

ECOLE DES MINES DE DOUAI

DEPARTEMENT CHIMIE ET ENVIRONNEMENT

Etude n°2

Partie 2

**Métrieologie des particules en
suspension**

Tests de comparaison

François MATHE
avec la collaboration technique de Benoît HERBIN et Stéphane SAUVAGE
Décembre 2000

SOMMAIRE

RÉSUMÉ.....	1
I. INTRODUCTION.....	3
II. RAPPELS	3
II.1 CONTEXTE RÉGLEMENTAIRE.....	3
II.2 MOYENS MIS EN OEUVRE.....	5
II.3 RAPPEL DE RÉSULTATS ANTÉRIEURS.....	7
III. RÉSULTATS DE TESTS DE COMPARAISON	8
III.1 COMPARAISON ENTRE LA MICROBALANCE TEOM ET L'ÉCHANTILLONNEUR À GRAND DÉBIT HVS-PM ₁₀ ANDERSEN.....	8
III.2 COMPARAISON D'UNE MÉTHODE SEMI AUTOMATIQUE (DIGITEL DA80) ET D'UNE MÉTHODE AUTOMATIQUE (R&P TEOM) DE MESURE DES TENEURS MASSIQUES DE PARTICULES	19
III.3 COMPARAISON ENTRE LA MICROBALANCE TEOM ET D'ANCIENNES TECHNIQUES DE MESURE DE LA CONCENTRATION MASSIQUE DE PARTICULES EN SUSPENSION	23
<i>III.3.1 Rappels.....</i>	<i>23</i>
<i>III.3.2 Comparaison entre la jauge radiométrique Environnement SA MPSI 100 et la microbalance R&P TEOM 1400A</i>	<i>25</i>
<i>III.3.3 Comparaison entre la mesure de l'indice de Fumées Noires et la microbalance R&P TEOM 1400A.....</i>	<i>27</i>
III.4 COMPARAISON DES MESURES DES TENEURS MASSIQUES EN PARTICULES PM ₁₀ ET PM _{2.5} PAR UNE MÉTHODE AUTOMATIQUE (R&P TEOM).....	30
<i>III.4.1 Rappel de résultats antérieurs.....</i>	<i>30</i>
<i>III.4.2 Résultats de tests de comparaison.....</i>	<i>31</i>
III.5.2.1 Comparaison des mesures des teneurs massiques en particules PM ₁₀ et PM _{2.5} (dispositif SCC) sur TEOM	33
III.5.2.2 Influence de la tête de prélèvement sur les mesures des teneurs massiques en particules PM _{2.5} sur TEOM.....	35
III.5.2.3 Utilisation des mesures PM _{2.5} comme moyen de détection des pics de pollution dûs aux évènements naturels	36
IV. CONCLUSION.....	41

Etude suivie par: François MATHE

☎ 03 27 71 26 10

MESURE DES PARTICULES EN SUSPENSION DANS L'AIR AMBIANT TESTS DE COMPARAISON

1. Présentation des travaux

Les objectifs des travaux effectués sur la plate-forme de mesure de la phase particulaire de l'Ecole des Mines de Douai sont les suivants:

- mettre en évidence l'écart entre les mesures en continu obtenues à l'aide d'une microbalance TEOM et celles obtenues "manuellement" à l'aide d'une méthode de référence gravimétrique (Deux TEOM et un préleveur HVS Andersen G1200 VFC, tous trois équipés d'une tête PM₁₀) et déterminer un facteur de correction des données TEOM afin d'obtenir des mesures équivalentes à celles qui auraient été observées à partir de la méthode de référence,
- étudier l'éventuel impact des saisons sur le facteur correctif déterminé précédemment,
- étudier la possibilité d'utiliser la gravimétrie sur filtre comme méthode de mesure de la concentration massique des particules en suspension (l'échantillonneur HVS automatisé DA80 de la société DIGITEL est comparé à la microbalance à variation de fréquence TEOM),
- étudier la faisabilité de raccordement avec les données actuelles des historiques de mesures obtenues sur les 2 anciennes techniques suivantes:
 - ❶ l'indice de Fumées Noires
 - ❷ la jauge bêtâ de première génération équipée de la tête de prélèvement AFNOR NF X 43 021
- effectuer la comparaison de mesures PM₁₀ et PM_{2.5} sur microbalance TEOM

2. Principaux résultats obtenus

Les principales informations observées lors de ces études sont les suivantes :

- ❶ Un écart conséquent entre la mesure automatique par microbalance TEOM et la méthode gravimétrique de référence est constaté sur le site de Douai.

Ainsi, le rapport des moyennes $\frac{\text{TEOM}}{\text{HVS Andersen}}$ sur la période d'étude est de 0,789, une concentration obtenue sur le TEOM de 50 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (valeur limite journalière en PM₁₀ de la directive européenne du 22/04/99) correspondrait à 63,4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ sur le HVS Andersen. Cet écart n'est pas influencé par les conditions ambiantes du site (température, pression, humidité relative). Un facteur unique de correction des données TEOM de 1,27 est donc envisageable et est comparable au facteur de correction "par défaut" de 1,3 recommandé au niveau européen aux Etats Membres n'ayant entrepris aucune étude d'intercomparaison.

② L'utilisation de la gravimétrie comme méthode de mesure de la concentration massique journalière des particules PM_{10} semble envisageable en réseau de surveillance.

Ainsi, une concentration obtenue sur le DA80 de $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ correspondrait à $54 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur le HVS Andersen, soit un rapport $\frac{\text{DA80}}{\text{HVS Andersen}}$ égal à 0,93.

Un point important reste la pesée des filtres qui n'est pas automatisée et qui nécessite une procédure de mise en œuvre spécifique.

③ Une étude de comparaison entre la microbalance TEOM- PM_{10} d'une part et entre l'indice de fumées noires et la jauge bêta- PM_{13} d'autre part a été entreprise sur le site de Douai.

Il en ressort qu'un recouvrement entre les historiques de mesures à l'aide de méthodes anciennes et la mesure TEOM- PM_{10} , applicable à toute station de mesure ne peut être globalement établie.

Compte tenu:

- des incertitudes importantes liées au principe des techniques anciennes (par exemple, la méthode de mesure de l'indice de fumées noires montre un manque de sensibilité pour les faibles teneurs ($<20\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) et entâche le résultat d'une forte incertitude pour les concentrations élevées ($>65\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)),
- de la nécessité de corriger les données TEOM pour les rendre "équivalentes"

il ne semble pas judicieux d'apporter une quelconque correction aux historiques de mesure sans entâcher les résultats d'une forte incertitude

Il faut cependant noter que le rapport moyen $\frac{\text{Fumées Noires}}{\text{TEOM } PM_{2.5}}$ est proche de 1 (0,91).

L'utilisation d'un facteur de correction de la moyenne annuelle de l'indice de fumées noires pourrait être envisagée si l'on cherche un raccordement des historiques de mesure avec la pollution particulaire fine ($PM_{2.5}$ ou inférieur).

④ Concernant les $PM_{2.5}$, l'étude réalisée sur Douai montre une bonne corrélation entre PM_{10} et $PM_{2.5}$. Le type de dispositif de coupure granulométrique n'a pas d'influence.

La valeur du rapport $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ sur la période de mesure est de $0,621 \pm 15\%$. La mesure

PM_{10} semble donc une alternative intéressante pour la surveillance de la pollution particulaire fine, dans l'attente de la réglementation du polluant $PM_{2.5}$.

Le rapport $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ est un moyen de détection pertinent des événements naturels pouvant

influencer les niveaux de concentration en PM_{10} . Ce résultat nécessite d'être confirmé sur d'autres sites, tout en tenant compte d'autres solutions techniques applicables en réseau.

METROLOGIE DES PARTICULES EN SUSPENSION DANS L'AIR AMBIANT TESTS DE COMPARAISON

I. Introduction

Dans le cadre des activités du Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air, l'Ecole des Mines de Douai a acquis depuis 1994 une certaine expérience dans le domaine de la mesure des particules en suspension dans l'air ambiant.

Les objectifs des travaux effectués sur la plate-forme de mesure de la phase particulaire et présentés dans ce rapport sont donc les suivants:

- présenter la plate-forme de mesure de la phase particulaire équipée de différents appareils de prélèvement et de mesure de la concentration en particules en suspension dans l'air ambiant sur le site de l'Ecole des Mines de Douai,
- mettre en évidence l'éventuel impact des saisons sur l'écart entre les mesures en continu obtenues à l'aide d'une microbalance TEOM et celles obtenues "manuellement" à l'aide d'une méthode de référence gravimétrique. Deux TEOM et un préleveur HVS Andersen G1200 VFC, tous trois équipés d'une tête PM₁₀,
- étudier la possibilité d'utiliser la gravimétrie sur filtre comme méthode de mesure de la concentration massique des particules en suspension. L'échantillonneur HVS automatisé DA80 de la société DIGITEL est comparé à la microbalance à variation de fréquence TEOM,
- effectuer les comparaisons suivantes sur le site de l'Ecole des Mines de Douai:
 - ❶ mesures PM₁₀ par rapport PM_{2,5} sur microbalance TEOM
 - ❷ indice de fumées noires par rapport à la mesure PM₁₀ sur microbalance TEOM
 - ❸ mesure gravimétrique avec une jauge radiométrique Environnement SA MPSI 100 (équipée de la tête de prélèvement AFNOR X 43-021) par rapport à la mesure PM₁₀ sur microbalance TEOM

II. Rappels

II.1 Contexte réglementaire

La directive européenne 1999/30/EC du 22/04/99, première directive fille de la directive Cadre 1996/62/EC du 27/09/96 sur la qualité de l'air ambiant, demande aux Etats Membres de mettre en place un programme spécifique de mesure de polluants atmosphériques gazeux (SO₂, NO₂) et particulaires (PM₁₀, Pb dans les PM₁₀) à partir du 19 Juillet 2001 (cf. tableaux I à III). Les données portant sur l'année calendaire doivent être communiquées à la Commission Européenne et une information doit être fournie au public.

Dans le cas des PM₁₀, cette directive décrit succinctement les méthodologies et techniques pour l'obtention de données, que ce soit :

- par une méthode de référence (gravimétrie sur filtres),
- par des instruments dont l'équivalence avec la référence a été démontrée (selon la norme EN 12341),
- par des appareils montrant un rapport constant avec la méthode de référence.

Tableau I: Seuils réglementaires pour le SO₂

Type de seuil	Période considérée	Valeur (µg/m ³)	Remarques
Alerte	3h	500	
Valeur limite horaire	1h	350	A ne pas dépasser plus de 24 fois par an
Valeur limite journalière	24h	125	A ne pas dépasser plus de 3 fois par an
Protection écosystèmes	1 an	20	

Tableau II: Seuils réglementaires pour le NO₂

Type de seuil	Période considérée	Valeur (µg/m ³)	Remarques
Alerte	3h	400	
Valeur limite horaire	1h	200	A ne pas dépasser plus de 18 fois par an
Valeur limite annuelle	1 an	40	
Protection écosystèmes	1 an	30	

Tableau III: Seuils réglementaires pour les PM₁₀

Type de seuil	Période considérée	Valeur (µg/m ³)	Remarques
Valeur limite journalière	24h	50	A ne pas dépasser plus de 35 fois par an
Valeur limite annuelle	1 an	40	

Tableau IV: Seuils réglementaires pour le Plomb

Type de seuil	Période considérée	Valeur (µg/m ³)	Remarques
Valeur limite annuelle	1 an	0,5	1 µg/3 dans le cas de zones à proximité immédiate (< 1000m) de sources industrielles spécifiques

Un délai est accordé aux Etats Membres et une date à laquelle les valeurs limites doivent être respectées a été fixée. Cette date varie selon les valeurs limites.

Enfin, un objectif de qualité est associé aux données, en ce qui concerne l'exactitude requise des méthodes d'évaluation. Cette exactitude doit être interprétée comme étant applicable dans la région de la valeur limite appropriée (cf. tableau V)

Il est à noter qu'un certain nombre de dépassements de valeurs limites est autorisé. Ceci peut être important dans le cas des particules où des événements naturels (vents sahariens, épisodes volcaniques, resuspension locale par le vent etc...) peuvent être à l'origine de dépassements. La directive Fille autorise un Etat Membre à ne pas prendre en compte les mesures obtenues lors de tels événements.

Tableau V: Objectifs de qualité

	SO ₂ et NO ₂	PM ₁₀ et Pb
Exactitude	± 15%	± 25%
Saisie minimale de données	90%	

Dans le cas où une relation constante entre une méthode de mesure et la méthode de référence a pu être mise en évidence, les résultats obtenus doivent être corrigés par un facteur approprié pour produire des résultats équivalents à ceux qui auraient été obtenus en utilisant la méthode de référence.

En conclusion, même si la Directive Fille s'avère assez complète, elle n'apporte aucune précision sur différents points tels que:

- la façon de mettre en évidence une relation constante entre la méthode de référence et la méthode de mesure utilisée
- le mode de calcul du facteur correctif à appliquer sur les mesures
- la méthodologie d'utilisation du facteur correctif (facteur annuel? facteur journalier? facteur unique ou saisonnier?)
- la prise en compte des événements naturels dans le nombre de dépassements de valeurs limites

Les travaux effectués sur le site de l'Ecole des Mines de Douai tentent d'apporter un élément de réponse à ces questions. Il convient cependant de rappeler que si les résultats obtenus sont propres au site d'étude (climat, composition de l'aérosol, influence de l'environnement micro-local), la méthodologie est tout à fait transposable à d'autres sites ou situations.

II.2 Moyens mis en oeuvre

Depuis août 1999, une plate-forme de mesure de la phase particulaire a été mise en place sur un site urbain de Douai, rassemblant les différents types d'analyseurs ou de préleveurs équipant actuellement les réseaux français de surveillance de la qualité de l'air. Cette plate forme est décrite dans le rapport d'activités 1999 de l'Ecole des Mines de Douai.

Ce site est de type urbain et possède les caractéristiques suivantes:

- l'influence du trafic routier est forte
- le faible éloignement du Département Chimie et Environnement de l'EMD permet de réduire la durée des déplacements qui seront fréquents
- les risques de vandalisme sont minimisés dans la mesure où le site est dans l'enceinte clôturée du Centre de Recherches

A l'heure actuelle, les appareillages disponibles sur le site sont les suivants:

- 1 préleveur sur filtre à grand volume HVS PM₁₀ Andersen
- 2 microbalances à variations de fréquence R&P TEOM à tête PM₁₀
- 2 préleveurs sur filtres à faible volume R&P Partisol Plus à tête PM₁₀
- 1 préleveur automatique sur filtre à grand volume Digital DA80.
- 1 jauge radiométrique Environnement SA MPSI 100 avec tête NF X 43-021 (seuil de coupure entre 10 et 15 µm)
- 1 préleveur de fumées noires Biolaffite SF8

L'ensemble des appareils est installé dans un Portakabin climatisé transportable type Pacemaker référence PK 241 sauf le HVS PM₁₀ Andersen placé à l'extérieur.



