

La variabilité spatiale de l'ozone en milieu urbain et périurbain : le cas de Nice

Nicolas Martin, Pierre Carrega

► **To cite this version:**

Nicolas Martin, Pierre Carrega. La variabilité spatiale de l'ozone en milieu urbain et périurbain : le cas de Nice. Journées Interdisciplinaires de la Qualité de l'Air, Jan 2008, Lille, France. pp.10. hal-00419485

HAL Id: hal-00419485

<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00419485>

Submitted on 24 Sep 2009

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

La variabilité spatiale de l’ozone en milieu urbain et périurbain : le cas de Nice

N. MARTIN, P.CARREGA

Université de Nice-Sophia Antipolis, UMR 6012 Espace du CNRS, équipe Gestion et Valorisation de l’Environnement, 98 Bd E. Herriot BP 3209, 06204 Nice Cedex 3
nicolas.martin@unice.fr

Mots clés : mesures itinérantes, variabilité spatiale, échelles spatiale et temporelle fines, configuration spatiale.

Introduction

La pollution par l’ozone est un phénomène multi-scalaire. Le réseau d’analyseurs d’ozone d’AtmoPaca permet un suivi local de cette pollution depuis plus de dix ans. L’inconvénient majeur de ces mesures est leur ponctualité spatiale alors que l’ozone est un polluant extrêmement réactif. Des modèles déterministes couplant chimie atmosphérique et météorologie fournissent des prévisions relativement robustes aux échelles continentale et régionale mais pèchent au niveau local. Ainsi la forte variabilité spatiale de l’ozone exige le recours à des mesures itinérantes à l’aide d’analyseurs d’ozone portables. Cette approche du phénomène dégage de nouvelles informations. Celles-ci une fois confrontées aux données météorologiques locales et aux données d’ozone des stations fixes d’AtmoPaca, par l’intermédiaire de méthodes géostatistiques, permettent d’identifier plusieurs types d’espaces de la pollution par l’ozone.

1. Mise en œuvre des mesures itinérantes d’ozone.

1.1 Cadre théorique et technique.

L’ozone troposphérique naît de réactions chimiques entre le rayonnement ultraviolet du soleil et les gaz issus de l’activité anthropique tels que les oxydes d’azote et les composés organiques volatiles (ces derniers étant également dégagés par la végétation). L’ozone est donc étroitement lié aux saisons puisqu’il nécessite d’un fort rayonnement solaire, présent uniquement d’avril à septembre à nos latitudes, pour être produit. Ce polluant estival est également dépendant des conditions météorologiques et climatiques, certaines favorisant des épisodes de pollution par l’ozone. Dans un espace littoral montagneux tel que les Alpes-Maritimes et en présence de conditions anticycloniques, les polluants atmosphériques s’accumulent pendant plusieurs jours par recirculation de la même masse d’air [1].

Les mesures itinérantes d’ozone ont été rendues possible grâce à l’acquisition d’un outil novateur. Jusqu’à présent les analyseurs d’ozone étaient des appareils volumineux et lourds ne pouvant absolument pas être déplacés pendant leur fonctionnement. Des chercheurs américains ont travaillé sur la mise au point d’analyseurs d’ozone portables ouvrant la voie à de nouvelles recherches sur la variabilité spatiale de ce polluant [2]. Cet outil, fonctionnant selon le même principe que les analyseurs des AASQA [3] a été testé avec un générateur d’ozone d’AtmoPaca afin de comparer ses mesures à celles du réseau de stations fixes. Les tests ont été concluants (fig. 1).

