



HAL
open science

Analyse de la répartition spatiale des concentrations d'ozone en Bourgogne

Marie-Laure Houzé, Thierry Castel, Yves Richard

► **To cite this version:**

Marie-Laure Houzé, Thierry Castel, Yves Richard. Analyse de la répartition spatiale des concentrations d'ozone en Bourgogne. Théoquant. Septièmes Rencontres 2005, Jan 2005, Besançon, France. pp.1-10. hal-00447648

HAL Id: hal-00447648

<https://hal.science/hal-00447648>

Submitted on 15 Jan 2010

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.

Analyse de la répartition spatiale des concentrations d'ozone en Bourgogne

Résultats préliminaires

Marie-Laure HOUZE ⁽¹⁾: mlhouze@u-bourgogne.fr

Thierry CASTEL ^(1,2)

Yves RICHARD ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Centre de recherches de climatologie, FRE 2740 CNRS–Université de Bourgogne, 6 Bd Gabriel, 21 000 Dijon,
Tel : 03 80 39 38 22, Fax : 03 80 39 57 41

⁽²⁾ ENESAD, Département Agronomie Environnement, 21079 Dijon

RÉSUMÉ :

Une campagne de mesures de l'ozone troposphérique par tubes à diffusion passifs a été effectuée en août 2000 sur toute la région Bourgogne afin d'essayer de mieux comprendre la répartition spatiale des concentrations à l'échelle d'une région. Les résultats ont montré, comme attendu, des concentrations en ozone diurne et nocturne différentes. À cette variabilité jour/nuit serait associée une superposition de signaux d'échelles spatiales et temporelles différentes. En première approximation, nous avons considéré les concentrations d'ozone mesurées sur la région comme la somme de plusieurs signaux de fréquences différentes : un signal « basse fréquence » — ou de fond — dont on cherche à s'affranchir pour se consacrer au signal haute fréquence d'origine locale – i.e. résiduel. La corrélation spatiale de cette valeur résiduelle a ensuite été caractérisée par le calcul et la modélisation des semi-variogrammes expérimentaux. L'analyse et l'interprétation préliminaire de cette structuration ont enfin été conduites via un SIG, par croisement de différentes couches d'information des propriétés de la surface et des états de l'atmosphère sur l'ensemble de la colonne d'air. Les résultats montrent, pour certaines dates, la prépondérance des effets dispersifs sur la répartition des concentrations spatiales de l'ozone. Ces effets sont fortement modulés suivant les configurations (états de l'atmosphère et niveaux de concentrations) par les propriétés de surface (rugosité).

ABSTRACT :

A series of measurements by passive tubes with diffusion were carried out in August 2000 on all the Burgundy area in order to try to better understand the spatial patterns of ozone at regional scale. As expected, the results showed difference between night and day. In addition ozone variability is associated to spatial and temporal scales. We assumed that ozone concentrations is the additive combination of two main sources: a "low frequency" signal due to external forcing and a high frequency signal from local origin. Spatial correlations were characterised by the experimental and the modelled semi-variogram. Spatial correlations are strongly anisotropic. The analysis and a preliminary interpretation of this structure were finally led using a GIS. Results show first the dispersive effects to the wind speed. Moreover, for certain dates the spatial structure is mainly driven by the combination of surface roughness characteristics (local wind direction), the level of ozone concentration added by the wind. Finally, we discuss the context of such results for ozone mapping purpose.

MOTS-CLÉS : Bourgogne, ozone troposphérique, géostatistique, anisotropie

KEY-WORDS: Burgundy, tropospheric ozone, geostatistic, anisotropy

Cette étude est issue d'une collaboration entre les réseaux de surveillance de la qualité de l'air ATMOSF'Air Bourgogne Centre Nord et Sud, le Conseil Régional de Bourgogne et le Centre de Recherches de Climatologie de l'Université de Bourgogne.

Introduction

La qualité de l'air fait partie des toutes premières préoccupations en matière d'environnement et de santé. Ceci est en partie dû à une médiatisation importante, récente, liée à la mise en garde des scientifiques et des médecins, mais aussi à une perception objective de la pollution urbaine par un nombre sans cesse croissant de personnes. En Bourgogne, le risque principal au niveau de la pollution atmosphérique concerne l'ozone troposphérique (Houzé, 1999 ; Richard *et al.*, 2000). L'ozone troposphérique est un polluant secondaire, c'est-à-dire qu'il n'est pas directement émis par les activités humaines mais il est issu de réactions photochimiques complexes entre des précurseurs (COV, CO, NO, NO₂) et les rayonnements solaires de courte longueur d'onde.

La pollution à l'ozone, non seulement provoque des maladies respiratoires à grande échelle, mais elle est aussi responsable de morts prématurées [Burnet *et al.* (1997), Stedman (2004)]. Globalement, l'ozone agit sur l'ensemble des processus physiologiques des végétaux, notamment sur la photosynthèse, dont l'activité est altérée [Krupa et Kickert (1997), Dalstein *et al.* (2001), Musselman et Massman (1999)].

