

ECOLE DES MINES DE DOUAI
DEPARTEMENT CHIMIE ET ENVIRONNEMENT

Etude n°6

**INFLUENCE DES PARAMETRES
METEOROLOGIQUES SUR LA STRATEGIE
DE MESURE A L'AIDE DE MOYENS MOBILES**

Application à TOULOUSE (2001 et 2002)

Jean-Luc HOUDRET
Décembre 2003

SOMMAIRE

1.	INTRODUCTION.....	3
2.	PRINCIPE	4
3.	APPLICATION AUX DONNÉES DE TOULOUSE (ORAMIP)	5
4.	INFLUENCE DES PARAMÈTRES MÉTÉOROLOGIQUES.....	8
4.1	REPRODUCTIBILITÉ PLURIANNUELLE DE LA MÉTÉOROLOGIE.....	8
4.2	INFLUENCE DE LA DIRECTION DU VENT : ROSES DE POLLUTION	10
4.3	INFLUENCE DE LA VITESSE DU VENT	14
4.4	INFLUENCE DE LA TEMPÉRATURE	17
5.	INFLUENCE DES PARAMÈTRES TEMPORELS.....	21
5.1	PRINCIPE	21
5.2	INFLUENCE DE L'HEURE (VARIATIONS TRIHORAIRES)	21
5.3	INFLUENCE DU JOUR DE LA SEMAINE	24
6.	APPLICATION DE LA NORME ISO 9359.....	25
6.1	RÉPARTITION DES DONNÉES DANS DES STRATES.....	25
6.2	PRÉ-ÉTUDE À PARTIR DE DONNÉES EXISTANTES DE 2001 ET 2002.....	26
6.3	CAMPAGNE DE MESURE.....	32
7.	RÉSULTATS GÉNÉRAUX	35
7.1	COMPARAISONS DES MOYENNES (EN ÉCHELLE DE CONCENTRATION).....	36
7.2	COMPARAISONS DES MOYENNES (EN ÉCARTS RELATIFS)	37
7.3	RECONSTITUTION DES NOMBRES DE DÉPASSEMENTS DE SEUILS	38
8.	CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	40
	ANNEXE – FORMULAIRE.....	41

RESUME de l'étude n°6 du rapport d'activités 2003 de l'EMD

Etude suivie par : Jean-Luc HOUDRET

Tél : 03 27 71 26 13

INFLUENCE DE PARAMETRES METEOROLOGIQUES SUR LA STRATEGIE DE MESURE A L'AIDE DE MOYENS MOBILES

Dans le cadre des directives européennes et du projet d'arrêté du MEDD, il est permis d'évaluer la qualité de l'air par des estimations objectives des teneurs en polluants dans les zones où elles sont inférieures aux seuils minima d'évaluation, selon les prescriptions du document « Guidance on Assessment under the EU Air Quality Directives » qui stipulent que 20% du temps doit être couvert. Les directives imposent également une surveillance représentative de tout le territoire, et surtout dans les zones où les seuils réglementaires risquent d'être dépassés.

Lorsque des mesures n'ont pas encore été réalisées sur un site donné, il n'est pas possible de savoir dans lequel des deux cas ci-dessus se positionne ce site. L'usage de moyens mobiles de mesure peut permettre de répondre à cette question préliminaire. Cette étude est issue de l'un des besoins exprimés par le groupe de travail sur les moyens mobiles de mesure, et a pour objectif :

- d'élaborer une stratégie d'utilisation des moyens mobiles de mesure,
- d'étudier et de prendre en compte l'impact des paramètres météorologiques sur les mesures réalisées lors de campagnes mobiles afin d'estimer les moyennes annuelles,
- de déterminer le nombre et les durées de campagnes mobiles qu'il faudrait mettre en œuvre sur un site ou dans une zone pour estimer la moyenne annuelle et le nombre de dépassements de seuils prédéterminés avec leurs incertitudes respectives qui auraient été obtenus dans une station fixe.

Le principe de cette étude est basé sur la norme : « **ISO 9359 – Qualité de l'air – Echantillonnage aléatoire stratifié pour l'évaluation de la qualité de l'air ambiant** »,

qui décrit à partir des mesures de pollution issues de campagnes mobiles la reconstitution sur un long terme d'une concentration moyenne assortie de son incertitude, et le dénombrement des dépassements de seuils prédéfinis.

Afin d'évaluer la méthode, elle est en premier lieu appliquée à une base de données issues de stations fixes, puis aux données de campagnes de mesures mobiles simulées en prélevant une partie de la base complète. Cette étude s'applique à des données tri-horaires de Toulouse en 2001 et 2002, et se limite aux paramètres disponibles, soit la vitesse et la direction du vent et la température.

En prenant en compte uniquement la première semaine de chaque trimestre, les incertitudes sur les reconstitutions de moyennes annuelles et de nombres de dépassement annuels de seuils prédéfinis sont meilleures que 10% et confirment le bien-fondé de la méthode.

INFLUENCE DE PARAMETRES METEOROLOGIQUES SUR LA STRATEGIE DE MESURE A L'AIDE DE MOYENS MOBILES

1. INTRODUCTION

Les directives européennes et le projet d'arrêté du MEDD imposent des objectifs de surveillance divers selon plusieurs critères :

- évaluation de la qualité de l'air par des estimations objectives des teneurs en polluants dans les zones où elles sont inférieures aux seuils minima d'évaluation,
- surveillance représentative de tout le territoire,
- surveillance renforcée dans les zones où les seuils réglementaires risquent d'être dépassés

L'usage de moyens mobiles de mesure peut apporter des informations sur le critère prévalant dans une zone donnée. Cette étude est issue de l'un des besoins exprimés par le groupe de travail sur les moyens mobiles de mesure :

« Quels nombres de campagnes mobiles par an et de quelles durées, faut-il mettre en œuvre sur un site pour avoir une estimation de la moyenne annuelle qui aurait été obtenue avec une station fixe ? ».

L'application de la norme :

« ISO 9359 – Qualité de l'air – Echantillonnage aléatoire stratifié pour l'évaluation de la qualité de l'air ambiant »,

permet d'étudier et de prendre en compte l'impact de paramètres météorologiques et/ou temporels sur les mesures réalisées lors de campagnes mobiles afin d'estimer les moyennes annuelles et le nombre de dépassements de seuils prédéterminés avec leurs incertitudes respectives, qui auraient été obtenus dans une station fixe :

- pour des directions de vent sélectionnées par rapport à un émetteur industriel,
- pour des classes de concentration spécifiées,
- pour des classes de valeurs de paramètres météorologiques, tels que la température, la pluviométrie, la pression, ... ,
- selon l'heure du jour et le jour dans la semaine.

Cette norme décrit comment à partir de groupes de mesures partielles :

- reconstituer sur un plus long terme, par exemple sur une année, une concentration moyenne assortie de son incertitude,
- dénombrer les dépassements de seuils prédéfinis (ex : valeurs limites).

Par contre, cette norme est succincte sur les modalités de choix des classes de paramètres à prendre en compte et la méthode de construction des strates. Cela est laissé au libre arbitre des utilisateurs selon leurs contextes locaux. Cette étude tente de combler ce manque.

Des études de faisabilité appliquées aux données journalières de pollution atmosphérique à Lille de 1996 à 1999, aux données tri-horaires de Marseille de 1998 à 2000, ont été réalisées en 2002. Cette étude s'applique à des données tri-horaires de Toulouse du réseau ORAMIP.

2. PRINCIPE

Différentes combinaisons de paramètres météorologiques et temporels peuvent entraîner la présence de fortes, moyennes ou faibles concentrations en polluants ; le nombre minimum de mesures nécessaires sur un site pour estimer une moyenne et un nombre de dépassements de seuil avec une incertitude donnée, requiert la connaissance des distributions de données et de leurs écarts types attendus sur un site-test similaire ; ces estimations sont plus tributaires des concentrations élevées que des faibles ; aussi il est préférable de regrouper en strates définies par les combinaisons de paramètres, les données de mêmes ordres de grandeur, afin de réduire les écarts types des données de chaque strate.

Il convient donc :

- en premier lieu de connaître les influences des paramètres météorologiques et temporels sur les données du site-test choisi, et de créer des strates de concentrations correspondant à des combinaisons de ces paramètres,
- de calculer les moyennes et les écarts types des polluants concernés dans chaque strate,
- de déterminer les nombres minimum de mesures qu'il conviendrait de faire pour une incertitude donnée dans chaque strate lors de campagnes ultérieures,
- de réaliser les campagnes de mesure sur les autres sites à prospector, et de ventiler dans chaque strate les résultats obtenus correspondant aux mêmes combinaisons,
- de reconstituer les moyennes annuelles et/ou les nombres de dépassements de seuils au prorata annuel des occurrences des strates pendant les campagnes,
- de tester et valider la méthode sur la base des nombres de mesures trouvés, en simulant des campagnes de mesures prises dans la base de données du site-test.

Le projet à terme est de construire une méthodologie applicable dans tous les réseaux, après l'avoir testée avec les données de plusieurs réseaux, et surtout pour diverses typologies de stations.

3. APPLICATION AUX DONNÉES DE TOULOUSE (ORAMIP)

L'association ORAMIP a communiqué à l'EMD les données horaires de 2001 et 2002 pour plusieurs stations de typologies différentes, ainsi que des mesures météorologiques horaires effectuées à la station de Colomiers.

Cette étude s'applique aux stations décrites dans le tableau 1 et dans la figure 1.

Tableau 1 : stations et polluants mesurés

Stations de mesure			Polluants mesurés				
Nom	Dim.	Typologie	SO2	NOx	O3	CO	Pm2.5 et PM10
Colomiers	COL	PERIURBAIN		X	X	X	
Balma	BAL	PERIURBAIN			X		
St cyprien	CYP	TRAFIC	X	X		X	
rue de metz	MET	TRAFIC	X	X		X	
Pargaminière	PAR	TRAFIC		X		X	
CCIT	CCI	TRAFIC					X
Berthelot	BRT	URBAIN	X	X	X		X
Mazades	MAZ	URBAIN		X	X		

La station météorologique de Colomiers a fourni des données qui ont été appliquées à l'ensemble des stations de mesure ; elles ne sont peut-être pas représentatives de toute la zone d'étude.



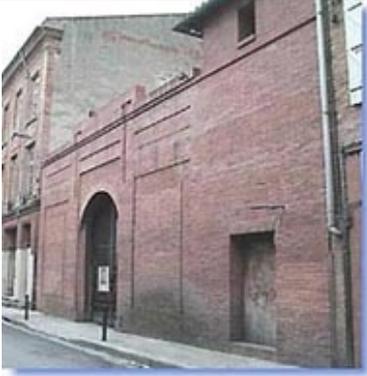
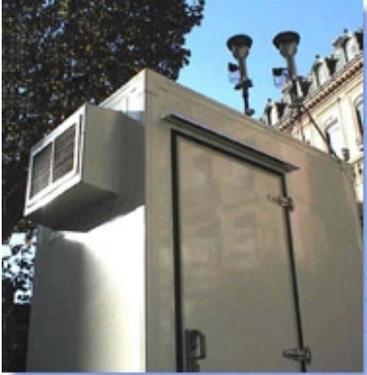
	
Pargaminière	Colomiers
	
Balma	St cyrien
	
rue de metz	Mazades
	
CCIT	Berthelot

Figure 1 : stations de mesure – réseau de Toulouse

Les paramètres météorologiques pris en compte sont les suivants :

- la vitesse du vent et sa direction par secteur de 10 en 10 degrés,
- la température.

L'aspect temporel est également pris en compte de la manière suivante :

- Les heures des séquences de mesure tri-horaires,
- Les jours de la semaine.

La limitation volontaire à ces paramètres de base, disponibles dans toutes les associations, rend cette étude applicable par tous.

Note 1 : ces mesures ont été moyennées sur 3 heures afin de réduire la taille des fichiers annuels ; cela montre qu'il est possible d'utiliser les observations réalisées toutes les 3 heures par Météo-France.

Note 2 : l'aspect saisonnier n'est pas considéré ici sur un plan temporel mais est néanmoins pris en compte indirectement par les classes de température.

Note 3 : la norme ISO 9359 est applicable dans 3 cas de figure possibles selon la disponibilité de données antérieures :

- sur la météorologie et sur la pollution,
 - sur la météorologie sans la pollution,
 - sur la pollution sans la météorologie ;
- le premier cas est celui à privilégier et qui est traité dans cette étude.

Pour créer les strates, on a au préalable déterminé le degré d'influence des paramètres météorologiques et temporels retenus sur chacun des polluants considérés, que l'on applique à chaque station et à chaque paramètre, pour définir les classes les plus homogènes possibles pour lesquelles les concentrations mesurées sont assez voisines les unes des autres, par exemple de faibles, moyennes, fortes, à très fortes, afin d'obtenir pour chaque classe des écarts types plus faibles que celui de l'ensemble des données. On combine ensuite les paramètres choisis pour créer les strates.

4. INFLUENCE DES PARAMÈTRES MÉTÉOROLOGIQUES

4.1 Reproductibilité pluriannuelle de la météorologie

Il convient en première approche de s'interroger sur le degré de reproductibilité d'une année à l'autre :

- de la rose des vents,
- de la distribution des vitesses des vents,
- et de la température.

Les figures suivantes montrent des caractéristiques assez semblables pendant les deux années considérées et peuvent conduire à des scénarios semblables.