Figure 1: Vue d'ensemble de l'abri autonome sur le site de mesure de l'EMD

Cet équipement est utilisé dans le cadre des études suivantes:

- Impact des saisons sur les mesures en continu issues de la microbalance TEOM-PM₁₀
- Comparaison de l'indice de Fumées noires et des mesures par jauge radiométrique ancienne génération (munie de la tête de prélèvement AFNOR) avec une référence gravimétrique
- Essai d'utilisation de la gravimétrie comme méthode de mesure de la concentration massique des particules en suspension à l'aide du Digital DA80
- Comparaison des mesures PM₁₀ et PM_{2.5} sur le TEOM
- Etude des conditions de prélèvement des particules en vue de l'analyse des métaux Pb, Ni, Cd et As

II.3 Rappel de résultats antérieurs

Un écart conséquent entre la mesure automatique par microbalance TEOM et la méthode gravimétrique de référence est observé sur la plate-forme de l'Ecole des Mines de Douai. Une première comparaison portant sur 30 valeurs journalières réparties entre le 8 septembre et le 2 décembre 1999 avait donné les résultats suivants

Tableau VI: récapitulatif des mesures TEOM-HVS PM₁₀ en parallèle

Appareil	TEOM	HVS
Nombre de données traitées	30	
Minimum (µg.m⁻³)	10,6	9,7
Maximum (µg.m⁻³)	62,3	100,3
Moyenne (µg.m⁻³)	25,1	32,9
Droite de corrélation obtenue	TEOM = 0,577 HVS_{and} + 6,1	
Coefficient de corrélation	0,948	

Malgré une bonne corrélation entre les deux méthodes de mesure ($R=0,9477$), le décalage entre les teneurs mesurées reste conséquent (pente de droite de régression de 0,577). Le rapport moyen $\frac{\text{TEOM}}{\text{HVS Andersen}}$ des valeurs journalières est égal à $0,84 \pm 0,23$.

En utilisant la droite de corrélation, une concentration de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ lue sur le TEOM correspondrait $76 \mu\text{g.m}^{-3}$ sur le HVS Andersen.

S'agissant de l'utilisation de la gravimétrie comme méthode de mesure de la concentration massique journalière des particules PM₁₀, en dépit d'un faible nombre de mesures (cf. tableau VII), cette alternative semble envisageable en réseau de surveillance. Un point important reste la pesée des filtres qui n'est pas automatisée.

Tableau VII: récapitulatif des mesures TEOM-DA80 PM₁₀ en parallèle

Appareil	TEOM	DA80
Nombre de données traitées	47	
Minimum (µg.m⁻³)	7	8,6
Maximum (µg.m⁻³)	50,6	71,9
Moyenne (µg.m⁻³)	23,5	27,5
Droite de corrélation obtenue	TEOM = 0,724 DA80 + 3,652	
Coefficient de corrélation	0,943	

La corrélation entre le TEOM et le DA80 s'avère satisfaisante, les valeurs moyennes sur la période de mesure sont relativement proches. Toutefois, un décalage important entre les résultats journaliers est observable.

Ce décalage est cependant moins important que celui constaté entre le TEOM et le HVS Andersen. Le rapport moyen $\frac{\text{TEOM}}{\text{DA80}}$ est égal à $0,91 \pm 0,19$.

En utilisant la droite de corrélation, une concentration obtenue sur le TEOM de $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ correspondrait à $64 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur le DA80.

Les teneurs mesurées par la microbalance à variation de fréquence sont systématiquement inférieures à celles déduites de la pesée de filtres du DA80.

III. Résultats de tests de comparaison

III.1 Comparaison entre la microbalance TEOM et l'échantillonneur à grand débit HVS-PM₁₀ Andersen

Les données prises en compte correspondent à une durée de fonctionnement en parallèle validé de 144 jours, répartis entre le 6 septembre 1999 et le 20 novembre 2000.

Afin d'être comparées aux données du HVS-Andersen, les mesures du TEOM (pas de temps d'acquisition de 10 min) ont été moyennées sur une journée.

Il faut noter que la masse de poussières recueillies pendant 24 h par l'échantillonneur HVS varie de 50 à 100 mg à $\pm 0,1$ mg près.

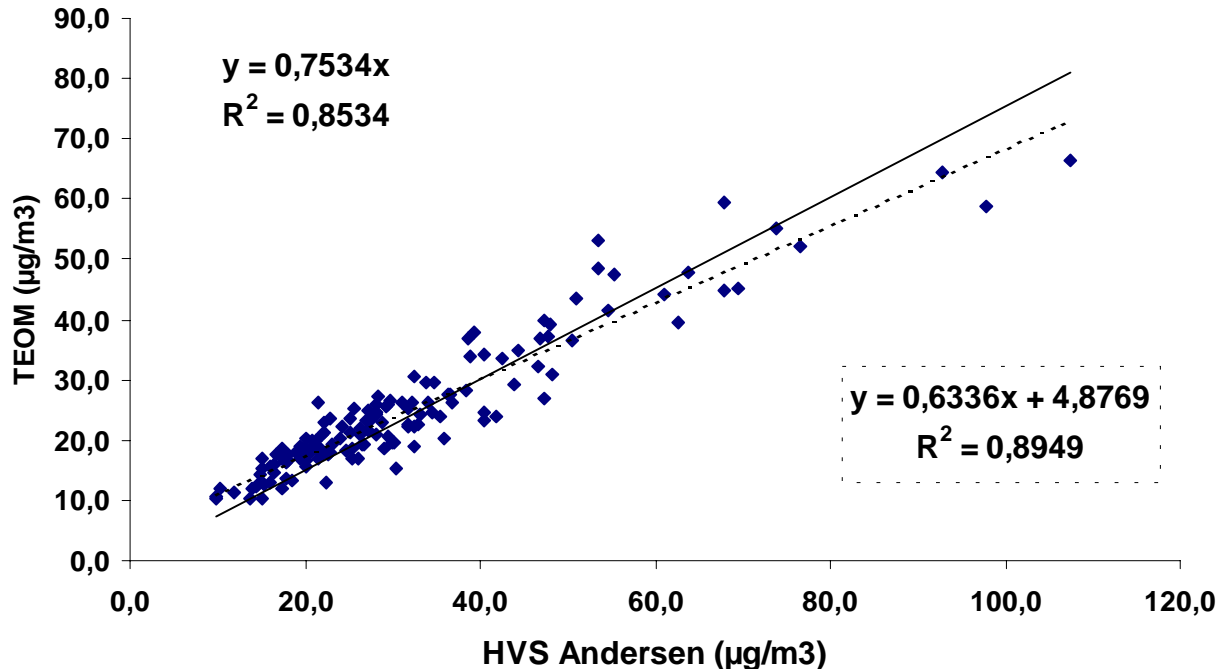


Figure 2: Corrélation entre les mesures gravimétriques et TEOM (valeurs journalières)

Tableau VIII: récapitulatif des mesures TEOM-HVS Andersen en parallèle

Appareil	HVS	TEOM
Nombre de données traitées	144	
Minimum ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	9,8	10,2
Maximum ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	107,5	66,4
Moyenne ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	31,5	24,8
Droite de corrélation obtenue	TEOM = 0,634 HVS_{And} + 4,877	
Coefficient de corrélation	0,946	
Rapport des moyennes	0,789	
Rapport moyen $\frac{\text{TEOM}}{\text{HVS Andersen}}$ ± écart-type	0,824 ± 0,135	

La corrélation entre le TEOM et notre méthode gravimétrique HVS prise comme référence reste satisfaisante ($R \approx 0,95$), mais un décalage conséquent entre les résultats est toujours observable et du même ordre de grandeur que celui obtenu lors des études précédentes.

Pour cette période de mesures, le rapport moyen $\frac{\text{TEOM}}{\text{HVS Andersen}}$ est égal à $0,824 \pm 0,135$.

Cette valeur est comparable à la valeur de la pente de droite de régression lorsque celle-ci est forcée à l'origine ($\text{TEOM} = 0,753 \text{ HVS}_{\text{And}}$, $R \approx 0,924$).

Parmi les recommandations techniques du groupe de travail Ad Hoc mandaté par la DG XI d'experts européens sur la mesure des particules, l'utilisation du rapport des moyennes $\frac{\text{Appareil candidat}}{\text{Référence}}$ (pour une période d'étude donnée) comme facteur de correction est préconisée.

Dans notre cas, le rapport des moyennes $\frac{\text{TEOM}}{\text{HVS Andersen}}$ vaut 0,789, valeur comparable à celle observée lors de nos premiers tests (0,763) et à notre rapport moyen.

Le rapport moyen semble indépendant de la concentration comme le montre la figure 3 (coefficient de corrélation $R < 0,5$):

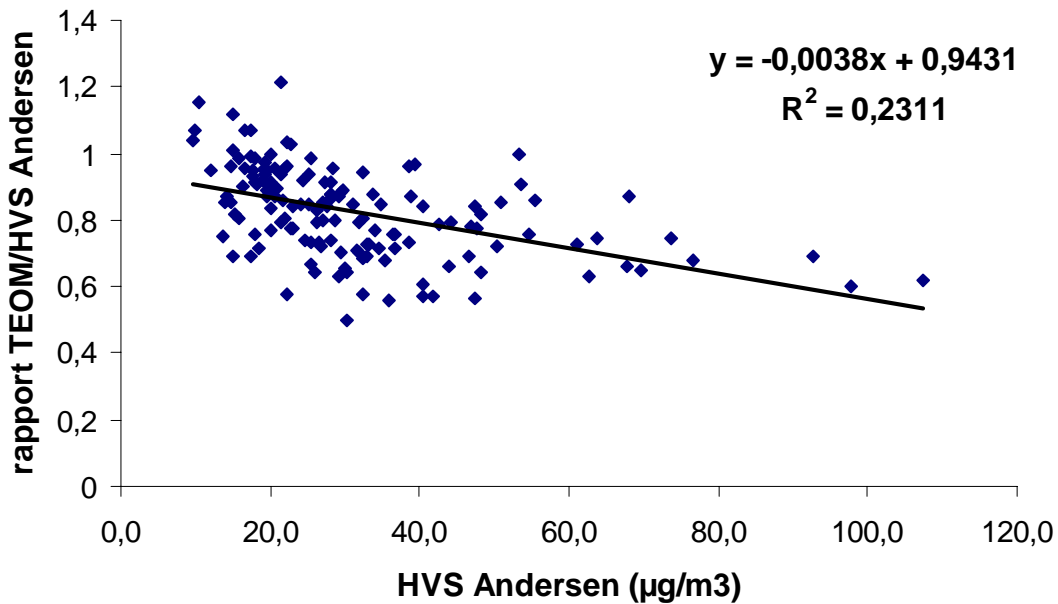


Figure 3: Variation du rapport des concentrations en fonction de la concentration en PM_{10}

Par rapport aux résultats précédents, une diminution de l'écart-type est observée. L'écart-type résiduel (16,3%) est un bon indicateur de l'incertitude liée au rapport, incertitude qu'il est nécessaire de prendre en compte étant donné l'objectif de qualité fixé par la Directive Fille.

En utilisant la droite de régression, une concentration obtenue sur le TEOM de $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (valeur limite journalière en PM_{10} de la directive européenne du 22/04/99) correspondrait à $71 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur le HVS Andersen.

En utilisant la régression forcée par zéro, le rapport moyen $\frac{\text{TEOM}}{\text{HVS Andersen}}$ ou le rapport des moyennes, une concentration obtenue sur le TEOM de $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ avoisinerait $65 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur le HVS Andersen.

Les teneurs mesurées par la microbalance à variation de fréquence sont systématiquement inférieures à celles déduites de la pesée de filtres HVS.

Différentes raisons peuvent être évoquées:

- les têtes de prélèvement, bien qu'ayant le même seuil de coupure nominale à $10\mu\text{m}$, présentent des disparités notables, rapport de débit d'environ 70 en faveur du HVS, conduit d'adduction chauffé dans le cas de la microbalance
- des phénomènes de réenvol de particules récoltées sur la plaque d'impaction graissée du HVS sont envisageables. Ces particules ont une taille supérieure ou égale à $10 \mu\text{m}$.

Le nombre de dépassements de la valeur limite journalière est décrit dans le tableau IX suivant les cas de figure

Tableau IX: Influence de la méthode de correction des données TEOM sur le nombre de dépassements de la valeur 50 µg/m3

Données TEOM corrigées à partir de	Nombre de données TEOM initiales > 50 µg/m3	Nombre de données HVS initiales > 50 µg/m3	Nombre de données TEOM corrigées > 50 µg/m3
$Y = a X + b$	7	17	22
$Y = k X$			19
Rapport moyen			15
Rapport des moyennes			16

Le bilan des différentes corrections pouvant être apportées aux données issues du TEOM est donné dans le tableau X:

Tableau X: Bilan des corrections applicables aux données du TEOM

Correction à partir de	Pente de la droite de corrélation $TEOM_{\text{corrigé}} = k \cdot \text{Référence}$	Coefficient de corrélation
$Y = a X + b$	0,9993	0,946
$Y = k X$	1	0,924
Rapport moyen	0,914	0,924
Rapport des moyennes	0,955	0,924

A la vue de ces résultats, l'utilisation du rapport des moyennes comme facteur de correction semble la moins pénalisante des corrections dans la mesure où:

- le rapport $\frac{TEOM_{\text{corrigé}}}{\text{Méthode de référence}}$ est voisin de 0,96,
- le nombre de dépassements de la valeur limite journalière se rapproche le plus du nombre de dépassements observés sur la référence
- la corrélation entre les données est correcte ($R \approx 0,924$)

Cependant, l'incertitude liée à ce facteur de correction reste à déterminer.

Afin d'évaluer l'impact des saisons, la corrélation entre les méthodes de mesure a été observée en distinguant une période froide (du 06/09/99 au 07/03/00, puis du 01/09/00 au 20/11/00) et une période chaude (du 06/04/00 au 31/08/00).