Il paraît désormais important d'avoir une idée des niveaux de pollution rencontrés sur le territoire. C'est pourquoi, en 2000, la région Bourgogne a conduit une expérimentation visant à mieux appréhender la variabilité spatio-temporelle des concentrations en ozone. Outre la lourdeur des campagnes de mesures, ces échelles soulèvent des problèmes complexes mettant en jeu différentes sources d'émission, différentes conditions de formation/destruction et différents mécanismes de dispersion. L'analyse de la répartition spatiale, à l'aide des outils de géostatistique, des concentrations en ozone, passe toutefois par notre capacité à :

- appréhender le degré de structuration spatiale des niveaux de concentrations (*i.e.* autocorrélation spatiale) ;
- en identifier les principaux déterminants. Pour ce faire, nous utilisons des données de prévisions météorologiques issues du modèle *Aladin* (Météo-France) ainsi que des données relatives à la surface du sol issues d'un modèle numérique de terrain (IGN).

1. Site d'étude et données expérimentales

1.1 Zone d'étude

La Bourgogne est un espace essentiellement rural. Son tissu industriel n'est pas très développé. À ce titre, les niveaux de pollution ne figurent pas parmi les plus élevés de France. Néanmoins, population et activités sont relativement concentrées dans le val de Saône où elles s'associent à un réseau de circulation d'importance européenne. C'est une région à la physiographie fortement contrastée, avec la présence de trois principaux ensembles (figure 1). La plaine de Saône, à l'est, est caractérisée par de faibles altitudes, elle regroupe les principales agglomérations de Bourgogne au pied de la Côte viticole, selon un axe nord/sud (figure 1 : cercles jaunes) correspondant à Dijon, Chalon-sur-Saône, Mâcon. C'est là que sont concentrées les principales industries de Bourgogne. La zone centrale (figure 1 : rectangle rouge) comprend entre autres le massif du Morvan et la côte viticole. C'est la zone la plus rurale et la plus accidentée avec les altitudes et des dénivelés les plus importants de Bourgogne. La zone ouest est une zone intermédiaire entre les deux précédentes, pentes, altitudes, rugosités et urbanisation sont relativement moyennes à l'échelle de notre région.

1.2 Données expérimentales

1.2.1. Les mesures

Les mesures des concentrations en ozone troposphérique ont été réalisées à partir de tubes passifs qui absorbent l'ozone selon le phénomène de diffusion naturelle des gaz. Ces tubes sont robustes et simples d'utilisation (Krupa et Legge, 2000, Garcia Fouques, 1998). Ils permettent à moindre coût une mise en œuvre aisée sur de grandes zones. La mesure réalisée est dite passive et consiste à exposer des cartouches adsorbantes à l'air libre pendant une durée fixée. L'estimation de la concentration se fait dans un deuxième temps en laboratoire.

Les mesures des concentrations ont été effectuées du 9 au 11 août et du 24 au 26 août 2000, jours où les conditions météorologiques étaient quasi anticycloniques. Les concentrations relevées montrent des valeurs non négligeables qui restent toutefois en deçà des maxima.

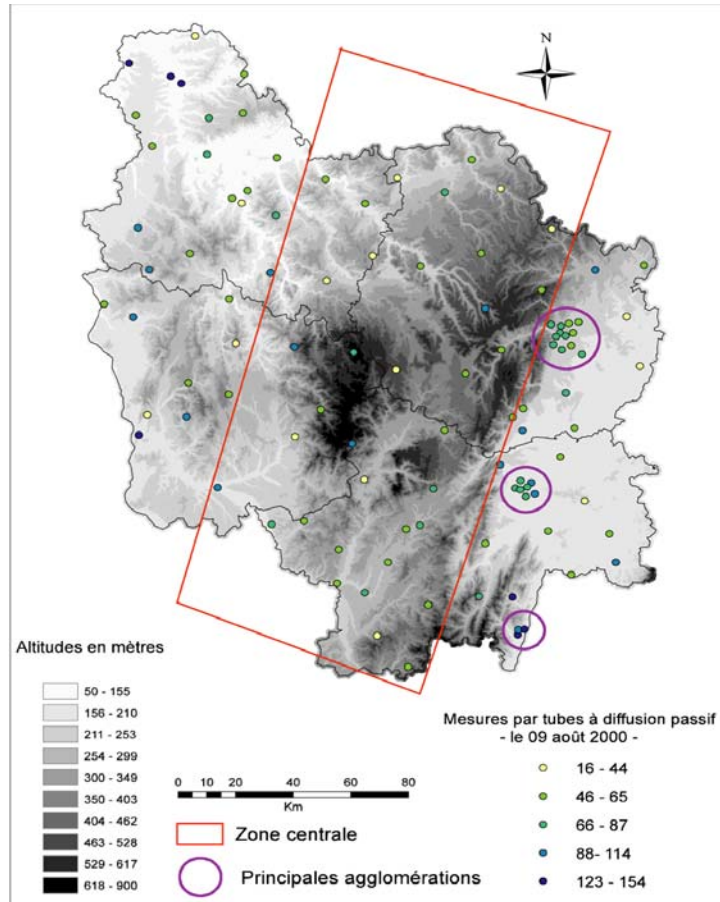


Figure 1 : localisation des tubes à diffusion passifs sur la région Bourgogne en fonction des trois principales zones physiographiques.

Les sites sont répartis selon une maille d'environ 25-30 kilomètres. Au total 105 points de mesure ont été validés. Leur plus grand nombre en centre-ville (Dijon, Mâcon et Chalon-sur-Saône) est justifié par le fait qu'ils ont été couplés aux stations automatiques (analyseur d'ozone par absorption UV), afin de permettre une comparaison entre procédés de mesure différents. Les mesures sont effectuées sur une période de 8 heures, de 8 hTU à 16 hTU, période d'insolation maximale et de 16 hTU à 8 hTU pour des mesures dites « nocturnes ». La figure 1 montre les concentrations diurnes relevées le 9 août 2000. La figure 2 présente les données d'ozone pour chaque période de mesure. Les zones grisées indiquent les mesures effectuées de nuit et correspondent aux dates des 08, 09, 24 et 25 août 2000 (annotées N).