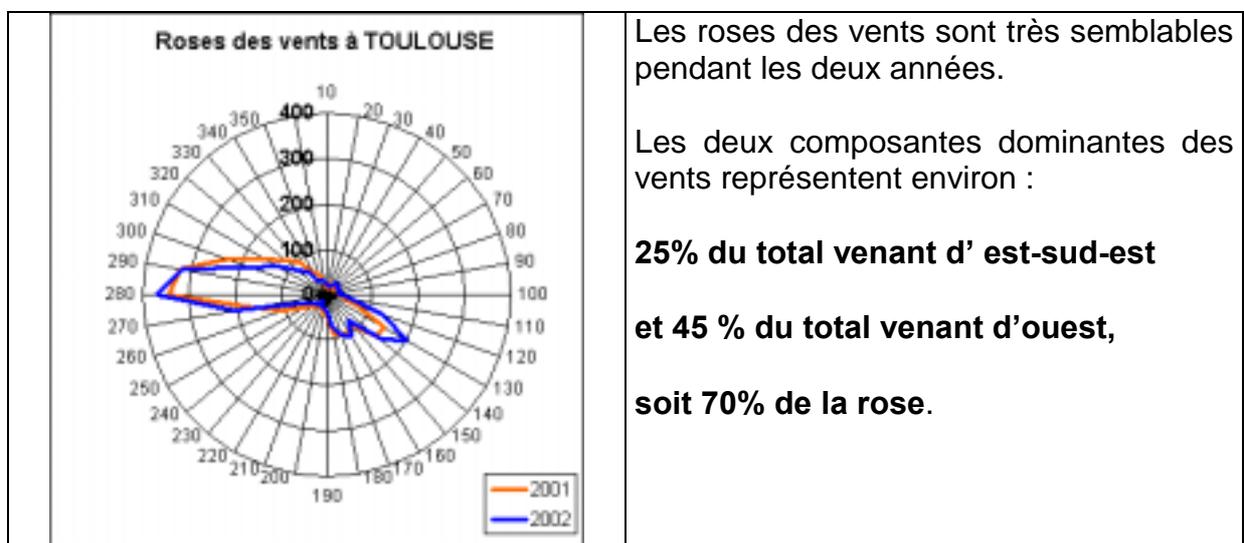


Figure 2 : similitudes des roses des vents annuelles

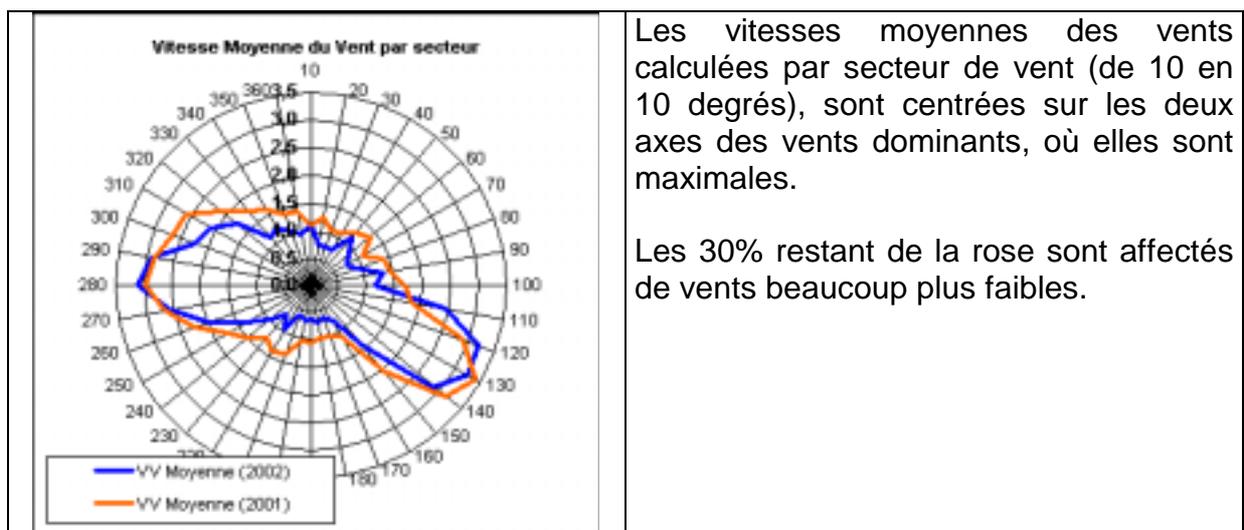


Figure 3 : moyennes des vitesses de vent (en m/s) par secteur et par an

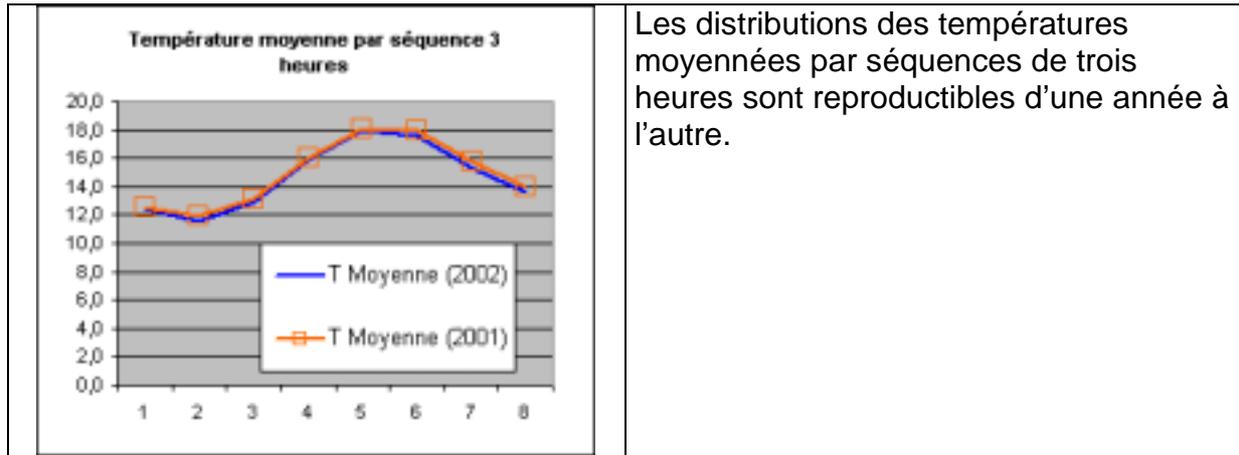


Figure 4: moyennes des températures (en °C) par séquence trihoraire

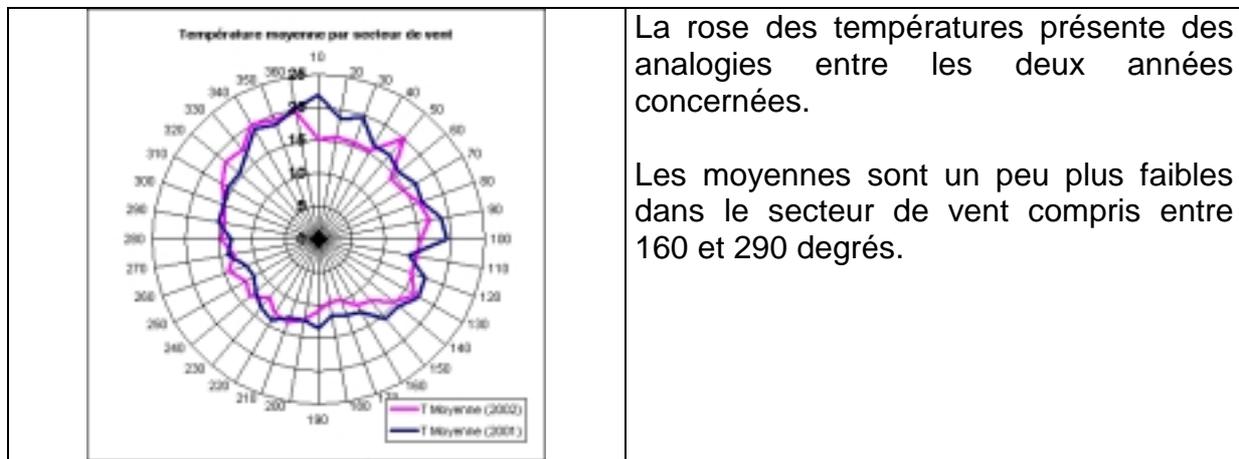


Figure 5 : moyennes des températures (en °C) par secteur de vent

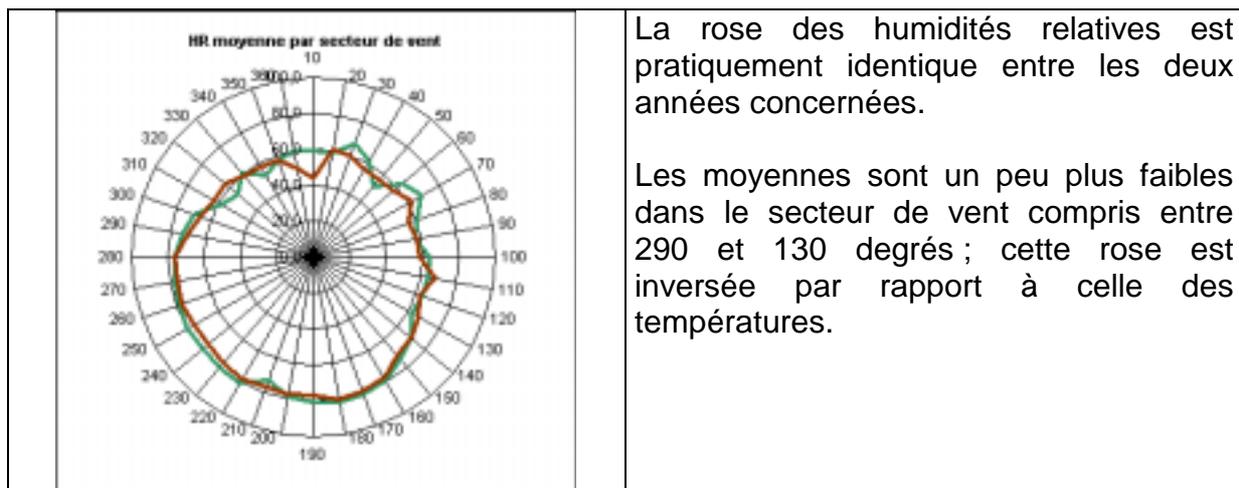


Figure 6 : moyennes des humidités relatives (en %) par secteur de vent

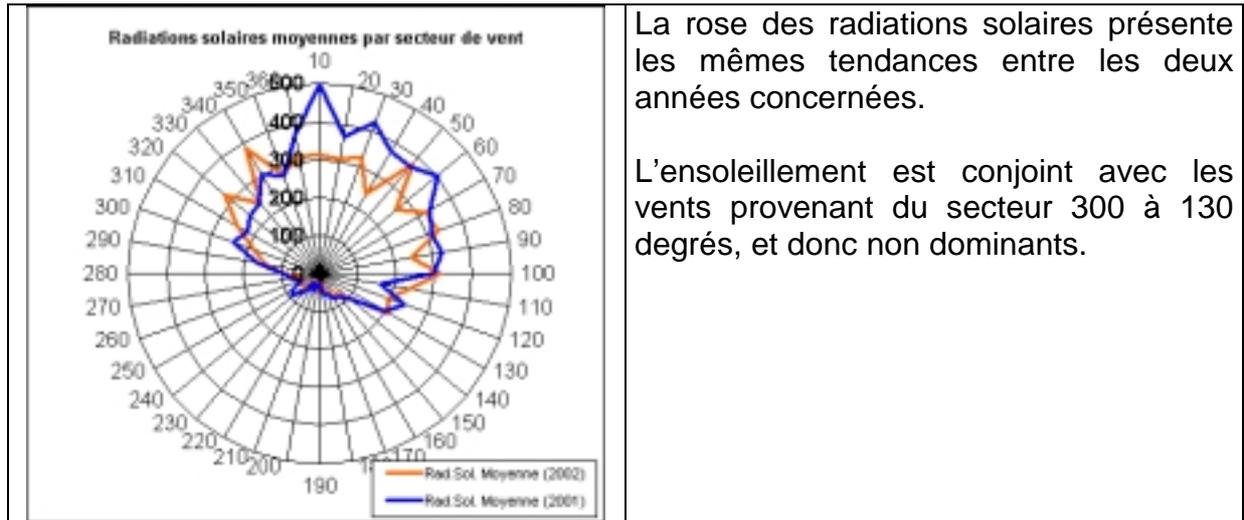


Figure 7 : moyennes des radiations solaires (en watt/m²) par secteur de vent

4.2 Influence de la direction du vent : roses de pollution

Afin d'établir des classes de directions et de vitesses de vent, les figures suivantes présentent les roses de pollution appliquées à chaque polluant mesuré en 2001 et 2002. On calcule pour chaque station les moyennes des concentrations tri-horaires mesurées pour chaque direction de vent (de 10 en 10 degrés) .

4.2.1 Roses de SO₂ : 3 stations

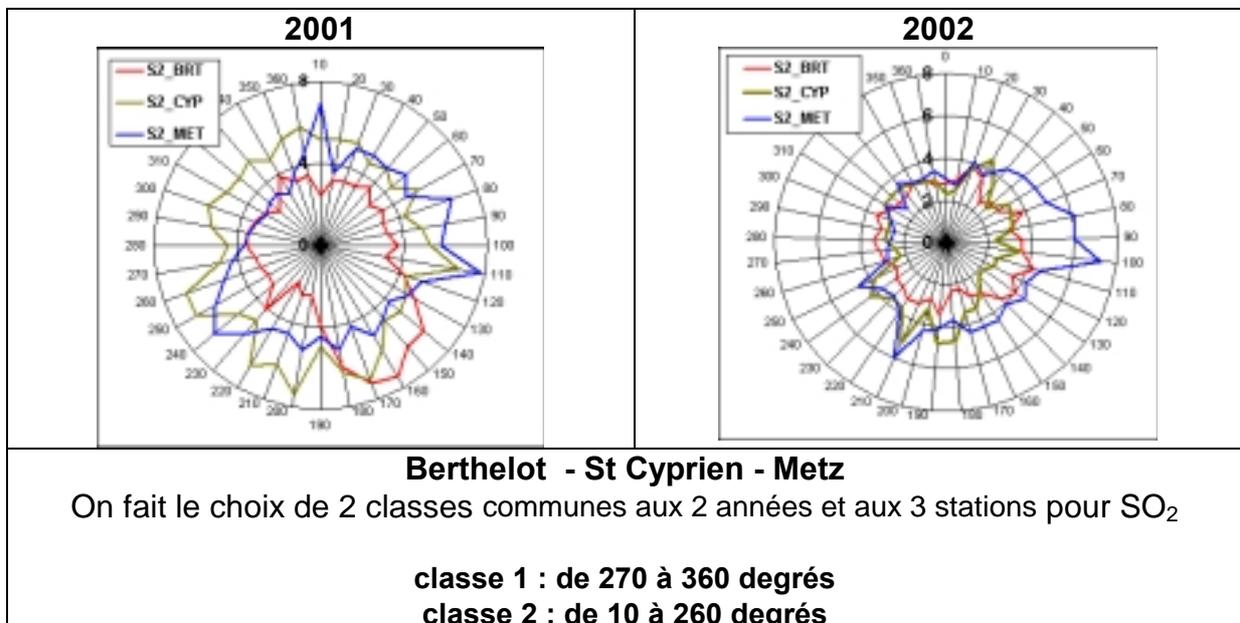


Figure 8 : roses de SO₂ en µg.m⁻³

On voit sur les figures ci-dessus que les valeurs de SO₂ sont un peu plus importantes pour certaines origines de vent qui ne sont pas incluses dans les vents dominants. Les très faibles niveaux rencontrés sont peu significatifs.

4.2.2 Roses de NO : 6 stations

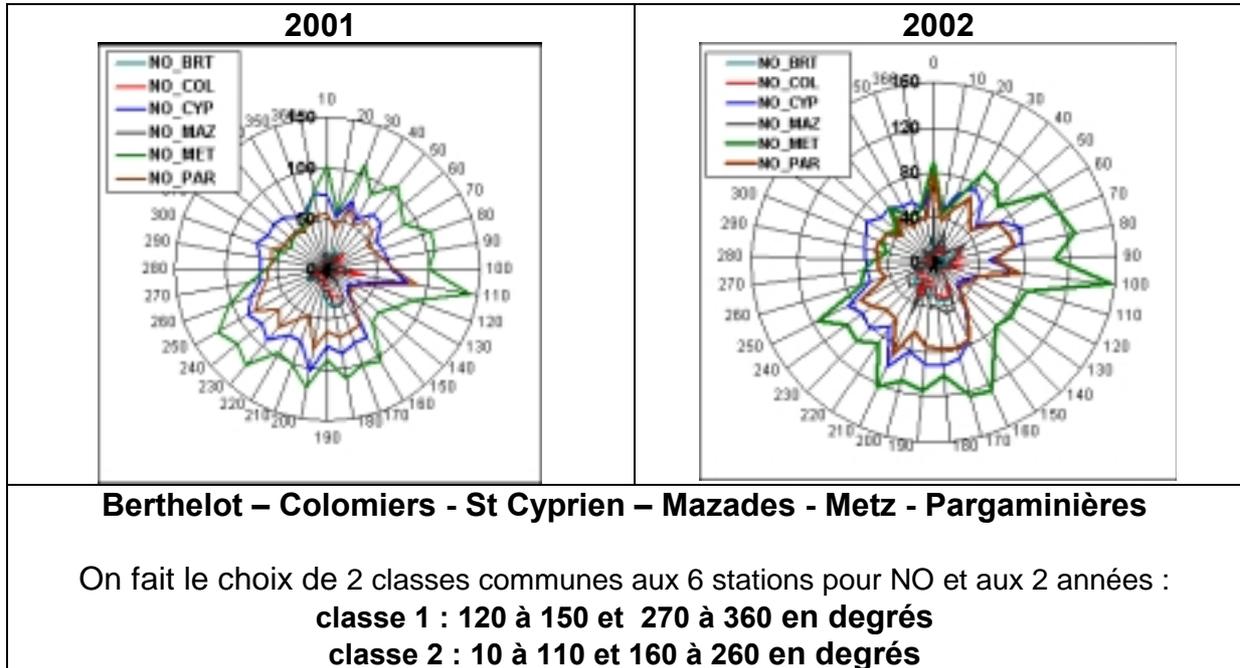


Figure 9 : roses de NO en $\mu\text{g.m}^{-3}$

On voit sur les figures ci-dessus que les valeurs de NO sont plus importantes pour certaines directions de vent, communes aux diverses stations, et non incluses dans la composante ouest des vents dominants.

4.2.3 Roses de NO₂ : 6 stations

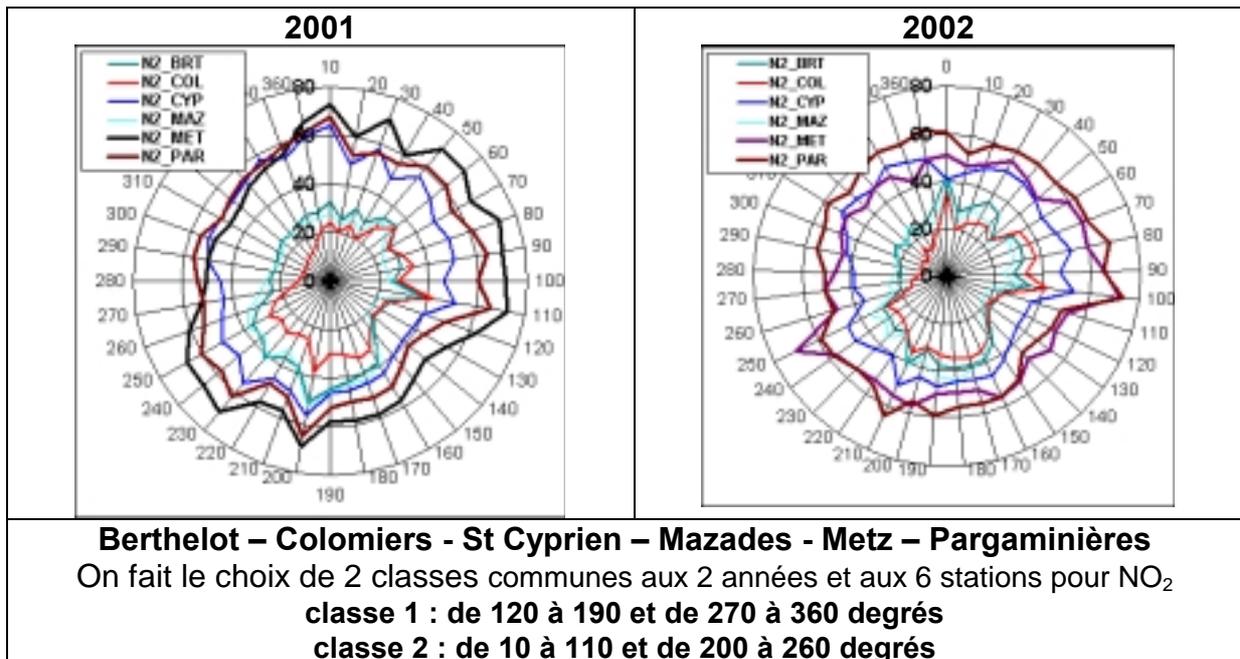


Figure 10 : roses de NO₂ en $\mu\text{g.m}^{-3}$

On voit sur les figures ci-dessus que les valeurs de NO_2 dépendent peu de l'origine des vents mais sont néanmoins un peu plus importantes pour certaines directions de vent; elles sont assez similaires entre les stations, qu'elles soient de fond ou de proximité automobile.

On note que les moyennes des concentrations calculées par classe de direction de vent sont plus homogènes que pour SO_2 et NO .

4.2.4 Roses de O_3 : 4 stations

On voit sur les figures ci-dessous que les valeurs de O_3 sont nettement plus importantes pour certaines directions de vent, incluant la composante dominante d'est-sud-est. Elles sont assez similaires entre les stations et les 2 années.

On notera sur la 3^{ème} figure ci-dessous une analogie entre la rose d'ozone et celle des radiations solaire.

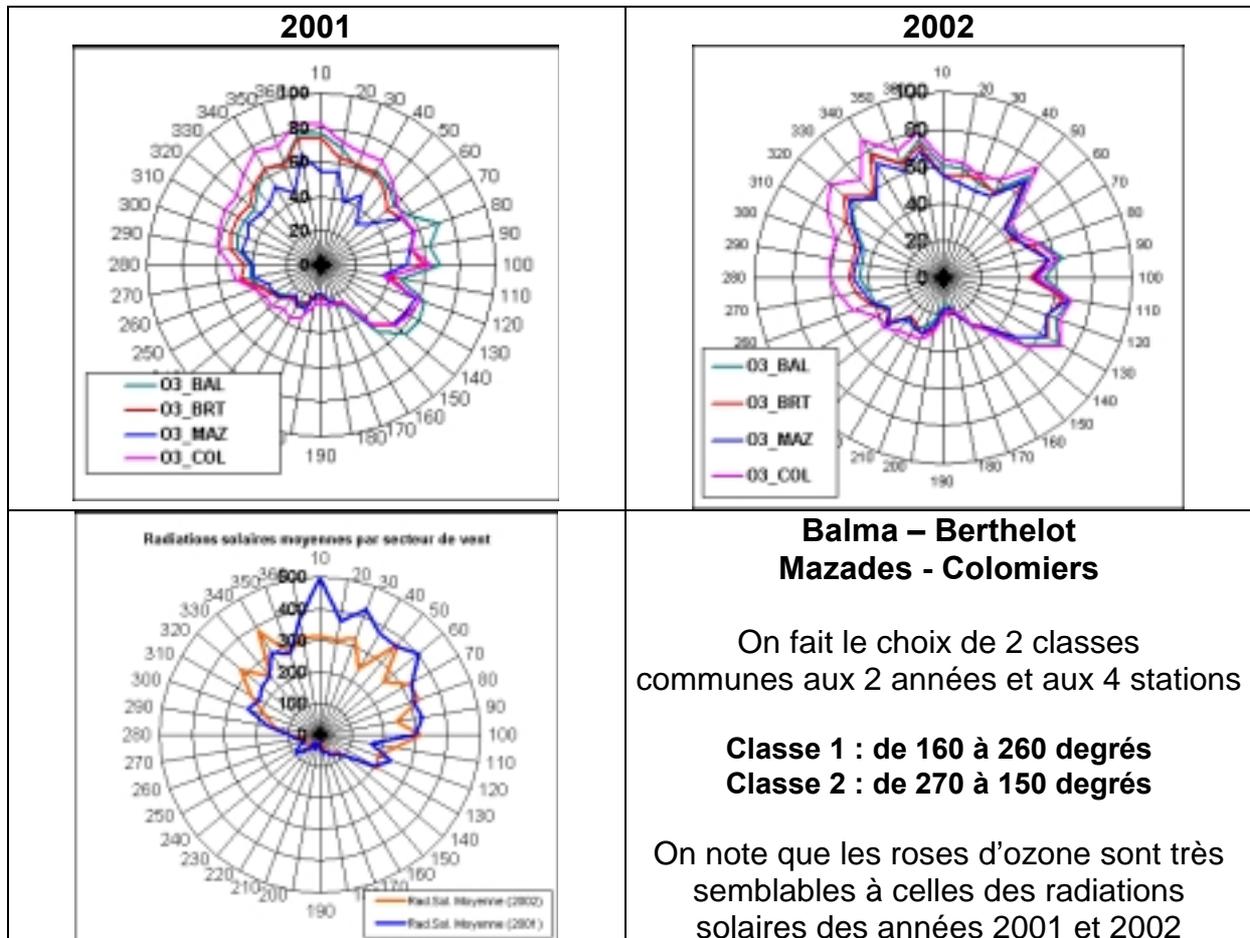


Figure 11 : roses de O_3 (en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) et radiations solaires (en w/m^2)