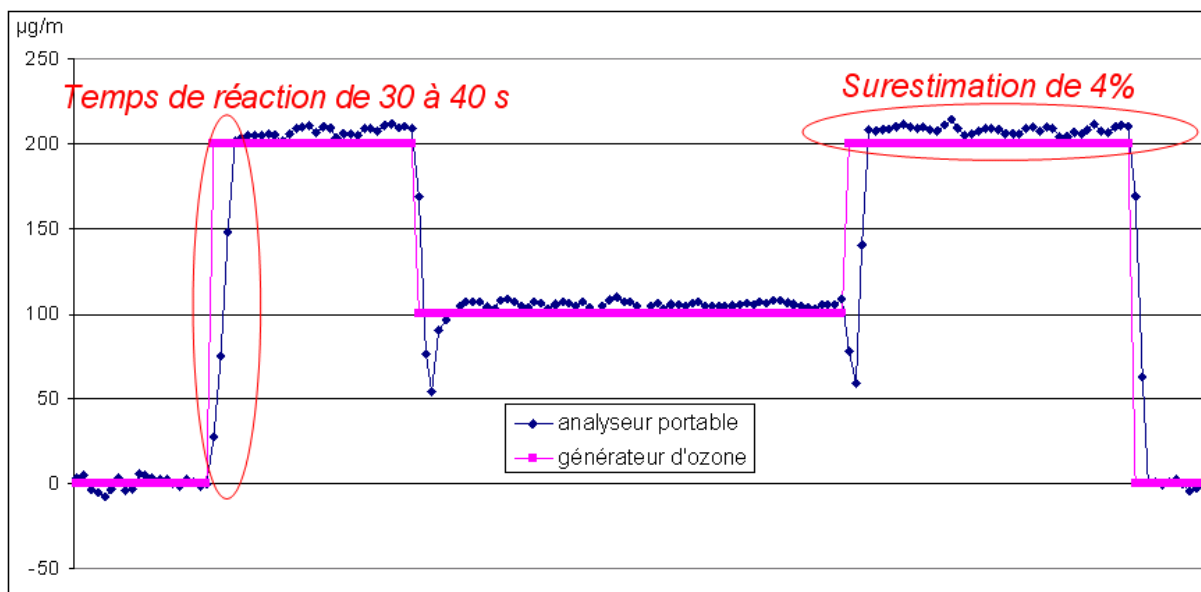


Figure 1. Comparaison d'un analyseur d'ozone portable avec un générateur d'ozone d'AtmoPaca. Le pas de temps de mesure est de 10 secondes.

La mise en œuvre de mesures itinérantes d'ozone pose des questions d'échelles spatiales et temporelles : où, quand et à quelle résolution temporelle mesurer ? Dans un premier temps le comportement de l'ozone à micro échelle a été défini en déterminant l'influence du sol et des parois qui induisent une destruction d'ozone par dépôt sec. Les résultats semblent indiquer que l'ozone n'est détruit que très près du sol (hauteur inférieure à 75 cm) et que les parois modulent également la concentrations d'ozone par leur rôle d'obstacle à l'écoulement de l'air [3].

1.2 Caractéristiques des campagnes de mesures.

L'objectif des mesures est de représenter la variabilité spatiale de l'ozone et non la variabilité temporelle. L'ozone connaît un cycle journalier avec un minimum rencontré au lever du soleil et un maximum mesuré pendant l'après-midi (fig. 2). Toute recherche sur la qualité de l'air est liée à des questions de santé publique et donc d'exposition des individus ; les mesures doivent être effectuées pour capturer le maximum d'ozone de la journée mais il serait illusoire de prétendre y arriver. En effet le pic d'ozone quotidien est parfois fugace, il est donc préférable de s'intéresser au « niveau d'équilibre d'ozone journalier » (établi pendant environ trois heures en moyenne dans les stations d'ozone fixes d'AtmoPaca). Les mesures itinérantes doivent donc se faire dans un temps inférieur.

Le moyen de déplacement utilisé revêt un rôle non négligeable. En effet la chimie de l'ozone est très complexe : les oxydes d'azote (notamment le monoxyde d'azote NO et le dioxyde d'azote NO₂ émis par la circulation routière), responsables de la formation d'ozone, sont aussi responsables de sa destruction. Si le vecteur de transport utilisé est un véhicule à moteur alors la mesure sera immédiatement biaisée dès que le véhicule sera à l'arrêt. Or ceci est fréquent en milieu urbain. Ainsi, pour éviter cet inconvénient et afin d'emprunter des voies de circulation interdites aux véhicules polluants, le vélo semble être la solution idéale.

