés par l'ICAO. Herndon et al (2004) montrent en revanche des résultats proches de ceux fournis par l'ICAO. Ces études convergent toutefois en concluant que les conditions "réelles" d'opération observées sur l'aéroport diffèrent notablement de celles établies dans le cycle LTO. Par exemple, le régime moteur lors de la phase de roulage est souvent inférieur à 7 % (pourcentage fixé par l'ICAO) [Herndon et al., 2006, 2009]. Les variations de régime lors du roulage des avions ne semblent pas avoir une incidence significative sur les émissions des NOx [Wood et al., 2008]. En revanche, elles ont une incidence sur les émissions de CO et des hydrocarbures [Herndon et al., 2006; Yelvington et al., 2007]. Ce point est illustré par la figure I.12, qui présente les émissions des hydrocarbures totaux en fonction du régime de moteur [Yelvington et al., 2007]. Les émissions d'hydrocarbures sont majoritaires à 4-5 % du régime moteur. Les émissions diminuent d'un facteur 2 à 3 lors que le régime est établi à 7 % (régime correspondant au roulage des avions selon l'ICAO). Les différences observées entre les facteurs d'émissions mesurées et ceux fournis par l'ICAO suggèrent que les émissions

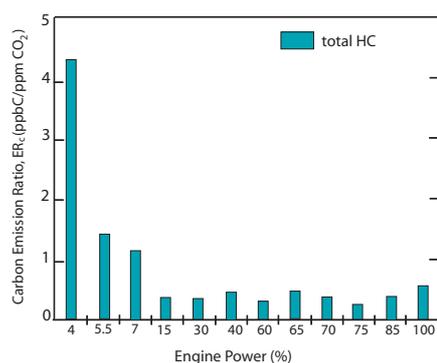


Figure I.12. – Rapport à l'émission des hydrocarbures totaux (ppbC) par CO₂ (ppm) en fonction du régime moteur. [D'après : Yelvington et al., 2007].

d'hydrocarbures calculées à partir de la base de données de l'ICAO pourraient être sous-estimées [Schäfer et al., 2003; Herndon et al., 2006]. A partir d'un régime moteur de 15 %, les émissions des hydrocarbures diminuent à nouveau d'un facteur 3 et restent peu modifiés jusqu'à 100 % du régime. La durée de la phase de roulage a également une influence directe sur les niveaux des émissions par les avions. Wood et al (2008) montrent que les émissions de NO₂ augmentent de 60 % (de 18 % pour les NOx) lorsque le temps de roulage est doublé. Des résultats sur les hydrocarbures n'ont pas été reportés par cette étude.

En conclusion, les conditions opérationnelles, notamment le régime moteur, déterminent les émissions des avions. Ces émissions sont répertoriées dans une base de données gérée par l'ICAO [ICAO, 1993]. Cependant il a été montré que cette base de données n'est parfois pas représentative des émissions engendrées par le trafic aérien du fait de conditions opérationnelles sur les aéroports qui peuvent être extrêmement variables.

■ Spéciation des hydrocarbures émis par les moteurs d'avion

Les facteurs d'émission fournis par l'ICAO ne sont pas détaillés ; ils correspondent aux hydrocarbures totaux en équivalent méthane (CH₄). Le régime moteur influence la spéciation des hydrocarbures émis. La figure I.13a présente le facteur d'émission en fonction du nombre de carbone pour deux régimes moteurs : 7 % et 61 % [Anderson et al., 2006]. A bas régime moteur, le facteur d'émission des hydrocarbures décroît lorsque le nombre d'atome de carbone augmente ; l'inverse est observé à haut régime. La figure I.13b présente les émissions par familles d'hydrocarbures. Les émissions d'alcènes et d'alcyènes sont favorisées à bas régime. En revanche, les émissions d'alcanes et d'aromatiques sont favorisées à fort régime.

Plusieurs études ont été dédiées à la mesure des hydrocarbures spéciés [Spicer et al., 1992, 1994; Slemr et al., 1998, 2001; Arrigone et Hilton, 2005; Anderson et al., 2006; Schürmann et al., 2007; Agrawal et al., 2008]. Spicer et al (1992, 1994) ont réalisé des mesures sur des moteurs d'avion

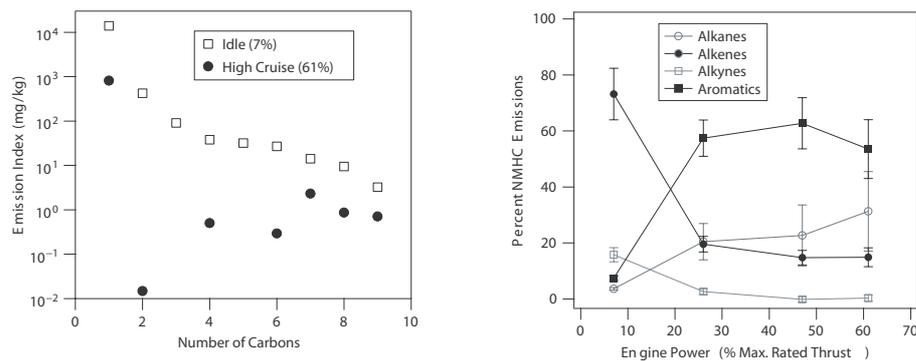


Figure I.13. – Emissions par des espèces par nombre de carbone à 7 % et 61 % du régime moteur. Le CO et le CH₄ conformément un seul groupe (a). Pourcentage d'émissions par d'hydrocarbures en fonction du régime moteur (b). Le méthane a été exclu de cette analyse. [Source : Anderson et al., 2006].

à usage militaire et commercial. Les résultats montrent que lorsque le moteur est à bas régime (entre 4 et 7 %) les composés majoritaires sont l'éthène, le propène, acétylène et le formaldéhyde. Lorsque le moteur est à haut régime (60-80 %) les concentrations des hydrocarbures diminuent d'un facteur 20 à 50 et les composés imbrûlés ont pratiquement disparu. Comme mentionné précédemment, les espèces avec un nombre de carbone plus élevé sont majoritaires (cf. figure I.13a). Les autres études réalisées a posteriori reportent des résultats similaires.

■ Spéciation des hydrocarbures contenus dans les carburants

La composition chimique des carburants est un élément potentiel pour distinguer les émissions par les aéronefs. Le tableau I.4 présente la composition chimique du jet fuel, du gasoil et de l'essence sans plomb. Le kérosène, composant principal du jet fuel est un mélange d'hydrocarbures de 8 à 18 atomes de carbone (C8-C18). Les alcanes en C10 à C14 sont majoritaires (65-70 %) [Spicer et al., 1994; Topal et al., 2004; Dagaut et al., 2006]. Les composés aromatiques et aliphatiques insaturés représentent respectivement de 10 à 25 % et de 1 à 5 % de la masse totale [Dagaut et al., 2006; Topal et al., 2004]. La composition primaire du gasoil est similaire de celle du jet fuel. Ces deux carburants sont en effet constitués principalement d'alcanes à chaînes longues. L'essence sans plomb est en revanche constituée des chaînes de carbone plus courtes (cf. tableau I.4).

La figure I.14 présente la distribution massique de l'essence, du gasoil et du jet fuel pour les alcanes de C7 à C10. Comme attendu, cette distribution est analogue pour le profil du jet fuel et du gasoil. Le nonane et le décane sont les hydrocarbures majoritaires présents dans les deux carburants. Ils représentent entre 60 et 70 % de la masse analysée. Le profil de l'essence est caractérisé par une proportion plus importante en heptane (50 %) et octane (65 %) [Colomb, 2002³; Schauer et al., 2002].

³Personal communication

Tableau I.4. – Caractéristiques générales du jet fuel, de l'essence sans plomb et du diesel [ATSDR, 2003; Topal et al., 2004; Dagaut et al., 2006; Bernabei et al., 2003].

Caractéristiques	Jet fuel	Gasoil	Essence sans plomb
Benzène	>0,02 %	ND*	> 1,0 %
Nombre d'atome de carbone de constituant principaux	C8-C18	C10-C15	C4-C12
Formule chimique moyenne	C ₁₁ H ₂₁	C ₁₂ H ₂₆	C ₈ H ₁₆
Composition en composés aromatiques	10-25 %	35 %	25 %

* Non déterminé

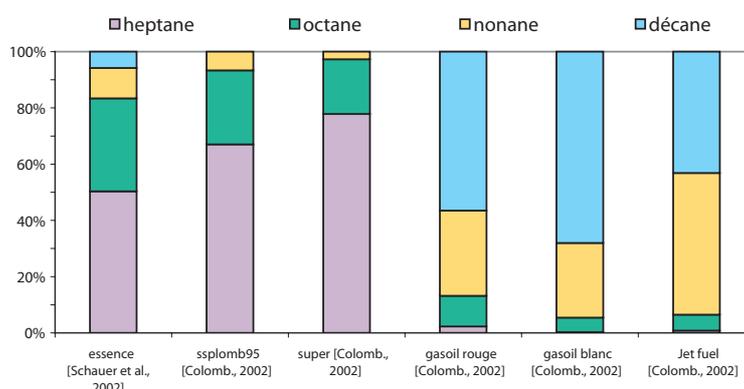


Figure I.14. – Répartition massique d'alcane pour l'essence, le gasoil et le jet fuel.

7. Suivi de la qualité de l'air en milieu aéroportuaire

Les aéroports mesurent en continu ou de manière ponctuelle les principaux paramètres réglementés (cf. section I-2). L'objectif principal est de surveiller les dépassements des seuils limites et des objectifs de qualité fixés par la réglementation. De plus, afin de mieux évaluer les concentrations des polluants rencontrés en milieu aéroportuaire, des études ciblées sont régulièrement conduites [Qualitair, 2006; COPARLY, 2003; AIRFOBEP, 2004; AIRLanguedoc-Roussillon, 2004; ORAMIP, 2003; AIRPPL, 2003; Atmo-Aquitaine, 2003, 2005, 2006, 2007; ASPA, 2001, 2003a,b,c, 2008; AIRPARIF, 2003, 2004; Yu et al., 2004; Westerdahl et al., 2008; Carslaw et al., 2006; Schürmann et al., 2007]. Les résultats de quelques études sont présentés ci-dessous.

Le tableau I.5 présente les caractéristiques des études réalisées en milieu aéroportuaire. L'objectif était essentiellement de discriminer les différentes sources aéroportuaires ainsi que d'évaluer l'étendue spatiale de l'impact de l'activité aéroportuaire. La figure I.15 présente le nombre de vols et le nombre de passagers sur quelques aéroports ayant fait l'objet d'études ciblées. L'aéroport de Chicago, Los Angeles, Londres et Paris-Charles-De-Gaulle comptent parmi les six plus grands aéroports du monde en termes de nombre de mouvements avion et nombre de

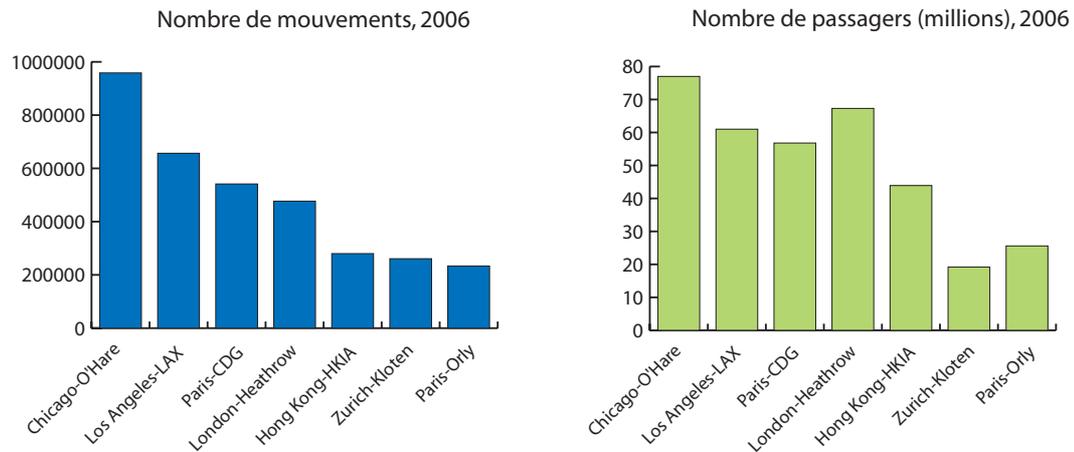


Figure I.15. – Nombre de mouvement aériens (a) et nombre de passagers (b) sur les aéroports pour l'année 2006 ⁵

passagers (source ACI ⁴).

Des mesures ont été réalisées autour des aéroports Paris-CDG, Paris-Orly et Paris-Le Bourget [AIRPARIF, 2003, 2004]. L'objectif était de quantifier l'influence des émissions aéroportuaires. Les mesures effectuées à proximité de l'aéroport Paris-CDG indiquent une augmentation de concentration horaire en NO₂ pouvant atteindre 60 % à proximité immédiate de la plate-forme (à moins de 300 m de distance). Cet impact aéroportuaire en NO₂ n'excède pas 4 kilomètres au-delà de la plate-forme. Cette étude signale qu'il n'a pas été possible d'observer un impact lié uniquement aux mouvements avions. De plus, les concentrations de benzène (le seul hydrocarbure mesuré), n'ont pas présenté un caractère particulier pouvant être associé à l'activité aéroportuaire. Les mesures effectuées à proximité de Paris-Orly ont permis d'évaluer l'impact lié au décollage des avions à 80 % sur le niveau moyen en NO₂, lorsque le site est sous l'influence de la piste de décollage. L'impact moyen de l'ensemble de l'activité aéroportuaire durant la période de mesure est estimé à 6 % en NO₂ [AIRPARIF, 2003].

L'étude menée à l'aéroport de Hong-Kong [Yu et al., 2004] suggère que les émissions par les avions contribuent significativement aux concentrations de CO et de particules autour de l'aéroport. En revanche, l'étude réalisée sur l'aéroport de Los Angeles [Yu et al., 2004] montre que les concentrations des NO_x et de CO observées à proximité de l'aéroport sont dominées par le trafic routier. La signature des émissions par les avions est par ailleurs mise en évidence par l'interprétation des concentrations observées de SO₂ en fonction de la direction et de la vitesse du vent. Des mesures des particules ont également été réalisées sur cet aéroport [Westerdahl et al., 2008]. L'objectif central de la campagne était d'apprécier l'étendue des émissions de particules

⁴http://www.airports.org/cda/aci_common/display/main/aci_content07_c.jsp?zn=aci&cp=1-5-54_666_2__

Tableau I.5. – Campagnes de mesures réalisées sur certains aéroports [AIRPARIF, 2003, 2004; City of Park Ridge., 2000; Yu et al., 2004; Westerdahl et al., 2008; Carslaw et al., 2006; Schürmann et al., 2007]

Aéroport	Période de prélèvement	Composés mesurés	Technique de prélèvement
Paris-CDG Paris-Le Bourget	Hiver 2002 Printemps-été 2002 2 mois	NOx, SO ₂ , CO benzène, PM10	Analyseurs en continu, tubes passifs
Paris-Orly	Hiver-printemps 2003 2 mois	NOx, CO, SO ₂ benzène, PM10	Analyseurs en continu, tubes passifs
Chicago-O'Hare	Eté-hiver 2000 1 échantillon/12 jours	COV COSV, HAP	Canisters, tubes actifs
Los Angeles	Eté 1997 au printemps 1998 7 mois Printemps 2003 4 jours	NOx, CO SO ₂ NOx, PAH particules, black carbon	Analyseurs en continu Analyseurs en continu
London-Heathrow	Eté 2001 au hiver 2004 3 ans et demi	NOx	Analyseurs en continu
Hong Kong	2000-2001 24 mois	NOx, CO SO ₂ , particules	Analyseurs en continu
Zurich-Kloten	Eté 2004 2 semaines	NOx, CO CO ₂ , COV	Analyseurs en continu, canisters

par l'activité aéroportuaire. Les résultats montrent que la concentration de particules ultrafines est 100 fois plus élevée que celle observée en amont de l'aéroport. De plus, Westerdahl et al (2008) montrent que le noir de carbone et le nombre de particules sont corrélés avec la concentration des NOx indiquant une source commune, le trafic aérien. Ces travaux montrent que les activités aéroportuaires, aussi bien au sol qu'à l'atterrissage et au décollage des avions, influencent les niveaux de concentrations observés à proximité de l'aéroport.

L'étude réalisée sur l'aéroport de Londres-Heathrow [Carslaw et al., 2006] indique que même si cet aéroport est une importante source des émissions des NOx, les concentrations observées à proximité de l'aéroport sont majoritairement attribuées au trafic routier. Sous le vent de l'aéroport, Carslaw et al. (2006) estiment que la concentration des NOx observée au voisinage immédiat de l'aéroport est attribuable pour 27 % à l'activité aéroportuaire en moyenne annuelle. A 1-1,5 km de distance, la contribution de l'activité aéroportuaire aux concentrations des NOx représente de 12 à 14 %. Les émissions en NOx liées au trafic aérien peuvent être détectées au moins à 2,6 km de l'aéroport. Cette étude considère qu'en raison de la proximité des autres sources telles que le trafic routier, les estimations effectuées aux abords de l'aéroport, sont probablement surestimées.

Des études spécifiques aux hydrocarbures ont également été réalisées en milieu aéroportuaire. L'impact des hydrocarbures émis par l'activité aéroportuaire a été évalué à l'aéroport de Chicago O'Hare [City of Park Ridge., 2000]. Les résultats montrent une augmentation des concentrations en hydrocarbure comprise entre 20 et 60 % en aval de l'aéroport. Les principaux composés étudiés ont été le benzène, le toluène et certains HAP. Les hydrocarbures ont également été mesurés au sein de l'aéroport de Zurich-Kloten [Schürmann et al., 2007]. Les prélèvements ont été effectués essentiellement au niveau des voies accès avions et à proximité des terminaux. Les résultats de cette étude indiquent une variabilité importante des concentrations observées sur les différents points de la plate-forme.

Les études présentées ont mis en évidence un impact de l'activité aéroportuaire sur la qualité de l'air au sein et autour de l'aéroport. Les résultats sont assez contrastés et semblent dépendre des caractéristiques propres de chaque aéroport (taille, localisation et distance de l'agglomération la plus proche) ainsi que d'aspects géographiques et climatiques. Par exemple lorsque l'aéroport est localisé dans une zone éloignée avec une faible densité de population et un développement industriel modéré, les sources aéroportuaires contribuent naturellement pour une part plus importante des émissions, donc des concentrations observées dans l'environnement immédiat de l'aéroport [Longhurst et al., 1996].

8. Objectif et méthodologie générale

L'objectif de mon travail de thèse est d'évaluer l'impact de l'activité aéroportuaire à l'échelle locale et régionale. L'aéroport choisi pour cette étude est Paris-Charles-De-Gaulle. Il est localisé à une trentaine de kilomètres au nord de Paris. En 2006, 56,8 millions de passagers ont circulé sur cet aéroport. Il s'agit de l'aéroport le plus important de France et le deuxième en Europe. L'activité qu'il génère a donc un impact potentiel sur la qualité de l'air de la zone. Dans ce cadre, la section qualité de l'air du Laboratoire d'Aéroports de Paris assure la surveillance de la qualité de l'air⁶. Ce laboratoire réalise le suivi des NOx, l'ozone ainsi que les particules dicté par le décret 2002-213 (cf. section I-2). Il organise également en collaboration avec d'autres organismes, des campagnes de mesures dans le but de répondre à des demandes ponctuelles. Aéroports de Paris dispose donc d'une base de données conséquente sur de mesure des NOx et d'ozone, indispensables à l'évaluation de la qualité de l'air sur cette zone.

A l'échelle locale, ce travail vise à déterminer un comportement caractéristique des concentrations aéroportuaires. Cette évaluation est principalement réalisée à partir de mesures en continu menées sur des échelles de temps longues (quelques années). Des campagnes ciblées ont également été mises en place afin de compléter les données. Les polluants étudiés dans le cadre de ce travail sont les NOx, l'ozone et les hydrocarbures. Le chapitre II présente l'analyse des concentrations des NOx et de l'ozone observées sur l'aéroport. Le chapitre III présente une caractérisation de la spéciation en hydrocarbures émis par les aéronefs ainsi que les niveaux de concentration des hydrocarbures mesurés sur l'aéroport.

A l'échelle régionale, nous avons amorcé une étude visant à évaluer la contribution des activités aéroportuaires sur la pollution photo-oxydante de la région d'Ile-de-France. L'approche repose sur l'application d'un modèle déterministe de chimie/transport (CHIMERE). Les résultats de ces travaux préliminaires sont présentés dans la chapitre IV.

⁶<http://www.entrevoisins.org/labo/index-2.html>

- Chapitre II -

Caractérisation des concentrations des oxydes d'azote et de l'ozone sur l'aéroport Paris-Charles-De-Gaulle

Ce chapitre présente l'analyse des concentrations des NO_x et O₃ observées sur l'aéroport de Paris-Charles-De-Gaulle (CDG) à l'échelle locale. Le but est de déterminer un comportement caractéristique des concentrations aéroportuaires en comparaison aux concentrations urbaines. Aucune étude de ce type n'avait été réalisée auparavant. Actuellement, l'utilisation d'un modèle déterministe pour évaluer la qualité de l'air sur la plate-forme n'est pas envisageable car le domaine d'étude est complexe et l'échelle spatiale assez limitée. Cette évaluation est donc réalisée à partir des résultats de mesures en continu. Le Laboratoire d'Aéroports de Paris dispose des stations de mesure qui permettent de déterminer l'évolution à long terme des teneurs en NO_x et en O₃. Il n'existe aujourd'hui aucune réglementation pour la qualité de l'air en milieu aéroportuaire. Nous nous sommes donc appuyés sur la réglementation française de la qualité de l'air urbaine pour apprécier les teneurs observées sur l'aéroport. Ce chapitre présente les caractéristiques de stations de mesure, les concentrations des NO_x et d'O₃ sur la plate-forme, l'interprétation des observations, une évaluation de la qualité de l'air sur la plate-forme par comparaison avec les stations du réseau de surveillance de la qualité de l'air (AIRPARIF et Atmo-Picardie). Le suivi de la réglementation de la qualité de l'air sur la plate-forme est finalement présenté brièvement.

1. Les stations de mesure de la qualité de l'air du Laboratoire d'Aéroports de Paris

La localisation des stations de surveillance de la qualité de l'air sur la plate-forme doit répondre à deux critères :

Tableau II.1. – Stations en continu de l'aéroport Paris-Charles-De-Gaulle.

Station	Composés mesurés	Localisation	Distance des pistes
CDG-nord	NO, NO ₂ , O ₃ , PM2.5	Nord-est de l'aéroport	850 m du seuil de piste 1
CDG-sud	NO, NO ₂ , O ₃ , PM2.5	Sud de l'aéroport	50 m de la bordure de la piste 4
CDG-D16	NO, NO ₂	Terminal 2D	Proximité des zones de stationnement avion et routes de service

- Représenter les conditions de "fond" aéroportuaire (éloignées de toute influence immédiate de sources de pollution générée par l'activité aéroportuaire). Ces stations permettent de surveiller les exports de polluants générés sur la plate-forme aux milieux environnants et vice-versa. Elles se situent donc sur le pourtour de la plate-forme.
- Mesurer les polluants à proximité des activités aéroportuaires. Ces stations visent en particulier à évaluer l'exposition au coeur de la plate-forme. Les stations sont ainsi placées au voisinage immédiat des terminaux et à proximité des avions.

Par ailleurs, la localisation des stations sur l'aéroport est fortement dépendante des contraintes logistiques liées à la sécurité aérienne. En fonction des critères exposés précédemment et en prenant en compte les contraintes logistiques, le Laboratoire d'Aéroports de Paris a installé sur Paris-Charles-De-Gaulle deux stations "de fond" en périphérie de la plate-forme et une station de proximité au niveau d'un terminal. Les principales caractéristiques des stations installées sur cet aéroport sont reportées sur le tableau II.1.

■ Les stations périphériques CDG-nord et CDG-sud

Les stations de fond sont situées au nord et au sud de l'aéroport. Elles sont dénommées CDG-nord et CDG-sud. Ces stations mesurent les oxydes d'azote (NO_x), l'ozone (O₃) et les particules PM2.5 (depuis l'année 2008). La station CDG-nord est localisée à 850 m du seuil de la piste 1 (cf. figure II.1). La départementale D212 se trouve à proximité de la station (50 m à l'est et 180 m au nord). En fonction de la direction du vent, cette station est soumise à deux influences : (i) sous un vent du sud, la station est localement influencée par les émissions aéroportuaires (ii) sous un vent du nord, cette station est localement influencée par la départementale D212 et la zone rurale. La station CDG-sud est localisée à 50 m de la bordure de la piste 4 (cf. figure II.1). Cette station est donc conditionnée par les émissions liées au décollage et à l'atterrissage des avions. Sous un vent du nord, les concentrations moyennes sont représentatives de l'activité aéroportuaire ; sous un vent du sud, les teneurs sont influencées par les routes de proximité (D84, La Francilienne, D9, D115) et par la ville de Tremblay-en-France et de manière générale, la région parisienne.

Selon les conditions de vent, il est possible d'apprécier l'impact des activités aéroportuaires en

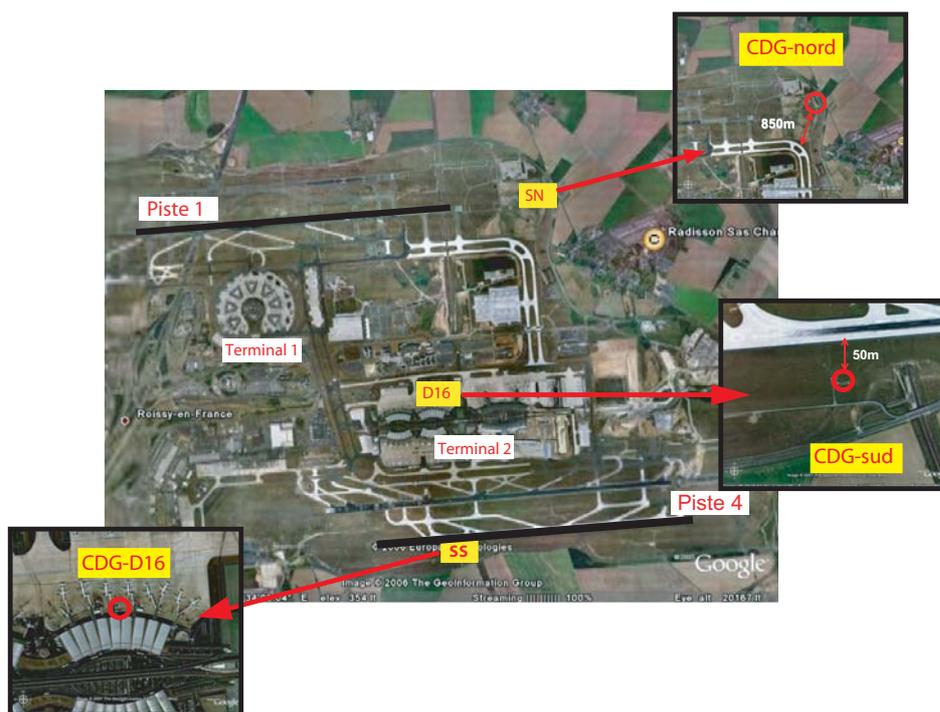


Figure II.1. – Localisation des stations de mesure de la qualité de l'air de l'aéroport Paris-Charles-De-Gaulle.

comparant les concentrations des NO_x enregistrées au nord et au sud de plate-forme. Toutefois, les interprétations demeurent délicates. Les deux stations ne sont en effet pas équidistantes de la zone où l'activité aéroportuaire est dominante (terminaux, voies d'accès avions) (cf. figure II.1). De plus, les stations sont influencées par différentes sources de proximité dont la principale est le trafic routier. La stratégie développée pour exploiter ces données est présentée dans la section II-2.

■ La station centrale CDG-D16

Depuis le mois de mai 2007, une station a été installée au centre de la plate-forme. Elle est située au niveau d'une passerelle du Terminal 2D, à la hauteur de la porte 16 (cf. figure II.1). Cette station est dénommée CDG-D16. Cette station mesure les NO_x émis par les avions au roulage et en stationnement, les engins de piste, les véhicules de service.

2. Sélection de stations de référence du réseau de surveillance de la qualité de l'air

■ Typologie des stations des réseaux de surveillance

En France, les stations de surveillance sont classifiées selon quatre types [ADEME, 2002] :

- *Station rurale régionale*. Ces stations permettent de surveiller l'exposition des écosystèmes et de la population à la pollution atmosphérique "de fond", notamment la pollution photochimique

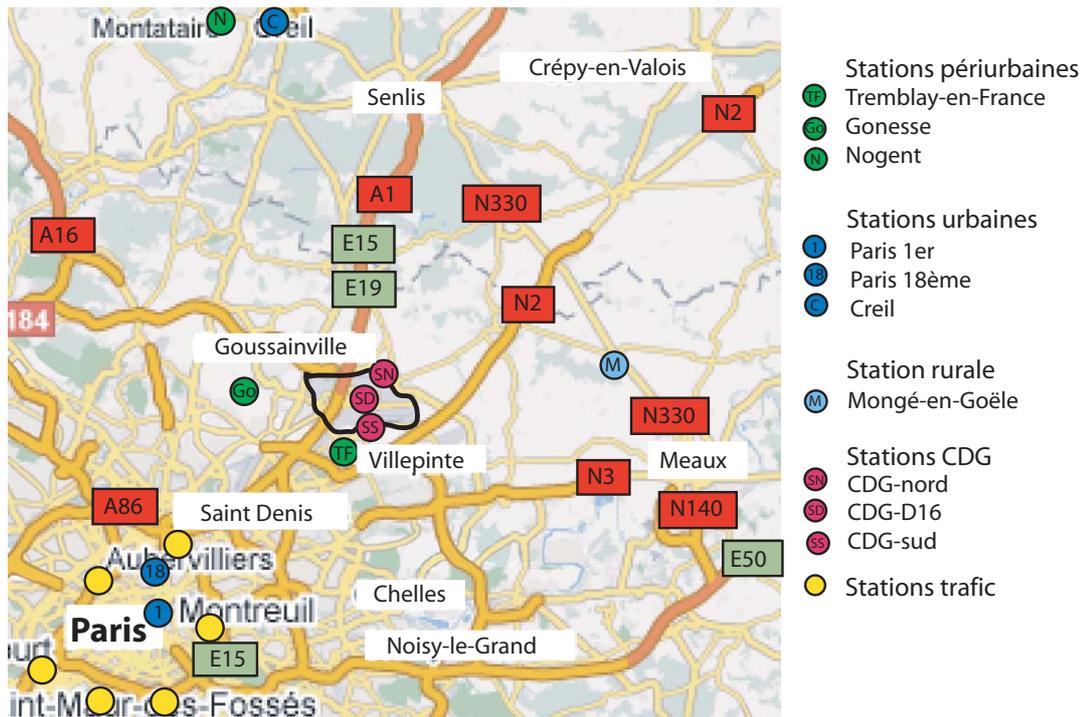


Figure II.2. – Localisation des stations de surveillance retenues pour cette étude.

induite sous le panache d'une agglomération. Les stations rurales régionales se localisent dans des zones où la population et l'activité économique sont faibles.

- *Station périurbaine.* Ces stations permettent de suivre l'évolution des polluants, notamment de l'ozone et ses précurseurs en amont et en aval d'une agglomération. Les stations périurbaines sont situées en périphérie, dans des zones éloignées de l'influence directe de toute source de pollution industrielle ou automobile (en situation "de fond").
- *Station urbaine.* Les stations urbaines permettent de suivre l'exposition moyenne de la population aux phénomènes de pollution atmosphériques dits "de fond". Ces stations se localisent dans les centres urbains, caractérisés par une forte densité de population.
- *Station trafic.* Les stations trafic sont situées à proximité des voies de circulation, sous l'influence directe et dominante de cette source de pollution. Ces stations évaluent les niveaux de concentrations auxquelles sont soumis la population, notamment les piétons et les automobilistes dans leur voiture.

Dans le cadre de cette étude, nous avons été amenés à exploiter les observations de certaines stations appartenant aux réseaux de la surveillance de la qualité de l'air AIRPARIF (en Ile-de-France) et Atmo-Picardie. Les données de ces stations sont disponibles sur leur site internet (<http://www.airparif.asso.fr> et <http://www.atmo-picardie.com>).

■ Critères retenus pour le choix des stations de surveillance

Pour notre étude, le choix des stations du réseau de surveillance de la qualité de l'air s'est fait selon trois critères répondant à trois objectifs distincts :

- *Evaluer la contribution de l'activité aéroportuaire sur la qualité de l'air à l'échelle locale.* L'approche repose sur l'observation des concentrations environnant l'aéroport. Les stations appropriées seraient les stations de type rural-régional. Elles sont en effet représentatives de la pollution de fond et permettent de suivre les phénomènes de transport de pollution par l'action du vent. La station rurale la plus proche de l'aéroport se trouve à 15 km au nord-est (Montgé-en-Goële, cf. figure II.2). Comme la plupart des stations rurales, cette station mesure uniquement l'ozone. C'est pourquoi nous avons également sélectionné les stations périurbaines les plus proches de l'aéroport : Tremblay-en-France, Gonesse et Nogent (cf. tableau II.2). Les stations de Tremblay-en-France et de Gonesse se trouvent respectivement au sud et à l'est de la plate-forme (cf. figure II.2). La station Nogent se trouve au nord de l'aéroport. Bien que cette station soit localisée à plus de 30 kilomètres de l'aéroport, la station Nogent a été retenue afin de disposer d'information sur les teneurs en NO_x dans le secteur nord de la plate-forme. La station Montgé-en-Goële a été utilisée pour comparer les concentrations d'ozone.
- *Evaluer les niveaux de concentration observés sur l'aéroport.* De façon générale, la plate-forme Paris-CDG est caractérisée par une forte activité anthropique (trafic, combustion...). L'approche repose sur une comparaison des concentrations observées sur la plate-forme avec celles de zones urbanisées. Nous avons retenu deux stations urbaines représentant respectivement les teneurs hautes et basses en NO_x observées à Paris : Paris 18^{ème}, Paris 1^{er} les Halles [AIRPARIF, 2008]. La station Paris 1^{er} est considérée par AIRPARIF comme la station la plus représentative du niveau de pollution urbain parisien [AIRPARIF, 2008]. Une troisième station urbaine située au nord-ouest de l'aéroport a également été retenue : Creil. Les concentrations mesurées sur l'aéroport sont également comparées à celles des stations périurbaines et rurales environnant la plate-forme (Tremblay-en-France et Gonesse).
- *Evaluer la variabilité temporelle des polluants sur l'aéroport.* La démarche est ici de comparer les évolutions journalières, saisonnières et annuelles à celles observées pour des milieux fortement anthropisés. Outre les stations urbaines et périurbaines mentionnées ci-dessus, nous avons sélectionné les six stations "trafic" du réseau AIRPARIF (cf. tableau II.2). Les stations "boulevard périphérique Auteuil" et "Autoroute A1" sont installées sur des grandes voies de circulation avec plus de 200 000 à 240 000 véhicules par jour [AIRPARIF, 2002]. Elles représentent les stations enregistrant les concentrations les plus élevées des NO_x (cf. figure II.6, page 52). La station "Place Victor Basch" est localisée dans une zone à trafic important et souvent congestionné (plus de 100 000 véhicules par jour). Les stations "Quai des Célestins" et "Avenue des Champs Elysées" sont situées à proximité d'axes de moindre importance et enregistrent des concentrations plus basses. Par ailleurs, les conditions locales de ces sites sont favorables à la

Tableau II.2. – Stations des réseaux automatique de surveillance retenues pour cette étude.

Station	Composés mesurés	Réseau de surveillance
	<i>Station rurale</i>	
Montgé-en-Goële	O ₃	AIRPARIF
	<i>Stations périurbaines</i>	
Tremblay en France	NO, NO ₂ , O ₃	AIRPARIF
Gonesse	NO, NO ₂ , O ₃	AIRPARIF
	CO, PM10	
Nogent	NO, NO ₂ , O ₃ , SO ₂	Atmo-Picardie
	<i>Stations urbaines</i>	
Paris 18 ^{ème}	NO, NO ₂ , O ₃ , SO ₂	AIRPARIF
	PM10	
Paris 1 ^{er}	NO, NO ₂ , O ₃ , CO	AIRPARIF
	BTEX, PM10, PM2.5	
Creil	NO, NO ₂ , O ₃	Atmo-Picardie
	<i>Stations trafic</i>	
Bd. Porte d'Auteuil	NO, NO ₂ , CO, SO ₂	AIRPARIF
	BTEX, PM10, PM2.5	
Autoroute A1	NO, NO ₂ , CO, PM10	AIRPARIF
Place Victor Bash	NO, NO ₂ , CO, PM10	AIRPARIF
Quai des Célestins	NO, NO ₂ , CO	AIRPARIF
Rue Bonaparte	NO, NO ₂ , CO	AIRPARIF
Av. Champs-Élysées	NO, NO ₂ , CO, PM	AIRPARIF

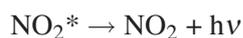
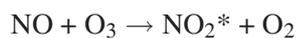
dispersion des polluants [AIRPARIF, 2009]. La station "rue Bonaparte" est également située à proximité d'un axe de circulation plus faible mais présente une configuration de type "canyon" favorable à l'accumulation locale de polluants [AIRPARIF, 2009].

3. Mesure des NO_x et de l'ozone sur les stations de l'aéroport Paris-Charles-De-Gaulle

Des analyseurs en continu pour la mesure des NO_x et de l'ozone sont installés sur les stations de l'aéroport. Le laboratoire d'Aéroports de Paris est accrédité COFRAC pour la réalisation de ces mesures. La méthode appliquée est celle définie par la norme française NF X 43-018 pour les NO_x et NF ISO 13 964 pour l'ozone. Par ailleurs, ce laboratoire réalise le suivi des incertitudes de la mesure. Les normes françaises citées auparavant ne mentionnent pas le calcul d'incertitude. Les normes européennes NF EN 14212 (pour les NO_x) et NF EN 14626 (pour l'ozone) sont donc utilisées comme support de travail pour ce calcul. L'incertitude maximale tolérée est de 15 % et uniquement applicable aux concentrations servant de valeur limite horaire.

■ Principe de mesure des concentrations des NO_x et de l'ozone

La mesure des NO_x (NO + NO₂) est effectuée par chimiluminescence (instrument MEGATEC). La chimiluminescence est une émission d'énergie lumineuse résultant d'une réaction chimique conduisant à un composé excité [Finlayson-Pitts, 2000] :



L'intensité lumineuse est proportionnelle à la quantité de NO dans l'air prélevé. Cette intensité lumineuse est convertie en signal électrique par un photomultiplicateur. La mesure de NO₂ est effectuée dans un convertisseur (four au Molybdène) où le NO₂ est réduit en NO. La concentration analysée correspond alors à celle des NO_x. La concentration de NO₂ est obtenue par différence des deux voies (NO d'une part, NO_x d'autre part). La résolution temporelle est d'une minute.

La mesure d'ozone est fondée sur l'absorption UV à 254 nm de l'ozone (instrument 42C de Thermo-Environnement) [Finlayson-Pitts, 2000]. L'air prélevé traverse deux cellules parallèles. Dans la première cellule, l'échantillon d'air est soumis à un rayonnement monochromatique émis par une lampe à vapeur de mercure. Le rayonnement UV qui traverse la cellule d'absorption est mesuré avec un détecteur. Celui-ci est ensuite converti en un signal électrique proportionnel à la concentration de l'ozone échantillonné. Dans la deuxième cellule, l'échantillon d'air traverse une cartouche de charbon actif. Le but est d'éliminer l'influence de toute absorption occasionnée par des composés autres que l'ozone ainsi que de compenser les fluctuations de la source UV. La concentration de l'ozone est calculée par différence des deux cellules.

La hauteur de la tête de prélèvement sur les stations CDG-nord et CDG-sud est de 5 m. Ces hauteurs sont conformes aux normes techniques préconisées pour les stations de fond [ADEME, 2002]. Sur la station CDG-D16, la tête de prélèvement se trouve à 4 m du sol. Cette hauteur est en accord avec les objectifs recherchés : mesurer les NO_x émis par l'activité aéroportuaire.

■ Base de données

La comparaison des mesures d'une station à l'autre impose de travailler sur une base temporelle identique. Un compromis doit être trouvé entre la dimension des bases de données et la variabilité des concentrations de polluants. Les stations des réseaux de surveillance délivrent habituellement des moyennes horaires. La concentration moyenne horaire est donc la grandeur utilisée pour ce travail. Pour les stations de Paris-CDG, les concentrations moyennes horaires des NO_x et de O₃ ont ainsi été calculées à partir des données enregistrées sur un pas de temps de la minute. Toutefois, l'activité aéroportuaire présente des discontinuités temporelles liées, par exemple, au trafic

des aéronefs au niveau des terminaux. Afin d'apprécier l'exposition des populations aux concentrations de pointe, une résolution temporelle plus fine doit être envisagée. Ce point est abordé à la section II-4.9. Notre étude s'appuie principalement sur les données à partir de 2005, année de mise en fonctionnement de la station CDG-sud.

■ Validité des données

Les résultats des mesures en continu présentent un certain nombre de données invalidées du fait de maintenances techniques, des pannes sur l'analyseur ou bien d'étalonnages. Un calcul de la moyenne (journalière, mensuelle, annuelle) sera jugé valide s'il est obtenu à partir d'au moins 75 % des valeurs élémentaires [ADEME, 2001]. Le tableau II.3 présente le pourcentage de données validées chaque année sur les stations du laboratoire d'Aéroports de Paris. Ce tableau présente également la fraction des données validées des stations AIRPARIF et Atmo-Picardie retenues pour cette étude. La concentration moyenne annuelle sur la station CDG-D16 présente un taux de validation de 72 % (tableau II.3). Lors de l'installation de cette station (en mai 2007) des problèmes techniques, liés notamment à l'alimentation électrique, ont conduit à un certain nombre de données invalidées. Les données de cette station ont cependant été exploitées. Parmi, les trois stations CDG, elle est sans doute la plus représentative de l'activité aéroportuaire.

Tableau II.3. – Pourcentage de données horaires validées par année (2005-2007). Les pourcentages de validation inférieurs à 75 % sont indiqués en gras.

Données validées (%)	NO _x			O ₃		
	2005	2006	2007	2005	2006	2007
CDG-nord	79	92	93	94	86	96
CDG-sud	80	81	90	64	86	98
CDG-D16*	-	-	72	-	-	-
Montgé-en-Goële	-	-	-	96	99	100
Tremblay-en-France	94	91	96	96	98	98
Gonesse	93	91	98	48	-	-
Nogent	98	98	91	74	98	93
Paris 18 ^{ème}	97	97	97	97	97	98
Paris 1 ^{er}	88	98	98	96	98	99
Creil	89	90	97	92	94	95

*Période allant de mai 2007 à avril 2008.

4. Variabilité des NO_x sur la plate-forme Charles-De-Gaulle

4.1. Distribution des concentrations des NO_x

■ Graphiques Box-plot

La distribution des concentrations observées sur chaque station peut être schématisée à l'aide de graphiques "box-plots". Les box-plots permettent de comparer la répartition des concentrations en se fondant sur les centiles 25, 50, 75 et les valeurs extrêmes de la distribution, représentées ici par les centiles 2 et 98. La concentration moyenne est également reportée sur chaque box-plot.

La figure II.3 présente la distribution des concentrations en NO_x observées en 2007 pour les stations CDG-nord et CDG-sud. La distribution des concentrations observées sur ces stations montre un écart de la moyenne à la médiane significatif, de l'ordre de 30%. Ceci reflète l'occurrence des pics de concentrations d'amplitude élevée. La concentration médiane est de l'ordre de $27 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur CDG-nord et sud, avec une concentration moyenne de l'ordre de $42 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Les valeurs de pointe (centile 98) se situent autour de $190 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

La figure II.3 présente également la distribution observée pour les stations urbaines et périurbaines retenues. Ces stations ont des distributions voisines de celles observées sur CDG-nord et sud, notamment une allure asymétrique similaire autour de la médiane et une valeur moyenne supérieure à la valeur médiane. Les niveaux de concentration observés à CDG-nord et sud sont comparables aux niveaux urbains. Néanmoins, les stations urbaines présentent des concentrations de pointe sensiblement plus élevées que celle observée sur CDG. Pour les stations urbaines, le centile 98 est typiquement de l'ordre de $240 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ à $340 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; 17 à 44 % au delà des valeurs de CDG.

La figure II.4 présente la distribution des concentrations en NO_x observées en 2007 pour la station CDG-D16 et les stations trafic. Cette station présente une concentration médiane significativement plus élevée que celle observée sur les stations périphériques de CDG, de l'ordre de $100 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Le centile 98 est de $460 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. La distribution observée à CDG-D16 est voisine de celle typiquement observée pour les stations de trafic. La concentration moyenne est similaire à celle observée sur les "Champs-Élysées" et "rue Bonaparte", avec toutefois des concentrations de pointe plus faibles.

■ Test ANOVA et test de Fisher sur les concentrations moyennes

Le test ANOVA est une méthode statistique qui permet de comparer les moyennes de plusieurs échantillons et de déterminer si elles sont significativement différentes entre elles. Cette analyse

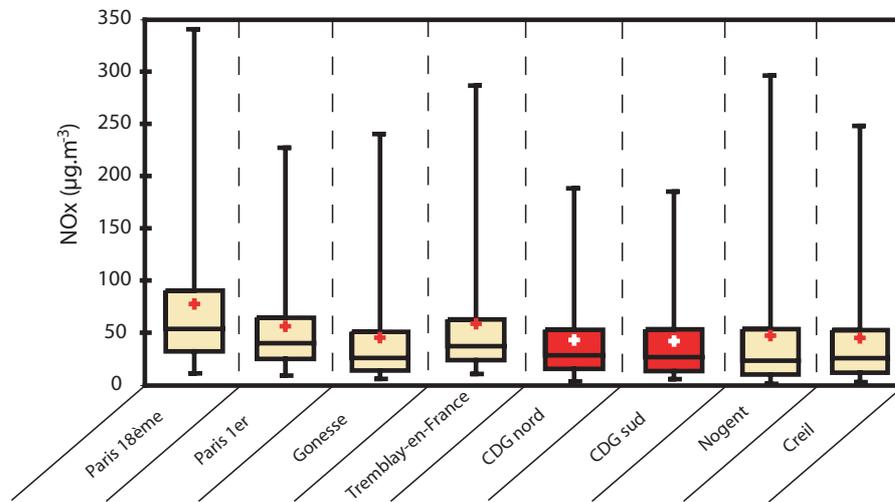


Figure II.3. – Graphiques box-plots des concentrations des NOx des stations aéroportuaires, stations périurbaines et stations urbaines pour l'année 2007. La partie rectangulaire du graphique s'étend du premier au troisième quartile, couvrant la moitié centrale de chaque échantillon. La médiane est représentée par la ligne centrale dans chaque boîte. La moyenne est représentée par le symbole "plus". Les barres verticales représentent les centiles 2 et 98.

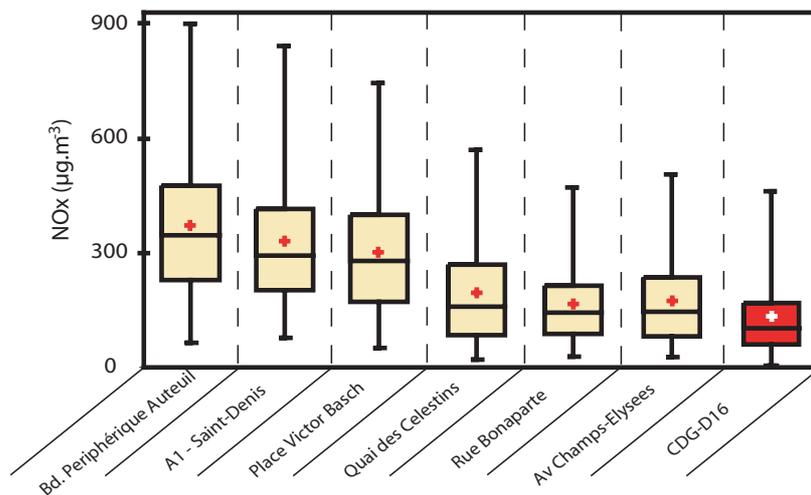


Figure II.4. – Graphiques box-plots des concentrations des NOx des stations trafic et de la station CDG-D16 pour l'année 2007. Période mai 2007-avril 2008 pour CDG-D16. La partie rectangulaire du graphique s'étend du premier au troisième quartile, couvrant la moitié centrale de chaque échantillon. La médiane est représentée par la ligne centrale dans chaque boîte. La moyenne est représentée par le symbole "plus". Les barres verticales représentent les centiles 2 et 98.

Tableau II.4. – Résultats du test ANOVA sur les stations retenues pour cette étude.

Source	Somme des carrés des écarts	ddl (degré de liberté, n-1)	Carré moyen	F calculé
	<i>Stations urbaines, périurbaines et aéroportuaires*</i>			
Inter-groupes	4,444x10 ⁷	8	5,555x10 ⁶	1156,05
Intra-groupes	3,483x10 ⁸	72497	4805,63	
	<i>Stations trafic et CDG-D16**</i>			
Inter-groupes	4,140x10 ⁸	6	6,900x10 ⁷	2742,94
Intra-groupes	1,406x10 ⁹	55909	25155,7	

*Valeur critique du F₅%, unilatéral, (8), (∞) = 1,94

** Valeur critique du F₅%, unilatéral, (6), (∞) = 2,10

permet aussi d'estimer les composantes de la variance. Elle distingue entre les variances inter-groupe, intra-groupes et la variance due aux fluctuations aléatoire des mesures. La valeur *F* du rapport inter-groupes/intra-groupes est comparée aux valeurs contenues dans la table de la valeur critique du test de Fisher [Yadolah, 1993]. Ce test a été réalisé pour les concentrations observées en 2007 sur l'ensemble des stations retenues. Pour notre étude, *F* calculé dépasse la limite supérieure indiquée dans cette table (cf. tableau II.4). On conclut donc à une différence statistiquement significative entre les moyennes annuelles des stations urbaines, périurbaines et aéroportuaires au niveau de confiance de 95 %.

Afin de savoir quelles sont les stations dont la moyenne se distingue statistiquement des autres, nous avons classiquement appliqué le test DSM, *i.e.* de la Différence Significative Minimale (Least Significant Difference test, en anglais : LSD). Ce test s'emploie dans le contexte du rejet de l'hypothèse nulle dans le test ANOVA (ce qui est notre cas). Ce test sert à identifier parmi les différents groupes, ceux dont les moyennes sont significativement différentes. Le principe consiste à comparer des moyennes deux à deux en tenant compte des variances inter-groupe et intra-groupes [Yadolah, 1993]. Les résultats sont affichés dans les tableaux II.5 et II.6. Pour un niveau de confiance de 95 %, le test indique une différence statistiquement significative entre les moyennes de toutes les stations aéroportuaires, périurbaines et urbaines. Seuls les couples de stations CDG-nord/Creil d'une part et CDG-nord/CDG-sud d'autre part enregistrent des moyennes similaires en 2007. De fait, les stations CDG-nord et CDG-sud présentent des moyennes significativement plus faibles que les moyennes reportées pour les stations de fond (cf. tableau II.5). L'écart des concentrations moyennes entre les stations urbaines/périurbaines et les stations CDG-nord et sud est de 2 μg.m⁻³ à 35 μg.m⁻³ (station Paris 18^{ème}). En revanche, la station CDG-D16 présente une concentration moyenne en NO_x significativement plus élevée que les stations de fond. En effet les concentrations sur CDG-D16 sont en moyenne 80 μg.m⁻³ plus

Tableau II.5. – Différence des concentrations moyennes annuelles des NOx ($\mu\text{g.m}^{-3}$) observées sur les stations aéroportuaires, urbaines et périurbaines en 2007. Les valeurs repérées en gras représentent les stations pour lesquelles le test D.S.M conclue à des différences non significatives.

Stations	CDG-nord	CDG-sud	CDG-D16
CDG-nord		-0,76	90,71
CDG-sud	0,76		91,41
Tremblay-en-France	-13,37	-14,12	77,34
Gonesse	-2,64	-3,40	88,07
Nogent	-4,85	-5,61	85,86
Paris 18 ^{ème}	-34,55	-35,31	56,16
Paris 1 ^{er}	-13,90	-14,65	76,82
Creil	-1,53	-2,29	89,18

Tableau II.6. – Différence des concentrations moyennes ($\mu\text{g.m}^{-3}$) observées sur les stations trafic et CDG-D16 en 2007.

Stations	CDG-D16
Bd. Porte d'Auteuil	-239,16
Autoroute A1	-196,70
Place Victor Bash	-169,86
Quai des Célestins	-61,43
Rue Bonaparte	-31,82
Av. Champs-Élysées	-40,78

élevées. Comme indiqué précédemment, les concentrations moyennes observées pour l'ensemble des stations trafic sont significativement supérieures à celles observées sur CDG-D16 (cf. figure II.4). Les stations trafic sont de 30 à 200 $\mu\text{g.m}^{-3}$ plus élevées.

4.2. Variabilité interannuelle

■ Concentrations moyennes annuelles depuis 1999

Les concentrations des NOx observées sur la station CDG-nord ont été traitées depuis 1999. Les concentrations moyennes annuelles sont reportées sur la figure II.5 ainsi que celle de l'agglomération parisienne. La concentration moyenne annuelle sur cette agglomération est calculée en se fondant sur le même échantillon de cinq stations urbaines de fond [AIRPARIF, 2008]. On observe une décroissance des concentrations moyennes annuelle sur CDG-nord et sur l'agglomération. Cette diminution atteint 29 % à Paris. Elle s'explique principalement par l'augmentation des véhicules catalysés dans le parc roulant [AIRPARIF, 2008]. La décroissance observée sur CDG-nord est moins importante (20 % depuis 1999), probablement du fait du développement de l'activité sur et autour de l'aéroport. Sur la période 1999-2007, la concentration moyenne annuelle des NOx

sur CDG-nord demeure systématiquement plus faible que sur l'agglomération parisienne (de 20 % à 40 %).

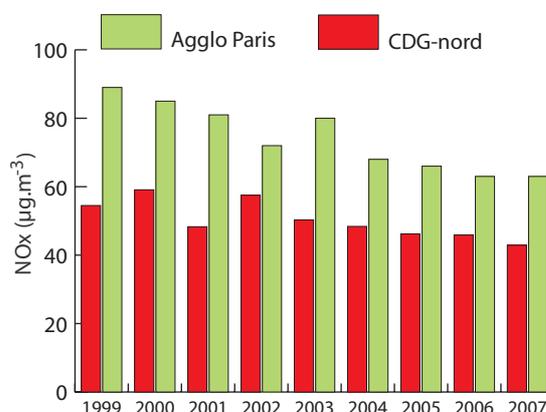


Figure II.5. – Evolution de la concentration moyenne annuelle (depuis 1999) en NO_x dans l'agglomération parisienne et la station CDG-nord.

■ Concentrations moyennes annuelles depuis 2004

La figure II.6 présente la concentration moyenne annuelle (depuis 2004) pour l'ensemble des stations retenues dans cette étude (à l'exception de CDG-D16). La tendance à la baisse mentionnée ci-dessus s'observe également sur CDG-sud. La concentration moyenne des NO_x sur CDG-sud a ainsi diminué de 22 % depuis 2005. Les concentrations moyennes annuelles des stations parisiennes sont de 20 % à 80 % plus élevées que celles observées sur CDG-nord et CDG-sud. La station CDG-D16 est une station "de proximité aéroportuaire" (cf. section II-1, page 39). Elle est comparée avec les stations trafic sur la figure II.6. En raison de sa récente installation, la concentration annuelle moyenne reportée figure II.6 correspond à la moyenne calculée sur la période allant de mai 2007 à avril 2008. La concentration moyenne ainsi calculée est de 135 µg.m⁻³. Cette concentration est plus faible que les concentrations observées depuis 2004 sur les stations de trafic (cf. figure II.6), allant de 160 à 430 µg.m⁻³.

4.3. Variabilité annuelle

L'évolution des concentrations de polluants dépend principalement de processus photochimiques et de transport (convection et advection) des masses. En période estivale, les conditions de température élevée et de fort rayonnement solaire conduisent à une activité photochimique plus intense. Cela entraîne une diminution du temps de vie chimique des NO_x, dont le puits principal est la réaction de NO₂ avec OH (cf. section I-1.3). Les concentrations des NO_x sont ainsi minimales durant cette période. A l'inverse, en période hivernale, les concentrations des NO_x sont plus élevées du fait de la faible réactivité photochimique et de la plus grande stabilité de l'atmosphère (faible dispersion). La concentration des NO_x présente donc typiquement une variabilité saisonnière.

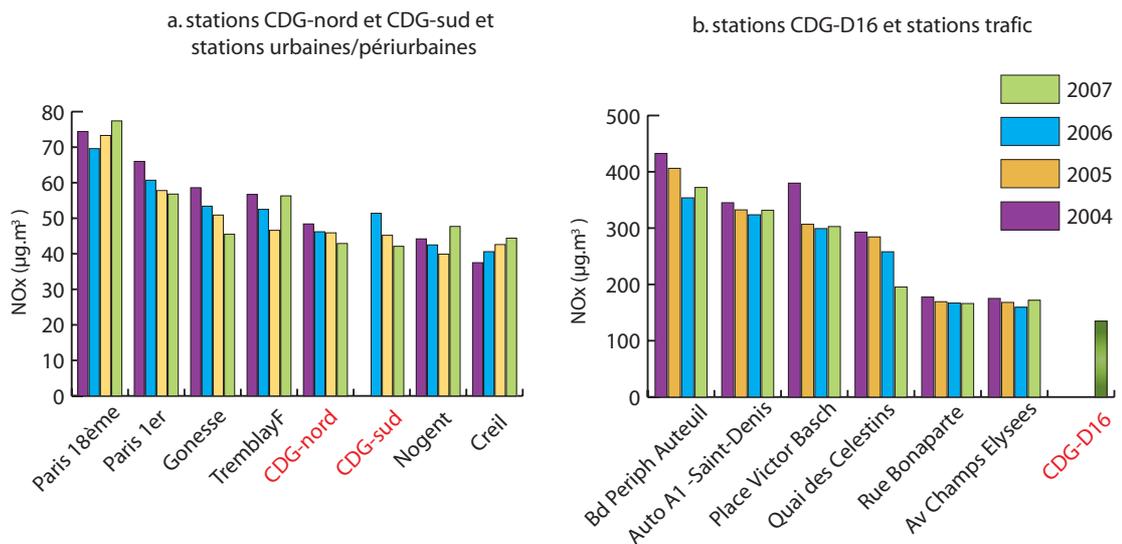


Figure II.6. – Evolution de la concentration moyenne en NOx des stations CDG-nord et CDG-sud et des stations urbaines et périurbaines sélectionnées (a) et de la station CDG-D16 et des stations trafic (b).

Comme tous les polluants primaires, les teneurs en NOx dépendent directement de la distance et de l'intensité des sources environnantes. Ainsi au voisinage immédiat d'une source intense, les concentrations des NOx seront naturellement élevées et la variabilité temporelle similaire à celle de la source. Une saisonnalité faible est ainsi attendue pour les stations de trafic. En revanche, les stations éloignées des sources, telles que les stations de fond sont fortement conditionnées par les réactions photochimiques et les phénomènes de transport. Ces stations présentent ainsi une forte variabilité saisonnière. L'objectif ici est d'évaluer et quantifier la variation saisonnière des NOx sur l'ensemble des stations. Ces résultats vont permettre de caractériser le comportement des stations aéroportuaires (CDG-nord, CDG-sud et CDG-D16) par comparaison avec les stations urbaines et régionales environnantes. Sur cette base nous cherchons à évaluer si les stations aéroportuaires sont influencées majoritairement par une source de proximité aéroportuaire ou bien par des sources extérieures à l'aéroport.

■ Caractérisation de la saisonnalité

Afin de caractériser la variabilité annuelle des concentrations des NOx, nous avons cherché à paramétrer l'évolution des concentrations moyennes mensuelles des NOx de façon empirique. Dans ce but, nous avons supposé que la concentration moyenne mensuelle des NOx est la résultante de deux termes :

- une évolution à long terme des concentrations moyennes. Cette évolution a été mise en évidence à la section II-4.2 à partir des concentrations annuelles. Pour la période de 3 ans de cette étude, nous avons supposé que cette évolution était linéaire.
- une évolution annuelle cyclique que nous avons supposée sinusoïdale.

Tableau II.7. – Amplitude, phase et concentration moyenne des NO_x ajustées sur l'équation sinusoïdale pour les stations retenues dans cette étude. Les concentrations moyennes sont reportées pour l'année 2007.

Stations	Classe de station	Amplitude a ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	Phase ϕ (mois)	Moyenne annuelle d ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	Amplitude relative Ar
CDG-nord	aéroportuaire "fond"	20,6	0,37	47,5	0,43
CDG-sud	aéroportuaire "fond"	23,6	0,41	49,9	0,47
CDG-D16	aéroportuaire "proximité"	46,6	6,84	134,8	0,35
Tremblay-en-France	périurbaine	26,5	0,28	47,2	0,56
Gonesse	périurbaine	29,5	0,44	55,0	0,54
Nogent	périurbaine	25,8	0,32	38,8	0,66
Paris 18 ^{ème}	urbaine	33,9	0,44	66,5	0,51
Paris 1 ^{er}	urbaine	26,5	0,27	59,6	0,44
Creil	urbaine	24,7	0,29	38,8	0,64
Bd. périphérique Auteuil	trafic	35,1	31,38	398,8	0,09
Autoroute A1	trafic	52,0	31,78	326,2	0,16
Place Victor Bash	trafic	48,0	19,41	302,8	0,16
Quai des Célestins	trafic	19,2	7,68	307,5	0,06
Rue Bonaparte	trafic	34,8	31,68	166,8	0,21
Av. Champs-Élysées	trafic	38,8	19,29	160,3	0,24

Les concentrations moyennes mensuelles C au temps t (mois) ont ainsi été ajustées sur une équation de la forme :

$$C = a \times \cos(\omega t + \phi) + bt + d$$

Cette équation possède trois paramètres ajustables :

- l'amplitude (a) de la variation saisonnière
- la phase (ϕ), correspondant au mois où la concentration est maximale.
- la concentration moyenne évoluant de façon linéaire ($bt + d$) afin de représenter l'évolution interannuelle.

Ici, la périodicité est de 12 mois et ω est ainsi fixé à $\omega=2\pi/12$. Le tableau II.7 reporte l'amplitude et la phase résultant de cet ajustement pour l'ensemble des stations. La concentration moyenne ainsi calculée pour 2007 est également reportée sur le tableau.

■ Variabilité annuelle des NO_x en zone urbaine

L'évolution des concentrations moyennes mensuelles des NO_x est reportée sur la figure II.7 pour les stations périurbaines et urbaines. L'évolution saisonnière est manifeste sur l'ensemble des figures, avec des concentrations mensuelles minimales observées en période estivale et maximale en période hivernale. En été, les concentrations mensuelles sont comprises entre $30 \mu\text{g.m}^{-3}$ et

$50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Elles atteignent des valeurs comprises entre $80 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et $120 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en hiver. Les concentrations mesurées s'ajustent bien à une variation sinusoïdale autour d'une concentration moyenne annuelle. Pour chaque station, la concentration moyenne ajustée est naturellement similaire à celle déterminée précédemment à la section II-4.1. Le coefficient de détermination R^2 varie entre 0,70 et 0,80. L'amplitude des courbes ajustées est de l'ordre de 25 à $30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (cf. tableau II.7).