4.2.5 Roses de CO : 4 stations

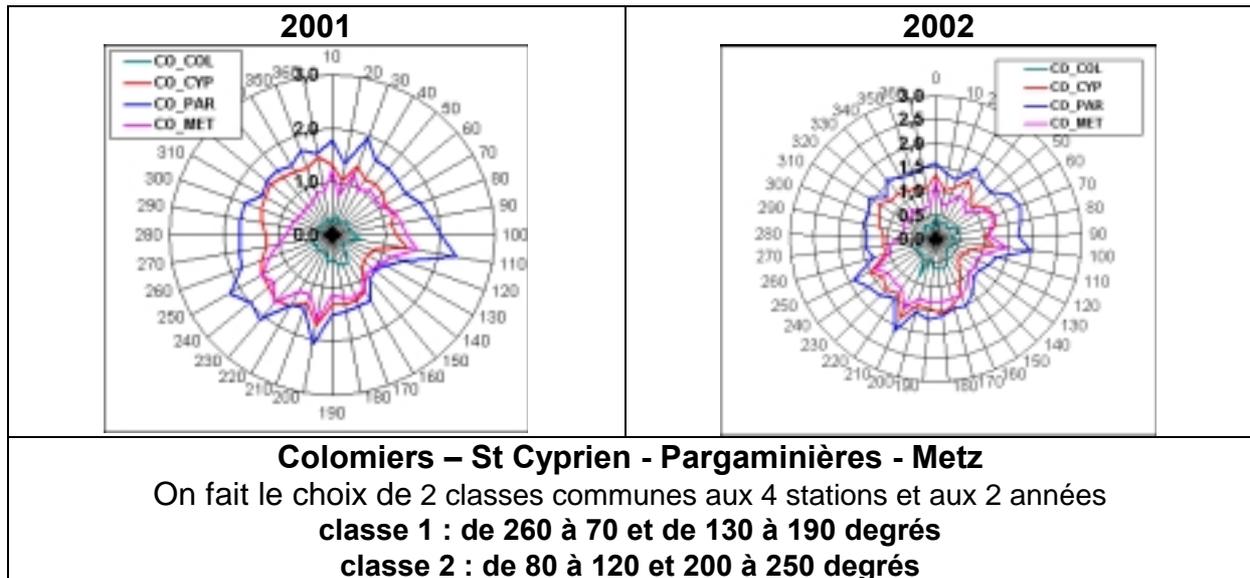


Figure 12 : roses de CO en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$

On voit sur les figures ci-dessus que les valeurs de CO sont un peu plus importantes pour certaines directions de vent non incluses dans les vents dominants bien que les niveaux très faibles rencontrés soient peu significatifs. On peut noter une certaine analogie entre la rose de CO et la rose de NO, les deux polluants étant surtout issus de la même proximité automobile.

4.2.6 Roses de PM2.5 et PM10 : 2 stations

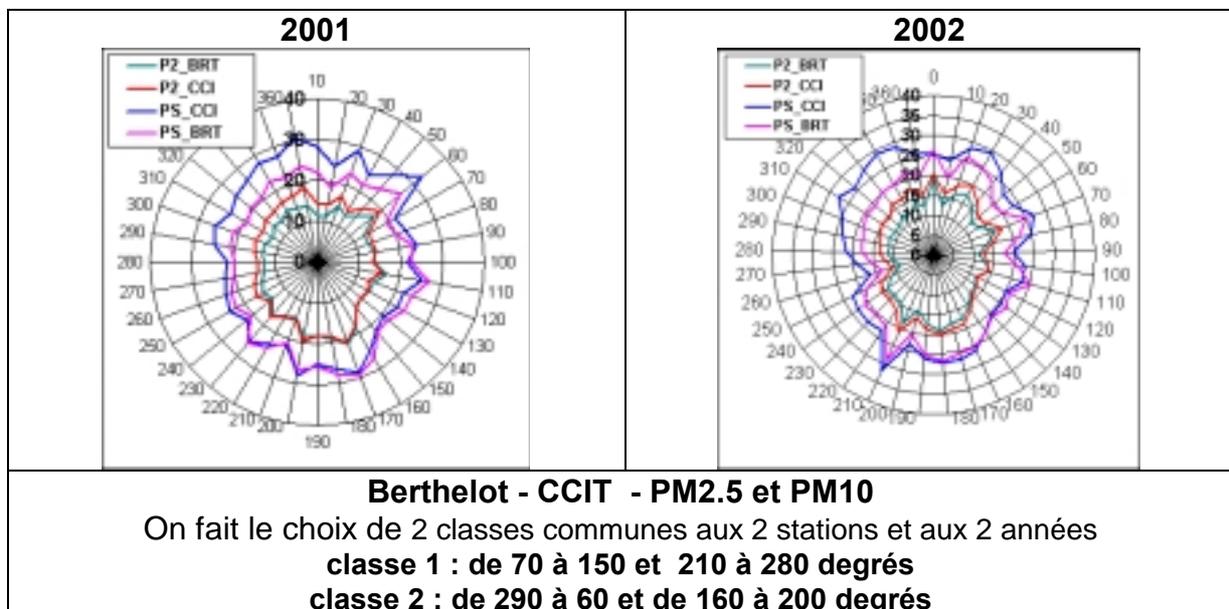


Figure 13 : roses de particules en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

On voit sur les figures ci-dessus que les concentrations en particules dépendent peu de l'origine des vents, mais sont néanmoins un peu plus importantes pour certaines directions de vent, assez similaires entre les deux stations, entre les 2 années et entre les deux fractions granulométriques .

4.3 Influence de la vitesse du vent

L'étendue des vitesses de vent est de 0 à 8 mètres par seconde sur l'ensemble des 2 années considérées; un premier choix de 8 groupes de vitesse de vent a été réalisé. Les résultats sont présentés sur les figures suivantes où on porte les valeurs des polluants en ordonnée en fonction des vitesses de vent en abscisse..

4.3.1 Distributions des vitesses de vent en 2001 et 2002

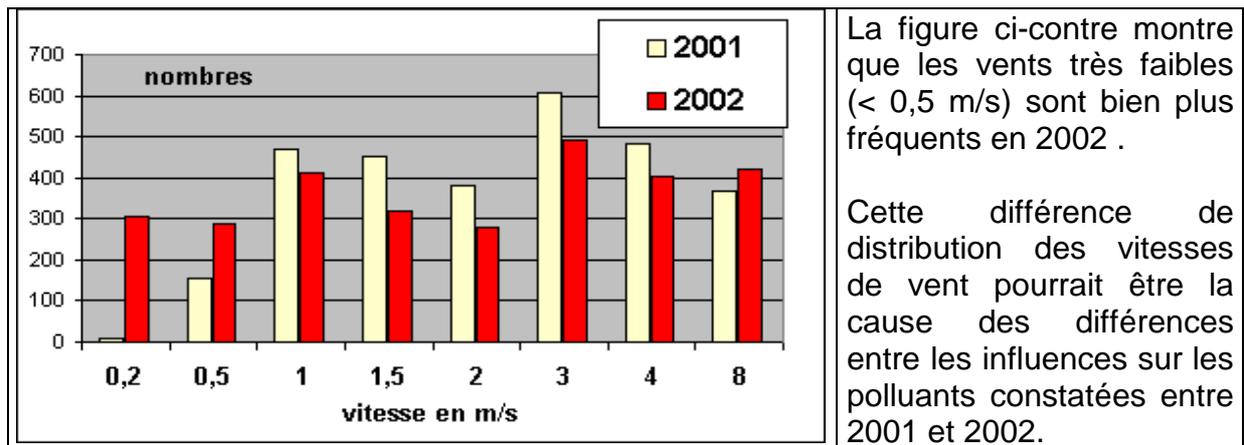


Figure 14 : distributions des vitesses de vent en 2001 et 2002

4.3.2 Influence de la vitesse du vent sur SO₂

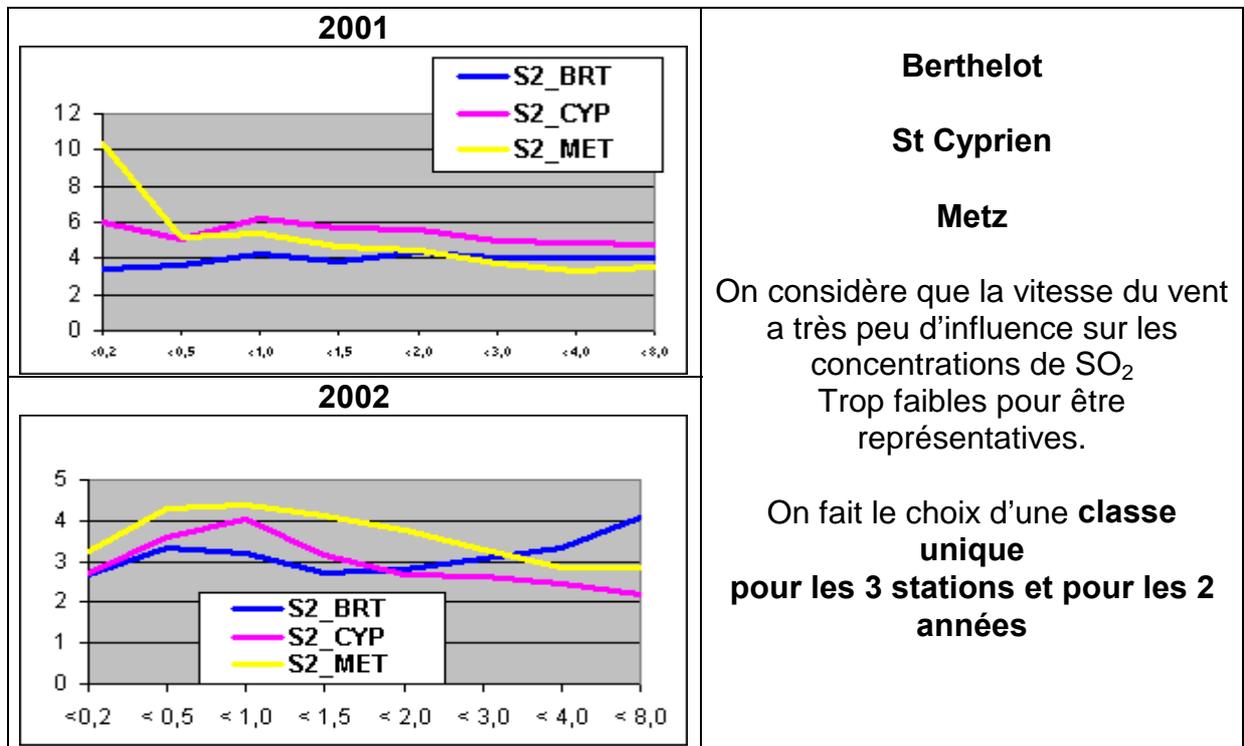


Figure 15 : SO₂ (en µg.m⁻³) en fonction de la vitesse du vent (en m/s)

4.3.3 Influence de la vitesse du vent sur NO

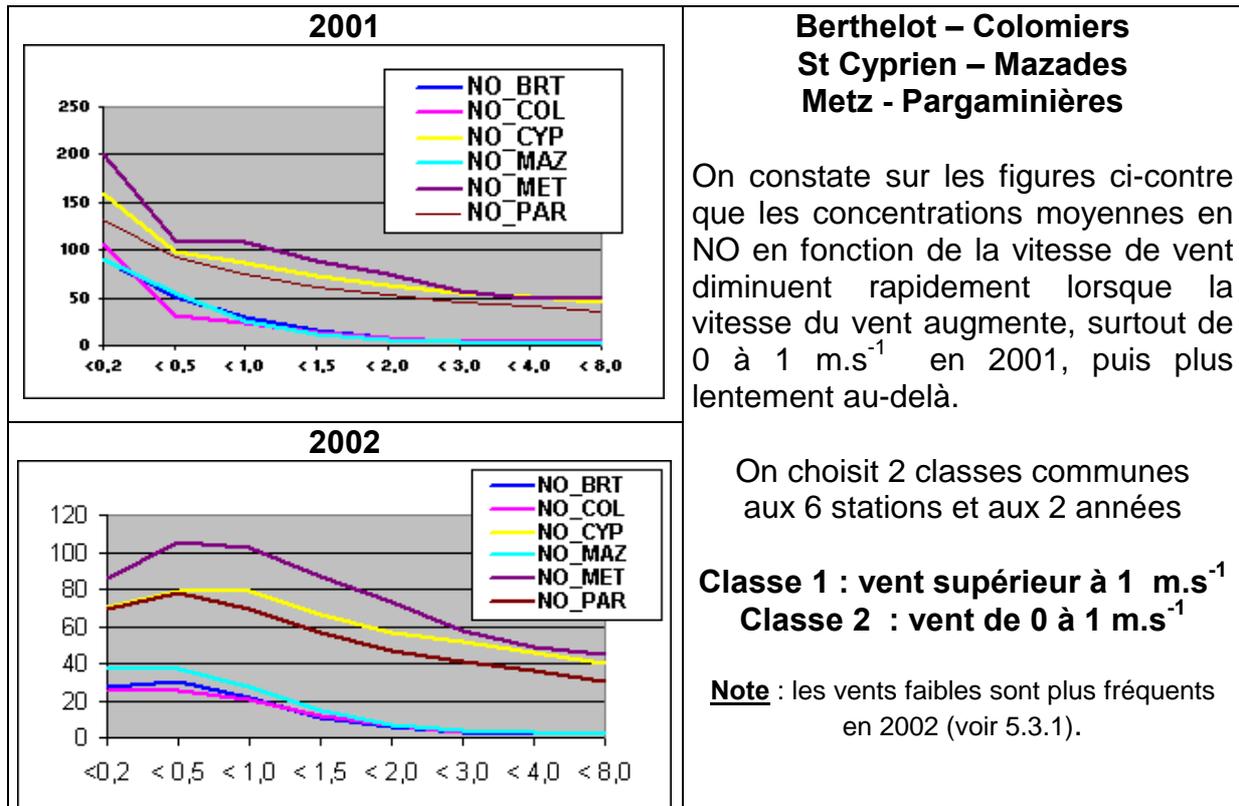


Figure 16 : NO (en $\mu\text{g.m}^{-3}$) en fonction de la vitesse du vent (en m/s)

4.3.4 Influence de la vitesse du vent sur NO₂

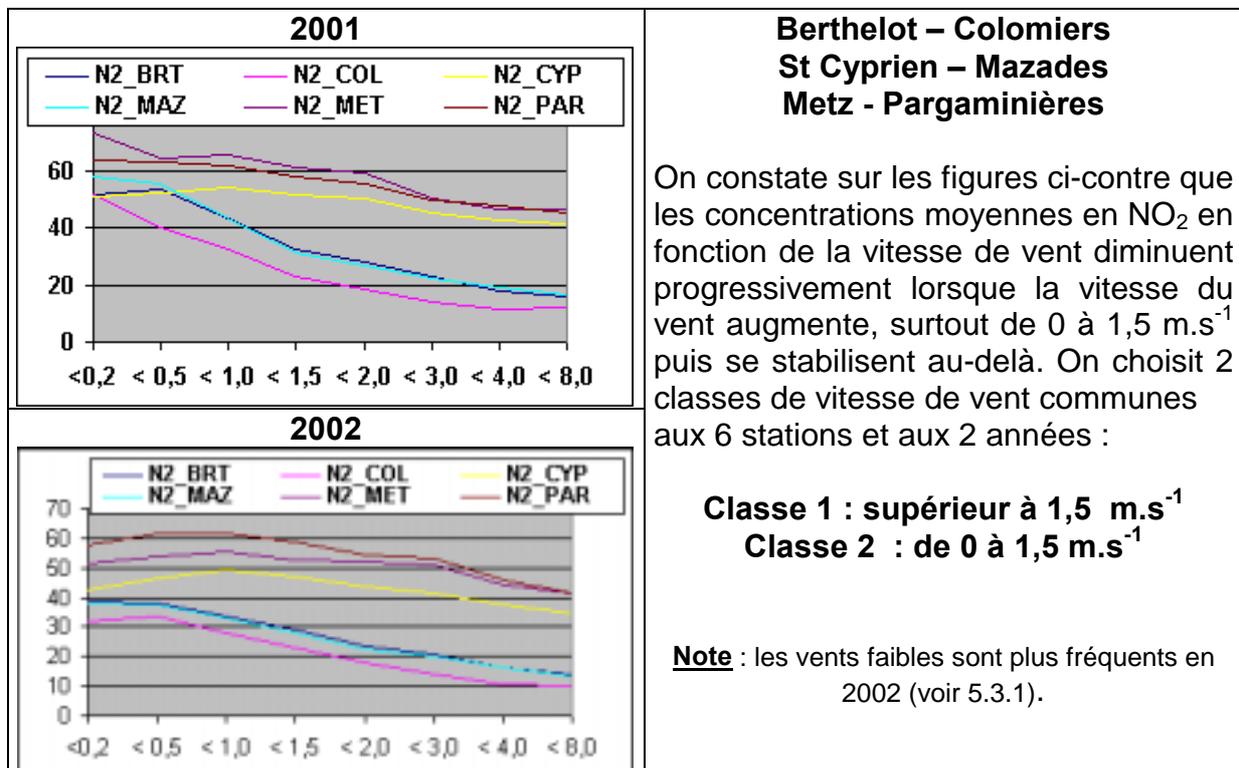


Figure 17 : NO₂ (en $\mu\text{g.m}^{-3}$) en fonction de la vitesse du vent (en m/s)

4.3.5 Influence de la vitesse du vent sur O₃

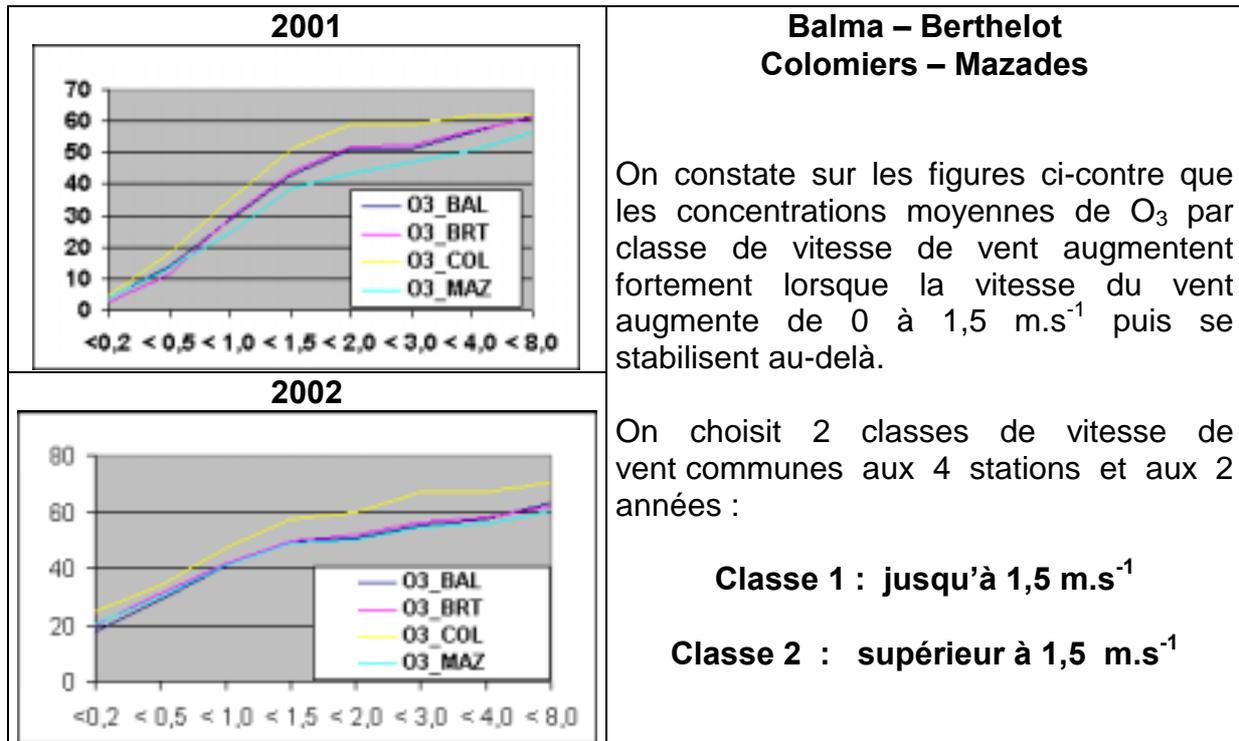


Figure 18 : O₃ (en µg.m⁻³) en fonction de la vitesse du vent (en m/s)

