

ETUDE DE LA POLLUTION PAR L'OZONE A ECHELLE FINE : PREMIERES MESURES ITINERANTES DANS LES ALPES- MARITIMES.

MARTIN NICOLAS(1), CARREGA PIERRE(2)

Université de Nice-Sophia Antipolis, Equipe G.V.E de l'UMR Espace 6012 du CNRS,
98 Bd E. Herriot, 06204 Nice cedex 3, France.

(1) : nicolas.martin@unice.fr (2) : pierre.carrega@unice.fr

La région niçoise est régulièrement affectée au cours de l'été par des épisodes de pollution photochimique. Le réseau d'analyseurs d'ozone d'Atmo PACA permet un suivi de cette pollution depuis plus de 10 ans. L'inconvénient majeur de ces mesures est leur ponctualité spatiale alors que l'ozone est un polluant extrêmement réactif. Sa forte variabilité spatiale exige donc d'avoir recours à des mesures itinérantes à l'aide d'analyseurs d'ozone portables. Les facteurs influençant les concentrations d'ozone sont plus clairement mis en évidence en procédant ainsi. Les campagnes de mesures réalisées sur l'agglomération niçoise montrent d'importantes disparités spatiales en partie imputables à la destruction de l'ozone par le monoxyde d'azote et dues à la présence d'une grande quantité d'ozone en mer lors des périodes polluées.

The region of Nice is regularly affected during the summer by episodes of photochemical pollution. The network of Atmo PACA's ozone analyzers allows a follow-up of this pollution for more than 10 years. The major inconvenience of these measures is their spatial punctuality while the ozone is an extremely reagent pollutant. Its strong spatial variability thus requires to have appeal to itinerant measures by means of analyzers of portab ozone. Factors influencing the concentrations of ozone are more clearly put in evidence so by proceeding. The campaigns of measures realized on Nice show important spatial disparities partially attributable in the destruction of the ozone by the monoxide of nitrogen and due to the presence of a big quantity of offshore ozone during polluted periods.

Mots clés : mesures itinérantes d'ozone, échelle fine, protocole de mesure.
Keywords : Itinerant measures of ozone, fine scale, protocol of measure.

Introduction.

Le département des Alpes-Maritimes présente une pollution atmosphérique marquée en particulier par l'ozone durant la période estivale. Le trafic automobile, notamment, émet des gaz précurseurs, qui produisent alors de l'ozone sous l'influence du rayonnement solaire ultraviolet. Une première approche de la pollution par l'ozone à macro-échelle dans cette région a déjà été réalisée. Elle a permis la mise en place de types de circulation atmosphérique (définis par des données de ré-analyses du NCEP) propices ou non à une bonne qualité de l'air dans les Alpes-Maritimes (Martin, 2006). Cependant quelques cas de situations synoptiques identifiées comme responsables d'une forte pollution par l'ozone ne se sont pas traduits par une mauvaise qualité de l'air. En effet ce phénomène multi scalaire dépend aussi de facteurs climatiques locaux qui nécessitent une étude à échelle fine. Il s'agit alors de tenir compte de données météorologiques enregistrées localement, couplées à des mesures itinérantes d'ozone dans le département.

1. Cadre théorique et mesure d'ozone.

1.1 La pollution photochimique dans un espace littoral montagneux.

L'exposé qui suit s'applique principalement aux espaces méditerranéens comme les Alpes-Maritimes (exemples d'Athènes et de Barcelone) bien que certaines constatations et conclusions soient issues de recherches menées dans la région de Los Angeles, exemple mondial de pollution par l'ozone. Le contexte synoptique dans lequel se produisent les épisodes de pollution est le même quelque soit le lieu : un anticyclone subtropical provoque une forte subsidence de l'air. Celle-ci favorise l'accumulation des polluants qui ne sont pas correctement dispersés par les brises thermiques. Le fort rayonnement solaire en période estivale favorise les réactions photochimiques. A ces caractéristiques météorologiques

propices à la pollution par l'ozone s'ajoutent des conditions topographiques bien particulières. En effet le domaine méditerranéen présente fréquemment des zones côtières montagneuses. Les conséquences en terme d'écoulement des flux thermiques sont prépondérantes sur la qualité de l'air. La même remarque est valable pour la région de Los Angeles qui présente une barrière montagneuse à moins de 100 kilomètres de la ligne de côte.

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 dans l'ouest du bassin méditerranéen. Sous de fortes insulations ces recirculations deviennent de « grands réacteurs naturels photochimiques » (Millan et al., 2002) où la plupart des oxydes d'azote et autres polluants sont transformés en polluants secondaires comme l'ozone. En effet, les face 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 (Millan et al., 1992, 1996). 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 (Millan, 1992).