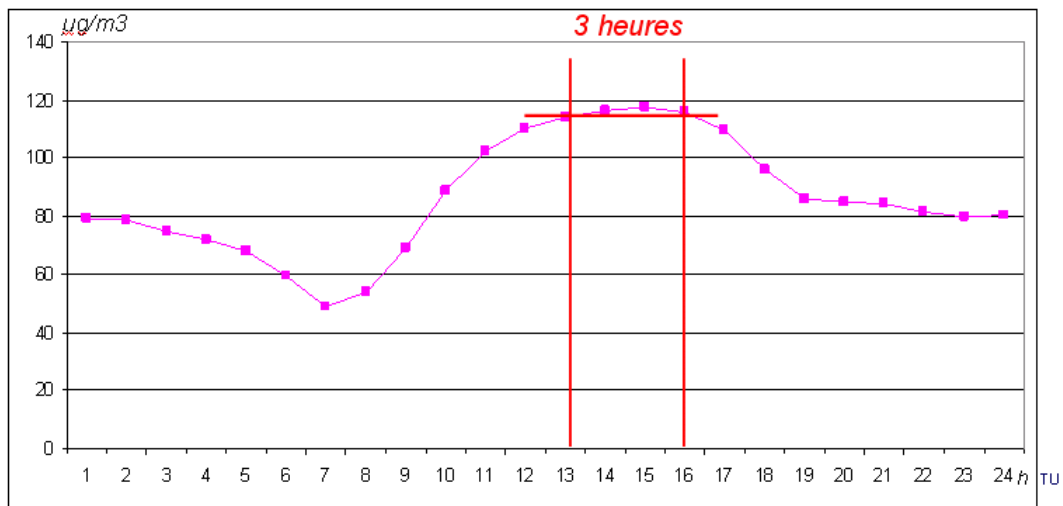


Figure 2. Moyennes horaires d'ozone à Nice Botanique, d'avril à septembre 2001-2004.

Enfin l'itinéraire suivi est le même pour l'ensemble des journées de mesures afin de disposer d'une base de données exploitable pour des traitements ultérieurs. En synthétisant l'ensemble des paramètres exposés ci-dessus il convient d'éviter les canyons urbains, à forte circulation, synonymes de fortes émissions de polluants primaires venant piéger l'ozone, et de favoriser les axes bien ventilés faiblement fréquentés par les véhicules motorisés. Le parcours déterminé a été emprunté 85

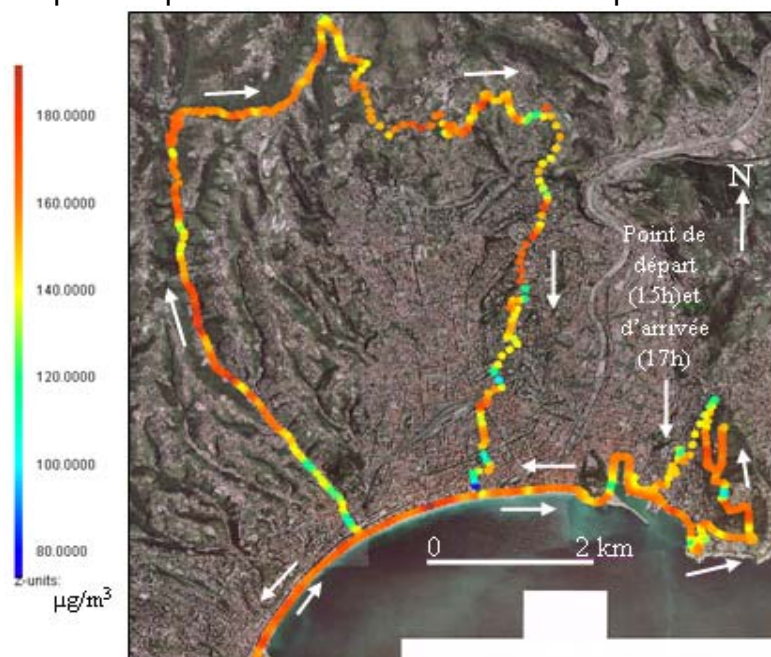


Figure 3. Sens et parcours suivis pour les 85 campagnes de mesures. Exemple du 22 avril 2007

fois au cours de la saison photochimique 2007. La durée moyenne du trajet est d'un peu moins de 2 heures. Une mesure d'ozone étant enregistrée toutes les 10 secondes, ce sont environ 720 taux d'ozone qui sont géo référencés par gps pour chaque campagnes de mesures. La difficulté principale de ce travail est d'appréhender au mieux la période de stabilité des concentrations d'ozone au cours de l'après-midi. La qualité des mesures, et donc la validité des traitements effectués par la suite, en découle.

2. Les types d'espace de la pollution par l'ozone dans l'agglomération niçoise.

Les mesures itinérantes effectuées durant la période avril-septembre 2007 représentent une base de données étoffée sur la variabilité spatiale de l'ozone. Avant tout il s'agit de mettre en forme une matrice de données cohérente, ce qui nécessite

d'éliminer certaines journées de mesures. Une analyse en composantes principales menée sur les données d'ozone récoltées met alors en lumière les différents comportements spatiaux de l'ozone. Enfin pour certains cas et afin d'affiner l'analyse, d'autres analyses en composantes principales sont effectuées en intégrant des variables météorologiques issues de la station météorologique de l'Aéroport de Nice Côte d'Azur.