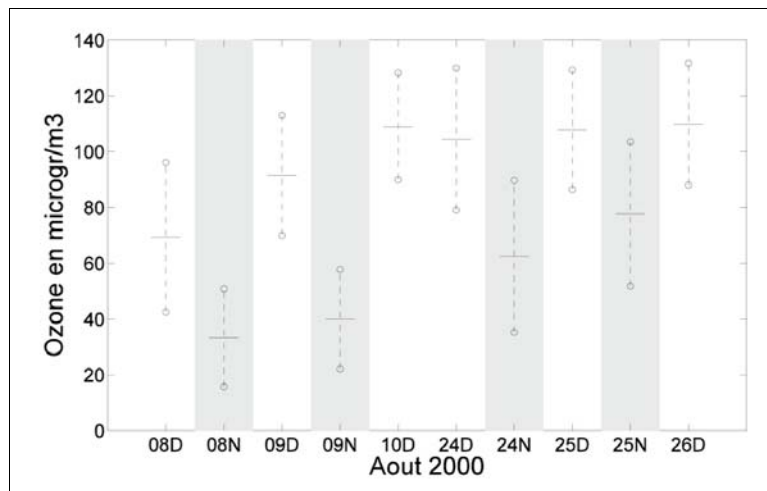


Figure 2 : moyennes et écarts types des concentrations en ozone par période de mesure

Comme attendu, les résultats de la figure 2 montrent des concentrations diurnes plus fortes (90 à 130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) que les concentrations nocturnes (20 et 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Dans les régions influencées par les émissions anthropiques, les concentrations maximales en ozone s'observent souvent en cours d'après-midi (Bavay et Roussel, 1992). Le phénomène de destruction nocturne (Conseil supérieur d'hygiène publique de France, 1996) semble légèrement plus important lors de l'épisode du 9 au 11 août 2000. Les concentrations les plus importantes ont été relevées durant la deuxième période de mesure, du 24 au 26 août 2000. L'augmentation progressive des concentrations en ozone qui a été observée est sans doute liée à un phénomène d'accumulation du polluant.

Pour chaque journée de mesures, le seuil de protection de la santé humaine, fixé à 110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 8 heures, est dépassé sur certains points mais les zones concernées par ce dépassement ne sont pas contiguës. Selon la journée considérée, ce ne sont pas les mêmes sites qui franchissent cette norme et la répartition spatiale de l'ozone sur le territoire diffère d'un jour à l'autre.

1.2.1. Les données spatiales utilisées

Des études antérieures sur les agglomérations dijonnaise et chalonnaise (Richard *et al*, 2000) ont mis en évidence la prévalence des conditions météorologiques sur les variations locales des concentrations des précurseurs. Nous nous sommes donc appuyés sur les sorties simulées par le modèle numérique *Aladin*. Nous possédons des données de variables simulées sur 11 niveaux de hauteur (de 2 à 1 500 m) au-dessus du sol (température, composantes horizontales et verticales du vent, humidité relative). Les données sont simulées avec une maille horizontale d'une résolution de 10 x 10 km.

Toutes ces données étant géoréférencées, elles ont été intégrées dans un système d'information géographique. En plus de la compilation des données, le SIG a été utilisé pour désagréger l'information issue du modèle. En effet, le modèle *Aladin* considère que les conditions météorologiques sont homogènes à l'intérieur de la maille. Or on peut s'attendre à ce que certaines variables météorologiques d'intérêts, comme la vitesse et la direction du vent, soient fortement modulées par les propriétés de la surface [nous avons donc intégré les données relatives à la topographie via un modèle numérique de terrain au pas de 50 m (figure 1) de l'IGN].

Pour tenir compte de la variabilité intra-maille nous avons introduit une variable synthétique — l'angle d'incidence local au vent — qui combine la direction dominante du vent au sein de la maille *Aladin* avec les caractéristiques de pente et d'azimut calculées à l'échelle du pixel (50 x 50 m) du MNT. Cette variable peut être interprétée comme une information sur la rugosité de la surface. La figure 3 schématise les spécificités de cette variable intégrative. Ainsi, une valeur d'angle égale à 90° indique que la zone exposée au vent est plane. Tandis qu'un angle supérieur à 90° ou inférieur à 90° indiquera respectivement une zone exposée face au vent ou à l'abri du vent.

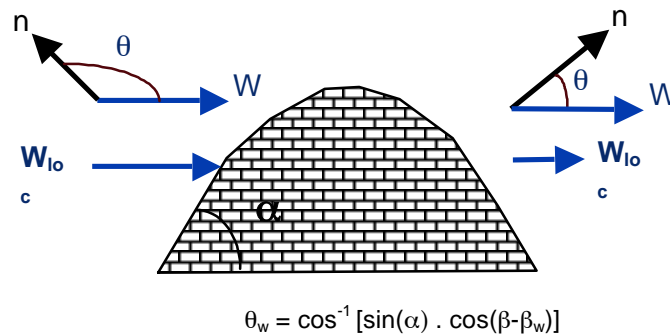


Figure 3 : le critère d'incidence locale au vent (Castel, 1998)

Où θ_w est l'angle d'incidence locale au vent, n est le vecteur normal au terrain et W représente le vecteur vent. α , β et β_w sont respectivement la pente, l'azimut du terrain et l'azimut du vecteur vent.