1.2 Mesures d'ozone.

Depuis plus de dix ans les Agences Agréées à la Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) en France mesurent la pollution par l'ozone à l'aide d'analyseurs d'ozone fixes. En fonction du nombre de stations et de leur répartition sur le territoire, ces stations fournissent une vision spatiale de la pollution de l'air. Toutefois, en raison des contraintes techniques et financières, les réseaux d'analyseurs ne sont souvent pas assez développés et certaines portions de l'espace restent mal informées.

A partir de ce constat il nous est apparu pertinent d'utiliser des analyseurs d'ozone portables afin d'étudier plus précisément la variabilité spatiale de ce polluant. Ce matériel mesure les taux d'ozone selon le même procédé que les analyseurs classiques des AASQA ; à partir de la loi de Beer-Lambert la concentration d'ozone est déterminée par absorption de rayonnement ultraviolet (UV) sur une distance connue : $C = (\ln (I_0 / I_i)) / (X + L)$; où C est la concentration d'ozone, I_0 est l'intensité du rayonnement UV avant l'absorption, I_i est l'intensité du rayonnement UV après l'absorption, X est le coefficient d'absorption de l'ozone et L est la longueur sur laquelle il y a absorption.

Ces appareils de petite taille et de faible poids (2 kg) sont alimentés par batterie ce qui permet une grande facilité de déplacement. Pour cette étude le mode de transport privilégié est le vélo afin d'éviter au maximum les voies de circulation automobile. Mais dès que les distances s'avèrent trop importantes la voiture est alors utilisée. Le pas de temps de mesure minimum est de 2 secondes, la précision de 2% et les données sont enregistrées dans une mémoire interne sur une plus ou moins grande période en fonction du pas de temps de mesure choisi. Un GPS équipe les analyseurs afin de faciliter le traitement des données par la suite.

La littérature scientifique, peu abondante sur ce sujet, permet de constater que ce type d'appareil a principalement été utilisé dans un but de surveillance à long terme de la concentration d'ozone dans des sites éloignés où la puissance électrique disponible est limitée (Ray, 2004) ; quelques études à l'aide de moyens aéroportés tels que des cerfs-volants,

des ballons captifs, des ULM ou bien de petits avions (Cessna), décrivent l'évolution des taux d'ozone dans la basse atmosphère. La démarche suivie dans ce travail ne peut donc pas s'appuyer sur des recherches antérieures. Il convient alors dans un premier temps d'identifier les facteurs principaux pouvant influencer la mesure afin de définir dans quelles conditions les taux d'ozone peuvent être enregistrés et comparés.

2. Variabilité de l'ozone troposphérique avec l'environnement proche.

La chimie de l'ozone est très complexe. Ce gaz est détruit au contact de toutes les surfaces. On parle de dépôt sec : deux molécules d'ozone se transforment en trois molécules de dioxygène. Partant de ce constat il est nécessaire de définir l'influence du sol et des parois (rocheuses, artificielles...) dans le but de mesurer le niveau d'ozone ambiant auquel est exposé l'individu et non une concentration d'ozone extrêmement locale non représentative. Ces travaux sont réalisés à l'aide de deux analyseurs d'ozone dont les données sont comparées pour déterminer l'influence de tel ou tel facteur. Mais est-ce que les deux appareils sont comparables ? Pour lever cette incertitude ils ont été placés à plusieurs reprises côte à côte pendant plusieurs heures ; les résultats montrent une légère surestimation d'un capteur par rapport à l'autre d'environ 2 à 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ce petit écart s'est avéré stable dans le temps (mois d'août et septembre 2006).

2.1 L'influence de la hauteur de mesure.



Figure 1. Dispositif permettant d'étudier l'influence du sol sur les taux d'ozone.

Ces tests ont été réalisés en août 2006 aussi bien en matinée qu'en cours d'après-midi dans deux lieux topographiquement différents : sur le sommet d'une colline à l'est de Nice (Mont Boron) ainsi que sur un versant de pente faible et irrégulière (nombreux replats artificiels) à l'ouest de Nice près d'un analyseur d'Atmo PACA (Nice Botanique). Les conditions météorologiques rencontrées furent variées : régime de brise, vent synoptique léger, ciel dégagé ou couvert mais températures et humidités comparables (environ 25°C et 60 à 70% d'humidité). Chacun des deux analyseurs est placé à différentes hauteurs par rapport au sol à l'aide d'un escabeau. Plusieurs hauteurs sont testées en utilisant les différents échelons espacés de 20 à 25 cm (fig. 1). Le dernier échelon se situe à 140 cm ce qui correspond

pratiquement au niveau de l'air que nous respirons. A partir de quelle hauteur le sol influence-t-il la mesure ? Les premiers résultats semblent indiquer que l'ozone n'est détruit que très près du sol. Les mesures à 75 cm et 140 cm sont très proches (fig. 2). L'influence du sol paraît sensible vers 20 cm de hauteur. L'écart de mesures entre le sol et 140 cm est en moyenne de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (écart-type de 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et ceci pour l'ensemble des tests effectués. Ces premières constatations sont concordantes mais exigent la poursuite des tests.