■ Variabilité annuelle des NOx des stations trafic

L'évolution des concentrations mensuelles des NOx sur les stations trafic est représentée sur la figure II.8. Les stations trafic présentent des concentrations mensuelles de 5 à 6 fois plus élevées que sur les stations de fond. L'évolution saisonnière est moins marquée pour ces stations situées au voisinage immédiat des sources, comme en témoigne le faible ajustement des observations sur une courbe sinusoïdale. Pour les stations "Bd Périphérique Auteuil" et "Quai des Célestins", les coefficients de détermination R^2 sont de 0,26 et 0,44 respectivement. Ces deux stations semblent être plus influencées par les sources de proximité. La station "Bd Périphérique Auteuil" est installée sur une grande voie de circulation avec plus de 200 000 véhicules par jour. La station "Quai des Célestins" est en revanche installée sur une importante voie à Paris où plus de 50 000 véhicules par jour circulent. Les embouteillages sur les deux zones ainsi que le confinement de la station "Bd Périphérique Auteuil" expliquent vraisemblablement cette absence de saisonnalité. Le coefficient de détermination augmente vers des valeurs plus significatives autour de 0,6 à 0,7 pour les stations "Rue Bonaparte" et "Champs-Élysées". L'amplitude de l'oscillation annuelle est de l'ordre de 35 - $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, autour d'une concentration moyenne annuelle de l'ordre de 160 - $170 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Finalement, la station "autoroute A1" présente un comportement singulier. Cette station se situe en effet à proximité d'une source intense, comme l'indique la concentration moyenne annuelle autour de $330 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Toutefois, cette station présente également une saisonnalité marquée et significative. L'amplitude de l'oscillation est en effet de $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, le coefficient de détermination atteint 0,67.

■ Variabilité annuelle des NOx sur CDG

L'évolution des concentrations mensuelles des NOx sur les stations CDG est reportée sur la figure II.9. Les stations CDG-nord et CDG-sud présentent un cycle annuel comparable au cycle observé sur les stations de fond. Les concentrations moyennes mensuelles sont comprises entre 15 et $30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en été. Elles sont comprises entre 60 à $80 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en hiver. L'évolution des concentrations mensuelles s'ajuste bien à une variation sinusoïdale ; les coefficients de détermination sont de 0,81 et 0,70 respectivement pour les stations CDG-nord et CDG-sud. Comme noté précédemment, les concentrations moyennes annuelles observées sur les deux stations ne sont pas statistiquement différentes. Pour 2007, les concentrations annuelles ajustées sont de 47 et $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ respectivement pour CDG-nord et CDG-sud (cf. tableau II.7). De même, l'amplitude des

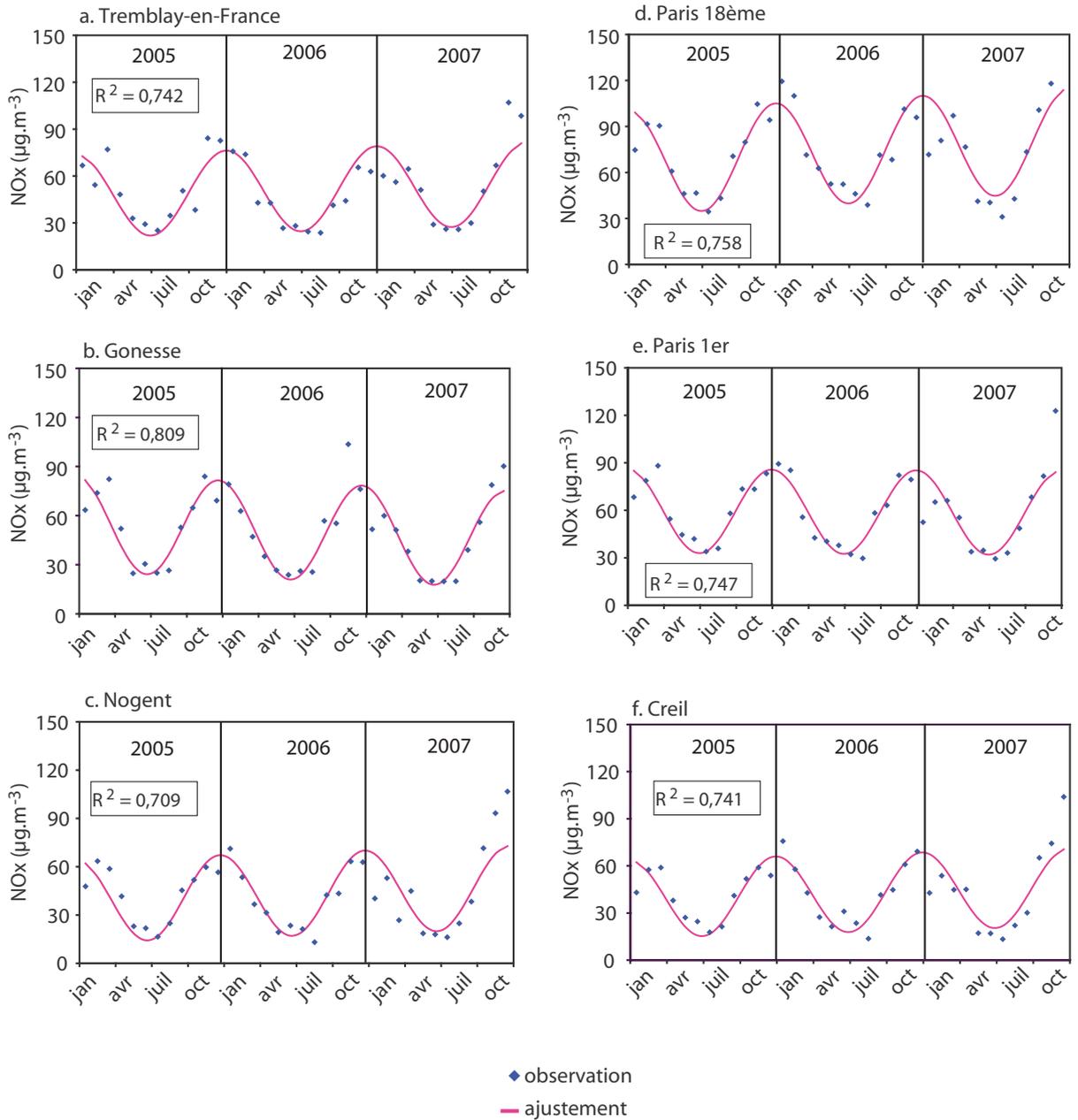


Figure II.7. – Evolution des NO_x entre 2005 et 2007 sur Tremblay-en-France(a), Gonesse (b), Nogent (c), Paris 18^{ème} (d), Paris 1^{er}(e) et Creil (f). Les points représentent les moyennes mensuelles observées sur les différents sites. La courbe représente l'évolution ajustée sur un profil sinusoïdal.

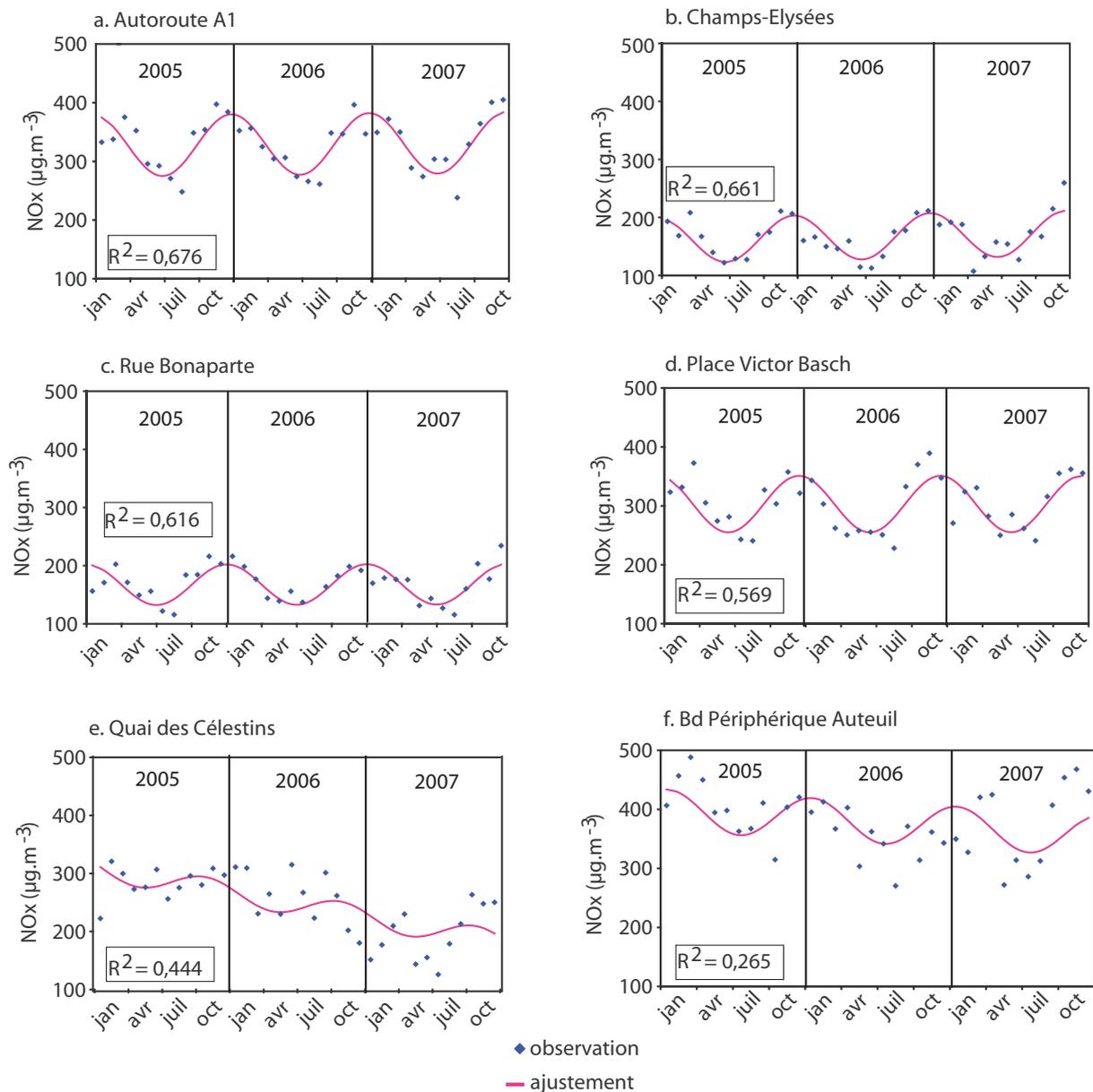


Figure II.8. – Evolution des NOx entre 2005 et 2007 sur le boulevard périphérique Auteuil (a), Autoroute A1-St Denis (b), Place Victor Basch (c), Quai des Célestins* (d), rue Bonaparte (e) et Avenue Champs-Élysée (f). Les points représentent les moyennes mensuelles observées sur les différents sites. La courbe représente l'évolution ajustée sur un profil sinusoïdal.

*La voie où se localise la station Quai des Célestins a connu un aménagement important avec la création d'une piste cyclable entre le trottoir et la chaussée. La station se retrouve donc éloignée de quelques mètres de la proximité immédiate du trafic. Cette nouvelle configuration conduit à une diminution des concentrations [AIRPARIF, 2009]. La moyenne annuelle en NOx a ainsi diminué de 24 % entre 2006 et 2007.

oscillations est voisine, respectivement de 21 et 24 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour CDG-nord et CDG-sud.

Pour la station CDG-D16, il est plus difficile d'apprécier la saisonnalité des concentrations mensuelle des NO_x, la station n'étant installée que depuis mai 2007 (cf. figure II.9). Les résultats disponibles indiquent également un cycle annuel, avec des concentrations maximales en situation hivernale et minimales en situation estivale. Nous observons un bon ajustement sur la variation sinusoïdale ; le coefficient de détermination est de 0,75. L'amplitude de l'oscillation est de 47 $\mu\text{g.m}^{-3}$. La moyenne ajustée est de 135 $\mu\text{g.m}^{-3}$. La moyenne ajustée sur CDG-D16 est de quelques dizaines de $\mu\text{g.m}^{-3}$ inférieure à celle observée sur les stations "Champs-Élysées" et "Rue Bonaparte".

■ Influences locales/régionales des stations

L'objectif de ce travail est d'apprécier l'étendue spatiale de la pollution générée par l'activité aéroportuaire. Afin de répondre à cette question, une approche consiste à vérifier dans quelle mesure les concentrations observées sur les stations CDG sont contrôlées par des émissions locales ou du transport régional. Nous avons constaté dans les paragraphes précédents que les stations de trafic présentent des concentrations moyennes élevées et associées le plus souvent une faible saisonnalité. En revanche, les stations éloignées de source immédiate présentent des concentrations plus faibles mais avec une saisonnalité marquée. Ainsi, la concentration moyenne annuelle tend à augmenter avec la proximité et l'intensité de la source. A l'inverse, la variabilité saisonnière tend à augmenter avec la distance aux sources. L'amplitude relative peut donc être utilisée comme un critère permettant d'apprécier si les concentrations observées dépendent principalement d'une influence locale ou régionale.

L'amplitude relative A_r est définie, comme le rapport de l'amplitude de l'oscillation sur la concentration moyenne. Les valeurs ainsi calculées sont reportées au tableau II.7 et la figure II.10, (page 59). Les stations trafic présentent une amplitude relative proche de zéro (0,09 et 0,06 pour "Bd périphérique" et "Quai des célestins" respectivement). A l'opposé, les stations périurbaines présentent l'amplitude relative la plus élevée. Elle est, par exemple, de 0,5 à Gonesse et atteint 0,7 à Nogent. Les stations urbaines présentent une amplitude relative intermédiaire, de l'ordre 0,4 à 0,6 (cf. figure II.10).

Les stations aéroportuaires périphériques montrent une amplitude relative proche de celle calculée pour les stations urbaines : 0,43 et 0,47 respectivement pour CDG-nord et CDG-sud. Ces valeurs sont significativement plus élevées que celles observées pour des stations soumises à une influence locale immédiate (*e.g.* trafic). L'intensité des émissions locales sur la plate-forme n'est ainsi pas suffisamment forte pour masquer une influence "régionale" sur les concentrations des NO_x dans

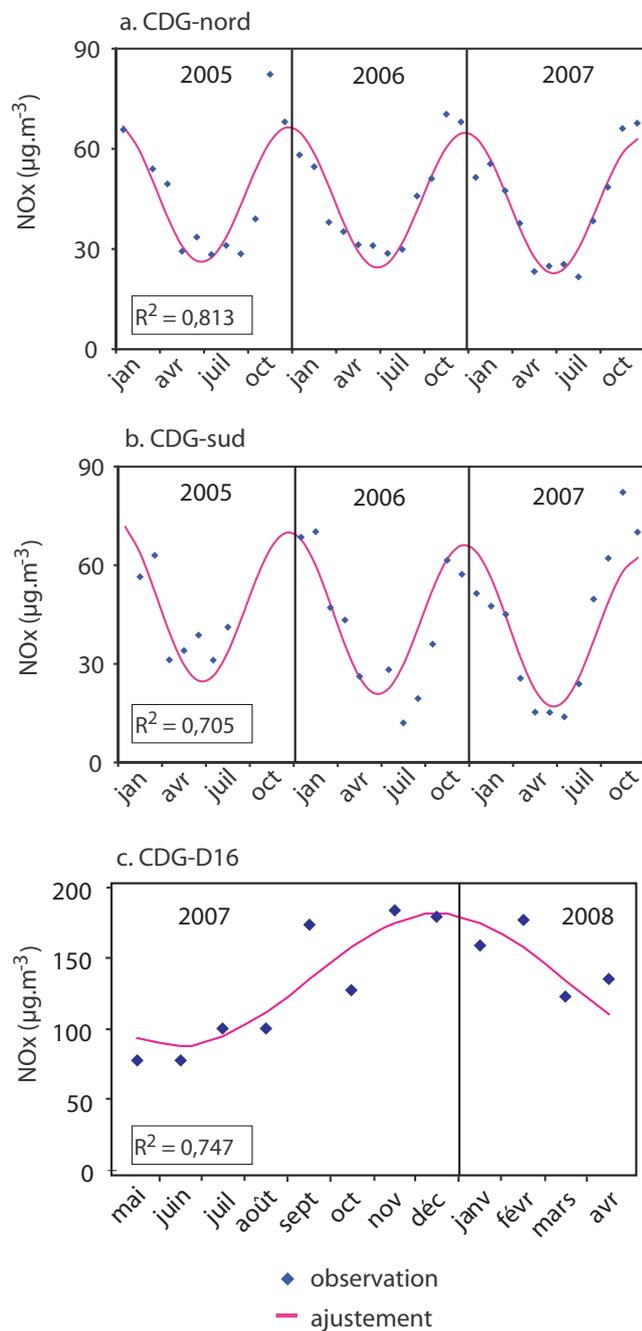


Figure II.9. – Evolution des NOx entre 2005 et 2007 sur CDG-nord (a), CDG-sud (b) et CDG-D16 (c). Les points représentent les moyennes mensuelles observées sur les différents sites. La courbe représente l'évolution ajustée sur un profil sinusoïdal.

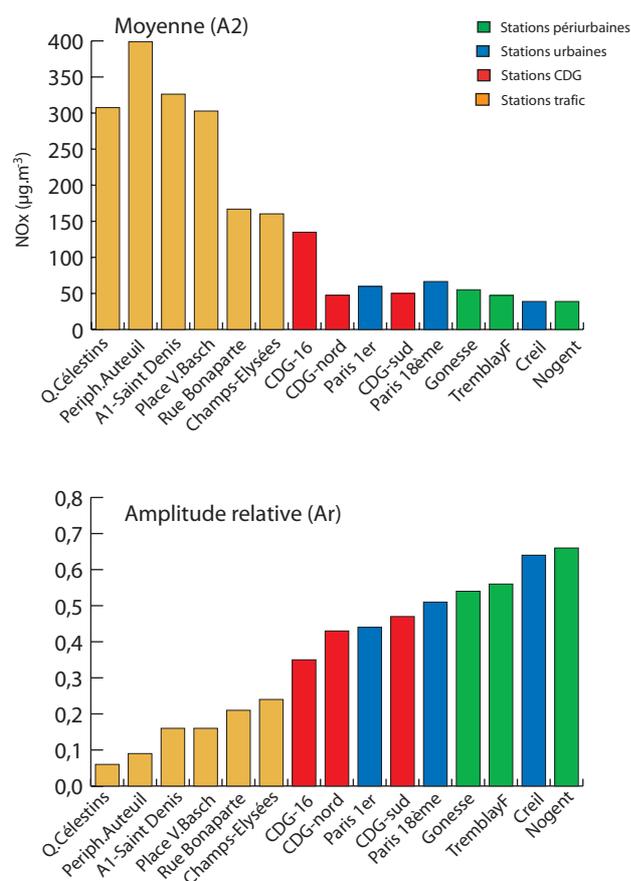


Figure II.10. – Amplitude relative et moyenne des stations retenues pour cette étude. Chaque type de station est distingué par des couleurs différentes.

l'atmosphère de fond de l'aéroport Paris-CDG.

■ Conclusion

L'étude de l'évolution de la concentration mensuelle des NO_x sur les stations CDG-nord et CDG-sud indique une variation saisonnière analogue à celle observée sur les stations périurbaines et urbaines. L'évolution de la concentration moyenne mensuelle sur CDG-D16 témoigne d'une saisonnalité prononcée. Il est cependant plus difficile d'apprécier les résultats sur cette station car elle n'a été installée que depuis mai 2007. L'amplitude relative des oscillations apparaît comme un critère permettant de catégoriser les stations en fonction des influences des sources locales. Les résultats indiquent que l'amplitude relative sur les stations CDG-nord et CDG-sud est significativement plus élevée que celle observée sur les stations trafic. Cela suggère une influence "régionale" non négligeable sur ces deux stations aéroportuaires. Une quantification de cette influence est présentée dans la section II-4.8.

Tableau II.8. – Répartition de la vitesse du vent pour les années 2005 à 2007. Données METEOFRANCE.

Vitesse du vent	2005 (%)	2006 (%)	2007 (%)
Inférieur à 3 m/s	21	19	20
3-6 m/s	67	65	61
Supérieur à 6 m/s	12	16	19

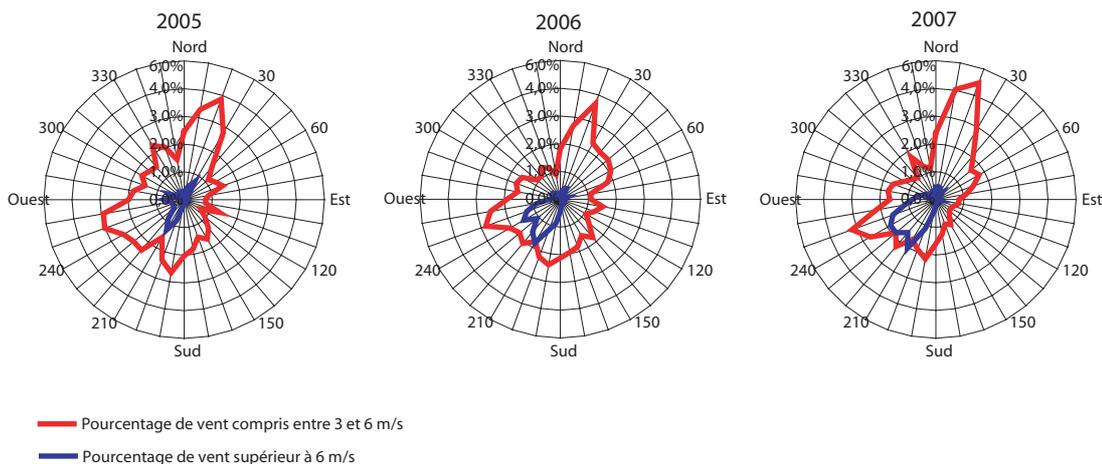


Figure II.11. – Rose des vents annuelle 2005, 2006, 2007. Données METEOFRANCE.

4.4. Rose des concentrations moyennes des NO_x sur CDG

■ Origine des parcelles d'air sur CDG

La figure II.11 présente la rose des vents des années 2005 à 2007. Les données météorologiques sont fournies par la station de METEOFRANCE localisée à l'intérieur de l'aéroport. C'est également la station météorologique la plus proche des stations de Tremblay-en-France, de Gonesse et de Montgé-en-Goële (stations de surveillance localisées à proximité de l'aéroport). Pour l'élaboration des roses des vents reportées figure II.11, (mais aussi de pollution) seuls les vents compris entre 3 et 6 m/s ont été retenus. Ce choix tient d'une part à la faible représentativité des directions de vents faibles et, d'autre part, à une dispersion trop rapide des polluants lors de vent fort, empêchant l'analyse pertinente des données. Deux observations sur trois présentent des vitesses de vent comprises entre 3 et 6 m/s (cf. tableau II.8). Ce nombre de données est suffisant pour assurer une bonne représentativité des résultats. Les roses des vents reportées sur la figure II.11 montrent des caractéristiques semblables d'une année sur l'autre. Deux secteurs de vents sont dominants en Ile-de-France : nord-est et sud-ouest. Le premier est lié à la présence d'un anticyclone sur le nord de l'Europe et le deuxième à un régime océanique dépressionnaire et perturbé [AIRPARIF, 2008]. Le vent du secteur est présente une faible occurrence.

■ Concentration moyenne annuelle des NO_x par secteur de vent

La variation des concentrations par secteur de vent est schématisée à l'aide de roses de pollution. Elles présentent les concentrations moyennes calculées pour chaque direction du vent. Douze secteurs de vent de 30° sont considérés. La figure II.12 présente la rose des concentrations moyennes annuelles des NO_x sur la station CDG-nord et CDG-sud pour l'année 2007.

Sur la station CDG-nord, les concentrations moyennes sont maximales sous un vent de sud-est (cf. figure II.12). La concentration moyenne observée sur ce secteur est de 80 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Cette valeur est de 40 $\mu\text{g.m}^{-3}$ supérieure à celles observées pour les autres secteurs de vent. Une origine probable des NO_x associés à ce secteur pourrait être le centre logistique de Mesnil-Amelot, situé à moins d'un kilomètre au sud est de CDG-nord (cf. figure II.12). Ce centre génère en effet une activité routière intense de fret. Sous le vent de l'aéroport (secteur 180°-240°), les concentrations moyennes annuelles sont de l'ordre de 50 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Cette direction correspond également au panache de l'agglomération parisienne. Il est donc délicat, sur cette seule observation, d'attribuer la contribution des activités aéroportuaires sur les concentrations observées. Les concentrations minimales sont observées par vent de secteur ouest, avec des concentrations moyennes annuelles de l'ordre de 25 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

Sur la station CDG-sud, la rose des concentrations moyennes suggère une double influence locale :

- une influence aéroportuaire au nord, avec des concentrations moyennes de 50 $\mu\text{g.m}^{-3}$,
- une influence routière-urbaine au sud, avec des concentrations moyennes comprises entre 45 et 54 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

Comme pour CDG-nord, les concentrations sont minimales par vent de secteur ouest (25 $\mu\text{g.m}^{-3}$).

Les roses de pollution indiquent également un enrichissement systématique des concentrations moyennes des NO_x de la station située en aval de l'aéroport par rapport à celle située en amont. Sur l'axe nord/sud, cet enrichissement est de l'ordre de 20-30 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en 2007. Cette caractéristique est explorée en détail à la section II-4.5.

La figure II.12 présente également la rose des NO_x pour la station Tremblay-en-France et Gonesse. Pour Tremblay-en-France, la rose est caractérisée par un lobe dominant au secteur est, avec une concentration moyenne de 75 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Les autres secteurs de vent présentent une faible variabilité avec des concentrations moyennes comprises entre 45 et 50 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Tremblay-en-France est sous le vent de l'aéroport par vent de secteur nord (figure II.12). Toutefois, aucune augmentation significative des NO_x n'est observée pour ce secteur. Par ailleurs, le caractère homogène des concentrations nord/sud observé sur cette station nous amène à nous interroger sur l'influence des masses d'air locales/régionales sur cette station. En effet, les masses d'air arri-

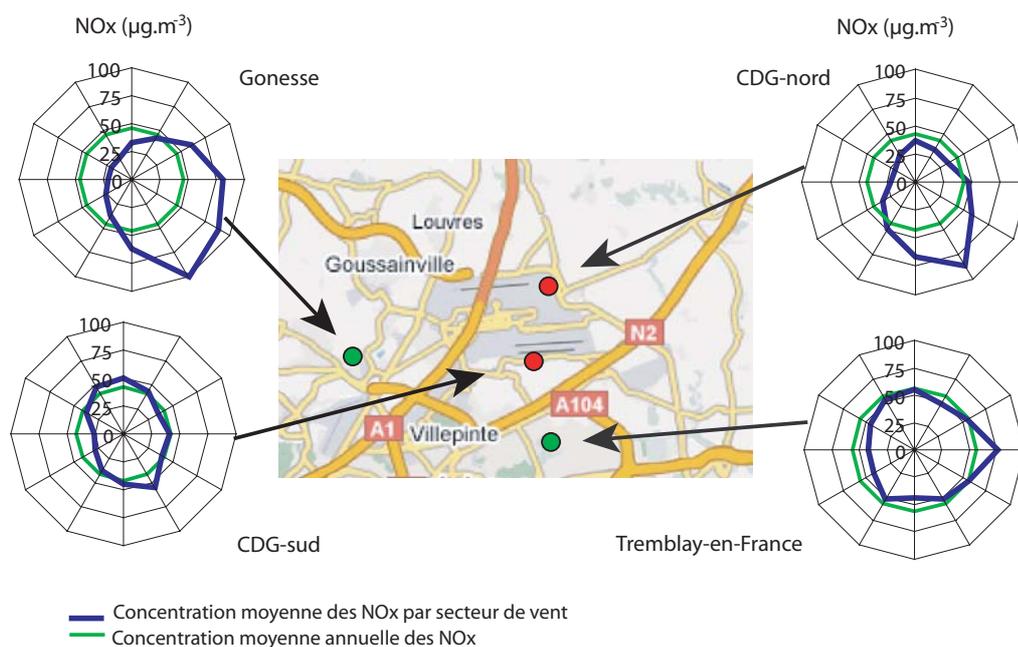


Figure II.12. – Rose de pollution des NOx pour l'année 2007 sur les stations CDG-nord, CDG-sud, Tremblay-en-France et Gonesse.

vant à Tremblay-en-France sous un vent du nord sont aussi riches que celles en provenance de la région parisienne, au sud. L'activité anthropique au nord de Tremblay-en-France (Paris-CDG, axes routiers...) contribuerait à maintenir le niveau régional de la concentration des NOx, autour de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$. Cependant, sur la base de cette rose de pollution, il n'est pas possible de quantifier l'impact de l'activité aéroportuaire spécifiquement sur Tremblay-en-France. Il est en revanche possible de quantifier la contribution générale de l'activité aéroportuaire sur la zone (cf. section II-4.8). Pour Gonesse, la rose des NOx présente des concentrations moyennes maximales sur le secteur est et sud-est. Les teneurs sont comprises entre 75 et $100 \mu\text{g.m}^{-3}$. Cette direction correspond à la localisation de la ville de Gonesse, vraisemblablement à l'origine des émissions des NOx. L'aéroport est situé à 10 km à l'est de Gonesse. Les concentrations sur le quart nord-est sont élevées, de l'ordre de $50 - 75 \mu\text{g.m}^{-3}$. Toutefois, l'occurrence de vent de secteurs sud-est/nord-est est très faible (voir figure II.11). La représentativité de ces concentrations moyennes pour ces secteurs demeure donc sujette à caution.

■ Conclusion

Les roses de pollution des stations aéroportuaires périphériques présentent une augmentation des concentrations sous le vent de la plate-forme. L'étendue spatiale de cette influence semble toutefois modérée, la rose de pollution des stations périurbaines ne montrant pas d'augmentation caractéristique des concentrations moyennes sous le vent de l'aéroport.

■ Rose de pollution en fonction des saisons

Les concentrations des NO_x présentent une saisonnalité marquée (cf. section II-4.3). Nous avons donc analysé la variabilité saisonnière des roses de pollution. La figure II.13 présente les roses de vents pour quatre périodes de l'année 2007 : du 1^{er} janvier au 19 mars, du 20 mars au 21 juin, du 22 juin au 21 septembre et du 22 septembre au 31 décembre. Les concentrations moyennes des NO_x observées pour ces quatre périodes sont également reportées figure II.13 (page 64).

Comme attendu, les concentrations moyennes sur l'ensemble des stations sont significativement plus basses en été qu'en hiver (cf. section II-4.3). Quelques secteurs de vent présentent de façon sporadique des concentrations moyennes élevées. C'est notamment le cas en hiver, pour le secteur nord-ouest sur CDG. La représentativité des concentrations calculées est très faible, l'occurrence de vent dans cette direction et pour cette période étant particulièrement faible. Il en est de même pour le secteur est/sud-est en automne : ce secteur présente également des concentrations moyennes élevées mais l'occurrence des épisodes est très faible. Quelles que soient les saisons, des vents selon un axe nord/sud sont observées. Pour ce secteur de vent, les stations aéroportuaires périphériques présentent des concentrations sensiblement plus élevées sous le vent de l'aéroport. Les activités aéroportuaires ont un impact sur les concentrations des NO_x observées sur les stations périphériques aussi bien en été qu'en hiver. L'évaluation quantitative des écarts de concentration observés en amont et aval de l'aéroport est abordée dans la section suivante.

4.5. Influence des émissions aéroportuaires sur les NO_x à CDG-nord et CDG-sud

Les roses de pollution ont permis d'explorer la variabilité des concentrations moyennes des NO_x selon la direction du vent. Les résultats montrent que la station aéroportuaire sous le vent de la plate-forme enregistre des concentrations systématiquement plus élevées que celle située en aval. L'objectif est ici de quantifier la contribution des émissions aéroportuaires en se fondant sur l'écart des concentrations observées entre les stations amont et aval. Comme mentionné auparavant (cf. section II-1), ces deux stations sont situées selon un axe nord/sud (10°, 190°). Nous avons ainsi calculé, pour chaque station, les concentrations moyennes observées par un vent de secteur nord (entre 315° et 45°) et de secteur sud (entre 136° et 225°). L'analyse est effectuée pour trois années (2005-2007) et sur les quatre saisons définies à la section précédente. Nous avons vérifié que le taux de validation de données était supérieur à 75% pour le calcul des moyennes (cf. section II-3). Seules les moyennes validées sont exploitées pour l'interprétation.

■ Vent du nord

La figure II.14 (page 66) présente la moyenne des NO_x observée sur les différentes stations sous un vent du nord. Les concentrations moyennes en amont de l'aéroport (CDG-nord) varient faiblement d'une année sur l'autre. Elles sont comprises entre 43 et 45 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en hiver et

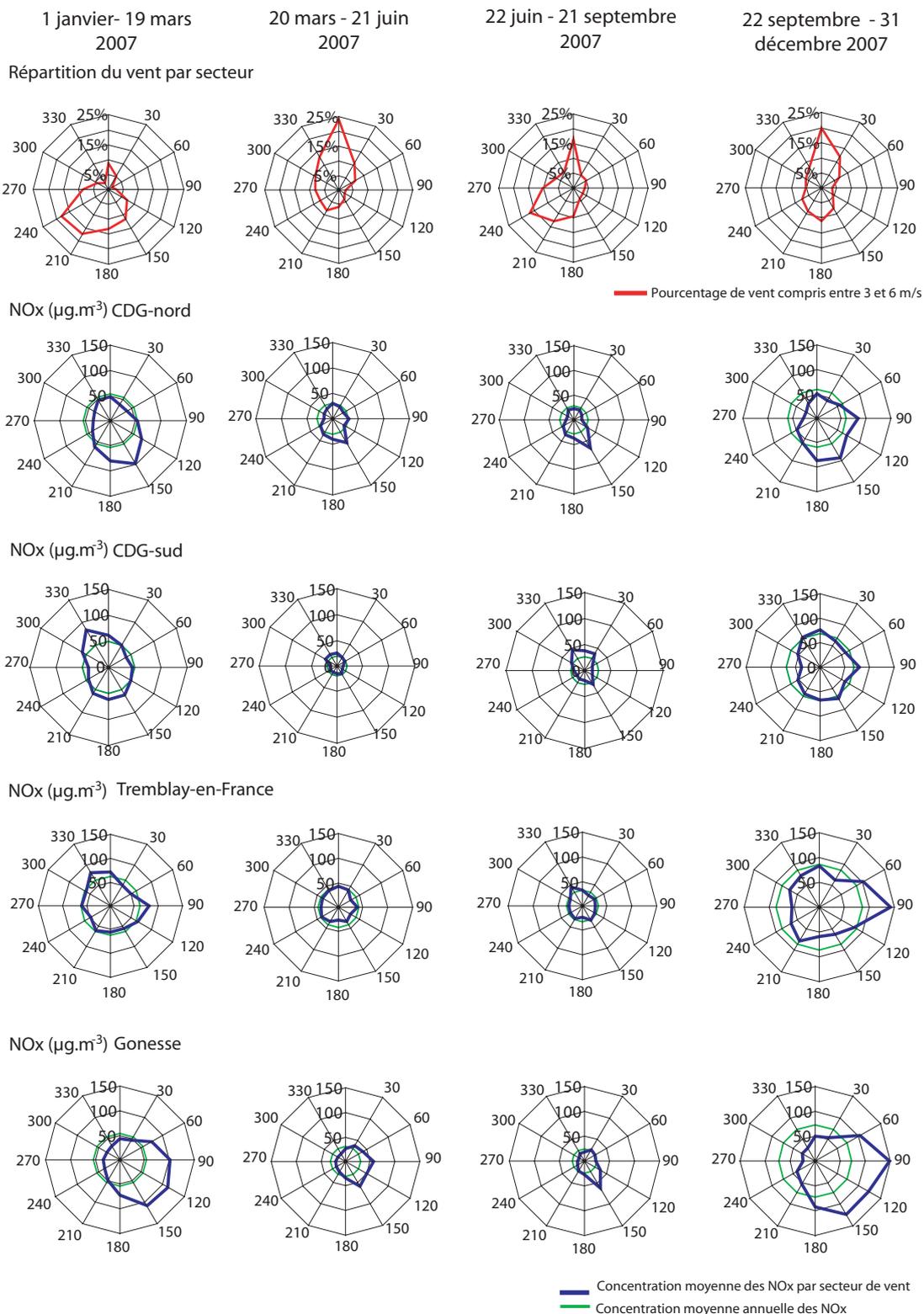


Figure II.13. – Rose de vents et rose de pollution des NOx en fonction des saisons pour les différentes saisons de l’année 2007 sur les stations CDG-nord, CDG-sud, Tremblay-en-France et Gonesse.

en automne et entre $22 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $25 \mu\text{g.m}^{-3}$ au printemps et en été. Comme attendu, les concentrations moyennes en aval (CDG-sud) sont systématiquement supérieures. L'augmentation des concentrations des NO_x est typiquement de l'ordre de $20 \mu\text{g.m}^{-3}$, avec un écart type $4 \mu\text{g.m}^{-3}$.

En hiver et par vent de secteur nord, les concentrations observées à CDG-nord correspondent aux valeurs les plus basses enregistrées toutes stations confondues. En été, les concentrations observées sur CDG-nord sont comparables aux valeurs observées sur Creil et Nogent.

La station de Tremblay-en-France (en aval de l'aéroport) présente des concentrations comparables à celles observées sur CDG-sud. Cela suggère que la dispersion des NO_x issus des activités aéroportuaires est en partie compensée par des émissions locales/régionale. Ces résultats indiquent une influence modérée des émissions aéroportuaires sur cette station.

■ Vent du sud

La figure II.15 (page 67) présente la moyenne des NO_x observée sur les différentes stations sous un vent du sud. La concentration moyenne en amont de l'aéroport (CDG-sud) est autour de $60 \mu\text{g.m}^{-3}$. En période hivernale elle présente une variabilité significative d'une année à l'autre. En situation estivale la concentration est comprise entre $20 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $39 \mu\text{g.m}^{-3}$. Comme précédemment, les concentrations moyennes en aval (CDG-nord) sont systématiquement supérieures, avec une augmentation de l'ordre de $15 \mu\text{g.m}^{-3}$, avec un écart type de $3 \mu\text{g.m}^{-3}$.

La concentration moyenne sur Tremblay-en-France (en amont de l'aéroport) est comparable à celle observée sur CDG-sud, à l'exception de la moyenne calculée pour le printemps et l'été 2007. Par vent de secteur sud, la station CDG-sud ne semble ainsi guère influencée par une source locale significative ; les concentrations sont ainsi sans doute représentatives de la pollution générée sous le panache de l'agglomération parisienne.

■ Conclusion

Les résultats montrent que quelle que soit la configuration du vent (nord ou sud), l'écart des concentrations observées entre les stations CDG-nord et la station CDG-sud est positif sous le vent de l'aéroport. Pour les années 2005 à 2007, l'augmentation est typiquement comprise entre 15 et $20 \mu\text{g.m}^{-3}$.

4.6. Variabilité hebdomadaire

Dans les sections II-4.2 et II-4.3 nous avons montré que les stations CDG-nord et CDG-sud avaient une variation interannuelle et saisonnière analogue aux stations installées en milieu urbain. Nous

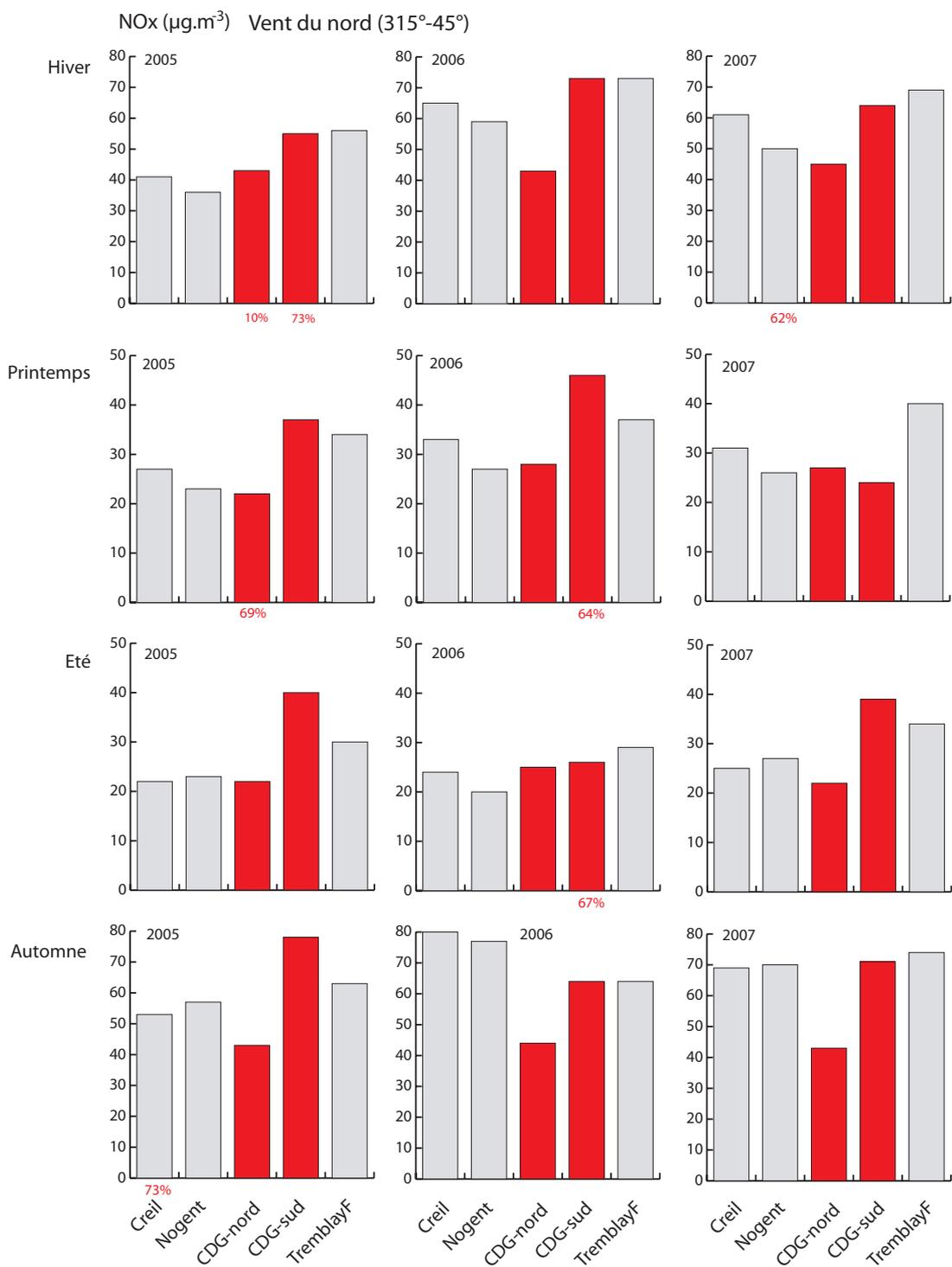


Figure II.14. – Moyennes saisonnières des NOx classées sous un vent du nord pour les années 2005 à 2007. Si le taux de validation de données est inférieur à 75 %, celui-ci est affiché au bas de la station correspondante.

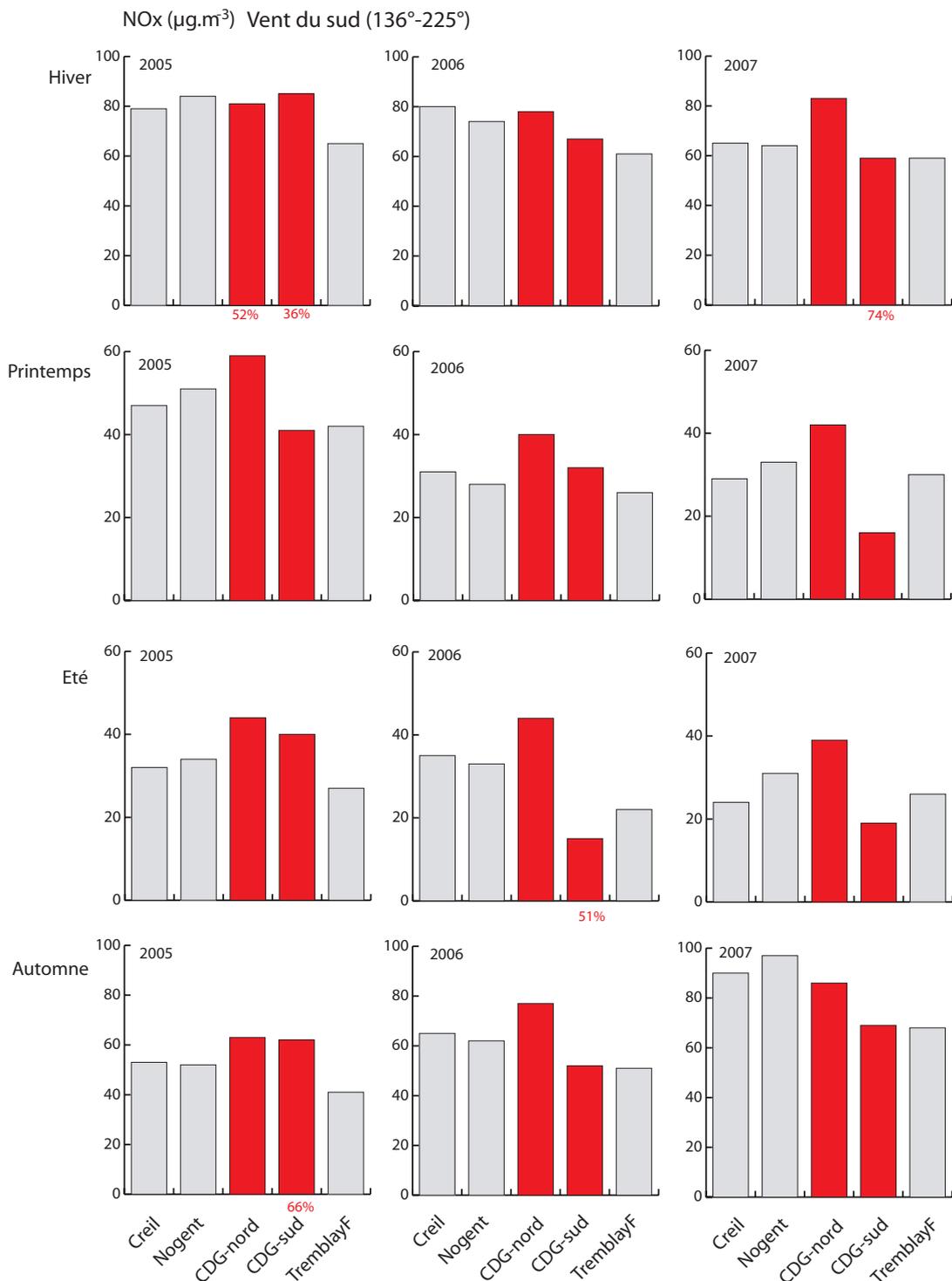


Figure II.15. – Moyennes saisonnières des NO_x classées sous un vent du sud pour les années 2005 à 2007. Si le taux de validation de données est inférieur à 75 %, celui-ci est affiché au bas de la station correspondante.

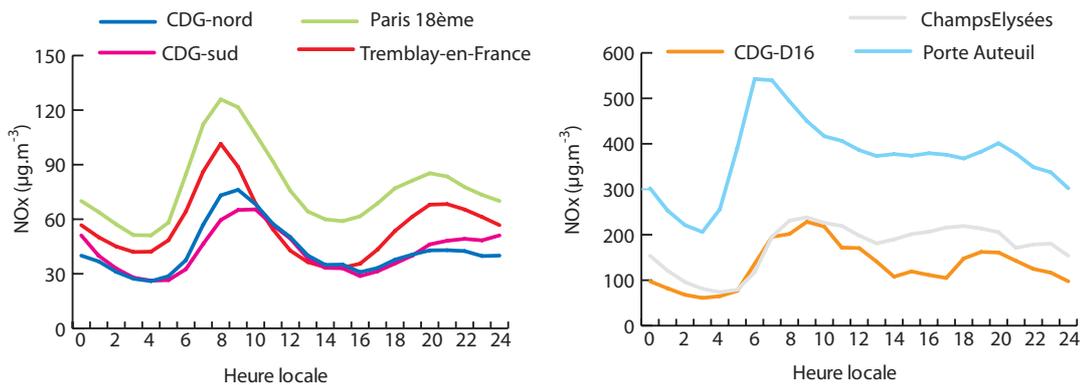


Figure II.16. – Figure de gauche : Evolution journalière des concentrations des NOx sur CDG-nord, CDG-sud, Tremblay en France et Paris 18^{ème}. Figure de droite : Evolution journalière des concentrations des NOx sur les stations CDG-D16, "Porte d'Auteuil", "Champs-Élysées". Les concentrations horaires moyennes sont calculées pour l'année 2007.

nous intéressons maintenant à l'évolution hebdomadaire et journalière des NOx sur la plate-forme. Les résultats vont permettre de caractériser le comportement des stations aéroportuaires (CDG-nord, CDG-sud et CDG-D16) par comparaison avec l'évolution journalière des principales sources des NOx : le trafic routier et aérien.

■ Evolution journalière des NOx

L'évolution de la concentration moyenne horaire des NOx est reportée sur la figure II.16 pour la station de Tremblay-en-France et Paris 18^{ème}. En milieu urbain, la variation journalière des NOx présente un profil caractéristique avec deux pics de concentration le matin et le soir, associés aux heures de pointe du trafic routier [e.g. Shaw et al., 2007]. Le pic du matin est plus marqué du fait des conditions faiblement dispersives au sein de la couche limite. Les concentrations minimales sont observées durant l'après-midi. Les réactions photochimiques et le développement de la couche limite conduisent en effet à une diminution des concentrations. Sur les stations de Tremblay-en-France et de Paris 18^{ème} la concentration maximale est comprise entre $90 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et $120 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ respectivement. La concentration minimale journalière observée est de $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ à Tremblay-en-France et de $60 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ à Paris 18^{ème}.

La figure II.16 présente l'évolution de la concentration moyenne horaire des NOx sur les stations trafics "Porte Auteuil" et "Champs-Élysées". Ces deux stations enregistrent respectivement les concentrations maximales et minimales pour ce type de station (cf. figure II.6, page 52). Le profil journalier observé sur les stations de trafic présente un pic marqué le matin. L'après-midi les concentrations diminuent. Du fait de la proximité de la source, cette diminution est moins prononcée que celle observée sur les stations urbaines et périurbaines.

L'évolution de la concentration moyenne horaire des NOx sur les stations CDG est également

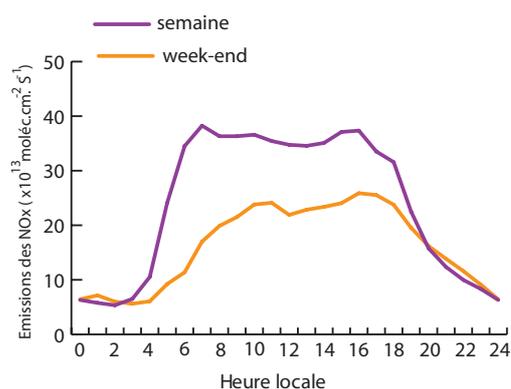


Figure II.17. – Evolution journalière des émissions en NO_x sur la région parisienne. Les résultats ont été obtenus avec le modèle CHIMERE.

reportée sur la figure II.16. Ces stations présentent une évolution journalière analogue à celle observée en milieu urbain. Toutefois, le pic de l'après-midi n'est pas observé sur ces stations. Les concentrations en heures de pointe sur les stations périphériques de la plate-forme (CDG-nord et CDG-sud) sont de 30 à 60 % plus basses que sur les stations de Tremblay-en-France et de Paris 18^{ème}. La concentration sur CDG-D16 est en moyenne 28 % plus basse que celle observée sur la station "Champs-Élysées". Aucune singularité n'est observée sur le profil journalier des NO_x au niveau de la plate-forme.

■ Différence des concentrations des NO_x entre les jours de la semaine et le week-end

L'évolution journalière des NO_x en milieu urbain présente un profil en semaine (du lundi au vendredi) différent de celui du week-end (samedi, dimanche et jours fériés). Cette particularité est observée de manière générale en milieu urbain [e.g. Stephens et al., 2008]. Elle s'explique par la diminution sensible du trafic routier, principale source des NO_x, durant le week-end. Dans la région parisienne, cette diminution est typiquement de l'ordre de 50 % le matin et de 30 % l'après-midi (cf. figure II.17). Cette estimation a été réalisée avec le modèle CHIMERE (cf. chapitre IV). La figure II.18 présente les comptages routiers horaires sur la départementale 104 (D104), située à quelques kilomètres au nord de la plate-forme. Ce comptage met en évidence la diminution du trafic entre les jours ouvrés et les jours de week-end. Le contraste est particulièrement prononcé sur les tranches horaires matinales (6h00-9h00), la réduction du trafic atteignant 60 %. La diminution des émissions des NO_x se répercute naturellement sur les concentrations observées. La figure II.19 présente l'évolution journalière du rapport entre la concentration moyenne horaire des NO_x en semaine et celle du week-end (rapport dénommé ici sem/we). La figure II.19 montre que la concentration moyenne horaire sur les stations de surveillance retenues pour cette étude est jusqu'à deux fois plus élevée en semaine que durant le week-end.

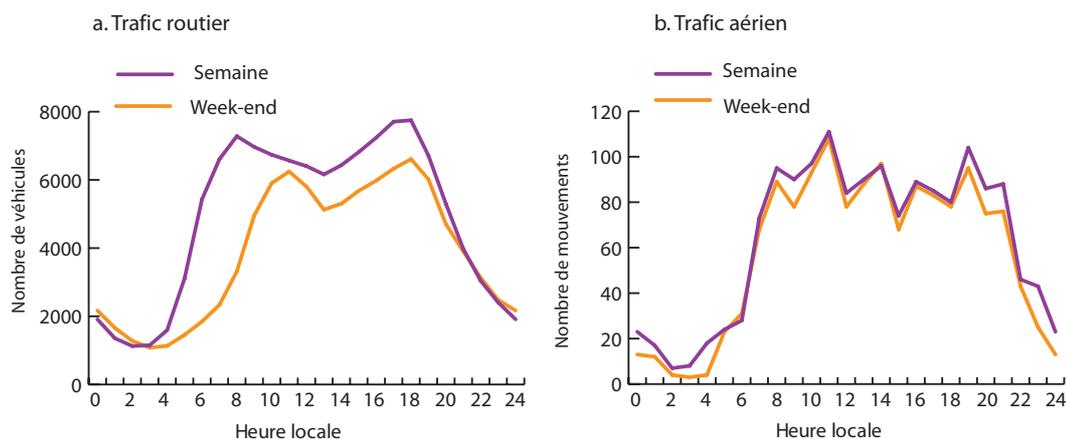


Figure II.18. – Evolution journalière du trafic routier (a). Les données correspondent au nombre de véhicules circulant sur la départementale 104 en 2007 (source SANEF). Evolution journalière du trafic aérien (b). Les données correspondent au nombre de mouvements (décollages et atterrissages des avions) en 2007 (source ADP).

Contrairement au trafic routier, le trafic aérien demeure régulier durant les sept jours de la semaine (cf. figure II.18). Cette singularité peut être utilisée comme un indicateur des émissions par les aéronefs. L'absence de contraste semaine/week-end sur les concentrations des NOx observée signe en effet une origine majoritairement aéroportuaire. La figure II.19 reporte l'évolution journalière du rapport des concentrations des NOx sem/we sur les stations de la plate-forme. La station CDG-D16 présente un rapport sem/we autour de 1 durant toute la journée. Ce résultat indique donc que la station CDG-D16 est sous l'influence majoritaire de l'activité aéroportuaire. En revanche, les stations CDG-nord et CDG-sud présentent une disparité semaine/week-end semblable à celle observée sur les stations urbaines. Cette disparité est particulièrement marquée sur CDG-nord, avec un rapport sem/we atteignant un facteur 3 aux heures de pointe. Ce résultat met en évidence l'influence majoritaire du trafic routier sur la concentration des NOx observée sur cette station. La station CDG-sud représente une situation intermédiaire. Le rapport sem/we est de l'ordre de 1,5 durant la journée, comparable à celui observé dans les stations urbaines de fond (cf. figure II.19). L'influence des émissions par l'activité aéroportuaire sur CDG-sud semble ainsi modérée.

4.7. Evolution journalière des NOx en fonction de la direction du vent

Dans la section II-4.5 nous avons quantifié la contribution des émissions aéroportuaires en nous fondant sur l'écart des concentrations observées entre les stations CDG-nord et CDG-sud. Nous avons calculé, pour chaque station, les concentrations moyennes observées par un vent de secteur nord (entre 315° et 45°) et de secteur sud (entre 136° et 225°). Cette approche est maintenant utilisée pour quantifier la contribution moyenne horaire des NOx par l'activité aéroportuaire. La moyenne horaire est calculée à partir des données de l'année 2005 à 2007.

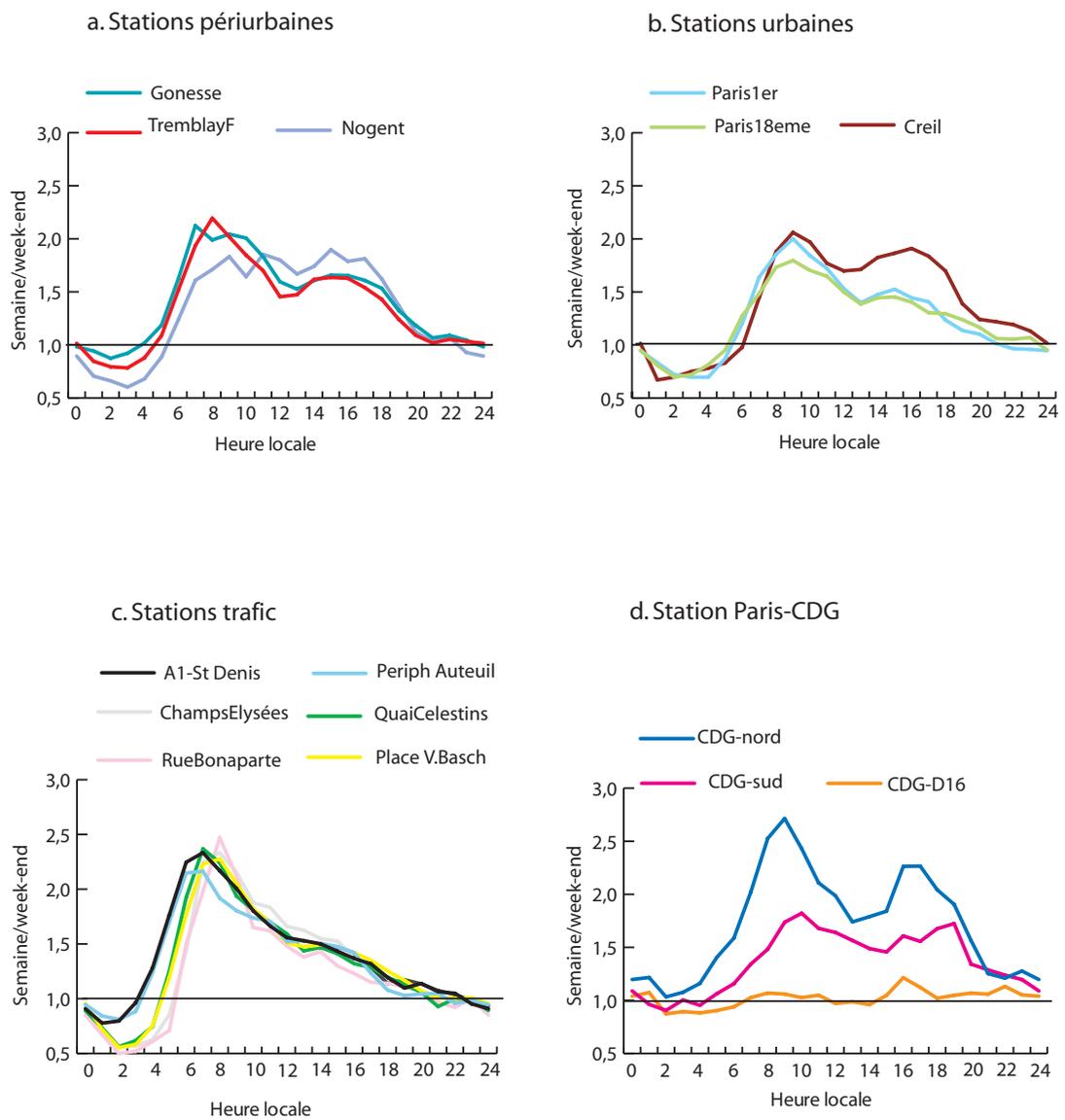


Figure II.19. – Evolution journalière du rapport sem/we sur (a) les stations périurbaines, (b) les stations urbaines, (c) les stations trafic et (d) les stations aéroportuaires.

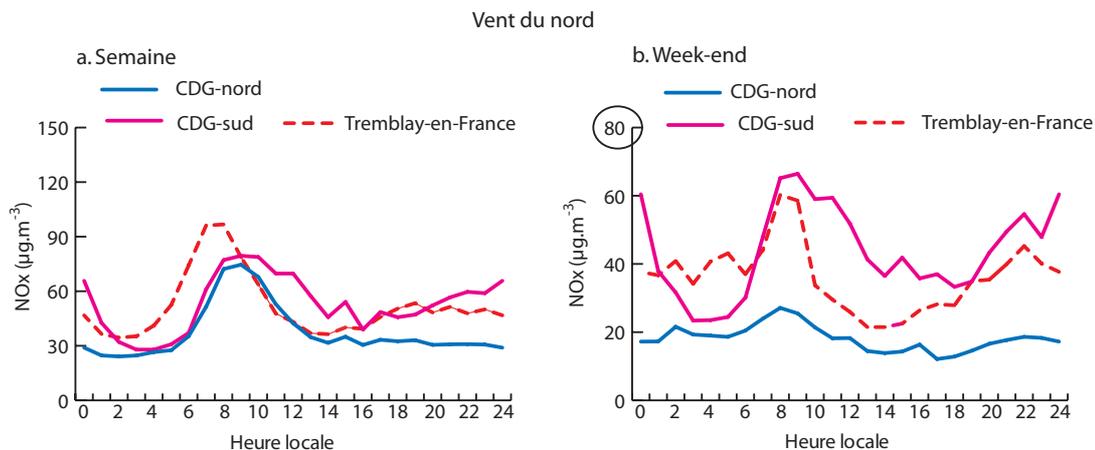


Figure II.20. – Evolution de la concentration moyenne horaire des NOx sur CDG-nord, CDG-sud et Tremblay-en-France sous un vent du nord (années 2005-2007). Jours de la semaine (lundi-vendredi) (a). Jours du week-end (samedi, dimanche et jours de fête) (b).

■ Vent du nord

La figure II.20 présente l'évolution de la concentration moyenne horaire des NOx sur CDG-nord, CDG-sud et Tremblay-en-France sous un vent du nord. En semaine (cf. figure II.20a), la variation journalière des NOx en amont de l'aéroport (CDG-nord) présente un profil caractérisé par un pic de concentration le matin ($76 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) associé aux heures de pointe du trafic routier. Les concentrations minimales sont observées durant l'après-midi ($30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Les stations en aval de l'aéroport (CDG-sud et Tremblay-en-France) présentent une évolution journalière analogue. Comme attendu, les concentrations sont plus élevées que sur CDG-nord. Les concentrations sont en moyenne 28 % plus élevées que sur la station CDG-nord. Par ailleurs, la station de Tremblay-en-France (en aval de l'aéroport) reporte tôt le matin des concentrations plus élevées que celles observées à CDG-sud. L'augmentation, de l'ordre de $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, est associée au trafic routier entre la plate-forme et la ville de Tremblay-en-France. En revanche, en début d'après-midi, la concentration moyenne des NOx observée sur CDG-sud est $18 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ plus élevée que celle observée sur Tremblay-en-France. En fin de journée la concentration sur la station de Tremblay-en-France est comparable à celle observée sur CDG-sud.