2. Démarche méthodologique

Le degré de structuration spatiale des niveaux de concentrations en ozone a été mesuré par les méthodes de la géostatistique. L'analyse s'est appuyée sur la combinaison des données atmosphériques avec les propriétés de la surface. Notre démarche repose sur trois étapes :

- la décomposition du signal ;
- le calcul et la modélisation de la structuration spatiale ;
- l'analyse et l'interprétation préliminaire des déterminants de la structuration.

2.1 Décomposition du signal

On fait l'hypothèse que la concentration totale observée est le résultat de la somme de plusieurs concentrations issues de signaux de fréquence spatiale et temporelle différents. À partir de là, nous avons considéré en première approximation que le signal pouvait se réduire à la somme de deux signaux principaux. D'une part, un signal de « fond », ou de large échelle, que l'on peut considérer comme faiblement structuré spatialement à l'échelle de la Bourgogne. D'autre part, un signal « local » plus fortement structuré à l'échelle régionale. Ce dernier est considéré comme le résultat des processus (émissions des précurseurs, réaction photochimique et dispersion) sur la région Bourgogne. L'objectif est donc de travailler sur ce signal local structurant. Il convient donc de soustraire au signal global le signal large échelle. Pour cela nous avons, par analogie avec les travaux de Wilmott et Robeson (1995) et plus récemment de Joly *et al.* (2003), mis en œuvre une technique basée sur des méthodes d'interpolation en 2D. On considère dans ce cas que la tendance de fond est une combinaison de deux régresseurs : la latitude et la longitude des points de mesure. La variation spatiale des concentrations en ozone est alors décrite par un polynôme d'ordre 3 dont l'ajustement est effectué selon la méthode des moindres carrés non linéaire. Le résultat de cette étape est l'obtention de résidus qui font l'objet de l'analyse.

2.2 Mesure et modélisation de la structuration spatiale

La structure spatiale — dépendance des observations dans l'espace — est abordée par l'intermédiaire du calcul du semi-variogramme. Le calcul (équation 1) introduit explicitement la position relative des individus observés parmi les variables prises en compte. Dans une certaine mesure on peut donc interpréter le semi-variogramme comme un indicateur de la corrélation spatiale des données.

$$\hat{\gamma}(\mathbf{h}) = \frac{1}{2N(\mathbf{h})} \sum_{i=1}^{N(\mathbf{h})} \{z(\mathbf{x}_i) - z(\mathbf{x}_i + \mathbf{h})\}^2$$

équation 1

Où : $\hat{\gamma}(\mathbf{h})$ est la valeur de semi-variance calculée par distance \mathbf{h} ici égale à 10 km.

$z(\mathbf{x}_i)$ correspond à nos valeurs de résidus z obtenus après déconvolution à la position \mathbf{x}_i .

$N(\mathbf{h})$ est le nombre de couples de points par tranche de distance \mathbf{h} .

Notons que la continuité spatiale n'est pas nécessairement la même (*i.e.* isotrope) dans toutes les directions (Wackernagel, 2003). En effet, dans le cas de phénomènes naturels, les « patterns » de la variabilité spatiale peuvent être fortement anisotropiques (*i.e.* changent avec la direction). Pour tenir compte de cela, on calcule des semi-variogrammes directionnels. Pour nos calculs, nous avons fixé h à 10 km et utilisé trois principales directions : 0/180° (nord/sud), 60/230° (nord-est/sud-ouest), 120/300° (nord-ouest/sud-est) avec une tolérance angulaire de 25° pour appréhender les effets directionnels (Deutsch and Journel, 1998). Ces valeurs sont un compromis permettant d'avoir un nombre de couple de points suffisamment important par gamme de distance et par direction. La librairie GSLIB (Deutsch et Journel, 1998) a été utilisée pour obtenir les semi-variogrammes expérimentaux.

Dans un deuxième temps nous avons modélisé le comportement des semi-variogrammes expérimentaux pour :

- définir les principales caractéristiques des « patterns » spatiaux (distance de corrélation *i.e.* portée, effet pépité, etc.) ;
- comparer les degrés de structuration entre les différentes dates. Nous avons ensuite cherché à identifier parmi les principaux modèles candidats (Isaaks et Srivastava, 1989) celui qui ajustait au mieux tous les semi-variogrammes expérimentaux. Un critère robuste d'ajustement non linéaire pondéré a été implémenté pour cela. L'équation 2 présente le critère de minimisation tel que défini par Cressie (1993) :

$$\sum_{j=1}^K \frac{|N(h(j))|}{\{\gamma(h(j); \theta)\}^2} \{\hat{\gamma}(h(j)) - \gamma(h(j); \theta)\}^2$$

équation 2

Où : $\hat{\gamma}$ est la valeur de semi-variance calculée et γ la valeur de semi-variance observée.

En plus du terme quadratique classique, Cressie a introduit une pondération (terme de gauche) via l'effectif du nombre de couple normalisé par le carré de la semi-variance modélisée. La minimisation de ce critère, ou fonction-objectif, est réalisée par une méthode d'optimisation non linéaire basée sur l'algorithme de Gauss-Newton.