Les figures 4 à 6 ainsi que les tableaux VIII à X résument les résultats obtenus

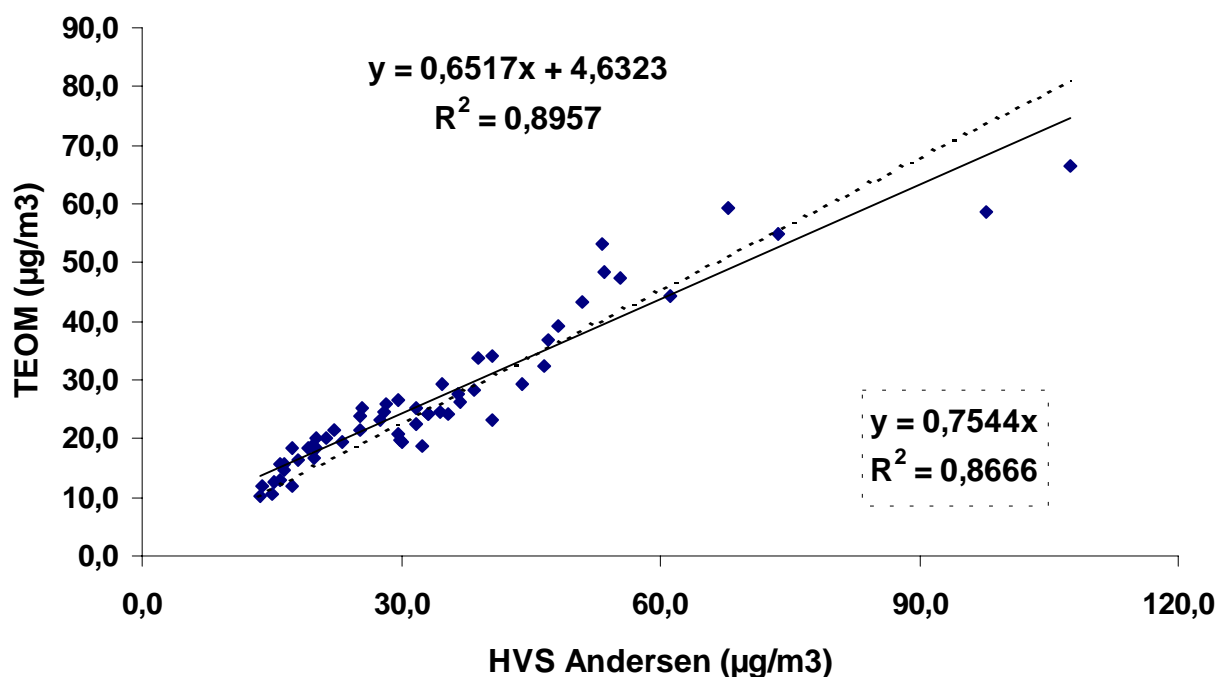


Figure 4: Corrélation entre les mesures gravimétriques et TEOM (entre le 06/09/99 et le 07/03/00)

Tableau XI: bilan des mesures TEOM-HVS Andersen en parallèle (entre le 06/09/99 et le 07/03/00)

Appareil	HVS	TEOM
Nombre de données traitées	56	
Minimum ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	13,7	10,3
Maximum ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	107,5	66,4
Moyenne ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	34,4	27
Nombre de valeurs $> 50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	9	5
Droite de corrélation obtenue	$\text{TEOM} = 0,652 \text{ HVS}_{\text{And}} + 4,632$	
Coefficient de corrélation	0,946	
Rapport des moyennes	0,786	
Rapport moyen $\frac{\text{TEOM}}{\text{HVS Andersen}}$ \pm écart-type	$0,813 \pm 0,119$	

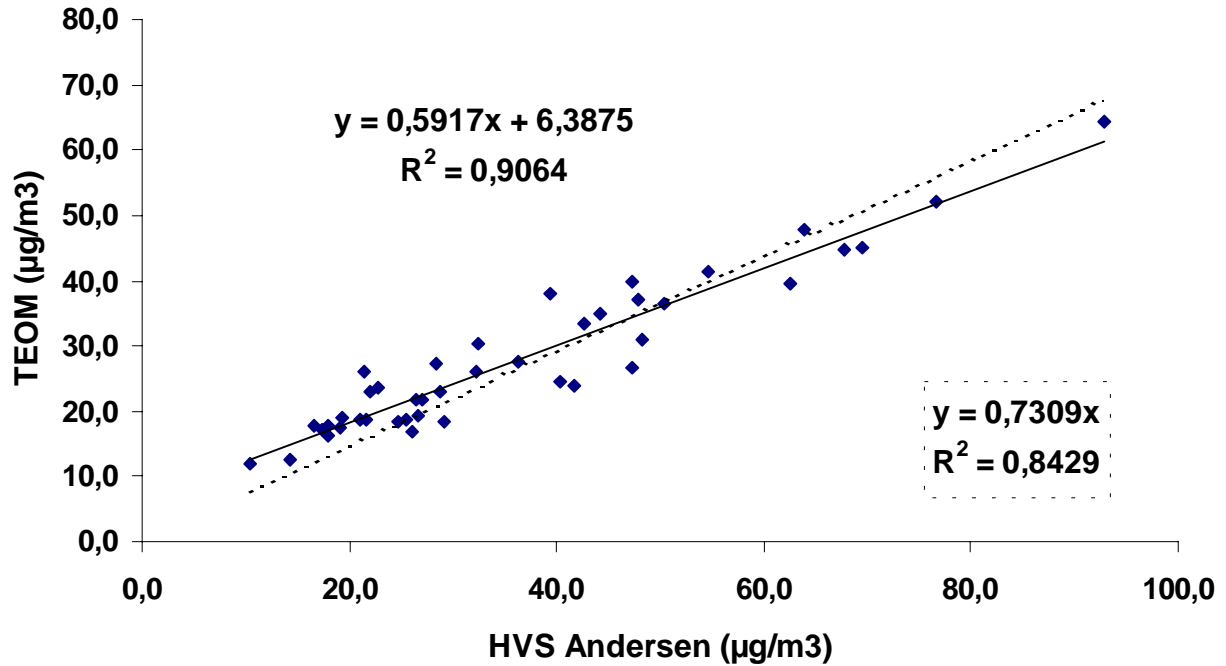


Figure 5: Corrélation entre les mesures gravimétriques et TEOM (entre le 06/04/00 et le 31/08/00)

Tableau XII: bilan des mesures TEOM-HVS Andersen en parallèle (entre le 06/04/00 et le 31/08/00)

Appareil	HVS	TEOM
Nombre de données traitées	42	
Minimum ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	10,4	12
Maximum ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	92,8	64,4
Moyenne ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	36,3	27,8
Nombre de valeurs $> 50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	8	2
Droite de corrélation obtenue	$\text{TEOM} = 0,592 \text{ HVS}_{\text{And}} + 6,388$	
Coefficient de corrélation	0,952	
Rapport des moyennes	0,768	
Rapport moyen $\frac{\text{TEOM}}{\text{HVS Andersen}}$ \pm écart-type	$0,818 \pm 0,157$	

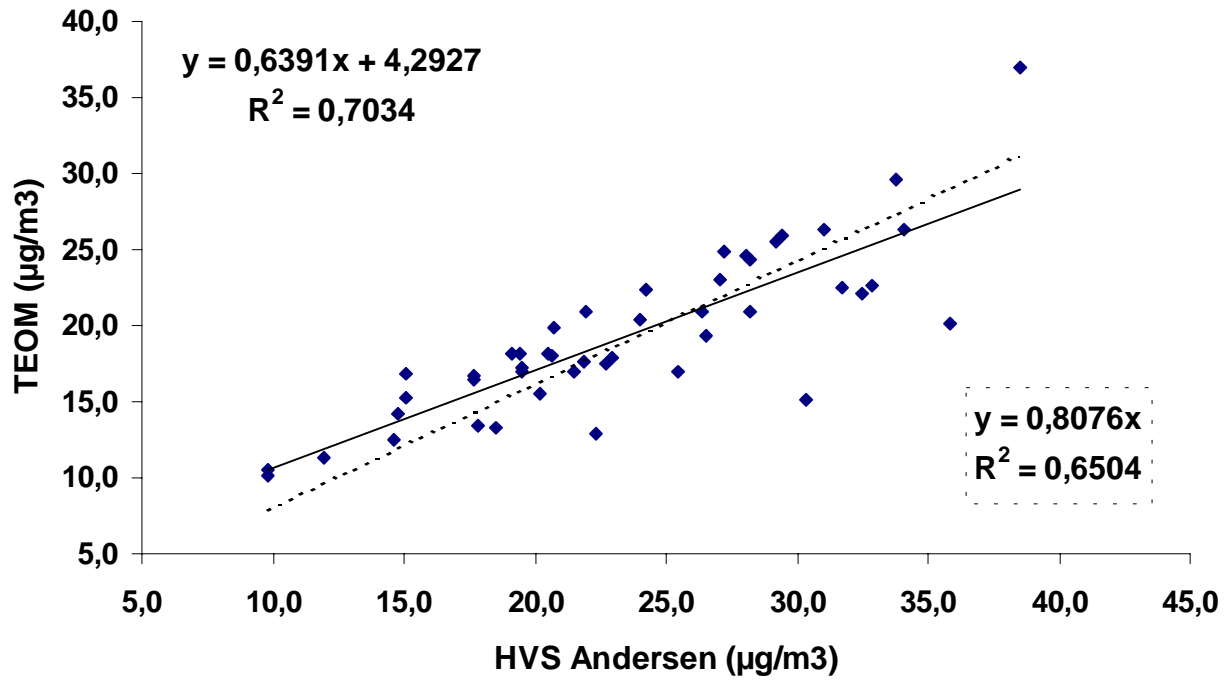


Figure 6: Corrélation entre les mesures gravimétriques et TEOM (entre le 01/09/00 et le 20/11/00)

Tableau XIII: bilan des mesures TEOM-HVS Andersen en parallèle (entre le 01/09/00 et le 20/11/00)

Appareil	HVS	TEOM
Nombre de données traitées	46	
Minimum ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	9,8	10,2
Maximum ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	38,5	36,9
Moyenne ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	23,5	19,3
Nombre de valeurs > 50 $\mu\text{g.m}^{-3}$	0	0
Droite de corrélation obtenue	TEOM = 0,639 HVS _{And} + 4,293	
Coefficient de corrélation	0,839	
Rapport des moyennes	0,822	
Rapport moyen $\frac{\text{TEOM}}{\text{HVS Andersen}}$ ± écart-type	0,842 ± 0,128	

Les rapports $\frac{\text{TEOM}}{\text{HVS Andersen}}$ et des moyennes ne varient pas de manière significative selon les périodes de l'année.

On notera simplement une augmentation de la dispersion du rapport $\frac{\text{TEOM}}{\text{HVS Andersen}}$ en période estivale (CV de 19% par rapport à 15% en période froide).

Le tableau XIV décrit les conditions ambiantes lors des séries de mesures:

Tableau XIV: conditions ambiantes lors des différentes séquences de prélèvement

Période	Paramètre	Moyenne	Maximum	Minimum	Equation de droite TEOM = f(HVS)
Du 06/09/99 au 07/03/00	T (°C)	10,3	20,9	1	TEOM = 0,652 HVS _{And} + 4,632
	P (mbar)	1019	1037	995	
	HR (%)	73,1	89,1	58,8	
Du 06/04/00 au 31/08/00	T (°C)	16,8	26,8	6,3	TEOM = 0,592 HVS _{And} + 6,388
	P (mbar)	1015	1031	989	
	HR (%)	81,1	94,4	56,2	
Du 01/09/00 au 20/11/00	T (°C)	13,9	24,5	7,1	TEOM = 0,639 HVS _{And} + 4,293
	P (mbar)	1009	1025	973	
	HR (%)	81,3	94	72,4	

Aucune influence notable des paramètres ambiants a pu être mise en évidence, comme l'indiquent les figures 7 à 9:

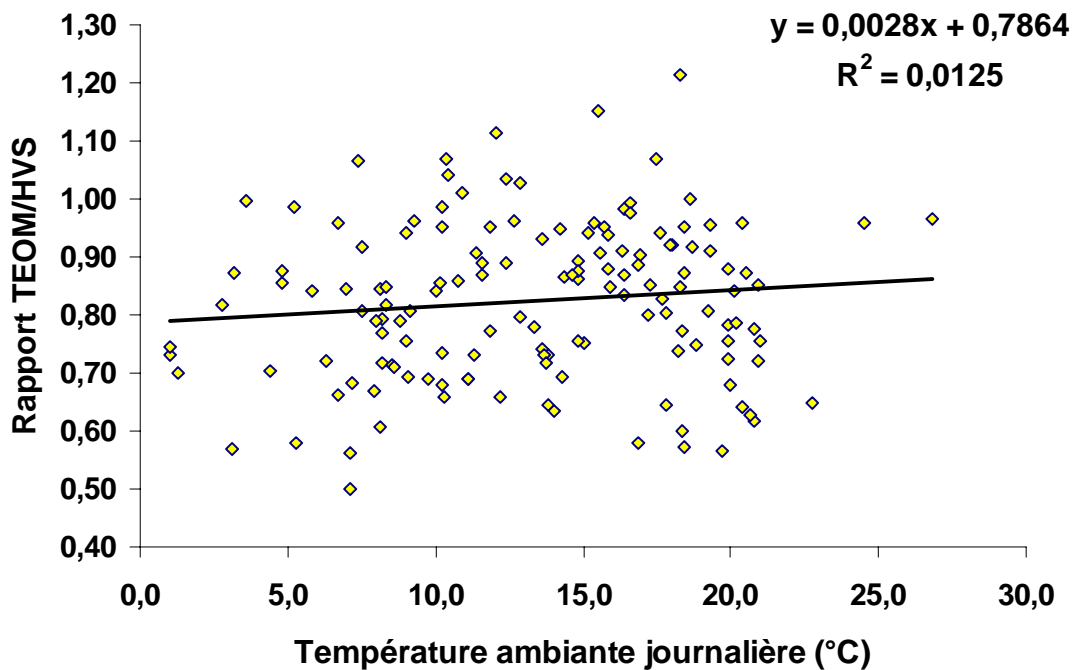


Figure 7: Non influence de la température ambiante sur le rapport TEOM/HVS

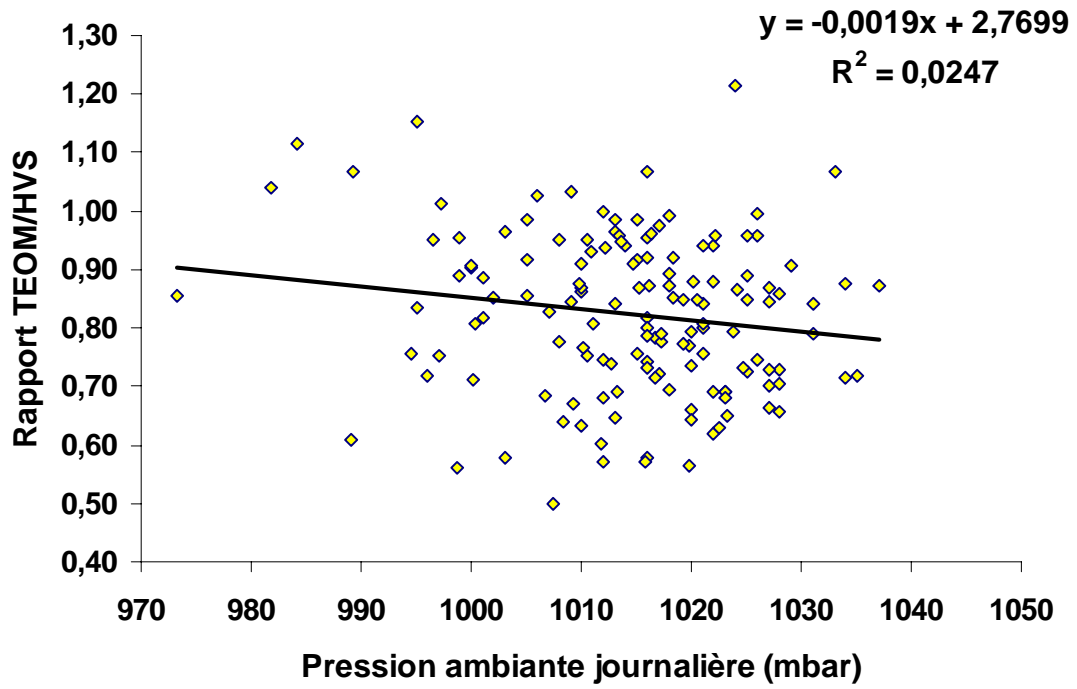


Figure 8: Non influence de la pression ambiante sur le rapport TEOM/HVS

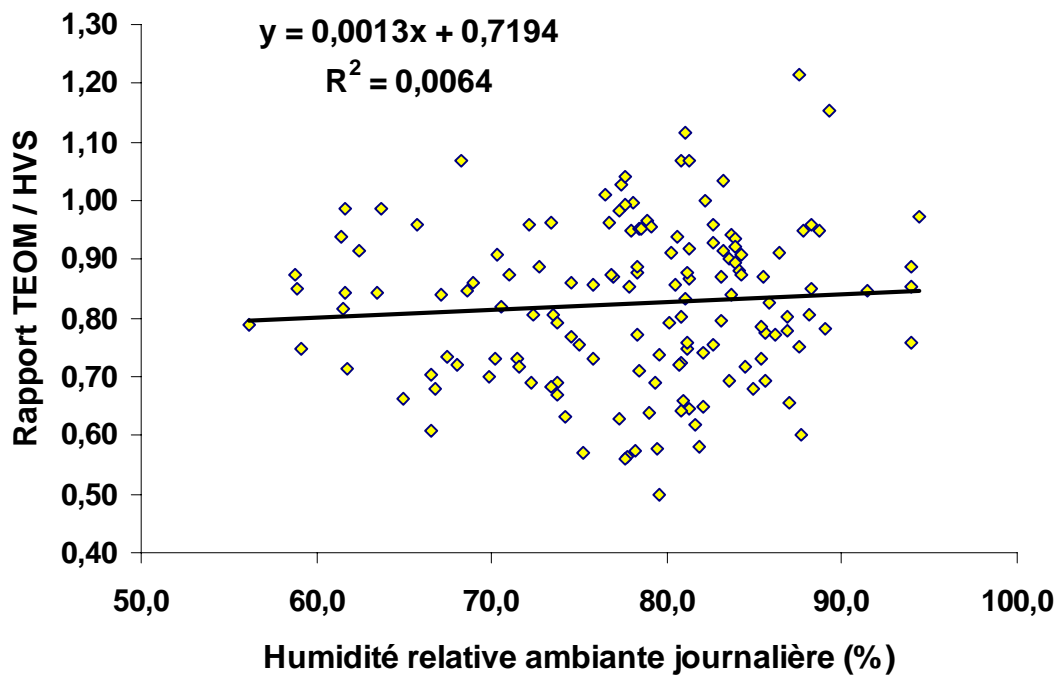


Figure 9: Non influence de l'humidité relative ambiante sur le rapport TEOM/HVS

Les corrélations ne s'améliorent pas lorsque l'on discerne les différentes périodes de l'étude (cf. tableau XV):

Tableau XV: Evolution de la corrélation entre le rapport TEOM/HVS et les conditions ambiantes

Paramètre	Période		
	Du 06/09/99 au 07/03/00	Du 06/04/00 au 31/08/00	Du 01/09/00 au 20/11/00
T (°C)	0,014	0,158	0,195
P (mbar)	0,01	0,071	0,252
HR (%)	0,389	0,204	0,236

Le tableau XVI montre l'évolution du facteur de correction (déterminé à partir du rapport des moyennes) et du rapport moyen suivant la période:

Tableau XVI: Evolution du facteur de correction des mesures sur TEOM suivant la période d'étude

Période	Facteur de correction	Rapport moyen \pm écart-type
Du 06/09/99 au 07/03/00	0,786	0,813 \pm 0,119
Du 06/04/00 au 31/08/00	0,768	0,818 \pm 0,157
Du 01/09/00 au 20/11/00	0,822	0,842 \pm 0,128
Période_globale	0,789	0,824 \pm 0,135

L'utilisation d'un facteur correctif moyen permettant de compenser l'écart entre le TEOM et le HVS peut être envisagé. Sur le site de l'Ecole des Mines, en se basant sur la valeur du rapport des moyennes calculées sur l'ensemble des mesures obtenus sur notre site (0,789), un facteur correctif de 1,27 pourrait être appliqué aux données obtenues sur TEOM afin d'obtenir des mesures qualifiables d'"équivalentes" à celles obtenues sur un appareil dit " de référence" .

Ce facteur n'est cependant applicable que sur le site de Douai, voire sur une zone géographique avoisinante de cette agglomération. Il est nécessaire d'effectuer d'autres tests de ce type en d'autres régions de France (à climatologie, topographie et composition de l'aérosol différentes). Il faut cependant noter que la valeur de notre facteur est comparable à celle obtenue lors de tests d'intercomparaison entre le TEOM et une référence gravimétrique EN 12341 menés en Europe Centrale ou du Nord (Suisse, Autriche, Pays-Bas, Royaume Uni)

En conclusion, dans l'état actuel des connaissances, comme le recommande la groupe de travail Ad Hoc européen, il semblerait judicieux d'appliquer un facteur de correction par défaut (la valeur de 1,3 apparaît raisonnable) à l'ensemble des mesures issues des appareils TEOM, dans l'attente de résultats de détermination de facteur propre à une zone géographique donnée.

Il faut enfin noter que la sous-estimation par le TEOM des concentrations massiques en particules pourrait être évitée par l'utilisation d'un système de déshumidification de l'échantillon avant la mesure, permettant ainsi d'abaisser la température de fonctionnement de la microbalance de 50 à 30°C. Ce système d'un coût de l'ordre de 30 000 F est basé sur l'utilisation de membranes Nafion et nécessite peu de modifications d'un TEOM existant en vue d'une adaptation (cf figure 10), la difficulté majeure étant l'implantation pratique en abri autonome:

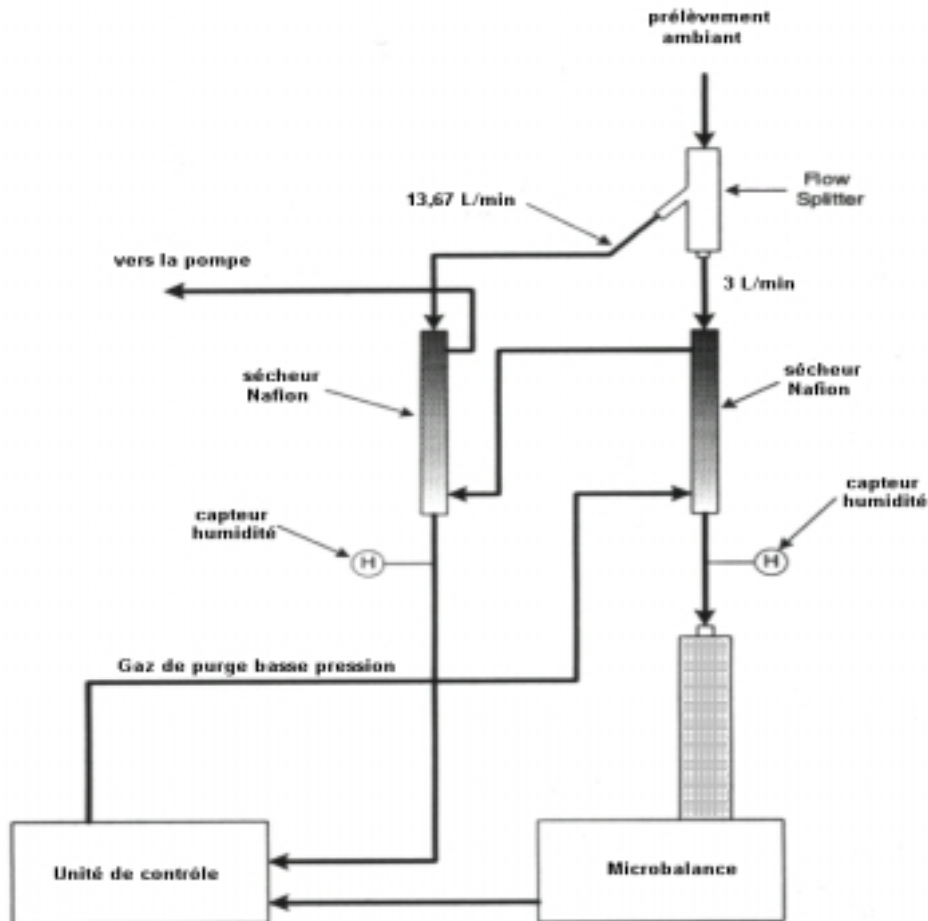


Figure 10: Principe de fonctionnement du système de déshumidification sur microbalance TEOM

L'étude de ce système sur notre plate-forme de référence (comparaison avec le TEOM en configuration classique de réseau et avec une référence gravimétrique) sera effectuée en 2001.

III.2 Comparaison d'une méthode semi automatique (DIGITEL DA80) et d'une méthode automatique (R&P TEOM) de mesure des teneurs massiques de particules

L'utilisation d'une méthode de mesure de la concentration massique des particules en suspension autre que la variation de fréquence apparaît intéressante, compte tenu de certains aspects météorologiques (volatilisation possible de composés, précision de la méthode). La méthode gravimétrique reliée à des grandeurs fondamentales (masse, volume) est donc envisagée. L'objectif des travaux présentés est d'étudier la faisabilité technique de cette solution par comparaison avec l'échantillonneur semi-automatisé DIGITEL DA80 PM_{10} et la microbalance TEOM.

Les conditions expérimentales de l'étude sont décrites dans le rapport d'activités 1999 de l'Ecole des Mines de Douai.

Afin d'être comparées aux données 24h du DIGITEL DA80, les mesures du TEOM (pas de temps d'acquisition de 10 min) ont été moyennées sur une journée.

Les données prises en compte correspondent à une durée de fonctionnement de 154 jours, entre le 02/09/99 et le 28/08/2000.

Il faut noter que la masse de poussières recueillies pendant 24 h par le DA80 est de l'ordre de 20 mg à 0,2 mg près.

La figure 11 décrit la corrélation obtenue

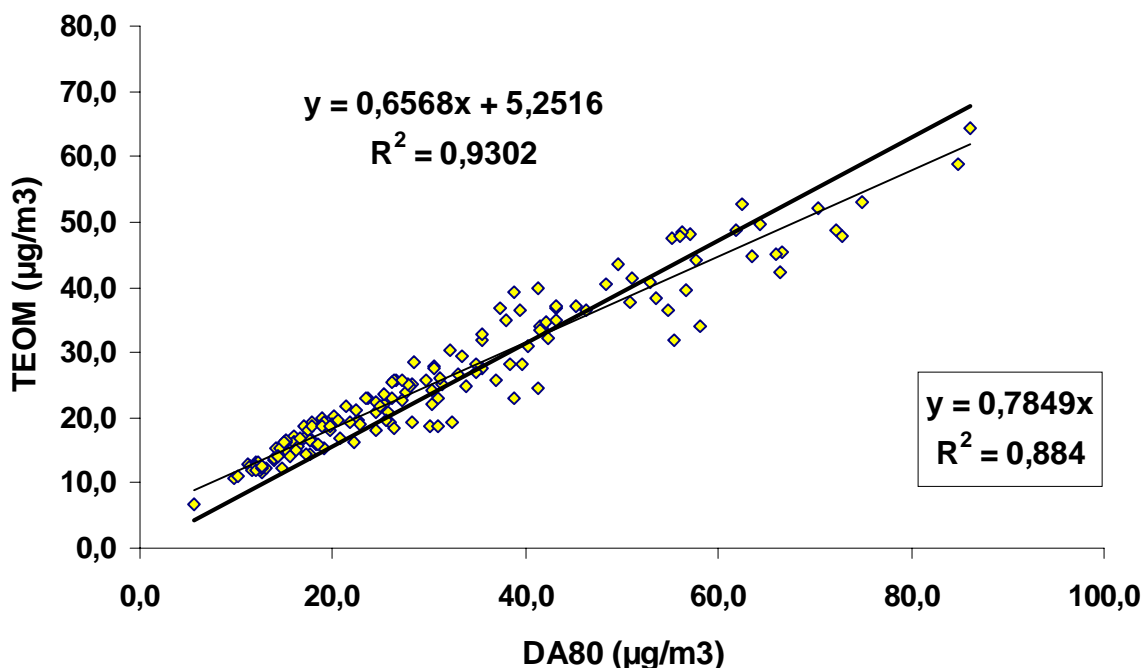


Figure 11: Corrélation entre les mesures gravimétriques DA80 et TEOM (valeurs journalières)

Tableau XVII: récapitulatif des mesures TEOM-DA80 PM₁₀ en parallèle

Appareil	DA 80	TEOM
Nombre de données traitées	154	
Minimum (µg.m⁻³)	5,6	6,6
Maximum (µg.m⁻³)	86,1	64,4
Moyenne (µg.m⁻³)	31,4	25,9
Nombre de valeurs > 50 µg.m⁻³	26	5
Droite de corrélation obtenue	TEOM = 0,657 DA 80 + 5,252	
Coefficient de corrélation	0,964	
Rapport des moyennes	0,825	
Rapport $\frac{\text{TEOM}}{\text{DA80}} \pm \text{écart-type}$	0,875 ± 0,134	

Pour cette période de mesures, le rapport moyen $\frac{\text{TEOM}}{\text{DA80}}$ est égal à 0,875 ± 0,134,

valeurs comparables aux résultats obtenus entre TEOM et le HVS Andersen.

En utilisant la droite de régression, une concentration obtenue sur le TEOM de 50 µg.m⁻³ (valeur limite journalière en PM₁₀ de la directive européenne du 22/04/99) correspondrait à 68,1 µg.m⁻³ sur le Digitel DA80.

En utilisant la régression forcée par zéro, le rapport moyen $\frac{\text{TEOM}}{\text{DA80}}$ ou le rapport des moyennes, une concentration obtenue sur le TEOM de 50 µg.m⁻³ varierait entre 57,1 et 63,7 µg.m⁻³ sur le DA 80.

Le rapport des moyennes $\frac{\text{TEOM}}{\text{DA80}}$ sur la période d'étude (0,825) est tout à fait comparable

au rapport des moyennes $\frac{\text{TEOM}}{\text{HVS Andersen}}$ (0,789).