4.3.6 Influence de la vitesse du vent sur CO

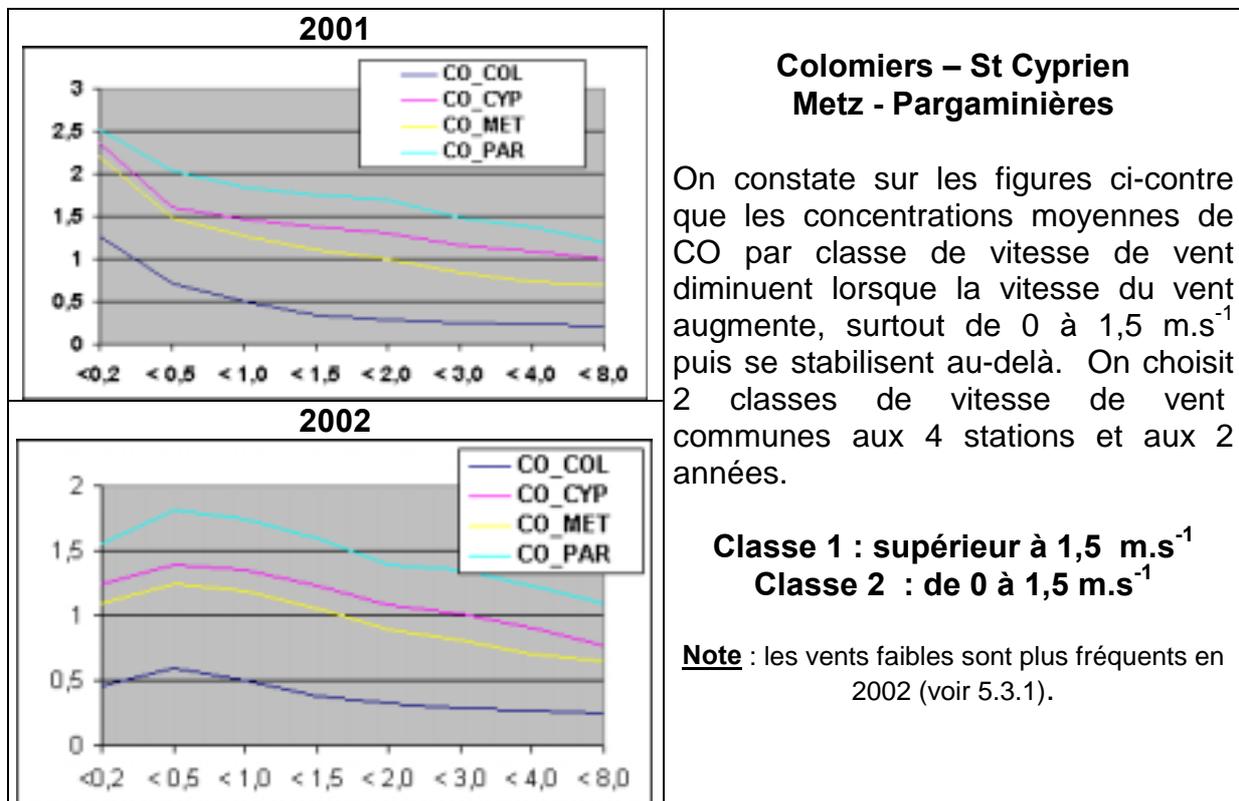


Figure 19 : CO (en mg.m⁻³) en fonction de la vitesse du vent (en m/s)

4.3.7 Influence de la vitesse du vent sur les PM_{2.5} et PM₁₀

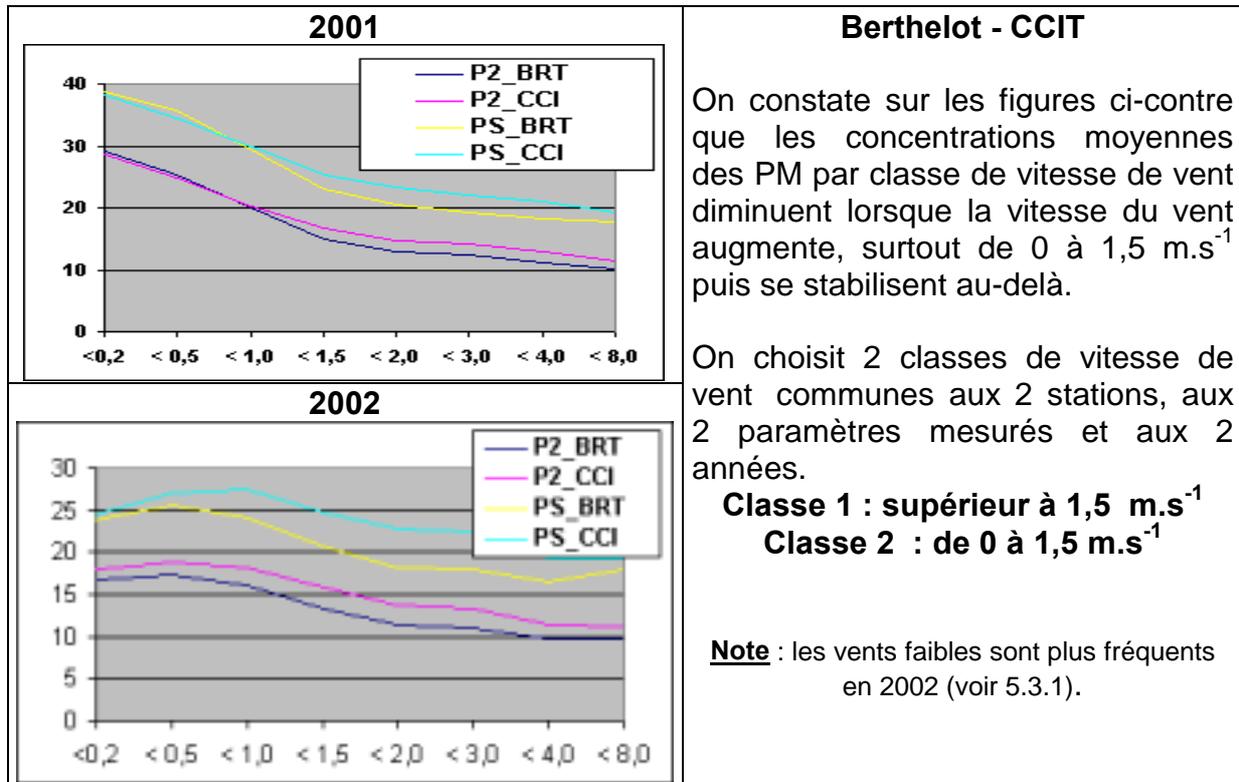


Figure 20 : PM (en $\mu\text{g.m}^{-3}$) en fonction de la vitesse du vent (en m/s)

4.4 Influence de la température

Les températures s'échelonnent de -7 et $+28$ degrés en 2001; cette étendue a été dans un premier temps divisée en 16 groupes : températures < 0 puis de 2 en 2 degrés.

Les concentrations en polluants ont été calculées pour chaque groupe, et par polluant. Les influences de la température sur les divers polluants sont représentées sur les graphiques suivants.

4.4.1 Influence de la température sur SO₂

Comme on peut s'y attendre à Toulouse, SO₂ ne peut être qualifié de polluant hivernal ; les hausses de concentrations ne sont pas liées à des baisses de température.

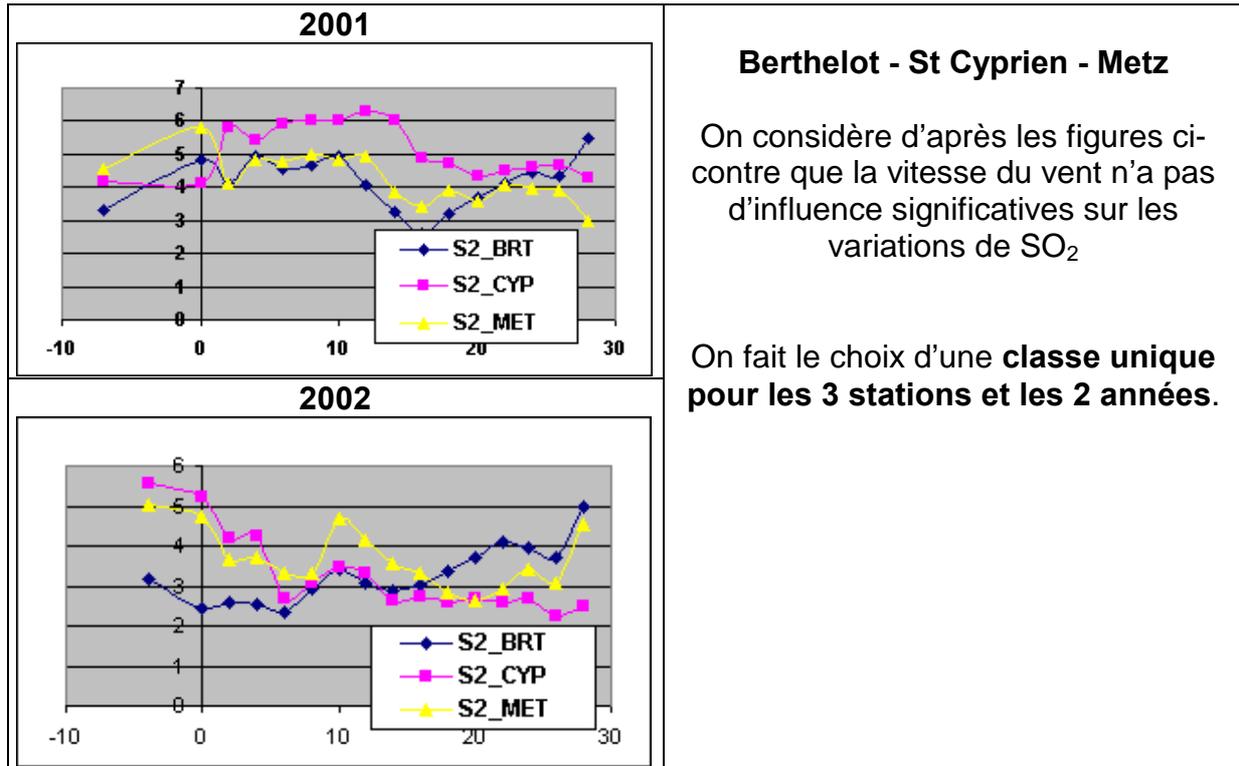


Figure 21 : SO₂ (en µg.m⁻³) en fonction de la température (en degrés)

4.4.2 Influence de la température sur NO

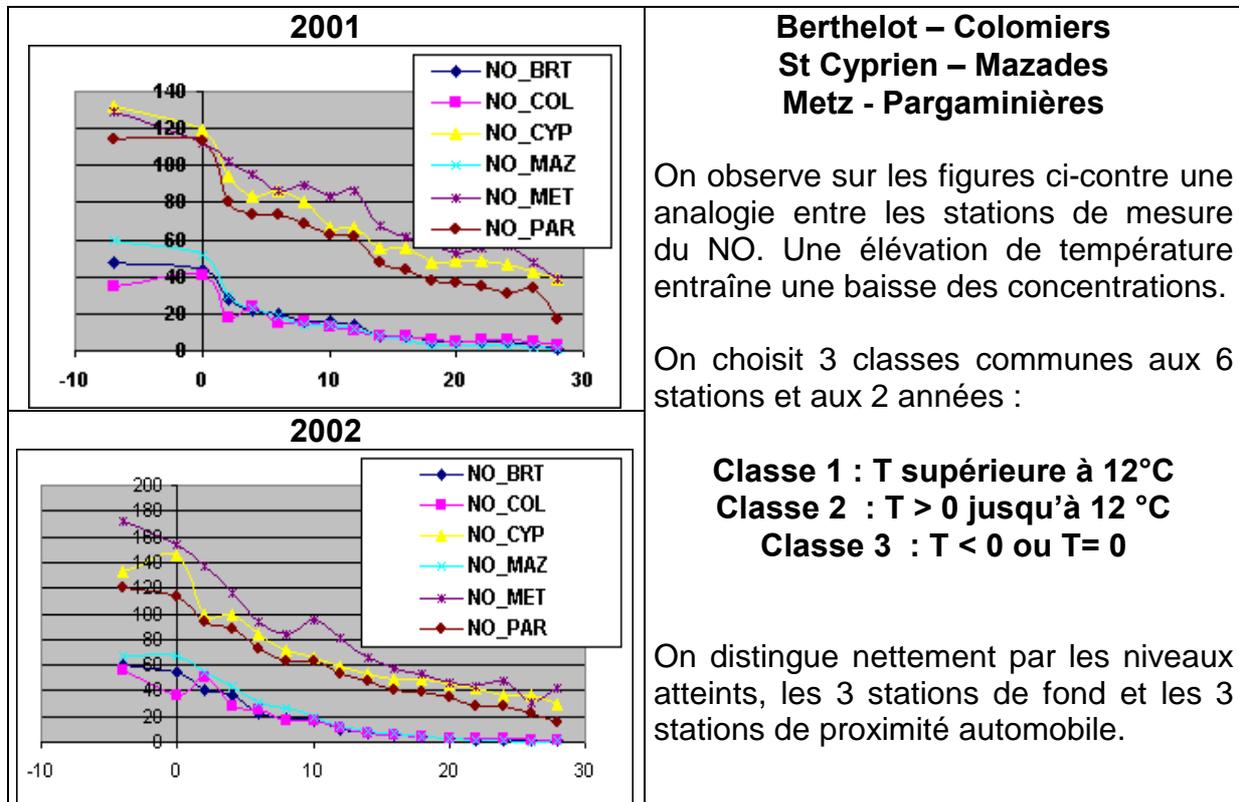


Figure 22 : NO (en µg.m⁻³) en fonction de la température (en degrés)

4.4.3 Influence de la température sur NO₂

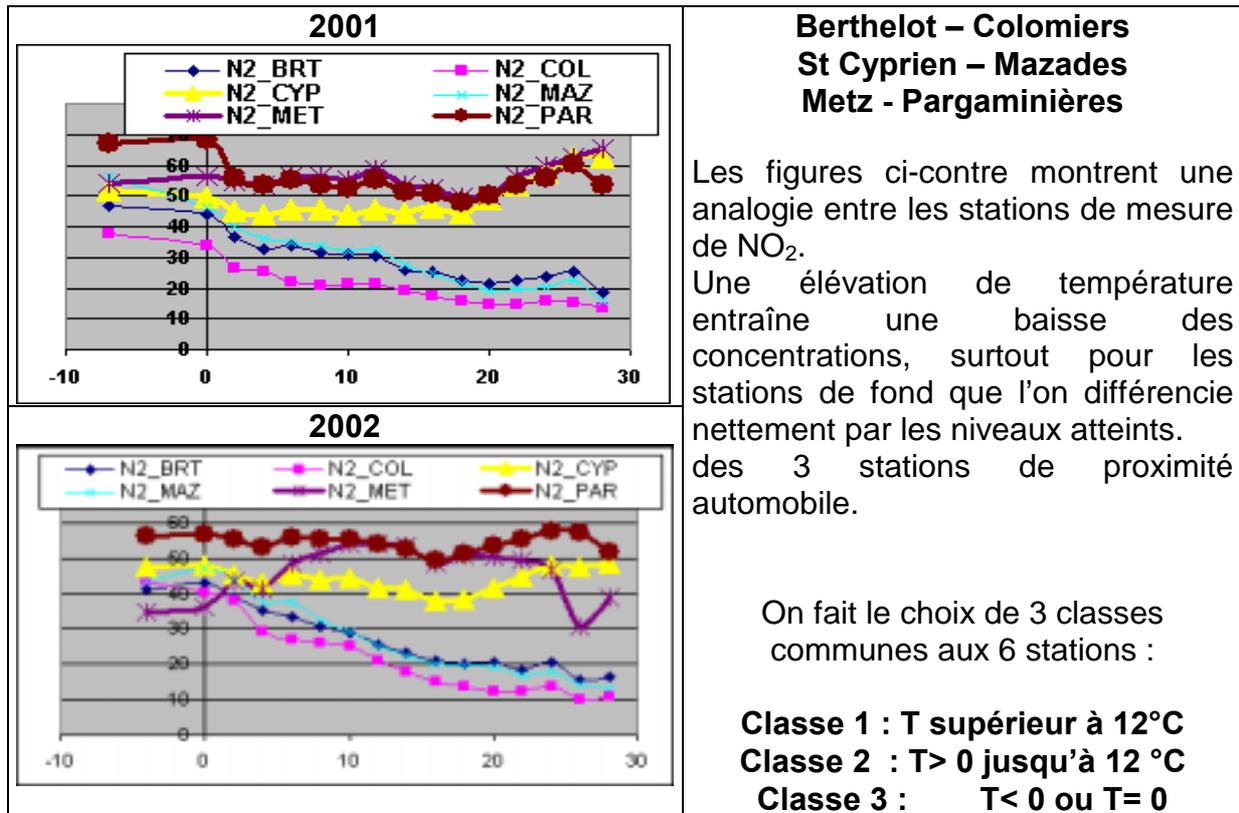


Figure 23 : NO₂ (en µg.m⁻³) en fonction de la température (en degrés)