Durant le week-end, la concentration des NOx en amont de l'aéroport (CDG-nord) est très faible, $18 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en moyenne (cf. figure II.20b). L'augmentation de la concentration moyenne horaire constatée sur la station CDG-sud est donc attribuée directement aux sources d'émissions aéroportuaires. Cette augmentation est en moyenne de $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et de $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en heures de pointe. La station de Tremblay-en-France présente une concentration moyenne horaire plus basse que celle observée à CDG-sud, à exception de la concentration des NOx enregistrée très tôt le matin. L'écart journalier moyen entre les deux stations est de $7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

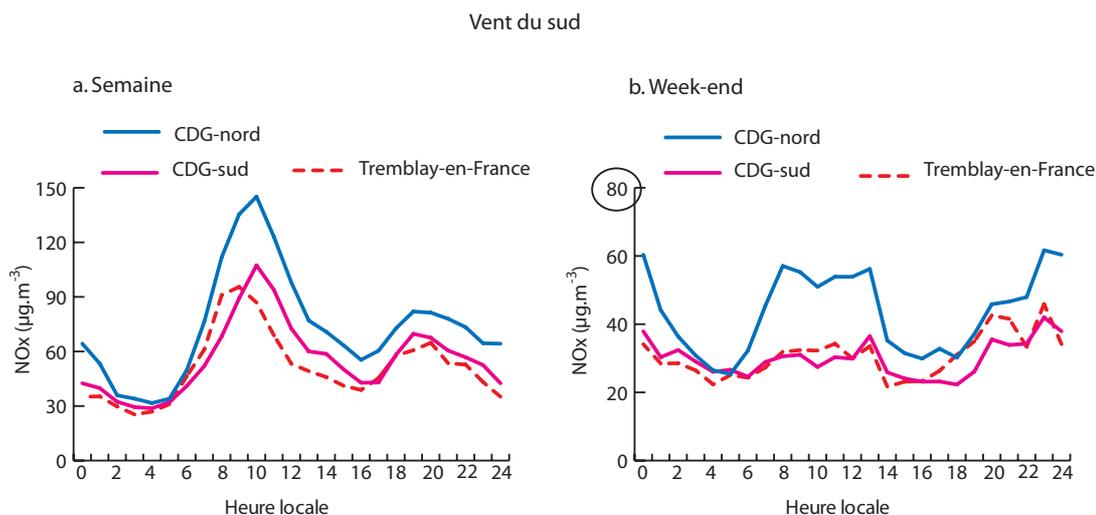


Figure II.21. – Evolution de la concentration moyenne horaire des NO_x sur CDG-nord, CDG-sud et Tremblay-en-France sous un vent du sud (années 2005-2007). Jours de la semaine (lundi-vendredi) (a). Jours du week-end (samedi, dimanche et jours de fête) (b).

■ Vent du sud

La figure II.21 reporte l'évolution de la concentration moyenne horaire des NO_x sous un vent du sud. Les trois stations présentent une évolution journalière analogue à celle observée sous un vent du nord. Durant la semaine (cf. figure II.21), la concentration en amont de l'aéroport (CDG-sud) est comprise entre 30 et 100 µg.m⁻³. Sous un vent du sud la concentration des NO_x sur CDG-nord est en moyenne 24 % plus élevée que sur CDG-sud. La station de Tremblay-en-France (en amont de l'aéroport) présente tôt le matin des concentrations plus fortes que sur CDG-sud. A partir de 10h00, la concentration sur CDG-sud est de quelques µg.m⁻³ plus élevée.

Durant le week-end (cf. figure II.21), la concentration horaire en amont de l'aéroport (CDG-sud) est de l'ordre de 30 µg.m⁻³. Les concentrations sur la station CDG-nord sont en moyenne 14 µg.m⁻³ plus élevées. L'écart maximal (observé le matin) est de 26 µg.m⁻³. La concentration moyenne horaire sur Tremblay-en-France est en général équivalente à celle observée sur la station CDG-sud. Seule la concentration observée en fin de journée sur Tremblay-en-France est de quelques µg.m⁻³ plus élevée. La concentration moyenne horaire observée sur Tremblay-en-France est également de l'ordre de 30 µg.m⁻³. Le week-end, sous un vent du sud, les concentrations observées sur Tremblay-en-France représentent ainsi le niveau de fond parisien. Ce profil journalier diffère de celui observé sous un vent du nord. Comme montré précédemment, la concentration des NO_x sous un vent du nord diminue également durant le week-end mais possède toujours le pic matinal, symbole de sources fortes dans une couche limite basse. En week-end, Tremblay-en-France semble ainsi être particulièrement influencée par les sources anthropiques localisées au nord (Paris-CDG, axes routiers...).

4.8. Quantification de la contribution des NOx par l'activité aéroportuaire

■ Méthodologie

L'évolution de la concentration journalière en fonction de la direction du vent permet d'évaluer la contribution moyenne horaire des NOx par l'activité aéroportuaire. Cette quantification est fondée sur l'écart de concentrations observé entre la station en amont et la station en aval, ainsi que sur la différence de concentrations semaine/week-end. On présume que les NOx observés sur les stations CDG possèdent quatre origines cumulatives distinctes :

- *L'apport des NOx de l'atmosphère de fond.* On suppose ici que la concentration de fond sur chaque station correspond aux situations de week-end (faible émissions locales et régionales) lorsque la station est en amont de l'aéroport (faible contribution des activités aéroportuaires). Pour une direction de vent donnée, les deux stations sont naturellement soumises au même niveau de fond, quel que soit le jour de la semaine. Cette contribution sera dénommée "fond" dans ce qui suit.
- *L'apport des NOx par l'activité aéroportuaire.* Cette source est présumée négligeable pour la station amont, elle ne s'observe que sur la station aval. L'écart de concentration aval-amont permet donc à priori de quantifier la contribution des activités aéroportuaires. Toutefois, cela suppose que les stations sont soumises aux mêmes apports atmosphériques extérieurs en NOx. Cette hypothèse est en partie erronée pour les jours de semaine. En effet, la station CDG-nord est directement influencée par les émissions liées au trafic routier sur la départementale D212 située entre 50 et 100 m au nord/ouest. La quantification des apports des NOx par l'activité aéroportuaire n'est donc de fait réalisable que les jours de week-end. La contribution ainsi estimée est généralisable à tous les jours de semaine, aucune variation semaine/week-end n'étant attribuée à cette source (cf. section II-4.6). Cette contribution sera dénommée "aéroportuaire" dans ce qui suit.
- *L'apport des NOx par des sources régionales.* L'échelle spatiale concernée par ces apports est nettement supérieure à la distance séparant les deux stations, de sorte que ceux-ci sont supposés identiques sur CDG-nord et CDG-sud. Cette contribution sera dénommée "régionale" dans ce qui suit. La source "régionale" s'ajoute donc au niveau de fond pour les jours de semaine uniquement.
- *L'apport des NOx par des sources de proximité immédiate.* Ces apports sont imputables aux sources propres aux voisinages immédiats de chaque station. Il s'agit notamment de la perturbation générée par le trafic sur la D212 au voisinage de CDG-nord. Les sources de proximité sur la station CDG-sud sont considérées négligeables. La route la plus proche de cette station se trouve en effet à 200 m et nettement en contrebas de la plate-forme. L'apport par des sources de "proximité" n'est quantifiable que sur la station amont, par différence des concentrations des NOx observées avec le niveau de fond et le niveau régional.

Le jeu de paramètres et les contraintes imposées pour évaluer la contribution des sources peuvent être résumés par le système d'équations suivant :

Concentration totale

$$C = C^{fond} + C^{aero} + C^{reg} + C^{prox}$$

Apport fond

$$C_{sem}^{fond} = C_{WE}^{fond} = C_{amont}^{fond} = C_{aval}^{fond} \equiv C_{amont,WE}^{fond}$$

Apport aéroportuaire (aéro)

$$C_{amont}^{aero} = 0$$

$$C_{aval,sem}^{aero} = C_{aval,WE}^{aero} \equiv C_{aval,WE}^{mesure} - C_{amont,WE}^{mesure}$$

Apport régional (rég)

$$C_{amont}^{reg} = C_{aval}^{reg}$$

$$C_{WE}^{reg} = 0$$

$$C_{sem}^{reg} = C_{sem,aval}^{mesure} - C^{aero} - C^{fond}$$

Apport proximité (prox)

$$C_{CDG-sud}^{prox} = 0$$

$$C_{CDG-nord}^{prox} = C_{sem}^{mesure} - C^{reg} - C^{fond} - C^{aero}$$

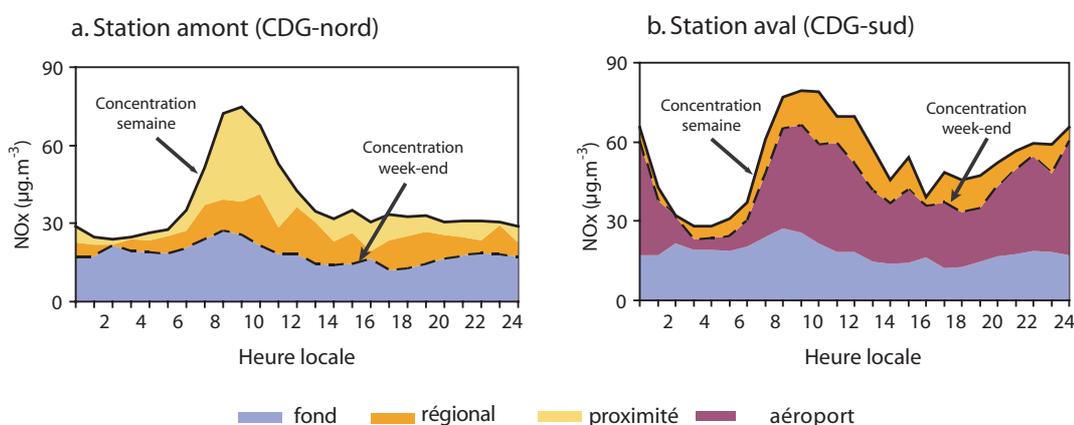
L'apport des NO_x par les sources exposées ci-dessus dépend par ailleurs de la direction du vent. Deux jeux de données indépendants peuvent ainsi être constitués : par vent de secteur nord et par vent de secteur sud. Trois années ont été retenues (2005-2007) afin de disposer d'une base de données représentative. Le nombre de concentrations moyennes horaires disponibles pour chaque cas de figure est reporté sur le tableau II.9.

■ Vent du nord

La figure II.22a présente le profil journalier de la concentration des NO_x en amont de l'aéroport. L'apport des NO_x de l'atmosphère de "fond" est régulier sur le cycle journalier. La concentration moyenne attribuée à cet apport est de 18 μg.m⁻³. L'apport supplémentaire "régional" des NO_x

Tableau II.9. – Nombre de concentrations moyennes horaires des NOx disponibles entre 2005 et 2007.

Direction du vent	Semaine	Week-end	Total
Vent du nord (315°-45°)	3 626	1 508	5 134
Vent du sud (136°-225°)	2 946	1 225	4 171
Total	6 572	2 733	9 305

**Figure II.22.** – Contribution de différentes sources moyenne horaire des NOx par vent du nord : (a) station en amont, (b) station en aval. Par construction, les concentrations de fond et régionales sont identiques sur les deux stations.

(i.e. en semaine) représente en moyenne $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en NOx (cf. figure II.22). La contribution attribuée aux émissions des NOx à proximité de la plate-forme présente un profil caractérisé par un pic le matin ($36 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), associé à l'heure de pointe du trafic routier. Au cours de la journée, la concentration des NOx par les sources de proximité est inférieure à $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et devient négligeable durant les heures creuses de la nuit. La contribution de "proximité" met en évidence l'influence majeure du trafic de la départementale D212 sur les concentrations en amont de l'aéroport (CDG-nord).

La figure II.22b présente la contribution de l'activité aéroportuaire aux évolutions journalières des NOx observées sur la station aval. Cet apport s'ajoute à la concentration de fond. L'apport "aéroportuaire" est en moyenne de $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Sa concentration maximale ($41 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) est observée le matin et le soir. La figure II.22 montre un apport aéroportuaire plus élevé que l'apport "régional" et de "fond". Cet apport est négligeable durant la période 2h00-5h00, en accord avec la forte diminution des activités sur la plate-forme.

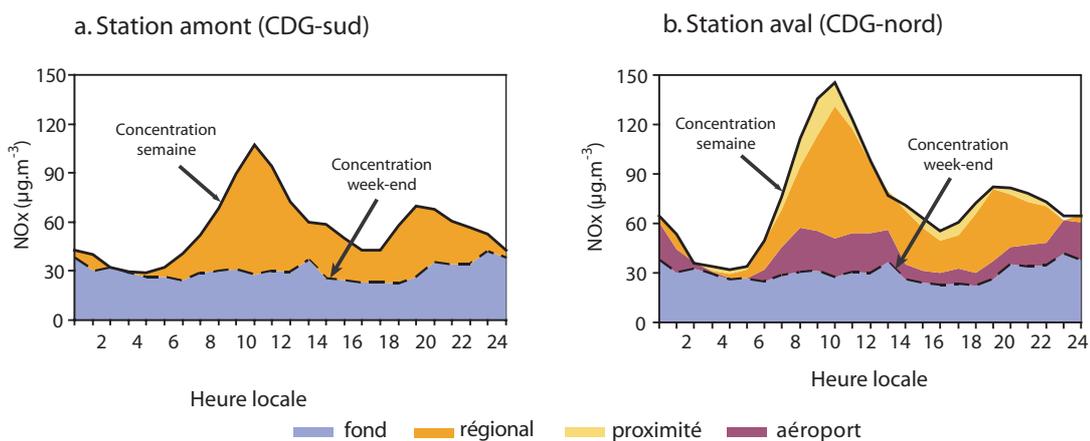


Figure II.23. – Contribution de différentes sources moyennes horaires de NO_x par vent du sud : (a) station en amont, (b) station en aval. Par construction, les concentrations de fond et régionales sont identiques sur les deux stations.

■ Vent du sud

La figure II.23a présente l'évolution journalière de la concentration de fond sous un vent du sud. L'apport de "fond" observé sur la station CDG-sud est quasi-constant sur un cycle journalier. Toutefois, la moyenne en NO_x est d'une dizaine de $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ plus élevée que celle reportée sur une configuration nord. Le niveau de fond sur une configuration sud englobe en effet le panache de l'agglomération parisienne. L'apport des NO_x par les sources "régionales" (*i.e.* en semaine) présente un profil caractérisé par des pics de concentration le matin et le soir. La moyenne journalière de la contribution "régionale" est de $26 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, avec des valeurs pics de $80 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ le matin. Comme attendu, cette contribution "régionale" est négligeable durant les heures creuses de la nuit (0h00-6h00).

La figure II.23b montre la contribution des NO_x générés par l'activité aéroportuaire. La contribution moyenne attribuée à cette activité est de $14 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. La concentration maximale horaire reportée est de $26 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. La figure II.23b indique que l'apport "aéroportuaire" est modéré en comparaison avec les sources extérieures des NO_x. La figure II.23b montre une contribution associée aux sources de proximité. Cet apport est en moyenne de $6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur la journée. Ces résultats indiquent que la station CDG-nord est également influencée par des sources de proximité lorsque le vent est de secteur sud. Cette influence est toutefois significativement moins prononcée que pour un vent de secteur nord. Ce point est développé par la suite.

■ Cohérence des contributions attribuées aux différentes sources

La contribution des activités aéroportuaires aux concentrations des NO_x observées à CDG-nord et CDG-sud a été évaluée dans le paragraphe précédent sur deux jeux de données indépendants. Ces deux jeux de données correspondent aux situations de vent de secteur nord et sud. L'activité



Figure II.24. – Localisation des stations de mesure CDG et leur distance face au terminal 2. Le carré délimite la zone - le secteur de vent concerné pour l'analyse de la contribution des NOx par l'activité aéroportuaire.

générale de l'aéroport n'étant guère influencée par la direction du vent, il importe de vérifier la cohérence mutuelle des deux quantifications ainsi réalisées. La figure II.25 compare l'apport moyen horaire des NOx par l'activité aéroportuaire sous un vent du nord et du sud. Le profil journalier de la concentration imputée aux sources aéroportuaires est analogue, comme en témoigne la corrélation élevée entre les deux (cf. figure II.25). Le coefficient de détermination est de 0,8. La co-variation des deux profils apparaît ainsi cohérente avec l'origine commune de sources attribuées à ceux-ci. La pente de la droite de régression est de 0,6. La contribution "aéroportuaire" observé à CDG-nord est donc typiquement diminuée de 60 % par rapport à celle observée sur CDG-sud. Cela résulte de la configuration asymétrique des stations CDG face aux sources aéroportuaires. La station CDG-sud se localise à environ un kilomètre du centre de l'activité aéroportuaire (cf. figure II.24). La station CDG-nord est en revanche deux fois plus éloignée du centre de la plate-forme. Sous un vent du sud, les sources aéroportuaires observées en aval (CDG-nord) sont de ce fait naturellement moins intenses, les polluants ayant subi en moyenne une dilution plus importante.

Les sources de proximité attribuées aux observations sur CDG-nord possèdent également une origine commune, indépendante de la direction du vent. Elle est principalement imputée à la circulation sur la D212. La figure II.26 compare la concentration moyenne des NOx attribuée aux sources de proximité sur la station CDG-nord sous un vent du nord et du sud. La co-variation de ces deux profils est manifeste, comme l'indique le coefficient de détermination élevé de 0,83 (cf.

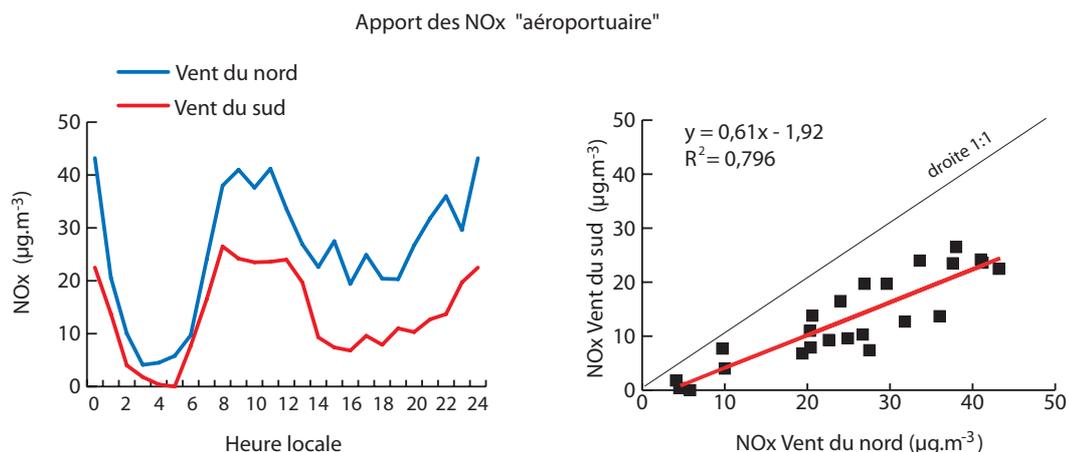


Figure II.25. – Figure de gauche : Profil journalier de l'apport "aéroportuaire" sous un vent du nord et du sud. Figure de droite : Diagramme de dispersion entre l'apport "aéroportuaire" sous un vent du nord et du sud. La droite rouge correspond à la droite de régression

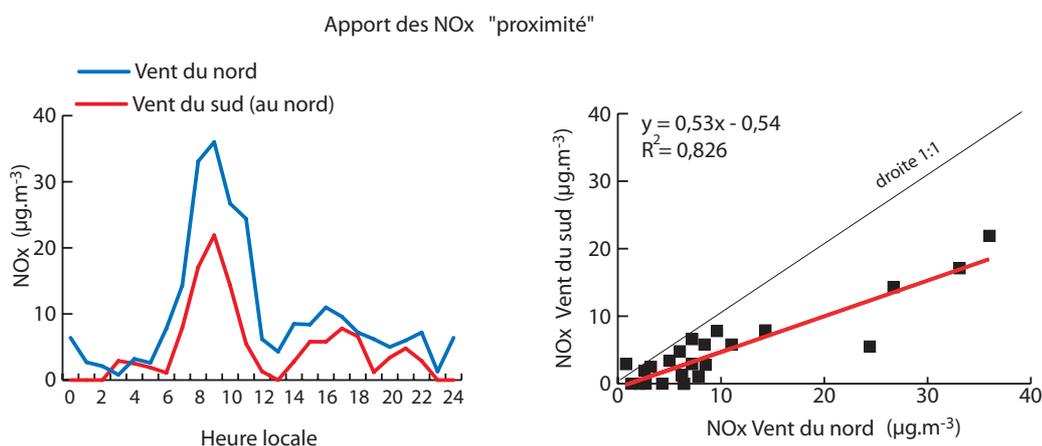


Figure II.26. – Figure de gauche : Profil journalier de l'apport "proximité" sous un vent du nord et du sud. Figure de droite : Diagramme de dispersion entre l'apport "proximité" sous un vent du nord et du sud.

figure II.26). La contribution de cette source est toutefois deux fois plus élevée sous un vent du nord.

La figure II.27 présente l'apport moyen horaire des sources régionales sur une configuration de vent nord/sud. Contrairement aux sources abordées ci-dessus (aéroports et proximité), les sources régionales par vent du nord et par vent du sud ne possèdent pas d'origine commune. Aucune co-variation de ces profils n'est donc attendue. Le profil journalier indique que les sources régionales sont particulièrement élevées sous un vent du sud. Ce résultat est attendu, la contribution régionale par vent du sud englobant le panache de la région parisienne. L'écart moyen des contributions "régionales" par vent de sud/nord est ainsi en moyenne de $17 \mu\text{g.m}^{-3}$ (cf. figure II.27). L'écart maximum entre les deux apports est de $60 \mu\text{g.m}^{-3}$. Il coïncide avec le pic matinal associé au trafic

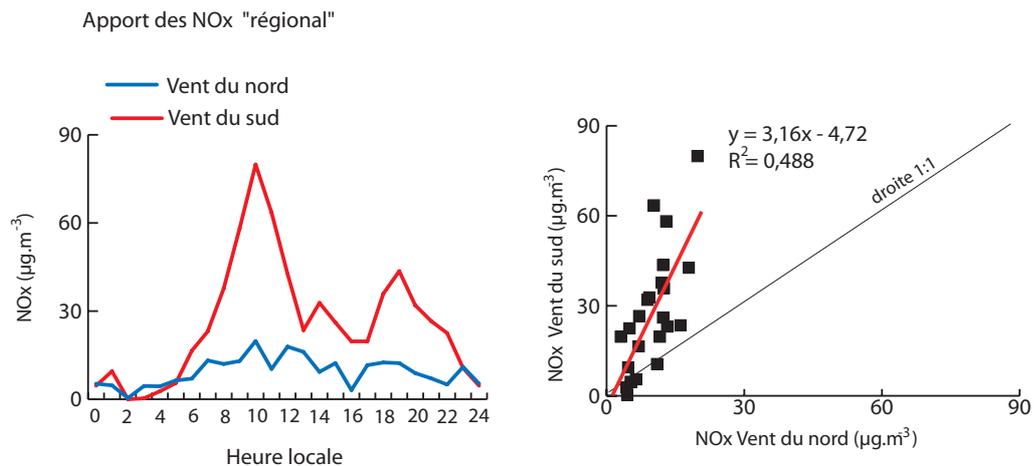


Figure II.27. – Figure de gauche : Profil journalier de l'apport "régional" sous un vent du nord et du sud. Figure de droite : Diagramme de dispersion entre l'apport "régional" sous un vent du nord et du sud.

routier.

■ Contribution totale des différentes sources des NOx sur CDG

La figure II.28 montre la contribution relative des sources des NOx sur les concentrations observées en aval de la plate-forme. Cette contribution est calculée à partir de la somme des concentrations horaires sur la journée. Sous un vent du nord, la contribution des NOx par les sources aéroportuaires est majoritaire ; elle représente 47 % des apports journaliers totaux. L'apport des NOx "régional" représente 18 %. Enfin, l'apport des NOx de l'atmosphère de fond est de 35 %. En revanche, sous un vent du sud, l'apport "aéroportuaire" est minoritaire face aux sources extérieures. En effet, sur la totalité du cycle journalier, la source aéroportuaire ne contribue que pour 18 % aux apports des NOx. Les apports des NOx sont dominés par les sources extérieures de fond (39 %) et/ou régionales (36 %) attribuées aux activités sur la région parisienne.

■ Conclusion

L'évolution journalière des NOx présente une augmentation significative de la concentration des NOx sous le vent de la plate-forme. Les résultats montrent que l'apport des NOx par l'activité aéroportuaire est en moyenne compris entre 14 et 25 $\mu\text{g.m}^{-3}$ respectivement par vent de secteur sud et nord. L'écart maximal est observé le matin. Il est de 41 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et 26 $\mu\text{g.m}^{-3}$ sous un vent de nord et de sud respectivement. Ces résultats indiquent que l'apport "aéroportuaire" est ainsi moins important sur une configuration sud, du fait du positionnement des stations face à la source "aéroportuaire". La contribution des NOx par les sources "régionales" est également variable en fonction de la configuration du vent. Elle est en moyenne de 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$ sous un vent du nord et 3 fois plus élevée sous un vent du sud. Ces résultats mettent en évidence l'influence de la pollution sous le panache de l'agglomération parisienne. Enfin, la source de proximité, uniquement quanti-

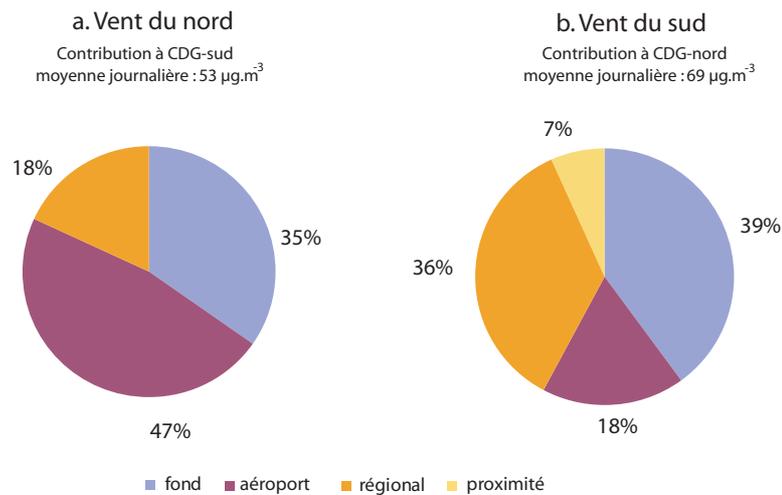


Figure II.28. – Répartition de différentes sources des NO_x observées en aval de la plate-forme sous un vent du nord (a) et du sud (b).

fiable sur CDG-nord, montre une contribution non négligeable avec des concentrations maximales (comprises entre 20 et 35 µg.m⁻³) observées en heure de pointe du trafic routier.

4.9. Variabilité horaire

La dernière étape de l'analyse de la variation des NO_x sur la plate-forme concerne l'évolution de la concentration horaire sur CDG. Le but est de déterminer un comportement caractéristique des émissions aéroportuaires par l'analyse de la variation temporelle des concentrations à une fréquence d'une minute. En effet, l'activité au sein de la plate-forme est marquée par la circulation intense des avions et des véhicules de service. Pour cette analyse nous avons choisi deux journées : une en semaine (mercredi 13 février 2008) et une en week-end (samedi 16 février 2008). Ces deux journées présentent une configuration du vent secteur nord-est.

La figure II.29 présente la concentration minute des NO_x observée sur les stations CDG. La station CDG-D16 présente une forte variabilité minute. Celle-ci reflète la variabilité de l'activité aéroportuaire (passage des avions et des engins de service). Comme attendu, cette variabilité est similaire en semaine et le week-end (cf section II-4.6). Elle conduit ponctuellement à des pics de concentration élevée, atteignant des valeurs de 600 à 900 µg.m⁻³. La fluctuation observée sur CDG-sud (située en aval) est moindre. La concentration en NO_x présente toutefois des pics marqués (notamment le week-end). Ces pics sporadiques sont vraisemblablement liés aux décollages et atterrissages des avions ; ils atteignent 350 µg.m⁻³ en NO_x. Sur CDG-nord (en amont), les fluctuations sont particulièrement faibles le week-end, en adéquation avec la situation "de fond" attendue sur cette station pour des conditions de vent du nord. En revanche, les concentrations observées en semaine présentent une variabilité minute extrêmement marquée, sans doute associée au trafic

sur la départementale D212. La variabilité des concentrations et le contraste semaine/week-end sont cohérents avec l'analyse effectuée précédemment à la section II-4.6 et confirment l'influence majeure du trafic de proximité sur les concentrations observées à CDG-nord.

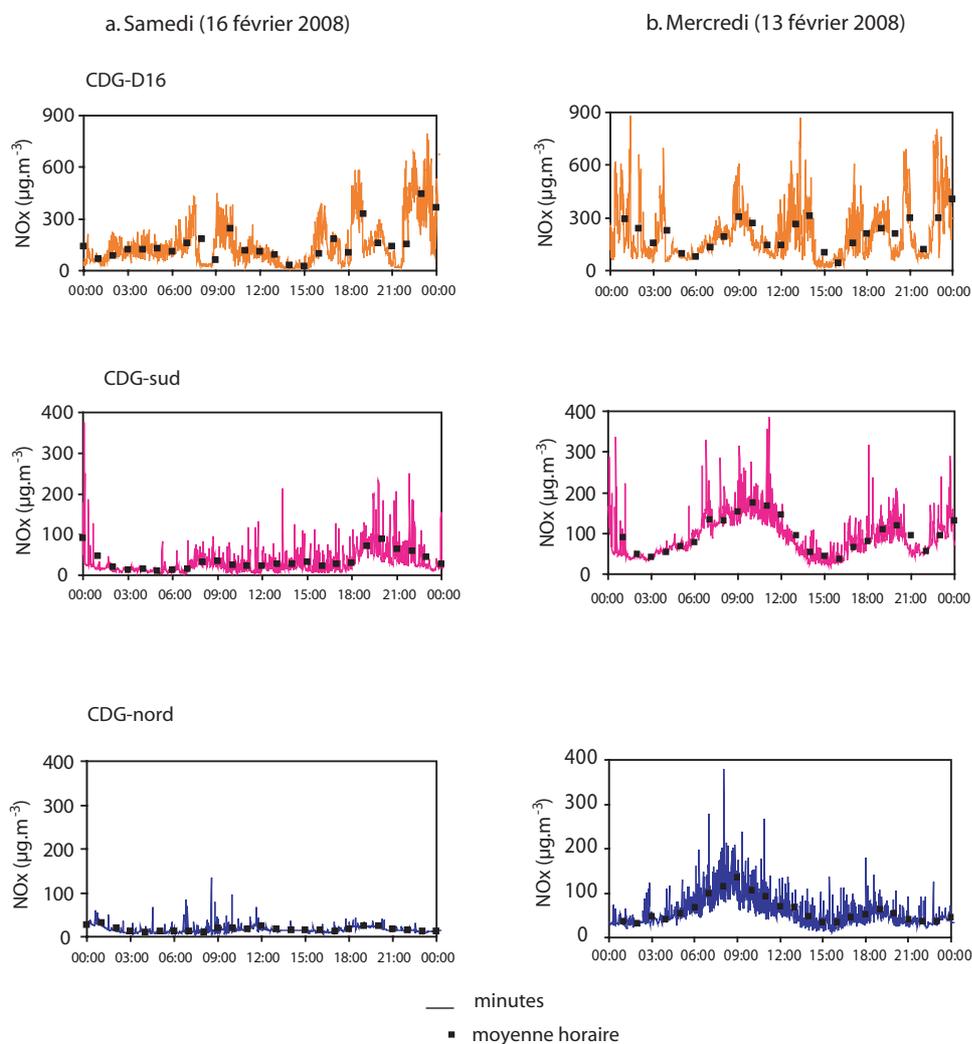


Figure II.29. – Evolution temporelle (fréquence 1 minute) de la concentration des NO_x sur CDG-D16, CDG-sud et CDG-nord. Les symboles en noir indiquent la moyenne horaire. Jour de semaine (13 février 2008) (a). Jour de week-end (16 février 2008) (b).

4.10. NO₂ sur CDG et qualité de l'air

■ Objectif de qualité

Le décret 2002-213 fixe l'objectif de qualité en NO₂ à 40 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en concentration moyenne annuelle (objectif à atteindre en 2010). La figure II.30 reporte les concentrations moyennes annuelles observées sur la plate-forme depuis 2005. Durant les trois années d'étude, les stations aéroportuaires respectent cet objectif de qualité. Par ailleurs, la figure II.30 montre une diminution des concentrations moyennes en NO₂, de l'ordre de 20% depuis 2005. En revanche, la concentra-

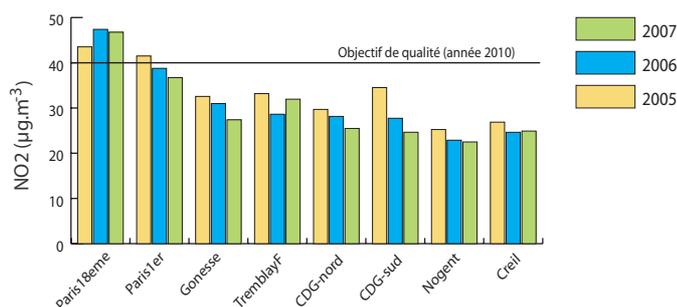


Figure II.30. – Evolution de la concentration moyenne annuelle en NO₂ pour les stations de l'aéroport Paris-CDG et des stations urbaines et périurbaines sélectionnées.

tion moyenne annuelle (mai 2007-avril 2008) de NO₂ sur la station CDG-D16 est de 60 µg.m⁻³. Cette concentration est du même ordre de grandeur de celle observée sur les stations trafic "Rue Bonaparte" (67 µg.m⁻³) et "Champs-Élysées" (69 µg.m⁻³).

■ Seuil de recommandation et d'information et seuil d'alerte

Les seuils fixés par le décret 2002-213 en matière de pollution par NO₂ sont de 200 µg.m⁻³ en moyenne horaire pour l'information et les recommandations publiques. Le seuil d'alerte est fixé à 400 µg.m⁻³ en moyenne horaire. Le tableau II.10 présente l'occurrence de dépassement de ces seuils pour l'année 2007. Aucun dépassement n'a été observé sur CDG-nord et CDG-sud. En revanche, il y a eu 16 dépassements du seuil de recommandation sur CDG-D16. Ces dépassements ont été observés le 14 septembre en soirée, le 30 octobre au matin et le 23 décembre au matin. Ils coïncident avec des périodes où l'activité aéroportuaire est plus intense, notamment le week-end de la Toussaint et Noël. Deux dépassements ont été enregistrés dans la région parisienne (le 22 et le 23 décembre) [AIRPARIF, 2007]. Pour le déclenchement de la procédure, le dépassement du seuil (d'information ou d'alerte) doit être constaté de manière simultanée sur trois stations de mesure du réseau de surveillance, dont au moins une station de fond (arrêté interpréfectoral du 24 juin 1999). La concentration horaire maximale mesurée en 2007 sur les stations CDG est de 261 µg.m⁻³. Cette concentration demeure nettement en deçà du seuil d'alerte. Le tableau II.11 présente les concentrations limites pour la protection de la santé stipulées par le décret 2002-213. Ces limites se fondent sur la valeur des centiles 98 et 99,8 des concentrations horaires. Les concentrations de NO₂ associées à ces centiles sont également reportées sur le tableau II.11. Aucun dépassement des valeurs limites n'a été observé en 2007 sur les trois stations CDG. De même les stations de fond du réseau AIRPARIF n'ont pas dépassé les valeurs limites.

4.11. Conclusion

L'étude de la variabilité des NO_x sur CDG à différentes échelles de temps permet d'évaluer les stations CDG par comparaison avec les stations de surveillance des réseaux AIRPARIF et Atmo-

Tableau II.10. – Occurrence de dépassement des seuils de pollution en NO₂ sur les stations CDG. Les valeurs considérées pour CDG-D16 sont celles observées entre mai 2007 et avril 2008.

Seuils limites	CDG-nord	CDG-sud	CDG-D16
Seuil de recommandation et d'information (200 µg.m ⁻³ moyenne horaire)	Aucun dépassement	Aucun dépassement	16 dépassements
Seuil d'alerte (400 µg.m ⁻³ moyenne horaire)	Aucun dépassement	Aucun dépassement	Aucun dépassement

Tableau II.11. – Centiles 98 et 99,8 des concentrations horaires de NO₂ (µg.m⁻³) observées sur les stations CDG en 2007 et valeurs limite pour la protection de la santé.

Critère	CDG-nord (µg.m ⁻³)	CDG-sud (µg.m ⁻³)	CDG-D16 (µg.m ⁻³)	Valeurs limites-santé humaine (µg.m ⁻³)
Centile 98	72	66	126	200
Centile 99,8	98	90	214	230 (a)

(a) Le seuil diminue progressivement chaque année pour atteindre un objectif de 200 µg.m⁻³ en 2010. La valeur reportée correspond au seuil fixé pour 2007.

Picardie. Les résultats montrent que les stations CDG-nord et CDG-sud (situées en périphérie de la plate-forme) présentent des caractéristiques analogues à celles observées en milieu urbain. En effet, ces stations montrent une variabilité saisonnière, hebdomadaire et journalière comparable à celle observée sur les stations périurbaines et urbaines. Les concentrations moyennes annuelles sur les stations CDG-nord et sud sont toutefois 12 µg.m⁻³ en moyenne plus basses que celles observées sur les stations urbaines de fond de la région parisienne. La station CDG-D16 (située au coeur de la plate-forme) indique également une variation saisonnière prononcée. Il est cependant plus difficile d'apprécier les résultats sur cette station, celle-ci n'étant opérationnelle que depuis mai 2007. L'analyse de la variabilité hebdomadaire permet d'établir que cette station est sous influence majoritaire de l'activité aéroportuaire. La concentration moyenne annuelle en NO_x est de 134 µg.m⁻³. Cette concentration est sensiblement plus élevée que celle observée sur les stations urbaines et périurbaines mais demeure nettement inférieure à celle observée sur les stations de trafic de la région parisienne. Elle peut être qualifiée comme une station de proximité aéroportuaire.

L'analyse de la concentration des NO_x par secteurs de vent sur les stations CDG-nord et CDG-sud permet de quantifier la contribution de l'activité aéroportuaire aux concentrations des NO_x observées à CDG-nord et CDG-sud. L'analyse des concentrations moyennes saisonnières montrent une augmentation systématique des concentrations en aval de l'aéroport, de l'ordre de 15 à 20 µg.m⁻³. La contribution des différentes sources des NO_x observée à CDG-nord et CDG-sud a pu être quantifiée à partir des contrastes semaine/week-end et des écarts de

concentration entre station amont et station aval. Les résultats montrent que la contribution des NO_x par l'activité aéroportuaire représente 18 % des NO_x observés sur la plate-forme sous un vent du sud et 47% sous un vent du nord. Cette différence est associée au positionnement des stations CDG-nord et CDG-sud face aux sources d'émission aéroportuaire, la station CDG-sud étant plus proche du centre de la plate-forme. Cette analyse met également en évidence l'influence des sources anthropiques non aéroportuaires sur les concentrations des NO_x. L'amplitude relative de la variation saisonnière révèle en effet une influence "locale/régionale" non négligeable sur les stations CDG-nord et CDG-sud. Ces sources "extérieures" contribuent typiquement pour 18 % et 43 % des NO_x sur la plate-forme. La contribution plus élevée est observée sous un vent du sud, lorsque la plate-forme est sous le vent de l'agglomération parisienne.

5. Application d'un modèle statistique neuronal

Dans la section II-4 nous avons présenté en détail les mesures en continu des stations situées sur la plate-forme de Paris-CDG. L'approche repose essentiellement sur la comparaison des concentrations moyennes des NO_x mesurées par les stations de la plate-forme et celles des stations urbaines du réseau AIRPARIF. L'analyse des concentrations en fonction du vent a également été réalisée. Nous allons maintenant caractériser le comportement des stations aéroportuaires à l'aide d'un modèle statistique. L'objectif est d'appliquer un outil statistique pour la prévision de concentrations des NO_x sur la plate-forme à partir d'un certain nombre de variables. Ces résultats permettront également de quantifier la contribution des NO_x engendrés par l'activité aéroportuaire. L'étude s'insère donc dans l'analyse de la concentration des NO_x à l'échelle locale. Cette section expose tout d'abord une description succincte du fonctionnement du modèle. L'étude se focalise en effet sur l'application du modèle et l'interprétation des résultats et non pas sur son développement. La deuxième partie présente la stratégie spécifique développée pour cette étude. La dernière partie expose les résultats du modèle.

5.1. Introduction

De manière générale, dans le domaine de la qualité de l'air, l'analyse de mesures permet de quantifier les concentrations de polluants à l'échelle locale et de les comparer vis-à-vis de la réglementation. Par ailleurs, la modélisation déterministe est utilisée pour améliorer notre compréhension de la pollution atmosphérique. Elle est également utilisée pour la prévision d'épisodes de pollution à l'échelle régionale. En complément de ces deux outils indispensables à la surveillance de la qualité de l'air, les modèles de type statistique, dits aussi empiriques, sont utilisés. Ces derniers estiment la variabilité des polluants atmosphériques en fonction de

différents paramètres allant de la dynamique à la chimie de l'atmosphère. Il est important de retenir que les différentes équations physico-chimiques qui rendent compte de ces phénomènes n'interviennent pas. Les modèles statistiques calculent les relations existantes entre la variabilité des concentrations atmosphériques et celles des paramètres de la dynamique et de la chimie atmosphériques.

Un modèle statistique est donc constitué d'une fonction de régression qui reflète les corrélations entre les concentrations de polluants et les paramètres physico-chimiques. Le principal avantage de ces modèles, une fois trouvée la fonction de régression, est la rapidité d'utilisation pour estimer des concentrations. Le temps de calcul d'un modèle statistique en phase de prévision est sans commune mesure avec celui des modèles déterministes. Dans certaines circonstances où les équations de la dynamique atmosphérique sont complexes (*e.g.* échelle de pollution "hyper locale", champs d'émissions incomplets ou difficilement accessibles, géométrie de la dynamique très complexe par exemple en site urbain...) ils peuvent être d'une aide précieuse à l'estimation de la concentration.

Ces modèles peuvent employer des relations statistiques linéaires et non linéaires. Il est connu que la pollution atmosphérique est générée par des phénomènes non linéaires; nous avons utilisé une technique relevant cette caractéristique. Les techniques de régression ont déjà été largement utilisées en sciences de l'atmosphère. De tels modèles utilisent les corrélations entre les paramètres d'entrée et les concentrations de polluants mais aussi l'auto corrélation qui peut exister dans la série temporelle des variations de concentration des polluants [Box et Jenkins., 1976; Gonzalez-Manteiga et al., 1993; Graf-Jacottet et al., 1998; Prada-Sanchez et al., 2000]. Les techniques de régression sont aussi associées avec des techniques de classification automatique comme dans les méthodes dites CART, Arbres de Régression et Classification [Gardner et Dorling., 2000; Ryan, 1995; Ghattas, 1999]. Parmi les méthodes de régression non linéaires, l'utilisation de la technique dite des Réseaux de Neurones Artificiels est de plus en plus employée [Boznar et al., 1993; Comrie, 1997; Gardner et al., 1998; Ruiz-Suarez et al., 1995; Yi et Prybutok., 1996; Zolghadri et al., 2004; Agirre-Basurko et al., 2006; Sousa et al., 2007]. Au niveau aéroportuaire quelques applications des modèles statistiques ont été réalisées. Ces études ont utilisé une régression non paramétrique pour identifier les polluants émis par l'activité aéroportuaire [Yu et al., 2004; Carslaw et al., 2006].

Dans le cadre de cette thèse nous avons choisi le Réseau de Neurones Artificiel (RNA) comme modèle statistique de régression non linéaire. Le RNA présente en effet l'avantage de pouvoir capter les dépendances complexes et d'analyser les concentrations impliquant plusieurs variables simultanément. Le LISA dispose d'une expertise dans le domaine de la modélisation statistique,

plus particulièrement dans les RNA. Plusieurs applications de RNA ont été conduites, en particulier (i) pour la description fine de la pollution par le NO₂ en région parisienne [Rude, 2008], (ii) pour la prévision des pics de pollution [Dutot et al., 2007], (iii) la restitution des relations structure/réactivité des COV [Dutot et al., 2003] ou (iv) la modélisation des émissions basse-fréquence de COV biogéniques [Boissard et al., 2008].

5.2. Description du Réseau de Neurones Artificiel (RNA)

Les Réseaux de Neurones Artificiels regroupent différentes techniques d'analyse de données issues des processus de l'Intelligence Artificielle. Dans notre cas nous avons utilisé la technique de régression non linéaire, dite du Perceptron Multi Couches (PCM) [Dreyfus et al., 2002; Hornik et al., 1989, 1994]. Il s'agit d'estimer une fonction de régression Y par des variables x_i , de la forme :

$$Y = \sum_j w_j \times f\left(\sum_i w_i x_i\right) \quad (2.1)$$

- Y : représente la sortie du modèle de régression.
- x_i : sont les données d'entrée du modèle régressif.
- w_i, w_j : sont les coefficients de la régression à estimer (ils sont aussi appelés "poids des connexions" dans le jargon statistique).
- f : la fonction de régression non linéaire (appelée aussi fonction d'activation).

Dans cette équation la fonction d'activation f , est une fonction en "S" de type sigmoïde. La partie $f(\sum_i w_i x_i)$ est appelée Neurone Artificiel. La somme de plusieurs neurones, $\sum_j w_j \times f(\sum_i w_i x_i)$, constitue le Réseaux de Neurones Artificiels. Le Réseau de Neurones Artificiels ou Perceptron Multi Couches pour notre travail, réalise une régression non linéaire multiple entre la variable à estimer, Y , et les variables dépendantes x_i . La représentation graphique de la figure II.31 est souvent employée pour représenter schématiquement cette équation de régression.

5.3. Etapes pour la mise en oeuvre du modèle statistique neuronal

Dans un premier temps, il est nécessaire d'estimer la valeur des coefficients de régressions w_i et w_j . Par la suite, la fonction de régression est utilisée dans une phase de prévision. Le fait qu'une partie des coefficients à estimer se trouve incluse dans la fonction sigmoïde f , empêche d'utiliser la technique d'estimation des moindres carrés. Nous avons donc recours à une méthode itérative qui se décompose en 3 étapes :

1. *Apprentissage*. Sur une base de données où les valeurs des variables Y et x_i sont connues, on estime de façon itérative la valeur des coefficients w_i qui rendent minimum une erreur quadra-

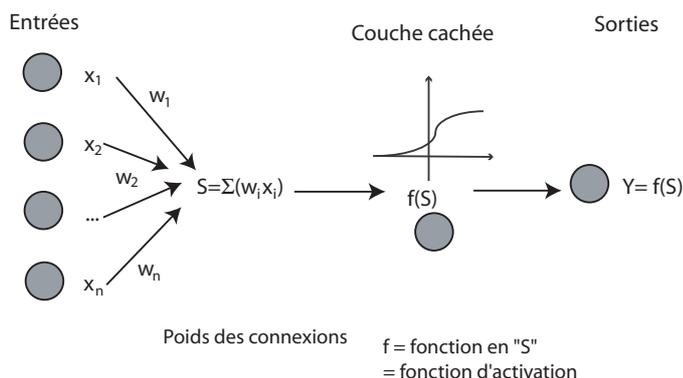


Figure II.31. – Structure d'un neurone formel [source: Dutot et al., 2003]

tique (E) entre les vraies valeurs connues de Y et les valeurs estimées \hat{Y} , ($E = \frac{1}{2}(Y - \hat{Y})^2$). Cette technique dite du gradient d'erreur consiste donc à rendre minimum l'erreur E en adaptant de façon itérative la valeur des coefficients w_i affectés à chaque variable x_i . On trouve le minimum de la fonction d'erreur quadratique en annulant sa dérivée première. C'est la règle dite du Delta. Les coefficients w_i sont initialement fixés de façon aléatoire, puis modifiés itérativement en, tel que :

$$w_{i,nouveau} = w_{i,ancien} - \frac{\partial E}{\partial w_{i,ancien}}$$

Cette étape est répétée jusqu'à atteindre une valeur minimale pour ($w_{i,ancien} - w_{i,nouveau}$). Cette phase d'estimation des coefficients w_i de la régression s'effectue sur une base de données connue et s'appelle généralement phase d'apprentissage du Réseau de Neurones Artificiels.

2. *Validation.* Sur une autre base de données connue qui n'est pas utilisée dans la phase d'apprentissage, on teste statistiquement la validité de la fonction de régression trouvée. Si la concordance entre les valeurs Y connues et les valeurs estimées $Y - \hat{Y}$ par le modèle est statistiquement satisfaisante, on peut passer à l'utilisation de la fonction de régression dans une dernière phase.
3. *Application.* Cette dernière phase consiste donc à utiliser la fonction de régression en mode prévision pour estimer des valeurs Y inconnues.

Dans un Réseau de Neurones artificiels, la phase d'apprentissage précédente se double d'une optimisation supplémentaire à celle des coefficients w_i . L'équation de la fonction de régression neuronale, $Y = \sum_j w_j \times f(\sum_i w_i x_i)$, montre qu'il y a plusieurs fonctions sigmoïdes associées. L'indice j varie de 1 à n et représente le nombre de fonctions sigmoïdes comprises dans le Réseau. Il faut donc trouver le nombre optimum de sigmoïdes, c'est-à-dire trouver la valeur de n . Finalement les coefficients w_j sont estimés. Cette phase d'estimation est conduite de façon itérative. Elle est menée parallèlement à l'estimation des coefficients w_i , suivant la règle du Delta mentionnée précédemment. Dans le jargon statisticien, cette phase s'appelle l'optimisation du nombre de Neurones Artificiels cachés inclus dans le Réseau.

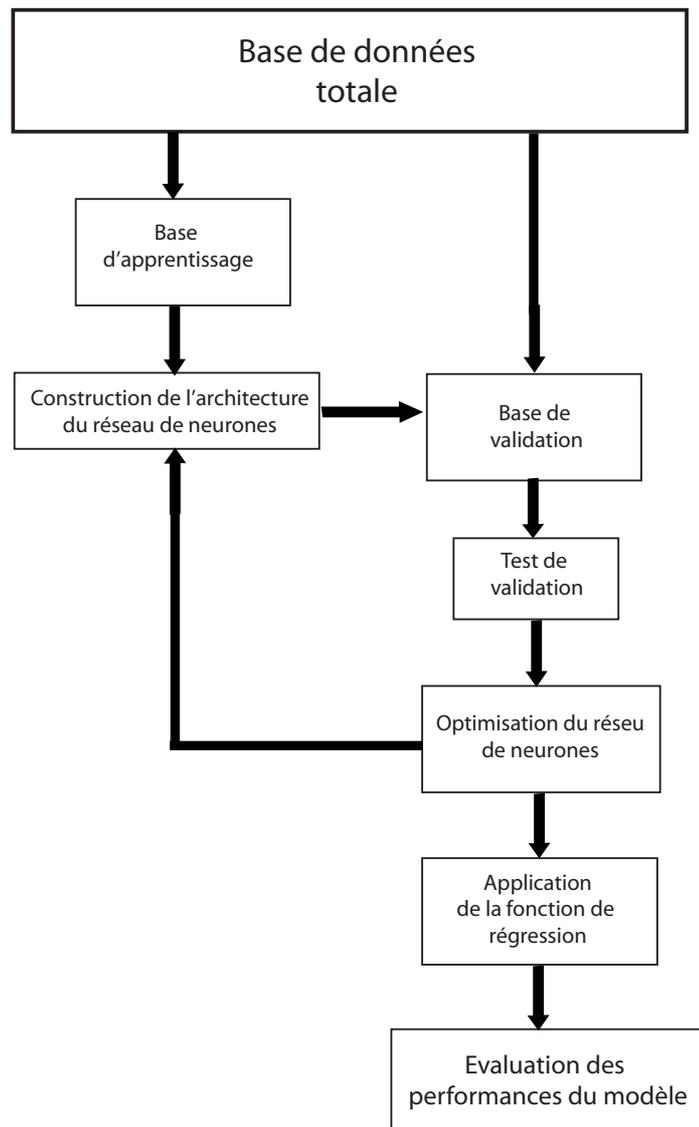


Figure II.32. – Schéma général de la mise en oeuvre du modèle neuronal.

La figure II.32 présente schématiquement les étapes pour la mise en oeuvre du modèle.

■ Base de données

La base de données intègre les variables d'entrée (x_i) et de sortie du modèle (Y). Le choix de variables est une étape primordiale car elle conditionne directement la qualité du modèle construit. En effet, un nombre trop élevé de variables implique un problème dans l'apprentissage du modèle pouvant entraîner un surdimensionnement du modèle. Par ailleurs, il est évident que la pertinence de variables sélectionnées conditionne les capacités du modèle à reproduire les concentrations. Les paramètres ont été retenus sur la base de connaissances du polluant étudié ici, les NO_x. Le contenu de la base de données est la suivante (cf. tableau II.12) :

- *Variable de sortie.* C'est la grandeur à modéliser Y ; il s'agit ici des concentrations des NOx. Les concentrations correspondent aux moyennes horaires mesurées par les stations de CDG-nord et CDG-sud sur trois années sélectionnées (de 2005 à 2007). Pour la station CDG-D16, les concentrations prises en compte correspondent uniquement à la période de mai à décembre 2007. Les concentrations maximales ont été retirées de cette base de données. Ces valeurs extrêmes ont été arbitrairement fixées aux concentrations moyennes horaires supérieures au centile 99 %. Le modèle construit dans ce travail ne sera donc pas représentatif des quelques pics de pollution de concentration supérieure ou égale au centile 99 %. Cette démarche a été en effet entreprise dans un premier temps pour quantifier le comportement "moyen" sur la zone aéroportuaire, ce qui est déjà un atout dans la problématique actuelle ; par ailleurs, la modélisation des valeurs extrêmes est toujours plus difficile que celle des valeurs moyennes [e.g. Dutot et al., 2003]. Le modèle obtenu devra donc être complété par une nouvelle approche si, dans l'avenir, la demande se focalise sur les pics de concentration.
- *Variables d'entrée.* Ces variables doivent rendre compte de la variabilité des concentrations atmosphériques due à la fois à la dynamique, aux émissions et à la réactivité chimique. Dans un premier temps le modèle construit dans ce travail représentera uniquement la variabilité engendrée par la dynamique de l'atmosphère. La dispersion de polluants dans l'atmosphère dépend des caractéristiques turbulentes de l'écoulement dans la couche limite atmosphérique (CLA). La variation de la hauteur de la CLA conditionne ainsi les concentrations de polluants (cf. section I-1.2). Ces concentrations sont également conditionnées par les paramètres météorologiques. Par exemple, aux vents forts, les polluants se dispersent rapidement. A l'opposé, aux vents faibles les polluants peuvent se retrouver localement en concentration élevée. Nous retiendrons donc comme variables d'entrée dans le modèle la hauteur de la CLA, la direction et la vitesse du vent. La température de l'air a été également ajoutée car c'est un paramètre météorologique qui influence également les concentrations dans l'atmosphère. Ces données ont été extraites de la base enregistrée par METEOFRACTANCE sur la station de mesure localisée à l'intérieur de l'aéroport. La hauteur des capteurs pour la température, la vitesse et la direction du vent sont conformes aux prescriptions normatives de la météorologie internationale. Aux variables dynamiques ont été ajoutées des variables temporelles. Elles permettent d'introduire dans le modèle une caractérisation sur différentes échelles de temps. Les variables temporelles utilisées sont : (i) le jour de l'année, pour prendre en compte les concentrations sur plusieurs périodes de l'année, (ii) l'heure du jour pour apporter au modèle l'information concernant la variation journalière de concentrations et (iii) la différenciation entre les jours de la semaine et du week-end, pour prendre en compte les influences associées aux sources extérieures (cf. section II-4.8).

Tableau II.12. – Variables retenues pour constituer la base de données.

Variables d'entrée		Variables de sortie
Variabes physiques	Variabes temporelles	
Hauteur de la couche limite	Jour de l'année	Concentration des NO _x
Direction du vent	Heure du jour	
Vitesse du vent	Séparation jour de la semaine	
Température de l'air	et du week-end	

■ Optimisation des coefficients w_i et w_j dans la phase d'apprentissage

Dans ce travail nous avons utilisé un algorithme de régression neuronale développé par la société NETRAL¹. Ce logiciel a été initialement développé avec l'aide du laboratoire d'électronique de l'Ecole Supérieure de Physique et Chimie Industrielles de la ville de Paris. Ce logiciel a l'avantage de permettre un large accès au code source pour introduire des modifications personnelles éventuelles. Avec ce logiciel nous avons construit un Réseau de Neurones Artificiels dont la fonction non linéaire utilisée est la fonction tangente hyperbolique ($\tanh(A) = \frac{e^A - e^{-A}}{e^A + e^{-A}}$). D'autres fonctions en S auraient pu être utilisées mais des essais ont montré que les résultats finaux n'en étaient pas améliorés. La méthode d'optimisation itérative de l'estimation des coefficients de régression est la méthode de rétro propagation de Levenberg-Maquardt [Dreyfus et al., 2002].

L'optimisation du modèle consiste à déterminer à la fois la valeur des coefficients de régression w_i et le nombre de neurones cachés dans le réseau. Dans cette phase d'apprentissage il faut éviter d'introduire trop de neurones car cela engendrerait un surdimensionnement de la fonction de régression. La réalisation d'un test sur un jeu de données de validation est effectuée sur l'erreur quadratique $E_{validation}$. Sur cette base de données de validation $E_{validation}$ diminue régulièrement tant qu'un surdimensionnement du réseau de neurones n'est pas atteint. On stoppe donc le processus itératif d'estimation des valeurs w_i et du nombre de neurones cachés juste avant une augmentation de $E_{validation}$. Cette technique nécessite donc deux bases de données connues : celle de l'apprentissage et celle de la validation. Dans le cas de données chronologiques, on garde généralement une année complète en validation et plusieurs années tout aussi complètes en apprentissage pour capter les variations cycliques annuelles. L'absence d'un nombre suffisant de données en années complètes ne nous a pas permis d'utiliser cette approche. Une autre approche dite du leave-one-out a été utilisée. Cette approche est un cas particulier de la validation en aveugle [Dreyfus et al., 2002]. Pour ce travail, avant chaque itération d'estimation des coefficients de régression on retire un exemple de la base de données d'apprentissage (leave-one-out). L'apprentissage est conduit sur $(n - 1)$ données. Cette opération est répétée n fois et l'erreur quadratique $E_{validation}$ sur les données retirées est calculée. Ces données constituent petit à petit la base de validation. Un

¹<http://www.netral.com>

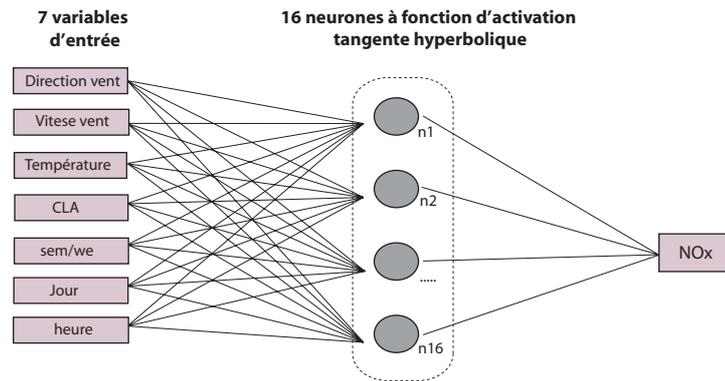


Figure II.33. – Schéma final du réseau de neurones utilisé dans ce travail. 7 variables d'entrée, 1 variable de sortie. L'architecture du réseau est construite avec 16 neurones dans la couche cachée.

indicateur statistique, dit coefficient de généralisation [Dreyfus et al., 2002], sert à estimer l'erreur quadratique de cette validation, $E_{validation}$. Le meilleur modèle (estimation des valeurs des w_i et du nombre de neurones cachés) est obtenu pour un coefficient de généralisation le plus proche possible de 1, ce qui correspond à $E_{validation}$ minimum. Cette validation en aveugle permet donc de garder la totalité des données pour l'apprentissage et d'évaluer efficacement les performances du modèle neuronal. Finalement, le meilleur modèle a été obtenu avec 16 neurones dans la couche cachée. La figure II.33 présente le schéma final du réseau de neurones retenu pour ce travail. L'architecture du réseau de neurones est définie essentiellement par le nombre de neurones et leur schéma d'interconnexion.

■ Evaluation de performances du modèle

La performance du réseau est évaluée sur sa capacité à généraliser les résultats de l'apprentissage et à reproduire fidèlement les données utilisées pour la validation. Le tableau II.13 présente l'analyse de ces résultats. La racine carrée de l'erreur quadratique E moyen ($R.C.E.Q.M$) représente l'écart type des valeurs modélisées aux valeurs observées. Les stations CDG-nord et CDG-sud présentent un écart type deux fois plus faible que celui de la station CDG-D16. La station CDG-D16 reporte en effet des valeurs absolues plus élevées du fait que les concentrations correspondent essentiellement à la période automne/hiver de l'année 2007. Cela a peut-être entraîné une plus faible dispersion des mesures modélisées. Les écarts précédents ($R.C.E.Q.M$) normalisés à la valeur moyenne (\bar{v}) montrent donc une variation légèrement plus faible sur CDG-D16 par rapport aux deux autres stations. Néanmoins la comparaison entre les stations périphériques et la station centre est biaisée par le fait que les concentrations mesurées sur CDG-D16 couvrent moins d'une année de mesures, alors que les deux autres stations couvrent trois ans. Nous observons ce même phénomène sur le coefficient de corrélation. Il est du même ordre de grandeur pour les deux stations périphériques (0,76-0,78) et meilleur pour CDG-D16 (0,87).

Tableau II.13. – Analyse des résultats de la validation du modèle.

Paramètre	CDG-nord	CDG-D16	CDG-sud
<i>R.C.E.Q.M</i> de l'apprentissage	20,7	45,3	22,5
<i>R.C.E.Q.M</i> de la validation	20,9	47,6	22,7
<i>R.C.E.Q.M</i> / $\bar{\sigma}$	0,55	0,42	0,57
Coefficient de corrélation	0,770	0,866	0,756

En conclusion nous retiendrons que les performances du modèle sont équivalentes sur les stations CDG-nord et CDG-sud et peut être artificiellement meilleures (mais biaisées) sur CDG-D16.

La figure II.34 présente les diagrammes de dispersion entre la concentration des NO_x "observée" et "estimée" sur les données d'apprentissage. Le modèle explique 59 %, 57 % et 75 % de la variabilité des NO_x observée pour respectivement CDG-nord, CDG-sud et CDG-D16. Ces performances sont globalement satisfaisantes. Cependant, il sera possible de les améliorer dans l'avenir, notamment au niveau de sa structure (*e.g.* nombre de neurones dans la couche cachée).

La figure II.35 représente le résidu ($Y - \hat{Y}$) entre les valeurs observées et les valeurs modélisées en fonction des variables dynamiques d'entrée du modèle. La vitesse du vent et la hauteur de la couche de mélange génèrent des erreurs non constantes sur l'ensemble du spectre de leurs valeurs. En effet l'erreur du modèle (le résidu) est plus importante pour les faibles vitesses de vent et les faibles hauteurs de couche de mélange. L'erreur du modèle est quasiment constante en fonction de la température de l'air et la direction du vent. Dans l'avenir une amélioration du modèle pourrait donc passer par une amélioration sur ces deux premières variables.