Les teneurs mesurées par la microbalance à variation de fréquence sont systématiquement inférieures à celles déduites de la pesée de filtres du DA80. Des différences dans les caractéristiques de prélèvement peuvent être évoquées:

- les têtes de prélèvement, bien qu'ayant le même seuil de coupure nominale à 10µm, présentent des disparités notables, conceptions différentes, débits différents (500 L/min pour le DA80, 16,67 L/min pour le TEOM), tête chauffée dans le cas du DA80
- la température de stockage des filtres est inférieure à la température (50°C) du filtre du TEOM. Une mesure précise de cette température sera effectuée prochainement.

- dans les deux cas, une volatilisation de composés est possible mais cependant moindre concernant le DA80
- des phénomènes de réenvol des particules de taille supérieure ou égale à 10 µm récoltées sur la plaque d'impaction graissée du DA80 sont envisageables.
- le type de filtre utilisé est le même pour les deux appareils: fibres de verre téflonné Pallflex. Compte tenu des débits d'aspiration et du diamètre du filtre de collecte, les vitesses linéaires sont du même ordre de grandeur: 47,2 cm/s pour le DA80, 37,7 cm/s pour le TEOM

Le DA80 est reconnu comme étant équivalent à la méthode de référence défini par la norme EN 12341. Une comparaison a été effectuée par rapport au HVS Andersen et est décrite par la figure 12 et le tableau XVIII:

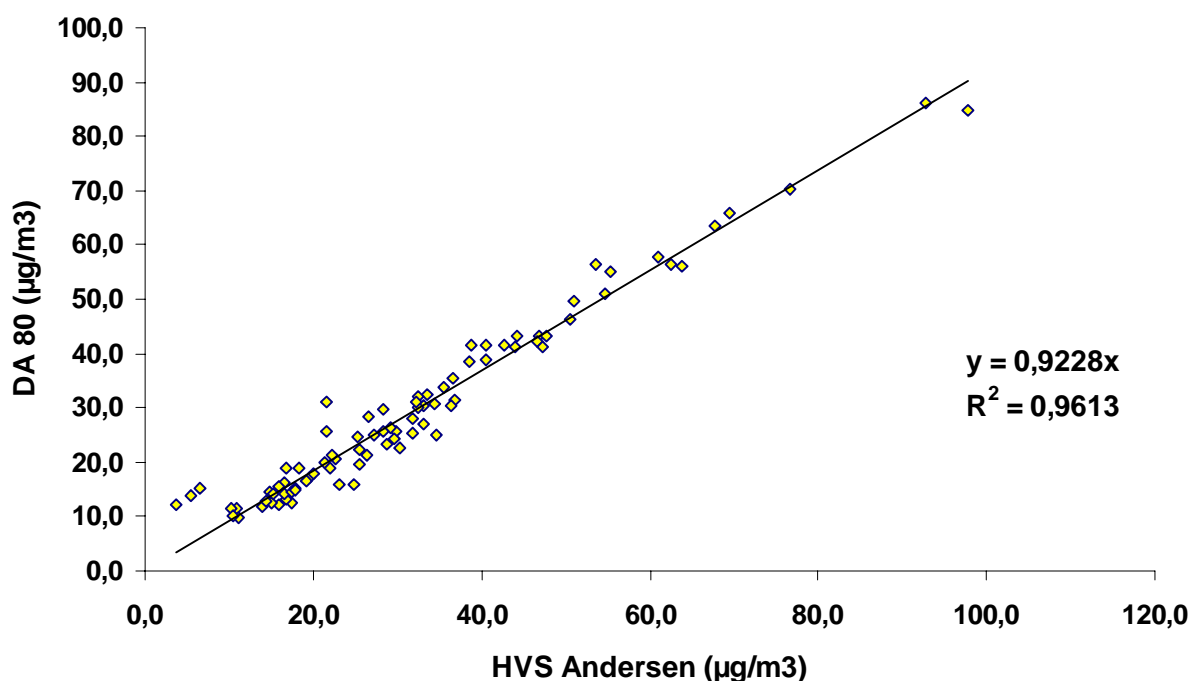


Figure 12: Corrélation entre les mesures gravimétriques DA80 et HVS Andersen

Tableau XVIII: récapitulatif des mesures HVS Andersen-DA80 PM₁₀ en parallèle

Appareil	HVS	DA 80
Nombre de données traitées	85	
Minimum (µg.m⁻³)	3,8	9,9
Maximum (µg.m⁻³)	97,8	86,1
Moyenne (µg.m⁻³)	32,1	29,8
Nombre de valeurs > 50 µg.m⁻³	13	11
Droite de corrélation obtenue	DA80 = 0,9228 HVS	
Coefficient de corrélation	0,980	
Rapport des moyennes	0,930	
Rapport $\frac{DA80}{HVS} \pm \text{écart-type}$	0,981 ± 0,113	

La légère différence entre les 2 méthodes peut s'expliquer par une gestion différente des échantillons selon les préleveurs. Dans le cas du HVS Andersen, le filtre de prélèvement est récupéré tous les jours pour être placé en enceinte de conditionnement avant la pesée. S'agissant du DA80, compte tenu de l'automatisation du passage de filtres, les 8 filtres ne sont récupérés qu'à la fin de la séquence de prélèvement chaque semaine, ce qui induit un temps de résidence dans l'enceinte du préleveur variant de 0 à 7 jours. Enfin, il existe des différences entre les préleveurs (débit de 30m³/h pour le DA80 contre 60 m³/h pour le HVS Andersen, filtre de diamètre 150 mm pour le DA80 plus facilement manipulable lors de la pesée que le filtre 8 x 10 pouces du HVS Andersen).

A ce stade de l'étude, l'utilisation du DA80 en réseau de surveillance pour la mesure de la concentration journalière en PM₁₀ semble être envisageable:

- par rapport à la microbalance TEOM, les mesures sont plus proches des valeurs dites "de référence" et sont donc plus à même de satisfaire les objectifs de qualité de la Directive Européenne ($\pm 25\%$ d'incertitude au voisinage de la valeur limite)
- la prise en main de l'appareil simple (peu d'électronique, conception robuste)
- après mesure de la masse de particules recueillie, le filtre peut être utilisé à d'autres fins, sous réserves du choix d'un matériau pouvant convenir (analyses de métaux lourds, de polluants organiques tels que les HAP...)
- ce type de mesure (moyenne journalière) rend difficile la détection de pics de pollution particulaire au cours d'une journée.

La Directive européenne fille du 22/04/99 préconise l'utilisation d'un facteur correctif des données obtenues par une méthode de mesure autre que la méthode dite "de référence" (norme EN 12341, gravimétrie sur filtre) dans le cas où elle présente un rapport constant avec la méthode de référence. Dans notre cas, pour le site de Douai, en nous basant sur l'ensemble des résultats obtenus entre la microbalance TEOM et le HVS (DA80 et Andersen confondus) et le rapport des moyennes, ce facteur de correction serait de 1,25. Les 2 grandes difficultés vont être de confirmer ce rapport sur d'autres sites et d'estimer l'incertitude sur ce facteur de correction, étant donné l'objectif de qualité de $\pm 25\%$ d'exactitude demandé sur les données.

III.3 Comparaison entre la microbalance TEOM et d'anciennes techniques de mesure de la concentration massique de particules en suspension

III.3.1 Rappels

Les réseaux français de surveillance de la qualité de l'air utilisent actuellement de façon majoritaire la microbalance à variation de fréquence R&P TEOM 1400A/B. Cette technique de mesure en continu de la concentration massique des particules en suspension (avec coupure spécifique au seuil de 10 μm) a supplanté deux autres techniques que sont la mesure de l'indice de fumées noires et l'absorption de rayonnement bêta.

S'agissant de l'indice de fumées noires, rappelons que cette méthode est basée sur un prélèvement à faible débit d'aspiration (85 L.h⁻¹) sans coupure granulométrique précise. Elle est normalisée (Norme NF X 43-057 "Détermination d'un indice de fumées noires") et privilégie la captation sur filtre des particules fines inférieures à environ 5 μm (constituées en grande partie par des suies ou imbrûlés émis par les unités de combustion fixes et mobiles).

L'air échantillonné passe au travers d'un papier filtre sur lequel se déposent les particules. L'analyse du filtre, effectuée ultérieurement par réflectométrie, consiste à éclairer le filtre par de la lumière visible et à mesurer les intensités incidente I_0 et réfléchi I . La réflectance I/I_0 qui varie de 100 à 0% suivant le degré de noircissement du filtre est convertie par le biais d'une courbe d'étalonnage en concentration de fumées noires par unité de surface. La connaissance du débit permet de calculer un indice de fumées noires en $\mu\text{g.m}^{-3}$. La courbe d'étalonnage est établie pour un type de papier filtre et un réflectomètre donnés.

Cette technique, bien que relativement ancienne, peut être considérée comme un bon traceur de la pollution par les véhicules diesel et un indicateur pertinent de la pollution particulaire fine ou du moins de certaines sources d'émission. Cependant, elle doit être utilisée avec discernement hors des zones strictement urbaines en raison du changement de couleur des particules. L'appréciation du respect des nouvelles directives européennes à partir de ce type de mesure apparaît délicate. En effet, pour des raisons d'ordre métrologique, l'indice de fumées noires est entaché d'incertitude:

- pas de réelle coupure granulométrique lors du prélèvement
 - pas de prise en compte de particules moins foncées (sulfates, nitrates, silicates)
 - quantification par réflectométrie critiquable: différents types de préleveurs sont utilisés.
- le manque de sensibilité pour les valeurs élevées de réflectance induit de fortes incertitudes sur des concentrations élevées

Enfin, d'un point de vue technique, la fabrication de ce type d'appareil, des réflectomètres et des pièces détachées n'est plus assurée par les constructeurs.

Ceci explique en grande partie pourquoi cette technique est peu à peu abandonnée par les réseaux.

La jauge radiométrique est un appareil automatique doté d'une tête de prélèvement. Le principe est de mesurer la masse particulaire par atténuation d'un rayonnement bêta. La nature des particules n'a qu'une faible incidence. Cette technique normalisée est reconnue équivalente à une mesure pondérale (Norme NF X 43-017 "Mesure de la concentration des matières particulaires en suspension dans l'air ambiant - Méthode par absorption de rayons bêta"). La durée d'échantillonnage minimale varie entre 1 et 24 heures suivant le type d'environnement.

La jauge bêta utilisée en France est fabriquée par Environnement SA et 2 modèles sont distingués:

- la jauge MPSI 100 (modèle le plus ancien) équipée de la tête de la norme NF X43-021 "Prélèvement sur filtre des matières particulaires en suspension dans l'air ambiant". Cette tête, décrite sur la figure 13, équipait l'ensemble du parc d'appareils de type PPA60 et jauge bêta jusqu'en 1995. Elle fonctionne avec un débit d'aspiration de $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$:

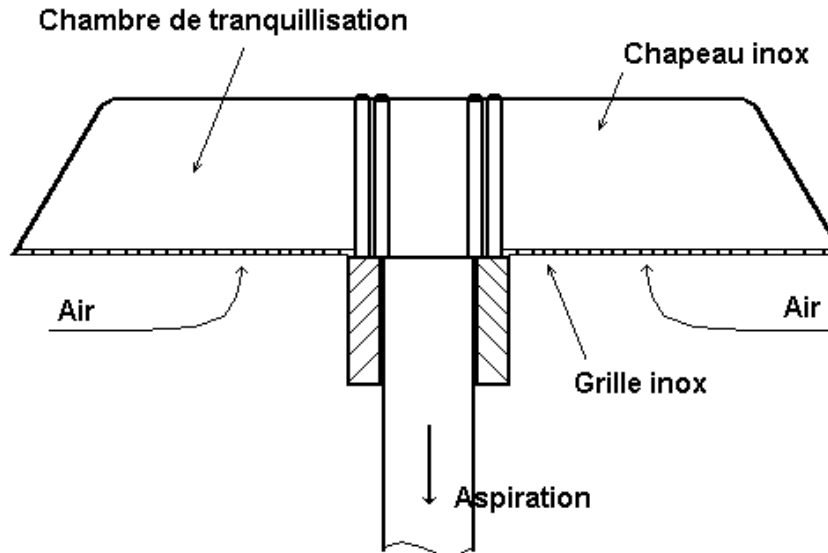


Figure 13: Tête de prélèvement NF X 43-021

- la jauge MPS101 plus récente munie de la tête PM_{10} similaire à celle équipant le TEOM

Les différences notables entre les deux appareils sont l'électronique plus moderne dans le cas de la MPS101, l'élément radioactif (Prométhéum 147 pour la MPSI 100, Carbone 14 pour la MPS101)

Le manque de sensibilité de ce type d'appareillage est reconnu: sur site urbain, le pas de temps de mesure ne peut pas être inférieur à 1h pour la MPS 101 et 2 h pour la MPSI 100. Enfin, dans le cas de la MPSI 100, la durée de vie de l'élément radioactif est relativement faible (moins de 2 ans 1/2) ce qui est pénalisant dans la mesure où ce type d'analyseur est soumis à de fortes contraintes administratives (nécessité d'une autorisation de détention de source radioactive, servitudes d'utilisation).

Ceci explique donc en grande partie pourquoi les réseaux français de surveillance ont peu à peu abandonné cette technique de mesure, hormis dans des cas de surveillance industrielle car les niveaux rencontrés de concentration en particules sont plus élevés.

Les études épidémiologiques récentes sur les effets sur la santé de la pollution atmosphérique en milieu urbain se sont basées sur les données issues de ces deux anciennes techniques de mesure. Compte tenu de l'évolution technique des réseaux (passage au TEOM) et des futures études épidémiologiques, il semble important d'estimer le lien entre les anciennes techniques de mesure et la mesure actuelle des PM_{10} en France. Cette étude tente donc d'apporter des éléments de réponse.

III.3.2 Comparaison entre la jauge radiométrique Environnement SA MPSI 100 et la microbalance R&P TEOM 1400A

Les données prises en compte correspondent à une durée de fonctionnement en parallèle validé de 46 jours, répartis entre le 25 août et le 19 novembre 2000.

Afin d'être comparées, les mesures du TEOM (pas de temps d'acquisition de 10 min) et de la jauge MPSI 100 (pas de temps d'acquisition de 2 h) ont été moyennées sur une journée.