4.4.4 Influence de la température sur O₃

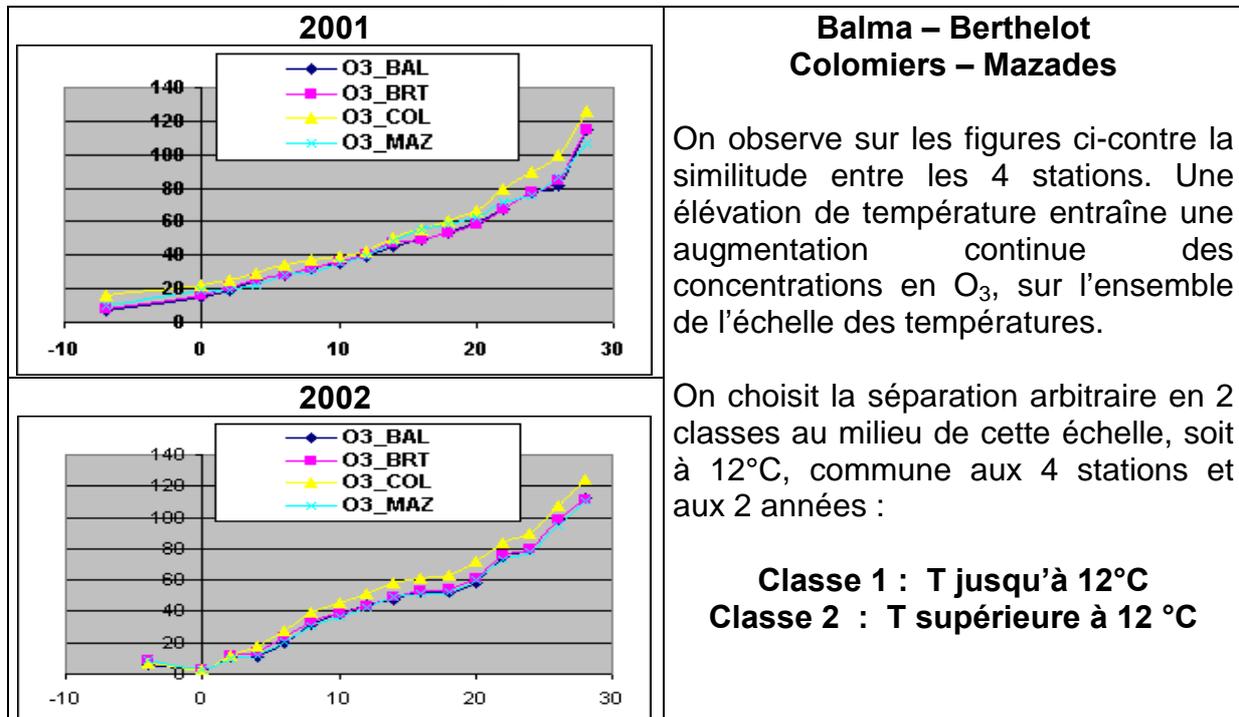


Figure 24 : O₃ (en µg.m⁻³) en fonction de la température (en degrés)

4.4.5 Influence de la température sur CO

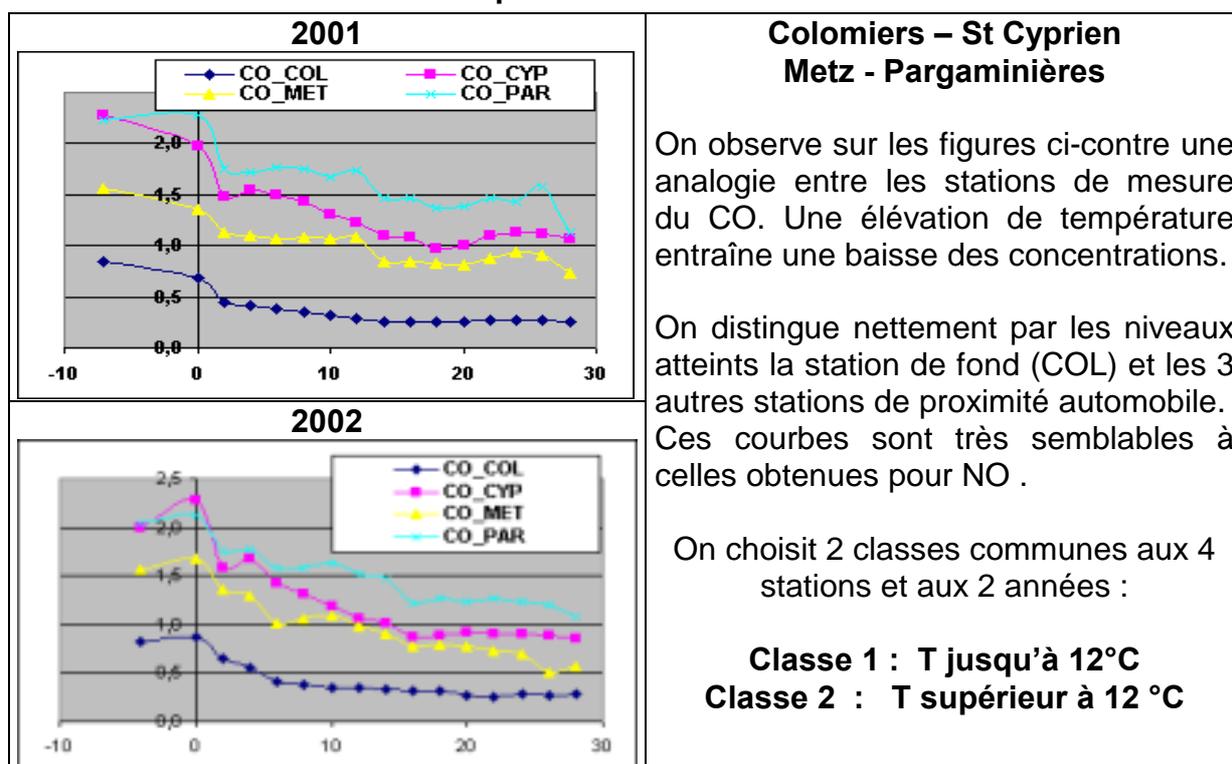


Figure 25 : CO (en mg.m^{-3}) en fonction de la température (en degrés)

4.4.6 Influence de la température sur les PM2.5 et PM10

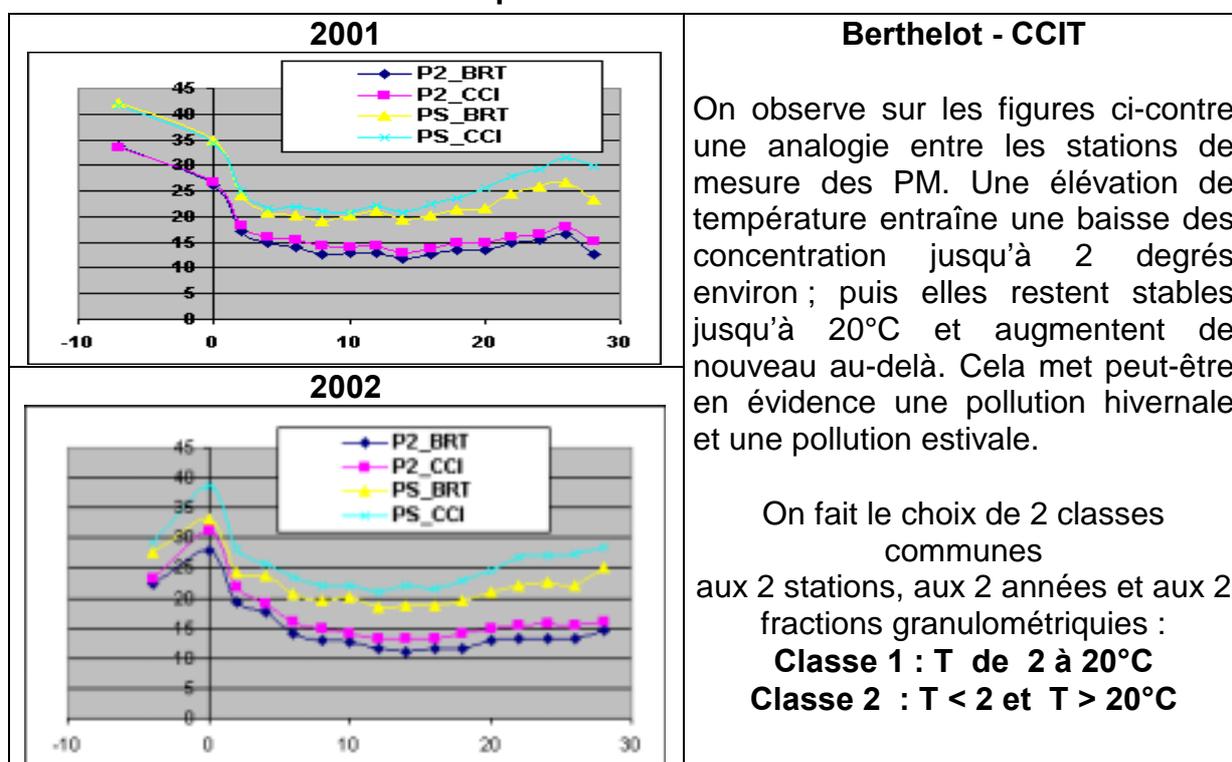


Figure 26 : PM (en $\mu\text{g.m}^{-3}$) en fonction de la température (en degrés)

5. INFLUENCE DES PARAMÈTRES TEMPORELS

5.1 Principe

Les concentrations en polluants sont également fonction des instants où ont eu lieu les émissions, l'heure dans la journée, la journée dans la semaine et le moment dans l'année. L'influence saisonnière sur les polluants s'exprime en fait par la météorologie, et a donc déjà été traitée à l'aide de l'influence de la température.

On ne traite dans ce chapitre que des influences de l'heure dans la journée d'une part, puis de la journée dans la semaine d'autre part, reflète des activités humaines et donc des émissions.

5.2 Influence de l'heure (variations trihoraires)

On calcule pour chaque séquence de 3 heures, les moyennes de chaque polluant, par station, par année. Cette influence temporelle sur les polluants est représentée sur les graphiques suivants. Les abscisses représentent les heures de fin des séquences :

3, 6, 9, 12, 15, 18, 21 et 24 heures.

5.2.1 Influence de l'heure de la journée sur SO₂

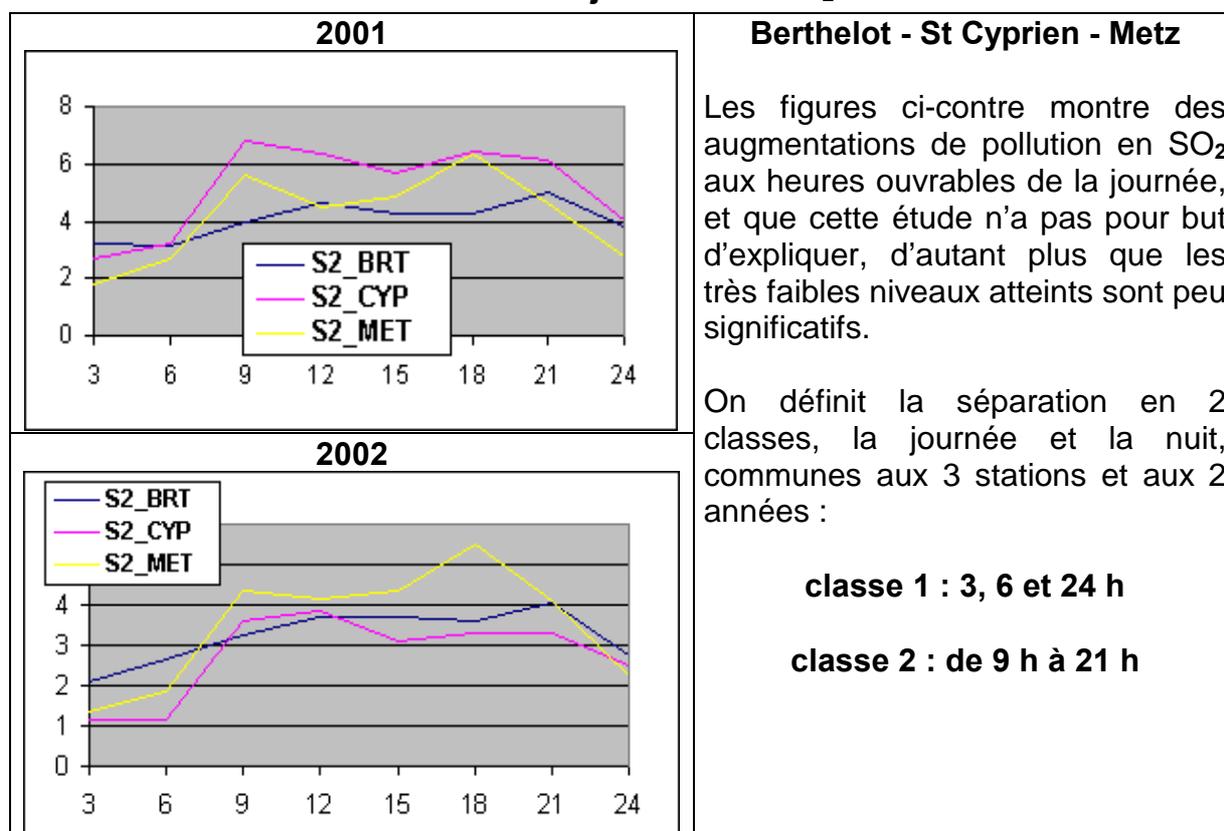


Figure 27 : SO₂ (en µg.m⁻³) en fonction de l'heure de la journée (3h)

5.2.2 Influence de l'heure de la journée sur NO

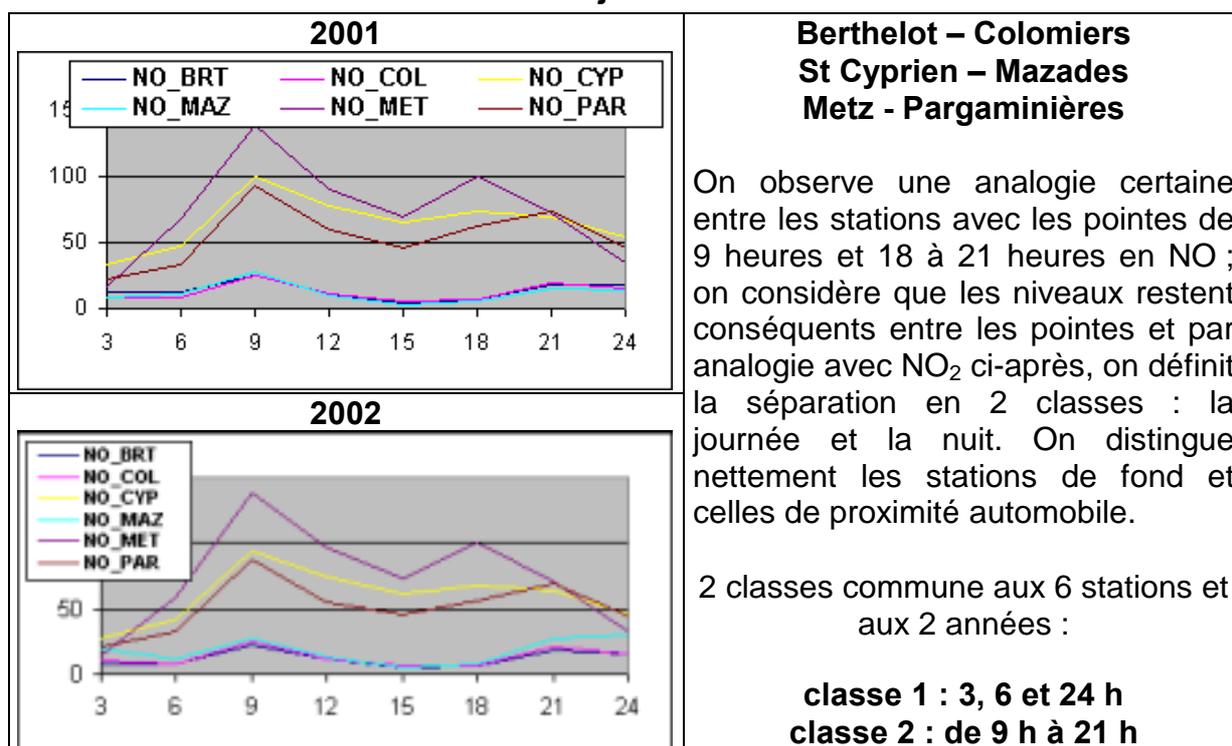


Figure 28 : NO (en $\mu\text{g.m}^{-3}$) en fonction de l'heure de la journée (3h)

5.2.3 Influence de l'heure de la journée sur NO₂

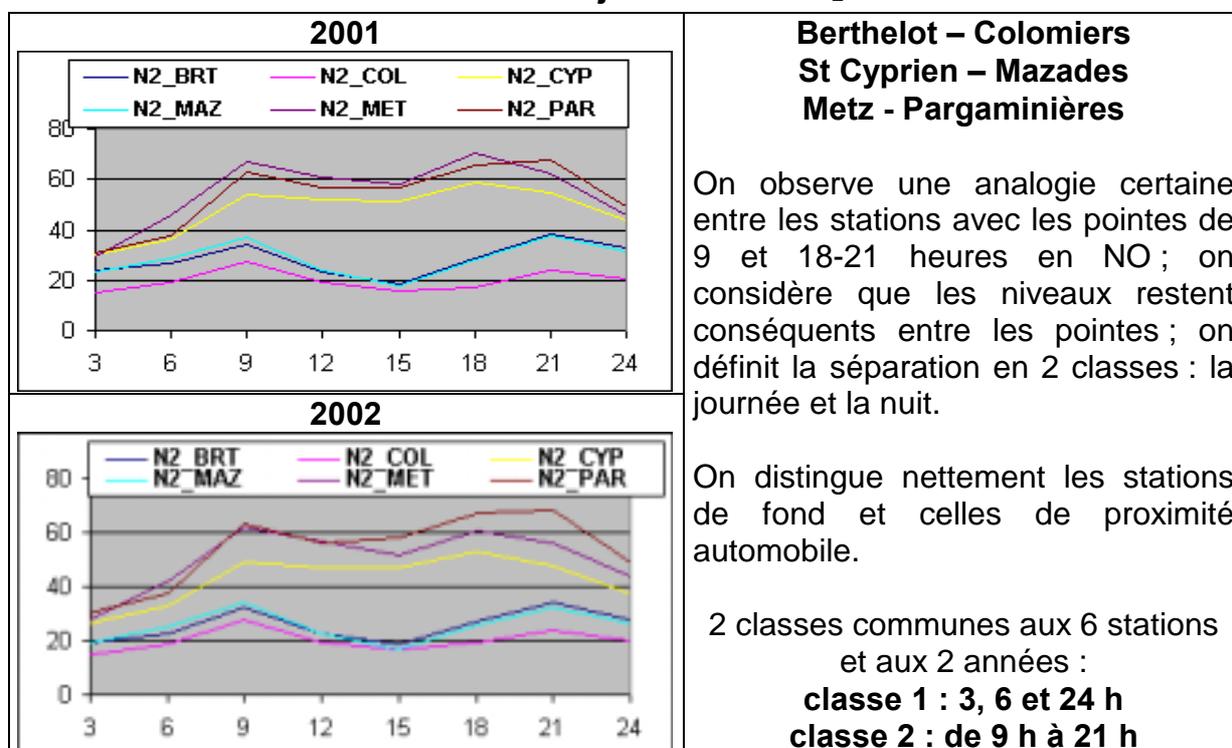


Figure 29 : NO₂ (en $\mu\text{g.m}^{-3}$) en fonction de l'heure de la journée (3h)