2.1 Sélection des jours de mesures.

Bien qu'ayant mené ces mesures itinérantes avec la plus grande rigueur, certaines campagnes de mesures se sont avérées inexploitable. Outre les problèmes techniques parfois rencontrés (batteries, dysfonctionnement de l'analyseur), les concentrations d'ozone n'ont pas toujours été stables dans les stations fixes d'AtmoPaca pendant les deux heures de mesures. Les stations de Nice Botanique, de Nice aéroport et de Contes ont servi de référence pour établir la stabilité temporelle du niveau d'ozone (à l'aide des moyennes quart-heure). Ces trois capteurs sont les plus proches du parcours de mesures suivi : moins d'un kilomètre pour les deux stations de Nice et moins de dix kilomètres pour celle de Contes. Un analyseur placé au sommet du mont Chauve (dominant Nice à plus de 800 m d'altitude) a également permis cette vérification (fig. 4). Dès que la variation à la hausse comme à la baisse a excédé les $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans au moins deux des quatre stations fixes, la journée a été supprimée.



Ainsi 70 cas sur les 85 initiaux sont considérés comme présentant une stabilité temporelle des concentrations d'ozone lors du déroulement des mesures. Ces journées sont réparties de manière plutôt homogène sur l'ensemble des mois d'avril à septembre 2007 (tab. 1). La durée exacte de chaque campagne de mesures varie légèrement ce qui entraîne un nombre variable de points de mesures (environ 720 en 2 heures). Un parcours type est défini, constitué de 765 points et chaque cas est adapté à ce schéma afin d'obtenir une matrice de 70

variables (jours) et 765 observations (points de l'espace).

avril	mai	juin	juillet	août	septembre
13	13	15	10	10	9

Tableau 1. Nombre de campagnes de mesures exploitables par mois d'avril à septembre 2007

2.2 Configuration spatiale de l'ozone à Nice.

Afin d'extraire les informations récurrentes de la matrice de concentrations d'ozone établie, l'usage des statistiques exploratoires, et dans le cas présent d'une

analyse en composante principale (ACP) s'avère inéluctable. L'intérêt d'un tel traitement par rapport à une méthode de classification est de rassembler des variables dans une première étape, puis d'étudier les ressemblances entre les observations pour les variables mises en valeur précédemment. Les variables étant des jours et les observations des espaces, l'ACP permettra d'établir des types d'espace par types de jour. Autrement dit, selon les conditions météorologiques et les quantités de polluants atmosphériques primaires émis, les configurations spatiales de l'ozone devraient être diverses. L'analyse s'attardera tout d'abord sur les aspects spatiaux du comportement de l'ozone puis l'intégration de variables météorologiques viendra apporter de possibles explications sur la variabilité spatiale de ce polluant secondaire en milieu urbain et périurbain.

2.2.1 Configuration spatiale moyenne de l'ozone d'avril à septembre 2007.

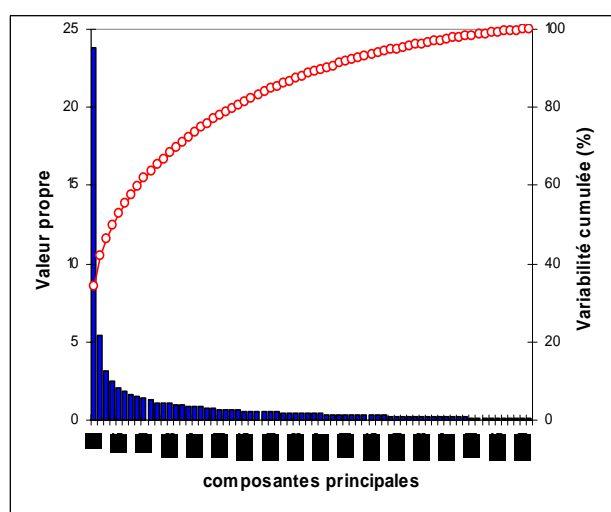


Figure 3. Valeurs propres des composantes principales de l'ACP menée sur les mesures itinérantes d'ozone à Nice d'avril à septembre 2007

Les résultats de l'ACP effectuée sur les 70 jours de mesures produisent autant de composantes principales (CP) qu'il y a de variables dans le tableau initial. Toutefois la majorité de ces composantes est à écarter puisque selon le test de Kaiser seuls les 14 premiers axes factoriels méritent d'être conservés (valeur propre supérieure à 1) ; selon le test de Cattell il est moins aisé de placer une limite puisqu'aucun seuil n'apparaît dans l'observation de la décroissance des valeurs propres si ce n'est dès la quatrième composante (fig. 4). Toutefois seulement 50% de la variabilité des données est prise en compte à ce stade.