La figure 14 et le tableau XIX résument les principaux résultats obtenus:

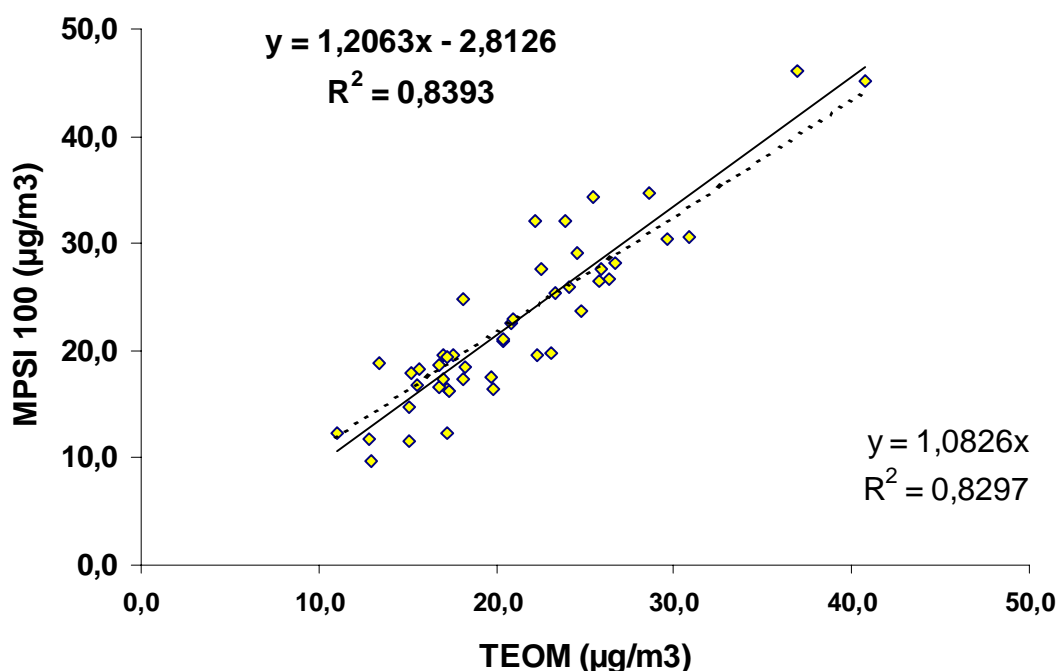


Figure 14: Corrélation entre les mesures jauge bêta et TEOM (valeurs journalières)

Tableau XIX: récapitulatif des mesures TEOM-MPSI 100 en parallèle

Appareil	TEOM	MPSI 100
Nombre de données traitées	46	
Minimum ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	6	7,9
Maximum ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	40,8	46
Moyenne ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	21	22,5
Droite de corrélation obtenue	MPSI 100 = 1,083 TEOM	
Coefficient de corrélation	0,911	
Rapport des moyennes	0,933	
Rapport $\frac{\text{TEOM}}{\text{MPSI 100}} \pm \text{écart-type}$	0,964 \pm 0,155	

Il est logique d'obtenir des concentrations en particules plus élevées pour la jauge radiométrique dans la mesure où elle est dotée d'une tête de prélèvement dont le seuil de coupure serait plutôt aux alentours de 13 μm d'après la littérature (essais réalisés en Grande Bretagne par le Warren Spring Laboratory). De plus, ce seuil est dépendant de la vitesse du vent. Ceci explique en partie pourquoi cette tête a été abandonnée au profit de la tête PM_{10} .

Pour cette période de mesures, le rapport des moyennes $\frac{\text{TEOM}}{\text{MPSI 100}}$ est égal à 0,933.,

En utilisant la droite de régression, une concentration obtenue sur la jauge radiométrique MPSI 100 de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ (valeur limite journalière en PM_{10} de la directive européenne du 22/04/99) correspondrait à $43,8 \mu\text{g.m}^{-3}$ sur le TEOM.

En utilisant la régression forcée par zéro, le rapport moyen $\frac{\text{TEOM}}{\text{MPSI 100}}$ ou le rapport des moyennes, une concentration obtenue sur la jauge MPSI 100 de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ avoisinerait $48 \mu\text{g.m}^{-3}$ sur le TEOM.

A ce stade de l'étude, afin d'assurer le raccordement entre des mesures actuelles de TEOM- PM_{10} et des historiques de mesures obtenues à l'aide d'une jauge bêta Environnement SA MPSI 100, un facteur de correction de 0,93 pourrait être envisagé.

Toutefois, compte tenu des résultats exposés aux paragraphes III.1 et III.2, l'utilisation d'un tel facteur ne paraît pas nécessaire dans la mesure où les données TEOM nécessitent elles mêmes un facteur correctif supérieur à 1 pour devenir "équivalentes" à des mesures obtenues par la méthode de référence.

Etant donné les incertitudes liées à l'appareil MPSI 100 et à l'utilisation de ces 2 facteurs correctifs, il ne semble pas primordial pour le moment d'effectuer une correction des historiques de données obtenues à l'aide des jauges radiométriques d'ancienne génération pour pouvoir les comparer aux valeurs actuelles obtenues sur le TEOM PM_{10} .

III.3.3 Comparaison entre la mesure de l'indice de Fumées Noires et la microbalance R&P TEOM 1400A

Les données prises en compte correspondent à une durée de fonctionnement en parallèle validé de 261 jours, répartis entre le 20 décembre 1999 et le 18 octobre 2000.

Afin d'être comparées à l'indice de fumées noires journalier, les mesures du TEOM (pas de temps d'acquisition de 10 min) ont été moyennées sur une journée.

La figure 15 et le tableau XX résument les principaux résultats obtenus:

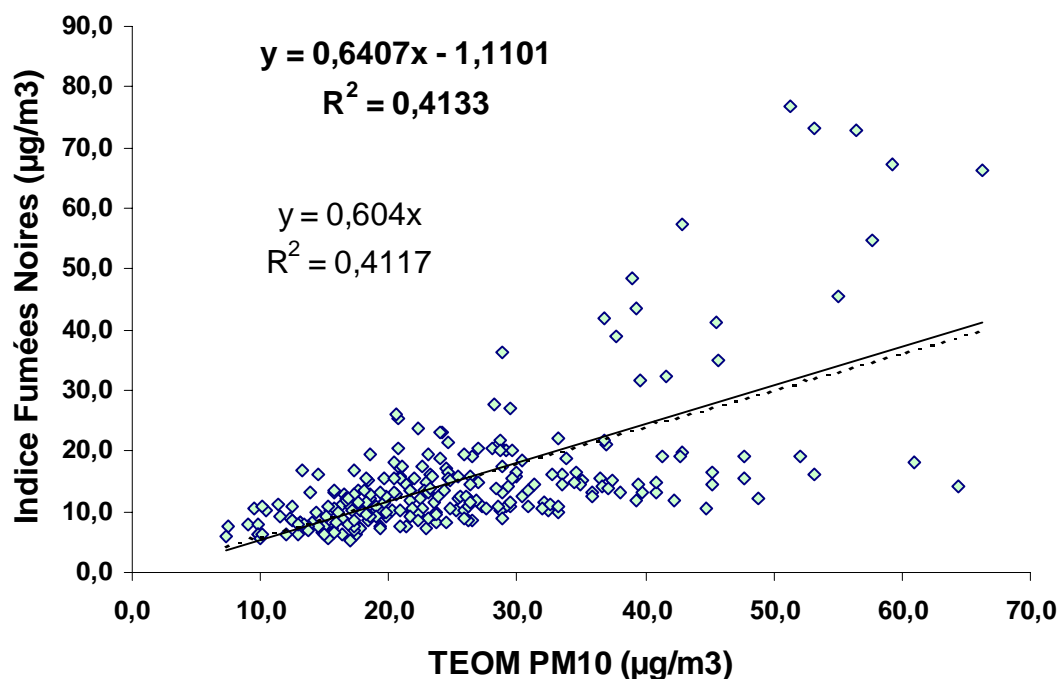


Figure 15: Corrélation entre l'indice fumées noires et les mesures TEOM-PM10 (valeurs journalières)

Tableau XX: récapitulatif des mesures TEOM-Fumées Noires en parallèle

Appareil	TEOM	Fumées Noires
Nombre de données traitées	261	
Minimum ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	7,4	5,4
Maximum ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	66,2	76,9
Moyenne ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	25,4	15,1
Droite de corrélation obtenue	Fumées Noires = 0,604 TEOM	
Coefficient de corrélation	0,642	
Rapport des moyennes	0,597	
Rapport $\frac{\text{Fumées Noires}}{\text{TEOM}} \pm \text{écart-type}$	$0,604 \pm 0,240$	

Les résultats obtenus sont à comparer à ceux observés en réseaux de surveillance de la qualité de l'air (cf. rapport d'activités LCSQA 1999) et rappelés dans le tableau suivant:

Tableau XXI: principaux résultats des études de comparaison fumées noires - TEOM PM10 effectuées en réseaux français

Réseau (Agglomération)	Type de site	équation de la droite de corrélation TEOM-PM ₁₀ = f(FN)	Coefficient de corrélation
ARSQA (Reims)	Urbain industriel	0,616 X + 15,2	0,779
Atmo Auvergne (Clermont- Ferrand)	Urbain trafic	0,481 X + 22,6 0,617 X + 16,9	0,728 0,801
(Montferrand)	Urbain industriel	0,54 X + 15,5	0,807
ASCOPARG (Grenoble)	Urbain	ND ND	0,81 0,85
(Grenoble)	Urbain trafic	0,311 X + 10,7	0,812
AIRPARIF (Paris)	Urbain	0,553 X + 11	0,797

Dans notre cas, la corrélation est moins bonne ($R = 0,642$) et l'ordonnée à l'origine de la droite de régression est pratiquement nulle. Toutefois, les valeurs de pente de droite de régression sont voisines dans la plupart des cas.

Pour cette période de mesures, le rapport moyen $\frac{\text{Fumées Noires}}{\text{TEOM}}$ est égal à $0,604 \pm 0,24$

En utilisant la droite de régression, , le rapport moyen $\frac{\text{Fumées Noires}}{\text{TEOM}}$ ou le rapport des moyennes, une concentration d'indice de fumées noires de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ correspondrait à $83 \mu\text{g.m}^{-3}$ sur le TEOM.

Une telle comparaison est cependant délicate dans la mesure où ces deux types de mesures ne concerne pas le même type d'échantillon (PM₁₀ pour le TEOM, pollution particulaire fine pour les fumées noires) et que trop d'incertitude est liée à la mesure de l'indice de Fumées Noires.

A ce stade de l'étude, il ne semble donc pas possible d'assurer le raccordement entre des mesures actuelles de TEOM-PM₁₀ et des historiques de mesures d'indice de fumées noires sans entâcher d'une forte incertitude les données modifiées.

Il nous paraît plus judicieux d'étudier la corrélation entre l'indice de fumées noires et les mesures TEOM PM_{2,5}.

Les données prises en compte correspondent à une durée de fonctionnement en parallèle validé de 232 jours, répartis entre le 27 janvier et le 18 octobre 2000.

Afin d'être comparées à l'indice de fumées noires journalier, les mesures du TEOM-PM_{2,5} (pas de temps d'acquisition de 10 min) ont été moyennées sur une journée.

La figure 16 et le tableau XXII résumant les principaux résultats obtenus:

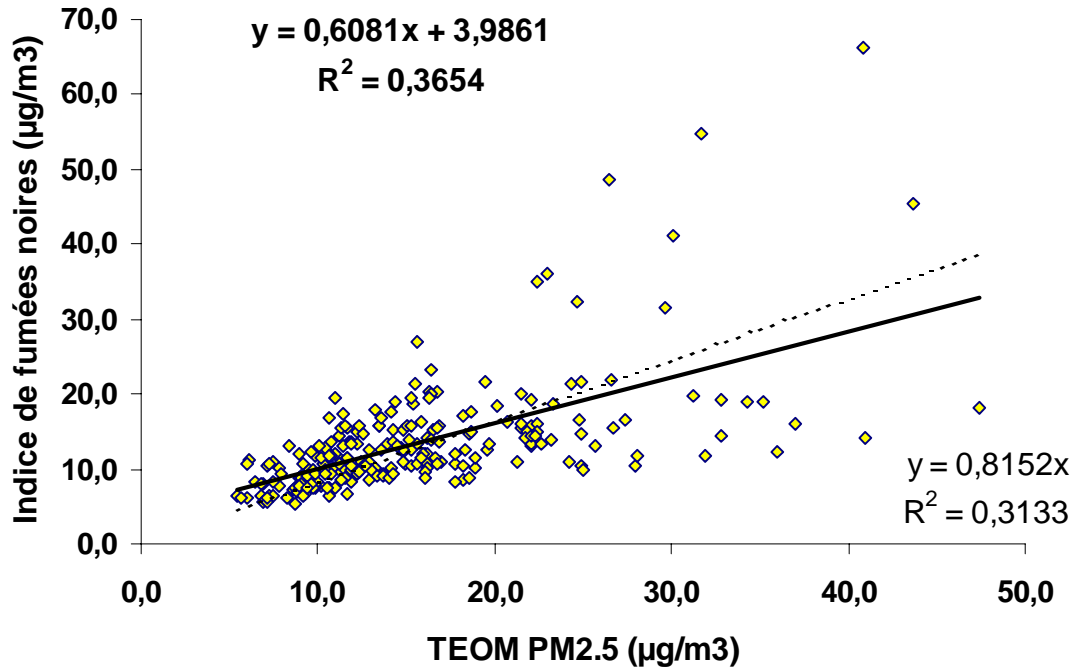


Figure 16: Corrélation entre l'indice fumées noires et les mesures TEOM-PM2.5 (valeurs journalières)

Tableau XXII: récapitulatif des mesures TEOM PM2.5 -Fumées Noires en parallèle

Appareil	TEOM	Fumées Noires
Nombre de données traitées	232	
Minimum ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	5,4	5,5
Maximum ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	47,4	66,3
Moyenne ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	15,7	13,5
Droite de corrélation obtenue	F.N. = 0,608 TEOM + 3,98	
Coefficient de corrélation	0,604	
Rapport des moyennes	0,862	
Rapport $\frac{\text{Fumées Noires}}{\text{TEOM}} \pm \text{écart-type}$	0,913 \pm 0,308	

La corrélation n'est pas améliorée mais il est intéressant de constater que le rapport moyen $\frac{\text{Fumées Noires}}{\text{TEOM}}$ est proche de 1, ce qui confirme le fait que l'indice de fumées noires est un indicateur correct de la pollution particulaire fine.

III.4 Comparaison des mesures des teneurs massiques en particules PM₁₀ et PM_{2.5} par une méthode automatique (R&P TEOM)

III.4.1 Rappel de résultats antérieurs

L'influence du changement de tête de prélèvement PM₁₀ au profit d'une tête PM_{2.5} a été étudiée sur différents types de sites (cf. rapport d'activités de l'Ecole des Mines de Douai - 1999). Les tests effectués consistaient en une comparaison entre une tête PM_{2.5} type URG cyclone et une tête PM₁₀ traditionnelle (cf. figure 17) à l'aide de deux analyseurs en continu conventionnels TEOM.