5.2.4 Influence de l'heure de la journée sur O₃

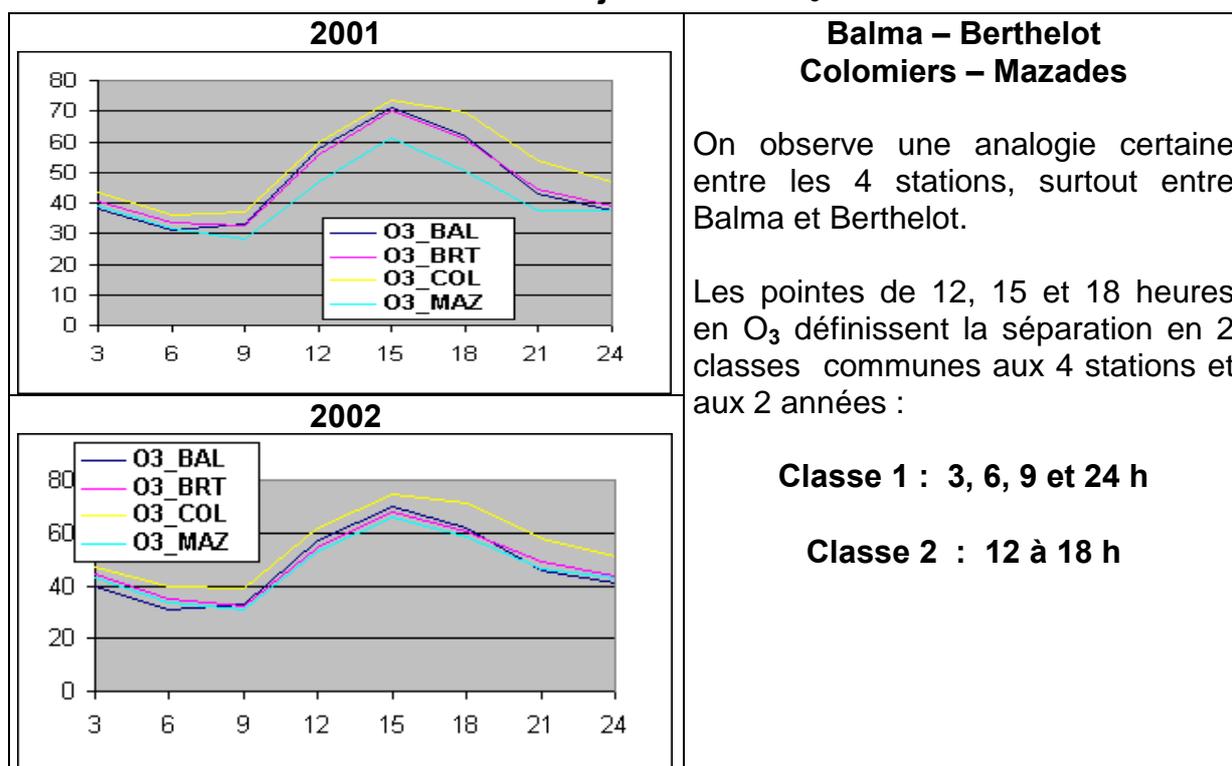


Figure 30 : O₃ (en µg.m⁻³) en fonction de l'heure de la journée (3h)

5.2.5 Influence de l'heure de la journée sur CO

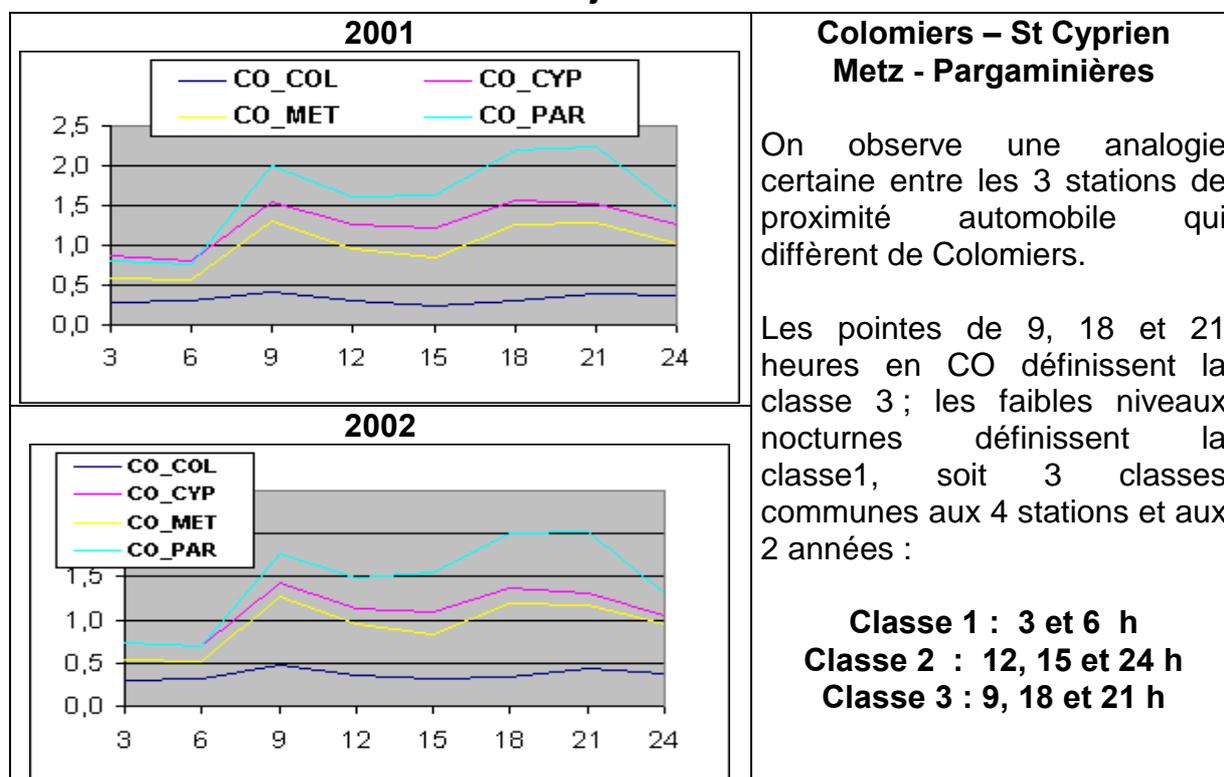


Figure 31 : CO (en mg.m⁻³) en fonction de l'heure de la journée (3h)

5.2.6 Influence de l'heure de la journée sur les particules

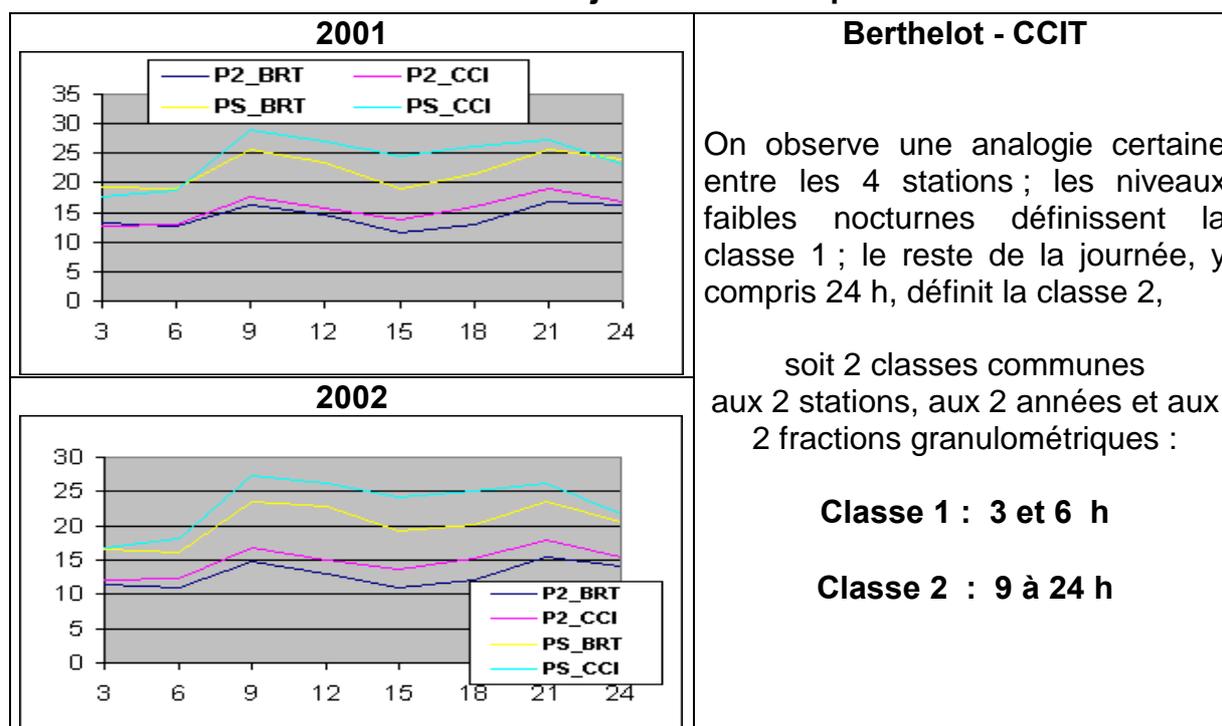


Figure 32 : PM_{2.5} et PM₁₀ (en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) en fonction de l'heure de la journée (3h)

5.3 Influence du jour de la semaine

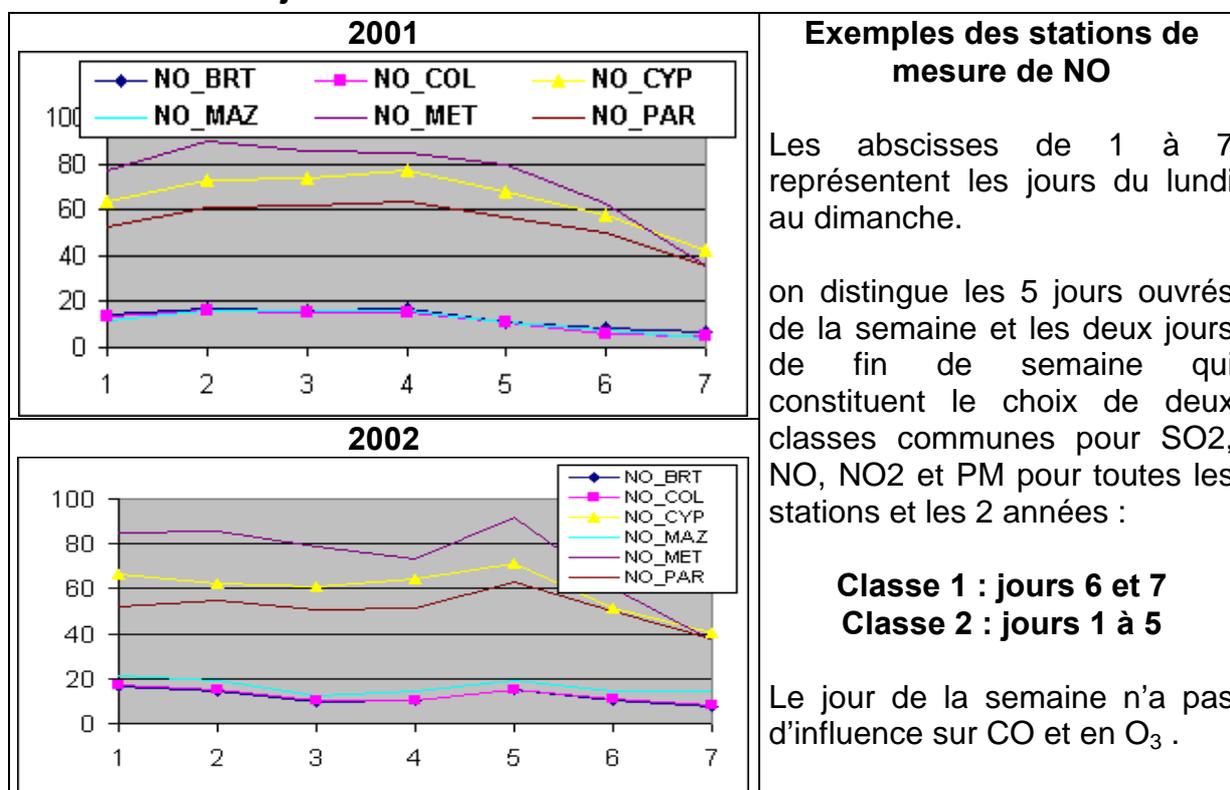


Figure 33 : NO (en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) en fonction du jour de la semaine

6. APPLICATION DE LA NORME ISO 9359

6.1 Répartition des données dans des strates

Le tableau ci-dessous récapitule les degrés d'influences des paramètres météorologiques pris en compte et déterminés plus loin dans cette étude.

Ces influences ont été harmonisées pour toutes les stations mesurant le même polluant afin de pouvoir l'appliquer à n'importe quel site de la même zone où des campagnes de mesure sont envisagées.

Tableau 2 : récapitulatif des classes de paramètres d'influence favorisant des niveaux élevés

Paramètres D'influence	Polluants considérés					
	SO ₂	NO	NO ₂	O ₃	CO	PM
Origine du vent en degrés	10 à 260	10 à 110 et 160 à 260	10 à 110 et 200 à 260	270 à 150	80 à 120 et 200 à 250	290 à 60 et 160 à 200
Vitesse du vent m/s	Sans effet notable	0 à 1	0 à 1,5	> 1,5	0 à 1,5	0 à 1,5
Température	Sans effet Notable	< 12 °C et surtout < 0°C	< 12 °C et surtout < 0°C	> 12 °C	> 12 °C	< 2 °C et > 20 °C
Heure du jour TU	9 à 21	9 à 21	9 à 21	12 à 18	12, 15 et 24 et surtout 9, 18 et 21	9 à 24
Jour de la semaine	1 à 5					

D'autres paramètres ont également une influence sur les concentrations en polluants : la pression atmosphérique, la hauteur de la couche de mélange, la pluviométrie, la nébulosité, les radiations solaires, ... , mais n'on pas été traités dans cette étude. En effet, on peut se limiter aux 5 paramètres du tableau 2 car il existe une synergie entre ces paramètres et ceux qui n'ont pas été retenus ; à titre d'exemple :

- les températures élevées sont souvent liées à un ensoleillement important, à l'absence de pluie, à des hautes pressions, etc ..., qui contribuent à la même action sur les polluants.

On calcule pour chaque séquence de 3h de mesurage par polluant et par station, la somme « Σ » des nombres d'existences simultanées des paramètres générateurs de concentrations élevées, soit « $\Sigma = 0$ à 5 », auxquels on attribue par hypothèse une importance égale.

Note : on pourrait affiner la stratification en pondérant les influences des divers paramètres. On peut en effet imaginer que l'écart d'influence « jour ouvré / jour de week-end » est le plus faible.

On définit ensuite 4 strates dans lesquelles on ventilera les données selon le modèle suivant :

Strate 1 : $\Sigma = 0$ et 1 , **Strate 2** : $\Sigma = 2$, **Strate 3** : $\Sigma = 3$, **Strate 4** : $\Sigma = 4$ et 5 .

A titre d'exemple d'application, le tableau 2 montre pour une séquence donnée de 3 heures de mesure de NO, que les concentrations sont élevées lorsque :

- la direction du vent est de 50 degrés,
- la vitesse du vent est de 0,5 m/s,
- la température est de 0°C,
- à 10 heure du matin
- et un mardi ;

dans ce cas, les 5 paramètres favorisent simultanément et d'une manière indépendante des élévations de concentration, et cette séquence sera ventilée dans la strate 4. Si cette séquence était intervenue un dimanche, elle serait encore dans la strate 4. Mais si le vent avait une vitesse > 1 m/s, la séquence serait alors ventilée dans la strate 3. Si de plus, la température était de 20°C, elle passerait en strate 2.

On a donc ainsi réuni dans chaque strate des groupes de données plus centrées autour de leurs moyennes respectives qui héritent d'écart type réduits par rapport à celui de la population totale des données.

Note : la norme ISO 9359 préconise de limiter à 3 ou 4 le nombre de strates, car un nombre plus élevé n'est plus efficace pour la réduction des écarts types, et réduirait trop les nombres de mesures par strate, à fortiori encore plus lors de campagnes courtes.

6.2 Pré-étude à partir de données existantes de 2001 et 2002

Cette pré-étude des influences météorologiques et temporelles sur les concentrations mesurées permet de préciser et de valider les combinaisons de paramètres.

L'utilisateur pourrait admettre que la méthode soit applicable à l'ensemble d'une zone élargie, et à d'autres années que celles étudiées ici, et n'aurait donc pas à refaire la pré-étude à l'avenir.

Les connaissances de l'utilisateur sur ses propres conditions locales sont peut-être suffisantes pour qu'il n'ait pas à faire cette pré-étude des influences pour créer ses strates.

A partir des 4 strates définies précédemment, on applique la norme aux données tri-horaires des polluants mesurés pendant toute l'année 2001 par les 27 analyseurs

pris en compte ; les tableaux suivants ne présentent comme exemples de calcul que les résultats obtenus dans les stations Berthelot et St Cyprien prises.

6.2.1 Répartition des données en strates

Le tableau ci-dessous indique dans chaque cas la répartition des données dans chaque strate sous la forme de fractions.

Tableau 3 : fractions des données dans les strates

ANNEE 2001										
Polluant mesuré		SO2 BRT	NO BRT	NO CYP	NO2 BRT	NO2 CYP	O3 BRT	CO CYP	PM2,5 BRT	PM10 BRT
Nombre de mesures		2454	2491	2855	2891	2858	2818	2766	2909	2918
fractions des mesures par strate	Strate 1	0,05	0,12	0,15	0,14	0,14	0,11	0,28	0,18	0,18
	Strate 2	0,27	0,35	0,36	0,36	0,37	0,21	0,38	0,35	0,34
	Strate 3	0,47	0,33	0,32	0,33	0,33	0,35	0,24	0,32	0,32
	Strate 4	0,21	0,19	0,17	0,16	0,17	0,33	0,10	0,15	0,15
ANNEE 2002										
Polluant mesuré		SO2 BRT	NO BRT	NO CYP	NO2 BRT	NO2 CYP	O3 BRT	CO CYP	PM2,5 BRT	PM10 BRT
Nombre de mesures		2441	2632	2897	2771	2904	2729	2899	2866	2870
fractions des mesures par strate	Strate 1	0,04	0,06	0,07	0,13	0,13	0,14	0,03	0,15	0,15
	Strate 2	0,28	0,21	0,23	0,32	0,33	0,24	0,33	0,36	0,35
	Strate 3	0,46	0,43	0,42	0,35	0,35	0,37	0,41	0,30	0,30
	Strate 4	0,22	0,30	0,28	0,20	0,19	0,25	0,23	0,19	0,19

* (Formules de calcul 1 à 4 en annexe)

On voit que les fractions des données dans les strates sont assez semblables d'une année à l'autre et on admet qu'elles puissent être reproductibles les années suivantes.

6.2.2 Calcul des moyennes et des dépassements de seuils

Tableau 4 : calculs des moyennes par strate en 2001 (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

ANNEE 2001										
Polluant mesuré		SO2 BRT	NO BRT	NO CYP	NO2 BRT	NO2 CYP	O3 BRT	CO CYP	PM2,5 BRT	PM10 BRT
moyennes des mesures par strate	Strate 1	2,4	1,4	31,8	14,2	35,1	14,0	0,8	10,9	17,0
	Strate 2	3,0	3,3	48,9	21,6	45,0	28,4	1,2	12,5	19,6
	Strate 3	4,2	10,6	71,4	33,0	51,0	43,8	1,5	14,7	22,9
	Strate 4	5,5	43,0	115,9	45,7	57,3	73,3	2,1	21,5	32,5
moyenne annuelle		4,0	13,2	65,1	28,2	47,7	47,3	1,3	14,3	22,2
Intervalle de confiance IC95 en %		4,4	7,8	2,5	2,0	1,1	2,1	1,8	2,0	1,8
Intervalle de confiance pondéré IC95 en %		4,3	6,8	2,2	1,7	1,0	1,5	1,6	1,9	1,6

* (Formules de calcul 5 à 10 en annexe)

Le tableau 4 montre bien la croissance des moyennes de chaque polluant de la strate 1 à la strate 4, ainsi que la réduction des écarts types se traduisant ici par la diminution entre les intervalles de confiance globaux et les intervalles pondérés ; cela a une incidence sur le calcul de l'incertitude.