Les 70 variables sont fortement corrélées positivement entre elles ainsi qu'avec la première composante principale (C1). Cette caractéristique, fréquente sur le premier axe factoriel, est appelée facteur taille. Toutefois le phénomène le plus singulier sur cet axe est d'obtenir la configuration moyenne des concentrations d'ozone sur l'ensemble des jours de mesures. Par calcul, et puisque la matrice initiale ne regroupe qu'une seule unité de mesure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), les scores des observations pour C1 sont équivalents à la moyenne des concentrations d'ozone en chaque points de l'itinéraire sur les 70 jours (fig. 5). L'échelle de couleur des concentrations d'ozone sur la figure 5 accentue les différenciations spatiales et ne correspond pas aux échelles de couleur traditionnellement utilisées pour la cartographie de l'ozone.

Dans le détail dix types d'espace ont été identifiés par des seuils observés. Toutefois dans un objectif de concision ils ne sont pas exposés ici mais s'ordonnent selon les caractéristiques suivantes. En moyenne le littoral est le plus exposé à la pollution par l'ozone : les concentrations s'élèvent à $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur les 70 jours de mesures. Les collines périurbaines rencontrent aussi des taux moyens élevés, de l'ordre de $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (au nord, à l'ouest et dans l'extrême sud-est de la figure 5). Enfin des niveaux plus faibles concernent le centre ville et de manière générale les axes à fort trafic routier ; les concentrations d'ozone chutent même aux points

nodaux de circulation et dans les rues canyons. Par ailleurs le port de Nice connaît aussi des niveaux plutôt faibles ; en effet la présence de ferries rejetant une grande quantité de polluants primaires piège l'ozone. Cet aspect moyen propose un aperçu de la grande variabilité spatiale de ce polluant : les variations sont parfois brutales selon l'influence de tel ou tel facteur (exposition à la brise de mer, proximité d'une source de pollution primaire, intensité de la ventilation et du renouvellement de l'air).

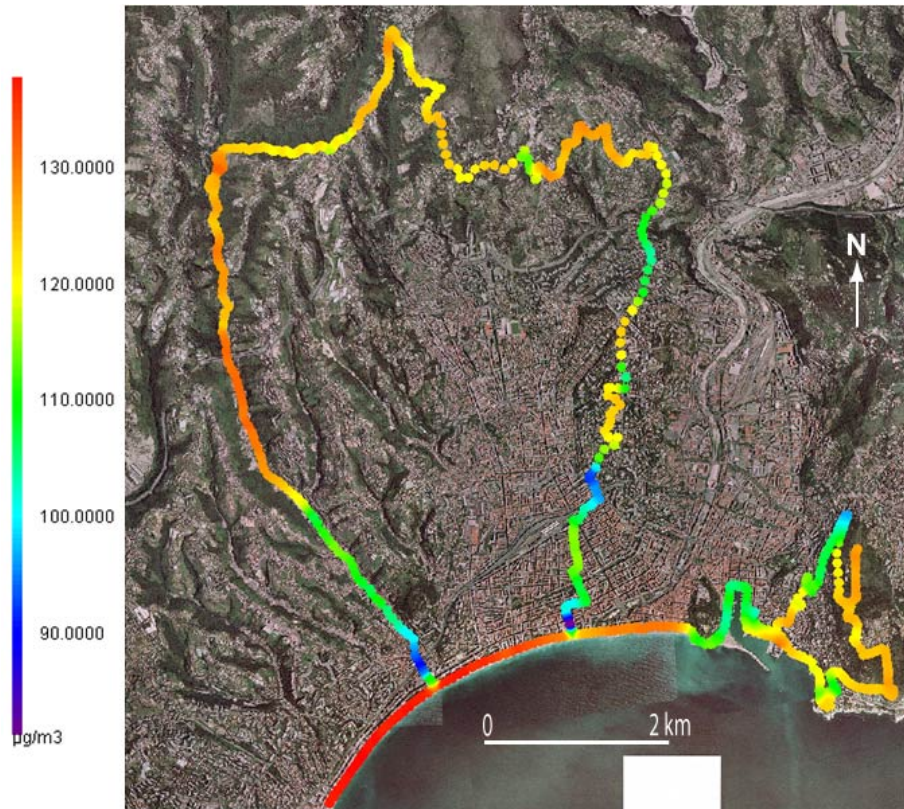


Figure 4. Aspect moyen de la pollution par l'ozone à Nice d'avril à septembre 2007.

La pollution de l'air est étroitement liée aux évolutions météorologiques. Quelles variables locales pèsent le plus sur les concentrations d'ozone au sein de notre espace d'étude ? Une étape préliminaire introduisant les données de la station de Nice Aéroport est conduite (température, point de rosée, humidité relative, vitesse du vent, pression et nébulosité pendant les mesures itinérantes). Les corrélations avec la moyenne d'ozone établie sur l'ensemble du parcours chaque jour sont faibles ou nulles. La vitesse du vent est corrélée négativement (-0,48) et la pression en surface positivement (0,33). Mais cette configuration spatiale exprimée par C1, correspondant à l'aspect moyen rencontré au cours des 70 jours de mesures, n'est finalement pas le fruit de conditions météorologiques particulières. Ainsi l'analyse des axes factoriels suivants devrait permettre d'identifier différents groupes de journées caractérisées par une répartition spatiale de l'ozone atypique et ceci du à des conditions météorologiques spéciales.