Figure 17: Têtes PM₁₀ et PM_{2.5}

Le tableau XXIII résume les résultats obtenus

Tableau XXIII: principaux résultats des études de comparaison PM₁₀ - PM_{2.5} effectuées en France sur TEOM

Agglomération	Type de site	Equation de la droite de corrélation PM _{2.5} = f(PM ₁₀)	Coefficient de corrélation	Rapport $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ à 50 µg/m ³
Clermont-Ferrand	Urbain	0,559 X + 2,95	0,926	0,62
Paris	Urbain	0,731 X + 0,52	0,887	0,74
	Trafic	0,612 X + 0,98	0,878	0,63
Douai	Urbain	0,752 X + 0,89	0,847	0,77

III.4.2 Résultats de tests de comparaison

A l'heure actuelle, un faible nombre d'analyseurs à tête $PM_{2.5}$ est opérationnel. La tête $PM_{2.5}$ URG Cyclone utilisée, de part sa conception, pourrait montrer une certaine sensibilité aux conditions ambiantes (vitesse et direction du vent). Son efficacité de captage est également critiquée. D'autres solutions sont actuellement proposées et nécessitent d'être étudiées. Au niveau américain est utilisé le système impacteur WINS (cf. figure 18) s'adaptant à l'origine sur une tête PM_{10} classique (cf. figure 19).



Figure 18: impacteur WINS Figure 19: Impacteur WINS sur tête PM_{10}

Toutefois, ce système présente les inconvénients suivants:

- utilisation d'un filtre de collecte ou graissage de la plaque d'impaction interne
- Dans le cas d'utilisation d'une tête PM_{10} , nécessité de changer le filtre ou de nettoyer la plaque d'impaction tous les 3 à 4 jours. Dans ce cas, une tête de prélèvement PM_{10} modifiée est requise (cf. figure 20) pour augmenter la périodicité de maintenance.



Figure 20: tête PM_{10} modifiée

A la première réunion concernant le programme national de surveillance des particules fines $PM_{2.5}$ (phase 1), pour des raisons de coût et de praticité, il a finalement été décidé d'utiliser la tête de prélèvement $PM_{2.5}$ Sharp Cut Cyclone (SCC) pour cette étude (cf figure 21). Ce dispositif peu coûteux ne nécessite pas d'entretien particulier (pas de graissage ou de filtre interne, nettoyage peu fréquent) et peut s'installer facilement à la base d'une tête PM_{10} classique (cf. figure 22). Enfin, l'efficacité en matière de seuil de coupure (cf. figure 23) est meilleure que la tête $PM_{2.5}$ utilisée dans les études précédentes et actuellement utilisée en réseau



Figure 21: Dispositif SCC



Figure 22: SCC monté sur tête PM_{10}

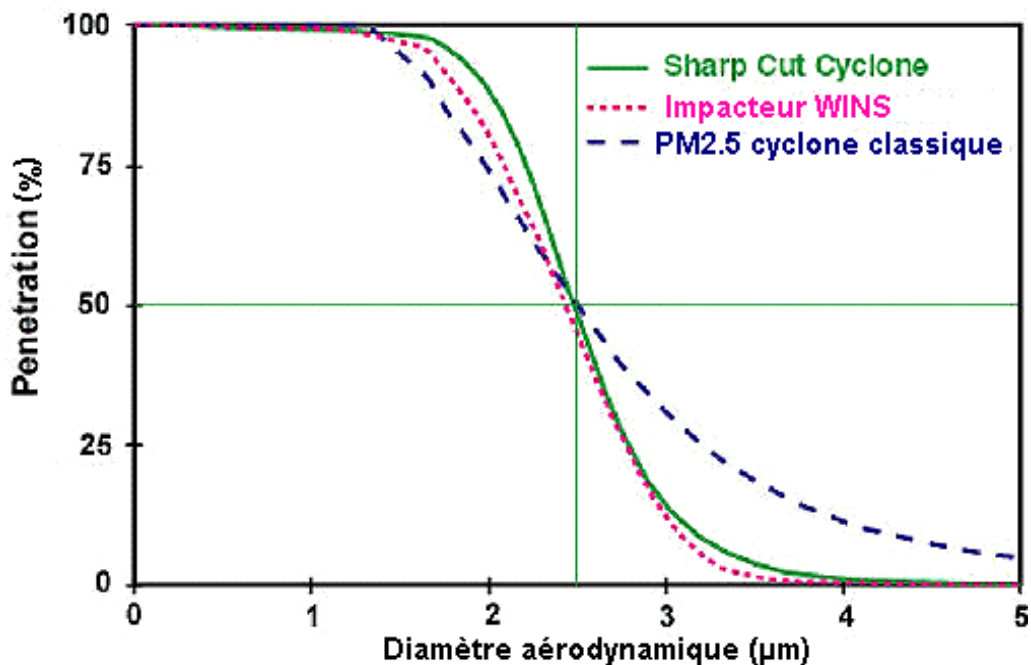


Figure 23: Courbe d'efficacité de différentes têtes $PM_{2.5}$

III.5.2.1 Comparaison des mesures des teneurs massiques en particules PM_{10} et $PM_{2.5}$ (dispositif SCC) sur TEOM

Les données prises en compte correspondent à une durée de fonctionnement en parallèle validé de 248 jours, répartis entre le 27 janvier et le 4 décembre 2000.

Avant d'être comparées, les mesures TEOM PM_{10} et $PM_{2.5}$ (pas de temps d'acquisition de 10 min) ont été moyennées sur une journée.

Le tableau XXIV résume les résultats obtenus

Tableau XXIV: résultats de l'exploitation statistique des mesures PM_{10} et $PM_{2.5}$ en parallèle sur le site urbain de Douai (données journalières)

Tête	PM_{10}	$PM_{2.5}$
Nombre de données traitées	248	
Minimum ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	7,4	5,5
Maximum ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	66,2	47,4
Moyenne ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	24,1	15
Droite de corrélation obtenue	$PM_{2.5} = 0,647 PM_{10} - 0,605$	
Coefficient de corrélation	0,939	
Rapport des moyennes	0,622	
Rapport moyen $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}} \pm \text{écart-type}$	$0,621 \pm 0,094$	

Une droite de régression linéaire classique a été tracée pour l'ensemble des données

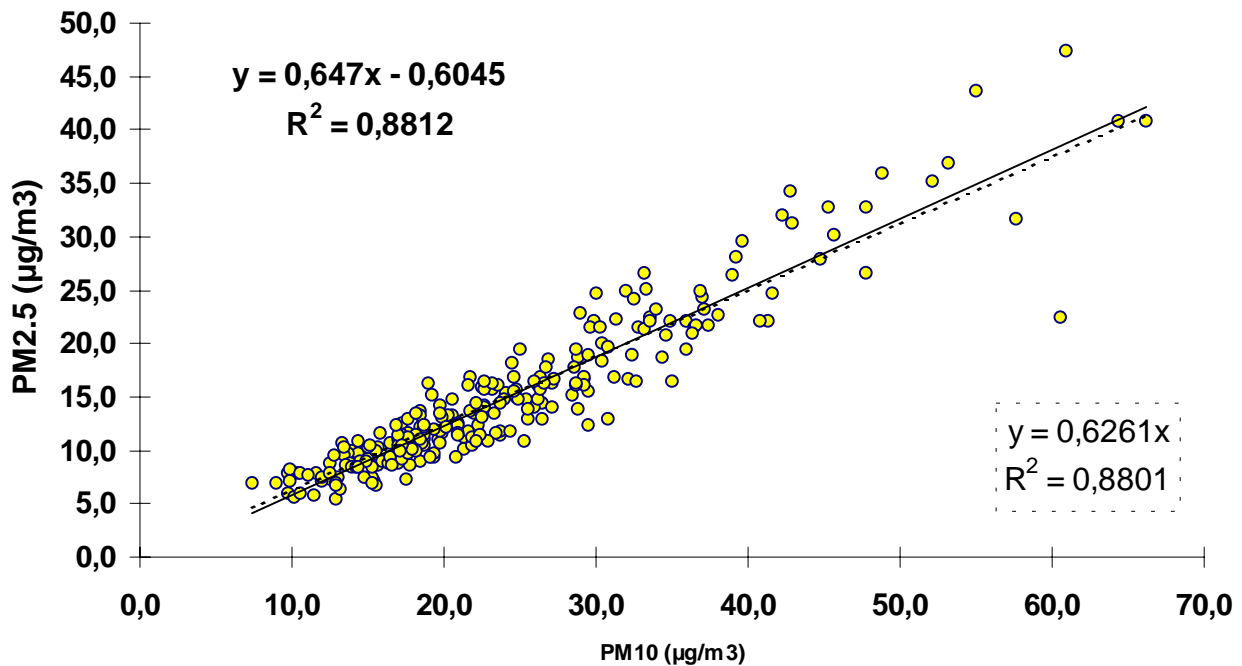


Figure 25: Corrélation entre les mesures journalières PM_{10} et $PM_{2.5}$ sur le site urbain de Douai

La corrélation entre les données PM_{10} et $PM_{2.5}$ est très satisfaisante ($R = 0,939$). Le rapport des moyennes pour la période de mesure considérée vaut $0,622$, ce qui est comparable aux autres résultats obtenus en France.

Ainsi, en utilisant la droite de corrélation classique ou forcée par zéro, le rapport des moyennes ou le rapport $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ moyen, une concentration en TEOM- PM_{10} de $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (valeur limite journalière en PM_{10} de la directive européenne du 22/04/99) correspondrait à une valeur en $PM_{2.5}$ de $31 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (soit un rapport $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ égal à $0,62$ à ce niveau de concentration).

S'il on considère les concentrations horaires, le rapport moyen $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ vaut $0,64 \pm 0,16$.

On peut donc considérer que sur notre site, au moins 60% des PM_{10} sont constitués de $PM_{2.5}$.

Sur ce site, la mesure PM_{10} est un indicateur correct de la pollution particulaire fine.

Il est à noter que sur la période de l'étude, 8 dépassements de la valeur limite journalière de $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en PM_{10} ont été relevés contre 0 en $PM_{2.5}$. Si on prend une valeur de $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ comme seuil, 20 dépassements en PM_{10} sont relevés contre 4 en $PM_{2.5}$.

La figure 26 montre le suivi chronologique des 2 séries de mesures pour une journée-type (le 10/03/2000), montrant des moyennes sur 10 minutes correctement en phase :

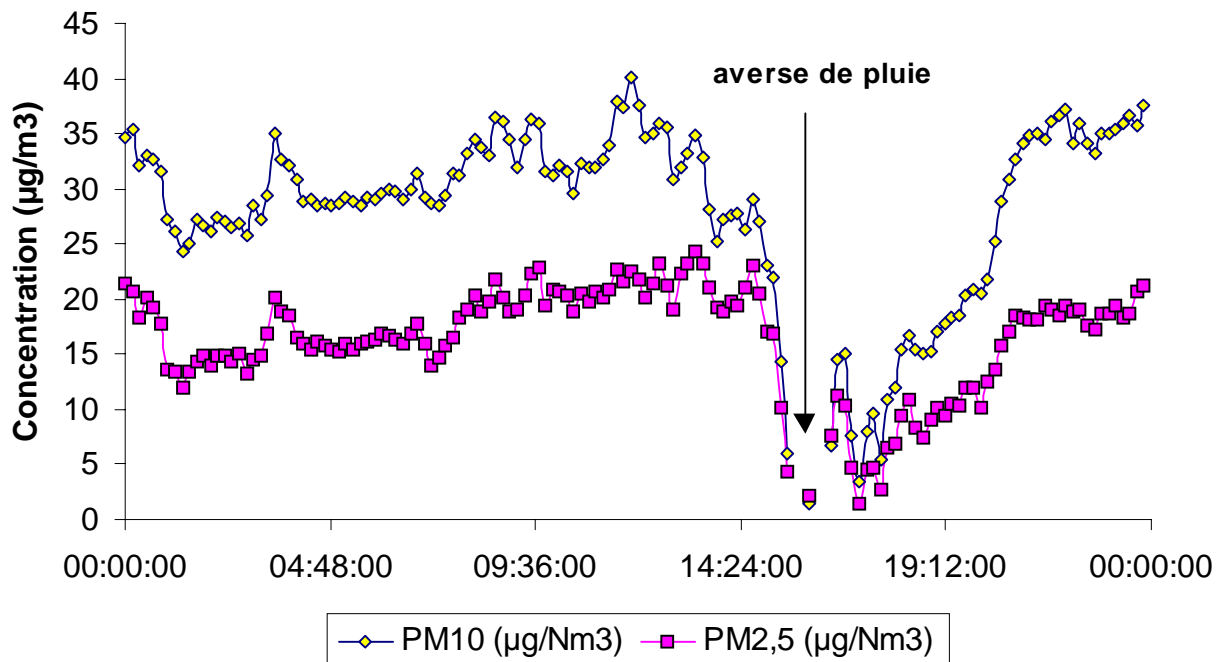


Figure 26: profil journalier (10/03/2000) des mesures PM_{10} et $PM_{2.5}$ (moyennes 10 min.) sur le site urbain de Douai

III.5.2.2 Influence de la tête de prélèvement sur les mesures des teneurs massiques en particules PM_{2.5} sur TEOM

Ce test vise à qualifier l'influence éventuelle de la tête de prélèvement (cyclone URG ou système SCC) sur les mesures PM_{2.5} du TEOM.

Les moyennes journalières prises en compte correspondent à une durée de fonctionnement en parallèle validé de 43 jours, répartis entre le 5 juin et le 17 juillet 2000.

La figure 27 et le tableau XXV résument les principaux résultats obtenus:

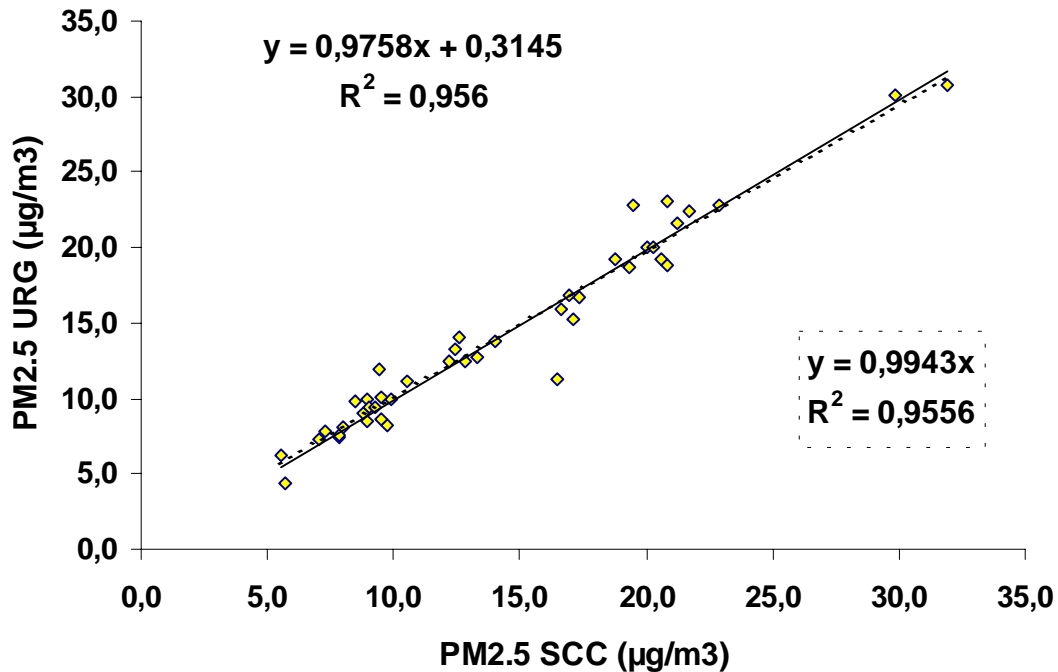


Figure 27: Corrélation entre les mesures journalières PM_{2.5} (tête SCC et URG) sur le site urbain de Douai

Tableau XXV: résultats de l'exploitation statistique des mesures PM₁₀ et PM_{2.5} en parallèle sur le site urbain de Douai (données journalières)

Tête PM _{2.5}	SCC	URG
Nombre de données traitées	43	
Minimum (µg.m⁻³)	5,5	4,3
Maximum (µg.m⁻³)	31,9	30,8
Moyenne (µg.m⁻³)	14,2	14,2
Droite de corrélation obtenue	URG = 0,9943 SCC	
Coefficient de corrélation	0,976	
Rapport des moyennes	1	
Rapport moyen $\frac{URG}{SCC} \pm \text{écart-type}$	1,003 ± 0,101	

A la vue de ces résultats, on peut conclure que les 2 têtes PM_{2.5} ne montrent pas de différences notables

III.5.2.3 Utilisation des mesures $PM_{2,5}$ comme moyen de détection des pics de pollution dûs aux évènements naturels

Des évènements naturels (activités sismiques et géothermiques, épisodes volcaniques, feux de terres non cultivées, vents violents provoquant une resuspension locale, transport de particules naturelles provenant de régions désertiques telles que le Sahara...) peuvent être à l'origine de dépassements. La directive Fille autorise un Etat Membre à ne pas prendre en compte les mesures obtenues lors de tels évènements, sous réserve de pouvoir le prouver. Ainsi, des dépassements des valeurs limites en PM_{10} sont souvent observés dans le sud de l'Europe en stations rurales, durant la période printemps - été. Ceci s'explique principalement par la réduction des précipitations et l'augmentation de la température ambiante favorisant les phénomènes de convection atmosphérique.