5.4. Résultats

Le modèle est statistiquement satisfaisant et permet son utilisation en termes de prévision. Le modèle estime donc la concentration des NO_x en fonction des variables météorologiques et des données chronologiques. Cette prévision sera néanmoins ponctuelle, liée à la valeur intrinsèque des variables ; elle n'aura pas le caractère moyen des analyses réalisées dans la section II-4. Les résultats du modèle montrés ici ont été centrés sur l'analyse de la concentration par secteur de vent. La direction de vent est en effet un descripteur déterminant pour les niveaux de concentration des NO_x observés sur les trois stations ; il est également déterminant pour la quantification de la contribution des NO_x par l'activité aéroportuaire. Ne pouvant décrire et tester tous les scénarios possibles, nous allons donc définir un scénario typique et nous attacher à décrire finement la

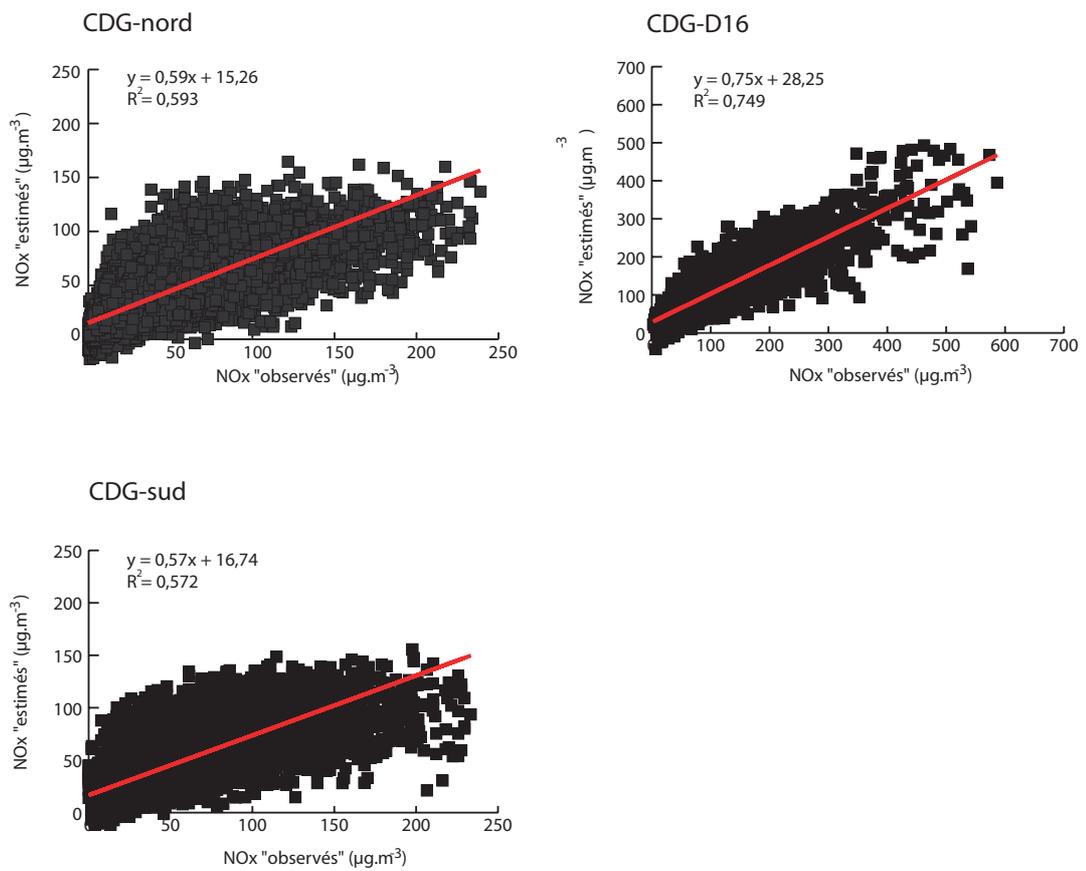


Figure II.34. – Diagramme de dispersion entre NOx "observés" et NOx "estimés" sur la station CDG-nord, CDG-D16 et CDG-sud.

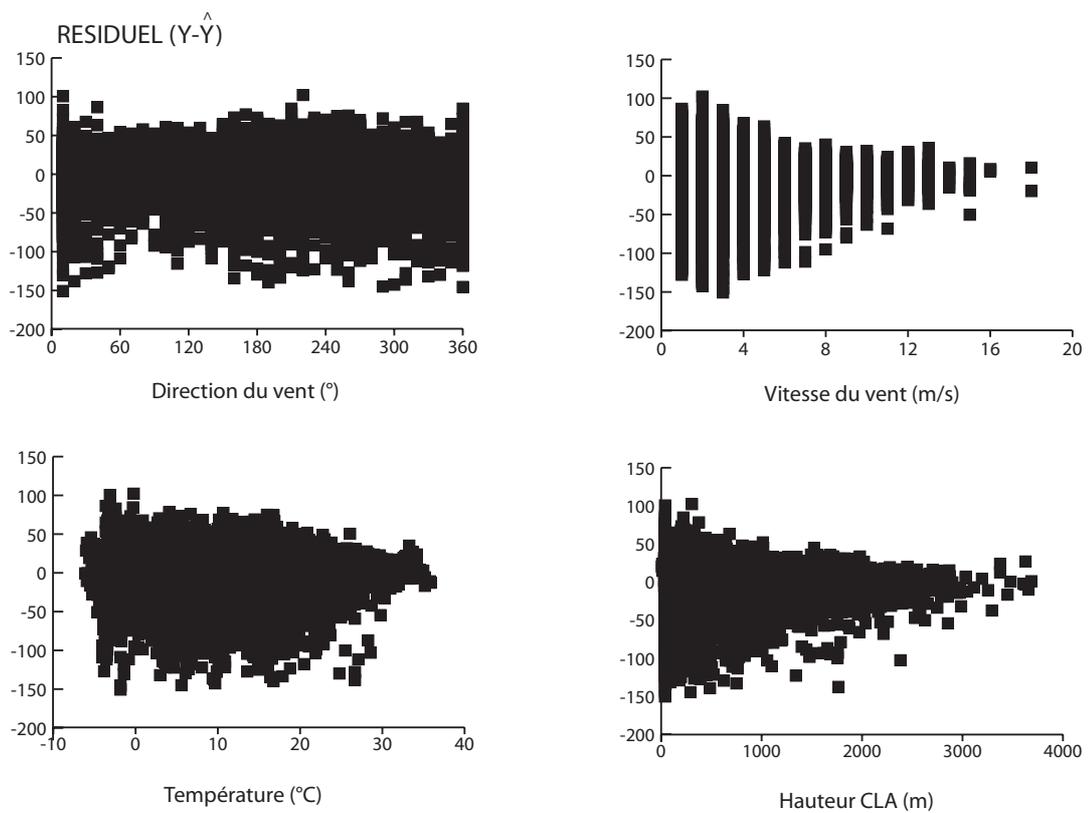


Figure II.35. – Résiduel ($Y - \hat{Y}$) en fonction des variables dynamiques d'entrée : vitesse et direction du vent, température de l'air et hauteur de la couche limite atmosphérique. Station CDG-nord.

Tableau II.14. – Paramètres utilisés pour la construction des scénarios hivernal et estival.

	Heure (LT)	Vitesse du vent (m/s)	Température de l'air (°)	CLA (m)
Hiver (jour 355)	9h00	4	3	350
Eté (jour 205)	9h00	4	17	310

prévision donnée par le modèle. Cette estimation porte évidemment sur les concentrations prévues mais peut aussi intégrer la quantification de la contribution des sources des NOx pour le scénario typique défini.

■ Définition des scénarios

Nous avons défini deux scénarios pour évaluer les concentrations des NOx observées sur les stations CDG. Le premier décrit des conditions hivernales moyennes rencontrées sur la zone aéroportuaire. Le deuxième décrit des conditions estivales. Les prévisions sont réalisées pour les concentrations maximales journalières observées (cf. section II-4.6). Ces concentrations ont été observées à 9h00 (heure locale). Nous avons également séparé les jours de la semaine et ceux du week-end. Le tableau II.14 présente les paramètres utilisés pour la construction de chaque scénario. La vitesse du vent, la température de l'air et la hauteur de couche limite correspondent à la médiane de chacune de ces variables suivant la saison et l'heure de la journée.

■ Concentration des NOx par secteur de vent sur les stations CDG

Scénario hivernal.

La figure II.36a présente la variation de la concentration par secteur de vent à 9h00 en jour de semaine et pour une vitesse de vent de 4 m/s, une température de 3°C et une CLA de 350 m. Sur la station CDG-nord les concentrations maximales sont observées sous le vent de l'aéroport (180°-240°). La concentration moyenne est de 118 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (écart type 5 $\mu\text{g.m}^{-3}$). Les concentrations plus basses sont observées sous le vent de secteur nord-ouest. Elles sont de l'ordre de 78 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (écart type 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$). Cela suggère l'absence de sources extérieures importante lorsque la station CDG-nord est sous le vent du secteur nord/ouest, en accord avec la géographie du site.

Sur la station CDG-D16, localisée au coeur de la plate-forme, la variation de la concentration par secteur de vent montre également des concentrations maximales sous un vent du sud. La concentration est en moyenne de 352 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (écart type 5 $\mu\text{g.m}^{-3}$). Cette concentration peut localement être attribuée au trafic de la route de service située à une vingtaine de mètres au sud. A cette source de proximité s'ajoutent les sources aéroportuaires plus éloignées (*i.e.* activité du

terminal, émissions au niveau de la piste de décollage et d'atterrissage...) ainsi que l'influence du panache de l'agglomération parisienne. Les concentrations minimales sur CDG-D16 sont observées sous un vent du nord. La concentration moyenne sur ce secteur est de $176 \mu\text{g.m}^{-3}$ (écart type $55 \mu\text{g.m}^{-3}$). Au nord immédiat de la station CDG-D16 se trouve la zone de stationnement et les voies d'accès des avions. Cette zone est plus ventée, ce qui semble influencer directement le niveau de concentration estimé. Les concentrations sur CDG-D16 sont cependant entre 98 et $234 \mu\text{g.m}^{-3}$ plus élevées que sur CDG-nord, soit une augmentation de l'ordre de 60 %.

Sur la station CDG-sud, la variation de concentration en fonction du vent présente des concentrations maximales sous le vent de l'aéroport (330° - 30°). La concentration moyenne est de $104 \mu\text{g.m}^{-3}$ (écart type $4 \mu\text{g.m}^{-3}$). Les concentrations minimales ($89 \mu\text{g.m}^{-3}$, écart type $2 \mu\text{g.m}^{-3}$) sont observées sur le secteur sud-est. Dans ces conditions, l'influence des émissions aéroportuaires est observable. Toutefois, l'écart de concentration observé entre les deux secteurs de vent est moins marqué que celui observé sur la station CDG-nord. La concentration moyenne sur cette station est entre 40 % et 75 % plus basse que celle observée sur la station CDG-D16.

On remarque par ailleurs que sur les stations CDG-nord et CDG-D16, la concentration des NO_x observée à 10° est sensiblement différente de celle observée à 360° . Sur CDG-nord la différence de concentration entre ces deux secteurs de vent est de 20 %. Cette différence est de 42 % sur la station CDG-D16. Cet écart indique un problème dans l'apprentissage du modèle, signe qu'il devra être amélioré dans l'avenir. De plus, sur CDG-D16 les barres d'erreur sont plus importantes que sur les autres stations. Cela est vraisemblablement lié au plus faible nombre de données recueillies sur cette station.

Scénario estival.

La figure II.36b montre l'évolution de la concentration des NO_x par secteur de vent pour le scénario estival à 9h00 en jour de semaine et pour une vitesse de vent de 4 m/s, une température de 17°C et une CLA de 310 m. Les profils de concentration des NO_x sont analogues à ceux observés pour le scénario hivernal. Comme attendu, les concentrations simulées des NO_x sur l'ensemble des stations sont plus basses en été qu'en hiver. La concentration des NO_x diminue en moyenne de $24 \mu\text{g.m}^{-3}$ (écart type $2 \mu\text{g.m}^{-3}$) et de $36 \mu\text{g.m}^{-3}$ (écart type $7 \mu\text{g.m}^{-3}$) sur les stations CDG-nord et CDG-sud respectivement. Les concentrations diminuent de $72 \mu\text{g.m}^{-3}$ (écart type $27 \mu\text{g.m}^{-3}$) sur la station CDG-D16.

En conclusion pour les deux scénarios, la station en amont de l'aéroport présente les concentrations minimales ; ensuite les concentrations estimées sur la station CDG-D16 augmentent respectivement en moyenne de 40 % et 75 % sous un vent du nord et du sud. L'écart de concentration

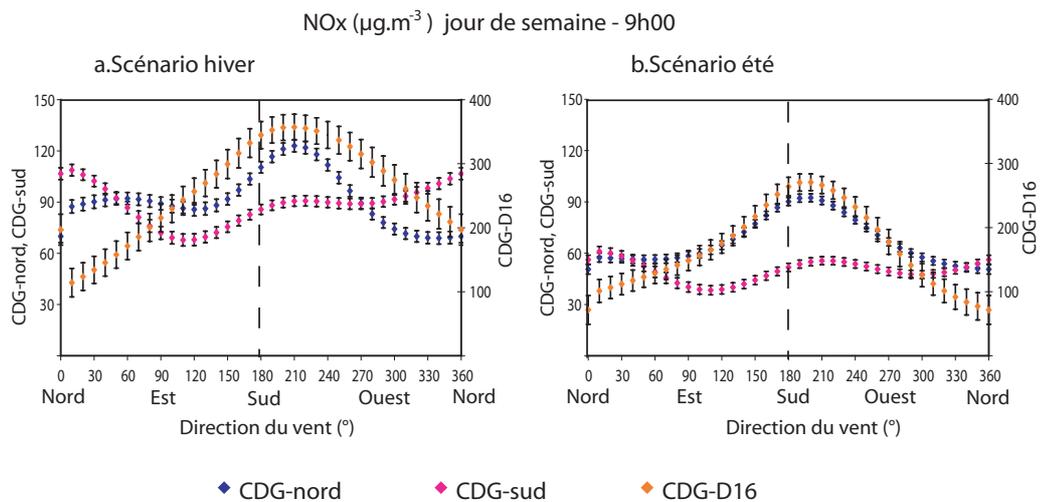


Figure II.36. – Concentration des NOx par direction de vent en hiver (a) et en été (b) sur les stations CDG. Les barres d'erreur représentent l'intervalle de confiance gaussien de l'erreur modèle au niveau de confiance 95 %.

est plus important entre la station CDG-sud et CDG-D16. Les sources aéroportuaires sont en effet plus intenses au sud de la plate-forme (cf. section II-4.8).

■ Rapport semaine/week-end

Le rapport semaine/week-end a été utilisé dans la section II-4.6 pour observer l'évolution hebdomadaire des concentrations ainsi que pour évaluer l'influence des sources extérieures sur la plate-forme. Nous effectuons maintenant cette évaluation avec les résultats du modèle neuronal.

Scénario hivernal.

La figure II.37a présente l'évolution par secteur de vent du rapport semaine/week-end (sem/we) pour le scénario hivernal. Les stations CDG-nord et CDG-sud présentent un rapport sem/we plus élevé en amont de l'aéroport, signe de l'influence majoritaire du trafic routier sur la concentration des NOx observée sur ces stations. Ce rapport est compris entre 1,4 et 3,0. Le rapport maximal est observé sous un vent de nord et d'est/sud-est sur CDG-nord et CDG-sud respectivement. En aval de l'aéroport, ces stations présentent un rapport sem/we plus bas, signe de l'influence des émissions des NOx par l'activité aéroportuaire. Sur la station CDG-D16 le rapport est autour de 1,0 à l'exception de valeurs observés par vent du nord. Les concentrations simulées sont jusqu'à trois fois plus élevées en semaine qu'en week-end. Ces résultats suggèrent que les concentrations des NOx observées sur CDG-D16 par vent du nord sont moins influencées par l'activité aéroportuaire.

Scénario estival.

La figure II.37b présente l'évolution, par secteur de vent, du rapport semaine/week-end pour le scénario estival. Sur la station CDG-nord, le rapport sem/we est en moyenne de 5,0 sous un vent

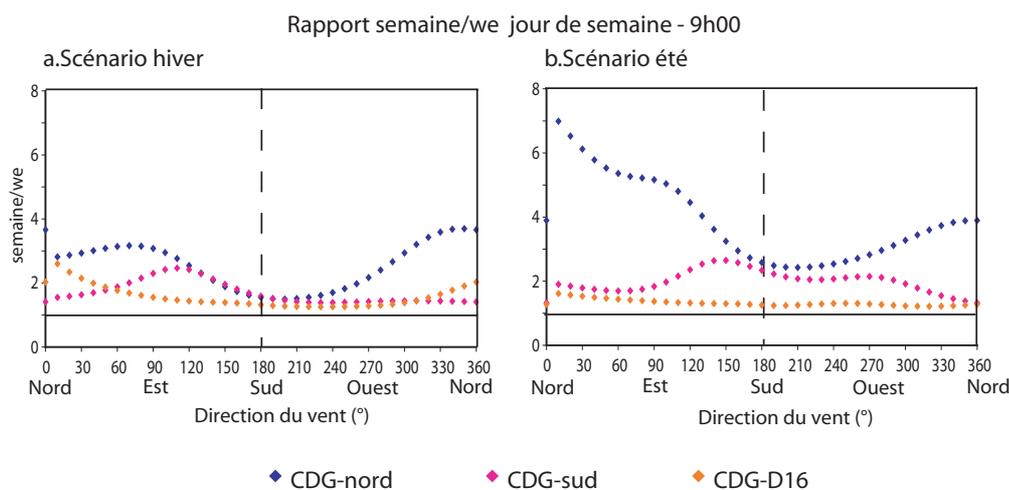


Figure II.37. – Rapport semaine/week-end par direction de vent en hiver (a) et en été (b) sur les stations CDG.

du nord et de 2,7 sous un vent du sud. Sur la station CDG-sud, le rapport est en moyenne de 1,5 sous un vent du nord. Ce rapport est en moyenne 2,3 sur une large moitié sud. Sur la station CDG-D16 la moyenne du rapport sem/we sur tous les secteurs de vent est de 1,4.

Conclusion.

Ces résultats confirment l'influence vraisemblable des sources extérieures sur les concentrations observées à la station CDG-nord. Sur cette station, la différence de concentration est particulièrement marquée sous un vent du nord. Sur la station CDG-sud, cette différence est plus marquée sous un vent du sud-est en période estivale. A l'exception du rapport sem/we observé par vent du nord en période hivernale, les concentrations modélisées sur la station CDG-D16 reproduisent bien les observations sur la variabilité hebdomadaire (cf. section II-4.6) et mettent en évidence l'influence prépondérante de l'activité aéroportuaire sur cette station. De manière générale, les résultats observés sont en accord avec ceux reportés dans la section II-4.6.

■ Quantification de la contribution des NO_x par l'activité aéroportuaire avec le modèle neuronal

Dans la section II-4.8 nous avons quantifié la contribution des NO_x par l'activité aéroportuaire en nous fondant sur l'écart de concentrations observé entre la station en amont et la station en aval ainsi que sur la différence de concentrations semaine/week-end. Cette même approche est utilisée ici pour quantifier la contribution des NO_x par l'activité aéroportuaire à partir de concentrations estimées avec le modèle neuronal. Ces résultats sont donc ponctuels et relatifs aux valeurs d'entrée contrairement aux analyses reportées dans la section II-4.8 où les contributions calculées étaient moyennées. Les quatre origines cumulatives identifiées dans la section II-4.8 sont reprises ici avec la même définition : l'apport des NO_x de l'atmosphère de fond, l'apport des NO_x par

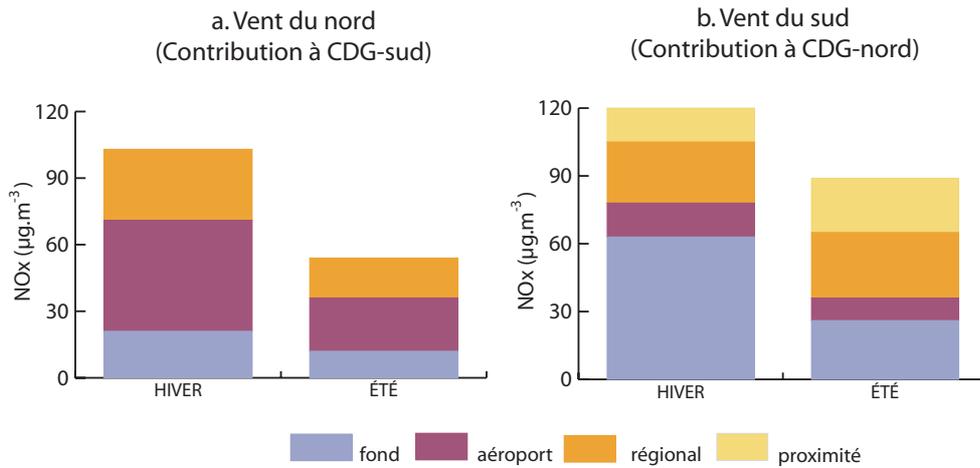


Figure II.38. – Contributions modélisées de différentes sources des NOx par vent du nord (a) et par vent du sud (b).

l'activité aéroportuaire, l'apport des NOx par des sources régionales, l'apport des NOx par des sources de proximité immédiate. L'approche neuronale, permet néanmoins une quantification plus fine et permet notamment de distinguer la contribution de sources en fonction de la saison.

Vent du nord.

La figure II.38a présente les concentrations des NOx attribuées aux différentes sources pour les scénarios hivernal et estival. La concentration des NOx de "fond" est de $12 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $21 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour le scénario hivernal et estival respectivement. L'apport "régional" représente $32 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour le scénario hivernal. Cet apport représente $18 \mu\text{g.m}^{-3}$ sur le scénario estival. Enfin, la contribution attribuée à l'activité aéroportuaire est de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ en hiver et deux fois plus basse en été ; celle-ci contribue pour 45 % à 50 % aux concentrations des NOx.

Vent du sud.

La figure II.38b présente les concentrations des NOx de différentes sources pour le scénario hivernal et estival. L'apport de "fond" est plus élevé que celui observé sous un vent du nord. En hiver cet apport représente $63 \mu\text{g.m}^{-3}$. En période estivale il est de $26 \mu\text{g.m}^{-3}$. Cette contribution représente entre 30% et 50%. L'apport "régional" est similaire sur les deux scénarios. Il est en moyenne de $28 \mu\text{g.m}^{-3}$. L'apport "aéroportuaire" est également similaire sur les deux scénarios, de l'ordre $12 \mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne. Pour un vent du sud, les sources aéroportuaires contribuent pour 12 % aux concentrations des NOx aussi bien en été qu'en hiver.

5.5. Conclusion

Un modèle statistique neuronal a été construit pour estimer les concentrations des NO_x en fonction des paramètres météorologiques essentiels. Il est basé sur les observations de 2005 à 2007. Ce modèle validé permet maintenant de quantifier les variations des NO_x pour des scénarios ponctuels. Les résultats du modèle ont permis d'estimer les concentrations sur les stations CDG pour deux scénarios représentatifs des conditions moyennes hivernales et estivales

La concentration des NO_x en fonction de la direction du vent présente un profil analogue sur les deux scénarios considérés. Sur les stations CDG-nord et CDG-sud, les concentrations sont systématiquement plus élevées sous le vent de l'aéroport. Elles sont de l'ordre de 100 à 120 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et de 60 à 90 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en été et en hiver respectivement. Sur la station CDG-D16, la concentration maximale simulée est observée sous un vent du sud. Elle est de l'ordre de 250 à 350 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Le panache de la région parisienne semble influencer également les concentrations observées sur cette station.

La comparaison des concentrations simulées entre la station centre (CDG-D16) et les stations périphériques (CDG-nord et CDG-sud) montre une dispersion importante au sein de la plate-forme. En effet, les concentrations simulées des NO_x sur les stations périphériques diminuent en moyenne de 34 % à 80 % selon le scénario analysé par rapport aux concentrations simulées au coeur de la plate-forme. La contribution des NO_x par l'activité aéroportuaire et les sources extérieures a par ailleurs été quantifiée. Pour les scénarios étudiés sur les stations périphériques, la contribution des activités aéroportuaires sur les concentrations des NO_x simulées varie entre 12 % et 50 %.

Cette étude avait pour objectif de tester le modèle en termes de prévision. Notre travail a consisté à réaliser une première approche et à évaluer l'applicabilité du modèle pour le cas de l'aéroport. Ce modèle s'avère efficace en termes de prévision. Les résultats sont cohérents avec le traitement de données effectué à partir de concentrations horaires mesurées des NO_x (cf. section II-4.8). Toutefois, nous avons observé quelques incohérences au cours de notre analyse, notamment des problèmes de continuité des concentrations simulées lorsque la direction de vent varie entre 360° et 10° (vent du nord). Pour une application plus performante, le modèle devra sans doute être amélioré à l'avenir afin d'augmenter ses performances. Les améliorations devraient porter principalement sur :

- la réalisation de tests concernant la pertinence de variables d'entrée.
- des modifications sur la base de données : inclure les centiles 99 pour simuler les concentrations maximales des NO_x. Par ailleurs la base de données de la station CDG-D16 doit être élargie

en incluant les mesures de l'année 2008.

Enfin, le modèle neuronal pourra aussi être utilisé avec des données issues de la prévision météorologique, fournies par METEOFRACTANCE (à J+1, J+2...). L'approche devrait permettre de prévoir les niveaux de concentration en NO_x sur la plate-forme à partir des conditions météorologiques estimées pour les prochains jours.

6. Variabilité de l'ozone sur la plate-forme Charles-De-Gaulle

Les concentrations élevées d'ozone sont nocives pour la santé humaine et altèrent notablement les processus physiologiques des plantes. Les teneurs en ozone dans l'atmosphère sont de ce fait réglementées. C'est aussi pour cette raison que le laboratoire d'Aéroports de Paris mesure en continu les concentrations d'ozone sur les stations CDG-nord et CDG-sud.

Nous avons vu dans le chapitre I (cf. section I-1.1) que l'ozone est produit par l'oxydation de composés organiques en présence des NO_x. L'échelle de temps associée à la production de d'ozone excède typiquement quelques heures. Cette échelle correspond aux temps de vie des composés organiques les plus volatiles (cf. tableau I.1, page 14).

L'étendue spatiale de la plate-forme est de quelques kilomètres (7 kilomètres de long pour 4 kilomètre de large). Pour les conditions de vent faible (3 m/s), l'atmosphère de la plate-forme est ainsi renouvelée à une échelle de temps inférieure à la demi-heure. L'impact de l'activité aéroportuaire sur la production d'ozone dépasse clairement l'échelle locale ; ce point est abordé dans le chapitre IV. Aucune production supplémentaire significative d'ozone n'est donc attendue au sein même de la plate-forme à partir des COV et des NO_x émis par l'ensemble de l'activité aéroportuaire. En revanche, l'ozone "importé" sur la plate-forme réagit avec le NO sur des échelles de temps courtes, de l'ordre de quelques minutes. En situation nocturne, la transformation conduit à titrer l'ozone selon $\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$. En situation diurne, les sources locales de NO conduisent à déplacer l'équilibre photo-stationnaire O₃/NO₂/NO en diminuant l'ozone (cf. section I-1.3). La concentration d'ozone observée sur la plate-forme doit ainsi être inférieure aux concentrations observées sur les stations "de fond" environnantes.

6.1. Distribution des concentrations d'ozone

■ Graphiques Box-plot

La figure II.39 présente la distribution des concentrations en ozone observée en 2007 sur les stations CDG-nord et CDG-sud. Pour 2007, la concentration moyenne est de 37 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur

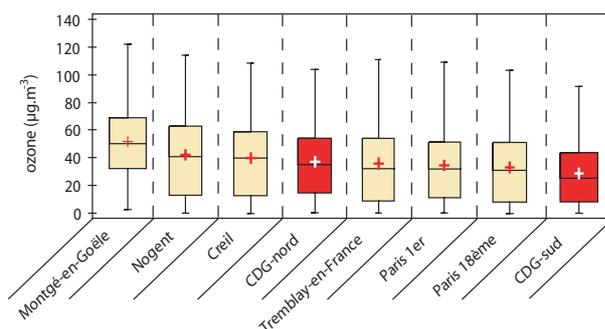


Figure II.39. – Graphiques box-plots des concentrations d’ozone des stations aéroportuaires, stations périurbaines et stations urbaines et rurales. Année 2007. La partie rectangulaire du graphique s’étend du premier au troisième quartile, couvrant la moitié centrale de chaque échantillon. La médiane est représentée par la ligne centrale dans chaque boîte. La moyenne est représentée par le symbole "plus". Les barres verticales représentent les centiles 2 et 98.

CDG-nord et de $29 \mu\text{g.m}^{-3}$ sur CDG-sud. La concentration médiane est de $35 \mu\text{g.m}^{-3}$ et de $25 \mu\text{g.m}^{-3}$ sur CDG-nord et CDG-sud respectivement. Les valeurs de pointe (centile 98) sont de l’ordre de $104 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $92 \mu\text{g.m}^{-3}$ sur la station CDG-nord et CDG-sud respectivement. La figure II.39 présente également la distribution de la concentration d’ozone observée pour les stations urbaines, périurbaines et la station rurale sélectionnées dans le cadre de cette étude (cf. section II-2). Comme pour les NO_x (cf. section II-4.1), ces stations reportent des distributions voisines de celles observées sur CDG. Seule la station rurale Montgé-en-Goëlle présente de concentrations sensiblement plus élevées. Pour cette station, le centile 98 est de $122 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Le test ANOVA et le test de Fisher (cf. section II-4.1) ont été utilisés pour comparer les concentrations moyennes annuelles des stations CDG avec les stations de fond urbain et rural. Pour l’année 2007, ces tests concluent à une différence statistiquement significative entre les concentrations moyennes de l’ensemble des stations retenues pour cette étude pour un niveau de confiance de 95 %. De plus, la station CDG-sud présente une concentration moyenne annuelle en ozone significativement inférieure à celle observée sur CDG-nord. La différence est de $8 \mu\text{g.m}^{-3}$. La distribution de concentrations est systématiquement plus faible sur CDG-sud que sur CDG-nord. L’écart de centiles 98, 75, 50 et 25 entre les deux stations est respectivement de 12, 10, 9 et $7 \mu\text{g.m}^{-3}$. La concentration sur CDG-sud semble présenter un biais systématique. La cause de ce biais est indéterminée. Il pourrait s’agir d’un problème au niveau du positionnement de la tête de prélèvement qui limiterait le piégeage de l’ozone. Dans le cadre de ce travail nous avons jugé que les concentrations en ozone sur CDG-sud n’étaient pas représentatives. Elles ne sont donc pas présentées dans ce qui suit.

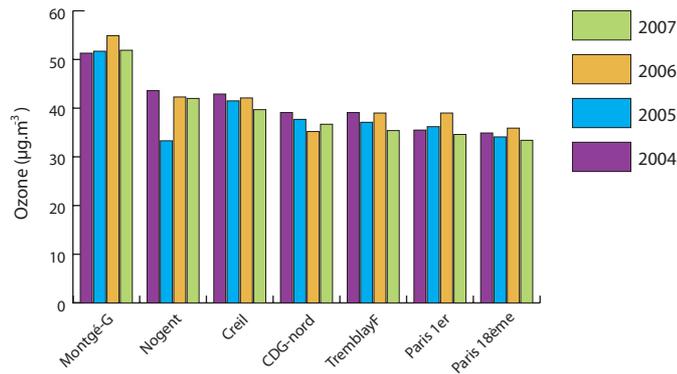


Figure II.40. – Evolution de la concentration moyenne en ozone de la station CDG-nord et des stations urbaines, périurbaines sélectionnées pour cette étude.

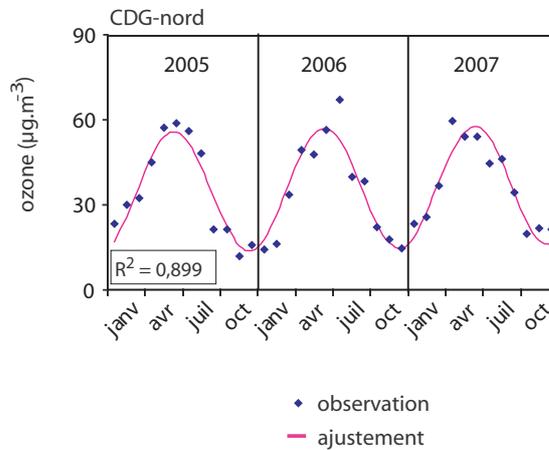


Figure II.41. – Evolution de l'ozone entre 2005 et 2007 sur CDG-nord. Les points représentent les moyennes mensuelles observées sur les différents sites. La courbe représente l'évolution ajustée sur un profil sinusoïdal.

6.2. Variabilité interannuelle et annuelle

La figure II.40 présente la concentration moyenne annuelle de l'ozone (depuis 2004) pour l'ensemble de stations considérées dans cette étude. Une décroissance de la concentration moyenne annuelle d'ozone sur CDG-nord et les stations périurbaines et urbaines est observable ; elle est de l'ordre de 6 % sur la période allant de 2004 à 2007. La concentration d'ozone présente un cycle annuel caractéristique avec des concentrations minimales en période hivernale et maximales en période estivale. En effet, durant cette période, l'activité photochimique intense conduit à une augmentation de la concentration d'ozone dans les basses couches de la troposphère (cf. section I-1.3). Ce cycle est également observé sur la plate-forme. L'évolution moyenne mensuelle de l'ozone sur la station CDG-nord est reportée sur la figure II.41. Le cycle annuel de O_3 sur CDG-nord peut être raisonnablement ajusté par une courbe sinusoïdale ($R^2 = 0,90$), comme pour les NO_x (cf. section II-4.3).

La figure II.42 présente les diagrammes de dispersion de la concentration moyenne mensuelle d'ozone (depuis 2005) sur CDG-nord en fonction de la concentration sur les stations de fond urbaines et rurales. La pente de la droite de régression est proche de la pente idéale 1. Elle est comprise entre 0,97 et 1,17. Le coefficient de détermination R^2 varie entre 0,90 et 0,95. Les concentrations d'ozone observées sur CDG-nord sont donc fortement corrélées aux stations de fond (urbain et rural) environnant la plate-forme. En particulier, la figure II.42 indique que les concentrations mensuelles sur CDG-nord présentent une variabilité quasi identique à celle observée sur Tremblay-en-France : la pente est de 1,04, l'ordonnée à l'origine est voisine de 0 et le coefficient de détermination R^2 est proche de 0,95. On note également une bonne corrélation entre CDG-nord et Montgé-en-Goële (la pente est de 1,17, R^2 est de 0,94) ; l'ordonnée à l'origine est voisine de $11 \mu\text{g.m}^{-3}$, en accord avec la diminution attendue sur CDG-nord. Cette valeur s'accorde sur l'écart de concentrations moyennes observées entre CDG-nord et Montgé-en-Goële ($15 \mu\text{g.m}^{-3}$).

6.3. Rose de concentration moyenne de l'ozone sur CDG

■ Concentration moyenne en période estivale de l'ozone par secteur de vent

L'analyse de l'ozone par secteur de vent est réalisée uniquement en période estivale (du 21 juin au 21 septembre 2007). C'est en effet durant cette période que la concentration d'ozone présente un intérêt dans le domaine de la surveillance de la qualité de l'air. La figure II.43 présente les roses de concentration moyenne de l'ozone sur la station CDG-nord pour l'été 2007. Les concentrations moyennes sont maximales sous un vent d'est. La concentration moyenne observée sous cette configuration est de $60 \mu\text{g.m}^{-3}$. Les concentrations minimales sont observées sous une configuration nord/sud. La concentration moyenne sur ces secteurs est de $43 \mu\text{g.m}^{-3}$. La figure II.43 présente également la rose de l'ozone pour la station CDG-sud, Tremblay-en-France et Montgé-en-Goële. Ces stations présentent une rose de pollution analogue à celle observée sur la station CDG-nord. Pour Tremblay-en-France la concentration moyenne sous le secteur est/nord-est est de $58 \mu\text{g.m}^{-3}$. Pour Montgé-en-Goële, la concentration moyenne d'ozone observée sous ce secteur de vent est de $80 \mu\text{g.m}^{-3}$. Toutefois, l'occurrence de vent de secteur nord/est et sud/est est faible (cf. figure II.11). Les roses de pollution présentées montrent que les trois stations analysées ici subissent la même influence des masses d'air à l'échelle régionale.

6.4. Evolution journalière de l'ozone

La figure II.44 présente l'évolution de la concentration moyenne horaire de l'ozone pour les différentes stations considérées dans cette étude. La concentration d'ozone présente une variation journalière caractéristique avec des concentrations minimales la nuit. En situation nocturne, l'ozone est en effet éliminé par de processus de dépôt, l'approvisionnement en ozone des couches

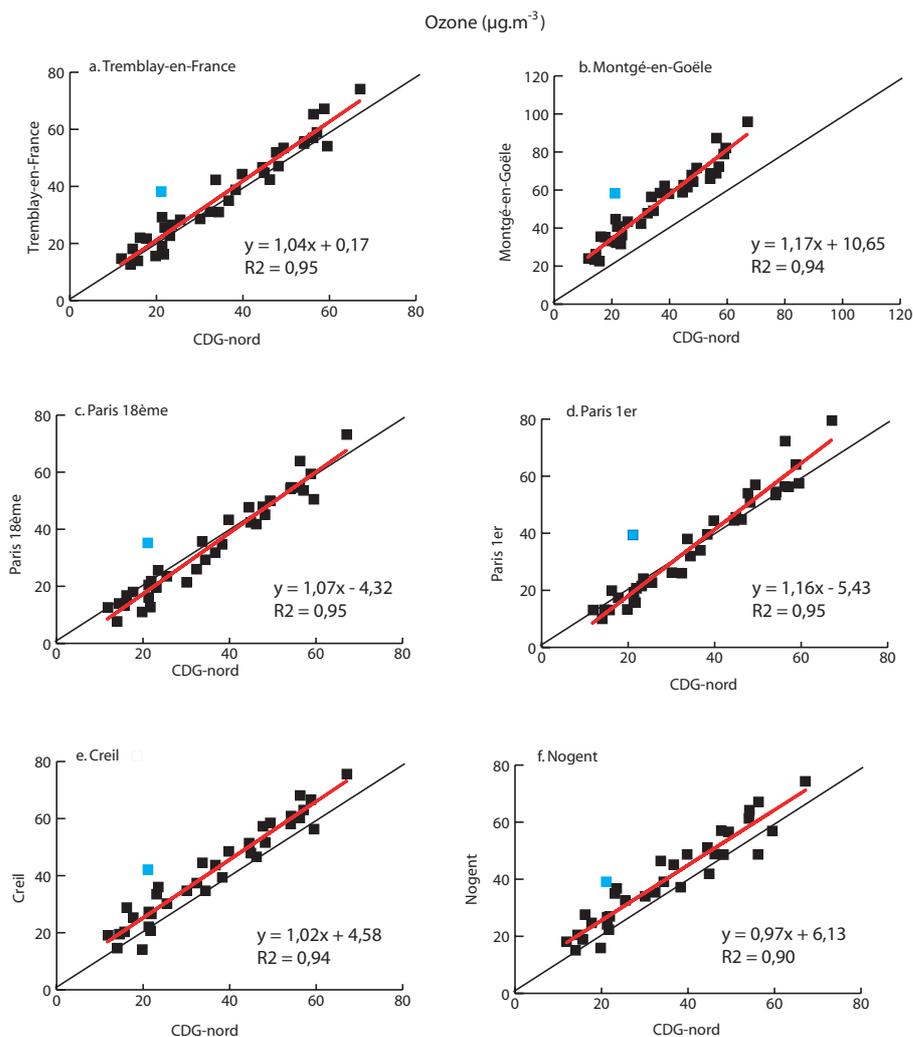


Figure II.42. – Diagramme de dispersion de la concentration moyenne mensuelle d’ozone sur CDG-nord en fonction de la concentration sur les stations du réseau de surveillance retenues pour cette étude. Année 2005-2007. Le point en bleu n’est pas considéré dans la régression.

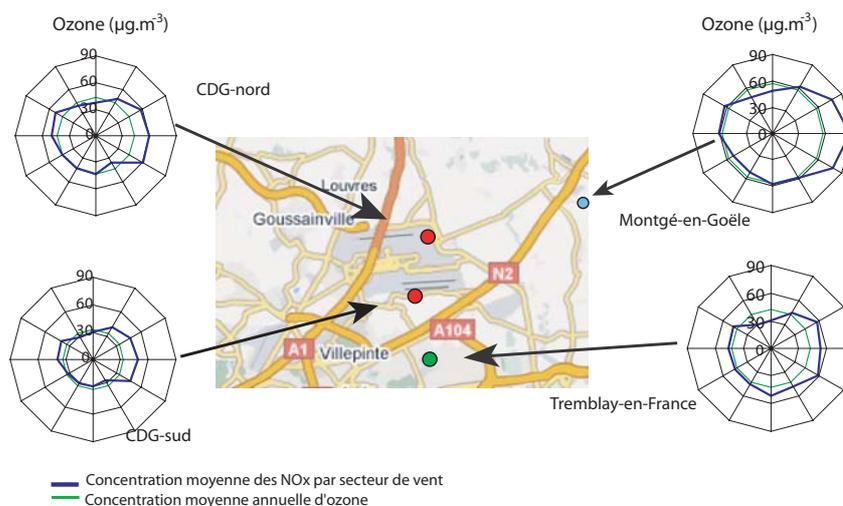


Figure II.43. – Rose de pollution de l'ozone de l'été 2007. CDG-nord, CDG-sud, Tremblay-en-France et Montgé-en-Goële.

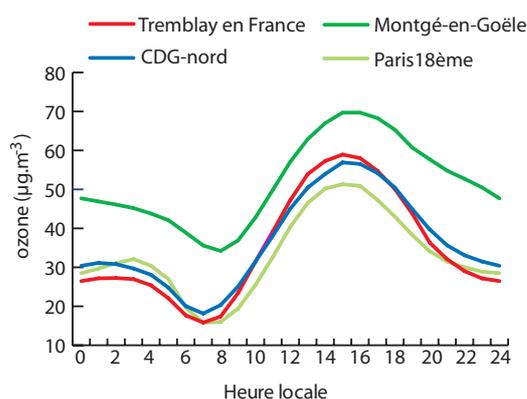


Figure II.44. – Evolution journalière des concentrations d'ozone sur CDG-nord, Tremblay-en-France, Paris 18^{ème} et Montgé-en-Goële. Les concentrations moyennes horaires sont calculées pour l'année 2007.

supérieures étant limité par la stabilité nocturne de la masse d'air. Les concentrations moyennes horaires minimales d'ozone sont autour de $16 \mu\text{g.m}^{-3}$ sur les stations de Tremblay-en-France et de Paris 18^{ème}. La concentration d'ozone augmente au lever du soleil induite par le mélange avec les couches supérieures. La concentration maximale est de $60 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ sur les stations de Tremblay-en-France et de Paris 18^{ème} respectivement. Comme attendu, la station rurale de Montgé-en-Goële enregistre les concentrations moyennes les plus élevées. En effet, en absence d'émission locale de NO, la destruction d'ozone est moindre. La concentration moyenne journalière minimale et maximale est respectivement de 34 et $70 \mu\text{g.m}^{-3}$. L'évolution de la concentration moyenne journalière d'ozone sur la station CDG-nord est présentée sur la figure II.44. Le profil de variation est analogue de celui observé sur les stations du réseau AIRPARIF en situation de fond. La concentration minimale et maximale d'ozone est respectivement de $18 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $58 \mu\text{g.m}^{-3}$.

6.5. L'ozone sur CDG et qualité de l'air

■ Objectif de qualité

Le tableau II.15 reporte l'occurrence de dépassements de l'objectif de qualité en ozone fixé par le décret 2002-213. En 2007, l'objectif de qualité pour la santé humaine a été dépassé 54 fois sur CDG-nord. Les stations de Tremblay-en-France et de Montgé-en-Goële ont dépassé cet objectif de qualité 79 et 254 fois respectivement. Des dépassements ont également été rencontrés pour l'objectif de qualité pour la protection de la végétation en moyenne 24h. En revanche, l'objectif de qualité pour la protection de la végétation fondée sur la concentration maximale est rempli, aucun dépassement du seuil n'ayant été rencontré en 2007.

Tableau II.15. – Occurrence de dépassement de l'objectif de qualité en ozone sur les stations CDG.

Objectif de qualité	CDG-nord
<i>Pour la protection de la santé humaine</i>	
110 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (moyenne sur 8 heures)	54 dépassements
<i>Pour la protection de la végétation</i>	
200 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (moyenne horaire)	Aucun dépassement
65 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (en moyenne 24h)	25 dépassements

■ Seuil de recommandation et d'information et seuil d'alerte

Les seuils fixés par le décret 2002-213 pour l'ozone est de 180 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour l'information et la recommandation au public. Le premier seuil d'alerte est fixé à 240 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne horaire pendant trois heures consécutives. Le tableau II.16 montre qu'aucun dépassement n'a été observé sur la station CDG-nord pour l'année 2007. Sur la région parisienne, le seuil de recommandation et d'information a été dépassé trois jours [AIRPARIF, 2008]. De manière générale, l'année 2007 est caractérisée par des concentrations en ozone particulièrement basses par rapport aux années précédentes [AIRPARIF, 2008] ; ceci en raison des conditions météorologiques peu propices à la formation de cette espèce.

6.6. Conclusion

Cette étude a permis d'évaluer la concentration de l'ozone observée à différentes échelles de temps sur la station CDG-nord par comparaison avec les stations de fond urbain et rural de la région parisienne. L'analyse a porté seulement sur la station CDG-nord. En effet, la concentration moyenne observée sur CDG-sud est sensiblement plus faible que celles de la

Tableau II.16. – Occurrence de dépassement des seuils de pollution en ozone sur les stations CDG.

Seuils limites	CDG-nord
<i>Seuil de recommandation et d'information</i>	
180 $\mu\text{g.m}^{-3}$ moyenne horaire	Aucun dépassement
<i>Seuil d'alerte</i>	
240 $\mu\text{g.m}^{-3}$ * moyenne horaire	Aucun dépassement

*1^{er} seuil dépassé pendant trois heures consécutives.

station CDG-nord et suggère un biais systématique sur les concentrations mesurées. Les résultats montrent que la station CDG-nord présente une variation saisonnière et journalière comparable à celle observée sur les stations de mesures proches de la plate-forme. La concentration observée sur CDG-nord est toutefois plus faible que celle observée sur la station Montgé-en-Goële et de quelques $\mu\text{g.m}^{-3}$ plus élevée que celle observée sur les stations urbaines et périurbaines retenues pour cette étude. L'analyse de la concentration moyenne par secteur de vent sur CDG indique également un profil similaire à celui observé sur les stations localisées au voisinage de la plate-forme.

- Chapitre III -

Caractérisation des concentrations des hydrocarbures sur l'aéroport Paris-Charles-De-Gaulle

Les informations relatives à la concentration des hydrocarbures en milieu aéroportuaire sont limitées dans la littérature. Des observations ont donc été réalisées durant plusieurs mois sur différents sites de la plate-forme Paris-Charles-De-Gaulle. Ce chapitre présente les résultats et l'analyse des concentrations des hydrocarbures mesurées à l'occasion de ces campagnes de mesure. L'objectif de ce chapitre est double. Il vise d'une part à déterminer les niveaux de concentrations en hydrocarbures sur Paris-CDG. Il vise d'autre part à caractériser la spéciation en hydrocarbures émis par les aéronefs et d'identifier un traceur potentiel de ces émissions.

La première partie de ce chapitre présente la méthode de prélèvement et d'analyse adoptée pour les mesures d'hydrocarbures. La deuxième partie présente la distribution des hydrocarbures émis par les moteurs d'avion et l'ensemble de l'activité aéroportuaire. Enfin, les concentrations en hydrocarbures observées sur la plate-forme sont présentées et comparées avec celles observées en milieu urbain. Certaines mesures présentées dans le cadre de ce chapitre n'ont pas été conduites dans le cadre de ce travail de thèse. Elles proviennent de la campagne AIRPUR, pilotée par l'ONERA et menée sur Paris-CDG en 2005. Les laboratoires en charge de mesures des hydrocarbures ont été : le LISA (Laboratoire Inter-universitaire des Systèmes Atmosphériques) et le laboratoire allemand IMK-IFU (Institut für Meteorologie und Klimaforschung Atmosphärische Umweltforschung). Le traitement et l'interprétation des données observées sur les composés gazeux issues de cette campagne ont été effectués dans le cadre de cette thèse. Les résultats préliminaires de cette campagne ont fait l'objet d'une communication orale à la conférence AIR POLLUTION XIV [Lelièvre et al., 2006].

1. Systèmes de prélèvement et d'analyse des hydrocarbures sur l'aéroport Paris-CDG

Cette section présente le système de prélèvement et d'analyse utilisé dans cette étude. Un premier système est équipé du préconcentrateur *Turbomatrix ATD* (Perkin Elmer) couplé à un chromatographe en phase gazeuse *Autosystem* (Perkin Elmer). Les composés sont détectés par un détecteur à ionisation de flamme (FID) [Badol et al., 2004]. Cet instrument a déjà été utilisé dans le cadre de mesures des hydrocarbures en milieu urbain [e.g. Borbon et al., 2002; Badol, 2005]. Il est désormais mis oeuvre dans certains réseaux de surveillance de la qualité de l'air en France [Locoge et al., 2004]. L'Ecole des Mines de Douai (EMD) a assurée la mise au point de la méthode analytique de cet instrument. Pour cette étude menée, en collaboration avec l'EMD, nous avons donc repris et adapté les protocoles déjà établis et validés. Cet instrument a été utilisé pour deux types de mesures : des mesures en continu et des mesures ponctuelles (cf. section III-3.1). Pour les deux types de mesures, l'instrument a été configuré en mode "on-line".

Un deuxième système a été utilisé dans le cadre de la campagne AIRPUR. Il s'agit d'un analyseur commercial compact qui assure le prélèvement et l'analyse automatique des hydrocarbures (*AirmoVoc*, de Chromato-sud). Il est équipé d'un préconcentrateur et d'un chromatographe en phase gazeuse couplé à un FID. Cet instrument est brièvement décrit à la fin de cette section.

1.1. Système de prélèvement et d'analyse *Turbomatrix ATD/GC*

■ Système de prélèvement

Le préconcentrateur *Turbomatrix ATD* (Automatic Thermal Desorption) assure le prélèvement de l'air à un débit constant fixé à 30 mL/min. Les composés sont ensuite adsorbés sur un piège (Carbopack B) refroidi à 10°C.

La mesure en continu a été réalisée sur le site du laboratoire. Cette mesure consiste à prélever un échantillon d'air lequel est directement analysé par l'instrument. Les mesures ponctuelles ont été réalisées à l'aide de canisters. L'air prélevé par le canister est analysé par la suite au laboratoire. Les canisters présentent l'avantage de pouvoir effectuer des prélèvements à des durées variables, allant de quelques minutes jusqu'à plusieurs heures. En effet, des prélèvements de courte durée (de l'ordre de la minute) sont nécessaires lors qu'il s'agit d'évaluer une opération ponctuelle sur la plate-forme (e.g. passage d'un avion, essais moteurs...). Des prélèvements de plus longue durée sont également nécessaires afin d'assurer la représentativité de l'activité moyenne d'un site. Les canisters permettent par ailleurs de réaliser facilement des prélèvements en simultané sur différents points de la plate-forme. Les canisters et les restricteurs de débit utilisés sont de fabrication

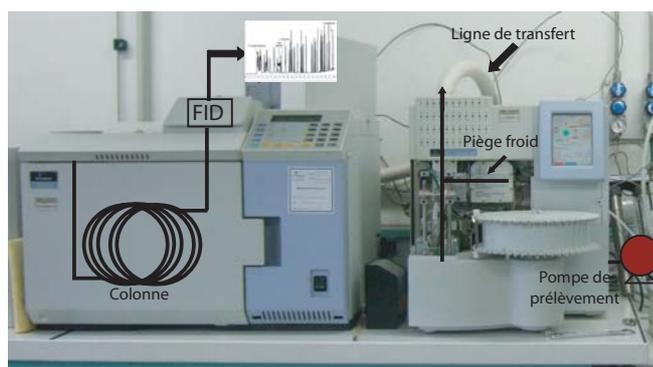


Figure III.1. – Schéma du système pour la mesure des hydrocarbures : TurboMatrix ATD/Auto System Perkin Elmer.

Restek. Le volume de ces canisters est de 6 litres. La paroi interne est couverte d'une couche inerte en silice. Le débit de prélèvement est programmé avec un régulateur de débit ("veriflow"). Ce régulateur garantit également l'échantillonnage constant.

■ Système analytique

Après l'étape de prélèvement, le piège est rapidement chauffé ($40^{\circ}\text{C}/\text{min}$) jusqu'à atteindre une température de 300°C . Les composés sont ainsi thermodesorbés et injectés au chromatographe via une ligne de transfert elle-même chauffée à 300°C . Le tableau III.1 présente les principaux paramètres analytiques définis pour l'ATD.

Le chromatographe en phase gazeuse (*Autosystem XL* de Perkin Elmer) est équipé d'une colonne capillaire ID-BP1 (SGE) qui assure la séparation des composés. La colonne utilisée présente les caractéristiques suivantes : 50 m de longueur, diamètre interne de 0,22 mm et épaisseur de $1\ \mu\text{m}$. Le gaz vecteur est l'hélium. La détection de composés est effectuée avec un FID. La flamme du FID est alimentée par un mélange d'hydrogène et d'air (débit de 45 mL/min et de 450 mL/min respectivement). La température initiale du four est de 40°C . La température augmente d'un degré par minute jusqu'à atteindre 260°C . Cette température est conservée durant 5 minutes. La durée totale de l'analyse chromatographique est de 45 minutes.

La figure III.1 schématise le système de prélèvement et d'analyse.

■ Mise en place de la méthode d'analyse chromatographique

Analyse qualitative.

L'identification des pics se fait automatiquement sur la base de temps de rétention relatifs à chaque composé. Ceci est réalisé avec le logiciel *Totalchrom*. Les fichiers sauvegardés contiennent la date, le temps de rétention, la surface des pics et la concentration de chaque composé.

Tableau III.1. – Paramètres d'utilisation du *Turbomatrix ATD*.

Paramètres	Turbomatrix ATD
Température	Vanne : 250°C Ligne de transfert : 260°C Piège : prélèvement 10°C Injection : 300°C
Temps	Purge (avec He) : 1 min Durée de désorption du tube : 1 min Durée de désorption du piège : 15 min Durée d'échantillonnage : 30 min Durée du cycle : 60 min
Option	Pression d'entrée : 30 psi Nombre de cycles : variable Mode opératoire : on-line Diviseur d'entrée (inlet split) : Non activé Diviseur de sortie (outlet split) : activé
PNU	Diviseur de sortie : 3,5 mL/min Débit de pompe : 30 mL/min

Le tableau III.2 présente la liste de composés identifiés. La colonne capillaire installée dans le chromatographe permet l'identification de composés de 6 à 10 atomes de carbones.

Analyse quantitative.

L'étalonnage est réalisé avec une bouteille "des multicomposés" fournie par Air Liquide. Cette bouteille contient des composés en C2 à C10 à des concentrations comprises entre 1 et 10 ppb. L'incertitude sur la concentration des composés contenus dans la bouteille est comprise entre 20 et 30 %. Douze injections successives sont réalisées afin d'assurer la représentativité des résultats. L'étalonnage est réalisé deux fois par mois.

La concentration ambiante d'un composé C_i est liée à la surface du pic A : $C_i = A_i/k_i$ où k_i est le coefficient de réponse pour un composé i . L'étalonnage permet de déterminer le coefficient de réponse pour chacun des composés à quantifier. Deux coefficients de réponse peuvent être utilisés :

- *Le coefficient de réponse pratique.* Ce coefficient de réponse est calculé pour chaque composé à partir des concentrations présentes dans le mélange étalon. Pour assurer la validité de ce coefficient, il est nécessaire de disposer d'une bouteille étalon certifiée. Cependant, il est actuellement difficile de disposer d'une telle bouteille contenant un mélange des composés. Les seules bouteilles d'étalon certifiées ne contiennent qu'un seul composé.
- *Le coefficient de réponse théorique.* Ce coefficient est calculé en considérant que la réponse

Tableau III.2. – Coefficient de corrélation de la courbe de linéarité : surface du pic en fonction de la concentration lors du fonctionnement de l'analyseur.

Composé	Gamme de concentration testée (ppb)	R ²
2-methylpentane	0,48-30,5	0,9967
3-methylpentane	0,47-29,	0,9988
1-hexène	0,50-31,8	0,999
n-hexane	0,47-28,0	0,9989
benzène	0,52-32,8	0,9986
iso-octane	0,47-34,5	0,9987
n-heptane	0,47-36,5	0,9979
toluène	0,50-32,8	0,9974
n-octane	0,49-32,5	0,9984
éthylbenzène	0,49-31,3	0,9976
m+p-xylène	0,49-32,2	0,997
o-xylène	0,49-32,9	0,9969
n-nonane	0,49-6,08	0,9949
1,3,5-triméthylbenzène	0,49-6,08	0,9865
1,2,4-triméthylbenzène	0,49-5,95	0,9887
n-décane	0,54-5,95	0,9957
1,2,3-triméthylbenzène	0,61-6,38	0,9821
n-undécane	0,54-5,59	0,9938
n-dodécane	0,54-5,63	0,9702

d'un FID est proportionnelle au nombre d'atomes de carbone de la molécule et de ses fonctions chimiques [Tranchant et al., 1982]. Tout d'abord, un composé de référence est défini. Pour ce composé, le coefficient de réponse pratique est mesuré. Ensuite, pour les autres composés des coefficients de réponse théoriques sont calculés à partir du composé de référence [e.g. Locoge et al., 1994; Badol et al., 2004].

Afin de sélectionner la méthode la plus adaptée à nos conditions, nous avons comparé les deux coefficients de réponse. Les résultats montrent que les concentrations données par le fournisseur de la bouteille sont systématiquement plus élevées pour les xylènes et les triméthylbenzènes. Les écarts observés entre les deux méthodes sont en moyenne compris entre 20 et 30 %. Après quelques mois d'utilisation, ces écarts augmentent jusqu'à 40 % et 50 %. Ceci illustre l'instabilité des composés dans la bouteille. C'est pour cette raison que nous avons décidé de privilégier le coefficient de réponse théorique pour la quantification de composés. Le benzène et le toluène ont été retenus comme les composés de référence. D'une part ces deux composés présentent un faible écart entre les deux coefficients de réponse ; d'autre part, ils sont stables dans la bouteille étalon. De plus, l'utilisation de la bouteille étalon "multicomposés" (bien que non certifiée) permet de vérifier la stabilité du système avec le suivi des temps de rétention et des surfaces de pics lors du contrôle de qualité du système.

■ Evaluation de la performance du système analytique

Linéarité.

La linéarité de la réponse du détecteur FID a été vérifiée pour chaque composé. La procédure consiste à analyser un mélange gazeux étalon dilué à différents niveaux. Le but est de vérifier la réponse de l'analyseur en fonction de la concentration déterminée. L'instrument présente une bonne linéarité pour l'ensemble des composés analysés (cf. tableau III.2). Les coefficients R^2 sont compris entre 0,9702 et 0,9999. Les coefficients de détermination les plus bas sont obtenus pour le dodécane, 1,2,3-triméthylbenzène et 1,3,5-triméthylbenzène. Ce sont en effet les composés les plus difficiles à thermodésorber.

Répétabilité de la mesure (surface des pics).

La répétabilité des surfaces relatives à chaque composé est évaluée lors de l'étalonnage. Le but est d'évaluer la réponse de l'instrument et d'assurer ainsi la quantification des composés étudiés. Cette répétabilité est évaluée à partir du coefficient de variation calculé pour chaque composé. Celui-ci doit être inférieur à 2 %.

Répétabilité des temps de rétention.

La répétabilité est également évaluée pour les temps de rétention relatifs à chaque composé. L'objectif est de vérifier la stabilité de la séparation chromatographique. De plus, la stabilité des temps de rétention est indispensable pour la mise en place de la méthode d'identification des pics chromatographiques lors de l'analyse de l'air ambiant. Les coefficients de variation pour les temps de rétention ne doivent pas dépasser 0,6 %.

Limite de détection.

La limite de détection a été déterminée à partir de l'analyse "d'air zéro" (bouteille de Alpha air 20% d'O₂, 80% N₂, H₂O < 3 ppm). Le calcul est réalisé à partir d'une technique généralement utilisée en chromatographie, fondée sur le rapport signal/bruit [Tranchant et al., 1982]. Pour qu'un composé soit considéré comme "détectable", le rapport signal/bruit doit être supérieur ou égal à 3. Ainsi la limite de détection de notre instrument est comprise entre 60 et 80 ppt ($\approx 0,21-0,29 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) pour les composés à 6 carbones, de 60 ppt ($\approx 0,20-0,28 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) pour les composés à 7 et 8 carbones et de 50 ppt ($\approx 0,24-0,29 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) pour les composés de 9 à 10 carbones pour 900 ml d'air prélevé.

■ Contrôle qualité du système

Ce contrôle permet de surveiller de la qualité des mesures réalisées.



Figure III.2. – Système de conditionnement des canisters (CLEANER (Modèle 3100, Entech).

Contrôle des blancs dans la chaîne analytique.

Ce contrôle est réalisé pour mettre en évidence une éventuelle impureté dans la chaîne analytique. Pour cela, nous avons réalisé une série de 12 injections "d'air zéro" deux fois par mois. De plus, cette analyse est effectuée systématiquement avant et après l'étalonnage et l'analyse des canisters échantillonnés (3 injections).

Contrôle de blancs dans le canisters.

Les canisters doivent être conditionnés pour assurer que l'échantillon n'est pas contaminé avant le prélèvement. Le conditionnement des canisters est réalisé avec le système CLEANER (Modèle 3100, Entech, cf. figure III.2). Les canisters sont préparés en créant une forte dépression suivie d'un remplissage d'air humide fourni par un générateur d'air (JUN AIR S/N613530, purificateur CLAIND AZ2010B). Cette procédure automatique, se répète plusieurs fois (cycles). Durant le conditionnement, les canisters sont maintenus à 120°C au moyen de ceintures chauffantes. Cela diminue le risque d'adhésion des hydrocarbures sur la paroi interne du canister, améliorant ainsi l'efficacité du conditionnement. Les canisters sont vérifiés après le nettoyage. Le protocole de vérification consiste à remplir les canisters d'air zéro et de les analyser (2 injections) suivant les mêmes conditions analytiques que celles utilisées pour les échantillons d'air ambiant. Les canisters sont considérés conformes si aucun composé n'est détecté à des concentrations supérieures à la limite de détection l'instrument. Les canisters nettoyés et remplis d'air zéro peuvent être conservés durant cinq jours. Pour déterminer la conservation de canisters remplis d'air zéro sur plusieurs jours, nous avons procédé à une série d'analyses successives à J+3, J+5 et J+7 après le conditionnement. Les résultats d'analyses à J+5 nous indiquent que les concentrations des composés ciblés se trouvent sous la limite de détection. A J+7, certains composés présentent des concentrations au-dessus du seuil de détection.

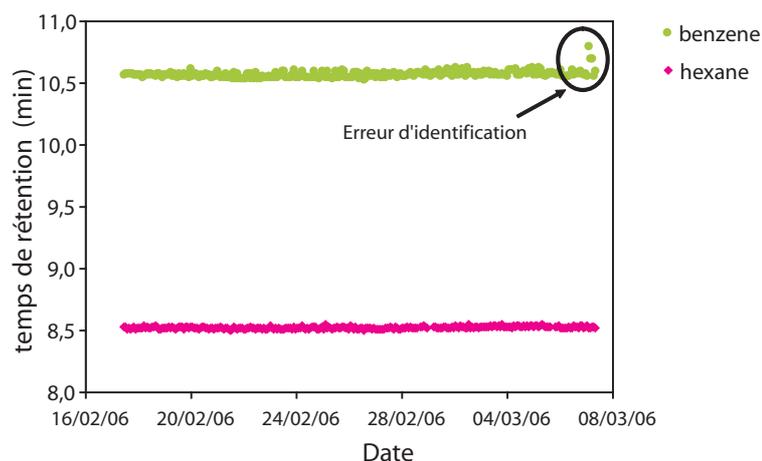


Figure III.3. – Temps de rétention de l'hexane et du benzène en fonction du temps.