2.2.2 Opposition littoral/ intérieur des concentrations d'ozone.

La seconde CP (C2) issue de l'ACP sur les mesures itinérantes d'ozone synthétise 8% de l'information. Dix-neuf variables ont un coefficient de corrélation supérieur à 0,3 en valeur absolue avec C2. Ces jours sont répartis sur les 6 mois de

mesures sans distinction pour une période particulière. La cartographie des scores des observations oppose le nord et le sud du domaine (fig. 6). Les valeurs élevées (en rouge) correspondent à des niveaux d'ozone forts et les scores faibles (en bleu) traduisent de faibles concentrations d'ozone pour les journées corrélées positivement à C2. La configuration spatiale de l'ozone est donc très différente de l'aspect moyen précédemment exposé ; la frange littorale est dans ce cas moins exposée que le reste de l'espace. La zone collinaire correspondant à la moitié nord de la carte est très affectée par l'ozone. Enfin un espace tampon se situe entre les deux ensembles cités ci-dessus.

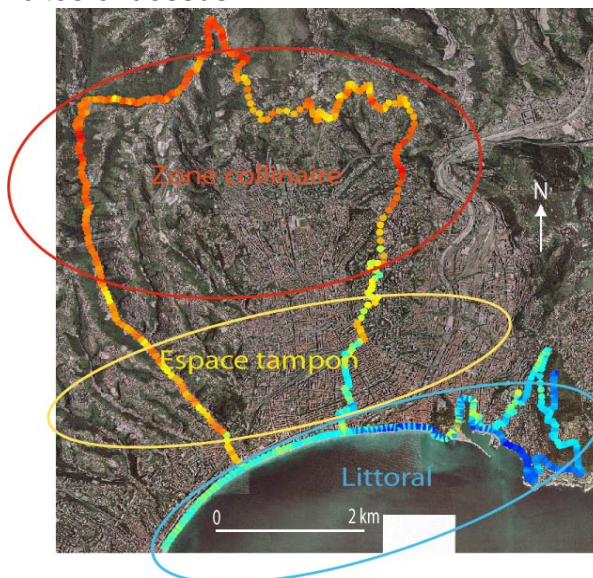


Figure 6. Cartographie des projections des scores des observations sur C2. En rouge les valeurs élevées et en bleu les valeurs faibles.

Afin d'expliquer cette répartition spatiale de l'ozone une nouvelle ACP est effectuée en intégrant à la fois les données météorologiques de la station de Nice-aéroport et les différences entre les moyennes d'ozone des trois sous-espaces identifiés (littoral, espace tampon, zone collinaire). Le tableau d'entrée est donc composé de 9 variables et 19 observations (journées représentées par C2). Les résultats indiquent que plus les températures sont fortes et la nébulosité est faible, alors plus les niveaux d'ozone de la zone collinaire seront supérieurs à ceux du littoral et réciproquement. Ces constatations ne permettent pas d'expliquer la dichotomie littoral / intérieur. Mais l'hypothèse avancée serait

de relier ce phénomène à la dynamique de la couche limite atmosphérique (CLA). En effet celle-ci est de manière générale bien plus fine en mer que sur terre puisque le réchauffement du continent induit par le rayonnement solaire est plus fort sur terre ; un mouvement convectif apparaît alors et permet à la CLA de se développer sur une épaisseur bien supérieure à son épaisseur sur mer. Cette configuration d'opposition des niveaux d'ozone entre le littoral et l'intérieur est co-occurente à des fortes températures et à une faible nébulosité. Ainsi la CLA peut se développer sur terre où la chaleur permet la convection tandis la stabilité de l'air (traduite par la faible nébulosité) réduit encore plus l'épaisseur de la CLA en mer. Or l'ozone, gaz très réactif, se détruit par dépôt sec au contact des surfaces solides ou liquides [4]. Plus la CLA est fine et plus l'ozone, brassé dans un faible volume d'air, est exposé au dépôt sec. Dans ce cas la brise marine en surface advecte une masse d'air pauvre en ozone et la frange littorale connaît de faibles concentrations. Cependant en progressant dans les terres la convection rabat l'ozone contenu dans le flux marin épargné par le dépôt sec agissant sur les premières dizaines de mètres de la CLA en mer.