2.3 Analyse et interprétation de la structure spatiale

Cette dernière étape vise à déterminer les facteurs explicitant la structuration spatiale. On s'appuie tout d'abord sur la covariation spatiale entre la concentration en ozone et une variable externe susceptible d'explicitier (en cohérence avec les mécanismes de dispersion de l'ozone) les « patterns » observés. Outre la force du vent (*i.e.* norme issue du modèle *Aladin*), nous avons introduit la variable de position locale par rapport à la direction du vent (cf. § 1.3). La covariation spatiale a été calculée selon la formule suivante du semi-variogramme croisé (Webster and Oliver, 2004) :

$$\text{équation 3} \quad \hat{\gamma}_{uv}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} \{z_u(x_i) - z_u(x_i + h)\} \{z_v(x_i) - z_v(x_i + h)\}$$

Où : u et v sont les deux variables mises en relation.

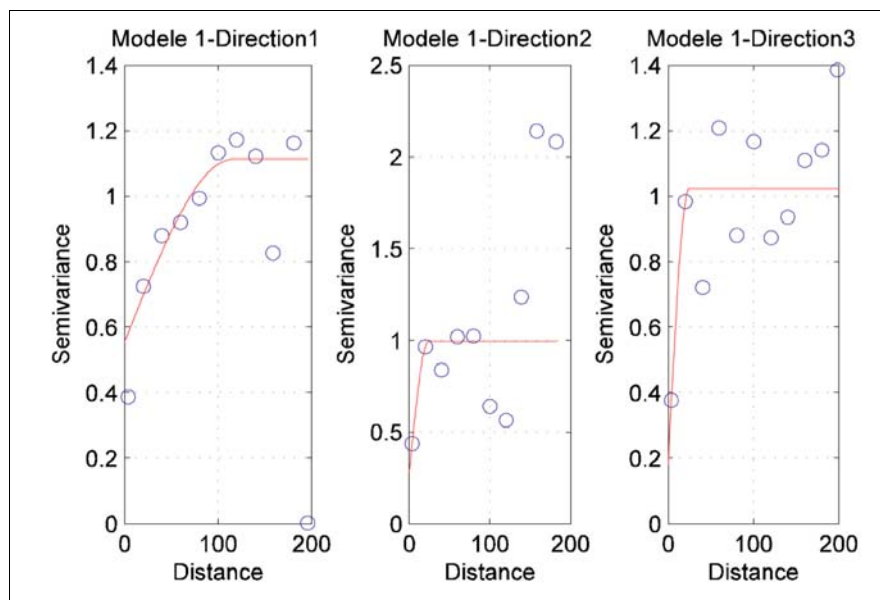
L'équation 3 nous permet donc d'analyser la façon dont la concentration en ozone en un point donné est reliée spatialement à une covariable exogène en fonction de la direction. À ce niveau, l'analyse des « patterns » reste locale et n'intègre pas la prise en compte des structures spatiales de niveaux supérieurs pouvant influencer sur les corrélations spatiales locales. Afin d'appréhender l'échelle régionale, nous avons stratifié — via le SIG — l'échantillon en fonction du nombre de points de mesure, des propriétés de la surface que sont l'altitude et la pente. Cette stratification permet de retrouver, dans leurs grandes lignes, les trois principaux ensembles physiographiques que nous avons précédemment décrits (figure 1). L'analyse des corrélations spatiales a ensuite été reconduite sur chacun des ensembles. L'interprétation des structures observées pour les différents niveaux a enfin été menée en tenant compte des niveaux de concentration en ozone, de la force du vent et enfin de la rugosité de surface (*i.e.* incidence locale au vent).

Résultats et discussion

Nous présentons, dans un premier temps, les résultats de calcul de la structuration. Nous nous attacherons par la suite à l'analyse, pour deux dates précises, des déterminants de cette structuration observée avant d'en proposer une interprétation.

3.1 Structuration spatiale des concentrations en ozone

À l'échelle régionale, le 9 août (figure 4) présente une structuration spatiale plus nette dans la direction méridienne où le palier est atteint pour une distance de 100 km.



Les unités de distances sont systématiquement en kilomètre

○ : semi-variogramme expérimental

— : semi-variance modélisée avec un modèle sphérique

Figure 4 : semi-variogrammes directionnels expérimentaux et théoriques du 9 août 2000 (08-16hTU)

Notons qu'à des fins de comparaison l'ajustement des semi-variogrammes expérimentaux a été fait avec un modèle sphérique.

Le 26 août (figure 5), malgré un effet pépité relativement important, nous pouvons également observer une structuration dans la direction NO/SE.