Vérification de la stabilité des temps de rétention.

Cette vérification est effectuée afin d'assurer une identification correcte des pics, notamment lors de la mesure en continu. La méthode consiste à tracer les courbes de temps de rétention en fonction du temps pour chaque composé. La figure III.3 illustre un exemple de vérification pour le benzène et l'hexane. La courbe du benzène présente deux points isolés, indiquant une erreur d'identification des pics. Dans ce cas, une correction manuelle de la concentration est nécessaire.

Reproductibilité.

La reproductibilité du système est vérifiée avec le suivi de l'évolution de l'aire des pics étalon en fonction du temps. Ce suivi permet de repérer les dérives dans le temps, d'examiner le système et d'identifier d'éventuels problèmes. Son principe est illustré sur la figure III.4. Afin d'assurer la reproductibilité des mesures, l'historique des surfaces des pics est analysé. Sur cet historique, la variation des surfaces des pics de l'étalon ne doit pas excéder 10 %. L'évolution des surfaces de pics des composés en fonction du temps est ainsi établie au fur et à mesure des étalonnages. Une carte de contrôle est réalisée pour chaque composé. Si la carte de contrôle dépasse les 10 %, les coefficients de réponse doivent être changés.

■ Taux de fonctionnement

Les résultats de mesures présentent un certain nombre de données invalidées suite aux analyses d'étalonnage et d'air zéro ou bien aux pannes sur l'instrument. Au cours de la mesure en continu (novembre 2005 à décembre 2006), l'instrument a ainsi permis de couvrir 66 % du temps. 97 % des échantillons réalisés à l'aide des canisters ont été validés.

Au final, l'évaluation des performances ainsi que le contrôle qualité mis en place dans le cadre de cette étude assurent aux données la qualité et la fiabilité nécessaires à la quantification des

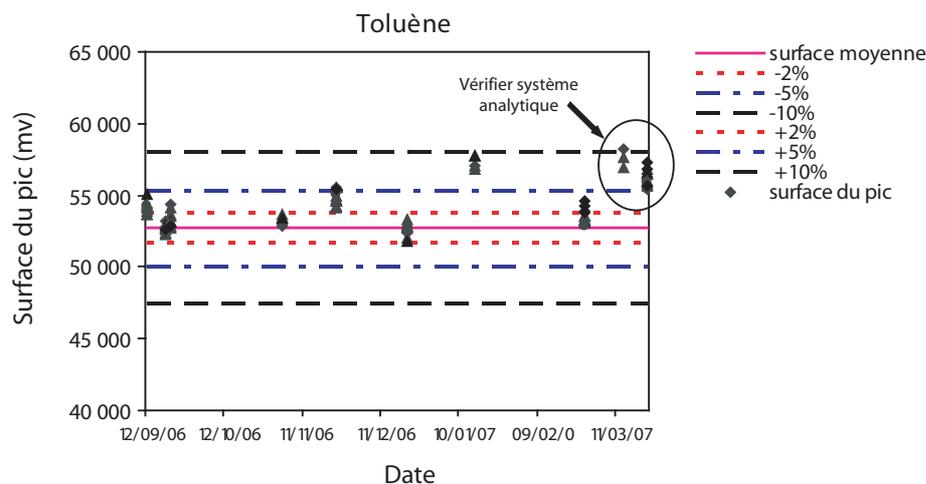


Figure III.4. – Exemple d'une carte de contrôle établie pour le toluène.

concentrations des composés sur la plate-forme.

1.2. Système de prélèvement et analyse *Airmo Voc*

L'instrument utilisé pour la mesure en continu dans le cadre de la campagne AIRPUR est l'*AirmoVoc* [Konrad et Volz-Thomas, 2000] appartenant au LISA. Comme mentionné précédemment, ces mesures n'ont pas été réalisées dans le cadre de ce travail de thèse. Les données recueillies sont toutefois présentées dans ce chapitre, celles-ci ayant été exploitées et interprétées à l'occasion de la thèse.

■ Fonctionnement du système

L'air est prélevé à travers un adsorbant (carbotrap B) disposé dans une cartouche. Les composés sont ensuite desorbés par chauffage rapide de l'adsorbant jusqu'à atteindre une température de 350 °C. Le balayage est réalisé avec l'hydrogène à 2 mL/min. Les composés sont transférés vers un piège de focalisation où ils sont adsorbés à nouveau durant 3 minutes à température ambiante. Les composés sont ensuite injectés dans une colonne capillaire qui a en charge la séparation chromatographique des composés ciblés. La quantification des composés est réalisée par un détecteur FID.

■ Composés mesurés

Cet instrument automatisé mesure les hydrocarbures de 3 à 7 carbones. Le tableau III.3 présente les composés mesurés. Le calcul de la concentration a été réalisé à partir du coefficient de réponse pratique. En effet, la concentration donnée par le fournisseur de la bouteille étalon certifiée a été considérée comme la valeur vraie.

Tableau III.3. – Liste des hydrocarbures mesurés avec l'instrument *AirmoVoc*.

Composés saturés	Composés aliphatiques insaturés	Composés aromatiques
propane	propène	benzène
iso-butane	propyne	toluène
iso-pentane	trans-2-butène	
n-pentane	1-butène	
2-methylpentane	cis-2-butène	
3-methylpentane	1,3-butadiene	
n-hexane	trans-2-pentene	
cyclohexane	1-pentene	
n-heptane	cis-2-pentene	
	isoprène	

2. Hydrocarbures émis par les moteurs d'avion

Les facteurs d'émission des moteurs d'avion présentent une forte variabilité (cf. section I-6). Le régime moteur compte parmi les paramètres les plus influents [ICAO , 1993]. Dans le cadre de cette étude, nous avons ainsi choisi de prélever les gaz d'échappement provenant des avions fonctionnant à différents régimes et d'âges variés afin d'apprécier notamment la variabilité de la spéciation des émissions. Deux types de prélèvement ont été effectués :

- à l'occasion d'essais moteurs imposés aux compagnies aériennes suite à la maintenance des aéronefs ; ces essais reproduisent les conditions opérationnelles de l'avion.
- lors du roulage des avions sur les voies d'accès.

2.1. Conditions de prélèvement

L'objectif est d'échantillonner les hydrocarbures provenant uniquement des émissions par les moteurs d'avion. Nous avons donc réalisé les prélèvements au plus près de l'échappement autorisé par les contraintes de sécurité. Pour les essais moteurs, la canne de prélèvement a été placée à 25 m derrière les moteurs d'avion en fonctionnement, au niveau des barrières par souffle. Pour les prélèvements sur les pistes de roulage, la canne était placée à l'intérieur d'un véhicule à 200 m de l'avion sous le flux des réacteurs. Les émissions de trois avions en essais moteur et de deux avions au roulage ont été analysées. Le tableau III.4 présente les caractéristiques des prélèvements réalisés.

Il importe de souligner que les mesures présentées n'ont aucun caractère normatif. En effet, les prélèvements présentent des caractéristiques différentes aussi bien pour les paramètres environnementaux (*e.g.* conditions dispersives) que pour les conditions opératoires des avions (*e.g.* régime moteur). De plus, le régime exact du moteur ne nous a pas été communiqué durant

Tableau III.4. – Caractéristiques des prélèvements.

Type d'avion	B747 (long courrier)	B777 (long courrier)	A320 (moyen courrier)	B757-200 (long courrier)	B777-200 (long courrier)
<i>Condition de prélèvement</i>					
Date du prélèvement	16 juin 2005	17 juin 2005	17 juillet 2006	17 juillet 2006	17 juillet 2006
Référence du moteur	CF6-80C2B1F	GE9094B	CFM56-5A1	JT9D-7R4D	GE90-76B
<i>Echantillonnage et analyse</i>					
Laboratoire en charge des analyses	IMK-FZK*	IMK-FZK*	EMD	EMD	EMD
Temps de prélèvement			1 minute		
Technique de prélèvement			Canisters		
Technique d'analyse			GC/FID		
Composés mesurés	C2-C9	C2-C9	C2-C12	C2-C12	C2-C12

* *prélèvement réalisé dans le cadre de la campagne AIRPUR en 2005*

les tests. L'absence de normalisation ne permet pas de comparer les facteurs d'émission entre les moteurs d'avion. Les résultats illustrent toutefois la variabilité des concentrations et de la spéciation dans le panache des avions.

Nous avons classé l'ensemble des prélèvements en deux catégories : "bas" et "haut" régime moteur. L'affectation dans l'une ou l'autre de ces catégories a été réalisée sur la base des critères empiriques comme le bruit et l'intensité du flux des réacteurs qui distinguent sans ambiguïté chaque phase. Des informations complémentaires ont cependant été fournies a posteriori par les responsables des essais. De fait, la catégorie notée ici "bas régime" correspond à des régimes ne dépassant pas 7% de la puissance du moteur. Ce régime coïncide au roulage des avions. La catégorie notée ici "haut régime" correspond à une puissance comprise entre 7% et 20%. Cette catégorie s'apparente plutôt à la phase d'atterrissage bien que dans une fourchette de régime bas. En effet, la puissance du moteur typiquement observée à la fin de l'atterrissage est de 30%. La puissance maximale du moteur d'avion est observée au décollage. Elle est comprise entre 85% et 100% (cf. section I-5).

2.2. Caractéristiques des moteurs analysés

Comme mentionné ci-dessus, les aéronefs ont été sélectionnés de façon à couvrir un large éventail de catégories et d'âges de moteurs. Cette section reporte les données disponibles à l'Organisation Internationale de l'Aviation Civile (ICAO) pour les émissions des 5 moteurs échantillonnés dans le cadre de cette étude. L'émission dépend de 2 facteurs :

Tableau III.5. – Consommation de fuel (en kg/s) par type de moteur durant la phase de décollage (100 %), de roulage (7 %) et la totalité du cycle LTO. D'après la base de données de moteurs d'avion de l'ICAO

Avion	Moteur	Décollage (kg/s)	Roulage (kg/s)	LTO total (kg)
B777	GE9094B	3,514	0,296	1203
B777-200	GE90-76B	2,781	0,267	1017
B747	CF6-80C2B1F	2,353	0,2050	823
B757-200	JT9D-7R4D	2,055	0,2054	810
A320	CFM56-5-A1	1,051	0,1011	385

- la quantité totale de fuel consommée par les différents aéronefs lors de chaque phase du cycle LTO (cf. section I-5).
- le facteur d'émission caractérisant la masse de polluant émise par masse de fuel consommé.

Le tableau III.5 présente la consommation de fuel durant les phases de décollage et de roulage ainsi que durant la totalité du cycle LTO. D'après les données de l'ICAO, les longs courriers échantillonnés ici (B777, B777-200, B747, B757-200) consomment deux à trois fois plus de carburant que le moyen courrier (A320).

La figure III.5a présente les facteurs d'émission d'oxydes d'azote (NO_x). Comme discuté au chapitre I (cf. section I-6) les émissions des NO_x augmentent considérablement avec le régime moteur et varient d'un moteur à l'autre. La figure III.5b présente les facteurs d'émission d'hydrocarbures (HC). Les facteurs d'émission correspondent aux hydrocarbures totaux exprimés en équivalent méthane. Contrairement aux NO_x, les facteurs d'émission des HC diminuent lorsque le régime moteur augmente. Une forte variabilité d'un moteur à l'autre est également observée, les émissions des moteurs du B747 excédant celles observées pour ces autres avions de près d'un facteur 10. Il convient de mentionner que le B747 est équipé de 4 moteurs référencés CF6-80C2B1F, le moteur le plus ancien parmi ceux considérés dans cette étude.

2.3. Spéciation des hydrocarbures émis par les moteurs d'avion lors des essais moteur

■ Méthodologie

Le tableau III.6 présente la liste des composés identifiés lors des essais moteurs et leur contribution relative à la masse totale des hydrocarbures mesurés. Les données de Anderson et al. [2006] sont également reportées sur ce tableau. Les analyses ont été réalisées par différentes équipes à partir des instruments ne présentant pas les mêmes spécificités (configuration des instruments, étalonnage, conditions opératoires). Il en résulte que certains composés n'ont pas été identifiés

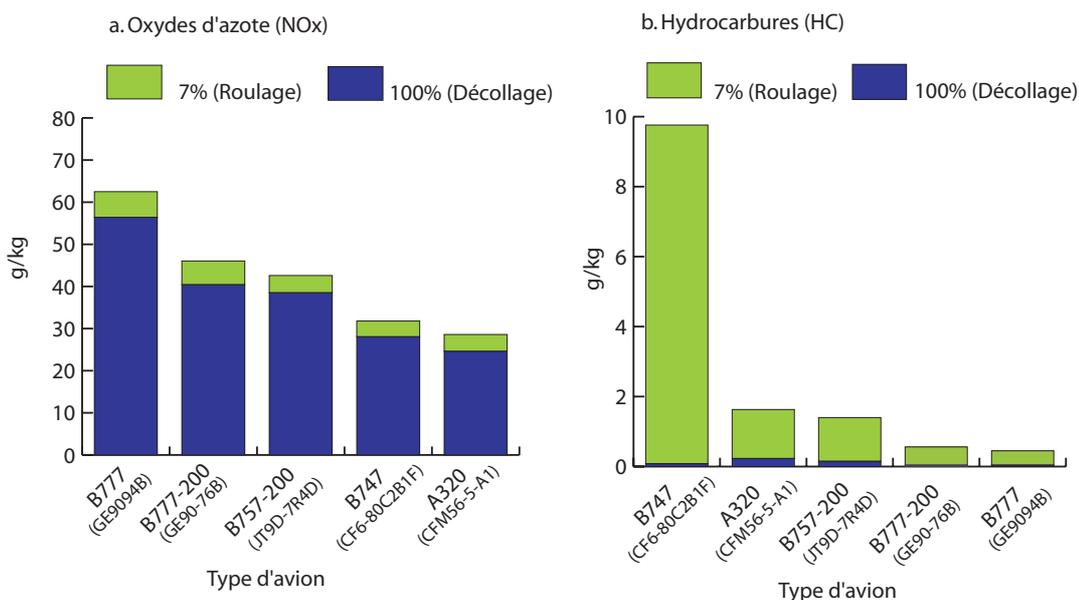


Figure III.5. – Facteur d'émission (g/kg de fuel consommé) durant la phase de roulage (7%) et de décollage (100 %). Oxydes d'azote, NOx (a). Hydrocarbures, HC (b). Le type de moteur associé figure en parenthèse. D'après la base de données de moteurs d'avion de l'ICAO.

dans les échantillons pour des raisons analytiques. Le tableau III.6 montre que 66 % à 96 % des composés identifiés sont communs à l'ensemble des échantillons et constituent ainsi une base représentative. Afin de pouvoir comparer la spéciation des émissions, seuls les composés communs à toutes les études ont été retenus. Les distributions relatives présentées ci-dessous ont ainsi été normalisées sur la base de ces hydrocarbures communs.

■ Distribution par famille d'hydrocarbures

La figure III.6 présente la spéciation par famille des hydrocarbures à "bas" et "haut" régime. Les émissions des trois moteurs considérés dans cette étude présentent une répartition analogue à bas régime (cf. figure III.6a). Cette répartition se caractérise par la présence majoritaire des composés aliphatiques insaturés. Ils représentent entre 79 % et 88 % de la masse. Les composés aromatiques représentent 10 % à 14 % de la masse. Enfin, les alcanes sont minoritaires (3-7 %). La spéciation obtenue à partir des données de Anderson et al. [2006] est également reportée sur la figure III.6a. Elle est comparable à celles observées dans cette étude.

La figure III.6b montre la répartition des hydrocarbures par famille d'hydrocarbures à "haut régime". Les résultats sont présentés pour les moteurs des avions B777 et A320 seulement, les prélèvements sur le B747 à "haut régime" n'ayant pu être effectués. A "haut régime", la contribution des alcanes augmente ; elle représente de 37 % à 42 % de la masse. Cette observation est en accord avec l'augmentation de la température au sein du réacteur [Schürmann et al., 2007]. Les composés aliphatiques insaturés et aromatiques représentent en moyenne 40% et 18 % res-

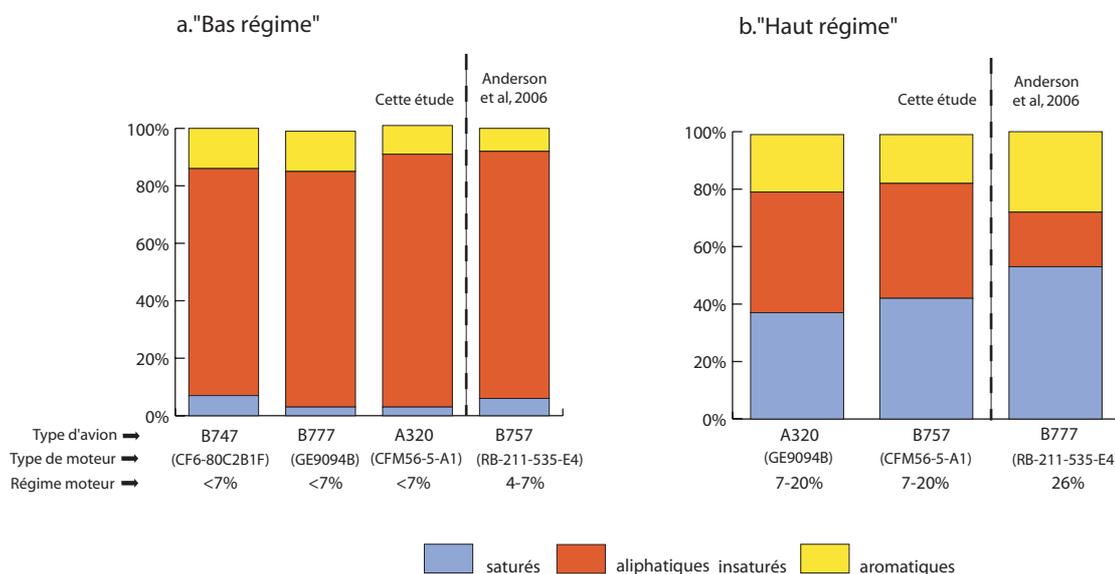


Figure III.6. – Spéciation par famille des hydrocarbures observée lors d'essais moteurs à bas régime moteur (a) et à haut régime moteur (b). Le régime du moteur (en %) est indiqué sous chaque histogramme. Les expériences ont été réalisées pour des conditions non figées (régime moteur et dispersion) et ne reflètent que la variabilité de la spéciation.

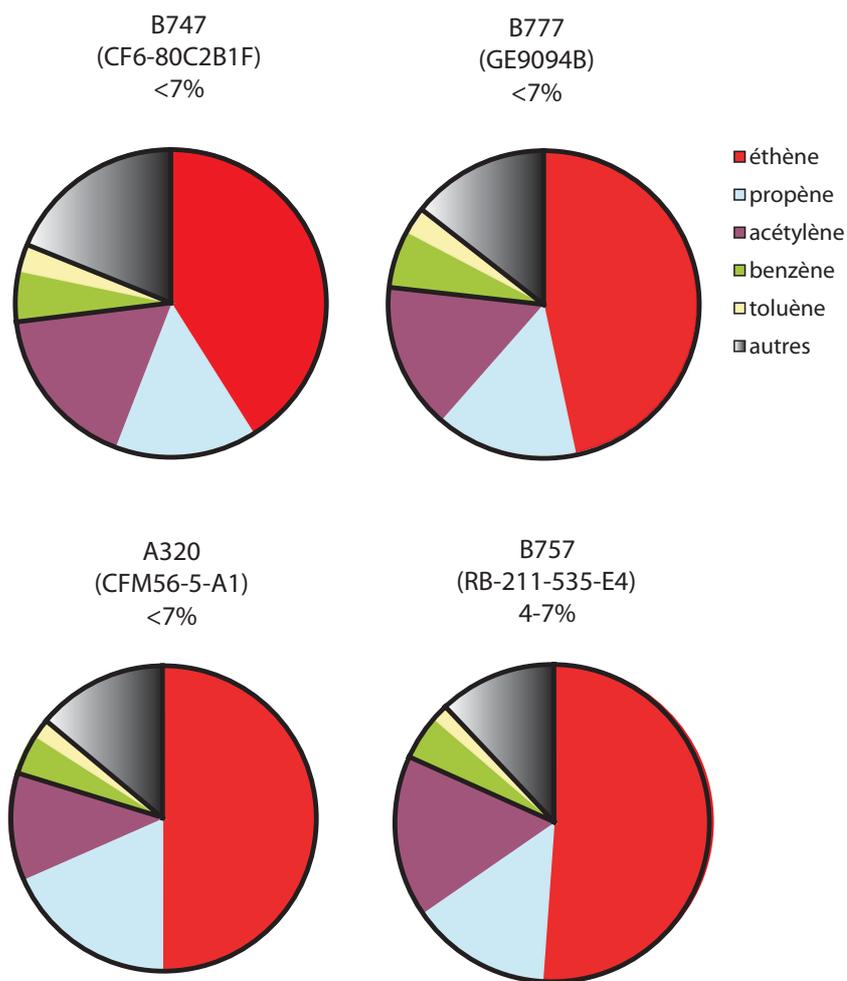
pectivement. Ces observations sont cohérentes avec celles de Anderson et al. [2006]. Toutefois, la concentration relative des composés aliphatiques insaturés reportée par Anderson et al. [2006] est deux fois plus basse. Cette différence s'explique sans doute par le régime moteur plus élevé lors du prélèvement réalisé sur le B757. En effet, l'augmentation de la puissance du moteur entraîne une diminution des composés aliphatiques insaturés au profit des alcanes et aromatiques [Schürmann et al., 2007].

■ Variabilité de la spéciation des hydrocarbures

La figure III.7 (page 126) présente la répartition des hydrocarbures mesurés à "bas régime". Les trois moteurs étudiés présentent une spéciation analogue. Cette spéciation est cohérente avec celle observée sur le B757 par Anderson et al. [2006]. Comme indiqué précédemment, les composés aliphatiques insaturés sont majoritaires. Il s'agit principalement de composés légers (2 à 3 atomes de carbone) produits comme intermédiaires lors de l'oxydation du jet fuel [Dagaut et al., 2006]. L'éthène prédomine nettement la spéciation : il représente à lui seul 45 % en moyenne de la masse des hydrocarbures émis. Le propène et l'acétylène contribuent aussi notablement au bilan de masse, autour de 15 % chacun. Deux composés aromatiques participent également de manière significative à la spéciation : le benzène (5 % en moyenne) et le toluène (3 % en moyenne).

Tableau III.6. – Concentration massique relative des hydrocarbures identifiés dans les émissions des moteurs d'avion à haut et bas régime. *Anderson et al (2006)

Composé	B747 (<7%)	B777 (<7%)	A320 (<7%)	B757* (4-7%)	B777 (7-20%)	A320 (7-20%)	B757* (26%)	B757 -200	B777 -200
<i>Composés retenus pour cette étude (%)</i>									
Ethane	2,1	1,9	1,6	2,4	9,6	12,1	13,1	4,0	10,2
Ethène	37,5	43,1	41,5	48,0	21,1	15,7	3,4	47,4	19,6
Propane	0,3	0,3	0,2	1,0	6,8	4,7	10,4	1,1	5,1
Propène	13,5	13,6	15,4	13,3	6,9	6,1	1,3	10,1	7,6
Acétylène	15,9	14,2	9,2	15,6	7,5	3,9	4,3	11,2	6,8
Butane	0,1	0,2	0,0	0,6	4,1	2,8	7,4	0,9	3,2
<i>i</i> -butène	0,3	3,7	1,3	1,3	0,2	0,2	8,6	0,8	0,9
<i>i</i> -pentane	3,0	0,0	0,1	0,4	4,6	1,3	4,4	0,3	2,0
<i>i</i> -butane	0,0	0,1	0,0	0,2	1,0	1,5	2,6	0,3	1,1
<i>tr</i> -2-butène	0,8	0,4	0,4	0,3	0,2	0,2	0,4	0,2	0,2
<i>cis</i> -2-butène	0,3	0,3	0,3	0,3	0,5	0,2	0,2	0,1	0,2
Pentane	0,0	0,1	0,0	0,1	2,9	1,6	1,5	0,7	2,2
1,3-butadiène	3,2	0,1	4,1	3,8	0,0	0,2	0,0	1,2	0,2
2 <i>M</i> -pentane	0,0	0,1	0,0	0,0	1,0	1,3	1,0	0,2	1,8
3 <i>M</i> -pentane	0,3	0,1	0,0	0,1	0,9	1,0	0,7	0,2	1,1
Isoprène	0,5	0,7	0,7	0,8	0,1	0,3	0,4	0,2	0,4
Hexane	0,1	0,1	0,1	0,1	0,5	1,0	1,2	0,1	0,8
Benzène	4,8	5,6	3,9	4,1	4,1	2,9	3,9	5,2	2,9
Heptane	0,3	0,2	0,1	0,9	0,8	0,7	8,5	0,1	0,9
Toluène	2,5	2,5	1,4	1,7	3,8	3,1	12,0	2,4	5,4
Ethylbenzène	1,3	0,8	0,3	0,3	1,1	0,8	1,9	0,5	1,0
<i>m, p</i> -xylène	1,9	1,5	1,0	0,0	2,4	2,4	0,0	1,3	3,6
<i>o</i> -xylène	1,4	1,0	1,0	0,6	1,0	2,0	4,3	1,1	2,3
1,3,5-TMB	1,4	1,8	0,3	0,2	5,2	0,4	2,0	0,3	0,4
Somme	91	93	83	96	86	66	93	90	80
<i>Composés ignorés (%)</i>									
1-butène			4,2	3,5		1,7	0,4	2,1	1,2
2 <i>M</i> -2butène	0,2	0,3			0,9				
1-pentène	1,8	1,5	1,6	-	1,3	0,8		0,6	0,4
<i>i</i> -pentène	0,4	0,4		0,3					
<i>tr</i> -2-pentène	0,3	0,2	0,3		0,4	0,3		0,1	0,2
<i>cis</i> -2-pentène			0,2			0,3		0,1	0,2
Hexène			1,9			0,9		0,8	0,5
Cyclopentène	0,3	0,3			0,6				
2-2- <i>DM</i> -butane	0,5	1,0			0,4				
2,4- <i>DM</i> -pentane	0,1	0,2			4,2				
2,3- <i>DM</i> -pentane	0,04	0,1			3,1				
<i>M</i> cyclohexane	0,4	0,4			0,3				
<i>i</i> -octane	1,1	0,8	1,1		0,9	0,8		0,5	1,0
Octane	1,1	0,5	0,4		0,5	0,8		0,4	1,4
Nonane	2,4	1,6	0,7		0,9	2,2		0,8	2,9
Decane			1,5			5,3		1,3	3,9
Undecane			1,5			6,4		1,1	3,4
Dodecane			1,4			8,2		0,8	2,1
1,2,3-TMB			1,0			4,0		0,7	1,5
1,2,4-TMB			1,2	0,4		2,2	6,2	1,0	1,5
somme	9	7	17	4	14	34	7	10	20



La figure III.8 présente la répartition des hydrocarbures mesurés à "haut régime" dans l'échappement du B777 et l'A320. Les résultats des travaux d'Anderson et al. [2006] pour le B757 sont également reportés sur la figure III.8. Cette répartition est sensiblement différente de celle observée à "bas régime". En particulier, aucun composé ne prédomine nettement la spéciation. Comme mentionné précédemment, la proportion des composés aliphatiques insaturés diminue fortement. La fraction des émissions sous forme d'éthène ne représente plus que le quart des émissions d'hydrocarbures pour des régimes moteurs autour de 20 %. L'éthène devient un composé minoritaire de la spéciation observée par Anderson et al. [2006] pour un régime moteur de 26 % (cf. figure III.8). En revanche, la proportion d'alcane à chaîne courte (C2-C5) et de toluène est considérablement augmentée. Ainsi, l'éthane devient l'un des composés prépondérants (de 10 à 15 %). Les alcanes en C3-C5 ($n\text{-C}_3\text{H}_8$, $n\text{-C}_4\text{H}_{10}$, $i\text{-C}_5\text{H}_{12}$) ainsi que le benzène et le toluène représentent typiquement de 3 à 10 % de la masse d'hydrocarbure émise.

Les résultats présentés montrent ainsi que la concentration relative en hydrocarbures observée dans les moteurs étudiés dépend essentiellement du régime moteur et semble peu dépendante de ses caractéristiques.

2.4. Spéciation des hydrocarbures émis par les moteurs d'avion lors du roulage

La figure III.9 présente la répartition des hydrocarbures mesurés sur les pistes de roulage, à l'arrière d'un B757-200 et d'un B777-200. Afin de permettre une comparaison avec l'observation réalisée pour les essais moteurs, la liste des hydrocarbures retenus est identique à celle reportée précédemment (cf. tableau III.6). La figure III.9 montre que les deux avions présentent une répartition différente. Le B757-200 présente le profil typique observé à bas régime (cf. figure III.7). En revanche, le B777-200 présente le profil typique observé à haut régime (cf. figure III.8). Lors de la phase de roulage, une disparité dans la spéciation des hydrocarbures est donc observée. Elle semble directement induite par l'importante variabilité du régime moteur durant cette phase.

2.5. Comparaison des spéciations d'hydrocarbures émis par les aéronefs et les automobiles

■ Méthodologie

L'objectif est d'identifier un traceur des émissions par les aéronefs en comparant le profil d'émission des moteurs d'avion avec celui des gaz d'échappement automobile. Les sections précédentes ont montré que la spéciation varie peu d'un aéronef à l'autre. Nous avons donc défini une spéciation typique en moyennant l'ensemble des données collectées dans le cadre de ce travail, en distinguant uniquement deux catégories de régime moteur. Ces spéciations moyennes sont comparées aux spéciations typiques des moteurs de véhicules essence et diesel reportée par Fontaine [2000]. Comme précédemment, les spécificités techniques ne permettent pas d'identifier le même

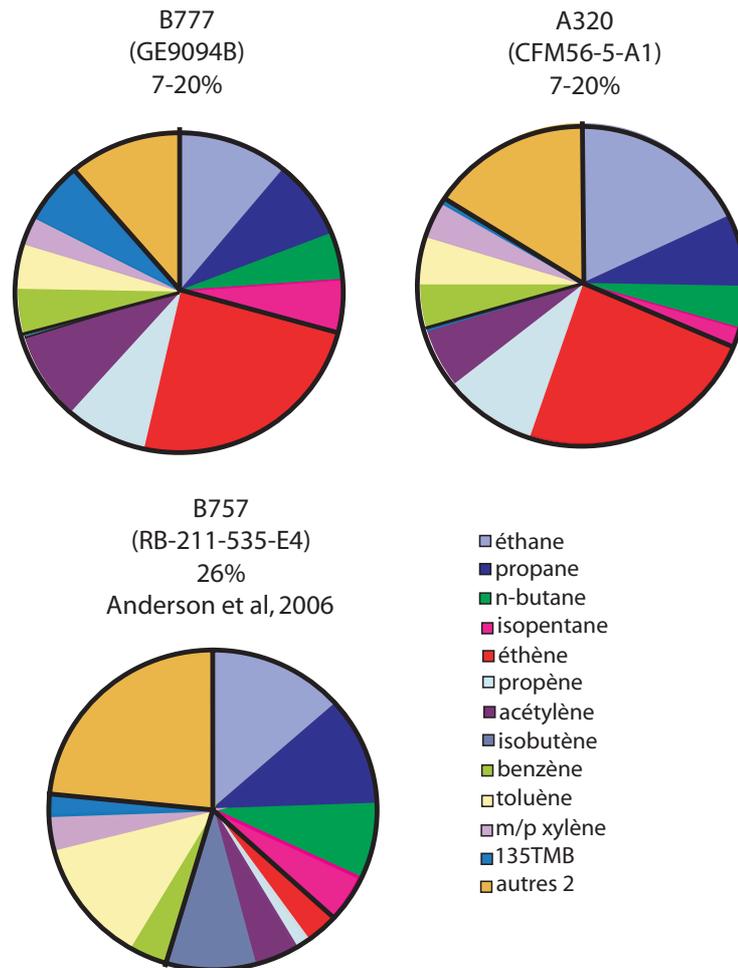


Figure III.8. – Distribution des hydrocarbures majoritaires pour les émissions de moteur d’avion à haut régime. Le régime de moteur est indiqué en pourcentage. La catégorie "autres 2" regroupe les composés minoritaires : i-butane, trans-2-butène, cis-2-butène, pentane, 1,3-butadiène, isoprène, 2-methylpentane, 3-methylpentane, hexane, heptane, éthylbenzène, o-xylène.

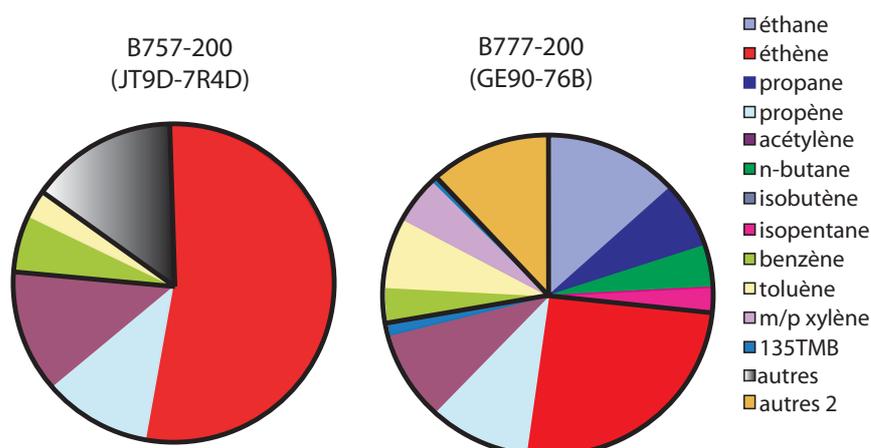


Figure III.9. – Distribution des hydrocarbures majoritaires mesurés à l'arrière de l'avion. La catégorie "autres" regroupe les composés : i-butane, trans-2-butène, cis-2-butène, pentane, 1,3-butadiène, isoprène, 2-methylpentane, 3-methylpentane, hexane, heptane, éthylbenzène, o-xylène. La catégorie "autres 2" comprend en plus les composés suivants : éthane, propane, i-butène, i-pentane, m+p-xylène, 1,3,5-triméthylbenzène.

nombre de composés ; donc afin de pouvoir comparer la spéciation d'émissions, seuls les composés communs sur les deux études ont été retenus.

■ Résultats

La figure III.10a (page 131) compare la répartition massique des émissions "avion" et "véhicule" par famille d'hydrocarbures. Les profils "avion" et "essence" (catalysée et non) présentent des différences significatives. En effet, la proportion de composés aromatiques est de 4 à 5 fois plus élevée dans le profil d'émission "essence" que le profil "avion". En revanche, le profil diesel présente de fortes similitudes avec le profil avion à "bas régime" où les composés insaturés représentent près de 80 % de la masse émise.

La figure III.10b compare la spéciation des émissions d'alcane. Les profils "essence" (catalysée et non) présentent des caractéristiques différentes de celles observées sur les autres profils. Le composé majoritaire est l'iso-pentane, avec près de 50% de la masse totale d'alcane analysés. Le profil "avion bas régime" est caractérisé par des concentrations majoritaires en éthane et nonane ; ils représentent respectivement de 40 à 60% et de 20 à 30%. Le profil "avion haut régime" présente une part plus faible de nonane et plus élevée de propane et de pentane. Comme précédemment, les profils "diesel" et "avion bas régime" montrent des similitudes ; les principaux composés présents en proportions analogues sont le nonane, l'éthane et l'octane. Une différence marquée est toutefois observée pour deux alcanes : le propane et l'iso-pentane. Aucune singularité prononcée n'est cependant observée dans le profil avion permettant d'identifier directement la source liée aux aéronefs.

La figure III.10c présente le profil de composés aliphatiques insaturés. La répartition massique de ces composés est analogue sur l'ensemble des profils. L'éthène est le composé majoritaire ; il représente près de 50% de la masse totale analysée. L'analyse de cette famille de composés ne permet donc pas différencier les émissions "avions" de celles de "véhicules".

La figure III.10d présente la distribution des composés aromatiques. Les profils "essence" présentent une part plus élevée en toluène. Le rapport benzène/toluène est de 0,5. Le profil "avion bas régime" présente en revanche une part plus élevée de benzène (rapport benzène/toluène compris entre 2 et 3). Comme précédemment, le profil "diesel" présente des caractéristiques similaires au profil "avions bas régime", bien que le benzène soit présent en pourcentage plus important (60%).

En conclusion, la spéciation des émissions des aéronefs présente une forte similitude avec celle des "véhicules diesels". Il semble ainsi particulièrement délicat d'identifier un traceur ou une "signature chimique" singulière dans la distribution des hydrocarbures émis par les aéronefs ; ceci aussi bien pour un composé spécifique que pour l'analyse des rapports croisés des composés. Il apparaît donc périlleux de distinguer les émissions issues du trafic aérien de celles issues du trafic routier en se fondant uniquement sur des observations de spéciation chimique des hydrocarbures.

2.6. Concentration des hydrocarbures dans le panache des aéronefs

Cette section présente les concentrations en hydrocarbures mesurées dans le panache des avions. Les données ont été collectées à l'occasion des essais moteurs et lors du roulage des avions sur les pistes présentées dans les sections précédentes. Les concentrations mesurées lors des essais moteurs permettent d'apprécier les niveaux d'hydrocarbures émis par les moteurs d'avion et ne représentent en aucun cas les concentrations de l'atmosphère aéroportuaire.

Comme mentionné précédemment, les mesures présentées dans ce chapitre n'ont pas de caractère normatif. De ce fait, les concentrations présentées ne permettent pas de comparer les facteurs d'émission des moteurs d'avion. Il s'agit des concentrations mesurées pour des conditions spécifiques, propres au jour du prélèvement (conditions dispersives, conditions opérationnelles des avions...). Elles témoignent toutefois de la variabilité des concentrations dans le panache des aéronefs.

■ Essais moteur

Les données de l'ICAO (cf. section III-2.2) indiquent une forte variabilité des facteurs d'émission d'un type de moteur à l'autre. De plus, les spéciations présentées précédemment ont montré une forte influence du régime moteur. Pour cette étude, ces deux paramètres ont donc été

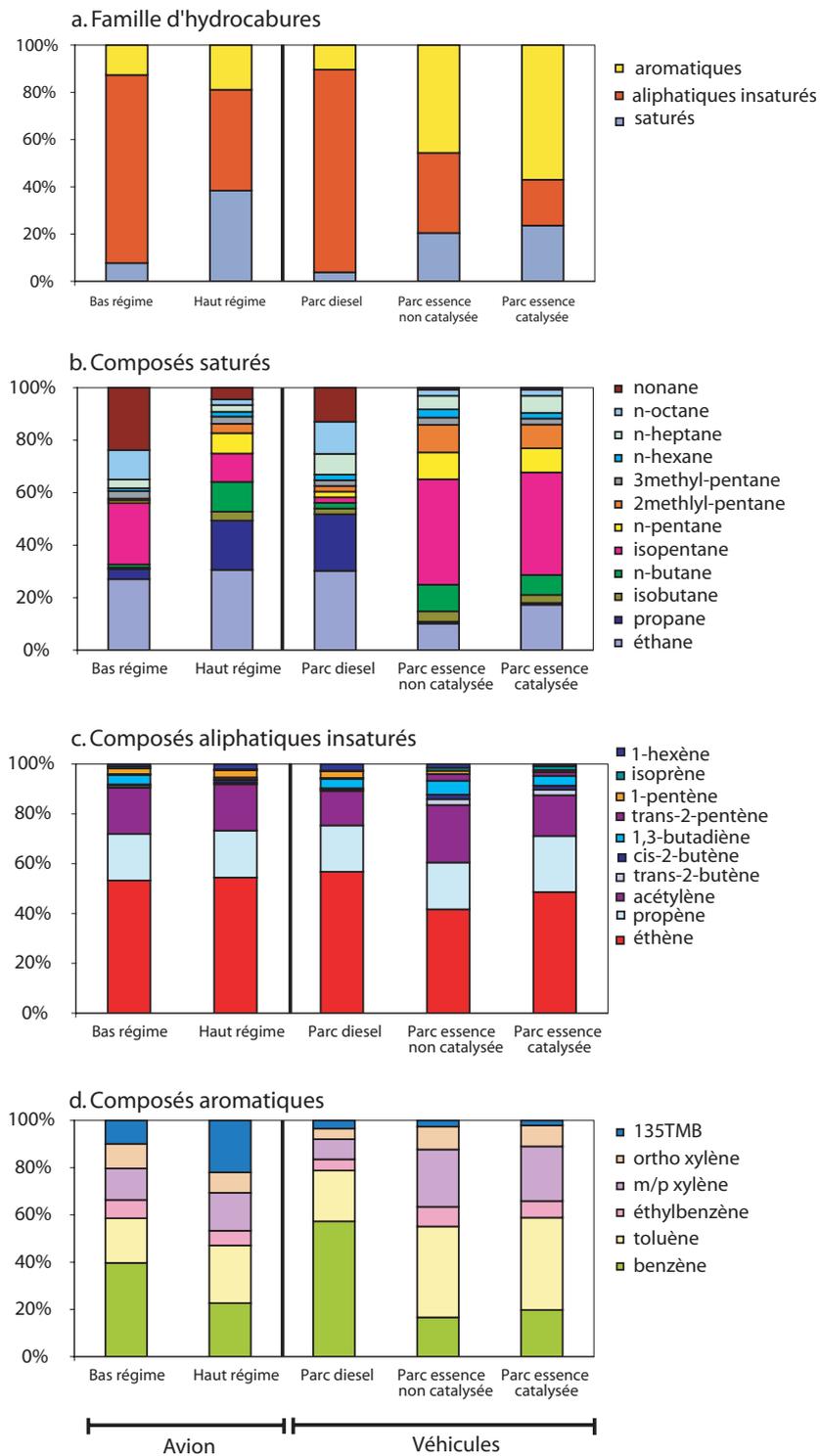


Figure III.10. – Profil d'émission des hydrocarbures par les "avions" (à bas et fort régime) et les "véhicules" (parc diesel et essence) famille d'hydrocarbures (a), saturés (b), de composés aliphatiques insaturés (c) et de composés aromatiques (d). Le profil noté "avion" correspond à la moyenne des concentrations analysées à "bas régime" et à "haut régime". Les profils notés "parc diesel", "parc essence catalysée" et "parc essence non catalysée" correspondent aux facteurs d'émission calculés pour les COV émis suivant le cycle MVEG (Motor Emission Vehicle Group) [Fontaine, 2000]. Le cycle MVEG est obtenu à partir de séquences de conduite observées dans les pays de la communauté européenne.

isolés : les caractéristiques du moteur et le régime moteur. La figure III.11 (page 133 présente la concentration par famille d'hydrocarbures ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) pour chaque type moteur retenu et en fonction de leur régime.

Caractéristiques du moteur.

Comme mentionné précédemment, les émissions d'hydrocarbures dépendent du type de moteur ainsi que de l'âge et leur maintenance. La figure III.11a présente les concentrations observées à l'arrière des aéronefs lors des essais moteurs à bas régime. Les observations ont été réalisées pour des conditions similaires (distance à l'échappement en particulier) : la comparaison des concentrations est ainsi supposée représentative. Pour cette expérience, la concentration massique des hydrocarbures dans le panache du B747 est de quatre à cinq fois plus élevée que celle observée pour le B777 et l'A320. Pour le B747, la somme des composés aliphatiques insaturés est de $700 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; la concentration des composés saturés et aromatiques est autour de $100 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Les concentrations mesurées dans le panache du B777 et A320 sont similaires pour les saturés et aromatiques. La concentration de l'ensemble de composés saturés et aromatiques est autour de $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ respectivement. Toutefois, pour cette expérience, l'A320 présente des concentrations en composés aliphatiques insaturés ($350 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) plus élevées que le B777 ($250 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). La hiérarchie des concentrations est cohérente avec les facteurs d'émission reportés par l'ICAO pour ces moteurs en condition de roulage (cf. figure III.5, page 123). Néanmoins, une comparaison véritablement quantitative ne peut pas être menée ici car nous ne disposons pas de la quantité de fuel consommée lors des essais moteurs. La similitude des concentrations observées sous le B777 et l'A320 s'estompe à haut régime (cf. figure III.11b). Pour ces conditions, les concentrations observées B777 s'avèrent 6 fois supérieures à celles observées à l'arrière de l'A320. Les facteurs d'émissions des moteurs étudiés, fournis par l'ICAO, montrent en effet des variations des émissions entre les différents types de moteur (cf. figure III.5, page 123).

Régime moteur.

La figure III.11 montre une diminution des concentrations d'hydrocarbures lors du passage d'un régime moteur bas (<7 %) à un régime plus élevé (7-20%). Cette diminution varie d'un moteur à l'autre ; elle est typiquement comprise entre 86 % (pour le A320) et 98 % (pour le B777). Ces observations sont en adéquation avec la baisse attendue du fait des meilleures conditions de combustion à "haut régime" (cf. section I-6).

■ Roulage des avions

La figure III.11c présente les concentrations des hydrocarbures mesurées au roulage d'un B757-200 et d'un B777-200. A 200 m sous le flux du réacteur, la concentration en hydrocarbures mesu-

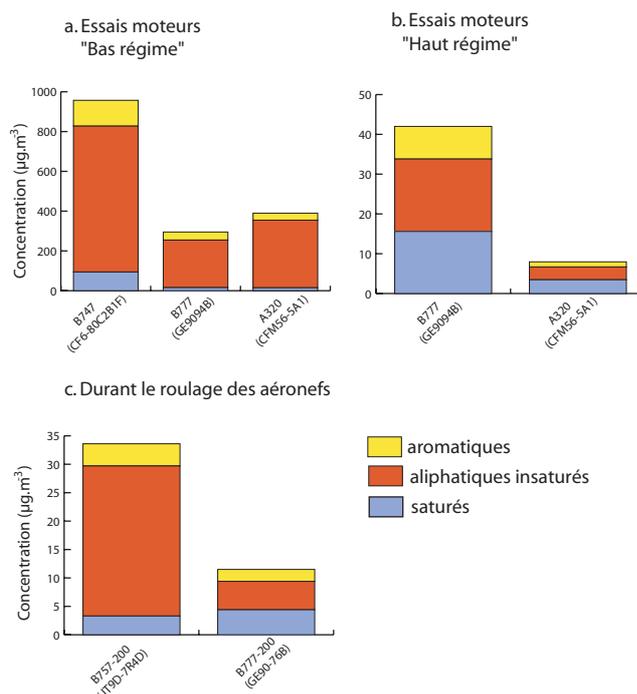


Figure III.11. – Concentration exprimée en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ d'hydrocarbures dans le panache des avions lors des essais moteurs à bas régime (a), haut régime (b) et durant le roulage des avions (c). Les expériences ont été réalisées pour des conditions non figées (régime moteur et dispersion) et ne reflètent que la variabilité de la concentration.

rée est de l'ordre de quelques dizaines de $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Pour les deux panaches, la concentration de composés saturés et aromatiques est similaire. La concentration en hydrocarbures saturés et en hydrocarbures aromatiques est autour de $3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. La différence de concentrations en hydrocarbures dans les 2 panaches provient des composés aliphatiques insaturés, dont la concentration est 5 fois plus élevée sous le B757-200 et atteint $26 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. La différence de concentration en hydrocarbures pour ces deux panaches pourrait s'expliquer par un régime moteur plus faible lors du roulage du B757-200. Cette interprétation est cohérente avec l'interprétation déjà formulée en se fondant sur la spéciation (cf. section III-2.3).

3. Concentration des hydrocarbures sur la plate-forme CDG

Nous avons vu dans le chapitre I (section I-1.1) que les hydrocarbures présentent des temps de vie très variés, allant de quelques heures à quelques jours (cf. tableau I.1, page 14). A l'échelle de l'aéroport (quelques kilomètres), nous considérons donc que les concentrations observées sur la plate-forme n'ont pas subi de transformations chimiques. Par ailleurs, aux émissions locales des hydrocarbures, s'ajoute naturellement l'import de ces espèces sur la plate-forme.

3.1. Méthodologie

■ Sélection des sites de prélèvement

Les analyses précédentes ont été réalisées directement dans le panache des réacteurs ne permettent pas d'estimer la qualité de l'air globale sur la plate-forme. Nous avons donc conduit des mesures sur différents sites de la plate-forme afin de caractériser les teneurs en hydrocarbures dans l'atmosphère aéroportuaire. Nous avons identifié des sites de prélèvement permettant de disposer d'observations représentatives de l'activité aéroportuaire. Les sites retenus sont présentés ci-dessous (cf. figure III.12) :

- *Site de proximité - terminaux.* L'objectif ici est de déterminer les concentrations des hydrocarbures à proximité des avions en circulation, des engins de piste et des véhicules de service. Les prélèvements ont été réalisés sur la station CDG-D16 (cf. section II-1). Cette station est localisée au niveau d'une passerelle sur le terminal 2D, accueillant principalement des avions moyen courrier (cf. figure III.13). Des mesures ont également été réalisées face au terminal 2C. Ce site, nommé "P2", présente des activités similaires à celles du terminal D16 (cf. figure III.13).
- *Site de proximité - pistes de roulage.* L'objectif ici est de déterminer les concentrations des hydrocarbures sur les voies de circulation. Le site, nommé "P5" est localisé entre les voies de circulation November/Fox et la zone de stationnement des petits courriers (cf. figure III.13).
- *Site d'activité modérée.* On cherche ici à déterminer les concentrations des hydrocarbures sur une zone de la plate-forme où la circulation des avions est moins importante. Le site est localisé entre la zone de fret et le seuil de piste sud, coté ouest. Ce site est repéré sous le nom "P3" sur la figure III.13.
- *Conditions de fond.* L'objectif ici est de déterminer les concentrations sur une zone éloignée des principales sources d'émission d'hydrocarbures. Nous avons situé le site à 400 m au sud du seuil de la piste sud, coté ouest. Ce site est repéré sous le nom "PSO" sur la figure III.13.

Nous avons également réalisé des prélèvements en périphérie de plate-forme, sur la station CDG-nord et CDG-sud (cf. section II-1 et figure III.12). Un site de mesure a également été installé au laboratoire d'Aéroports de Paris. Le laboratoire est localisé en zone publique, à l'est du terminal 1 (cf. site "Labo ADP", figure III.13) ; l'autoroute A1 se trouve à 200 m à l'ouest du laboratoire.

■ Stratégie de mesure

La stratégie de mesure a été développée en considérant les contraintes logistiques imposées sur chaque site de mesure retenu pour cette étude. Nous avons également pris en compte les moyens techniques disponibles au laboratoire. Deux types de mesures ont ainsi été réalisés :

- *des mesures ponctuelles.* L'objectif est de réaliser des prélèvements sur plusieurs sites afin d'observer la variabilité spatiale des concentrations sur la plate-forme. Des mesures préliminaires

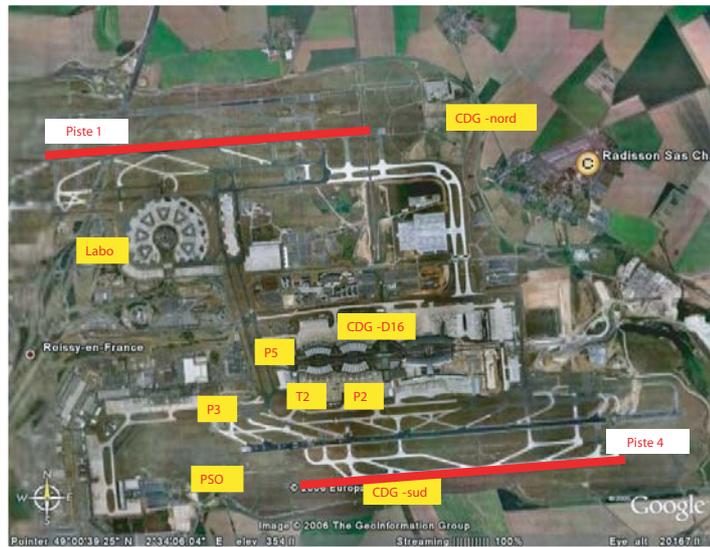


Figure III.12. – Localisation de sites de mesures de COV sur l’aéroport de Paris-CDG.

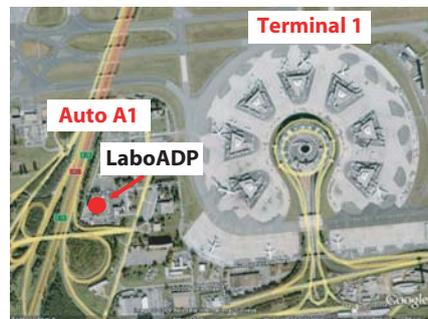


Figure III.13. – Localisation des sites de mesure.

effectuées sur la plate-forme Paris-CDG ont montré que les concentrations d'hydrocarbures varient considérablement selon l'heure du prélèvement. Des comportements similaires ont également été observés sur l'aéroport de Zurich [Schürmann et al., 2007]. Afin de permettre une comparaison des concentrations, il importe donc de réaliser les prélèvements sur les différents sites de façon simultanée. Une première série d'échantillons a été prélevée à l'aide des canisters sur les sites CDG-D16, P5, PSO. Les mesures se sont déroulées entre février 2007 et février 2008. Une seconde série d'échantillons a été réalisée sur les stations CDG-nord et CDG-sud. La période de prélèvement est comprise entre octobre 2007 et février 2008. Le temps de prélèvement était de 30 minutes afin que l'échantillonnage soit représentatif d'activité moyenne sur le site (escale, roulage des avions...). Nous avons principalement focalisé l'échantillonnage lors des pics de concentration en hydrocarbures, c'est-à-dire le matin (cf. figure III.22, page 152). Tous les prélèvements ont ainsi été réalisés entre 9h00 et 10h00. Le tableau III.7 présente les caractéristiques de prélèvements pour chaque site de mesure.

- *des mesures en continu*. L'objectif recherché avec les mesures en continu est d'observer la variation temporelle de la concentration de certains hydrocarbures sur la plate-forme. Ceci suppose de disposer d'une longue série temporelle de mesures au centre de la plate-forme. Les contraintes logistiques et techniques restreignent cependant l'installation d'analyseurs sur une longue période de temps en zone réservée. Les mesures en continu ont ainsi été réalisées au laboratoire d'Aéroports de Paris sur une période couvrant de novembre 2005 à décembre 2006 (cf. tableau III.8, page 138). La mesure a été effectuée avec l'instrument *TurboMatrix ATD/ Auto System Perkin Elmer* (cf. section III-1.1). La fréquence de prélèvement était d'une heure trente. Par ailleurs, une campagne de mesure intensive a été réalisée dans le cadre du projet AIRPUR au sein de la zone réservée. Cette campagne de mesure s'est déroulée en été 2005 (1 semaine par site). Les mesures ont été effectuées sur les sites P5, P3 et P2 (cf. tableau III.8) avec l'analyseur *AirmoVoc* (cf. section III-1.2). Le traitement et l'analyse des concentrations de composés gazeux issus de cette campagne ont été effectués dans le cadre de cette thèse.

■ Hydrocarbures mesurés

Les analyses des canisters et les mesures en continu au laboratoire d'Aéroports de Paris ont été réalisées avec le *TurboMatrix ATD/ Auto System Perkin Elmer*. Au laboratoire, les conditions analytiques actuelles de cet instrument permettent l'identification des hydrocarbures en C6 à C10 (cf. tableau III.2). Ceci limite l'interprétation des observations, les hydrocarbures à chaînes courtes dominant la spéciation des émissions par les aéronefs (cf. section III-2.3). L'instrument *AirmoVoc* permet l'analyse des hydrocarbures en C3 à C7 (cf. tableau III.3, page 120). Les conditions analytiques de l'*AirmoVoc* ne permettent d'identifier les composés en C2, en particulier l'éthène.

Tableau III.7. – Caractéristiques des mesures ponctuelles réalisées sur l'aéroport Paris-CDG.

Sites	Description du site	Composés mesurés	Temps de prélèvement	Nombre de prélèvements
<i>Juin 2006 (étude préliminaire)</i>				
T2	Terminal 2 Face au terminal A (sortie des avions de la zone de stationnement).	C2-C12	2 heures	2
PSO	Seuil de piste sud (côté ouest)	C2-C12	2 heures	2
<i>Février 2007 - février 2008</i>				
CDG-D16	Terminal 2 - Porte 16 Proximité de pistes de roulage et du stationnement des avions moyen courrier.	C6-C10	30 minutes	30
P5	Voies November-Fox. Proximité de pistes de roulage et la zone de stationnement avion petit courrier.	C6-C10	30 minutes	21
PSO	Seuil de piste sud (côté ouest).	C6-C10	30 minutes	19
<i>Octobre 2007 - février 2008</i>				
CDG-nord	Station permanente Fond et proximité autoroute	C6-C10	30 minutes	5
CDG-sud	Station permanente Fond et proximité autoroute	C6-C10	30 minutes	10

Tableau III.8. – Caractéristiques des mesures en continu réalisées sur l'aéroport Paris-CDG.

Sites	Description du site	Composés mesurés	Temps de prélèvement	Nombre de prélèvements
<i>Mesure longue terme</i>				
Laboratoire ADP	Tête de prélèvement installée sur le toit du laboratoire	C6-C10	1h30	Novembre 2005-décembre 2006
<i>Campagne AIRPUR</i>				
P5	Voies November-Fox. Proximité de pistes de roulage et la zone de stationnement avion petit courrier.	C3-C7	30 minutes	21-27 juin 2005
P2	Face au terminal 2C	C3-C7	30 minutes	27 juin-4 juillet 2005
P3	Au niveau de la zone dégivrage à proximité de la piste sud coté ouest.	C3-C7	30 minutes	4-11 juillet 2005

3.2. Répartition spatiale de la concentration des hydrocarbures

■ Concentration des hydrocarbures sur la plate-forme

La figure III.14 présente les concentrations moyennes des hydrocarbures mesurées sur les deux séries d'échantillons prélevées sur la plate-forme : CDG-D16, P5, PSO d'une part et CDG-sud et CDG-nord d'autre part. Sur les sites P5 et PSO, les concentrations de l'ensemble des composés saturés et aromatiques sont respectivement de l'ordre de $5 \mu\text{g.m}^{-3}$ et de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$. La concentration observée sur CDG-D16 est revanche 20% plus élevée que celle observée sur les sites précédents. Ceci s'explique par la proximité de la zone de stationnement avion et de la route de service caractérisée par une forte circulation. Durant sa phase de stationnement, l'aéronef est entouré de divers véhicules à moteur thermique ou électrique permettant d'effectuer la logistique nécessaire au bon déroulement du fonctionnement de l'appareil. De plus, cette station est localisée dans une zone entourée de bâtiments, ce qui limite vraisemblablement la dispersion des polluants.

Les concentrations moyennes des composés saturés et aromatiques sur les stations CDG-nord et CDG-sud sont similaires à celles observées sur les sites P5 et PSO. La concentration en hydrocarbure aromatiques est toutefois plus faible à CDG-nord ($13 \mu\text{g.m}^{-3}$) que CDG-sud ($15 \mu\text{g.m}^{-3}$). Les observations montrent ainsi une faible variabilité spatiale des concentrations moyennes : elle demeure inférieure à un facteur 2 entre les sites les plus éloignées des sources d'émissions aéroportuaires (PSO et CDG-nord) et les sites de proximité immédiate des activités (CDG-D16). La

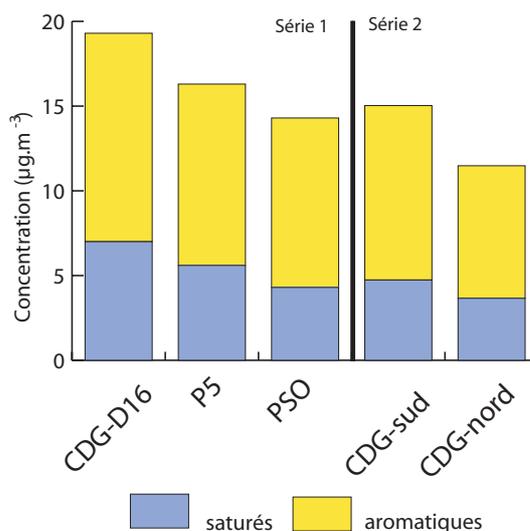


Figure III.14. – Concentration moyenne des hydrocarbures (C6-C10) saturés et aromatiques observée sur les sites CDG-D16, P5, PSO, CDG-sud et CDG-nord. Les prélèvements ont été réalisés avec des canisters durant la période de février 2007 à février 2008 pour la série 1 et d’octobre 2007 à février 2008 pour la série 2.

comparaison des concentrations moyennes sur les deux séries de mesure demeure toutefois sujette à caution, les échantillonnages ayant été réalisés à des périodes et sur des durées différentes. Il importe donc d’effectuer des études complémentaires afin de confirmer ces observations.

■ Distribution de concentration des hydrocarbures

Les figures III.15 et III.16 (page 141 et 142) présentent la distribution des concentrations des hydrocarbures saturés et aromatiques observée sur les sites CDG-D16, P5 et PSO (graphiques box-plot). Les box-plot permettent d’apprécier la répartition des concentrations en se fondant sur les centiles 25, 50 et 75 et les valeurs extrêmes de la distribution (maxima et minima). La concentration moyenne est également présentée sur chaque box-plot. Les distributions sur les stations CDG-nord et CDG-sud ne sont pas présentées : nous avons en effet jugé ces distributions peu significatives du fait du nombre limité de données.

Sur un même site la concentration des hydrocarbures varie notablement d’un échantillon à l’autre. De façon générale, les concentrations observées augmentent avec la proximité des sources. Par exemple, la valeur des centiles 25 et 75 pour l’octane est de respectivement $0,2 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $0,6 \mu\text{g.m}^{-3}$ sur le site le plus éloigné (PSO). Ces valeurs augmentent progressivement sur le site P5 ($0,3-0,7 \mu\text{g.m}^{-3}$) et sur la station CDG-D16 ($0,4-0,9 \mu\text{g.m}^{-3}$). De plus, les concentrations maximales de nonane et de décane sont observées sur les sites CDG-D16 et P5. Ces concentrations ponctuelles peuvent être attribuées au passage des avions ou des véhicules diesel, ces composés étant peu présents dans les émissions des véhicules essence (cf. figure III.10, page 131). Le 1,3,5-triméthylbenzène présente en revanche un comportement contraire : le site PSO reporte les

concentrations les plus élevées ($2 \mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne). Les concentrations maximales reflètent une source locale peu fréquente (*e.g.* passage de véhicules de service), ayant une influence non négligeable lorsque le site est éloigné des sources.

On observe par ailleurs une augmentation de la concentration des hydrocarbures saturés avec la longueur de chaîne carbonée entre C8 et C10. Par exemple, les concentrations moyennes d'octane, nonane et décane sur CDG-D16 sont de $0,7 \mu\text{g.m}^{-3}$, $1,1 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $1,3 \mu\text{g.m}^{-3}$ respectivement. Une tendance similaire est observée sur les sites PSO et P5. Considérant le profil d'émission par les hydrocarbures (*cf.* figure III.10), ce résultat suggère une influence majoritaire des émissions par les avions ou les véhicules diesel.

De manière générale, la distribution des hydrocarbures d'un site à l'autre présente de fortes similitudes. Ainsi le 2-méthylpentane, l'hexane, le nonane, le décane sont les hydrocarbures saturés majoritaires ; le toluène et les xylènes (m+p) sont les hydrocarbures aromatiques majoritaires. Les composés minoritaires sur les trois sites sont l'hexène, l'iso-octane et le 1,2,3-triméthylbenzène. La concentration moyenne de l'hexène est particulièrement basse ($0,3 \mu\text{g.m}^{-3}$). L'hexène est en effet un composé minoritaire dans les gaz d'échappement automobile et dans les flux des réacteurs (*cf.* figure III.10). La spéciation moyenne observée sur PSO, P5 et CDG-D16 est présentée plus bas en détail.