Cette hypothèse, plutôt complexe, est à vérifier par des mesures de pollution dans la CLA en mer (sondage vertical depuis un bateau par exemple). Par ailleurs la brise de mer devrait être très faible afin de permettre à la convection de s'exprimer sur terre ; ainsi d'autres données de vent (force et direction) seront intégrées à l'analyse.

2.2.3 Piégeage de l'ozone par de fortes émissions de polluants primaires.

A ce stade seulement 42% de la variabilité contenue dans le tableau des données itinérantes d'ozone a été traité. Il semblerait que l'information restante soit liée à la relation entre l'ozone et les polluants primaires tels que le monoxyde d'azote. Emis par la combustion des énergies fossiles, il détruit fortement l'ozone. La circulation automobile en rejette de manière diffuse sur l'ensemble du centre ville et les bateaux de croisières et/ou ferries en produisent en grande quantité localement. Ainsi l'impact des conditions météorologiques reste modéré et seule la direction du vent semble essentielle afin de connaître les zones exposées à l'advection des panaches de fumées.

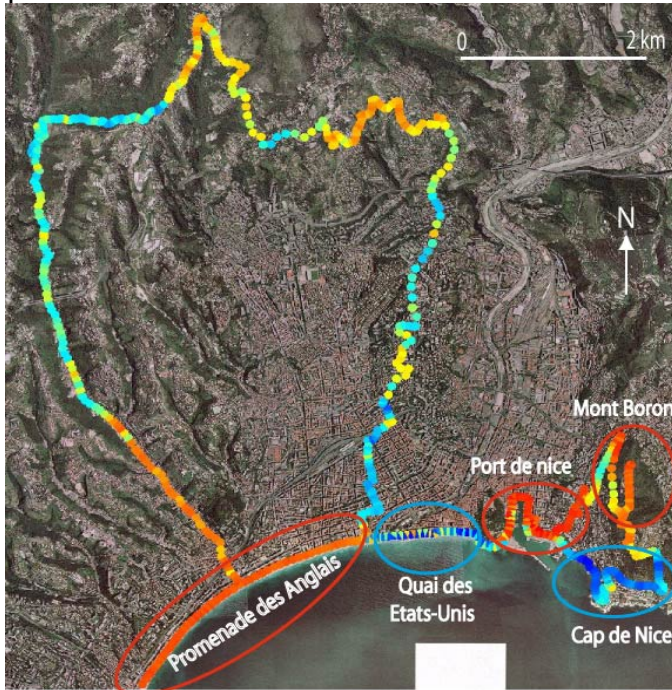


Figure 7. Cartographie des scores des observations sur C3. En rouge les valeurs élevées et en bleu les valeurs faibles.

Le troisième axe factoriel (C3) rassemble 8 jours de mesures. La parité est respectée avec 4 cas corrélés positivement et autant négativement. La projection cartographique des scores des observations place deux groupes d'espace en opposition : le port de Nice / Mont Boron / Promenade des Anglais et le quai des Etats – Unis / Cap de Nice (fig. 7). Le reste de l'espace, qui présente des scores faibles compris entre 1 et -1, est laissé de côté. La comparaison des données météorologiques des 8 journées permet rapidement de reconstruire les 2 groupes identifiés par C3. En effet 4 cas présentent du vent d'est (E) supérieur à 4 m/s et les 4 autres sont caractérisés par du vent de sud-sud-est (SSE) à 2-3 m/s.

La direction du vent fournit une explication assez simple de la configuration spatiale présentée par C3 : durant la période avril-septembre les ferry Corse-continent sont très nombreux et le port est très fréquenté. A quai ces bateaux, qui laissent leurs moteurs fonctionner, relâchent un panache de fumée conséquent. Par vent d'est ce panache se dirige vers le quai des Etats-Unis, le niveau d'ozone chutant dans cet espace. Peu à peu le littoral qui marque une inflexion vers le sud-ouest n'est plus sous l'influence des rejets des ferries à quai dans le port de Nice. De même, à l'est du cap de Nice, la rade de Villefranche/mer accueille des bateaux de croisières. Par vent d'est le panache est advecté sur le cap avec pour conséquence le piégeage de l'ozone. La situation opposée par vent de SSE inverse les deux groupes d'espace : le port est alors très exposé aux polluants primaires émis par les ferries à quai tout comme le Mont Boron qui reçoit la fumée des bateaux de croisière stationnant dans la rade de Villefranche/mer.