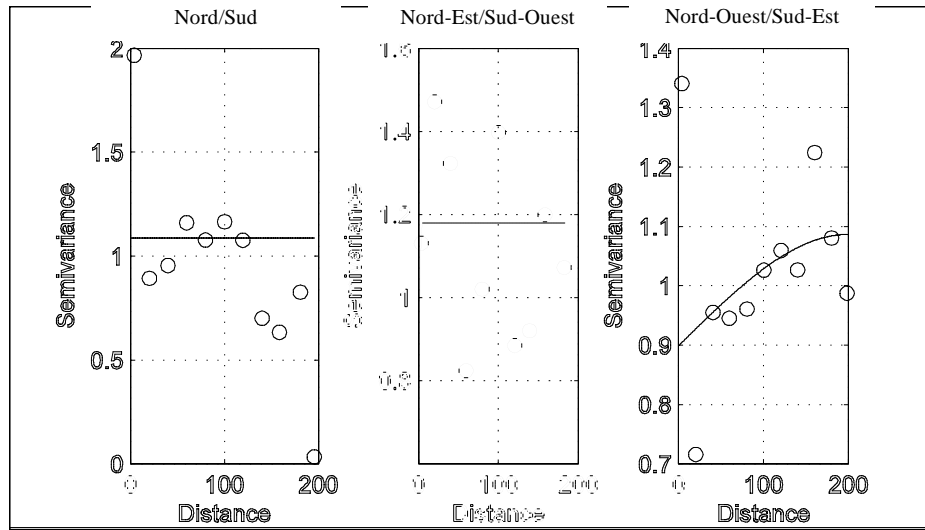


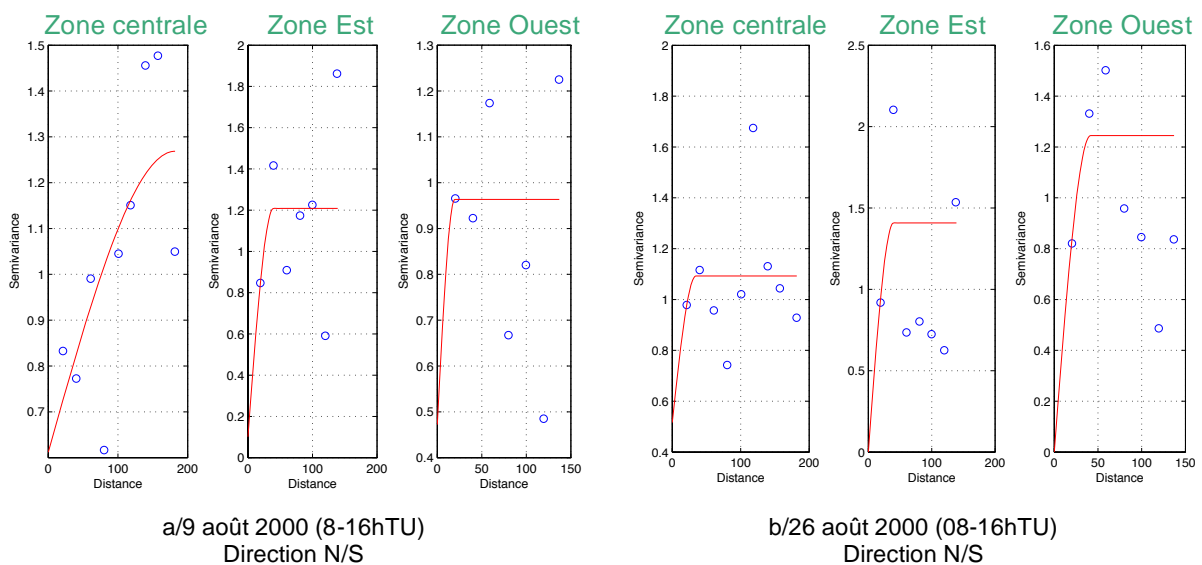
Figure 5 : semi-variogrammes directionnels expérimentaux et théoriques du 26 août 2000 (08-16hTU)

Les semi-variogrammes omnidirectionnels n'ont pas montré de structure spatiale franche, contrairement aux semi-variogrammes expérimentaux (o) directionnels (cf. § 2.3). Cet effet directionnel est varié selon les dates, indiquant *a priori* qu'il n'y a pas de direction plus structurante que les autres.

Toutefois certaines dates sont plus structurées spatialement que d'autres. À l'échelle régionale, les journées du 09 et 26 août montrent par exemple de fortes structurations avec un effet pépité faible et une portée importante (plus de 100 km). Notre travail s'appuiera par la suite sur l'analyse des résultats de ces deux dates.

3.2 Analyse de la structuration

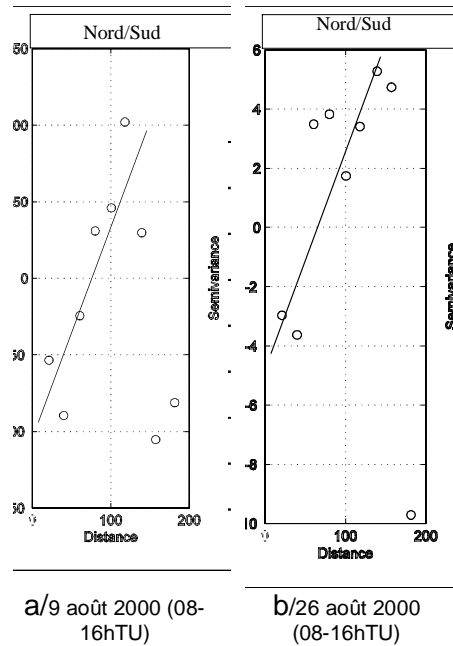
Nous avons stratifié notre échantillon en fonction, entre autres, des paramètres de rugosité (pente et altitude) de la Bourgogne (cf. § 2.3). Pour chacune des zones, on a recalculé les semi-variogrammes afin de déterminer si certaines strates avaient plus de poids dans la structuration. Les résultats de la figure 6a montrent pour le 9 août une forte structuration, meilleure qu'à l'échelle régionale, pour la zone centrale que l'on ne retrouve pas pour les autres strates.