■ L'influence de l'activité aéroportuaire sur la concentration des hydrocarbures

La station CDG-D16 est située au coeur de la plate-forme aéroportuaire. Parmi les sites retenus pour cette étude, ce site est sans doute le plus représentatif des activités au sol. Nous avons cherché à caractériser sur ce site l'influence immédiate de l'activité aéroportuaire sur les concentrations en hydrocarbures. Pour réaliser cette évaluation, nous avons ainsi noté les opérations environnantes CDG-D16 au moment de chaque prélèvement. L'objectif est d'identifier une éventuelle relation entre cette information et les concentrations analysées. Dans ce but, nous avons catégorisé les opérations aéroportuaires environnantes en trois classes :

- *Présence d'un avion sur l'aire de stationnement.* Les réacteurs de l'avion sont à l'arrêt ; seule l'APU est en fonctionnement. Les principales opérations en cours sont : le ravitaillement, l'avitaillement, la décharge et la charge de bagages.
- *Arrivée ou départ de l'avion.* Les réacteurs et l'APU sont en marche. L'avion est conduit sur les pistes par un engin (repousseur, push ...).
- *Aucune opération n'est en cours.* Aucun engin ne circule à proximité de la zone. Les émissions à proximité sont celles du trafic de la route de service et les avions en circulation sur les voies d'accès en face de la passerelle D16.

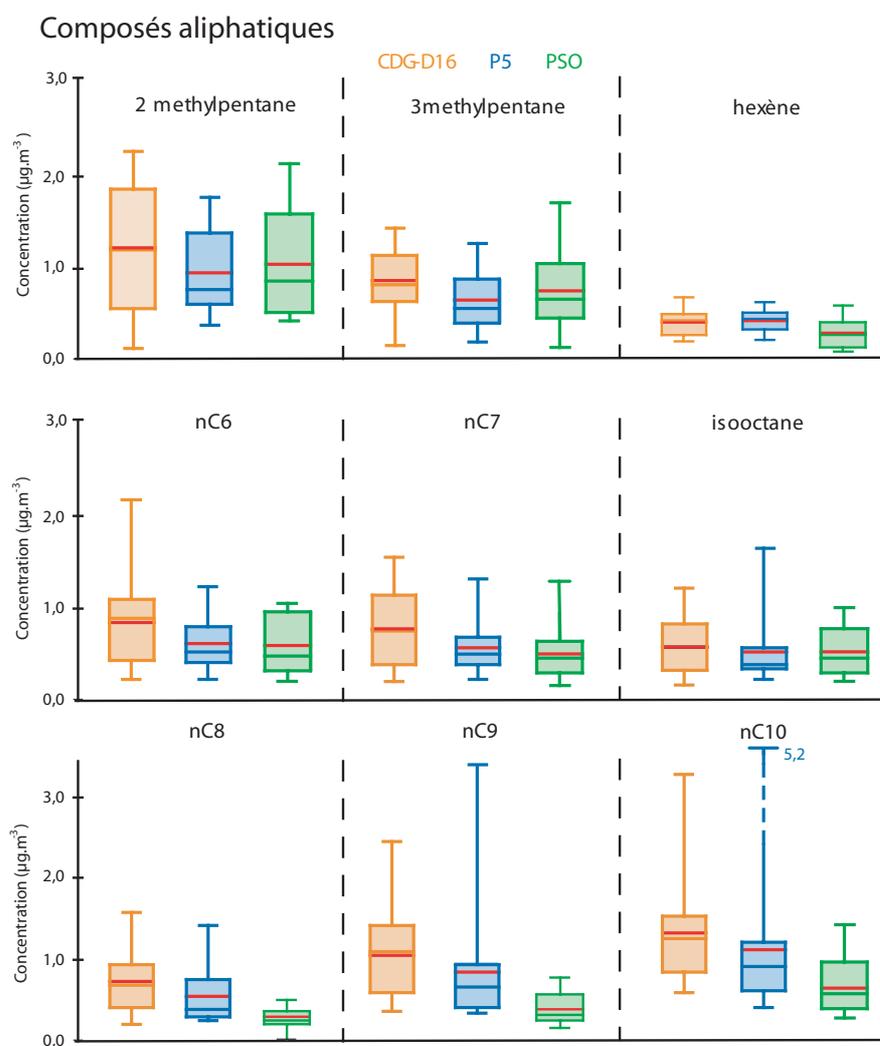


Figure III.15. – Graphiques box-plots des concentrations des hydrocarbures aliphatiques observés sur la station CDG-D16, et les sites "P5" et "PSO". Tous les échantillons ont été prélevés entre 9h00 et 10h00 sur une période allant de février 2007 à février 2008. Les valeurs extrêmes reportées représentent les maxima et minima de chaque distribution. La partie rectangulaire du graphique s'étend du premier au troisième quartile, couvrant la moitié centrale de chaque échantillon. La médiane est représentée par la ligne centrale dans chaque boîte. La moyenne est représentée par le trait rouge.

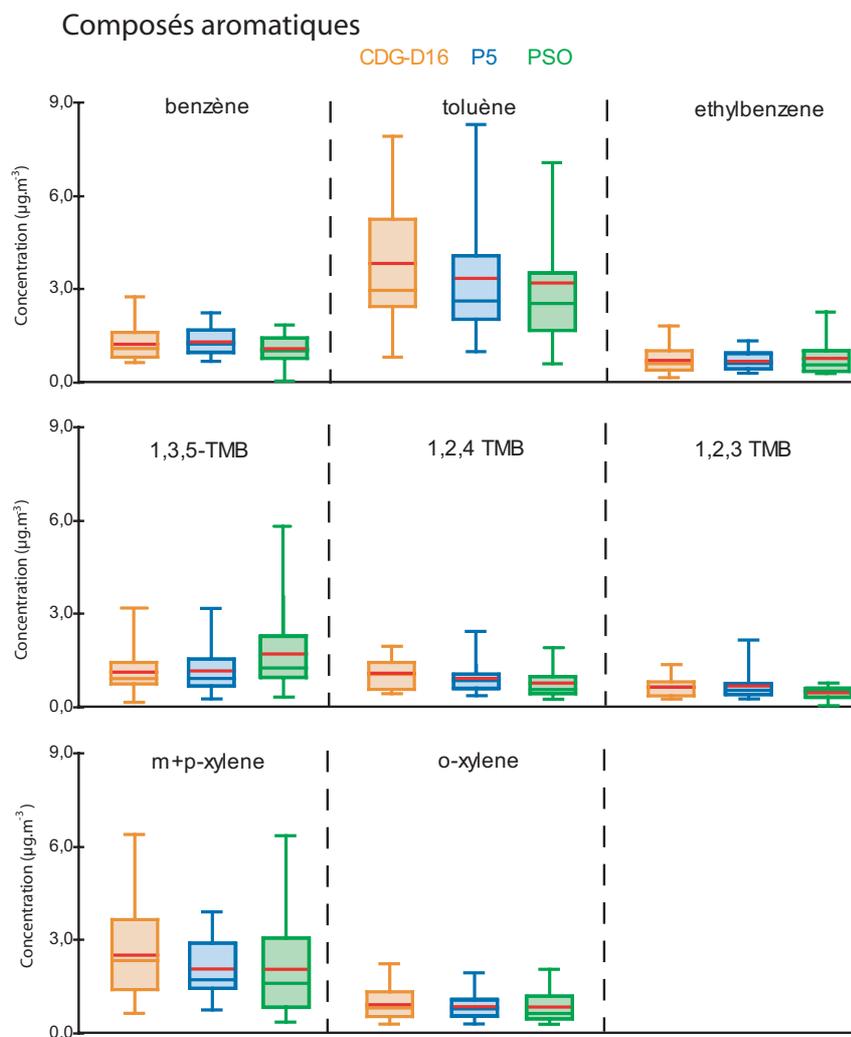


Figure III.16. – Graphiques box-plots des concentrations des hydrocarbures aromatiques observés sur la station CDG-D16, et les sites "P5" et "PSO". Tous les échantillons ont été prélevés entre 9h00 et 10h00 sur une période allant de février 2007 à février 2008. Les valeurs extrêmes reportées représentent les maxima et minima de chaque distribution. La partie rectangulaire du graphique s'étend du premier au troisième quartile, couvrant la moitié centrale de chaque échantillon. La médiane est représentée par la ligne centrale dans chaque boîte. La moyenne est représentée par le trait rouge.

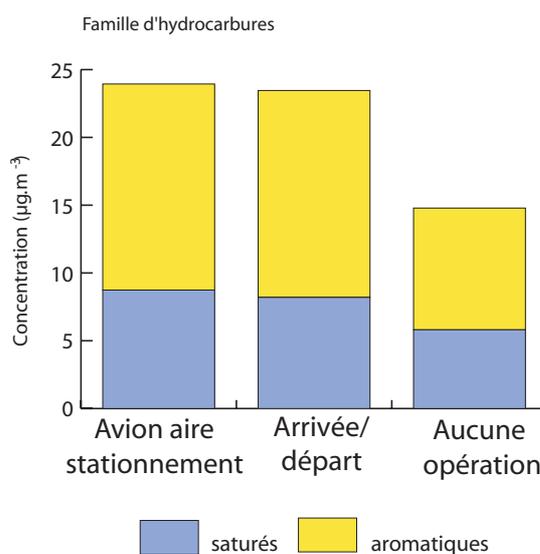


Figure III.17. – Concentrations moyennes des hydrocarbures saturés (C6-C10) et aromatiques observées selon le type d'opération en cours.

Le tableau III.9 présente le nombre de prélèvements correspondant à chaque catégorie.

Tableau III.9. – Nombre de prélèvements considérés pour les trois catégories.

Opération	Nombre de prélèvements
Avion sur l'aïre de stationnement	6
Arrivée/départ de l'avion	9
Aucune opération en cours	7
Informations non disponibles	8
total	30

La figure III.17 présente la concentration moyenne des hydrocarbures saturés et aromatiques pour chaque catégorie d'activité. La concentration moyenne des composés saturés et aromatiques diminue de 30 % et 40 % respectivement lorsque aucune opération n'est en cours au voisinage immédiat de la station. Les concentrations moyennes sont alors comparables à celles observées sur PSO et P5, de l'ordre de $15 \mu\text{g.m}^{-3}$. Les concentrations moyennes enregistrées pour les deux catégories présentant une activité immédiate sont équivalentes, de l'ordre de $24 \mu\text{g.m}^{-3}$.

■ Spéciation des hydrocarbures sur la plate-forme

L'objectif est d'évaluer l'origine des hydrocarbures en zone aéroportuaire. L'approche vise à comparer la spéciation des hydrocarbures dans l'atmosphère aéroportuaire avec celles des différentes sources identifiées sur la plate-forme. On suppose ici que les deux principales sources sont les aéronefs et les véhicules. Pour cette comparaison, nous avons jugé que la spéciation "bas régime" caractérisée précédemment (cf. section III-2) était la plus représentative des émissions

par les avions. Pour les véhicules, nous avons repris la spéciation de Fontaine [2000] distinguant les véhicules essences et diesel. Les spécificités techniques ne permettant pas d'identifier le même nombre de composés, seuls les composés communs aux différentes études ont été retenues pour mener les comparaisons.

La figure III.18a (page 145) compare la répartition massique par famille d'hydrocarbures observée sur CDG-D16, P5 et PSO avec celle des émissions des avions et des véhicules. Ce profil contient 40 % de composés saturés (C6-C10), soit un pourcentage de l'ordre de deux à trois fois plus élevé que celui des profils d'émission des avions (bas régime) et des véhicules. La figure III.18b compare la spéciation des hydrocarbures saturés. La spéciation observée sur les différents sites de la plate-forme ne présente pas un composé véritablement majoritaire. Chaque composé représente typiquement 10 % à 20 % de la masse analysée. Le profil de spéciation des avions est singulièrement différent du profil observé sur les sites de la plate-forme. Ce profil est en particulier caractérisé par la prédominance du nonane (50 %), non observée sur les profils des sites aéroportuaires. La spéciation observée sur l'aéroport est également différente de celle observée dans les profils des émissions des véhicules essences. Ces profils présentent en effet une part plus importante de 2-méthylpentane (30-40 %) et d'heptane (20-30 %), ce qui n'est pas observé de manière identique sur les profils de l'aéroport. Ces résultats montrent, comme attendu, la double influence vraisemblable des émissions du trafic aérien et celles du trafic routier sur la spéciation des hydrocarbures observés sur la plate-forme.

La figure III.18c présente la distribution des hydrocarbures aromatiques. La spéciation observée sur CDG-D16, P5 et PSO est similaire de celle des émissions des véhicules essence. Le toluène et le m+p-xylène représentent respectivement 40 % et 30 % de la masse totale caractérisée. En revanche, la spéciation des émissions des avions et des véhicules diesel présente des caractéristiques différentes de la spéciation observée sur les sites de la plate-forme. Le benzène est en effet le composé majoritaire ; il représente entre 40 % et 60 % de la masse analysée. Ces résultats suggèrent que les composés aromatiques observés sur la plate-forme ont vraisemblablement pour principale origine les véhicules essence.

3.3. Evolution journalière des hydrocarbures sur la plate-forme

Cette section présente l'évolution temporelle des hydrocarbures sur la plate-forme. L'analyse repose sur deux jeux de données (cf. tableau III.8, page 138) :

- des mesures en continu effectuées sur le site du laboratoire durant la période comprise entre novembre 2005 et décembre 2006.
- des mesures en continu d'une durée d'une semaine, effectuées sur les sites P5, P2 et P3 en juin et juillet 2005.

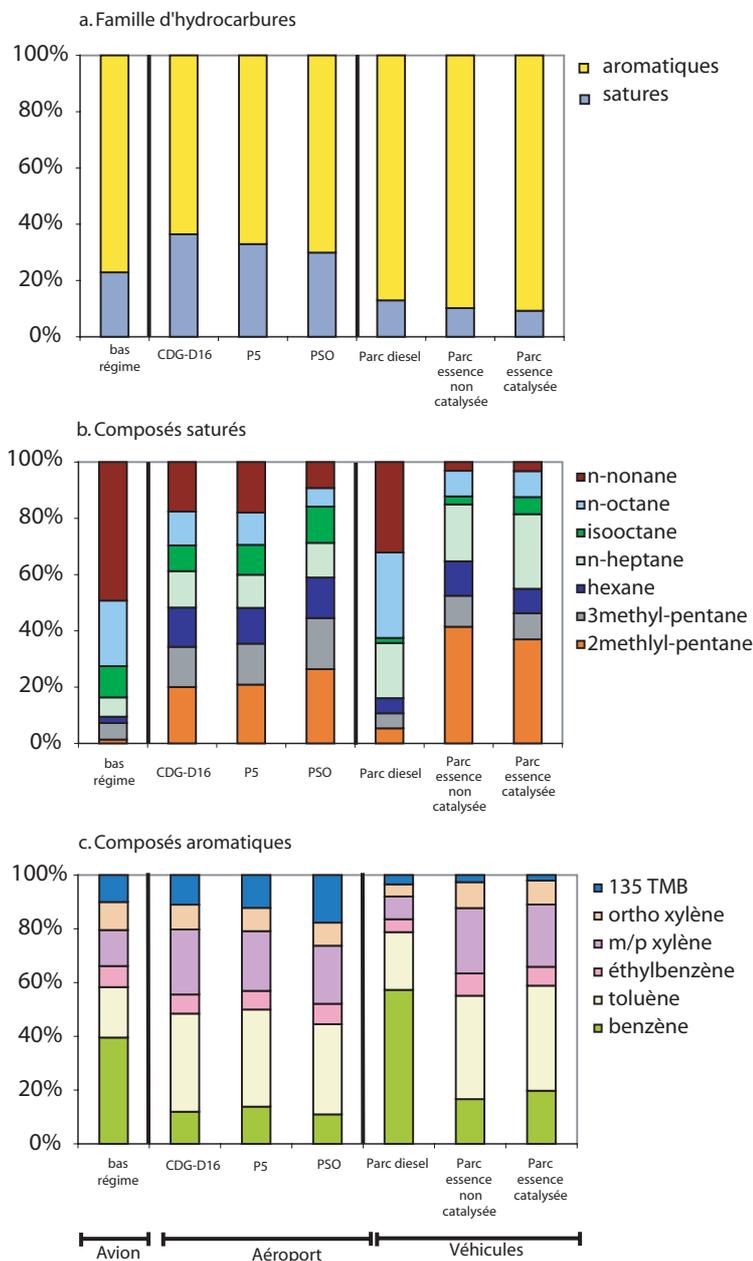


Figure III.18. – Répartition massique par famille d’hydrocarbures (a), hydrocarbures saturés (b) et hydrocarbures aromatiques (c) pour les avions à bas régime, les sites CDG-D16, P5 et PSO et les véhicules (parc diesel et essence). Le profil noté "avion" correspond à la moyenne des concentrations analysées à "bas régime". Les profils notés "parc diesel", "parc essence catalysée" et "parc essence non catalysée" correspondent aux facteurs d’émission calculés pour les COV émis suivant le cycle MVEG (Motor Emission Vehicle Group) [Fontaine, 2000].

Les séries temporelles disponibles ont été jugées trop courtes et présentent de trop fortes discontinuités pour porter l'analyse sur une évolution annuelle voire mensuelle. Seule l'évolution journalière et hebdomadaire est abordée dans cette section.

■ Evolution journalière de la concentration des hydrocarbures au niveau du laboratoire d'Aéroports de Paris

Les données disponibles couvrent 183 journées. Les concentrations moyennes ont été calculées pour chaque composé et pour chaque tranche horaire afin d'identifier un profil journalier type. Les profils ainsi obtenus ont été comparés à ceux de la station Paris 1^{er} du réseau AIRPARIF. La figure III.19 présente l'évolution de la concentration moyenne des hydrocarbures saturés et aromatiques sur les deux stations. La comparaison est réalisée sur une liste commune de composés mesurés sur les deux stations (cf. légende de la figure III.19). De façon générale, les résultats sur la station du laboratoire d'Aéroports de Paris montrent une variabilité journalière plus faible que celle de la station Paris 1^{er}.

Pour les profils observés sur cette station, trois groupes caractéristiques présentant des variations journalières semblables peuvent être isolés :

- *Groupe I.* Le profil journalier présente des concentrations maximales le matin et le soir et minimales en milieu de nuit (de 2h00 à 4h00, cf. figure III.20a). Ces profils sont proches de ceux observés en milieu urbain et reflètent l'effet conjoint de la variabilité temporelle des émissions et de la hauteur de la couche de mélange. La forme générale de ces profils est donc similaire à celle discutée précédemment pour les NOx. Les hydrocarbures appartenant à ce groupe sont : le 2-méthylpentane, le 3-méthylpentane, le benzène, l'éthylbenzène, l'o-xylène, le m+p-xylène, le 1,2,4-triméthylbenzène. Les profils journaliers du m+p-xylène et du benzène sont présentés en exemple sur la figure III.20a. Pour ces composés, l'amplitude des oscillations journalières demeure toutefois modérée en regard de l'oscillation observée en milieu urbain. L'écart entre le minimum nocturne et le maximum matinal se situe typiquement autour d'un facteur 1,3. La concentration moyenne horaire de benzène oscille entre $0,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et $1,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Le composé majoritaire de ce groupe est le m+p-xylène, avec une concentration moyenne horaire comprise entre $1,5$ et $2,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.
- *Groupe II.* Dans ce groupe, le profil ne présente pas de variation journalière marquée, à l'exception d'un pic en début d'après-midi. Ce pic est uniquement observé en semaine. Les hydrocarbures dans ce groupe sont : l'hexane, l'heptane, l'iso-octane, l'octane, le nonane. L'hexane et l'heptane sont les composés majoritaires de ce groupe ; leur profil est reporté sur la figure III.20b. Pour ces composés, les concentrations sont de l'ordre de $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et augmentent respectivement de 27 et 44 % au moment du pic pour atteindre un maximum autour de $0,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

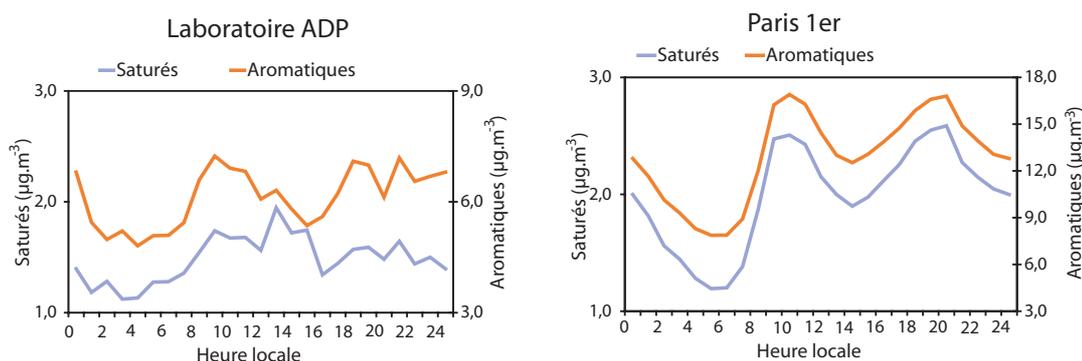


Figure III.19. – Concentrations moyennes horaires des alcanes et aromatiques mesurées sur le site du laboratoire d'Aéroports de Paris et la station Paris 1^{er} du réseau AIRPARIF. Les composés considérés pour les alcanes sont : l'hexane, l'heptane, l'octane et l'iso-octane ; pour les aromatiques, les composés considérés pour les aromatiques sont : le benzène, le toluène, l'éthylbenzène, l'o-xylène, le m+p-xylène, 1,3,5-triméthylbenzène, 1,2,4-triméthylbenzène, 1,2,3-triméthylbenzène. Les courbes sont construites sur la base d'observations réalisées sur les mêmes périodes de temps.

- *Groupe III.* Dans ce groupe, les concentrations ne présentent pas un profil journalier singulier. Les hydrocarbures de ce groupe sont : le toluène, le 1,3,5-triméthylbenzène et le 1,2,3-triméthylbenzène. Les concentrations moyennes horaires sont reportées sur la figure III.20c pour le toluène et le 1,3,5-triméthylbenzène. La concentration de toluène, l'hydrocarbure majoritaire, est comprise entre 2,0 et 3,5 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Les concentrations du 1,3,5-triméthylbenzène et le 1,2,3-triméthylbenzène sont comprises entre 0,4 et 0,6 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

Les profils obtenus pour le groupe II et le groupe III sont atypiques. L'origine des processus contrôlant l'allure de ces profils n'a pas pu être identifiée.

■ Evolution journalière du rapport semaine/week-end des hydrocarbures sur le laboratoire d'Aéroports de Paris

Nous avons vu à la section II-4.6 que les activités aéroportuaires étaient continues entre jour ouvré et week-end (sem/we), contrairement aux activités urbaines (trafic routier notamment). Ces contrastes ont permis d'identifier l'origine des NO_x sur la plate-forme. L'objectif est de reproduire ce type d'analyse afin de quantifier la contribution de l'activité aéroportuaire sur les concentrations mesurées en hydrocarbures. En particulier, une forte variabilité hebdomadaire est attendue sur le jeu de données issu des mesures du laboratoire d'Aéroports de Paris. Cette station est en effet située au voisinage immédiat de l'autoroute A1 (150 m) dont le trafic présente un contraste sem/we prononcé.

La figure III.21 présente pour chaque tranche horaire le rapport de concentration entre jour ouvré et jour de week-end. Comme mentionnée à la section II-4.6, un rapport voisin de 1 durant la

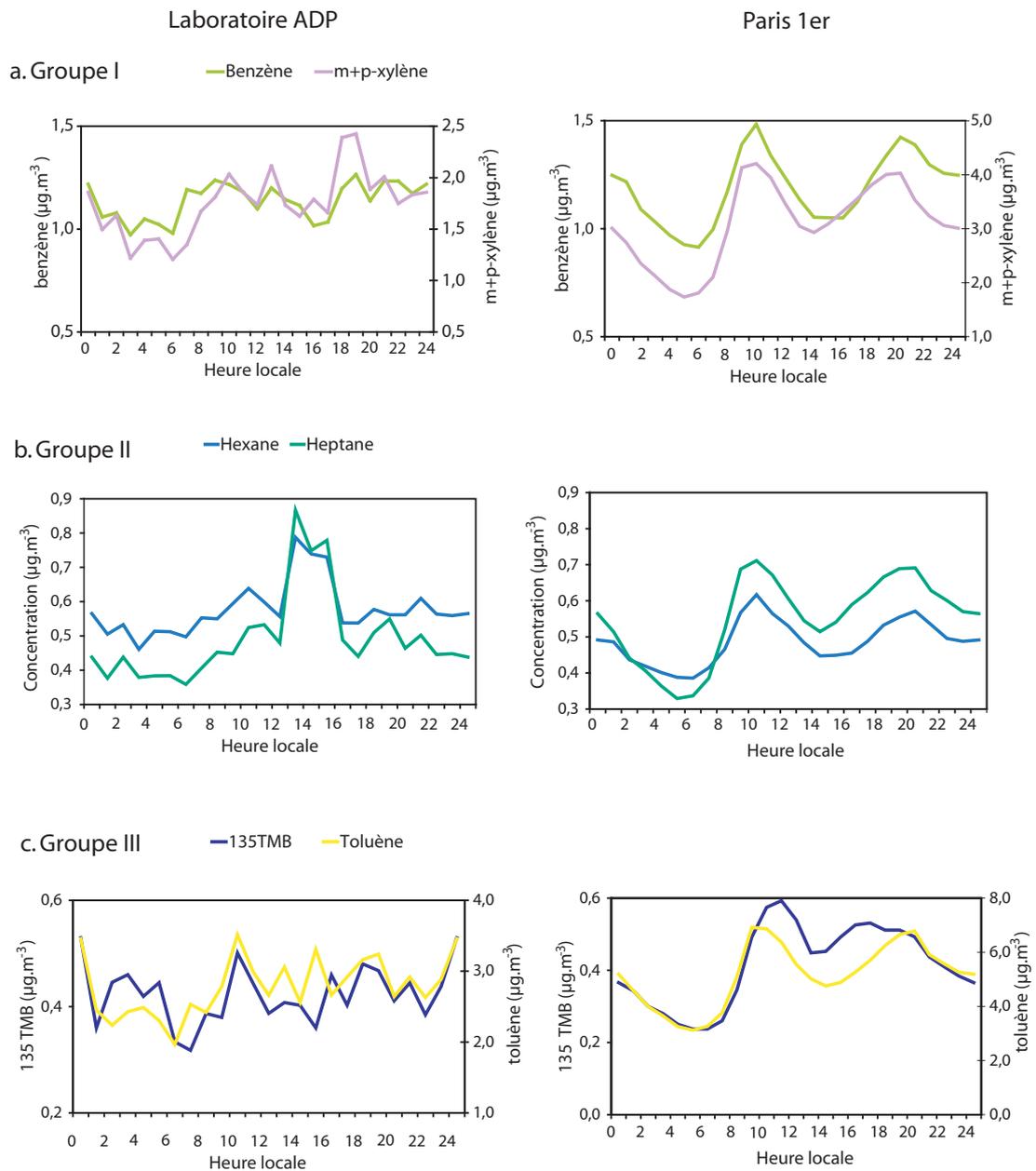


Figure III.20. – Concentration moyenne horaire du benzène, du m+p-xylène (a), de l'hexane, de l'heptane (b), du toluène et du 1,3,5-triméthylbenzène (c) mesurée sur le site du laboratoire d'Aéroports de Paris et la station Paris 1^{er} du réseau AIRPARIF. Les courbes sont construites sur la base d'observation réalisée sur les mêmes périodes de temps.

journée témoigne des sources attribuables aux activités aéroportuaires. En revanche, lorsque ce rapport est significativement supérieur à 1, l'influence des sources liées au trafic routier ou au transport d'échelle régionale, prédomine.

La figure III.21 présente les rapports sem/we de tous les hydrocarbures analysés sur le site du laboratoire d'Aéroports de Paris. Ce rapport sem/we varie selon l'hydrocarbure considéré. Deux catégories d'hydrocarbures peuvent être identifiées selon l'intensité du contraste sem/we :

- *Les hydrocarbures présentant une variabilité hebdomadaire marquée.* Les figures III.21a et III.21b présentent le profil journalier du rapport sem/we pour l'hexane, l'heptane, le nonane et le toluène, le o-xylène, les m+p-xylènes, le 3-méthylpentane, l'iso-octane, le benzène et le 1,2,4-triméthylbenzène. Ces profils journaliers présentent un rapport sem/we autour de 1 la nuit (23h00-8h00). A partir de 9h00, le rapport sem/we augmente jusqu'à atteindre un maxima, compris entre 1,5 et 2,5 (13h00-15h00). Ces rapports présentent des similitudes avec ceux observés à CDG-nord pour les NOx (cf. figure II.19, page 71). Dans cette catégorie, les hydrocarbures ont vraisemblablement une origine dominée par le trafic routier.
- *Les hydrocarbures présentant une faible variabilité hebdomadaire.* La figure III.21c présente le profil journalier du rapport sem/we pour le 2-méthylpentane, octane, 1,3,5-triméthylbenzène, 1,2,3-triméthylbenzène. Ces composés présentent un rapport sem/we de l'ordre de 1 durant toute la journée. Ce résultat indique que ces hydrocarbures sont vraisemblablement sous l'influence majoritaire de l'activité aéroportuaire.

Ces résultats indiquent que la station localisée au laboratoire d'Aéroports de Paris est sans doute peu influencée par les émissions induites par les activités aéroportuaires. La forte variabilité hebdomadaire identifiée pour la plupart des hydrocarbures révèle une contribution dominée par les émissions du trafic automobile. Sur ce site, les sources aéroportuaires sont ainsi sans doute masquées par l'autoroute A1. Seuls quelques composés présentent une faible variabilité hebdomadaire. C'est par exemple le cas du 2-méthylpentane. Ce composé est présent de manière plus importante sur le profil d'émission par les véhicules essence (cf. figure III.10, page 131). Ces concentrations peuvent donc être attribuées majoritairement au trafic routier généré par l'activité aéroportuaire.

■ Evolution journalière de la concentration des hydrocarbures au sein de la plate-forme (sites P5, P2, P3)

L'objectif est d'observer la variation temporelle de la concentration des hydrocarbures au sein de la plate-forme (sites P5, P2 et P3). Les mesures ont été réalisées sur chaque site à une fréquence de 30 minutes et durant une semaine (cf. section III-3.1).

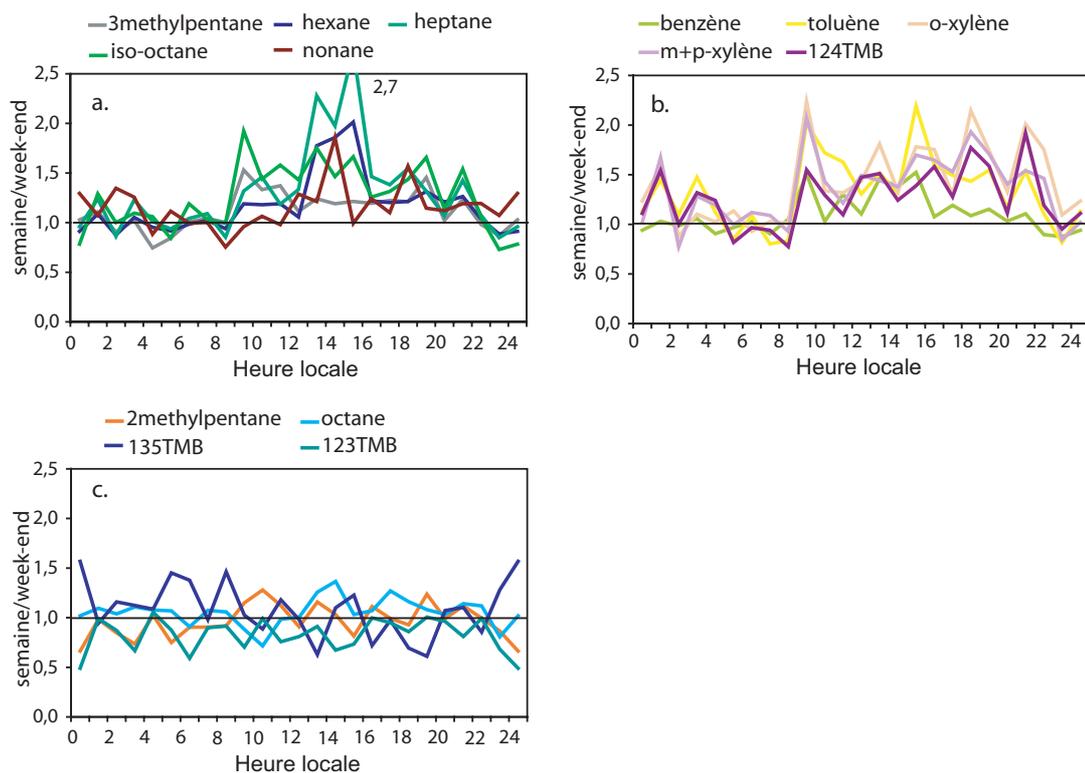


Figure III.21. – Evolution journalière du rapport de la concentration des hydrocarbures sem/we sur la station du laboratoire.

La figure III.22 présente l'évolution temporelle des cinq hydrocarbures majoritaires identifiés : le propène, de l'iso-butène, de l'iso-pentane, du benzène et du toluène. Comme mentionné précédemment, aucun profil journalier caractéristique n'est identifiable. De manière générale, les séries temporelles sont caractérisées par une forte variabilité des concentrations et présentent ponctuellement des pics élevés de concentration. L'intensité et la fréquence des pics varient selon l'hydrocarbure considéré. Les concentrations du propène présentent par exemple des fluctuations particulièrement intenses et fréquentes. Les concentrations sont comprises entre 1 et $14 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour les sites P5 et P2 et entre 0,5 et $3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour le site P3. Cela reflète une source locale, présentant un caractère sporadique directement lié à l'activité aéroportuaire (*e.g.* circulation des avions). Cette interprétation est également cohérente avec la spéciation des émissions des avions présentée à la section III-2 où le propène est l'un des hydrocarbures majoritairement identifié. En revanche, aucune fluctuation significative n'est observée dans la série temporelle de l'iso-butène. Ce comportement reflète sans doute l'absence d'une source locale intense. Les concentrations de l'iso-pentane, du benzène et du toluène présentent un comportement intermédiaire. Ces hydrocarbures présentent quelques pics de concentration, mais ceux-ci demeurent de fréquence moindre et sont également le plus souvent de plus faible intensité. L'origine de ces hydrocarbures sur la plate-forme est donc vraisemblablement multiple, liée au transport d'échelle supérieure à celle de la plate-forme ainsi qu'aux émissions locales. Les pics de concentrations du toluène et de l'iso-

pentane peuvent atteindre 18 à 20 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur les sites P2 et P5 ; ils de l'ordre de 5 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur le site P3. L'intensité des pics de benzène est la plus faible : les pics demeurent inférieurs à 4-5 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, le niveau "de fond" se situant autour de 1-2 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

■ Conclusion

De façon générale, le profil journalier de la concentration des hydrocarbures observé au niveau du laboratoire présente des oscillations journalières de faible amplitude, voire inexistantes pour quelques composés. L'origine de ce comportement atypique demeure inexplicée. En particulier, l'absence de minimum nocturne comparable aux minima observés en milieu urbain est surprenante, de même que l'absence de pics prononcés aux périodes intenses de trafic et d'activité aéroportuaire. L'analyse du rapport sem/we montre des concentrations moyennes horaires plus élevées en semaine que le week-end. Ce comportement résulte sans doute de l'influence majoritaire du trafic sur l'autoroute A1 voisine du site de mesure, masquant notablement les sources aéroportuaires. Il importe donc de réaliser des séries temporelles longues sur un site plus représentatif afin d'apprécier la contribution et la variabilité journalière des activités aéroportuaires.

Les séries temporelles observées sur les sites P2, P5 et P3 sont caractérisées par une forte variabilité des concentrations des hydrocarbures et des pics élevés. Ce comportement est directement attribuable aux sources locales présentant un caractère sporadique lié à l'activité aéroportuaire ; en particulier, le profil temporel du propène présente des fluctuations spécialement intenses et fréquentes. L'origine de cet hydrocarbure dans le milieu aéroportuaire est sans doute majoritairement liée aux émissions par les avions.

4. Comparaison des hydrocarbures observés sur l'aéroport et en milieu urbain

4.1. Comparaison de la concentration moyenne des hydrocarbures observés sur l'aéroport et en milieu urbain (Paris)

L'objectif est d'apprécier les teneurs en hydrocarbures dans l'atmosphère aéroportuaire par comparaison avec d'autres atmosphères fortement anthropisées. Dans ce but, nous comparons dans cette section les concentrations observées en milieu urbain avec celles observées sur la plate-forme. Nous avons exploité les mesures de la station Paris 1^{er} du réseau AIRPARIF et fondé la comparaison sur les concentrations moyennes par famille d'hydrocarbures. Comme précédemment, la comparaison est effectuée sur une liste commune de composés observés sur l'ensemble des sites. La concentration moyenne sur la plate-forme a été calculée sur la base des observations présentées précédemment, en particulier :

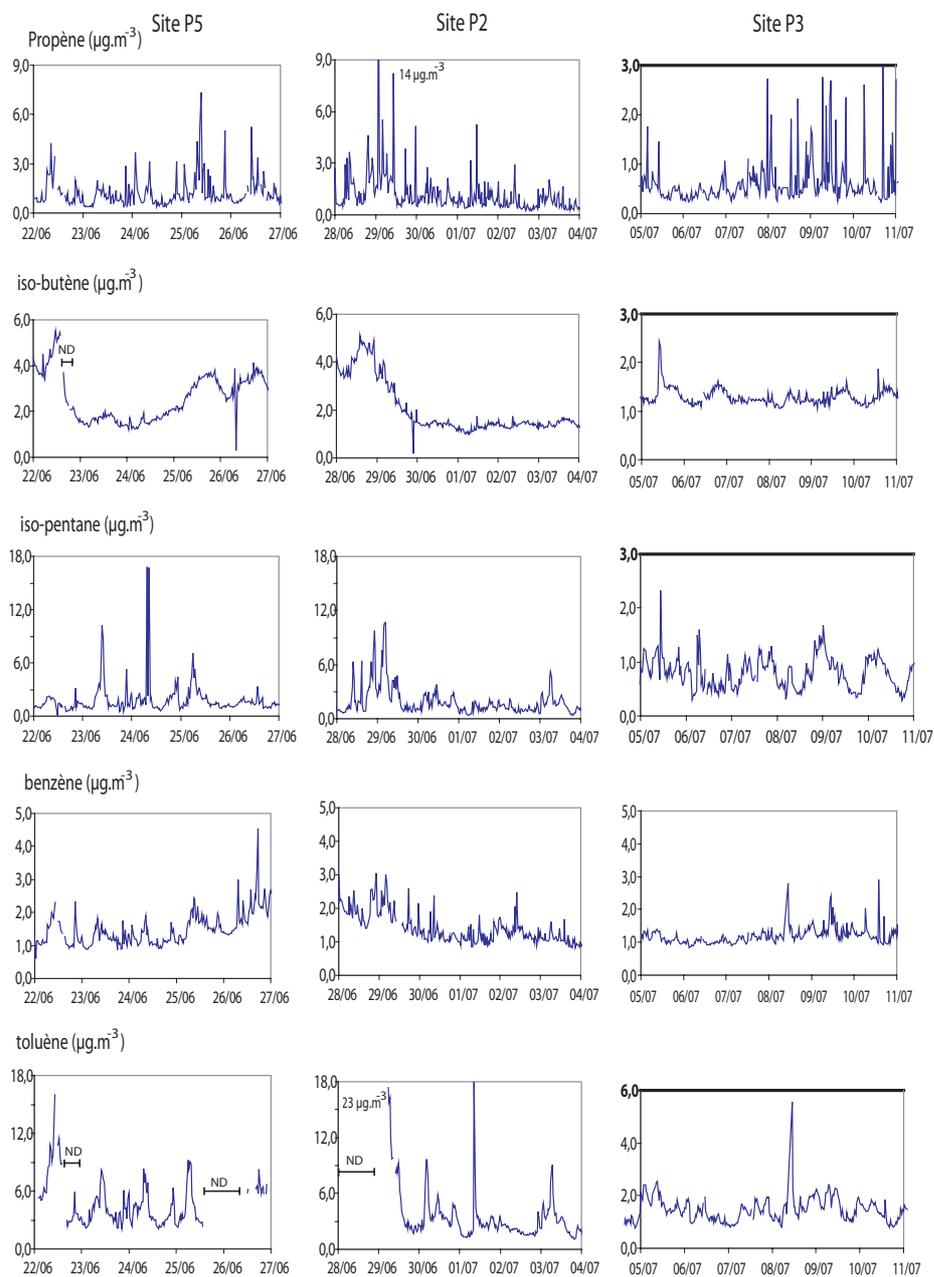


Figure III.22. – Série temporelle de concentrations du propène, de l'iso-butène, de l'iso-pentane, du benzène et du toluène sur les sites P5, P2 et P3. *ND* : Non déterminé

- des mesures en continu réalisées sur le site du laboratoire durant la période comprise entre novembre 2005 et décembre 2006.
- des mesures ponctuelles réalisées sur les sites CDG-D16 durant la période comprise entre février 2007 et février 2008 (cf. tableau III.7, page 137).

La figure III.23a présente la concentration moyenne des hydrocarbures saturés et aromatiques observés sur le site du laboratoire d'ADP et sur la station Paris 1^{er}. Sur les deux sites, la concentration moyenne des hydrocarbures saturés est de l'ordre de $2 \mu\text{g.m}^{-3}$. La concentration moyenne des hydrocarbures aromatiques est en revanche plus élevée, de quelques $\mu\text{g.m}^{-3}$, sur la station Paris 1^{er} (cf. figure III.23a).

La station CDG-D16 est située au centre de la plate-forme, elle est donc représentative des activités au sol. Nous avons retenu cette station pour l'analyse des concentrations des hydrocarbures à proximité immédiate des sources aéroportuaires. La figure III.23b présente la concentration moyenne des hydrocarbures sur la station CDG-D16 et la station Paris 1^{er} du réseau AIRPARIF. Les échantillons collectés à CDG-D16 ont été prélevés entre 9h00 et 10h00 (cf. section III-3.1). Les données reportées figure III.23b pour la station urbaine correspondent donc à la concentration moyenne pour les mêmes périodes de temps et les mêmes tranches horaires que les prélèvements réalisées sur CDG-D16. Les concentrations moyennes annuelles sur Paris 1^{er} sont également reportées à titre indicatif. La concentration moyenne des hydrocarbures saturés est de $3,0 \mu\text{g.m}^{-3}$ sur les deux stations. En revanche, la concentration moyenne des hydrocarbures aromatiques observée sur Paris 1^{er} est d'une dizaine de $\mu\text{g.m}^{-3}$ plus élevée que celle de CDG-D16. Sur la base des 30 échantillons analysés, les teneurs en hydrocarbures aromatiques sur CDG-D16 semblent inférieurs au niveau urbain de fond (moyenne annuelle).

4.2. Comparaison de la spéciation des hydrocarbures observés sur la plate-forme et sur les villes

L'objectif est de comparer la spéciation des hydrocarbures sur la plate-forme à celle typiquement observée en milieu urbain. La figure III.24 présente ainsi la répartition massique des hydrocarbures saturés et aromatiques observés sur l'aéroport Paris-CDG et la station urbaine Paris 1^{er}. La spéciation observée sur l'aéroport est voisine de celle observée sur la station urbaine. Sur la base de cette spéciation, il apparaît difficile de distinguer l'atmosphère aéroportuaire de CDG de celle de Paris. Cependant, cette analyse demeure incomplète du fait du nombre limité de composés analysés.

Nous avons étendu la comparaison à d'autres hydrocarbures à l'aide des mesures réalisées sur les sites P5, P2 et P3. Les hydrocarbures en C3-C5 ont en effet été identifiés à l'occasion de la

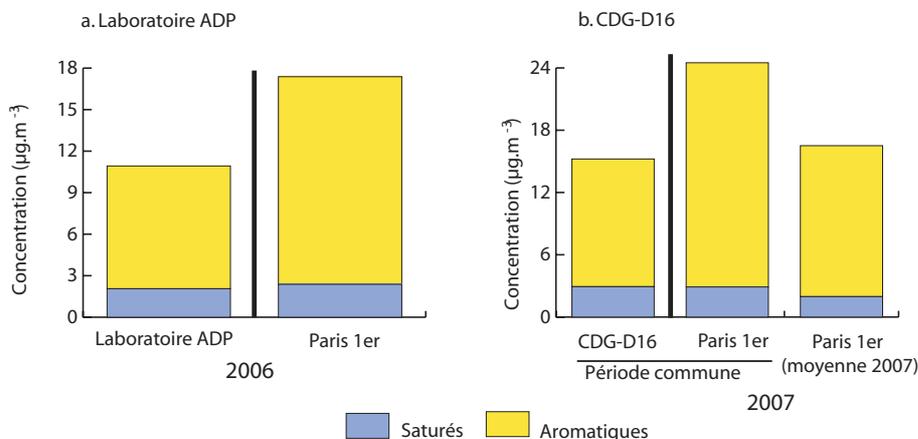


Figure III.23. – Concentrations moyennes des hydrocarbures saturés et aromatiques mesurées sur la plate-forme et sur la station Paris 1^{er} (AIRPARIF) : site du laboratoire (a), sites CDG-D16, P5 et PSO (b). Les composés considérés pour les saturés sont : l’hexane, l’heptane, l’octane et l’isooctane ; pour les aromatiques, les composés considérés : le benzène, le toluène, l’éthylbenzène, l’o-xylène, le m+p-xylène, 1,3,5-triméthylbenzène, 1,2,4-triméthylbenzène, 1,2,3-triméthylbenzène. La concentration moyenne est calculée sur la base d’observations réalisées sur les mêmes périodes de temps (entre 9h00 et 10h00).

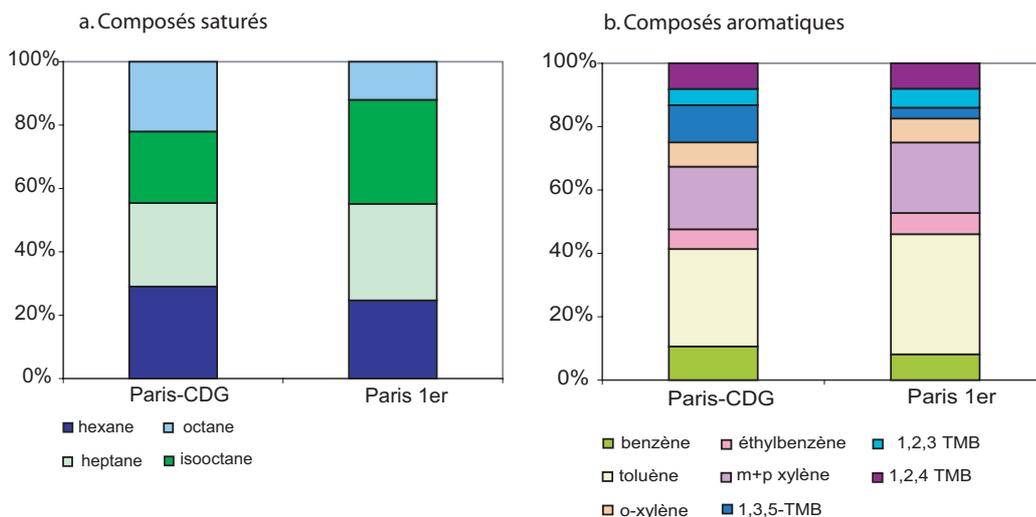


Figure III.24. – Répartition massique des hydrocarbures saturés (a) et des hydrocarbures aromatiques (b) sur l’aéroport Paris-CDG et la station Paris 1^{er} (AIRPARIF). Le profil "Paris-CDG" correspond à la moyenne des concentrations sur les sites CDG-D16, P5 et PSO. Année 2007.

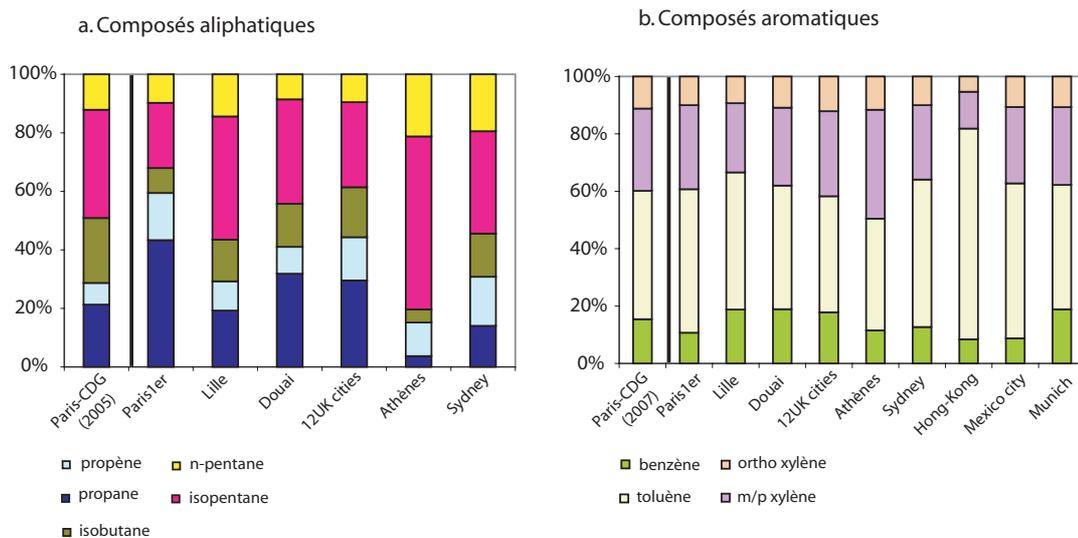


Figure III.25. – Répartition massique des hydrocarbures aliphatiques (a) et des hydrocarbures aromatiques (b) sur l'aéroport Paris-CDG et les villes : Paris, Lille, Douai, 12 villes du Royaume Uni, Athènes, Sydney, Hong-Kong, Mexico et Munich. La spéciation des hydrocarbures aliphatiques sur Paris-CDG correspond à la concentration moyenne sur les sites P5, P2 et P3 (mesures réalisées en juin-juillet 2005). La spéciation des hydrocarbures aromatiques correspond à la concentration moyenne sur les sites CDG-D16, P5 et PSO (mesures réalisées entre février 2007 et février 2008).

campagne de mesure de 2005. La répartition massique des hydrocarbures observée sur les trois sites est analogue. Les résultats présentés ici correspondent donc à la moyenne des trois sites. De plus, nous avons élargi notre comparaison à d'autres villes : Lille [Borbon et al., 2002], Douai [Locoge et al., 1999], 12 villes du Royaume-Uni [Derwent et al., 2000], Munich [Rappenglük et Fabian, 1999], Athènes [Moschonas et Glavas, 1996], Sydney [Nelson et Quigley, 1982], Hong-Kong [Lee et al., 2002] et Mexico [Lamb et al., 2004]. Comme précédemment, cette comparaison a été réalisée uniquement avec les composés communs aux différentes études. La figure III.25a présente la répartition d'une sélection des hydrocarbures aliphatiques (C3-C5) observés sur l'aéroport Paris-CDG (moyenne des sites P5, P2 et P3) et dans les différents milieux urbains. La distribution des hydrocarbures observée sur l'aéroport ne se distingue guère de celle observée dans les villes retenues pour cette étude. Seule, la ville d'Athènes présente une spéciation sensiblement différente, dominé par l'iso-pentane (cf. figure III.25a).

La figure III.25b présente la répartition des hydrocarbures aromatiques observés sur l'aéroport et les différentes villes retenues pour cette étude. Au sein de la plate-forme, les hydrocarbures aromatiques de chaîne supérieure à 7 atomes de carbones n'ont été mesurés qu'à partir de 2007. Les résultats reportés sur la figure III.25b se fondent sur la moyenne des concentrations observées sur les sites CDG-D16, P5 et PSO lors des campagnes 2007 (cf. tableau III.7, 137). La distribution des hydrocarbures aromatiques observée sur l'aéroport apparaît ici encore similaire à celles observées en milieu urbain.

5. Comparaison des spéciations d'hydrocarbures en milieu aéroportuaire

Les spéciations observées sur l'aéroport Paris-CDG ont été confrontées à celles observées sur d'autres aéroports. Comme dans la section précédente, la spéciation des hydrocarbures sur Paris-CDG correspond (i) aux mesures en continu réalisées en juin et juillet 2005 pour les hydrocarbures aliphatiques en C3 à C5 et (ii) aux prélèvements à l'aide de canisters réalisés durant l'année 2007 pour les hydrocarbures aromatiques. Les aéroports considérés pour cette comparaison sont : Lyon-Saint-Exupéry [COPARLY, 2003], Strasbourg [ASPA, 2001, 2003a,c], Chicago-O'Hare [City of Park Ridge., 2000], Zurich-Kloten [Schürmann et al., 2007]. Les mesures sur les aéroports de Lyon, Strasbourg et Chicago ont été réalisées à la périphérie de la zone aéroportuaire. Les mesures sur l'aéroport de Zurich ont en revanche été réalisées à proximité immédiate des sources aéroportuaires.

La figure III.26 présente la répartition massique des hydrocarbures aliphatiques (C3-C5) et aromatiques. Les différents aéroports présentent globalement une spéciation similaire. Seule la spéciation des hydrocarbures aromatiques observée sur l'aéroport de Zurich-Kloten est singulière. Ceci est essentiellement lié aux caractéristiques des sites de mesure et à la durée du prélèvement effectué [Schürmann et al., 2007]. En effet, les mesures sur l'aéroport de Zurich ont été réalisées à proximité immédiate de sources et durant une courte durée de temps (1 minute). L'échantillon d'air prélevé n'est donc pas représentatif de la spéciation moyenne des hydrocarbures sur la plateforme mais plutôt d'une opération ponctuelle (*e.g.* roulage des avions, démarrage des réacteurs...).

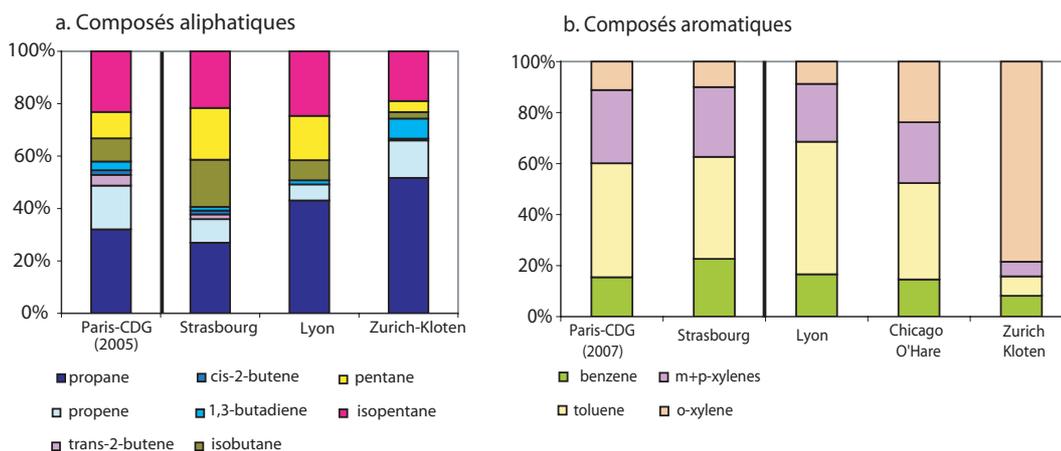


Figure III.26. – Répartition massique des hydrocarbures aliphatiques (a) et des hydrocarbures aromatiques (b) sur l'aéroport Paris-CDG, Strasbourg, Lyon, Zurich-Kloten et Chicago O'Hare. La spéciation des hydrocarbures aliphatiques sur Paris-CDG correspond à la concentration moyenne sur les sites P5, P2 et P3 (mesures réalisées en juin-juillet 2005). La spéciation des hydrocarbures aromatiques correspond à la concentration moyenne sur les sites CDG-D16, P5 et PSO (mesures réalisées entre février 2007 et février 2008).

Tableau III.10. – Objectif de qualité et valeur limite fixé pour le benzène par le décret 2002-213.

Critère	Concentration de benzène
Objectif de qualité (moyenne annuelle)	2 $\mu\text{g.m}^{-3}$
Valeur limite (moyenne annuelle)	9 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (a)

(a) Le seuil diminue progressivement chaque année pour atteindre un objectif de 5 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en 2010. La valeur reportée correspond au seuil fixé pour 2006.

6. Le benzène sur CDG et la qualité de l'air

Le benzène est actuellement le seul hydrocarbure réglementé. Le décret 2002-213 fixe l'objectif de qualité en benzène à 2 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne annuelle. Nous avons calculé la moyenne annuelle à partir de mesures effectuées sur le site du laboratoire. C'est en effet sur ce site que l'on dispose de la base de données la plus conséquente qui puisse permettre d'obtenir une moyenne annuelle représentative. A noter toutefois que le taux de validation des données n'est que de 66 %.

En 2006, la concentration moyenne annuelle de benzène était de 1,1 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (cf. tableau III.10). L'objectif de qualité est donc respecté sur ce site. A titre de comparaison, la concentration moyenne annuelle est de 1,4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ sur la station de Paris 1^{er} ; elle est de 4,8 $\mu\text{g.m}^{-3}$ sur une station trafic (place Victor Basch) [AIRPARIF, 2007].

7. Conclusion

Les résultats des analyses effectuées lors d'essais moteurs et lors du roulage des avions montrent que la spéciation des émissions en hydrocarbures dépend principalement du régime moteur et semble peu dépendante des caractéristiques du moteur. A "bas régime" moteur, la spéciation des hydrocarbures est dominée par les composés aliphatiques insaturés, en particulier l'éthène et dans une moindre mesure le propène et l'acétylène. A "haut régime", la concentration des composés aliphatiques insaturés diminue au profit des composés saturés et aromatiques. La spéciation des émissions des avions s'avère comparable à celle des émissions des véhicules diesels. Cette similitude entrave fortement l'utilisation de la spéciation comme une empreinte permettant de tracer les émissions des avions. Les concentrations observées dans le panache des réacteurs présentent de fortes variations, de plus d'un ordre de grandeur. Elles sont fonction du type de moteur (en particulier son âge) et de son régime. Les concentrations maximales sont systématiquement observées à bas régime, correspondant à la phase de roulage.

Les mesures en hydrocarbures sur la plate-forme ont permis de quantifier les niveaux moyens de concentration et de caractériser la spéciation des hydrocarbures sur cette zone. Cependant cette étude présente des résultats non exhaustifs en raison du nombre limité d'hydrocarbures analysés. Plus particulièrement, la configuration des instruments n'a pas permis de quantifier les hydrocarbures en C2 et C3, majoritaires dans les émissions des aéronefs. Il serait sans doute nécessaire de compléter cette étude par une campagne de prélèvement visant à quantifier ces hydrocarbures dans l'atmosphère aéroportuaire.

Les résultats des mesures ponctuelles effectuées à l'aide de canisters sur les sites CDG-D16, P5 et PSO ont permis d'évaluer les concentrations sur différents points de la plate-forme. La concentration moyenne des hydrocarbures saturés est comprise entre $5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et $7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; celle des aromatiques est comprise entre $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Les concentrations les plus élevées ont été observées au centre de la plate-forme aéroportuaire, au niveau de la station CDG-D16. L'influence de l'activité aéroportuaire sur la concentration des hydrocarbures a été évaluée sur cette station. Les résultats montrent une diminution de la concentration moyenne de 30 % à 40 % lorsque aucune opération n'est en cours au voisinage immédiat de la station. Par ailleurs, les concentrations moyennes de composés saturés enregistrées sur CDG-D16 sont du même ordre de grandeur que celles observées sur la station Paris 1^{er}. Les concentrations de composés aromatiques sont plus élevées sur la station parisienne.

Les résultats des mesures en continu réalisées sur la station du laboratoire ont permis de caractériser la variation journalière des hydrocarbures. Certains hydrocarbures présentent des profils journaliers similaires à ceux typiquement observés en milieu urbain. Il s'agit du 2-méthylpentane, du 3-méthylpentane, du benzène, de l'éthylbenzène, de l'o-xylène, du m+p-xylène, et du 1,2,4-triméthylbenzène. Toutefois, l'amplitude des oscillations journalières est systématiquement moins prononcée sur l'aéroport que sur Paris. Aucune variation journalière significative n'a été observée pour le toluène, le 1,3,5-triméthylbenzène et le 1,2,3-triméthylbenzène. L'analyse du rapport semaine/week-end montre une influence majoritaire du trafic routier sur le site du laboratoire. En effet, la plupart des hydrocarbures présente un fort contraste semaine/week-end, caractéristique des émissions par le trafic automobile. Sur le site du laboratoire, les sources aéroportuaires semblent ainsi fortement masquées par le trafic sur l'autoroute située à proximité. Seul le 2-méthylpentane, l'octane, le 1,3,5-triméthylbenzène et le 1,2,3-triméthylbenzène présentent une absence de contraste semaine/week-end. Ces hydrocarbures ont donc vraisemblablement une origine aéroportuaire voisine. Il importe donc de réaliser des observations sur des séries temporelles longues au coeur de la plate-forme afin de disposer d'observations représentatives des évolutions journalières des hydrocarbures. Les séries temporelles courtes réalisées sur les

sites P5, P2 et P3 montrent des fortes variabilités de concentrations associées à des pics élevés.

La spéciation des hydrocarbures sur la plate-forme a également été évaluée. Les résultats montrent que la spéciation des hydrocarbures est similaire sur les sites étudiés (CDG-D16, P5 et PSO). Les composés majoritaires sont : le 2-méthylpentane, l'hexane, le nonane, le décane, le toluène et le m+p-xylène. Par ailleurs, une augmentation singulière de la concentration avec la longueur de chaîne carbonée a été identifiée pour les hydrocarbures saturés entre C8 et C10. Cela semble indiquer une influence plus importante des émissions par les avions et/ou les véhicules diesel par rapport aux véhicules essence. Finalement, les comparaisons montrent que la spéciation observée sur CDG est comparable à celle observée en milieu urbain et dans d'autres milieux aéroportuaires.

Enfin, le suivi de la réglementation pour le benzène a été présenté brièvement. L'objectif de qualité et la valeur limite pour l'année 2006 sont respectés pour le site du laboratoire.

- Chapitre IV -

Modélisation de l'impact régional de l'activité aéroportuaire sur les concentrations des oxydes d'azote et de l'ozone

Dans le chapitre II nous avons réalisé une analyse systématique des mesures des NOx et d'ozone sur les stations situées sur l'aéroport Paris-CDG. L'analyse portait sur trois années de mesures (2005 à 2007) pour les stations périphériques de l'aéroport (CDG-nord et CDG-sud) et sur une année (mai 2007 - avril 2008) pour la station CDG-D16, placée au centre de l'aéroport. Par comparaison avec les stations de surveillance des réseaux AIRPARIF et Atmo-Picardie, nous avons montré que les concentrations observées sur les stations CDG-nord et CDG-sud sont du même ordre de grandeur que celles observées sur les stations urbaines ou périurbaines (*e.g.* Paris 1^{er}, Tremblay-en-France). En revanche, les niveaux mesurés sur la station CDG-D16 sont similaires de ceux mesurés sur une station de trafic (*e.g.* Champs-Élysées) tant en terme de concentrations annuelles mesurées qu'en terme de variations de concentrations aux échelles journalières.