Tableau 5 : relevé des nombres de dépassements des seuils P90 en 2001

ANNEE 2001										
Polluant mesuré	SO2 BRT	NO BRT	NO CYP	NO2 BRT	NO2 CYP	O3 BRT	CO CYP	PM2,5 BRT	PM10 BRT	
P90 respectifs	8,0	37,6	130,0	54,3	70,0	87,0	2,2	24,3	36,3	
Nombre de dépassements par strate	Strate 1	29	10	11	11	3	17	15	12	10
	Strate 2	84	49	72	54	40	54	67	53	48
	Strate 3	71	86	95	94	78	94	78	101	101
	Strate 4	51	103	107	124	155	114	98	121	129
Nombre total annuel	235	248	285	283	276	279	258	287	288	

* (Formules de calcul 5 à 10 en annexe)

La norme s'applique également aux nombres de dépassements de seuils prédéfinis ; le tableau 5 indique ces informations pour des seuils dont le choix s'est porté sur les **centiles P90** respectifs obtenus pour chaque analyseur ; le choix pourrait se porter sur les valeurs limites fixées par les directives européennes, mais les nombres de dépassements auraient été trop faibles ou inexistantes pour valider la méthode.

6.2.3 Calculs des nombres de mesures à effectuer par campagne pour un niveau d'incertitude choisi

Afin de préparer une étude de site à l'aide de moyens mobiles, la norme précise le mode de calcul du nombre total de mesures à effectuer en fonction de l'incertitude que l'opérateur souhaite.

Le tableau ci-dessous indique :

- les nombres totaux des mesures à effectuer pour chaque polluant et chaque station considérés pour une incertitude choisie de 10%,
- puis les ventilations de ces nombres par strate qu'il conviendrait d'assurer, pour la détermination des moyennes et des nombres de dépassements des seuils P90 pour chaque polluant.

Les nombres totaux sont communs aux deux déterminations.

Tableau 6 : nombres de mesures tri-horaires par campagne

ANNEE 2001										
Polluant mesuré Station		SO2 BRT	NO BRT	NO CYP	NO2 BRT	NO2 CYP	O3 BRT	CO CYP	PM2,5 BRT	PM10 BRT
Nb total de mesures à faire		410	<u>625</u>	113	78	32	69	65	94	70
Nombres de mesures à faire par strate pour reconstituer les moyennes										
Nombre de Mesures à faire par strate	Strate 1	9	11	8	7	4	6	13	12	9
	Strate 2	69	81	30	25	12	14	22	26	20
	Strate 3	203	197	39	29	11	24	19	30	23
	Strate 4	129	336	36	17	5	25	11	26	18
Nombres de mesures préconisées par strate pour reconstituer les nombres de dépassements										
Nombre de Mesures préconisées par strate	Strate 1	3	47	8	7	2	6	10	10	7
	Strate 2	129	179	37	22	8	14	22	25	17
	Strate 3	161	224	39	28	12	24	20	35	27
	Strate 4	90	175	29	21	10	25	13	24	19
ANNEE 2002										
Polluant mesuré Station		SO2 BRT	NO BRT	NO CYP	NO2 BRT	NO2 CYP	O3 BRT	CO CYP	PM2,5 BRT	PM10 BRT
Nb total de mesures à faire		204	<u>795</u>	142	85	31	64	74	94	79
Nombres de mesures à faire par strate pour reconstituer les moyennes										
Nombre de Mesures à faire par strate	Strate 1	7	3	5	6	4	8	1	12	9
	Strate 2	59	35	18	22	11	16	18	31	27
	Strate 3	93	249	57	33	11	27	29	31	26
	Strate 4	46	509	64	24	6	14	26	22	18
Nombres de mesures préconisées par strate pour reconstituer les nombres de dépassements										
Nombre de Mesures préconisées par strate	Strate 1	7	1	1	3	1	3	1	10	6
	Strate 2	57	53	8	16	8	8	12	27	24
	Strate 3	95	294	68	36	14	29	33	34	28
	Strate 4	47	450	68	32	10	26	31	25	22

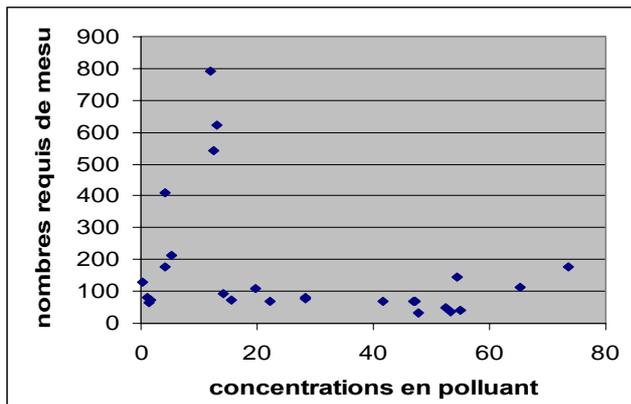
*(Formules de calcul 11 à 15 en annexe)

6.2.4 Commentaires

Les nombres totaux de mesures calculés pour les 96 analyseurs sélectionnés ci-dessus ne sont pas très différents d'une année à l'autre : de 32 à 625 en 2001 et 31 à 795 en 2002 ; les minima et les maxima correspondent aux mêmes appareils respectivement. : NO2-CYP et NO-BRT . La disparité entre les nombres de mesures préconisés par analyseur provient exclusivement de la valeur du rapport :

« écart type pondéré / 10% de la moyenne » (cf formule 13).

En effet, si l'étendue de mesurage est importante et avec une moyenne faible, l'écart type et donc le rapport ci-dessus sont d'autant plus élevés, et par voie de conséquence le nombre de mesurages requis aussi, alors qu'en réalité, quand les moyennes sont faibles (ici cas des 3 stations SO₂ et de certaines stations NO_x), on devrait ne pas avoir besoin de beaucoup de mesurages pour reconstituer des moyennes de nombreuses concentrations faibles.



La figure ci-contre illustre cette ambiguïté, mais montre que le nombre de mesurages à effectuer est en général inférieur à 200 si on exclut les 4 stations où $n > 400$ mesurages.

(cas des stations de fond : NO à Berthelot, Colomiers et Mazades et SO₂ à Berthelot)..

Figure 34 : nombres de mesurages en fonction des concentrations moyennes (en µg.m⁻³) (sauf CO en mg.m⁻³*50)

Les répartitions en strates ne sont donc pas les mêmes selon les polluants envisagés ; cela provient de la diversité des écarts types obtenus par polluant, et aussi par station. Pour reconstituer la moyenne annuelle de NO₂ à la station Berthelot avec une incertitude de 10%, il faudrait réaliser un total de **78** mesures tri-horaires en 2001 et **85** en 2002 (voir tableau précédent), reventilées par strate selon le tableau suivant.

Tableau 7 : Exemple d'application à la station NO₂-Berthelot

ANNEE 2001			
Objectif		Reconstitution de la moyenne annuelle	Reconstitution du nombre de dépassement du P90
Nombre de Mesures à faire par strate	Strate 1	7	7
	Strate 2	25	22
	Strate 3	29	28
	Strate 4	17	21
ANNEE 2002			
Objectif		Reconstitution de la moyenne annuelle	Reconstitution du nombre de dépassement du P90
Nombre de Mesures à faire par strate	Strate 1	6	3
	Strate 2	22	16
	Strate 3	33	36
	Strate 4	24	32

6.3 Campagne de mesure

6.3.1 Choix du niveau d'incertitude et de la durée des campagnes

Ces nombres théoriques sont destinés à **suggérer à l'utilisateur un ordre de grandeur des nombres de mesures** à effectuer par strate et donc par type de conditions. Cependant, les campagnes de mesure se programment en général longtemps à l'avance et le planning doit être préparé selon des prévisions météorologiques comme les périodes propices aux hautes concentrations en polluant considéré, ozone en été, SO₂ en hiver, etc ..., périodes de vent faible, directions de vent spécifiques, sachant que dans les conditions inverses, les concentrations faibles sont peu dispersées, avec des moyennes faibles.

Cela est possible lorsque l'on peut organiser sans délai des campagnes très courtes de quelques heures fréquemment rééditées. Dans la majorité des cas, on ne peut qu'espérer pouvoir inscrire dans chaque strate des données en nombre suffisant ; si ce n'est pas le cas, on procéderait à des regroupements de strates voisines.

Selon les résultats partiels du tableau 4, on a vu que les intervalles de confiance annuels pondérés sont compris entre **+/- 1%** à **+/-6,8%** selon le polluant et la station visée ; pour l'ensemble des 27 analyseurs traités dans l'étude, **l'intervalle de confiance moyen est de 2,6%** .

En général, les utilisateurs de moyens mobiles ne mettent pas en œuvre des campagnes de mesure de plus de 4 semaines par an par site, (soit 224 séquences de 3 heures).

Il est donc apparu intéressant de connaître le niveau d'incertitude qui serait obtenu sur cette base ; en inversant le mode de calcul proposé dans la norme, les intervalles de confiance pour ces conditions ont été déterminés pour l'ensemble des 27 analyseurs. Le tableau ci-dessous présente les **intervalles de confiance** correspondant à cette durée, ainsi que leur moyenne, **soit 8,7%** en 2001 et **6,5%** en 2002).

Tableau 8 : intervalles de confiance pour une campagne de 4 semaines (en %)

ANNEE 2001 – campagne de 4 semaines										
Polluant mesuré Station		SO2 BRT	NO BRT	NO CYP	NO2 BRT	NO2 CYP	O3 BRT	CO CYP	PM2,5 BRT	PM10 BRT
Int.conf.pond. en %	Moyenne (des 27) 8,7	14,2	22,8	7,7	6,0	3,7	5,5	5,6	6,9	5,9
ANNEE 2002 – campagne de 4 semaines										
Polluant mesuré Station		S2 BRT	NO BRT	NO CYP	NO2 BRT	NO2 CYP	O3 BRT	CO CYP	PM2,5 BRT	PM10 BRT
Int.conf.pond. en %	Moyenne (des 27) 6,5	9,5	24,0	8,7	6,4	3,7	5,4	6,1	6,5	6,0

*(Inverse de la formules de calcul 10 en annexe)

On choisit donc pour cette étude une **incertitude de 10% autour de la moyenne** que l'on souhaite reconstituer et qui est compatible avec une campagne de 4 semaines.

Note : l'analyseur NO_BRT ne respecte pas le critère, tout comme NO_COL et NO_MAZ hors tableau 6.

6.3.2 Simulation de campagnes de mesure

Dans ce qui suit, on simule une campagne de 4 semaines disjointes, en prélevant des données dans les bases des années 2001 et 2002 ; on choisit arbitrairement chaque première semaine de chaque trimestre, et on ventile ensuite dans chaque strate les données validées obtenues (tableau suivant).

Tableau 9 : ventilation des données dans les strates

ANNEE 2001										
Polluant mesuré		S2 BRT	NO BRT	NO CYP	NO2 BRT	NO2 CYP	O3 BRT	CO CYP	PM2,5 BRT	PM10 BRT
Rappel des nombres totaux de mesures préconisées		410	625	113	78	32	69	65	94	70
Nombres de mesures réalisées		205	193	219	224	219	219	219	224	224
Nombre de mesures ventilées par strate après la campagne	n 1	11	21	31	32	30	29	54	44	44
	n 2	57	64	72	68	65	45	91	78	78
	n 3	103	79	85	94	94	71	59	63	63
	n 4	34	29	31	30	30	74	15	39	39
ANNEE 2002										
Polluant mesuré		S2 BRT	NO BRT	NO CYP	NO2 BRT	NO2 CYP	O3 BRT	CO CYP	PM2,5 BRT	PM10 BRT
Rappel des nombres totaux de mesures préconisées		204	795	142	85	31	64	74	94	79
Nombres de mesures réalisées		184	208	223	224	224	217	224	223	223
Nombre de mesures ventilées par strate après la campagne	n 1	4	16	17	22	22	28	9	20	20
	n 2	44	37	41	69	69	39	58	88	88
	n 3	89	97	105	101	101	100	113	77	77
	n 4	47	58	60	32	32	50	44	38	38

*(Formules de calcul 16 et 17 en annexe)

Il faut rappeler que les nombres théoriques de mesures à faire pendant la campagne sont différents pour chaque polluant, mais lorsqu'on effectue les campagnes, les mesures de tous les polluants sont simultanées, et ont le même nombre total.

On procède aux calculs des moyennes et des intervalles de confiance pour chaque strate des campagnes, puis on reconstitue ceux des deux années entières.

Tableau 10 : reconstitution des moyennes annuelles en $\mu\text{g.m}^{-3}$ (sauf CO en mg.m^{-3})

ANNEE 2001									
Campagne : semaines 1+13+25+37									
Polluant mesuré	S2 BRT	NO BRT	NO CYP	NO2 BRT	NO2 CYP	O3 BRT	CO CYP	PM2,5 BRT	PM10 BRT
Moyenne brute de la campagne	4,8	13,0	68,2	30,6	52,0	50,6	1,3	11,8	20,2
Intervalle de confiance brut %	16,5	22,9	7,7	7,5	4,5	7,3	5,1	6,3	5,3
Moyenne annuelle reconstituée	5,1	13,9	69,2	29,8	51,7	51,3	1,3	11,8	20,2
Intervalle confiance pondéré %	17,5	20,9	7,0	6,7	4,3	4,9	4,2	5,9	4,8
Moyenne annuelle réelle	4,0	13,2	65,1	28,2	47,7	47,3	1,3	14,3	22,2
Intervalle confiance pondéré %	4,4	7,8	2,5	2,0	1,1	2,1	1,8	2,0	1,8

ANNEE 2002									
Campagne : semaines 1+13+25+37									
Polluant mesuré	S2 BRT	NO BRT	NO CYP	NO2 BRT	NO2 CYP	O3 BRT	CO CYP	PM2,5 BRT	PM10 BRT
Moyenne brute de la campagne	3,4	10,6	50,4	28,1	41,8	50,3	1,0	12,7	20,2
Intervalle de confiance brut %	10,8	24,7	10,4	7,3	4,2	7,2	7,3	7,8	6,9
Moyenne annuelle reconstituée	3,3	11,0	50,3	28,4	42,0	48,9	1,0	12,7	20,1
Intervalle confiance pondéré %	10,3	22,3	9,7	6,6	3,9	6,0	7,5	7,2	6,2
Moyenne annuelle réelle	3,2	12,0	59,7	25,6	42,5	48,8	1,1	12,9	20,3
Intervalle confiance pondéré %	2,8	28,5	51,8	17,8	16,0	29,8	0,7	8,0	11,6

*(Formules de calcul 18 à 22 en annexe)

On constate sur le tableau précédent que les moyennes annuelles reconstituées à partir des mesurages des campagnes sont plus proches des moyennes annuelles réelles que les moyennes brutes de la campagne, et ont des intervalles de confiance plus faibles (donc meilleurs).

Tableau 11 : reconstitution des nombres de dépassements du P90

ANNEE 2001									
Polluant mesuré	S2 BRT	NO BRT	NO CYP	NO2 BRT	NO2 CYP	O3 BRT	CO CYP	PM2,5 BRT	PM10 BRT
Fraction de dépassements Du P90 (en théorie = 0,10)	0,13	0,12	0,09	0,17	0,16	0,13	0,08	0,06	0,05
nombre annuel reconstitué	318	299	270	495	453	353	233	161	151
Intervalle de confiance pondéré	95	105	100	124	88	107	92	75	73
Nombre annuel réel	235	248	285	283	276	279	258	287	288
Intervalle de confiance pondéré	24	24	26	25	24	26	24	25	25
ANNEE 2002									
Polluant mesuré	S2 BRT	NO BRT	NO CYP	NO2 BRT	NO2 CYP	O3 BRT	CO CYP	PM2,5 BRT	PM10 BRT
Fraction de dépassements Du P90 (en théorie = 0,10)	0,12	0,09	0,05	0,13	0,09	0,17	0,04	0,09	0,09
nombre annuel reconstitué	295	241	147	381	274	479	130	257	260
Intervalle de confiance pondéré	94	81	66	102	94	108	65	92	90
Nombre annuel réel	235	263	289	273	285	272	259	287	287
Intervalle de confiance pondéré	24	23	25	24	25	25	24	26	26

*(Formules de calcul 23 à 28 en annexe)

On marque sur le tableau 11 que les fractions de dépassements reconstituées sont :

- sous-estimées en 2001 : PM2.5 et PM10 (0,06 et 0,05),
- surestimées en 2001 : NO₂ (0,17 et 0,16),
- sous-estimées en 2002 : O3 (0,17),
- surestimées en 2002 : NO (0,05 et 0,04).

Pour les autres polluants, les nombres de dépassements sont inclus dans les intervalles de confiance.

7. RÉSULTATS GÉNÉRAUX

Pour des raisons de clarté, la présentation de la méthode ne s'appliquait qu'à 9 analyseurs répartis dans 2 stations de mesure. Les figures suivantes présentent l'ensemble des résultats obtenus pour 27 analyseurs répartis dans les 8 stations prises en compte à Toulouse en 2001 et en 2002.

7.1 Comparaisons des moyennes (en échelle de concentration)

Les figures ci-dessous présentent les moyennes reconstituées à partir des campagnes de mesure de 4 semaines en fonction des moyennes annuelles réelles, avec leurs échelles de concentration pour les années 2001 et 2002.

Note : les résultats relatifs à CO (mg/m^3) ont été multipliés par 50 pour apparaître sur les mêmes graphiques que les autres polluants

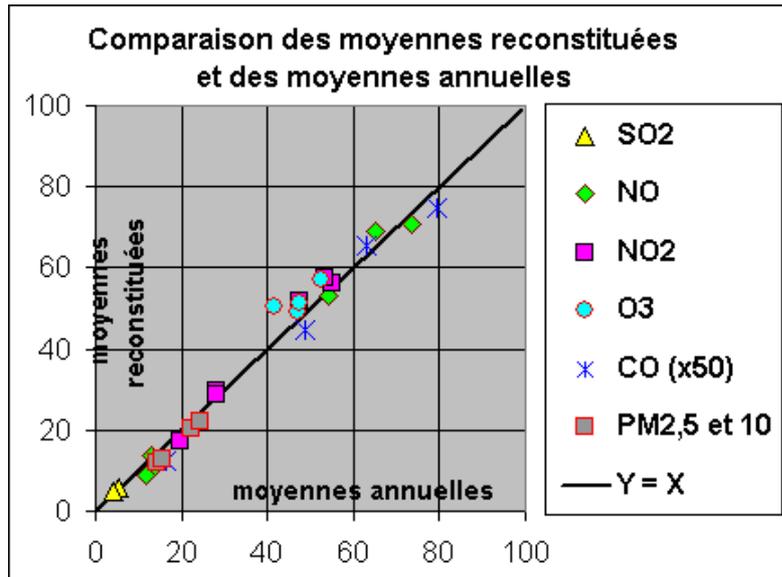


Figure 35 : moyennes reconstituées vs moyennes 2001 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sauf CO)

On remarque en 2001 :

une tendance à la sous-estimation des reconstitutions des moyennes lorsque les concentrations sont faibles (cas de NO, PM2.5, PM10), et à la surestimation pour les fortes concentrations (NO_2 , O_3).