Figures 6a et 6b : semi-variogrammes en fonction de la direction la plus structurante

Le 9 août, la structuration à l'échelle de la région est donc fortement contrôlée par le « comportement » des concentrations d'ozone situées sur la zone centrale. La date du 26 (figure 6b) ne montre pas de plus forte

structuration des concentrations dans la zone centrale comparée à la structuration à l'échelle de la région. La structuration observée est plus importante dans la direction N/S, les semi-variances calculées en fonction des autres directions (NE/SO et NO/SE) montrent systématiquement moins de structuration. Ceci tendrait à indiquer que les conditions à cette date sont plus favorables à une structuration à l'échelle de la région. On peut donc penser, au vu de ces comportements différents, que les états de l'atmosphère (vent) combinés aux propriétés des surfaces (rugosité) jouent un rôle déterminant dans la structuration spatiale. La figure 7 présente les résultats de semi-variogrammes croisés (cf. équation 3 § 2.3) pour les dates des 09 et 26 août. Dans le cas du 9 août, la corrélation spatiale est la plus forte avec l'incidence locale au vent alors que pour le 26 août, elle est plus importante avec la norme du vent.



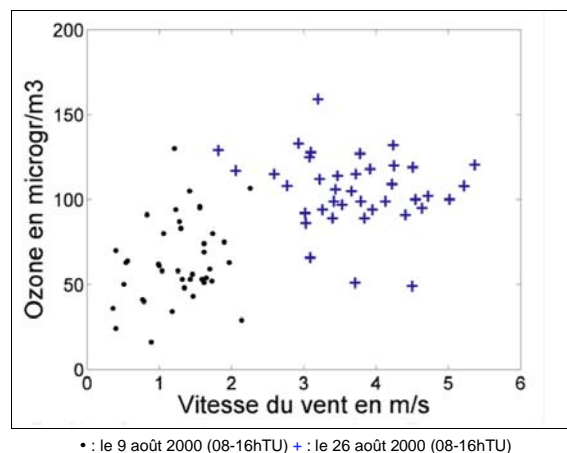
Figures 7a et 7b : semi-variogramme directionnel croisé pour la zone centrale.
 a/en fonction de l'incidence locale au vent.
 b/en fonction de la vitesse de vent

Pour la configuration du 9 août, la structuration est fortement induite par la rugosité de la surface (via l'incidence locale au vent). Dans le cas de la journée du 26 (figure 7b) la covariation des concentrations est plus forte avec la vitesse du vent. Aucune autre corrélation n'a été observée, pour le 09 avec la vitesse du vent et pour le 26 avec l'incidence locale au vent et ceci quelle que soit la strate.

3.3 Interprétation

Les journées des 09 et 26 août présentent deux configurations distinctes. Elles se caractérisent par des niveaux de concentration en ozone et des vitesses de vent différentes.

La figure 8 montre, pour la journée du 9 août (•), de faibles concentrations d'ozone avec un gradient net en fonction de la vitesse du vent. Aux faibles concentrations sont associées de faibles vitesses de vent.

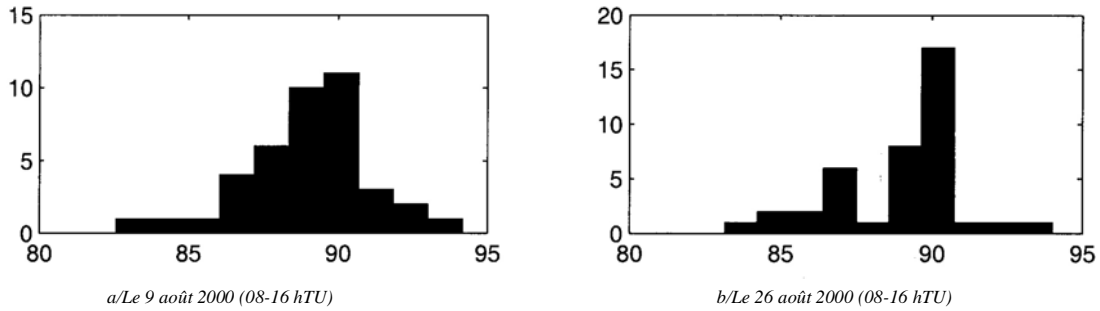


• : le 9 août 2000 (08-16hTU) + : le 26 août 2000 (08-16hTU)

Figure 8 : ozone et vitesses de vent

Le 26 août (+), les concentrations en ozone sont plus fortes et sont associées à des vitesses de vent plus importantes, cette absence de gradient entre concentrations en ozone et vitesses de vent peut être liée à un effet de dilution.

Corrélativement, on peut voir que les configurations d'incidence locale au vent sont différentes d'une date à l'autre (figure 9).



Figures 9a et 9b : histogramme des angles d'incidence locale au vent.

Les valeurs d'angle d'incidence locale au vent sont distribuées de façon plus homogène pour la journée du 9 août (figure 9a) que pour celle du 26 (figure 9b) : la variabilité des valeurs d'angle inférieur à 90° (versants abrités du vent) est plus importante. Le 9 août, les points de mesure sont peu abrités du vent en raison de la direction d'où provient ce dernier. Ceci, associé à des vents faibles, diminue l'impact de la rugosité de surface sur la dilution de l'ozone et par conséquent la structuration sur la zone centrale. Nous avons donc là, la conjonction de deux facteurs qui, pour le 9 août, « favorisent » le poids de la rugosité de surface dans la structuration de l'ozone. *A contrario*, le 26, les points de mesure sont plus exposés au vent et les vitesses de vent sont plus importantes. L'analyse préliminaire montre, comme attendu, que le vent est une des clés de la structuration : lorsque le vent est faible, la structuration régionale des concentrations en ozone est déterminée par la structuration de la zone centrale dont le déterminant est la rugosité de surface. En cas de vent plus soutenu, les concentrations en ozone sont moins bien structurées à l'échelle de la strate qu'à l'échelle régionale, dont l'élément structurant est la vitesse de vent (*i.e.* dispersion). Le 26 août, l'effet de dilution du vent joue un rôle plus important et les directions de vent sont différentes de celle du 09.