Par ailleurs, nous avons quantifié la contribution des émissions de NOx par l'activité aéroportuaire (*cf.* section II-4.8) en périphérie immédiate de l'aéroport (*i.e.* aux stations CDG-nord et CDG-sud). Cette contribution, en moyenne journalière, est de 47 % sur CDG-sud (cas du vent du nord) et de 18 % sur CDG-nord (cas du vent du sud). La contribution observée sur CDG-sud est plus importante en raison de sa plus grande proximité du centre de l'activité aéroportuaire.

Si cette analyse permet d'apprécier l'impact de l'aéroport sur son environnement immédiat (quelques kilomètres) par extrapolation, elle ne permet pas de quantifier l'impact de l'activité aéroportuaire sur la qualité de l'air à plus grande échelle (quelques dizaines de kilomètres). Pour

évaluer ces impacts, il apparaît pertinent d'utiliser un modèle permettant de simuler les émissions, le transport et les transformations chimiques des polluants émis par l'activité aéroportuaire. Cette approche de modélisation a déjà été mise en œuvre pour étudier l'impact des zones aéroportuaires sur la qualité de l'air à échelle régionale ou à proximité de l'aéroport en utilisant des modèles de panache [Unal et al., 2005; Peace et al., 2006; Farias et al., 2006] et des modèles eulériens [Moussiopoulos et al., 1997; Pison et Menut, 2004] (cf. section I-4.4).

L'activité sur la zone aéroportuaire peut avoir un impact sur la pollution à l'échelle régionale. Nous avons donc cherché à évaluer l'impact de l'activité aéroportuaire à l'occasion d'événements de pollution intenses. Dans ce but, nous avons mis en œuvre un modèle de Chimie-Transport Régional. Ces simulations ont été réalisées par l'équipe de modélisation du LISA (I.Coll et G.Forêt) en collaboration avec AIRPARIF (O. Sanchez). AIRPARIF a fourni le module permettant d'alimenter en émissions le système ESMERALDA de modélisation des concentrations de polluants gazeux et aérosols sur 6 régions du Nord de la France, à savoir, la région Nord-Pas-de-Calais, la Haute Normandie, la Champagne Ardenne, le Centre, la Picardie et l'Ile de France.

Le modèle utilisé est le modèle CHIMERE (<http://eurler.lmd.polytechnique.fr/chimere>). Ce modèle a été utilisé pour réaliser des simulations à hautes résolutions spatiales (3 km × 3 km). La réalisation de simulations à ces échelles pose de nombreuses difficultés, notamment liées à la collecte des informations et au temps de calcul. Il n'a donc pas été possible de simuler des longues périodes de temps dans le cadre de ce travail. Nous avons donc choisi de simuler 2 périodes de 4 jours correspondants à 2 cas de forte pollution, l'un estival et l'autre hivernal. Pour chaque épisode, deux simulations ont été réalisées avec et sans les émissions associées aux activités aéroportuaires. L'impact a été quantifié en comparant les résultats de ces deux séries de simulations.

Ce chapitre présente tout d'abord les caractéristiques du modèle, une description du cadastre des émissions de polluants primaires et la configuration des simulations réalisées. Les résultats sont ensuite discutés avant de conclure.

1. Description du modèle de chimie-transport CHIMERE

Le modèle CHIMERE est un modèle eulérien tri-dimensionnel de chimie-transport à aire limitée. CHIMERE permet de simuler l'évolution spatio-temporelle des concentrations d'une large gamme de polluants aussi bien en phase gazeuse [Vautard et al., 2001; Schmidt et al., 2001] que particulaire [Bessagnet et al., 2004]. L'étendue spatiale des domaines de simulation va de l'échelle continentale à l'échelle de l'agglomération urbaine, permettant de réaliser des

simulations à hautes résolutions spatiales (quelques centaines de km² à quelques km²).

Le principe général de ce type de modèle est bien documenté ; il consiste à découper le domaine de simulation en cellules (mailles) élémentaires. La dimension horizontale et verticale de ces cellules définit respectivement la résolution horizontale et verticale. Une équation traduisant le bilan de masse est résolue dans chaque cellule afin de calculer l'évolution temporelle des concentrations de chaque espèce :

$$\left(\frac{\partial c}{\partial t}\right) =$$

- $\nabla (uc)$: *Advection*
- + $\nabla (K \nabla c)$: *Diffusion turbulente*
- + P : *Productions (chimie et émissions)*
- L : *Pertes (chimies et dépôt)*

où c est le vecteur représentant les concentrations de toutes les espèces chimiques à tous les points de la maille du modèle, u est le vecteur vitesse du vent, K le vecteur des diffusions turbulentes. Les espèces étudiées ici sont des composés gazeux. Pour ces espèces, les termes de production sont les émissions (pour les polluants primaires tels que les NO_x) et la production chimique ; les pertes sont constituées par la consommation chimique, le dépôt sec (au contact de la surface) et le dépôt humide (lessivage dû aux précipitations). Enfin, les polluants sont transportés (advectés) et diffusés d'une cellule à l'autre au gré des conditions météorologiques (vent et turbulence).

La structure générale du modèle CHIMERE fait apparaître deux types d'objet de nature différente :

- Les processus physiques et chimiques inclus dans CHIMERE. Ces processus sont le plus souvent représentés de façon simplifiée à l'aide de paramétrisations.
- Les forçages externes. Ils permettent de connaître la valeur et l'évolution de variables externes au modèle et sont nécessaires à la représentation de certains processus. C'est, par exemple, le cas du vent, qui pilote le transport (advection) des polluants. C'est également le cas du flux de polluants aux bornes du domaine caractérisant notamment les apports de polluants aux frontières du domaine ainsi que les émissions.

Une brève description des paramétrisations importantes et des forçages utilisés est présentée ci-dessous.

1.1. Paramétrisation des principaux processus physico-chimique

■ Le schéma chimique

Le mécanisme chimique utilisé est le mécanisme MELCHIOR (Modèle d'Étude Lagrangienne de la CHimie et de l'Ozone à l'échelle Régionale) [Lattuati, 1997]. Ce mécanisme comporte 82 espèces gazeuses et 300 réactions. Il permet de représenter l'oxydation des principaux composés organiques volatiles et est, de ce fait, bien adapté à la modélisation des épisodes de pollution photochimique. L'évolution temporelle des concentrations induites par les transformations chimiques est calculée en résolvant pas à pas le jeu d'équations différentielles avec l'algorithme TWOSTEP [Verwer, 1994]. Les publications relatives à CHIMERE (<http://www.lmd.polytechnique.fr/chimere>) présentent en détail les transformations chimiques incluses dans le modèle (réactions hétérogènes, module aérosol...).

■ Le transport horizontal

L'advection horizontale est diagnostiquée à partir du vent assigné à chaque instant dans chaque maille (cf. forçage météorologique ci-dessous). Le schéma numérique permettant de résoudre les équations différentielles relatives à l'advection doit être à la fois conservatif en masse et pas trop diffusif. Différents schémas numériques sont implantés dans le modèle CHIMERE. Nous avons sélectionné le schéma numérique PPM (Parabolic Piecewise Method) [Colella et al., 1984]. Ce schéma est le plus performant mais il est également le plus coûteux en temps de calcul. La résolution numérique du processus d'advection introduit nécessairement une dispersion des espèces. Cette erreur "numérique" s'apparente à un processus de diffusion. La diffusion turbulente horizontale n'est donc pas explicitement représentée, l'erreur introduite par le schéma d'advection contrebalançant en partie l'effet de la diffusion turbulente. L'algorithme permettant de résoudre les équations du transport demeure toutefois numériquement "trop diffusif" en regard de la diffusion turbulente réelle.

■ Le transport vertical

Deux processus doivent être considérés :

- l'advection verticale associée à la vitesse verticale moyenne du vent. Cette composante du transport vertical est calculée à partir de l'équation de conservation de la masse pour chaque cellule et à chaque pas de temps. Le calcul est réalisé en considérant que l'air est un fluide incompressible. Les flux de masse verticaux sont diagnostiqués pour chaque cellule de manière à équilibrer la somme des flux horizontaux.
- la diffusion verticale associée au transport turbulent. Seule la diffusion dans la couche limite planétaire est considérée dans notre cas. La diffusion verticale est représentée en utilisant l'approche de la K-diffusion : tous les flux (chaleur, masse et concentrations) sont proportionnels aux gradients verticaux, selon la paramétrisation de Troen and Mart (1986).

■ Le dépôt

Le dépôt sec des gaz survient lorsque les masses d'air sont au contact du sol. Ce processus dépend de l'état turbulent de la couche de surface, de la diffusion Brownienne, de la nature du sol et de la nature des espèces considérées. Par exemple, dans le cas de l'ozone, c'est un puits important notamment pour des surfaces végétalisées. Dans CHIMERE, le dépôt sec est représenté selon l'analogie des résistances électriques décrites par Wesely (1977). Pour les espèces hydrophiles (HNO_3 , NH_3 ...), CHIMERE prend également en compte le lessivage intra et sous nuageux (Seinfeld and Pandis, 1996).

1.2. Forçages externes

■ Météorologie

Comme de nombreux modèles de chimie/transport, CHIMERE ne permet pas le calcul des grandeurs météorologiques : vent, température, pression, couverture nuageuse, précipitation, rayonnement. Ces grandeurs sont évidemment nécessaires pour évaluer l'advection des polluants, la vitesse des transformations chimiques, le dépôt sec et humide. Ces champs météorologiques doivent donc être calculés séparément par un modèle météorologique puis interpolés temporellement et spatialement sur la grille de simulation de CHIMERE. Il n'y a donc pas de rétro-action de la chimie sur la dynamique de l'atmosphère ; CHIMERE est donc qualifié de modèle "off line". Il importe donc de disposer de ces champs avant de réaliser une simulation avec CHIMERE. D'un point de vue pratique, les champs météorologiques doivent être récupérés (ou calculés) et interpolés sur le maillage retenu pour la simulation CHIMERE. Pour les simulations réalisées à l'échelle continentale (résolution spatiale de l'ordre de $50 \text{ km} \times 50 \text{ km}$), les champs nécessaires (pression, vent, température, humidité, couverture nuageuse, précipitation) peuvent être obtenus à partir des simulations météorologiques globales. Dans le cadre de cette étude, nous avons utilisé les champs météorologiques calculés par le système de prévision du Centre Européen pour les Prévisions Météorologiques à Moyens Termes (CEPMMT). En revanche, pour les simulations utilisant un maillage plus fin, les champs météorologiques doivent être plus résolus et des modèles météorologiques régionaux sont alors nécessaires. Dans le cadre de cette étude, nous avons utilisé les champs météorologiques calculés avec le modèle MM5 (Dudhia, 1993) qui nous ont été fournis par AIRPARIF (O. Sanchez).

■ Conditions aux limites et conditions initiales chimiques

CHIMERE est un modèle à aire limitée. Il est donc nécessaire de représenter le transport des polluants provenant de l'extérieur du domaine de simulation et susceptibles d'influer significativement les concentrations simulées dans le domaine. Ce transport concerne notamment les polluants possédant un temps de vie comparable ou supérieur au temps de renouvellement de l'air dans le

domaine (quelques heures à quelques jours). Ce transport concerne donc la plupart des espèces non radicalaires, en particulier O_3 , CO et les NOx. Dans le cas de simulations continentales, on utilise habituellement des conditions climatologiques. Pour CHIMERE, les concentrations climatologiques utilisées aux bornes du domaine de simulation sont calculées à partir de 5 années de simulation du modèle global de chimie/transport LMDz-INCA [Hauglustaine et al., 2004]. Pour des simulations à petite échelle, la connaissance des conditions aux limites devient véritablement cruciale, le temps de renouvellement de l'air dans le domaine devenant également plus court. L'utilisation de conditions climatologiques est alors inadaptée. On réalise alors habituellement des simulations imbriquées : une simulation d'échelle continentale sert à forcer la simulation de plus petite échelle.

■ Emissions de polluants primaires

On distingue communément deux types de sources : les émissions naturelles et les émissions anthropiques. Les émissions naturelles, en grande partie d'origine végétale, dépendent des grandeurs météorologiques, en particulier de la température, de l'humidité, de l'ensoleillement et de la nature du couvert végétal. Dans le cas du modèle CHIMERE, on utilise la paramétrisation développée par Guenther et al (1995) pour calculer les émissions de COV émises par la végétation. Les inventaires d'émissions anthropiques sont construits à partir d'une estimation des émissions annuelles de chaque espèce par secteur d'activité et par zone géographique. La nomenclature SNAP (Selected Nomenclature for sources of Air Pollution) est couramment utilisée pour définir les secteurs d'activités [EEA , 2006]. Les émissions annuelles sont ensuite distribuées temporellement afin d'obtenir des valeurs d'émissions horaires tenant compte à la fois des variations saisonnières, hebdomadaires et journalières. Ici encore, le cadastre des émissions doit être adapté au maillage retenu pour la simulation CHIMERE. Pour les simulations à l'échelle continentale, l'inventaire utilisé provient du programme EMEP (European Monitoring and Evaluation Program ¹). Cet inventaire fournit, entre autres, les émissions d'oxydes d'azote (NOx), de monoxyde de carbone (CO), de dioxyde de soufre (SO₂), des composés organiques volatiles non méthanique (COVNM) selon un inventaire annuel spatialisé sur une grille couvrant l'Europe avec une résolution horizontale de 0.5° 0.5°. Pour le modèle CHIMERE, on utilise un profil journalier différent pour chaque mois mais on distingue également les jours de semaine, les samedis et les dimanches (cf. figure II.17, page 69).

La réalisation des simulations à l'échelle régionale avec des résolutions spatiales fines nécessite de pouvoir disposer de cadastres d'émissions adaptés. Dans cette optique nous nous sommes tournés vers AIRPARIF qui participe au sein du projet ESMEALDA à la construction et utilise de tels inventaires pour réaliser la prévision de la qualité de l'air sur 6 régions françaises. En

¹<http://www.ceip.at/emission-data-webdab/emissions-used-in-emep-models>

Tableau IV.1. – Biais, écart quadratique moyen de l'erreur (RMSE) et corrélation calculés pour les prévisions de la plateforme PREVAIR basée sur le modèle CHIMERE à l'échelle de la France et pour les années 2004-2006. Les comparaisons sont fondées sur l'écart entre les observations et les simulations pour le jour courant [d'après Honoré et al., 2008].

	O ₃ (été)			NO ₂ (hiver)			NO ₂ (été)		
	Rur.	Péri.Urb	Urb.	Rur.	Péri.Urb	Urb.	Rur.	Péri.Urb	Urb.
Biais ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	1,7	3,6	5,6	-1,2	-12,3	-11,4	0,5	-5,6	-3,1
RMSE ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	16,8	17,6	17,3	7,9	18,6	21,8	5,3	12,0	17,3
Corrélation (r)	0,83	0,83	0,84	0,7	0,49	0,58	0,57	0,43	0,62

effet, dans le cadre du Plan de Protection de l'Atmosphère ², un inventaire d'émission de résolution spatiale de 1 km par 1 km a été construit depuis 2000. Cet inventaire représente les émissions liées à l'ensemble des secteurs d'activités connus sur l'Ile-de-France pour les NO_x, CO, SO₂, COVNM et les particules fines. De plus, une méthodologie alternative a été développée pour déterminer les émissions associées au trafic routier basées sur l'état réel du trafic.

Les émissions associées à l'activité aéroportuaire prennent en compte le trafic routier sur la plateforme (voiture, bus, engins...), la centrale thermique, et bien sûr, les émissions associées directement aux avions durant le cycle de décollage et d'atterrissage (cycle LTO). Ces émissions sont basées sur les données fournies par la DGAC concernant le nombre d'avions ayant fréquenté la plate-forme chaque année.

1.3. Performance et applications du modèle CHIMERE

Le modèle CHIMERE est un modèle qui intègre l'état de l'art en termes de connaissances des processus physico-chimiques de l'atmosphère. Il a été initialement développé pour la prévision des événements de pollution photochimique intense, notamment pour l'ozone. Il est utilisé de façon opérationnelle depuis quelques années au sein de la plate-forme PREVAIR (www.prevaire.org) pour la prévision des concentrations d'ozone, de NO₂ et de particules [Honoré et al., 2008]. Dans ce cadre, il est l'objet d'une évaluation continue par comparaison des prévisions aux observations de surface. Le tableau IV.1 présente les performances de CHIMERE pour l'O₃ et le NO₂. La performance est quantifiée par le biais, l'erreur quadratique moyenne et la corrélation entre les concentrations simulées et les concentrations observées à la surface.

Cette évaluation vient compléter celles faites à l'occasion de campagne de mesures dédiées comme ESQUIF [Vautard et al., 2003] ou ESCOMPTE [Drobinski et al., 2007] et d'exercice d'inter-comparaison avec les modèles de même nature comme CITY-DELTA [Cuvelier et al.,

²http://www.ile-defrance.drire.gouv.fr/extranet_ppa

2007], NATAIR (<http://natair.ier.uni-stuttgart.de/>) et GEMS (<http://gems.ecmwf.int/index.jsp>). Au-delà, de l'aspect prévisionnel, c'est un outil qui est utilisé pour améliorer notre compréhension de la pollution atmosphérique [Menut et al., 2000; Vautard et al., 2005; Pison et Menut, 2004]. Par ailleurs, CHIMERE est également utilisé par les réseaux français pour la surveillance et la prévision de la qualité de l'air (AIRPARIF, AIRMARAIX, ASPA, Air Pays-de-la-Loire Nantes, COPARLY, ORAMIP). Plus particulièrement, AIRPARIF utilise CHIMERE dans une configuration (notamment en termes de résolution spatiale, d'imbrication et de définition des domaines de simulation) proche de celle que nous avons utilisée pour cette étude, au sein de la plateforme ESERALDA. Les performances de ce système sont présentées sur le tableau IV.2.

Comme mentionné précédemment, c'est dans le cadre d'une collaboration avec AIRPARIF que nous avons pu obtenir les champs météorologiques et les inventaires d'émissions à haute résolution utilisés pour ce travail.

2. Configuration des simulations

2.1. Sélection des épisodes

Nous avons sélectionné deux cas d'étude correspondant à des événements de pollution importants, l'un au cours de l'été (2006) et l'autre durant l'hiver (2007). Ces événements sont décrits succinctement ci-dessous.

■ Cas de pollution estivale : épisode de pollution à l'ozone (16 au 19 juillet 2006)

Durant cette période, la région Ile-de-France a été marquée par des conditions anticycloniques persistantes. Ces conditions ont favorisé la production photochimique d'ozone, conduisant à de fortes concentrations de cette espèce [AIRPARIF, 2007]. Le seuil d'information ($180 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) a ainsi été dépassé le 18 et 19 juillet 2006. Durant ces deux jours, respectivement 8 et 12 stations du réseau AIRPARIF ont enregistré des dépassements de ce seuil. La figure IV.1 présente la concentration maximale d'ozone simulée par AIRPARIF pour cet épisode, après assimilation des observations faites aux stations.

■ Cas de pollution hivernale : épisode de pollution au NO_2 (20 au 24 décembre 2007)

Durant cette période, des conditions anticycloniques froides sont observées sur l'Ile-de-France, associées à de fortes inversions de températures. Cette situation météorologique stable conduit à de fortes concentrations en NO_2 [AIRPARIF, 2008]. Le seuil d'information ($200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) a ainsi été dépassé le 22 et 23 décembre 2007. Respectivement 8 et 15 stations ont enregistré des concentrations au-dessus de ce seuil. La figure IV.2 présente la concentration maximale de NO_2 simulées par AIRPARIF pour cet épisode, après assimilation des observations faites aux stations.

Tableau IV.2. – Biais, écart quadratique moyen de l'erreur (RMSE) et corrélation calculés pour les prévisions de la plateforme ESMEALDA basée sur le modèle CHIMERE pour les stations du réseau AIRPARIF et pour l'année 2007. Les comparaisons sont fondées sur l'écart entre les observations et les simulations pour le jour avenir (source : AIRPARIF).

Station	NO ₂ (année)			O ₃ (hiver)		
	Biais ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	RMSE ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Corrélation (r)	Biais ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	RMSE ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Corrélation (r)
<i>Station rurale</i>						
Rambouillet	4,91	14,86	0,85	-9,04	17,14	0,59
Fontainebleau	6,40	14,76	0,85	-5,78	12,73	0,58
St-M-du-Tertre	6,45	14,03	0,88			
Bois-Herpin	5,37	15,25	0,86			
Saints	8,92	16,50	0,85			
Montge	3,50	14,55	0,87			
Fremainville	8,22	15,66	0,84			
Prunay	11,91	18,74	0,82			
<i>Station périurbaine</i>						
Mantes	9,80	17,15	0,85	-18,84	24,56	0,63
Versailles				-10,09	21,42	0,71
Melun	12,31	19,83	0,82	-17,14	22,71	0,66
Tremblay	8,70	15,96	0,90	-6,56	21,68	0,59
Les-Ulis	7,46	16,06	0,86			
<i>Station urbaine</i>						
Argenteuil				-9,76	22,16	0,73
Cergy	7,55	15,41	0,87	-14,81	22,96	0,69
La-Defense				-8,74	20,35	0,75
Garches	6,10	14,05	0,91	0,61	19,14	0,75
Gennevilliers				-3,96	22,61	0,71
Issy				0,23	17,04	0,81
Neuilly				-1,01	17,33	0,79
Paris-06	2,64	13,40	0,90	9,96	21,85	0,72
Paris-12				0,18	20,78	0,68
Paris-13	3,74	14,29	0,89	7,46	22,50	0,65
Paris-18	5,38	14,21	0,90	-1,75	18,61	0,77
Paris-01	5,29	15,24	0,89	10,19	22,20	0,71
Aubervilliers	8,99	16,74	0,90	-0,68	20,40	0,69
Bobigny				1,97	23,99	0,60
Cachan	3,27	13,80	0,90	1,45	18,97	0,78
Champigny	8,20	16,23	0,89	-9,59	23,91	0,56
Vitry	6,92	16,70	0,87	-2,53	22,96	0,63
Ivry				3,95	20,53	0,68
Evry				-20,95	29,51	0,63
Montgeron	12,74	19,82	0,87	-4,84	21,80	0,62
Lognes				-16,85	26,27	0,63
Nogent-sur-Marne				-3,33	20,97	0,63
St-Denis				-3,24	23,77	0,68
Villemomble	6,03	15,15	0,90	-1,16	22,39	0,58

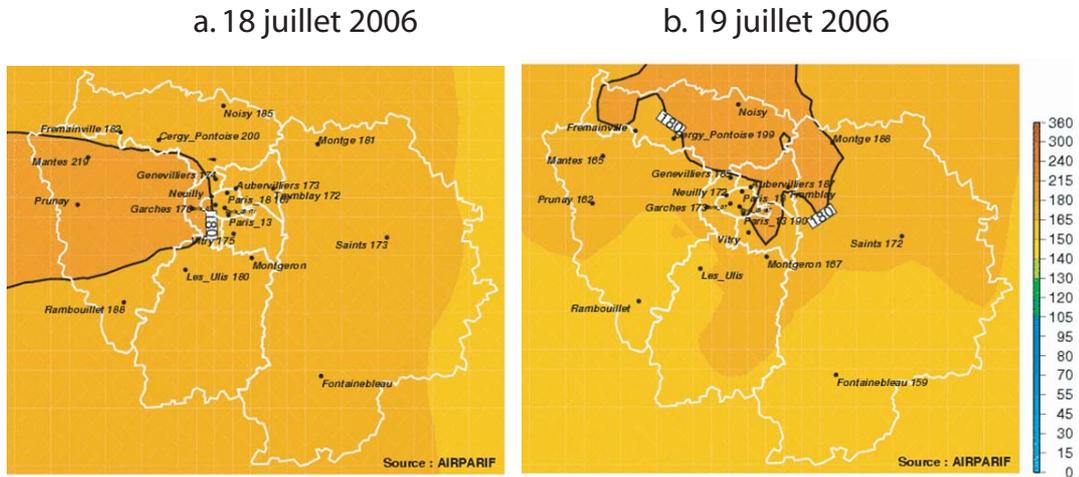


Figure IV.1. – Cartes analysées des concentrations maximales d’ozone en $\mu\text{g.m}^{-3}$ (après assimilation des observations dans les champs simulés par AIRPARIF) pour le 18 juillet 2006 (a) et le 19 juillet 2006 (b). Source : AIRPARIF, www.airparif.asso.fr

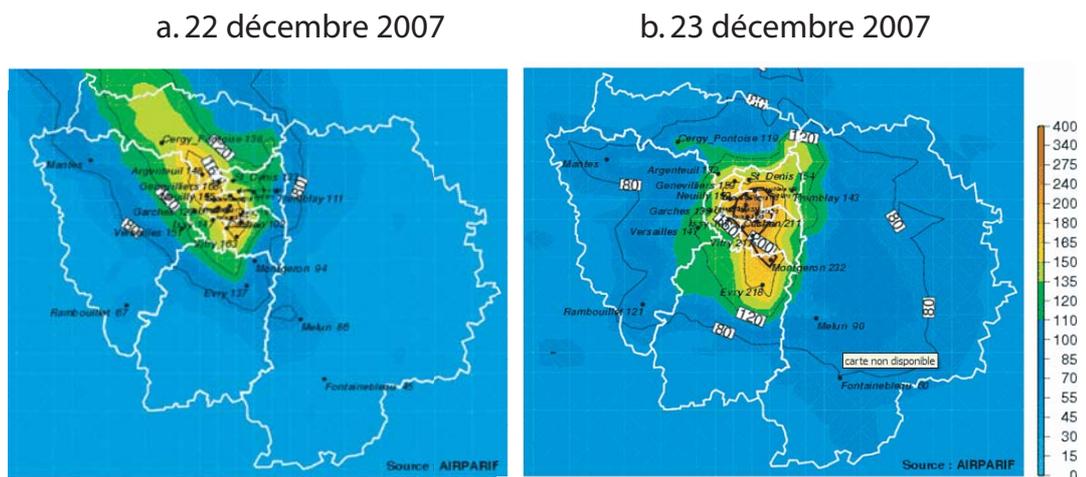


Figure IV.2. – Cartes analysées des concentrations maximales de NO_2 en $\mu\text{g.m}^{-3}$ (après assimilation des observations dans les champs simulés par AIRPARIF) pour le 22 décembre 2007 (a) et le 23 décembre 2007 (b). Source : AIRPARIF, www.airparif.asso.fr

2.2. Définition du domaine de simulation : simulation en domaines imbriqués

L'objectif est de distinguer les émissions aéroportuaires afin d'évaluer leur impact sur les concentrations de polluants au voisinage de l'aéroport et à l'échelle de l'Ile-de-France. Dans ce but, il importe donc de mettre en œuvre des simulations avec une résolution spatiale la plus importante afin d'isoler la zone aéroportuaire. En outre, l'utilisation d'un maillage fin permet de diminuer l'erreur de diffusion numérique associée au transport et permet une meilleure représentation des panaches de polluants [Menut et al., 2000]. Toutefois, le système devient également plus sensible à la résolution des émissions et des champs météorologiques [Valari et Menut, 2008]. Cet objectif implique de réaliser les simulations avec une résolution de l'ordre de quelques km^2 . Pour des échelles inférieures (quelques centaines de mètres), il devient nécessaire de connaître et représenter la topographie urbaine pour représenter les écoulements (donc le transport) associés. Cette représentation fine n'est actuellement pas effectuée dans CHIMERE. La configuration spatiale retenue pour cette étude se trouve proche de limite inférieure de ce qui peut être traité actuellement.

Nous avons finalement choisi de réaliser des simulations sur un domaine englobant l'agglomération parisienne et sa proche banlieue (cf. figure IV.3a). Ce domaine comporte 53×43 mailles carrées, de 3 kilomètres de côté. Ce domaine, initialement défini par AIRPARIF pour ses prévisions, est appelé IDF3 dans ce qui suit. Le sommet du domaine est fixé à 500 hPa et la verticale est discrétisée selon 8 niveaux. Ces niveaux possèdent une résolution variable, plus fine dans la couche limite qu'en altitude. En moyenne, l'épaisseur de la première couche est 40 m. Avec la résolution retenue, les temps de calcul deviennent prohibitifs et il n'est en pratique guère possible d'augmenter le domaine géographique. Les conditions aux limites jouent donc un rôle déterminant (cf. ci-dessus). En pratique, nous avons réalisé des simulations sur un plus grand domaine, avec un maillage plus grossier. Les résultats des simulations de plus grandes échelles sont alors utilisés comme conditions aux limites des simulations d'échelles inférieures (simulation imbriquée). Pour prendre en compte toutes les sources pouvant influencer le domaine IDF3, nous avons réalisé une simulation à l'échelle continentale avec une résolution horizontale de $50 \text{ km} \times 50 \text{ km}$ (cf. figure IV.3b). Ce domaine est appelée CONT3 dans ce qui suit. Afin d'atténuer l'effet d'interpolation entre CONT3 et IDF3, nous avons intercalé une simulation (notée GN5 par la suite) couvrant la partie nord de la France avec une résolution de $5 \text{ km} \times 5 \text{ km}$ (cf. figure IV.3a). Au final, on a une imbrication de 3 grilles (CONT3, GN5, IDF3) qui permet de fournir des conditions aux limites cohérentes à l'échelle de la simulation cible avec IDF3.

La figure IV.4 présente la projection du maillage IDF3 sur l'aéroport Paris-Charles-De-Gaulle. Le cœur de la plate-forme occupe totalement 2 mailles, englobant les terminaux, la piste sud, les

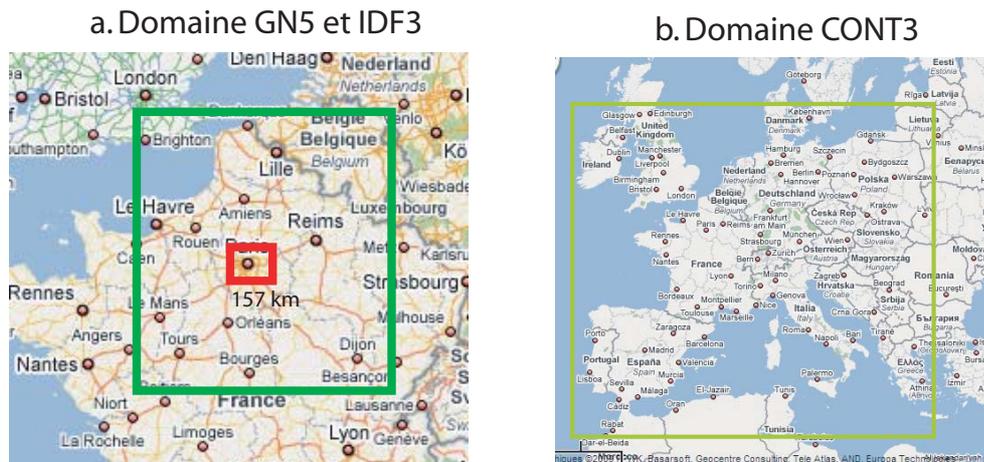


Figure IV.3. – Carte des domaines de simulation : CONT 3 (figure a), GN5 et IDF3 (figure b).

zones de stationnement et de roulage.

2.3. Définition des simulations

Afin d'évaluer l'impact de l'activité aéroportuaire sur les concentrations de NO_x et d'ozone, nous avons réalisé deux simulations : une simulation de référence qui prend en compte l'ensemble des émissions sur le domaine d'étude (IDF3) ; la deuxième simulation est réalisée en retirant les émissions attribuables aux activités aéroportuaires. Deux sources ont ainsi été ôtées de l'inventaire d'émission :

- les sources associées au trafic aérien (SNAP 0805 dans l'inventaire d'émissions) sur le domaine. Ces sources ne sont considérées que pour une altitude inférieure à 900 m. Elles sont spatialisées verticalement et horizontalement afin de représenter l'atterrissage et le décollage des avions. L'exclusion de l'intégralité de ce secteur se répercute naturellement au voisinage des aéroports de la région Ile-de-France : Paris-Orly, Paris-Charles-De-Gaulle et Paris-le-Bourget.
- les sources associées au trafic routier sur la plateforme. L'inventaire d'émission initiale possède une résolution spatiale de 1x1 km. Nous avons retiré sur les mailles se superposant à l'aéroport Paris-Charles-de-Gaulle toutes les émissions liées au trafic automobile (code SNAP 07 à l'exception du secteur autoroutier (code SNAP 07x01). Nous avons en effet supposé que le trafic sur l'autoroute A1 était, pour l'essentiel, indépendant des activités aéroportuaires. Par ailleurs, le trafic routier généré par l'activité aéroportuaire au voisinage de Paris-Orly n'a pas été extrait, du fait de la complexité du tissu urbain au voisinage de l'aéroport.

La méthodologie utilisée pour exclure l'activité aéroportuaire de l'inventaire d'émission est une première approche qu'il importe d'affiner dans les études futures. En particulier, une étude plus rigoureuse et détaillée est nécessaire afin d'isoler la part du trafic pouvant être directement associée à l'activité aéroportuaire. Ceci requiert la mise en œuvre d'un travail long sur les

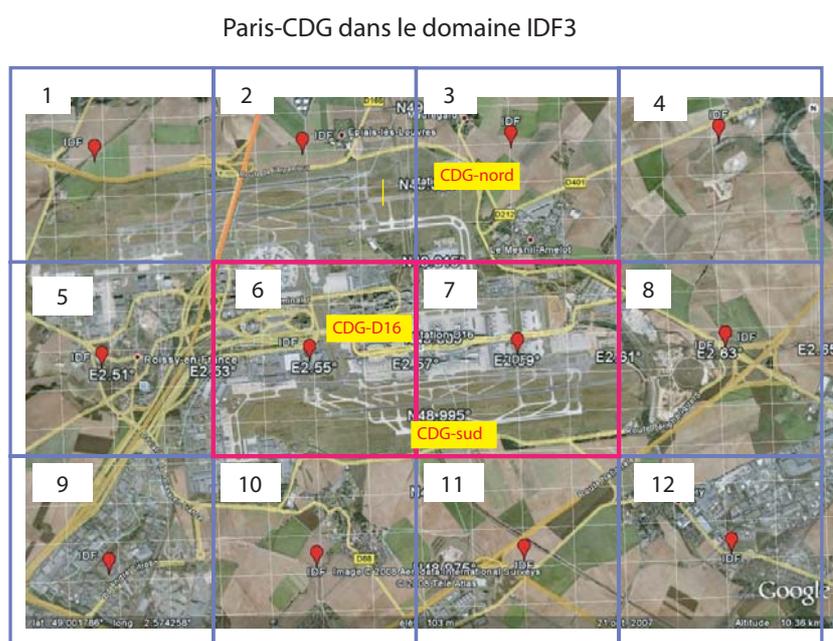


Figure IV.4. – Projection du maillage IDF3 sur l’aéroport Paris-Charles-de-Gaulle. Les deux mailles signalées en rouge occupent le centre de l’aéroport.

données, lequel n’a pas pu être réalisé au cours de ce travail. Nous considérons toutefois que cette première approche demeure acceptable pour l’objectif de ce travail préliminaire visant à évaluer l’étendue spatiale de l’impact de l’activité autour de Paris-Charles-De-Gaulle.

En pratique, la suppression de l’activité aéroportuaire a conduit à réduire les émissions de NOx sur la zone concernée par l’aéroport Paris-Charles-De-Gaulle (au sol et en altitude) de 390 kg/h dont approximativement la moitié était émise dans le premier niveau du modèle (40 m).

3. Résultats

3.1. Comparaisons des concentrations des NOx simulées et observées sur la plate-forme

L’objectif des simulations réalisées est d’évaluer l’impact régional de l’aéroport Paris-Charles-De-Gaulle (CDG). Il importe donc de vérifier que le modèle intègre de façon satisfaisante les contributions liées aux sources aéroportuaires. Dans ce but, les concentrations des NOx simulées par le modèle ont été comparées aux observations sur les stations CDG-nord et CDG-sud. La concentration des polluants dans l’atmosphère aéroportuaire présente une forte variabilité spatiale et temporelle. La comparaison entre les concentrations observées et simulées est donc par essence particulièrement délicate à réaliser. En effet, les premières ont un caractère ponctuel et ne reflètent pas nécessairement la concentration moyenne associée au volume correspondant à une maille du modèle. Dans cette section, nous avons donc cherché à contrôler l’accord des simulations avec

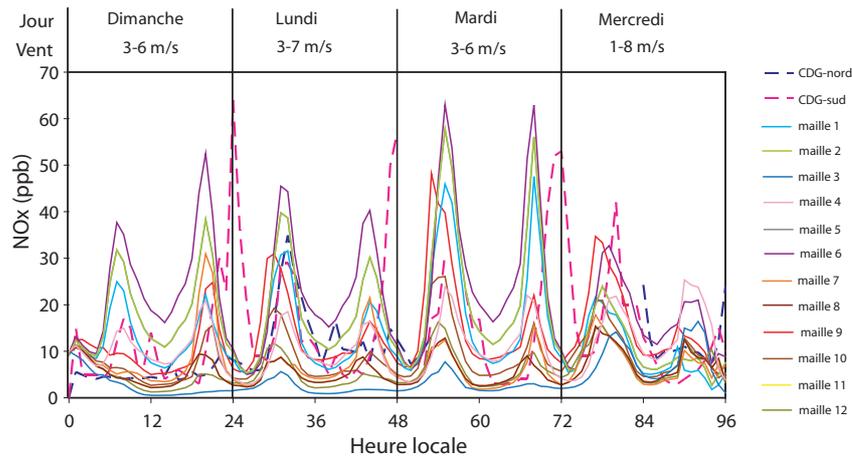


Figure IV.5. – Concentrations simulées des NOx pour les 12 mailles de modèle couvrant l'aéroport pour l'épisode estival (période du 16 au 19 juillet 2006) et les concentrations des NOx observées sur les stations CDG-nord et CDG-sud.

les observations en vérifiant l'ordre de grandeur des concentrations simulées et l'adéquation des évolutions journalières.

■ Concentrations simulées

Les figures IV.5 et IV.6 présentent les concentrations simulées des NOx respectivement pour l'épisode estival et hivernal et pour les 12 mailles du modèle couvrant l'aéroport (cf. figure IV.4). Comme attendu, les profils montrent un minimum nocturne et deux pics associés aux périodes d'activité intense. En situation nocturne, les concentrations simulées présentent une faible variabilité d'une maille à l'autre. Une forte variabilité est en revanche observée en journée, en accord avec la forte hétérogénéité spatiale des sources. En particulier, les mailles 1, 5, 6 et 9 sont systématiquement associées aux concentrations les plus élevées. Elles correspondent aux mailles comprenant l'autoroute A1 (mailles 1, 5 et 9) et le cœur de l'activité aéroportuaire (maille 6). Dans les deux cas (estival et hivernal), les concentrations simulées les plus faibles sont localisées dans les mailles 3, 11 et 12. Ces mailles correspondent à la partie nord de l'aéroport (maille 3) et au sud de l'aéroport (maille 11 et 12).

■ Concentrations mesurées sur l'aéroport

Les figures IV.5 et IV.6 présentent également les concentrations des NOx observées sur les stations CDG-nord et CDG-sud. Dans le cas du scénario estival, les concentrations observées sur CDG-sud présentent le cycle journalier attendu. Toutefois, un pic nocturne est systématiquement observé à minuit. Ce pic nocturne est peu représentatif car vraisemblablement associé à une source locale intense dont son origine demeure indéterminée. Les concentrations observées sur CDG-nord sont nettement plus faibles que pour CDG-sud. Pour la situation étudiée, le vent est en effet principalement de secteur nord et la station CDG-nord se trouve ainsi en amont de l'aéroport.

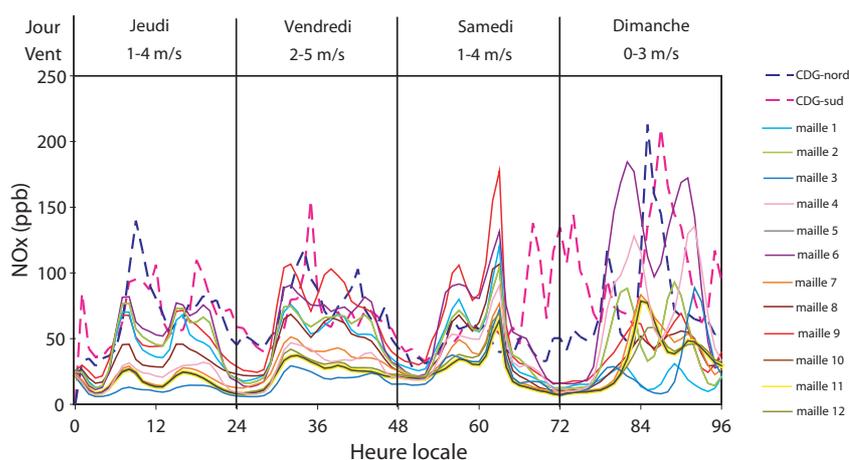


Figure IV.6. – Concentrations simulées des NO_x pour les 12 mailles de modèle couvrant l'aéroport pour l'épisode hivernal (période du 20 au 23 décembre 2007) et les concentrations des NO_x observées sur les stations CDG-nord et CDG-sud.

Dans le cas du scénario hivernal, les concentrations observées sur les deux stations sont plutôt similaires à l'exception de la période nocturne du 3^{ème} jour. Les concentrations sont plus fortes que celles observées au cours de la période estivale, en particulier à la fin de l'épisode avec un pic de concentration excédant 200 ppb de NO_x.

■ Comparaison modèle/mesure pour l'épisode estival

La station CDG-sud est localisée à l'intersection des mailles 6 et 7 ; nous avons donc comparé les concentrations observées sur cette station avec la moyenne des concentrations simulées sur ces deux mailles. L'ordre de grandeur des concentrations simulées est en bon accord avec les concentrations observées. En particulier, la figure IV.7a montre que le pic de concentration observé le matin est bien reproduit par le modèle. Le modèle surestime en revanche les concentrations minimales observées l'après-midi. On observe de plus deux discordances dans la reproduction des pics le soir : (i) le pic simulé en début de soirée (18h00) n'est pas observé sur la station CDG-sud et (ii) le modèle ne reproduit pas le pic observé à minuit sur cette station.

La station CDG-nord est localisée au centre de la maille 3 (cf. figure IV.4). Nous avons comparé les concentrations observées sur cette station avec les concentrations simulées sur cette maille. La figure IV.7b montre que le modèle sous-estime quasi systématiquement les concentrations observées. En particulier, le pic matinal observé le deuxième jour (lundi 17 juillet) est reproduit par le modèle avec une intensité 7 fois plus faible. L'écart mesure/modèle pourrait être lié à la forte hétérogénéité des concentrations en surface. En effet, nous avons vu à la section II-4.8 que la station CDG-nord était fortement influencée par des émissions locales attribuées à la circulation sur la D212 située à 50 m de cette station. Cette influence est particulièrement prononcée par

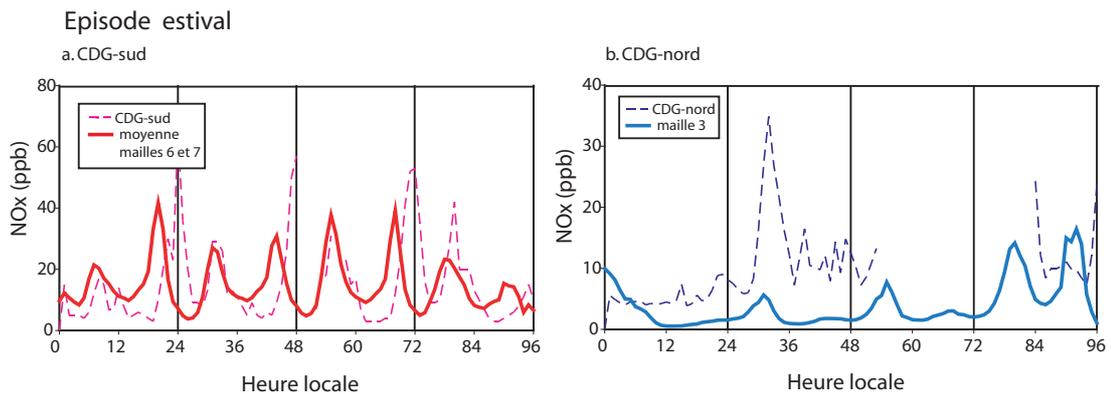


Figure IV.7. – Concentrations simulées et observées sur les stations CDG-nord (figure a) et CDG-sud (figure b) pour l'épisode estival (période du 16 au 19 juillet 2006). La concentration simulée figure a correspond à la concentration moyenne des mailles 6 et 7. La concentration simulée figure b correspond à la concentration de la maille 3.

vent de secteur nord et en matinée (cf. figure II.22, page 76). Dans le modèle, les émissions associées à cette source sont moyennées à l'échelle de la maille. Au moment du pic matinal par vent de nord, la représentativité spatiale des concentrations mesurées sur CDG-nord n'est donc guère comparable à la concentration simulée à l'échelle de la maille 3. Ceci explique sans doute l'incapacité du modèle à reproduire l'intensité des pics observés. Néanmoins dans ce cas, l'écart mesure/modèle pourrait également être lié aux phénomènes de plus grande échelle, improprement représentés par le modèle. En effet, des concentrations élevées des NO_x ont aussi été observées pour cette matinée sur les stations AIRPARIF environnantes, en particulier sur Tremblay-en-France et Gonesse.

Par ailleurs, il convient également de noter l'absence de ce pic matinal le premier jour de l'épisode simulé. Ceci est cohérent avec l'absence de cette source observée les jours de week-end (cf. section II-4.8).

Comme mentionné au chapitre II, les stations CDG-nord et CDG-sud sont des stations aéroportuaires de fond. Nous avons donc également comparé les concentrations observées avec la concentration moyenne simulée sur l'ensemble de la plate-forme. Cette concentration moyenne est calculée à l'aide des concentrations simulées sur les 12 mailles de l'aéroport. La figure IV.8 présente la concentration moyenne ainsi calculée et l'écart type associé. Les concentrations observées sur CDG-nord et CDG-sud s'accordent sur la concentration moyenne simulée à plus ou moins un écart type. Seuls les pics nocturnes observés sur CDG-sud sortent nettement de cette enveloppe. Ces résultats indiquent que le comportement moyen du modèle reproduit les niveaux de concentration observés sur les deux stations de fond aéroportuaire ainsi que les grandes tendances de leur évolution temporelle.

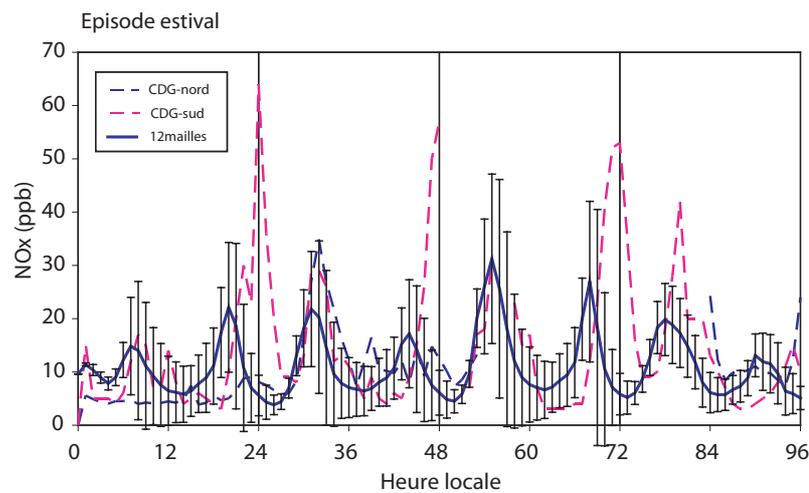


Figure IV.8. – Concentration moyenne simulée sur les 12 mailles du modèle couvrant l’aéroport et l’écart type associé pour l’épisode estival (période du 16 au 19 juillet 2006) et les concentrations observées sur les stations CDG-nord et CDG-sud.

■ Comparaison modèle/mesures pour l’épisode hivernal

La figure IV.9a présente la concentration observée sur la station CDG-sud et la concentration moyenne simulée sur les mailles 6 et 7 pour l’épisode hivernal. De même, la concentration observée sur la station CDG-nord et la concentration simulée sur la maille 3 est présentée sur la figure IV.9b. Pour ces deux stations, le modèle sous-estime nettement les concentrations des NO_x, en particulier sur CDG-nord. Comme mentionné précédemment pour l’épisode estival, l’origine des divergences s’explique en partie par l’incapacité du modèle à reproduire l’influence de la source locale liée au trafic sur la D212. Toutefois, cette interprétation est insuffisante pour justifier de l’écart systématique entre les concentrations simulées et observées à CDG-nord sur l’ensemble du cycle journalier. Ces écarts doivent être plutôt attribués aux conditions météorologiques particulières (vent faible, conditions stables) pour lesquelles les processus diffusifs sont improprement représentés dans le modèle.

La figure IV.10 présente la concentration moyenne simulée sur les 12 mailles de l’aéroport et l’écart type associé. De façon générale, les concentrations observées sur les stations CDG-nord et CDG-sud sont supérieures à la concentration moyenne simulée à plus d’un écart type. Seules les concentrations moyennes simulées le 3^{ème} jour présentent un bon accord avec les concentrations mesurées sur les deux stations.

La simulation réalisée pour l’épisode hivernal présente donc des résultats moins satisfaisants que ceux observés pour l’épisode estival. Pour cet épisode, les concentrations simulées ont également été comparées aux observations des stations du réseau AIRPARIF. Ces comparaisons indiquent que les divergences excèdent l’échelle spatiale de l’aéroport. Des travaux complémen-

taires seraient nécessaires afin d'identifier l'origine de ces divergences. Ils n'ont pas pu être engagés, faute de temps, à l'occasion de ce travail de thèse. Ces résultats sont toutefois suffisants pour effectuer une première estimation de l'étendue et de l'intensité du panache des NOx associé aux activités aéroportuaires (cf. paragraphe suivant).

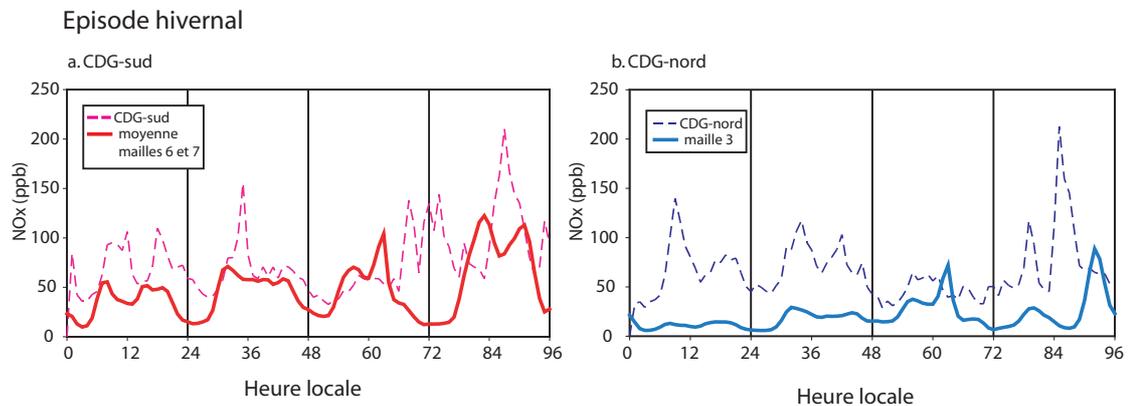


Figure IV.9. – Concentrations simulées et observées sur les stations CDG-nord (figure a) et CDG-sud (figure b) pour l'épisode hivernal (période du 20 au 23 décembre 2007). La concentration simulée figure a correspond à la concentration moyenne des mailles 6 et 7. La concentration simulée figure b correspond à la concentration de la maille 3.

■ Contributions observées et simulées de l'aéroport

L'impact de l'aéroport est quantifié par différence des simulations réalisées "avec" et "sans" source aéroportuaire (cf. section IV-2.3). Au-delà des comparaisons directes mesure/modèle, il importe donc de vérifier que la contribution des sources aéroportuaires sur la plate-forme est raisonnablement bien restituée par le modèle pour les épisodes particuliers retenus pour cette étude. Nous avons vu à la section II-4.8 qu'il était possible de quantifier la contribution des sources aéroportuaires sur les concentrations observées à CDG-nord et CDG-sud. L'approche se fonde sur les écarts de concentration observés entre les stations situées en amont et en aval de l'aéroport. La contribution moyenne (sur 3 ans) a ainsi été déterminée sur CDG-nord (par vent de secteur sud) et CDG-sud (par vent de secteur nord). L'objectif ici est de comparer cette contribution observée à celle simulée par le modèle. Les figures IV.11a et IV.11b présentent les différences de concentration simulée "avec" et "sans" la source aéroportuaire respectivement pour l'épisode estival et hivernal. La différence de concentration simulée est calculée à partir des concentrations moyennes d'une part pour les 12 mailles et d'autre part pour les 2 mailles centrales de l'aéroport (maille 6 et 7). Les contributions observées sur CDG-nord et CDG-sud sont également reportées sur la figure IV.11a et IV.11b. Pour ces dernières, le cycle journalier est répété à l'identique sur les deux figures, aucune saisonnalité ou distinction hebdomadaire n'ayant été déterminée. L'ordre de grandeur de la contribution simulée pour les activités aéroportuaires est en bon accord avec celle déduite à partir des observations. La faible contribution simulée le quatrième jour de l'épisode estival (cf.

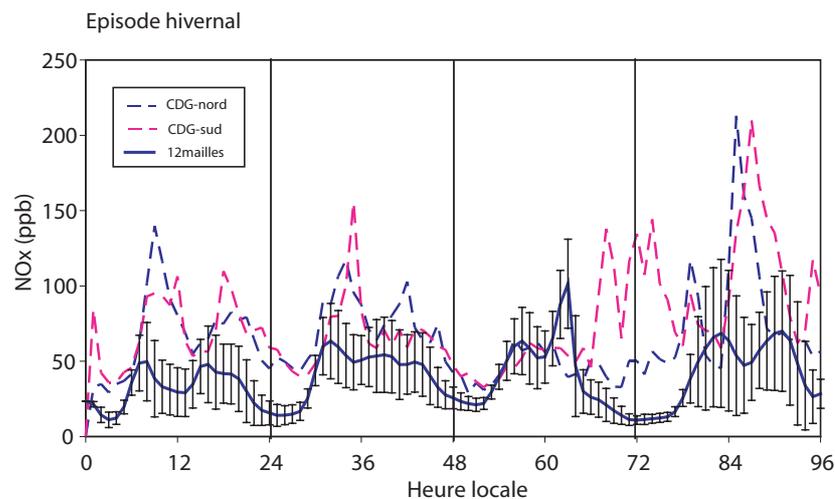


Figure IV.10. – Concentration moyenne simulée sur les 12 mailles du modèle couvrant l’aéroport et l’écart type associé pour l’épisode hivernal (période du 20 au 23 décembre 2007) et les concentrations observées sur les stations CDG-nord et CDG-sud.

figure IV.11a) est attribuable aux vents sensiblement plus forts ce jour-là. La situation est inversée le quatrième jour de l’épisode hivernal, en raison des vents faibles au cours de cette journée (cf. figure IV.11b).

■ Conclusion

La comparaison des concentrations des NOx simulées et observées sur les stations CDG-nord et CDG-sud a permis d’évaluer la capacité du modèle à reproduire des concentrations sur la plate-forme. Pour l’épisode estival, les résultats de cette comparaison montrent que le modèle restitue de manière satisfaisante les niveaux de concentrations et leur variation journalière. Pour l’épisode hivernal, le modèle sous-estime en revanche sensiblement les concentrations des NOx.

Des travaux complémentaires sont requis afin d’identifier l’origine de ces divergences et d’affiner les simulations pour les épisodes étudiés. Il importe notamment de réaliser une comparaison systématique des concentrations simulées sur le domaine avec celles observées sur les stations du réseau AIRPARIF. Toutefois, l’ordre de grandeur attribuée par le modèle aux activités aéroportuaires semble adéquat.

3.2. Quantification de l’impact spatial de l’activité aéroportuaire sur la concentration des NOx et d’ozone pour l’épisode estival

Dans la section précédente, nous avons quantifié l’impact des activités aéroportuaires sur les concentrations des NOx simulées sur le domaine de la plate-forme. La contribution simulée des activités aéroportuaires s’avère comparable aux contributions attribuées à partir des observations expérimentales à CDG-nord et CDG-sud. L’ordre de grandeur des concentrations affectées aux

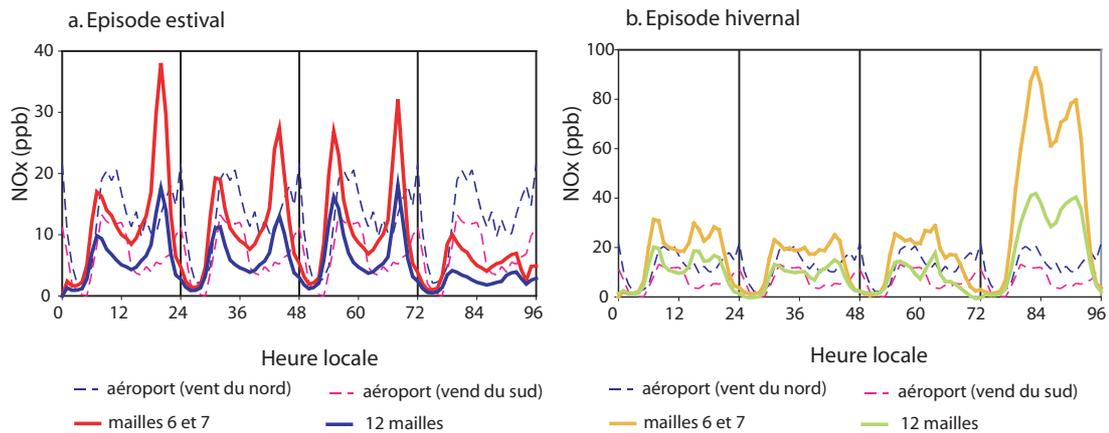


Figure IV.11. – Différence des concentrations simulées "avec" et "sans" la source aéroportuaire pour la moyenne de 12 mailles couvrant l'aéroport et pour la moyenne de 2 mailles du centre de l'aéroport (mailles 6 et 7). Les contributions calculées à partir des observations sur les stations CDG-nord et CDG-sud sont également présentées. Figure a : scénario estival (période du 16 au 19 juillet 2006). Figure b : épisode hivernal (période du 20 au 23 décembre 2007).

activités aéroportuaires dans le modèle apparaît ainsi satisfaisant. L'approche semble donc appropriée pour quantifier l'étendue spatiale des impacts de l'activité aéroportuaire sur les concentrations des NOx.

■ Etendue spatiale moyenne du panache des NOx de l'aéroport Paris-CDG.

La figure IV.12a présente les concentrations moyennes des NOx simulées pour l'épisode estival. Pour cet épisode, les concentrations sont voisines des concentrations moyennes observées pour un mois de juillet sur la région parisienne (cf. figure II.7, page 55). Elles sont de l'ordre de 40 ppb dans le centre urbain parisien et n'excèdent pas 20 ppb dans la région rurale de l'Ile-de-France.

La figure 12a présente l'écart des concentrations simulées sur le domaine "avec" et "sans" la source aéroportuaire attribuée à Paris-CDG. Pour les quatre jours simulés, la contribution des sources aéroportuaires au centre de la plate-forme est de l'ordre de 10 ppb, conformément aux résultats mentionnés précédemment (cf. figure IV.11). Le panache s'étend sur une quinzaine de kilomètres à l'ouest de la zone. La contribution des sources aéroportuaires est inférieure à 2 ppb au-delà de 23 kilomètres sous le vent de l'aéroport (cf. figure IV.12a).

La source aéroportuaire présente un cycle journalier prononcé. L'impact de l'aéroport varie donc selon la période considérée. La figure IV.12b présente les concentrations moyennes des NOx calculées au milieu de la nuit entre 0h00 et 5h00 et la contribution des activités aéroportuaires sur la même période de temps. Comme attendu pour cette tranche horaire de faible activité, l'impact de l'aéroport est peu significatif. L'étendue spatiale du panache reste confinée au voisinage immédiat de la plate-forme.

La figure IV.12c présente les concentrations moyennes des NO_x calculées en journée (entre 6h et 18h), c'est-à-dire en situation de forte activité aéroportuaire. La figure IV.12c présente les différences observées "avec" et "sans" l'activité aéroportuaire pour cette tranche horaire. En situation de forte activité, l'étendue spatiale du panache atteint 25 kilomètres ; la contribution de l'aéroport n'excède pas 2 ppb au-delà.

■ Etendue spatiale moyenne de l'impact de l'aéroport CDG sur l'ozone

L'épisode simulé est un épisode de pollution à l'ozone. La figure IV.13 présente les concentrations moyennes simulées et les écarts des concentrations "avec" et "sans" l'activité aéroportuaire. L'activité aéroportuaire induit une diminution de la concentration d'ozone sur l'aéroport et dans son panache. Cette diminution s'explique directement par la consommation d'ozone induite par l'émission de NO (cf. équation (2), page 15). L'étendue spatiale du panache observée sur les concentrations d'ozone est similaire à celle observée pour les NO_x. La diminution des concentrations d'ozone est de l'ordre de 5 à 10 ppb dans la zone aéroportuaire et son voisinage immédiat. Cette diminution est comparable à l'écart de concentration de la moyenne annuelle, de 5 ppb observée entre la station de Mongé-en-Goële et celle de CDG-nord (cf. section II-6.2).

3.3. Quantification de l'impact spatial de l'activité aéroportuaire sur la concentration des NO_x pour l'épisode hivernal

La figure IV.14a présente les concentrations moyennes des NO_x simulées pour l'épisode hivernal. Les concentrations simulées sont particulièrement élevées ; elles atteignent des niveaux deux fois plus élevées (de l'ordre de 140 ppb) que ceux observés en moyennes pour un mois de décembre au centre de Paris (cf. figure II.7, page 55). Ces niveaux ne sont pas surprenants, la période de simulation retenue correspondant à un épisode de pollution au NO₂ où le seuil d'information a été dépassé deux jours (cf. section IV-2.1).

La figure IV.14a montre l'écart des concentrations simulées sur le domaine "avec" et "sans" la source aéroportuaire. La contribution des NO_x générée par l'activité aéroportuaire est maximale au centre de la plate-forme (maille 6) et est de l'ordre de 30 ppb. Le panache demeure perceptible sur une vingtaine de kilomètres sous le vent de l'aéroport. La contribution de l'activité aéroportuaire est inférieure à 2 ppb au-delà.