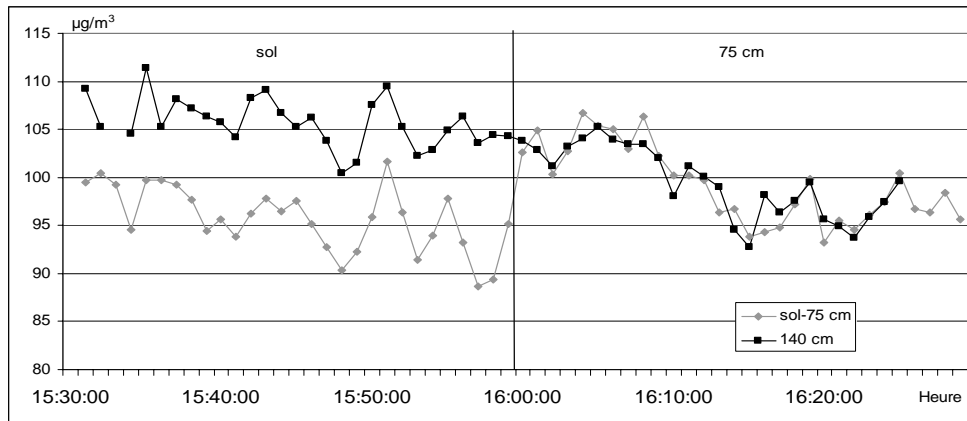


Figure 2. Comparaison des taux d'ozone moyens sur une minute mesurés à 140, 75 et 0 cm de hauteur le 18 août 2006 à Nice Botanique (le trait vertical à 16h marque le déplacement de l'analyseur du sol à 75 cm de hauteur).

2.2 L'influence des parois.

Les parois sont plus contraignantes que le sol pour mesurer le niveau d'ozone ambiant car elles offrent un obstacle à l'écoulement de l'air et créent des zones où le renouvellement de l'air est faible. Selon les premières mesures, un bâtiment orienté perpendiculairement à la direction de vent entraîne des écarts de concentrations d'ozone entre la façade exposée au vent et celle à l'abri du vent. Ces mesures ont été répétées à de nombreuses reprises de fin juillet à septembre 2006 dans des conditions de brise thermique ou de vent synoptique. L'immeuble pris en exemple présente une exposition nord-sud ; il est composé de cinq étages et se situe face à la mer. Les taux d'ozone de part et d'autre du bâtiment ont pu être comparés en installant un analyseur d'ozone sur la terrasse nord et sur la terrasse sud au 2^{ème} étage. En régime de brise de mer la façade sud est directement exposée au vent ; le 14 août 2006, les conditions météorologiques marquées par le passage d'un centre dépressionnaire sur l'Allemagne ont entraîné un vent synoptique de SSW soufflant à plus de 10 m/s sur le littoral des Alpes-Maritimes. L'enregistrement des taux d'ozone montre un écart significatif entre les deux façades (fig. 3). Cet écart s'élève à 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne (écart-type de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) entre 14h et 19h30, heure à laquelle le vent changea de direction pour passer à l'E. Dès cet instant les taux sont comparables quelque soit l'exposition, le vent d'E ne privilégiant aucune façade du bâtiment.