Conclusion et perspectives

L'analyse des mesures de concentration en ozone effectuées par tubes à diffusion passifs en août 2000 en Bourgogne, montre une structuration spatiale fortement anisotropique, fonction des niveaux de concentration et dépendante des propriétés atmosphériques (vent) et des conditions de surface (rugosité). Cette structuration est, pour certaines dates, d'autant plus nette que l'on regarde à l'intérieur des trois grandes unités physiographiques qui constituent la Bourgogne.

La partie centrale de la Bourgogne présente les altitudes et le modelé les plus importants. Lorsque le vent est faible, elle est la zone la mieux structurée et a le plus de poids dans la structuration à l'échelle régionale. Le poids de la rugosité de surface devient alors prépondérant. En cas de vent plus soutenu, la structuration spatiale est plus nette à l'échelle régionale qu'à l'échelle locale et elle est liée à un effet classique de dilution.

Nous avons donc établi que, pour certaines dates, la structuration des concentrations en ozone est bien expliquée par certaines variables liées aux phénomènes de dispersion. Il conviendra d'approfondir l'analyse pour d'autres configurations (*i.e.* dates) de manière à évaluer le poids sur les émissions de précurseur et/ou sur les réactions photochimiques.

La finalité de notre travail est d'établir des cartes de concentration en ozone en Bourgogne les plus proches de la réalité possible. Les résultats montrent que la spatialisation de l'ozone nécessite une meilleure compréhension des mécanismes mis en jeu. Cela passe par l'association de covariables explicatives et par l'identification des principales typologies pouvant être rencontrés sur la région.

Bibliographie

- BAVAY R. et ROUSSEL I., 1992, « Pollution photooxydante en Europe du Nord-Ouest : l'exemple de l'été 1989 », *Pollution atmosphérique*, n°153, p 36-49.
- BURNET R.T., BROOK J.R., YUNG W.T., DALES R.E., KREWSKI D., 1997, « Association between ozone and hospitalization for respiratory diseases in 16 canadian cities », *Environmental Research*, 72, p. 24-31.
- CASTEL T., 1998, *Estimation de paramètres de la ressource forestière par télédétection radar à synthèse d'ouverture*, TH. DOCT, 250 p.
- Conseil supérieur d'hygiène publique de France, 1996, *L'ozone, indicateur majeur de la pollution photochimique en France : évaluation et gestion du risque sur la santé*, Paris : Lavoisier, Coll. tec & doc, 164 p.
- CRESSIE N., 1993, *Statistics for spatial data*, Wiley Intersciences, 900 p.
- DALSTEIN L., TETON S., COTTEREAU C., VAS N., 2001, « Niveaux d'ozone et endommagement foliaire sur quelques essences méditerranéennes », *Pollution Atmosphérique*, n°170, avril-juin 2001, p. 263-277.
- DEUTSCH C., JOURNAL A., 1998, *GSLIB Geostatistical Software Library and User's Guide*, second edition Applied Geostatistics Series, Oxford university press, 369 p.
- GARCIA FOUQUE S., 1998, *Étude de la mesure de l'ozone par tube à diffusion, application terrain*, TH. DOCT. Compiègne, 331 p.
- ISAAKS, E. H. and R. M. SRIVASTAVA, 1989, *Applied geostatistics*, Oxford University Press, Inc. N.Y., NY.
- JOLY D., FURY R., NILSEN L., ELVEBAKK A., BROSSARD T., 2003, « Temperature interpolation at a large scale: test on a small area in svalbad », *Int. J. Climatol.*, 23, p. 1637-1654.
- KRUPA S. et KICKERT R., 1997, « Consideratins for establishing relationships between ambient O3 and adverse crop response », *Environmental Reviews*, 5:1, p. 55-77.
- KRUPA S.V. et LEGGE A.H., 2000, « Passive sampling of ambient, gaseous air pollutants: an assessment from an ecological perspective », *Environmental Pollution*, 107, p. 31-45.
- MUSSELMAN R.C. et MASSMAN W.J., 1999, « Ozone flux to vegetation and its relationship to plant response and ambient air quality standards », *Atmospheric Environment*, 33, p. 65-73.
- RICHARD Y., HOUZE-BARRAUX M.-L., CHABIN J.-P. et THEVENIN D., 2000, « Pollution en ozone en Bourgogne orientale », *Publications de l'Association Internationale de Climatologie*, vol.13, p. 528-537.
- STEDMAN J.R., 2004, « The predicted number of air pollution related deaths in the UK during the August 2003 heatwave », *Atmospheric Environment*, 38, p. 1087-1090.
- WACKERNAGEL H., 2003, *Multivariates Geostatistics*, Springer-Verlag, Berlin 256 p.
- WEBSTER R. and OLIVER M.A., 2004, *Geostatistics for Environmental Scientists*, Ed; Wiley, 271 p.
- WILMOTT C.J. and ROBESON S.M., 1995, « Climatologically aided interpolation (CAI) of terrestrial air temperature », *International Journal of Climatology*, 15, p. 221-229.