La figure IV.14b présente les concentrations moyennes des NO_x simulées et l'impact de l'aéroport pour la tranche horaire de faible activité (0h00-5h00). Sur cette tranche horaire, l'impact reste localisé au voisinage immédiat de l'aéroport et n'excède pas 10 ppb. La figure IV.14c présente l'impact de l'aéroport sur les concentrations moyennes des NO_x simulées en journée (6h00-

Episode estival

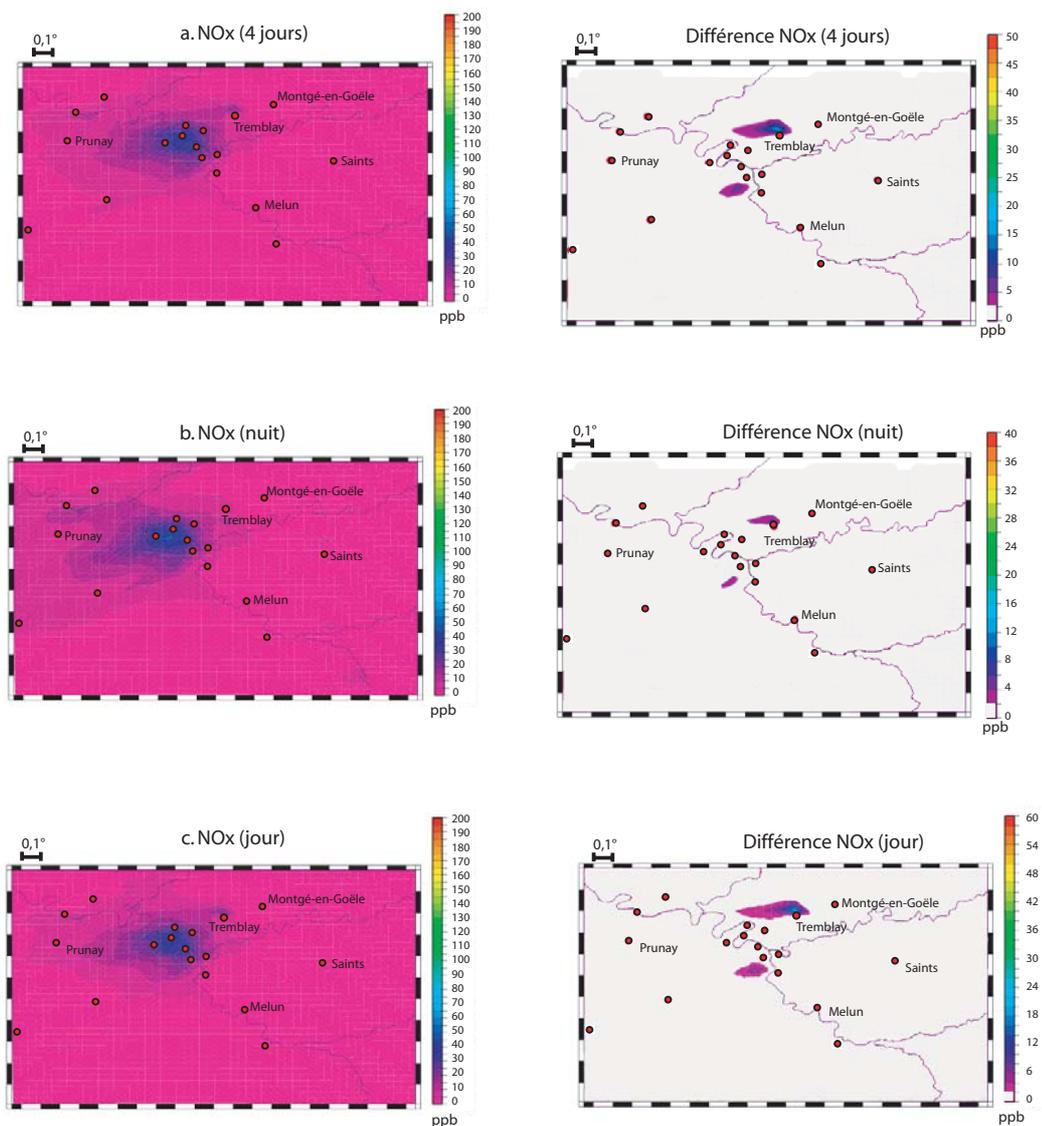


Figure IV.12. – Concentrations simulées des NOx et l'écart des concentrations simulées "avec" et "sans" aéroport pour l'épisode estival (du 16 au 19 juillet 2006). Figure a : 4 jours de simulation. Figure b : période de temps comprise entre 0h00 et 5h00. Figure c : période de temps comprise entre 6h et 18h.

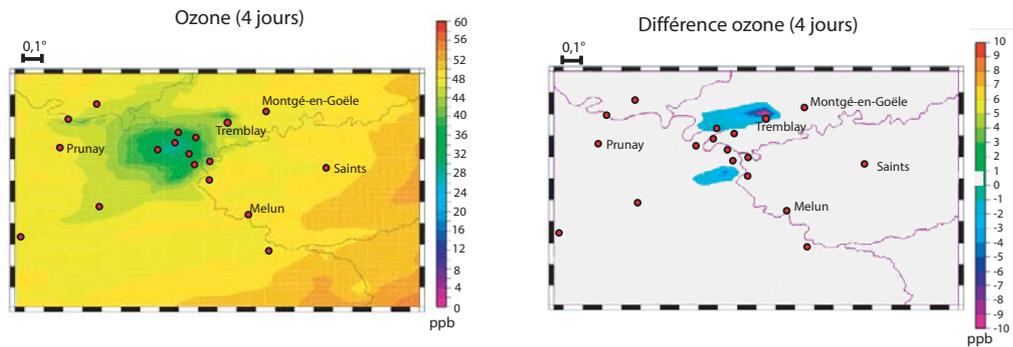


Figure IV.13. – Concentrations simulées d’ozone et l’écart des concentrations simulées "avec" et "sans" aéroport pour les 4 jours de l’épisode estival (du 16 au 19 juillet 2006)

18h00). Pour cette période de forte activité, la contribution des activités aéroportuaires est de l’ordre de 20 ppb, 15 km sous le vent de l’aéroport. Pour une contribution seuil de 2 ppb, l’étendue spatiale du panache atteint 35 kilomètres.

4. Conclusion

Un exercice préliminaire de modélisation a été réalisé à l’aide du modèle CHIMERE afin d’évaluer l’impact régional de l’aéroport Paris-Charles-De-Gaulle (CDG). Deux scénarios ont été étudiés, correspondant à un épisode de pollution estival à l’ozone et un épisode hivernal de pollution au NO₂. Le modèle a été évalué en comparant les concentrations simulées avec celles observées sur les stations de l’aéroport. Les résultats montrent que le modèle reproduit de façon satisfaisante la variabilité journalière des concentrations pour les espèces étudiées ainsi que la contribution des activités aéroportuaires sur les concentrations des NO_x observées sur la plate-forme. Cependant, le modèle tend à sous-estimer les concentrations des NO_x observées, ce qui peut être en partie dû à la résolution spatiale utilisée dans le modèle (3 km × 3 km). De plus, la fin de l’épisode hivernal est caractérisée par des conditions de vent faible, conditions particulièrement difficiles à reproduire avec le modèle. Les comparaisons mesures/modèles indiquent que l’approche est suffisamment contrainte pour autoriser une première estimation de l’étendue et l’intensité du panache des polluants associé aux activités de l’aéroport Paris-CDG pour les 2 épisodes étudiés.

Les résultats de simulations montrent une rapide décroissance des concentrations des NO_x dans le panache de l’aéroport. Pour une contribution seuil fixée à 2 ppb, l’extension spatiale du panache de NO_x est typiquement de l’ordre de 20 à 30 km. Cet impact correspond toutefois vraisemblablement à une fourchette haute, compte tenu des conditions peu dispersives simulées ici. Une diminution des concentrations d’ozone est simulée sur l’aéroport et dans son panache.

Episode hivernal

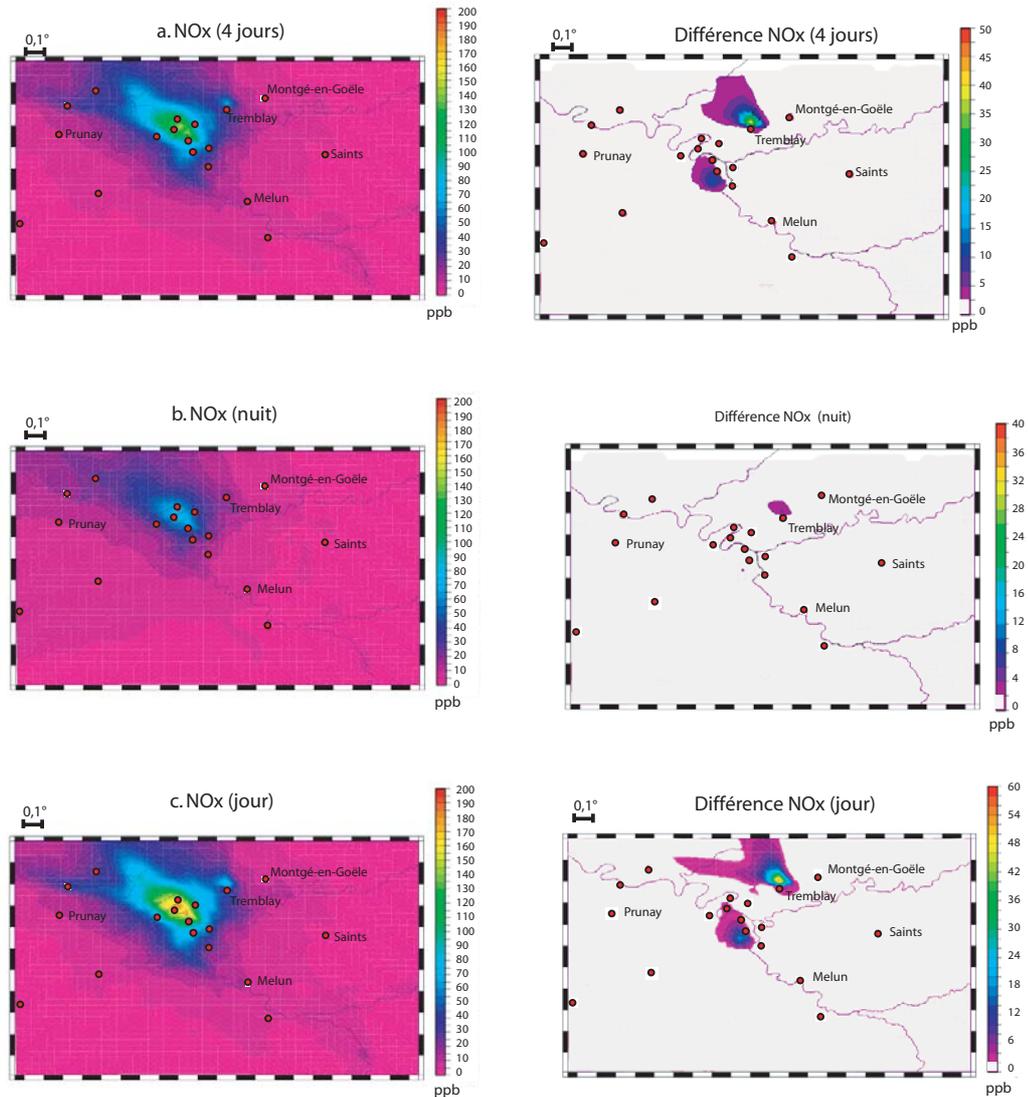


Figure IV.14. – Concentrations simulées des NOx et l'écart des concentrations simulées "avec" et "sans" aéroport pour l'épisode hivernal (du 19 au 23 décembre 2007). Figure a : 4 jours de simulation. Figure b : période de temps comprise entre 0h00 et 5h00. Figure c : période de temps comprise entre 6h et 18h.

L'extension spatiale associée à la réduction de O_3 par NO émis sur la plate-forme est comparable à celle du panache des NO_x .

Cette étude visait à déterminer l'impact de l'activité de l'aéroport sur la région lors des conditions environnementales favorables aux développements d'épisodes de pollution. Ces conditions particulières ne sont donc guère représentatives des conditions de dispersion moyennes des polluants autour de l'aéroport. Le complément naturel de cette étude consisterait à réaliser des simulations sur une année complète afin d'estimer l'étendue et l'intensité moyenne du panache des NO_x autour de l'aéroport.

Enfin, il serait sans doute utile d'affiner la résolution spatiale des simulations afin de représenter les émissions associées à la plate-forme de façon plus précise. L'inventaire d'émissions réalisé dans le cadre du PPA possède d'ores et déjà une résolution spatiale fine (1 km), ce qui devrait grandement faciliter la réalisation de simulation à ce niveau de résolution. Par ailleurs, les données recueillies et interprétées dans le cadre de cette thèse devraient permettre d'affiner la représentation des activités aéroportuaires au sein du modèle. En particulier, la caractérisation des hydrocarbures émis par les moteurs d'avion et par l'ensemble de l'activité aéroportuaire pourrait permettre de contraindre la représentativité de ces sources dans les modèles. Ceci permettrait une évaluation plus fine de l'impact des activités aéroportuaires sur la qualité de l'air, notamment sur la formation de l'ozone à l'échelle régionale.

Conclusion

L'objectif de cette thèse était d'évaluer l'impact de l'activité de l'aéroport Paris-Charles-de-Gaulle à l'échelle locale et régionale. Cette évaluation s'est centrée sur les NO_x, l'ozone et les hydrocarbures. Ce travail a principalement été fondé sur des observations réalisées sur les trois stations installées sur l'aéroport Paris-Charles-De-Gaulle. La localisation des stations CDG-nord et CDG-sud, situées à la périphérie de la plate-forme, a permis de quantifier la contribution des activités aéroportuaires. La station CDG-D16, localisée au niveau des terminaux, a permis de quantifier les concentrations des NO_x à proximité des activités aéroportuaires. De plus, des campagnes des mesures ciblées sur les hydrocarbures ont été mises en oeuvre au cours de cette thèse. Elles ont permis de caractériser les concentrations des hydrocarbures sur l'aéroport. L'estimation de l'impact des activités aéroportuaires à l'échelle régionale a fait l'objet d'une étude préliminaire à l'aide du modèle CHIMERE.

■ Les oxydes d'azote

Aucun critère de classification des stations aéroportuaires n'est proposé dans la littérature. Nous avons donc cherché à catégoriser les stations fixes du laboratoire d'Aéroports De Paris installé à Paris-Charles-De-Gaulle. Dans ce but, l'évolution des concentrations de NO_x observée aux différentes échelles temporelles a été comparée à celle observée au niveau des stations urbaines et rurales de la région parisienne. Les résultats ont montré que les stations CDG-nord et CDG-sud présentent une variabilité saisonnière, hebdomadaire et journalière comparable à celle observée sur les stations urbaines et périurbaines parisiennes. Elles ont été qualifiées de stations aéroportuaires de fond. En 2007, la concentration moyenne annuelle sur ces stations de fond était de $42 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Ce niveau de concentration est de quelques dizaines de $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ plus faible que celui observé sur les stations urbaines de fond de la région parisienne. En revanche, les mesures au centre de l'aéroport ont montré que la station CDG-D16 était sous l'influence majoritaire de l'activité aéroportuaire. En 2007, la concentration moyenne annuelle était de $134 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Ce niveau de concentration se situe entre celui observé sur des stations

de trafic et celui de l'atmosphère de fond urbaine. Cette station a été qualifiée de station aéroportuaire de proximité. Le gradient de concentration observé entre les stations aéroportuaires de fond et de proximité témoigne des conditions dispersives importantes au sein de la plate-forme.

L'analyse des concentrations des NOx par secteur de vent a mis en évidence une augmentation des concentrations de l'ordre de 15 à 20 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ entre les stations situées en amont et en aval de l'aéroport. Les concentrations observées sur les stations CDG présentent un contraste marqué entre jour de semaine et week-end. Cette variation hebdomadaire des concentrations moyennes a permis de quantifier la contribution des activités aéroportuaires sur la teneur en NOx observée à CDG-nord et CDG-sud. Les résultats ont montré que l'activité aéroportuaire contribue pour 18 % aux concentrations de NOx observés à CDG-nord sous un vent du sud. Cette contribution est de 47 % sous un vent du nord à CDG-sud. L'écart sur les contributions observées s'explique par les distances différentes séparant les deux stations du cœur de l'activité.

Cette étude a également mis en évidence l'influence des sources anthropiques non aéroportuaires sur les concentrations des NOx. Ces sources "extérieures" contribuent typiquement pour 15 % et 43 % des NOx sur la plate-forme. La contribution plus élevée est observée sous un vent du sud, lorsque la plate-forme est sous le vent de l'agglomération parisienne.

Les concentrations des NOx sur la plate-forme ont également été analysées à l'aide d'un modèle neuronal. Ce modèle a permis d'isoler l'influence de paramètres météorologiques tels que la direction du vent sur les concentrations des NOx. Deux scénarios représentatifs de situations estivales et hivernales sont été élaborés. Les résultats du modèle ont montré que les concentrations des NOx augmentent systématiquement sous le vent de l'aéroport. L'amplitude de cette augmentation est maximale le matin, c'est-à-dire pour des conditions de faible dispersion (couche de mélange base) et de forte activité. Les résultats du modèle neuronal sont satisfaisants et cohérents avec les quantifications réalisées à partir des données expérimentales. Son utilisation opérationnelle afin de prévoir les concentrations des NOx sur la plate-forme pourrait donc être envisagée. Par ailleurs, des améliorations du modèle peuvent être projetées afin d'augmenter ses performances. Elles portent notamment sur la structure du modèle (nombre de neurones dans la couche cachée, fonction d'activation..). Par ailleurs, la base de données de la station CDG-D16 doit être élargie afin de disposer au minimum d'une année complète de mesures.

■ L'ozone

La concentration d'ozone au sein de la plate-forme a été brièvement analysée dans le cadre de ce travail de thèse. En effet, l'échelle temporelle associée à la production d'ozone dépasse l'échelle spatiale de l'aéroport. Les résultats montrent que la concentration d'ozone observée sur la sta-

tion CDG-nord est plus faible d'approximativement $10\mu\text{g.m}^{-3}$ que celle observée sur la station rurale voisine de Montgé-en-Goële. Cette diminution résulte des émissions de NO par l'activité aéroportuaire, induisant une consommation de O₃.

■ Les hydrocarbures

L'analyse des hydrocarbures a été réalisée à partir de deux types de prélèvements :

- dans le panache de l'avion à l'occasion d'essais moteurs et lors du roulage des avions afin de caractériser la spéciation en hydrocarbures émis par les aéronefs.
- sur différents sites de la plate-forme afin de déterminer les concentrations en hydrocarbures observées sur l'aéroport.

Les émissions des hydrocarbures augmentent lorsque le régime moteur diminue. Les analyses effectuées lors d'essais moteurs et lors du roulage des avions montrent que la spéciation des hydrocarbures dépend également du régime moteur et semble peu dépendante des caractéristiques du moteur. A "haut régime" moteur (*e.g.* décollage/atterrissage), la concentration des composés aliphatiques insaturés diminue au profit des composés saturés et aromatiques. A "bas régime" moteur (*e.g.* roulage des avions), la spéciation des hydrocarbures est dominée par les composés aliphatiques insaturés, en particulier l'éthène et dans une moindre mesure le propène et l'acétylène. Les résultats des mesures réalisées ont montré une importante variabilité de la spéciation des émissions lors de la phase de roulage. Cette variabilité semble liée aux fluctuations des conditions opératoires de l'avion lors du roulage entraînant une variation du régime moteur. La spéciation des hydrocarbures émis par les moteurs d'avion est similaire à celle observée pour les véhicules diesel. Les différences observées ne permettent pas d'établir clairement un profil caractéristique permettant de distinguer les émissions des avions.

L'analyse de la spéciation des hydrocarbures observés dans l'atmosphère aéroportuaire a montré que le 2-méthylpentane, le toluène et le m+p-xylène étaient les composés majoritaires. La comparaison avec la spéciation des hydrocarbures émis par les véhicules (diesel et essence) confirme la double origine attendue des hydrocarbures par le trafic routier et le trafic aérien. Aucune variabilité spatiale significative de la spéciation des hydrocarbures n'a été identifiée à partir des mesures réalisées sur différents sites de la plate-forme. L'identification des espèces majoritaires demeure toutefois partielle, du fait du nombre restreint de composés analysés. En particulier, la spéciation des hydrocarbures émis par les moteurs d'avion a montré que les composés majoritaires étaient les hydrocarbures insaturés en C2 à C3. Ces composés n'ont pas pu être mesurés sur la plate-forme en raison de limitations analytiques. Une campagne de mesures intensive visant à quantifier ces composés sur différents points de la plate-forme permettrait de compléter utilement le jeu d'observations disponibles sur l'aéroport Paris-Charles-De-Gaulle.

Les mesures des hydrocarbures sur la plate-forme ont montré que la concentration moyenne des hydrocarbures saturés est comprise entre 5 et 7 $\mu\text{g.m}^{-3}$; celle des aromatiques est comprise entre 10 et 15 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Les concentrations moyennes observées sont typiquement de l'ordre de celles observées dans une atmosphère de fond urbaine. Les concentrations les plus élevées ont été observées au centre de la plate-forme aéroportuaire, au niveau de la station CDG-D16. L'influence de l'activité aéroportuaire sur la concentration des hydrocarbures a été évaluée sur cette station. Les opérations conduites dans le voisinage immédiat de la station (ravitaillement, poussage, approvisionnement en carburant...) induisent une augmentation de la concentration moyenne des hydrocarbures de 30 % à 40 %.

L'analyse des mesures réalisées en continu sur le site du laboratoire d'Aéroports de Paris montre des profils temporels variables selon le composé considéré. Le 2-méthylpentane, le 3-méthylpentane, le benzène, l'éthylbenzène, l'o-xylène, le m+p-xylène et le 1,2,4-triméthylbenzène présentent des profils journaliers similaires à ceux typiquement observés dans l'atmosphère de fond parisienne. Toutefois, l'amplitude des oscillations journalières est systématiquement moins prononcée sur l'aéroport que sur Paris. En revanche, aucune variation journalière significative n'a été observée pour le toluène, le 1,3,5-triméthylbenzène et le 1,2,3-triméthylbenzène. L'analyse du rapport de concentration entre jours de semaine et de week-end a mis en évidence l'influence majoritaire de l'activité aéroportuaire pour certains composés sur le site du laboratoire. Il s'agit du 2-méthylpentane, l'octane, le 1,3,5-triméthylbenzène, et le 1,2,3-triméthylbenzène. En effet, l'absence de contraste entre jours de semaine et de week-end sur les concentrations observées signe une origine majoritairement liée à l'activité aéroportuaire. Pour les autres hydrocarbures mesurés sur ce site, la source liée au trafic sur l'autoroute A1 voisine (200 m) semble prépondérante. Le site du laboratoire ne semble guère représentatif de l'activité aéroportuaire environnante. Il serait nécessaire de réaliser des observations sur des séries temporelles longues sur un autre site plus représentatif, idéalement situé au centre de la plate-forme. Ces mesures devraient permettre de caractériser les évolutions des hydrocarbures temporelles aux différentes échelles temporelles (journalière, hebdomadaire et saisonnière) et de quantifier les influences de différentes sources à l'aide d'approches multivariées comme, par exemple, l'analyse des concentrations des hydrocarbures en fonction de la direction du vent et des jours de la semaine.

■ Modélisation à l'échelle régionale

Une étude de modélisation visant à quantifier l'impact des activités aéroportuaires à l'échelle régionale a été amorcée dans le cadre de ce travail. Les simulations ont été conduites avec le modèle CHIMERE, avec l'aide de l'équipe de modélisation du LISA. Deux scénarios ont été

sélectionnés, correspondant à un épisode de pollution estival à l’ozone et un épisode hivernal de pollution au NO₂. Les tests réalisés sur les concentrations des NOx montrent que le modèle restitue de façon satisfaisante la contribution des activités aéroportuaires sur le domaine de l’aéroport Paris-Charles-De-Gaulle. Les simulations indiquent une décroissance rapide des NOx dans le panache de l’aéroport. Pour les deux épisodes de pollution étudiés, les simulations montrent une contribution inférieure à 5 µg.m⁻³ à une quinzaine de kilomètres sous le vent de l’aéroport. Comme attendu, une diminution significative des concentrations d’ozone est simulée au voisinage de l’aéroport, directement liée à la titration d’ozone par les émissions de NO sur la plate-forme. Ces résultats préliminaires sont encourageants et stimulent la poursuite des travaux de modélisation. Les données recueillies et interprétées dans le cadre de cette thèse devraient notamment permettre d’affiner la représentation des activités aéroportuaires au sein des modèles. En particulier, la caractérisation des hydrocarbures émis par les moteurs d’avion et par l’ensemble de l’activité aéroportuaire réalisée à l’occasion de la thèse devrait permettre de contraindre la représentativité de ces sources dans les modèles. Cela permettrait une évaluation plus fine de l’impact des activités aéroportuaires sur la qualité de l’air, notamment sur la formation de l’ozone à l’échelle régionale. Enfin, seuls deux scénarios ont été simulés ici ; ils sont associés à des conditions peu dispersives et favorables au développement d’un épisode de pollution. Ces conditions ne sont guère représentatives de situations moyennes. Il serait sans doute utile de réaliser des simulations sur des périodes de temps longues (*e.g.* un an) afin de réaliser une climatologie autour de l’aéroport et ainsi de quantifier l’impact moyen des activités aéroportuaires à l’échelle de la région.

Bibliographie

- Académie de Sciences, Ozone et propriétés oxydantes de la troposphère-Essai d'évaluation scientifique, *Lavoisier, Paris*, 1993.
- ADEME, Surveillance de la qualité de l'air règles et recommandations en matière de : validation des données, critères d'agrégation, paramètres statistiques, 2001.
- ADEME, Classification et critères d'implantation des stations de surveillance de la qualité de l'air, 2002.
- Affre, C., Carrara, A., Lefebvre, F., Druilhet, A., Fontan, J., Lopez, A., Aircraft measurement of ozone turbulent flux in the atmospheric boundary layer, *Atmospheric research* 33, 1561-1574, 1999.
- Agirre-Basurko, E., Ibarra-Berastegi, G., Madariaga, I., Regression and multilayer perceptron-based models to forecast hourly O₃ and NO₂ levels in the Bilbao area, *Environmental Modelling & Software*, 21, 430-446, 2006.
- Agrawal H., Sawant., Jansen K., Miller J.W., Cocker D.R., Characterization of chemical and particulate emissions from aircraft engines, *Atmospheric environment*, 42, 4380-4392, 2008.
- AIRFOBEP, Evaluation de la qualité de l'air aux abords de l'aéroport Marseille - Provence, rapport d'étude, 2004.
- AIR Languedoc-Roussillon, Aéroport Montpellier-Méditerranée. Etude de ses impacts directs et indirects sur la qualité de l'air local-Année 2003. Aéroport de Montpellier, rapport d'étude, 2004.
- AIRPARIF, Étude et évaluation des émissions de polluants atmosphériques liées au trafic routier en Ile-de-France, rapport d'étude, 2002.
- AIRPARIF, Etude de la qualité de l'air sur l'ensemble du secteur limitrophe des plates-formes aéroportuaires de Roissy- Charles de Gaulle et Le Bourget, rapport d'étude, 2003.
- AIRPARIF, Etude de la qualité de l'air sur l'ensemble du secteur limitrophe de la plate-forme aéroportuaire d'Orly, rapport d'étude, 2004.
- AIRPARIF, Bilan de la qualité de l'air en Ile-de-France en 2006, rapport d'étude, 2007.
- AIRPARIF, Bilan de la qualité de l'air en Ile-de-France en 2007, rapport d'étude, 2008.
- AIRPARIF, Bilan de la qualité de l'air en Ile-de-France en 2008, rapport d'étude, 2009.
- AIRPPL, Air Pays de la Loire, Campagne de mesure de la qualité de l'air dans l'environnement de l'aéroport Nantes-Atlantique, rapport d'étude, 2003.

- Anderson B.E., Chen, G., Blake, D.R., Hydrocarbon emissions from a modern commercial airliner, *Atmospheric Environment*, 40, 3601-3612, 2006.
- Arrigone, G.M., Hilton, M., Theory and practice in using Fourier transform infrared spectroscopy to detect hydrocarbons in emissions from gas turbine engines, *Fuel* 84 1052-1058, 2005.
- Association pour la Surveillance et l'Etude de la Pollution Atmosphérique en Alsace., Caractérisation de la qualité de l'air dans la zone de l'Aéroport de Strasbourg-Entzheim. Campagne de mesure estivale (28/06/00-16/07/00). Campagne de mesure hivernale (12/01/01-01/02/01), *ASPА 01073101-I-D*, 2001.
- Association pour la Surveillance et l'Etude de la Pollution Atmosphérique en Alsace (ASPА), Caractérisation de la qualité de l'air dans la zone de l'Aéroport de Strasbourg-Entzheim. Rapport relatif à la campagne de mesure qui s'est déroulée du 27 août au 10 septembre 2002, *ASPА 03031301-ID*, 2003
- Association pour la Surveillance et l'Etude de la Pollution Atmosphérique en Alsace, Caractérisation de la qualité de l'air dans la zone de l'Aéroport de Strasbourg-Entzheim. Rapport relatif à la campagne de mesure qui s'est déroulée du 18 février au 4 mars 2003, *ASPА 03071603-ID*, 2003.
- Association pour la Surveillance et l'Etude de la Pollution Atmosphérique en Alsace, Inventaire des émissions atmosphériques sur la plate-forme aéroportuaire de Strasbourg-Entzheim (hors aéronefs), rapport d'étude *ASPА 03011602-I-D*, 2003.
- Association pour la Surveillance et l'Etude de la Pollution Atmosphérique en Alsace, Caractérisation de la qualité de l'air dans la zone de l'Aéroport de Strasbourg-Entzheim. Rapport relatif à la campagne de mesure qui s'est déroulée du 10 mai au 5 juillet 2007 et du 25 septembre au 20 novembre 2007, *ASPА 08021512-ID*, 2008.
- Atkinson, R., Atmospheric chemistry of VOCs and NOx, *Atmospheric Environment*, 34 2063-2101, 2000.
- Atmo-Aquitaine, Aéroport de Bordeaux-Mérignac/Eté-2003, Rapport d'étude n° ET/MM/03/08, 2003.
- Atmo-Aquitaine, Qualité de l'air sur l'aéroport de Bordeaux - 2004 Du 23/11/04 au 06/01/05, Rapport d'étude n° ET/TP/05/04, 2005.
- Atmo-Aquitaine, Qualité de l'air sur l'aéroport de Bordeaux - 2005 Du 07/11/05 au 07/12/05, Rapport d'étude n° ET/MM/06/06, 2006.
- Atmo-Aquitaine, Evaluation de la qualité de l'air sur la zone aéroportuaire de Bordeaux. Etude exploratoire des COV. Du 23/09/06 au 08/11/06, Rapport d'étude n° ET/MM/07/09, 2007.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Public health assessment naval air station Fallon, Nevada, Report *NV9170022173*, 2003.
- Badol, C., Borbon, A., Locoge, N., Leonardis, T., J.-C. Galloo., An automated monitoring system for VOC ozone precursors development, implementation and data analysis, *Anal Bioanal. Chem* 378 1815-1824, 2004.
- Badol, C., Caractérisation des Composés Organiques Volatils dans une atmosphère urbaine sous influence industrielle : de l'identification à la contribution des sources. Thèse de doctorat, 270p, Ecole de Mines de Douai, Université de Lille, 2005.
- Bernabei, M., Reda, R., Galiero R., Bocchinfuso G., Determination of total and polycyclic aromatic hydrocarbons in aviation jet fuel, *Journal of Chromatography A*, 985, 197-203, 2003.
- Bessagnet, B., Hodzic, A., Vautard R., Beekmann, M., Cheinetd, S., Honoré, C., Lioussé, C., Rouil, L., Aerosol modeling with CHIMERE—preliminary evaluation at the continental scale, *Atmos-*

- pheric Environment* 38, 2803-2817, 2004.
- Boissard, C., Chervier, F., Dutot, A.L., Assessment of high (diurnal) to low (seasonal) frequency variations of isoprene emission rates using a neural network approach, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8, 2089–2101, 2008.
- Borbon, A., Locoge, N., Veillerot, M., Galloo, J.C., Guillermo., Characterisation of NMHCs in a French urban atmosphere : overview of the main sources, *The Science of the Total Environment* 292, 177-191, 2002.
- Box, G.E., Jenkins, G.M., Time Series Analysis. Forecasting and Control. Holden Day, San Francisco, 1976.
- Boznar, M., Lesjak, M., Mlakar, P., A neural network-based method for short-term predictions of ambient SO₂ concentrations in highly polluted industrial areas of complex terrain, *Atmospheric Environment* 27B (2), 211-230, 1993.
- Brasseur, G.P., Cox R.A., Hauglustaine D., Isaksen, I., Lelieveld J., Lister, D. H. Sausen, R. Schumann, U. Wahner, A. Wiesen., P. European Scientific assessment of the atmospheric effects of aircraft emissions, *Atmospheric Environment* 32, 2329-2418, 1998.
- Camredon, M. et Aumont, B., Modélisation de l’ozone et des photooxydants troposphériques. I. L’ozone troposphérique : production/consommation et régimes chimiques, *Pollution Atmosphérique* 193, 2007.
- Carslaw, D.C., Sean D. Beevers., S.D., Ropkins K., Bell, M.C., Detecting and quantifying aircraft and other on-airport contributions to ambient nitrogen oxides in the vicinity of a large international airport, *Atmospheric Environment* 40, 5424-5434, 2006.
- Chapman L., Transport and climate change : review, *Journal of Transport Geography*, 15 354-367, 2007.
- Centre Interprofessionnel Technique d’Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA), Inventaire départementale des émissions de polluants atmosphériques en France en 2000. Départements 2000. Mise à jour février 2005.
- Centre Interprofessionnel Technique d’Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA), Guide méthodologique pour la détermination des émissions dans l’atmosphère des APU. Ref. 630. Mise à jour 18 juillet 2007.
- Centre Interprofessionnel Technique d’Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA), Guide méthodologique pour la détermination des émissions dans l’atmosphère d’une zone aéroportuaire à l’exception des aéronefs. Ref. 630. Version mise à jour le 18 Juillet 2007.
- City of Park Ridge, Preliminary Study and Analysis of Toxic Air Pollutant Emissions from O’Hare International Airport and the Resulting Health Risks Created by these Toxic Emissions in Surrounding Residential Communities, Volumes I-IV, 2000.
- Clark, A., McIntyre, A., Perry, R., Lester J., Air Quality Measurement in the Vicinity of Airports, *Environmental Pollution(Series B)* 6 245-261. 1983
- Colella, P. et Woodward, P.R., 1984. The piecewise parabolic method (PPM) for gas-dynamical simulations, *Journal of Computational Physics* 11, 38-39, 1984.
- Colville, R.N., Hutchinson, E.J., Mindell, J.S., Warren, R.F., The transport sector as a source of air pollution, *Atmospheric Environment*, 35 1537-1565, 2001.
- Comrie, A.C., Comparing neural networks and regression model for ozone forecasting, *Journal of Air & Waste Management Association*, 47, 653-663, 1997.

- Comité pour le contrôle de la Pollution Atmosphérique dans le Rhône et la région Lyonnaise (COPARLY), Etude de la qualité de l'air aux abords de l'aéroport Lyon-Saint-Exupéry (Hiver 2002- Eté 2003), 2003.
- Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, Avis du CSHPF du 6 avril 2006 relatif à la qualité de l'air autour des plates-formes aéroportuaires, 2006.
- Cuvelier, C., Thunis, P., Vautard, R., Amann, M., Bessagnet, B., Bedogni, M., Berkowicz, R., Brandt, J., Brocheton, F., Builtjes, P., Coppalle, A., Denby, B., Douros G., Graf, A., Hellmuth, O., Honoré, C., Hodzic, A., Jonson, J., Kerschbaumer, A., de Leeuw, F., Minguzzi, E., Moussiopoulos, N., Pertot, C., Pirovano, G., Rouil, L., Schaap, M., Stern, R., Tarrason, L., Vignati, E., Volta, M., White, L., Wind, P., Zuber, A., CityDelta : A model intercomparison to explore the impact of emission reductions in 2010 in European cities in 2010, *Atmospheric Environment*, 41 189-207, 2007.
- Dagaut P., El Bakali A., Ristori A., The combustion of kerosene : Experimental results and kinetic modelling using 1- to 3-component surrogate model fuels, *Fuel* 85 944-956, 2006.
- Derwent, R.G., Davies T.J., Delaney, M., Dollard, G.J., Field, R.A., Dumitrean, P., Nason, P.D., Jones, B.M.R., Pepler, S.A. Analysis and interpretation of the continuous hourly monitoring data for 26 C2-C8 hydrocarbons at 12 United Kingdom sites during 1996, *Atmospheric Environment* 34 297-312, 2000.
- Direction Générale de l'Aviation Civile (DGAC), Guide de calcul des émissions dues aux aéronefs. Rapport n°656 Juin 2003.
- Dreyfus G., Martinez J.M., Samuelides M., Gordon M.B., Badran F., Thiria S., Herault L., Réseaux de neurones, Méthodologie et applications, Eyrolles, *collection Algorithmes*, 2002.
- Drobinski P., Said, F., Ancellet, G., Arteta, J., Augustin, P., Bastin, S., Brut, A., Caccia, J.L., Campistron, B., Cautenet, S., Colette, A., Cros, B., Corsmeier, U., Coll, I., Dabas, A., Delbarre, H., Dufour, A., Durand, P., Guenard, V., Hasel, M., Kalthoff, N., Kottmeier, C., Lemonsu, A., Lohou, F., Masson, V., Menut, L., Moppert, C. Peuch, V.H., Puygrenier, V., Reitebuch, O., Vautard. R., Regional transport and dilution during high pollution episodes in southeastern France : Summary of findings from the ESCOMPTE experiment, *Journal of Geophysical Research*, 112, D13105, 2007.
- Dudhia, J., A non-hydrostatic version of the Penn State/ NCAR mesoscale model : validation tests and simulation of an Atlantic cyclone and cold front, *Monthly Weather Review* 121, 1493-1513, 1993.
- Dutot, A.L., Rude, J., Aumont, B., Neural network method to estimate the aqueous rate constants for the OH reactions with organic compounds, *Atmospheric Environment* 37 269-276, 2003.
- Dutot, A.L., Rynkiewicz, J., Steiner, F., Rude, J., A 24-h forecast of Ozone peaks and exceedance levels using neural classifiers and weather predictions, *Environmental Modelling & Software*, 22 1261-1269, 2007.
- European Environment Agency (EEA), EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 2006.
- Faburel G., Impacts des trafics aériens sur la santé Etat des connaissances scientifiques et recommandations pour l'action. Rapport Final. Sur commande de l'Association Ville et Aéroport, 2008.
- Farias F. et Simon A., Relative contributions traffic and aircraft NOx emissions to exposure in West London, *Environmental Modelling & Software* 21 477-485, 2006.
- Fenger J., Løfstrøm P., Winther M., Kousgaard U., Oxbøl A., Odour in the surroundings of Copenhagen Airport, *Atmospheric Environment* 40 368-374, 2006.

- Finlayson-Pitts, B.J., Pitts, J.N., Chemistry of the upper and lower atmosphere, Academic Press, San Diego, 2000.
- Fontaine. H, Les composés organiques volatiles dans les échappements automobiles : établissement de profils d'émissions représentatifs des différentes conditions de conduite. Thèse 261p, Ecole de Mines de Douai, Université de Compiègne, 2000.
- Forster P., Keith P. Shine, Nicola Stuber., It is premature to include non-CO₂ effects of aviation in emission trading schemes, *Atmospheric Environment* 40 1117-1121, 2006.
- Franssen E., Staatsen, B., Lebrete E., Assessing health consequences in an environmental impact assessment. The case of Amsterdam airport Schiphol, *Environmental Impact Assessment Review* 22 633-653, 2002.
- Gardner, R M., Adams, K., Cook, T., Deidewig, F., Ernedal, S., Falk, R., Fleuti, E., Herms, E., Johnson, C.E., Lecht, M., Lee, D.S., Leech, M., Lister, D., Massé B., Metcalfe, M., Newton, P., Schmitt, A., Vandenbergh C., Van Drimmelen, R. The ANCAT/CE global inventory of NO_x emissions from aircraft, *Atmospheric Environment* 31 1751-1766, 1997.
- Gardner, M.W., Dorling, S.R., Artificial neural networks, the multilayer perceptron. A review of applications in the atmospheric sciences, *Atmospheric Environment* 32, 2627-2636, 1998.
- Garner, M.W., Dorling, S.R., Statistical surface ozone models : an improved methodology to account for non-linear behaviour, *Atmospheric Environment*, 34, 21-34, 2000.
- Garmory, A., Britter, R. E., Mastorakos, E., Simulation of the evolution of aircraft exhaust plumes including detailed chemistry and segregation, *Journal Of Geophysical Research*, 113, D08303, 2008.
- Ghatts, B., Préviation par arbres de classification, *Mathématiques et sciences humaines*, 149, 31-49, 1999.
- Gonzalez-Manteiga, W., Prada-Sanchez, J.M., Cao, R., Garcia-Jurado, I., Febrero-Bande, M., Lucas-Domingez, T., Time series analysis for ambient concentrations, *Atmospheric Environment* 27A 2, 153-158, 1993.
- Graf-Jacottet, M., Jaunon, M.-H., Predictive models for ground ozone and nitrogen dioxide time series, *Environmetrics* 9, 393-406, 1998.
- Guenther, A., Hewitt, C., Erickson D., Fall, R., Geron, C., Graedel, T., Harley, P., Klinger, L., Lerdau M., McKay, W., Pierce, T., Scholes, B., Steinbrecher, R., Tallamraju, R., Taylor, J., Zimmerman, P., A global model of natural volatile compounds emission. *Journal of Geophysical Research* 100 (D5), 8873-8892.
- Hauglustaine, D. A., Hourdin, F., Walters, S., Jourdain, L., Filiberti, M.A., Lamarque, J.F., Holland, E.A., Interactive chemistry in the Laboratoire de Météorologie Dynamique general circulation model : description and background tropospheric chemistry evaluation, *Journal of Geophysical Research* D 109, 2004.
- Health Council of the Netherlands : Committee on the Health Impact of Large Airports, 1999. Public health impact of large airports, The Hague : Health Council of the Netherlands. Rapport d'étude 1999/14E, 1999.
- Heland, J et Schäfer K., Determination of major combustion products in aircraft exhausts by FTIR emission spectroscopy, *Atmospheric Environment* 32 3067-3072, 1988.
- Herndon, S., Shorter, J., Zahniser M., Nelson, D, Jayne, J., Brown, R.C., Miake-Lye, R.C., Waitz, I., Silva, P., Lanni, T., Demerjian, K., Kolb., C.E., NO and NO₂ Emission Ratios Measured from In-Use Commercial Aircraft during Taxi and Takeoff, *Environ. Sci. Technol* 38 6078-6084, 2004.

- Herndon, S., Rogers, T., Dunlea, E.J., Jayne, J.T., Miake-Lye, R., Knighton, B., Hydrocarbon Emissions from In-Use Commercial Aircraft during Airport Operations, *Environ. Sci. Technol* 40 4406-4413, 2006.
- Herndon S., Wood, E.C, Northway, J.M, Miake-Lye, R, Thornhill, L. Beyersdorf, A., Anderson, B., Dowlin, R., Dodds, W., Knighto, B., Aircraft Hydrocarbon Emissions at Oakland International Airport, *Environ. Sci. Technol.*, *In press*, 2009.
- Honoré, C., Rouïl, L., Vautard, R. Beekmann, M., Bessagnet, B., Dufour, A., Elichegaray, C., Flaud J.M., Malherbe, L., Meleux, F., Menut, L., Martin, D., Peuch, A., Peuch, V.H., Poisson N., Predictability of European air quality : The assessment of three years of operational forecasts and analyses by the PREV' AIR system, *Journal of Geophysical Research* 113, D04301, 2008.
- Hornik K., M. Stinchcombe, H. White, Multilayer feedforward networks are universal approximators, *Neural Networks*, 2, 359-366, 1989.
- Hornik, K., Stinchcombe, M., White, H., Auer, P., Degree of approximation results of feedforward networks approximating unknown mapping and their derivatives, *Neural Computation*, 6, 1262-1275, 1994.
- ICAO, Organisation de l'aviation civile internationale. Convention relative à l'aviation civile internationale. Annexes 1 à 18, 1993
- Office of Epidemiology and Health Systems Development. Cancer Incidence in Populations Living Near Chicago O'Hare and Midway Airports, Illinois 1987-1997, 2001.
- IPCC. Aviation and the global atmosphere. A special report of IPCC Working Groups I and II in collaboration with the Scientific Assessment panel to the Montreal protocol on Substances that Deplete the Ozone layer, J.E. Penner, D.H. Lister, D.J. Griggs, D.J. Dokken and M. McFarland (eds). Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, U.K, 1999.
- IPCC. Climate change 2001 : the scientific basis. Contribution of the working group I to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, 2001.
- Jacob, D., Introduction to atmospheric chemistry, Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 1999.
- Jamin, S., Schäfer A., Ben-Akiva, M.E., Waitz, I.A., Aviation emissions and abatement policies in the United States : a city-pair analysis, *Transportation Research Part D* 9 295-317, 2004.
- Kim, B.Y., Fleming, G.G., Lee J.J, Waitz, I.A., Clarke, J-P., Balasubramanian, S., Malwitz, A., Klima, K., Locke M., Holsclaw, C.A., Maurice, L.Q., Gupta., M.L., System for assessing Aviation's Global Emissions (SAGE). Part 1 : Model description and inventory results, *Transportation Research Part D* 12 325-346, 2007.
- Köhler, M.O., Rädcl, G., Dessens, O., Shine, K.P., Rogers, H.L., Wild, O., and Pyle, J.A., Impact of perturbations to nitrogen oxide emissions from global aviation, *Journal of geophysical research* 113 D11305, 2008.
- Konrad, S. et Volz-Thomas, A. Characterization of a commercial gas chromatography-flame ionization detection system for the in situ determination of C₅-C₁₀ hydrocarbons in ambient air, *Journal of Chromatography A*, 878 215-234, 2000.
- Koutsourakis, N., Bartzis, J.G., Venetsanos, A., Rafailidis, S., Computation of pollutant dispersion during an airplane take-off, *Environmental Modelling & Software* 21 486-493, 2006.
- Lamb, B., Velasco, E., Allwine, E., Westberg, H., Herndon, S., Knighton, B., Grimsrud, E., Jobson, T., Alexander, M., and Prezeller, P., Ambient VOC measurements in Mexico City. American Meteorological Society Fifth Conference on Urban Environment, Vancouver, BC, Canada, 23-26 August 2004.

- Lattuati, M., Contribution à l'étude du bilan de l'ozone troposphérique à l'interface de l'Europe et de l'Atlantique Nord : Modélisation lagrangienne et mesures en altitude. Thèse de doctorat, Université Paris 6, Paris, 1997.
- Lee S.C., Chiu M.Y., Ho K.F., Zou S.C., Wang X., Volatile organic compounds (VOCs) in urban atmosphere of Hong Kong, *Chemosphere* 48 375-382, 2002.
- Lee J.J., Waitz, I.A., Kim, B.Y., Fleming, G.G., Maurice L., Holsclaw, C.A., System for assessing Aviation's Global Emissions (SAGE). Part 1 : Uncertainly assessment, *Transportation Research Part D* 12 381-395, 2007.
- Lelievre, C.P., Magnani, G., Ramarosan, R., Gouriou, F., Talbaut, M., Frejafon, E., Schuermann, G., Schaefer, K., Cornier, I., Emeis, S., Vannier, F., Paux, E., Copalle, A., Perros, P. Air quality and engine emissions at Paris CDG airport during AIRPUR field campaign. In : Air Pollution XIV. Proceedings of the Fourteen International Conference on Air Pollution 2006, J.W.S. Longhurst, C.A. Brebbia (eds), WIT Press, Southampton, Boston (2006), 261-276 ; Fourteenth International Conference on Air Pollution 2006. Modelling, Monitoring and Management of Air Pollution, 22-24/05/2006, The New Forest, UK.
- Locoge N., Gallo J.C et Guillermo R., Analyse des composés organiques volatils en réseau, Département Chimie et Environnement, Ecole des Mines et Douai, Convention ADEME n° 2620050, Rapport n° 2, novembre 1994, Douai, 124p.
- Locoge N., Veillerot M., Gallo J.C et al., Short-term and long term trends in atmospheric concentrations of non-methane hydrocarbons in an urban area of northern France. Proc. of 8th International Symposium on Transport and Air Pollution, Graz, Autriche, Ed. Sturm PJJ., pp. 549-559, 1999.
- Locoge, N., Gallo, J.C. avec la collaboration technique de Thierry Leonardis, Laurence Depelchin, Isabelle Fronval., Assistance et formation du personnel des réseaux à la mesure des COV. Ecole des Mines de Douai - LCSQA (Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air). Convention CV 04 000 088., 2004.
- Longhurst J.W., Raper D., et Conlan. D., Local and regional air quality impacts of airport operations, *The Environmentalist* 16 83-90, 1996.
- Menut, L., Vautard, R., Beekmann, M., Honoré, C., Sensitivity of photochemical pollution using the adjoint of a simplified chemical-transport model. *Journal of Geophysical Research*, 105, D12, 15,379, 2000.
- Moschonas N., et Glavas S., C3-C10 hydrocarbons in the atmosphere of Athens, Greec, *Atmospheric Environment* 30 2769-2772, 1996.
- Moussiopoulos, N., Sahm, P., Karatzas, K., Papalexiou, S., Karagiannidis, A., Assessing the impact of the new Athens airport to urban air quality with contemporary air pollution models, *Atmospheric Environment* 31 1497-1511, 1997.
- Nelson P.F et Quigley Q.M., Non-methane hydrocarbons in the atmosphere of Sydney, Australia, *Environmental Science and Technology*, 16 650-655, 1982.
- Nunnari, G., Dorling, S., Schlink, U., Cawley, G., Foxall, R., Chatterton, T., Modelling SO₂ concentration at a point with statistical approaches, *Environmental Modelling & Software*, 19, 887-905, 2004.
- Observatoire Régional de l'Air en Midi-Pyrénées, Résultats de l'étude de qualité de l'air à l'aéroport de Toulouse Blagnac, 2003.
- Peace, H., Maughna, J., Owen, B., Raper, D., Identifying the contribution of different airport related sources to local urban air quality, *Environmental Modelling & Software* 21 532-538, 2006.

- Perl, A., Patterson, J., Perez, M., Pricing aircraft emissions at Lyon-Satolas airport, *Transport Research part D*, vol 2 89-105, 1997.
- Pison, I. et Menut, L., Quantification of the impact of aircraft traffic emissions on tropospheric ozone over Paris area, *Atmospheric Environment* 38 971-983, 2004.
- Prada-Sanchez, J.M., Febrero-Bande, M., Cotos-Yanez, T., Gonzalez-Manteiga, W., Bermudez-Cela, L., Lucas-Domingez, T., Prediction of SO₂ pollution incident near a power station using partially linear models and an historical matrix of predictor-response vectors, *Environmetrics* 30, 3987-3993, 2000.
- Price T. et Probert D., Environmental impacts of air traffic, *Applied Energy* 50 1333-162, 1995.
- Qualitair, Etude de la qualité de l'air sur l'aéroport "Nice Côte d'azur", rapport d'étude, Bilan 2001-2004, 2006.
- Rappenglück, K et Fabian, P., Nonmethane hydrocarbons (NMHC) in the Greater Munich Area/Germany. *Atmospheric Environment* 33 3843-3857, 1999.
- Rude J., Développement d'un modèle statistique neuronal pour la description fine de la pollution par le dioxyde d'azote : application à la région parisienne. Thèse de doctorat, 118p. Université Paris XII, 2008.
- Ruiz-Suarez, J.C., Mayora-Ibarra, O.A., Torres-Jimenez, J., Ruiz-Suarez, L.G., Short-term ozone forecasting by artificial neural network. *Advances in Engineering Software* 23, 143-149, 1995.
- Ryan, W.F., Forecasting severe ozone episodes in the Baltimore metropolitan area, *Atmospheric Environment*, 29, 2387-2398, 1995.
- Schäfer, K., Heland, J., Lister, D.H., Willson, C.W., Howes, R.J., Falk, R.S., Lindermeir, E., Birk, M., Wagner, G., Hascherger, P., Bernard, M., Legras, O., Wiesen, P., Kurtenbach, R., Brockmann, R., Kriesche, V., Hilton, M., Bishp, G., Clarke, R., Workman, J., Caola, M., Geatches, R., Burrows, R., Black, J.D., Hervé, P., Vally, J., Nonintrusive optical measurements of aircraft engine exhaust emissions and comparison with standard intrusive techniques, *Applied Optics* 39 441-455, 2000.
- Schäfer, K., Jahn, C., Sturm, P., Lechner, B., Bacher, M., Aircraft emission measurements by remote sensing methodologies at airports, *Atmospheric Environment* 37 5261-5271, 2003.
- Schauer, J., Kleeman, M., Cass, G., Simoneit, B., Measurement of emissions from air pollution sources. C1-C32 organic compounds from gasoline-powered motor vehicles, *Envir. Sci. Technol* 36, 1169-1180, 2002.
- Scherer S., Volatile organic compounds in the air of the environment of the airport Zurich-Kloten and risk assessment of these pollutants, 147 p. 1996.
- Schmidt, H., Derognat, C., Vautard, R., Beekmann, M., A comparison of simulated and observed ozone mixing ratios for the summer of 1998 in Western Europe, *Atmospheric Environment* 36, 6277-6297, 2001.
- Schumann U., The impact of nitrogen oxides emissions from aircraft upon the atmosphere at flight altitudes-results from the AERONOX project, *Atmospheric Environment* Vol 31 No 12, 1723-1733, 1997.
- Schumann U., Schlager, H., Arnold F., Baumann R., Haschberger P., and Klemm O., Dilution of aircraft exhaust plumes at cruise altitudes *Atmospheric Environment* 32 3097-3103, 1998.
- Schumann U., Formation, properties and climatic effects of contrails *C. R. Physique* 6 549-565, 2005.
- Schürmann, G., Schäfer, K., Jahn, C., Hoffmann, H., Bauerfeind M., Fleuti, E., Rappenglück, B.,

- The impact of NO_x, CO and VOC emissions on the air quality of Zurich airport *Atmospheric Environment* 41 103-118, 2007.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., Atmospheric chemistry and physics, Wiley, New York, 2006.
- Shaw, W. J., Pekour, M. S., Coulter, R. L., Martin, T. J., and Walters, J. T., The daytime mixing layer observed by radiosonde, profiler, and lidar during MILAGRO, *Atmospheric Chemistry and Physics. Discuss* 7, 15 025-15 065, 2007.
- Slemr, F., Giehl, H., Slemr, J., Busen, R., Schulte, Haschberger, P., In-flight measurement of aircraft non-methane hydrocarbon emission indices, *Geophysical research letters* 25 321-324, 1998.
- Slemr, F., Giehl, H., Habram, M., Slemr, J., Schlager, H., Schulte, P., Haschberger, P., Lindermeir, E., Döpelheuer, A., Plohr, M., In-flight measurement of aircraft CO and non-methane hydrocarbon emission indices, *Journal of Geophysical Research* 106 7485-7494, 2001.
- Sousa, S., Martins, F., Alvim-Ferraz, M., Pereira, M., Multiple linear regression and artificial neural network based on principal components to predict ozone concentrations, *Environmental Modelling & Software* 22 97-103, 2007.
- Spicer, C., Holdren, M., Smith, D., Hughes, D., Smith, M., Chemical composition of exhaust from aircraft turbine engines, *Journal of Engineering for gas turbines and power* 114-111, 1992.
- Spicer C., Holden, M., Riggan, R., Lyon, T., Chemical composition and photochemical reactivity of exhaust from aircraft turbine engines, *Annals Geophysicae* 12 944-955, 1994.
- Stephens. S., Madronich, S., Wu, F., Olson, J.B., Ramos, R., Retama, A., Muñoz, R., Weekly patterns of Mexico City's surface concentrations of CO, NO_x, PM₁₀ and O₃ during 1986-2007, *Atmospheric Chemistry and Physics* 8, 5313-5325, 2008.
- Stull, An introduction to boundary layer. Meteorology, Kluwer, Academic, Dordrecht/Norwell. MA, 1998.
- Topal, M., Wang, J., Levendis, Y., Carlson, J., Jordan, J., PAH and other emissions from burning of JP-8 and diesel fuels in diffusion flames, *Fuel* 83 2357-2368, 2004.
- Tranchant, J., Gardais, J.F., Gorin, P., Prévôt, A., Serpinet, J., Untz, G., Manuel pratique de chromatographie en phase gazeuse. 3e édition Masson. 504 p, 1982.
- Troen, I. et Mahrt, L., A simple model of the atmospheric boundary layer : Sensitivity to surface evaporation, *Boun-Layer. Meteorol* 37, 129-148, 1986.
- Tsague L., Tsogo J., Tamo, T., Prediction of the production of nitrogen oxide (NO_x) in turbojet engines, Technical note *Atmospheric Environment* 40 5727-5733, 2006.
- Unal, A., Hu, Y., Chang., M., Odman, M., Russell, A., Airport related emissions and impacts on air quality : Application to the Atlanta International Airport, *Atmospheric Environment* 39 5787-5798, 2005.
- US EPA (U.S Environmental Protection Agency), Estimation and Evaluation of Cancer Risks Attributed to Air Pollution in Southwest Chicago. 1993.
- US EPA, Evaluation of air pollutant emissions from subsonic commercial jet aircraft. EPA 420-R99-013, 1999.
- Valari, M. et Menuet, L., Does increase in air quality models resolution bring surface ozone concentrations closer to reality ? *American Meteorological Society, Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 10.1175/2008JTECHA1123.1 2008

- Vautard, R., Menut, L., Beekmann, M., Chazette, P., Flamant, P.H., Gombert, D., Guédalia, D., Kley, D., Lefebvre, M-P., Martin, D., Mégie, G., Perros, P., Toupance, G., Validation of a hybrid forecasting system for the ozone concentrations over the Paris area, *Atmospheric Environment* 35 2449-2461, 2001.
- Vautard R., Menut, L., Beekmann, M., Chazette, P., Flamant, P.H., Gombert, D., Guedalia, D., Kley, D., Lefevre, M.P., Martin, D., Megie, G., Perros, P., Toupance, G., A synthesis of the ESQUIF field campaign, *Journal of Geophysical Research* 108, 8558, 2003.
- Vautard, R., Honoré, C., Beekmann, M., Rouil, L., Simulation of ozone during the August 2003 heat wave and emission control scenarios, *Atmospheric Environment*, 39 2957-2967, 2005.
- Verwer, J.G. Gauss-Seidel iteration for stiff ODEs from chemical kinetics, *SIAM Journal on Scientific Computing* 15, 1243-1250. 1994.
- Wesely, M.L., Hicks, B.B. Some factors that affect the deposition rates of sulfur dioxide and similar gases on vegetation. *Journal of Air Pollution Control Association* 27, 1110-1116, 1977.
- Williams V., Noland R.B., Touli R., Reducing the climate change impacts of aviation by restricting cruise altitudes, *Transportation Research Part D* 7 451-464, 2002.
- Williams V., Noland R.B., Comparing the CO₂ emissions and contrail formation from short and long haul air traffic routes from London Heathrow, *environmental science & policy* 9 487-495, 2006.
- Winther, M., Kousgaard, U., Oxbøl, A., Calculation of odour emissions from aircraft engines Copenhagen Airport, *Science of the Total Environment* 366 218-232, 2006.
- Yadolah Dodge, Statistique. Dunod Ed. 1993.
- Yelvington, P., Herndon, S., Womhoudt, J., Jayne J., Miake-Lye, L., Chemical Speciation of Hydrocarbon Emissions from a Commercial Aircraft Engine, *Journal of propulsion and power*. 23, 912-918, 2007.
- Yi, J. et Prybutok, V.R., A neural network model forecasting for prediction of daily maximum ozone concentration in an industrialized urban area, *Environmental Pollution* 92 (3), 349-357, 1996.
- Yu, K.N., Cheung, Y.P., Cheung, T., Henry, R.C., Identifying the impact of large urban airports on local air quality by nonparametric regression, *Atmospheric Environment* 38 4501-4507, 2004.
- Westerdahl, D., Fruin, S., Fine, P., Sojtas C., The Los Angeles International Airport as a source of ultrafine particles and other pollutants to nearby communities, *Atmospheric Environment*, 42, 3143-3155, 2008.
- Wood, E., Herndon, S., Timko, M., Yelvington, P., Miake-Lye, R., Speciation and Chemical Evolution of Nitrogen Oxides in Aircraft Exhaust near Airports, *Environ. Sci. Technol.* 42, 1884-1891, 2008.
- Zolghadri, A., Monsion, M., Henry, D., Marchionini, C., Petrique, O., Development of an operational model-based warning system for tropospheric ozone concentrations in Bordeaux, France, *Environmental Modelling & Software*, 19, 369-382, 2004.

Résumé

Ce travail de thèse a porté sur l'évaluation de la qualité de l'air sur l'aéroport Paris-Charles-De-Gaulle. L'objectif était d'évaluer l'impact de l'activité aéroportuaire à l'échelle locale et régionale. Cette étude s'est centrée sur les observations à long terme des concentrations des oxydes d'azote (NO_x), d'ozone (O₃) et des hydrocarbures. Nous avons quantifié la contribution de l'activité aéroportuaire sur les concentrations des NO_x observées sur les stations CDG-nord et CDG-sud. Les résultats ont montré que cette contribution était de 18% ($12 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) sous un vent du sud et de 47% ($25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) sous un vent du nord. Cette analyse a été réalisée à partir de 3 ans de mesures (2005-2007). Les concentrations des NO_x ont également été analysées à l'aide d'un modèle neuronal. Ce modèle a été construit pour estimer les concentrations des NO_x en fonction de paramètres météorologiques (direction du vent, vitesse du vent, température, hauteur de la couche limite) et temporels (jour de l'année, heure du jour et la différence entre les jours de la semaine et du week-end). Le modèle a permis d'estimer les concentrations des NO_x pour des scénarios ponctuels.

Des campagnes de mesures ciblées sur les hydrocarbures ont été mises en œuvre au cours de cette thèse. Elles ont permis de caractériser la spéciation des hydrocarbures émis par les moteurs d'avion. Les résultats ont montré que cette spéciation était similaire de celle observée pour les véhicules diesel. Ceci ne permet pas d'établir clairement un profil caractéristique permettant de distinguer les émissions des avions de celles de véhicules. La spéciation des hydrocarbures sur la plate-forme a également été évaluée. Les résultats ont montré que la spéciation des hydrocarbures observée sur la plate-forme est comparable à celle observée en milieu urbain et dans d'autres milieux aéroportuaires. Par ailleurs, les concentrations moyennes observées étaient typiquement de l'ordre de celles observées dans une atmosphère urbaine.

L'estimation de l'impact des activités aéroportuaires à l'échelle régionale a fait l'objet d'une étude préliminaire à l'aide d'un modèle de chimie-transport, CHIMERE. Cette étude a permis d'évaluer l'étendue spatiale de l'impact de l'activité aéroportuaire pour deux épisodes. Ces épisodes correspondent à un épisode de pollution estival à l'ozone et hivernal au NO₂. Les simulations ont indiqué une contribution inférieure à $5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ à une quinzaine de kilomètres sous le vent de l'aéroport.

Mots clés : *Aéroport, pollution atmosphérique, oxydes d'azote, ozone, hydrocarbures*

Abstract

The work presented here deals with the evaluation of air quality at Paris-Charles-de-Gaulle airport. The objective was to evaluate the local and regional impact of airport activity. This study is centered on long term measurements of nitrogen oxides (NO_x), ozone (O₃) and hydrocarbons concentrations. We calculated the contribution of airport activity to NO_x concentrations in north and south stations. Results showed this contribution was 18% (12 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) from southern wind and 47 % (25 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) from northern wind. This analysis had been performed from 3 years data (2005-2007). NO_x concentrations had been also analyzed with a neuronal model. This model was built in order to estimate concentrations according to meteorological (wind direction, wind velocity, temperature, boundary layers) and temporal parameters (day, hour, difference between week-day and week-end). The neuronal model allowed to estimate NO_x concentrations for punctual scenarios.

Field campaigns targeting hydrocarbons were conducted during this thesis. The speciation of hydrocarbons emitted by engine aircraft was characterized. These results showed engine aircraft hydrocarbon speciation was similar to motor diesel hydrocarbon speciation. This does not allow for the clear establishment of a characteristic profile that differentiates aircraft emissions from those of vehicles. Hydrocarbon speciation observed at the airport was also evaluated. Results showed that the hydrocarbon speciation detected at the airport was comparable to that observed within an urban environment as well as at other airports. Moreover, average concentrations were akin to those observed within an urban environment.

The estimation of regional impact of airport activity was preliminary studied with a chemical-transport model, CHIMERE. This study permitted the evaluation of the spatial extent of the impact of airport activity for two episodes. These episodes correspond to summer pollution by ozone and winter pollution by NO₂. Simulations showed the contribution downwind of the airport was lower than 5 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ for 15 km.

Keys words : *Airport, atmospheric pollution, nitrogen oxides, ozone, hydrocarbons.*