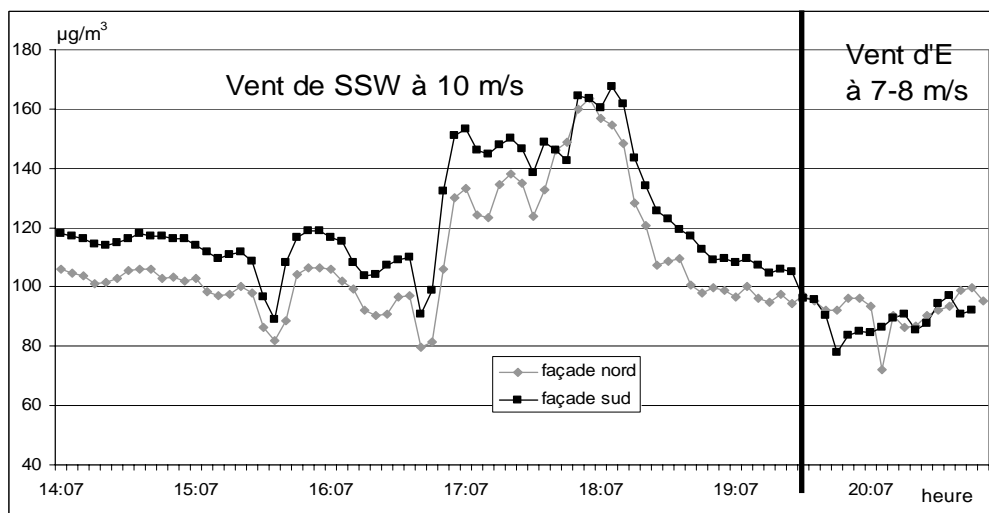


Figure 3. Taux d'ozone moyens sur 5 minutes le 14 août 2006 sur les terrasses nord et sud d'un immeuble niçois.

Le sol et les parois ont donc un impact sur les niveaux d'ozone à proximité. Ces résultats sont à compléter en tenant compte de différents types de surface : un sol végétalisé provoque-t-il une destruction d'ozone comparable à celle d'un sol artificialisé ? De même les différents matériaux de construction ont-ils la même influence sur le dépôt sec d'ozone ? En attendant la poursuite de ces travaux, et en intégrant ces premières constatations, des campagnes de mesures itinérantes sont menées pour étudier la variabilité spatiale de l'ozone troposphérique.

3. Mesures itinérantes d'ozone dans les Alpes-Maritimes.

L'objectif majeur est d'établir une vision spatiale à échelle fine des niveaux d'ozone atteints chaque jour. Les mesures sont donc effectuées entre 14h et 18h en fonction des conditions climatiques journalières. Les mode de déplacement peuvent être motorisés ou non en fonction des distances à parcourir. Dans l'idéal l'utilisation d'un véhicule rejetant des polluants primaires est à éviter puisqu'on se heurte ici à un autre facteur venant modifier le niveau d'ozone ambiant : la réaction de titration de l'ozone avec le monoxyde d'azote. Cette réaction est quasi-instantanée et détruit très fortement l'ozone. Ainsi les campagnes de mesures réalisées en vélo sont préférées pour des trajets ne dépassant pas les 50 km et les axes de forte circulation sont évités.

3.1 Campagnes de mesures sur la commune de Nice.

Durant les mois d'août et septembre 2006 sept journées ont donné lieu à des mesures dans la commune de Nice en vélo. Cet échantillon est trop faible pour établir des liens entre les variables météorologiques à fine échelle et les taux d'ozone. Toutefois quelques hypothèses peuvent être formulées ; la force et la direction du vent semblent induire une plus ou moins grande variabilité spatiale des taux d'ozone. Plus les espaces sont ventilés et plus les taux sont

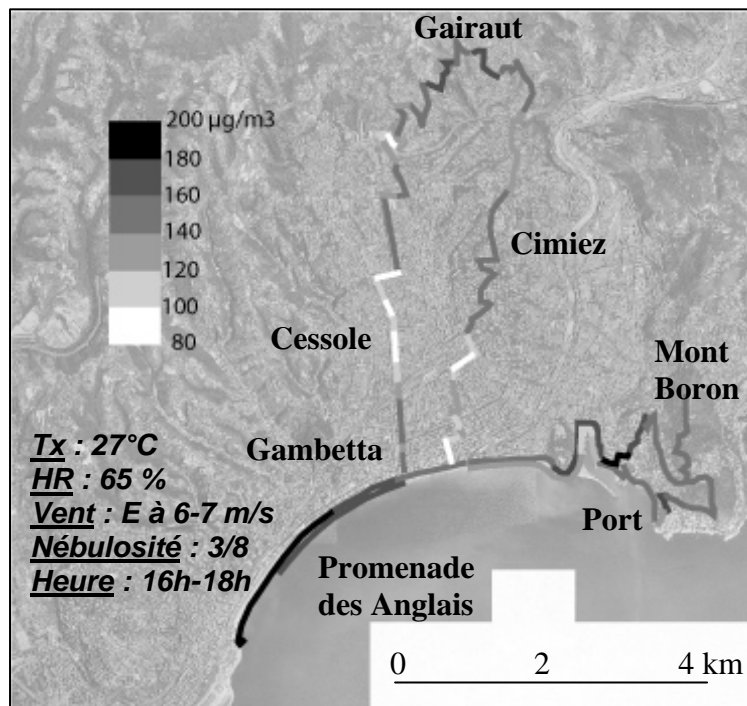


Figure 4. Mesures itinérantes d'ozone le 13 septembre 2006 sur la commune de Nice et les collines environnantes.