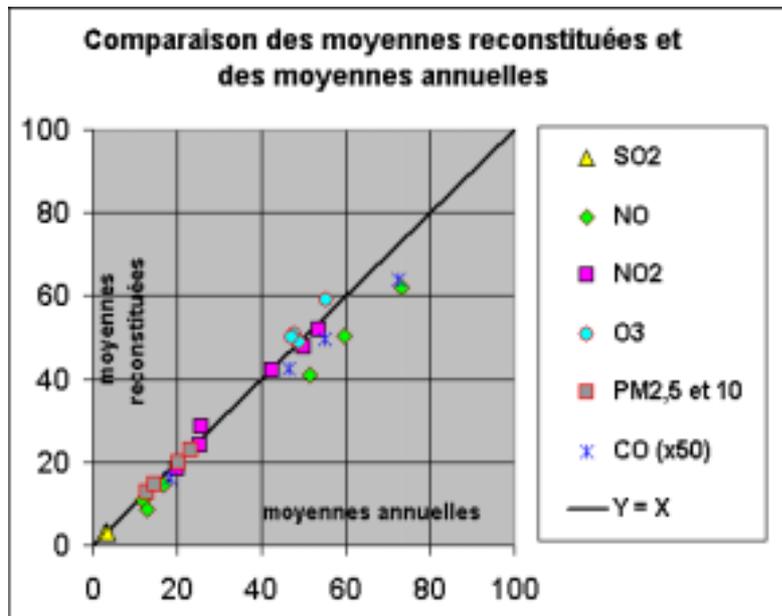


Figure 36 : moyennes reconstituées et moyennes 2002 (en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sauf CO)

En 2002, on note :

une sous-estimation des reconstitutions des moyennes de NO, à la fois en site de proximité automobile et de fond.

Une analyse fine a montré que les concentrations en NO étaient moins élevées dans les strates 3 et 4 pendant les campagnes par rapport à l'année entière.

7.2 Comparaisons des moyennes (en écarts relatifs)

Les deux figures ci-dessous présentent les mêmes résultats que précédemment mais sous la forme d'écarts relatifs assortis de leurs incertitudes. Chaque marque correspond à l'écart relatif des moyennes «reconstituée – annuelle».

La reconstitution est correcte si l'écart se situe sur le graphique entre + 10% et – 10%, intervalle d'incertitude choisi dans l'étude (cf 3.4.2.3).

Chaque écart est encadré de son intervalle de confiance où il a 95% de probabilité de se trouver ; l'ampleur de l'intervalle est proportionnelle aux écarts types des données dans chaque strate.

La reconstitution d'une moyenne est encore acceptable si l'intervalle de confiance recoupe la zone +/-10%.

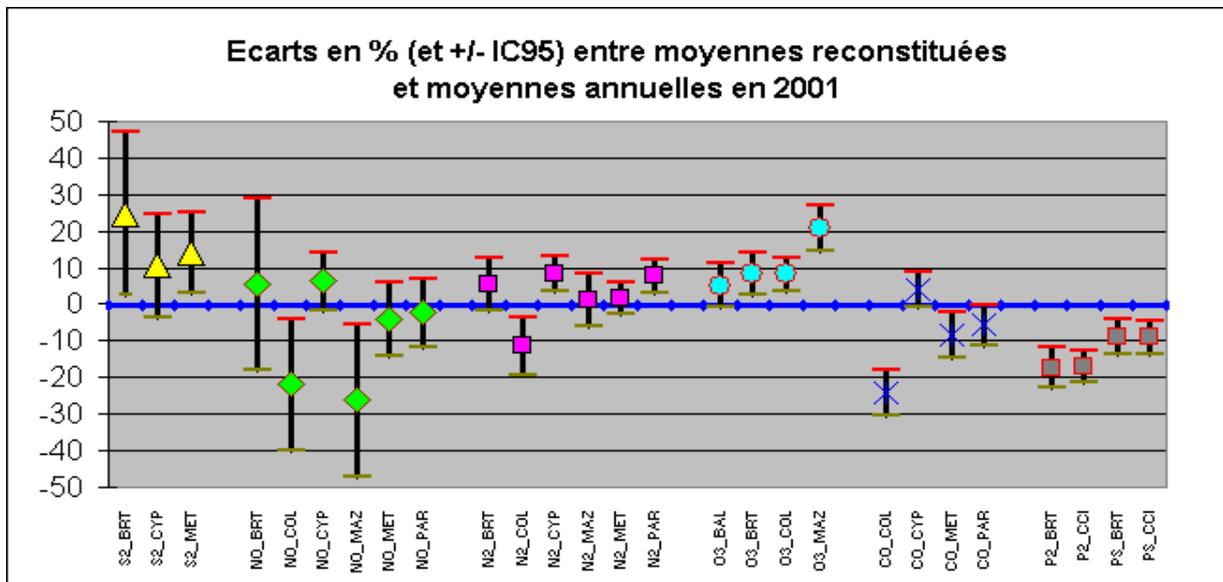


Figure 37 : écarts % entre les moyennes reconstituées et annuelles en 2001

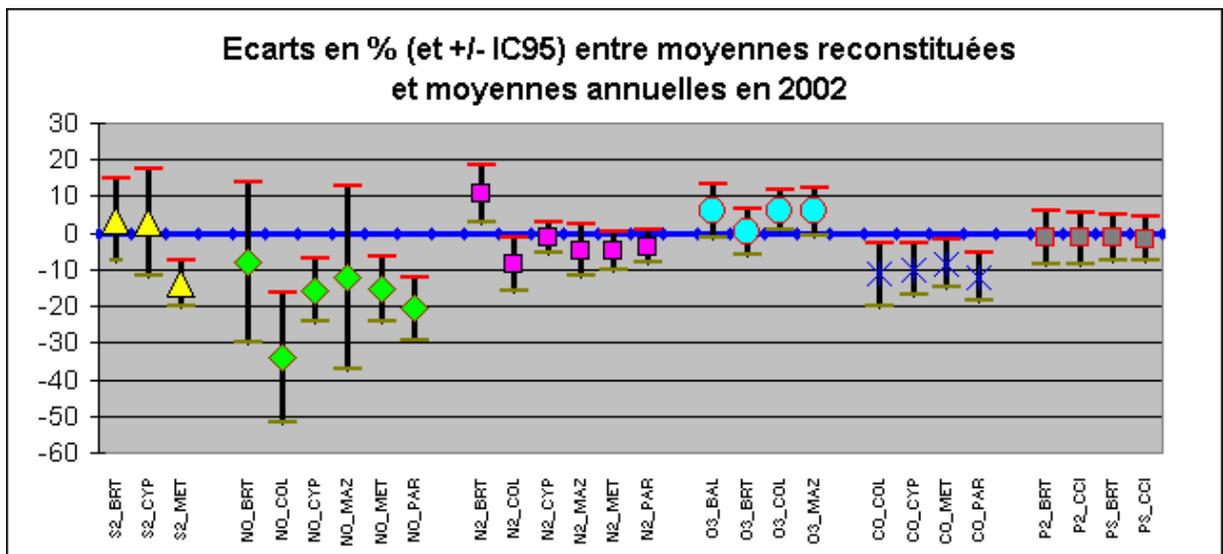


Figure 38 : écarts % entre les moyennes reconstituées et annuelles en 2002

En 2001 :

pour 17 analyseurs sur 27, les écarts entre les moyennes sont dans la zone d'incertitude choisie +/-10%.

Pour 6 analyseurs, les reconstitutions restent acceptables par recoupement entre cette zone et les intervalles de confiance.

les moyennes des 4 analyseurs suivants n'ont pas été correctement reconstituées en 2001 : O3_MAZ , CO_COL , P2_BRT et P2_COL. Ces analyseurs se situent dans des sites de fond urbain où les concentrations mesurées sont assez faibles.

En 2002 :

pour 18 analyseurs sur 27, les écarts entre les moyennes sont dans la zone d'incertitude choisie +/-10%.

pour 6 analyseurs, les reconstitutions restent acceptables par recoupement entre cette zone et les intervalles de confiance.

Les moyennes des 2 analyseurs suivants n'ont pas été correctement reconstituées en 2002 : NO_COL et NO_PAR, respectivement dans des sites de fond urbain.

7.3 Reconstitution des nombres de dépassements de seuils

Les seuils choisis pour cette étude ont été les centiles P90 à cause des nombres trop faibles ou inexistantes de dépassements des valeurs limites fixées par les directives.

Ainsi, les fractions reconstituées des dépassements devraient donc se situer aux environs de 10%.

On porte dans les figures suivantes les fractions reconstituées assorties de leurs intervalles de confiance pour les années 2001 et 2002.

Une reconstitution est considérée comme satisfaisante si son intervalle de confiance +/-IC95 inclut l'ordonnée « 10% » du graphique.

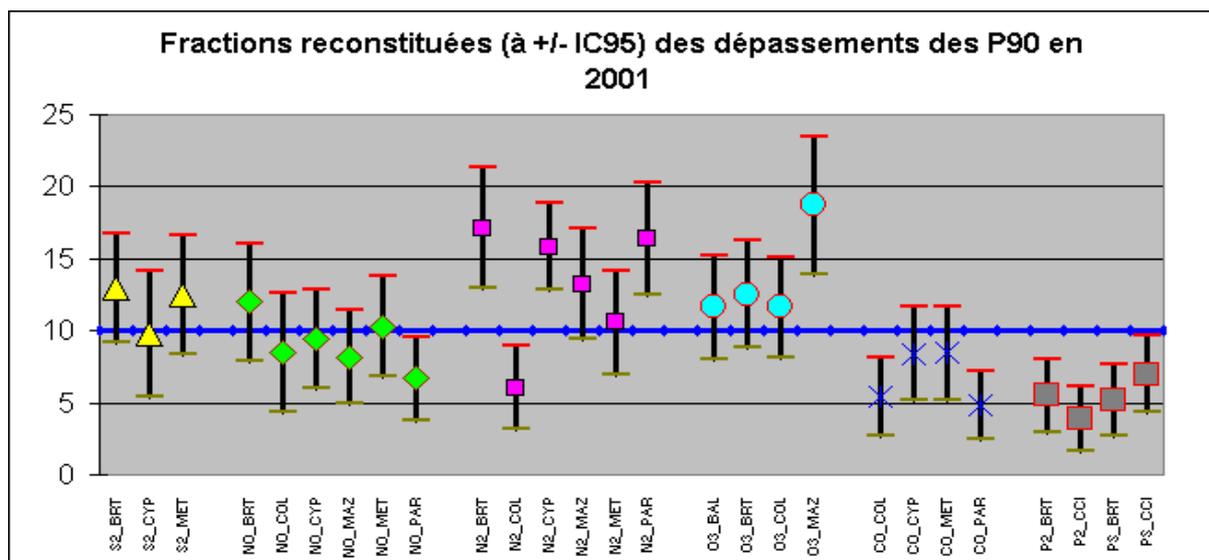


Figure 39 : écarts % des fractions de dépassement des seuils P90 en 2001

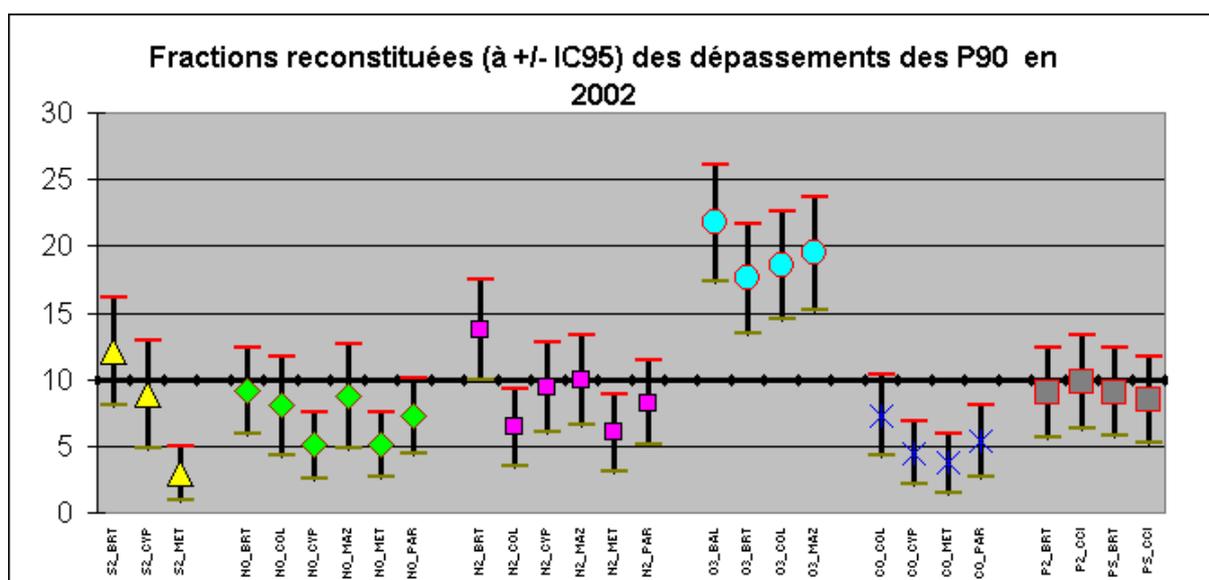


Figure 40: reconstitution des fractions de dépassement des seuils P90 en 2002

Pour chacune des deux années, seulement 15 reconstitutions de nombres de dépassements de seuils sur 27 sont correctes ; elles s'adressent à des nombres de données théoriquement 10 fois plus faibles (P90) que pour les reconstitutions des moyennes ; il faudrait donc pour ces déterminations des campagnes de mesures plus longues que les 4 semaines choisies dans cette étude, à fortiori si les seuils choisis sont les valeurs limites.

8. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

La pré-étude sur les liens entre la météorologie et les données de pollution atmosphériques présente déjà en elle-même un intérêt qui s'étend au-delà des campagnes mobiles de mesure. Elle peut constituer après quelques développements une étude à part entière sur les données d'une ville ou d'une région.

D'après cette étude et celle de 2002, on peut déjà dire que la base temporelle journalière des données pourrait peut-être suffire dans la ville de Lille où les fluctuations des paramètres météorologiques sont assez faibles dans la même journée, alors que les phénomènes de brises et de vents divers à Marseille et à Toulouse sont plus variables dans une même journée, et imposent l'usage de données horaires ou tri-horaires.

On peut noter dans les trois villes que les roses des vents et les profils des vitesses de vent et des températures sont assez reproductibles d'une année à l'autre.

L'application de la norme ISO 9359 aux données de AIRMARAIX et de ORAMIP apporte des éléments de réponse sur la mise en œuvre de campagnes de mesures ponctuelles et sur le traitement possible des données qui en sont issues.

Afin de s'assurer de la robustesse statistique de la méthode, l'étude doit ensuite être appliquée à d'autres simulations de campagnes, de durées différentes à d'autres moments de l'année, et à d'autres années.

La norme ISO peut aussi être appliquée lorsqu'on ne dispose pas de données antérieures de pollution mais seulement d'observations météorologiques.

D'autres AASQA seront consultées afin qu'elles communiquent si elles sont intéressées, des données d'autres villes pour tenter d'appliquer la méthode à d'autres conditions géographiques et météorologiques, par exemple dans l'est de la France et dans des régions montagneuses.

ANNEXE – FORMULAIRE

FORMULAIRE DE L'ETUDE PREALABLE		
$i = 1 \text{ à } k$	Numéro de chaque strate	1
N	Nombre total de mesures	1
N_i	Nb de mesures dans la strate i	2
M_i	Nb de dépassements d'un seuil prédéfini dans la strate i	3
$w_i = \frac{N_i}{N}$ avec $\sum_{i=1}^k w_i = 1$	Fraction des données dans la strate i	4

$\bar{X}_i = \frac{1}{N_i} \sum_{j=1}^{N_i} X_{ij}$	Moyenne arithmétique des N_i valeurs dans chaque strate i	5
$s_i^2(X_{ij}) = \frac{1}{(N_i - 1)} \sum_{j=1}^{N_i} (X_{ij} - \bar{X}_i)^2$	Variance des N_i valeurs dans chaque strate i	6
$\bar{X} = \sum_1^k w_i \cdot X_{ij}$	Moyenne globale	7
$s^2(\bar{X}) = \left(\sum_{i=1}^k w_i \cdot s_i(x_{ij}) \right)^2$	Variance de la moyenne globale	8
$t = t_{v;1-\alpha}$	Coefficient de Student-Fisher unilatéral	9
$IC95(\bar{X}) = \frac{t \cdot s(\bar{X})}{\sqrt{N}} = \Delta(N)$	Intervalle de confiance à 95% de la moyenne globale	10

$\Delta(n) \geq \Delta(N)$	Marge d'erreur choisie pour une campagne courte à effectuer	11
$f_i = \frac{M_i}{M}$	Fraction de données supérieures à un seuil prédéfini dans la strate i	12
$n = \left(\frac{2t_{v;1-\alpha}}{\Delta(n)} \right)^2 \cdot \left(\sum_{i=1}^k w_i s_i \right)^2$	Nombre théorique total (n) de mesures à réaliser lors d'une campagne courte pour Δ donné	13
$n_{i(x)} = n \frac{w_i s_i}{\sum_{i=1}^k w_i s_i}$	Nombre théorique de mesures à réaliser par strate pour la reconstitution d'une moyenne sur une plus longue durée pour Δ donné	14
$n_{i(f)} = n \frac{w_i \sqrt{f_i(1-f_i)}}{\sum_{i=1}^k w_i \sqrt{f_i(1-f_i)}}$	Nombre théorique de mesures à réaliser par strate i pour la reconstitution d'un nombre de dépassements de seuil sur une plus longue durée pour Δ donné	15

FORMULAIRE DE LA CAMPAGNE DE MESURE		
k, w_i	Données issues de l'étude préalable	16
$n, n_{i(x)}, n_{(f)}$	Nombres de mesure réellement réalisées lors d'une campagne et reventilées dans chaque strate i	17
$\bar{x}_i = \frac{1}{n_i} \sum_{j=1}^{n_i} x_{ij}$	Moyenne arithmétique des mesures dans chaque strate i	18
$s_i^2(x_{ij}) = \frac{1}{(n_i - 1)} \sum_{j=1}^{n_i} (x_{ij} - \bar{x}_i)^2$	Variance des mesures dans chaque strate i	19
$\bar{x} = \sum_{i=1}^k w_i \cdot \bar{x}_i$	Moyenne arithmétique pondérée des mesures dans chaque strate, valeur dite reconstituée	20
$s^2(\bar{x}) = \sum_{i=1}^k \frac{w_i^2 \cdot s_i^2(x_{ij})}{n_i}$	Variance de la moyenne pondérée	21
$IC95 = \pm t_{v;1-\alpha} \cdot s(\bar{x})$	Intervalle de confiance de la moyenne pondérée	22
$f_i = \frac{m_i}{n_i}$	Fraction de données supérieures à un seuil prédéfini dans la strate i obtenue lors de la campagne	23
$f = \sum_{i=1}^k w_i \cdot f_i$	Fraction pondérée reconstituée sur le long terme des données supérieures à un seuil prédéfini	24
$s_i^2(f_i) = f_i \cdot (1 - f_i)$	Variance de la fraction f_i par strate	25
$s^2(f) = \sum_{i=1}^k \frac{w_i^2 \cdot s_i^2(f_i)}{n_i}$	Variance de la fraction pondérée	26
$u = u_{1-\alpha}$	Valeur de la loi normale réduite	27
$IC95 = \pm s(f) \cdot u_{1-\alpha} + \frac{1}{2n}$	Intervalle de confiance de la fraction pondérée	28