Le quatrième axe factoriel (C4) est à nouveau lié à de très fortes concentrations de polluants primaires au Mont Boron en provenance de la rade, tandis que le littoral est soumis à de fortes concentrations d'ozone. Cette composante concerne 6 jours. L'exemple type de C4 est le 26 août 2007 où les $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'ozone en moyenne

sont atteints sur la promenade des anglais alors qu'au mont Boron seulement 10 à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sont mesurés. Enfin la poursuite de l'analyse des CP suivantes ne fait ressortir que de faibles portions de l'espace. Les voies de circulation automobile et les carrefours sont mis en valeur. La variabilité spatiale de l'ozone est dépendante des émissions de monoxyde d'azote par le trafic et les conditions météorologiques n'ont pas réellement d'impact sur les concentrations mesurées.

Conclusion et perspectives

Les mesures itinérantes d'ozone, encore très peu pratiquées, rendent compte de la multitude de facteurs qui agissent sur la variabilité spatiale de ce polluant secondaire, notamment en milieu urbain et périurbain. L'impact de chacun d'eux est impossible à quantifier et à ordonner dans l'absolu ; mais selon une constatation générale plus le brassage de l'air est faible et plus l'environnement proche aura de poids sur le niveau de pollution. D'une rue à une autre les concentrations peuvent doubler voire tripler en fonction de la fréquentation des voies de circulation, de la force et de la direction du vent, du niveau de fond en ozone de la journée ; l'exposition des personnes varie donc fortement. De plus lorsqu'en centre ville les concentrations d'ozone sont très faibles, elles ne traduisent pas nécessairement une bonne qualité de l'air mais probablement une forte pollution primaire. La mesure de l'ozone en milieu urbain peut sembler inutile, toutefois elle indique indirectement les niveaux d'oxydes d'azote.

Ce travail de terrain réalisé d'avril à septembre 2007 semble montrer qu'en moyenne l'ozone est très présent en mer. Le littoral est d'ailleurs la zone la plus affectée. Ainsi les conclusions de recherches antérieures [5] sont corroborées. A l'origine de la mauvaise dispersion des polluants primaires et secondaires, les brises thermiques constituent le mécanisme central des épisodes de pollution de l'air en région littorale montagneuse. La brise de mer, combinée aux brises de versant, crée une recirculation d'air le long des côtes. Sous de fortes insulations ces recirculations deviennent de « grands réacteurs naturels photochimiques » où la plupart des oxydes d'azote et autres polluants sont transformés en polluants secondaires comme l'ozone. En effet, les faces sud et est des versants sont déjà surchauffées en tout début d'après-midi ce qui permet le développement de brises de versant vigoureuses aspirant la brise de mer ; on parle de « cheminées orographiques ». Ceci permet l'injection de polluants de surface en altitude. Hors de la couche limite atmosphérique ces polluants sont pris dans le flux de retour de la brise (qui n'est pas nécessairement de direction opposée au flux de surface) et sont advectés au dessus de la mer. Ici, une forte subsidence due à l'anticyclone permet la création d'un empilement de couches stratifiées. Le lendemain lorsque la brise de mer se lève, elle ramène sur terre les polluants émis ou produit la veille sur la côte. Cette boucle peut recirculer les mêmes polluants pendant deux à trois jours.

Par ailleurs certaines configurations spatiales mettent en évidence un déficit d'ozone sur le littoral. Ce schéma remet en question ponctuellement l'aspect théorique développé ci-dessus. Ces conditions rencontrées près d'une dizaine de fois durant les mesures et pour lesquelles une hypothèse a été formulé fera l'objet d'une approche déterministe à l'aide du modèle météorologique RAMS (Regional Atmospheric Modeling System). La dynamique de la couche limite atmosphérique pourrait ainsi être détaillée. Enfin les mesures itinérantes d'ozone seront dans la mesure du possible recoupées avec les sorties du modèle Prév'air appliqué localement aux les Alpes-Maritimes.

Bibliographie

- [1] Millan M. et al., : Mesometeorological cycles of air pollution in the Iberian Peninsula. *Air Pollution Research Report 44. Commission of the European Communities*,1992.
- [2] Bogner J. A., Birks J. W. Miniaturized ultraviolet ozonesonde for atmospheric measurements, *Analytical chemistry*, 1996, 68 : 3059-3062.
- [3] Martin N., Carrega P. Etude de la pollution par l'ozone à échelle fine : premières mesures itinérantes dans les Alpes-Maritimes. *Actes du colloque de l'Association Internationale de Climatologie*, 2007, 363-367.
- [4] Chang W., Heikes B. G., Lee M. Ozone deposition to the sea surface: chemical enhancement and wind speed dependence. *Atmospheric Environment*, 2004, 38, 1053- 1059.
- [5] Millan M. et al. Atmospheric dynamics and ozone cycles related to nitrogen deposition in the western Mediterranean. *Environmental Pollution*, 2002, 118, 167-186.