homogènes ; si les mesures sont effectuées sous le vent d'une source de polluant primaire telle que les axes routiers, alors les niveaux d'ozone seront faibles indépendamment du niveau d'ozone ambiant journalier. L'exemple du 13 septembre 2006 (fig. 4) montre un important piégeage d'ozone à l'est de la Promenade des Anglais. Le monoxyde d'azote rejeté par la circulation et par le port est advecté parallèlement au littoral par vent d'est et détruit l'ozone. L'inflexion de la ligne de côte plus à l'ouest permet au vent d'advecter de l'air non influencé par les polluants primaires mais fortement pollué par l'ozone (jusqu'à $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Dans l'intérieur des terres l'ozone est de

nouveau piégé par la circulation automobile sur les boulevards Gambetta et Cessole (écarts pouvant aller jusqu'à $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ par rapport au littoral). Enfin au nord de la ville les collines de Gairaut et de Cimiez sont caractérisées par des concentrations élevées en raison d'un trafic routier beaucoup plus faible. Le schéma général de cette journée n'est pas original par rapport

aux autres campagnes de mesures menées. On note des concentrations d'ozone plus fortes sur le littoral immédiat et vers les collines au nord de l'agglomération ; cette dernière fortement émettrice de monoxyde d'azote piège l'ozone.

Le phénomène majeur mis en évidence par ces mesures itinérantes est la présence d'ozone en grande quantité sur la mer. Le 13 septembre 2006 est le troisième jour réunissant des conditions météorologiques propices à un épisode photochimique ; dès le 11 septembre une imposante dorsale anticyclonique se positionne sur l'Europe et provoque une dégradation de la qualité de l'air dans la région niçoise. Le parallèle avec d'autres recherches effectuées en milieu littoral montagneux est envisageable. L'ozone présent en mer le 13 septembre est peut être le fruit d'une recirculation de polluants émis la veille ou l'avant veille. En cette fin d'été, il s'agit vraisemblablement plus du résultat d'une simple alternance quotidienne de brise de mer/brise de terre que d'une boucle de recirculation régionale créant un empilement de couches d'ozone sur la mer.

3.2 Mesures itinérantes dans l'arrière-pays des Alpes-Maritimes.

Seules trois campagnes de mesures d'ozone ont été menées en août 2006 en raison d'un temps particulièrement frais et dépressionnaire limitant la pollution photochimique. Les résultats (non développés par manque de place) mettent en évidence la présence de taux d'ozone conséquents dans les vallées du département jusqu'à 60-70 km du littoral. Il semblerait que les brises thermiques de mer puis de vallée jouent un rôle primordial dans cette advection d'air pollué.

Conclusion.

Ces premières mesures fixes et itinérantes d'ozone ne constituent qu'une étape préliminaire. L'étude des relations de ce polluant avec l'environnement immédiat sera poursuivie en couplant l'enregistrement des taux à des mesures très précises de vent (composantes u, v et w) afin de déterminer l'influence de la ventilation sur le dépôt sec d'ozone. Les mesures itinérantes quant à elles seront multipliées sur l'agglomération niçoise et les collines périphériques tout comme dans l'arrière-pays montagneux pour aboutir à la définition de type de temps de la pollution par l'ozone dans les Alpes-Maritimes.

Bibliographie.

- Martin N., Carrega P., 2006 : Les types de circulation atmosphérique et la pollution par l'ozone dans les Alpes-Maritimes, *Actes des Journées Interdisciplinaires de la Qualité de l'Air (Villeneuve d'Ascq)*
- Millan M. et al., 1992 : Mesometeorological cycles of air pollution in the Iberian Peninsula. Air Pollution Research Report 44. Commission of the European Communities, D.G.XII/E-1, Rue de la Loi, 200 B-1040 Brussels, Belgium.
- Millan M. et al., 1996 : Meteorology and photochemical air pollution in southern Europe : experimental results from EC research projects. *Atmospheric Environment*, **30**, 1909-1924
- Millan M. et al., 2002 : Atmospheric dynamics and ozone cycles related to nitrogen deposition in the western Mediterranean. *Environmental Pollution*, **118**, 167-186
- Ray J.D., 2004 : Ozone Monitoring Protocol, Guidance on Selecting and Conducting Ozone Monitoring. Air Resources Division, 20p.