On peut distinguer trois cas d'influence d'évènements naturels sur les pics de pollution particulaire en PM_{10} :

- le transport à longue distance de poussières minérales (issues du Sahara ou du Sahel)
- les évènements naturels de type volcaniques ou sismiques ou de type feux de terres non cultivées
- les resuspensions locales

Des concentrations très élevées en PM_{10} , à priori d'origine non anthropique, ont été relevées les 2 et 3 mars au Royaume Uni, notamment au sud et à l'ouest. Après investigation, une éruption volcanique avait eu lieu en Islande entre le 26 février et le 8 mars 2000 (Mont HEKLA).

Lors de cette période, une augmentation significative des concentrations en particules PM_{10} et $PM_{2,5}$ ont été observées sur notre site (cf. tableaux XXVII et XXVIII)

Tableau XXVII: Mise en évidence de l'épisode de pollution particulaire (mesures 10 min PM_{10})

Date	Maximum ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Minimum ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Moyenne 24h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Heure maximum
Jedi 02/03	32,7	8,7	20,8	08:00
Vendredi 03/03	148,4	5,7	33,8	10:20
Samedi 04/03	32,4	4,1	15,8	20:40

Tableau XXVIII: Mise en évidence de l'épisode de pollution particulaire (mesures 10 min $PM_{2,5}$)

Date	Maximum ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Minimum ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Moyenne ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Heure maximum
Jedi 02/03	20,5	4,1	11,2	02:40
Vendredi 03/03	51,6	1,5	15,6	11:10
Samedi 04/03	22,5	0,9	9	20:40

L'origine naturelle de l'épisode implique une taille de particules relativement élevée, supérieure à $10\mu\text{m}$. Cela est confirmé par la variation du rapport des moyennes journalières $\frac{PM_{2,5}}{PM_{10}}$ qui est voisin de 0,6 pour les jours précédant et suivant l'épisode. Ce rapport chute à 0,47 le jour de l'épisode.

Une comparaison entre les vendredis 03/03 et 10/03/2000 est donnée par les figures 28 et 29:

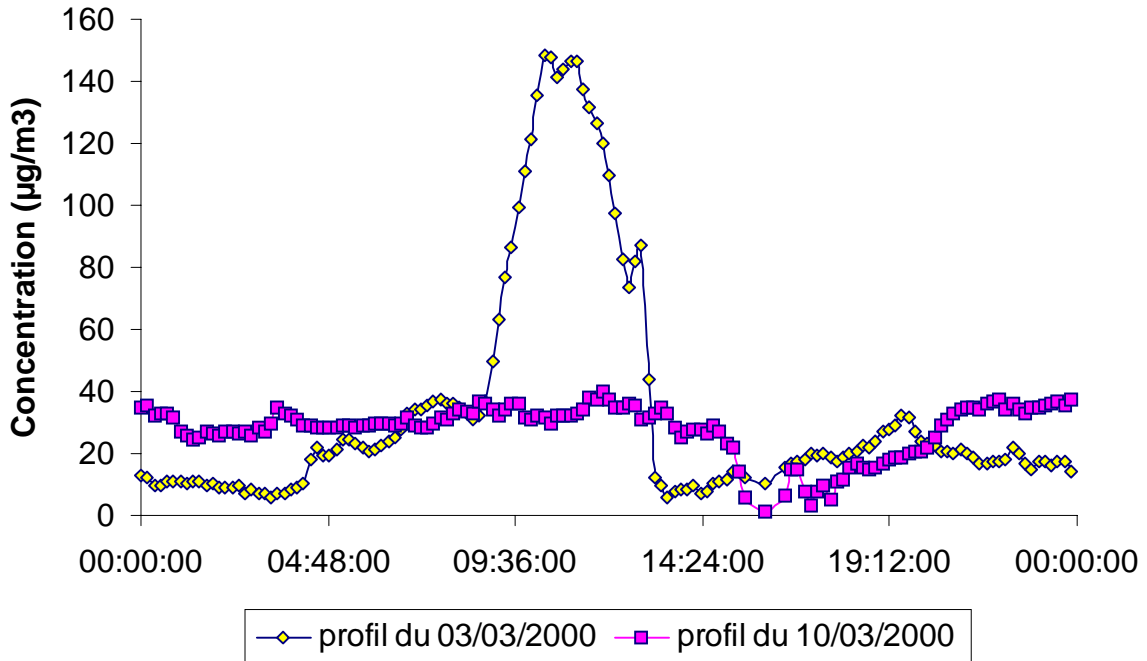


Figure 28: Comparaison des profils journaliers des vendredis 03 et 10/03/2000 (mesures PM₁₀)

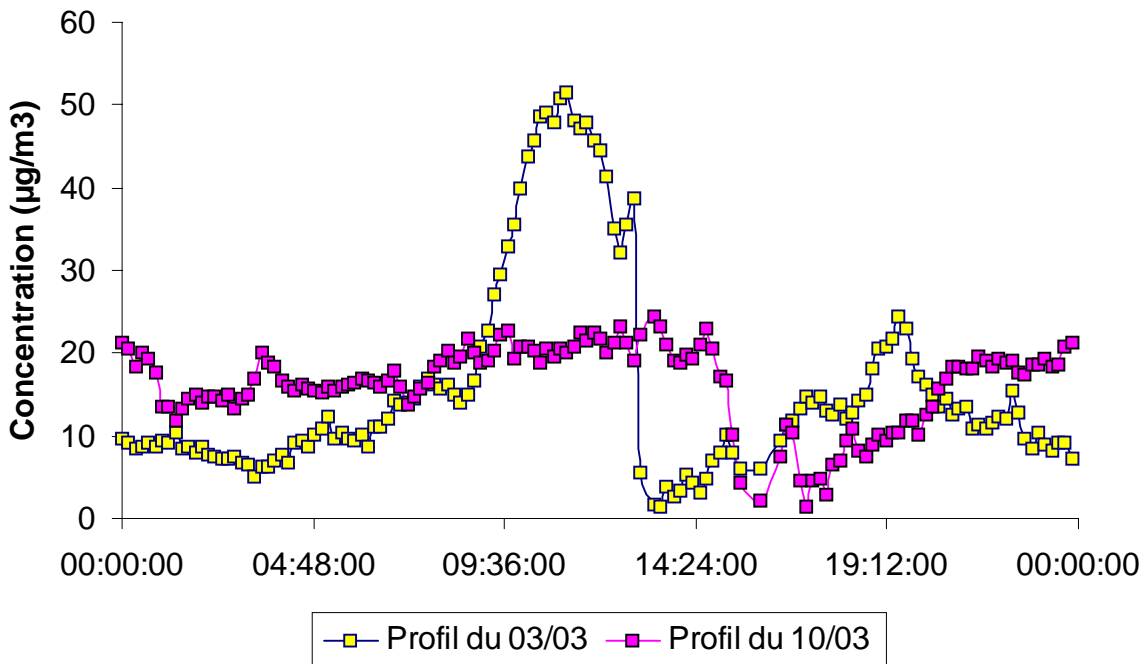


Figure 29: Comparaison des profils journaliers des vendredis 03 et 10/03/2000 (mesures PM_{2.5})

L'épisode de pollution du 03/03/2000 a eu lieu entre 9h et 13h, occasionnant une variation de la moyenne horaire décrite par le tableau XXIX:

Tableau XXIX: Evolution des moyennes horaires PM_{10} et $PM_{2.5}$ le 03/03/2000 (entre 07 et 15h)

Séquence	Moyenne horaire PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Moyenne horaire $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
07h-08h	36,1	15,6
08h-09h	36,3	16,3
09h-10h	93	31,3
10h-11h	144	47,7
11h-12h	128,7	47,5
12h-13h	77,9	31,4
13h-14h	8,2	2,6
14h-15h	9,6	5,5

Cet événement naturel est à prendre en compte dans l'expression des résultats, dans la mesure où seuls les dépassements des valeurs limites pour des raisons autres que des événements naturels sont à signaler (Article 5 point 4 de la Directive Européenne du 22/04/99).

Le rapport moyen $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ sur notre site pour l'année 2000 vaut $0,621 \pm 15\%$. Si l'on observe la variation du rapport $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ des moyennes horaires au cours du temps pour la journée du 03/03/00, on obtient la figure 30:

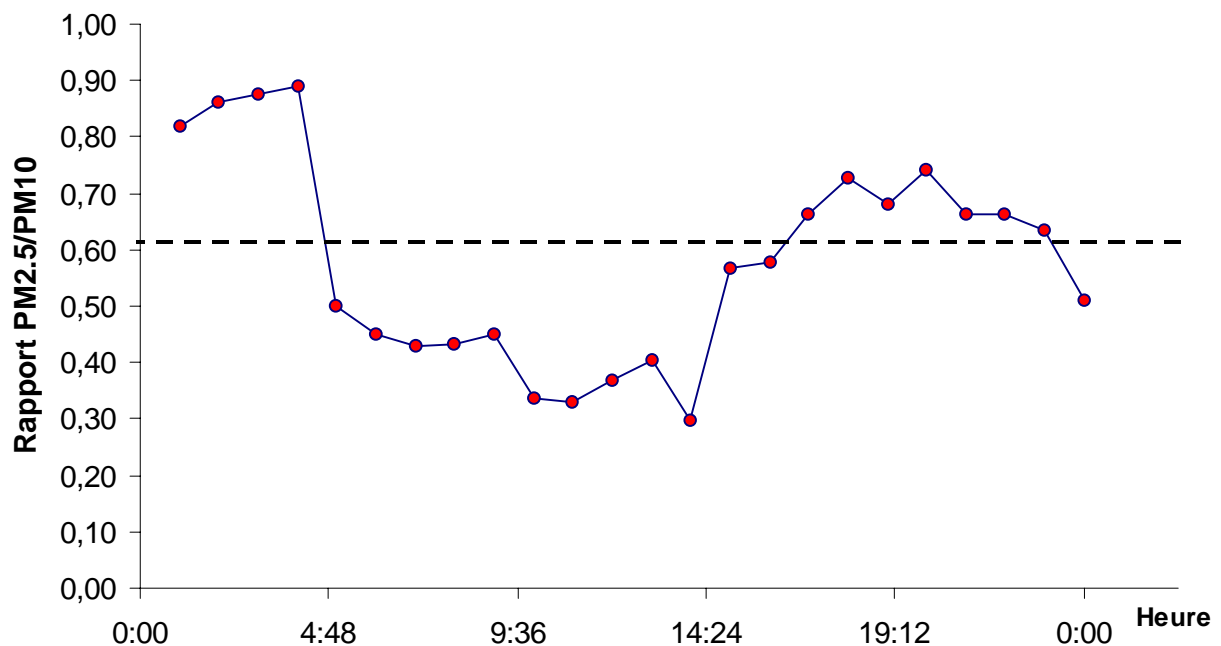


Figure 30: Suivi chronologique du rapport des moyennes horaires $PM_{2.5}/PM_{10}$ du vendredi 03/03/2000

Entre 5h du matin et 14h00, le rapport $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ chute à une valeur moyenne de 0,4, avec un minimum à 0,3. Ceci indique l'intrusion de grosses particules ($> 10\mu\text{m}$) dans l'aérosol du site. Ceci a bien sûr une répercussion sur la moyenne journalière en PM_{10} ($34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ contre une vingtaine de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ habituellement). Il n'y a pas de dépassement de la valeur limite journalière de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mais le rapport $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ des moyennes journalières est anormalement bas (0,46).

Il semble donc possible de déceler l'influence d'un événement naturel par la mesure du rapport $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$. Si ce rapport est inférieur ou égal à 0,45, la forte concentration en PM_{10}

est vraisemblablement due à des particules d'origine naturelle.

En appliquant ce raisonnement à notre période de mesure, on obtient les résultats suivants:

Tableau XXX: Caractéristiques des dépassements de la valeur limite journalière en PM_{10}

Nombre de dépassements de la valeur limite journalière $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Date du dépassement	Moyenne journalière PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Moyenne journalière $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Rapport $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$
8	27/01	55	43,7	0,79
	21/03	57,6	31,7	0,55
	22/03	66,2	40,8	0,62
	23/03	60,5	22,4	0,37
	30/03	60,9	47,4	0,78
	04/05	64,4	40,9	0,64
	14/06	53,1	37	0,70
	30/06	52,1	35,2	0,68

Sur les 8 dépassements de la valeur limite journalière de $50 (\mu\text{g}/\text{m}^3)$, 1 serait attribuable à une influence naturelle et ne serait pas à prendre en compte.

Cette méthodologie n'est bien sûr applicable que sur les sites disposant de mesures PM_{10} et $PM_{2.5}$ en parallèle et nécessite d'être confirmée.

On peut cependant envisager d'autres alternatives:

- utilisation d'un système de prélèvement sur filtre en complément de la mesure automatique en PM_{10} . Si ce prélèvement est à coupure granulométrique $PM_{2.5}$, la pesée du filtre permettrait alors de déterminer le rapport $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$
- analyse physico-chimique du prélèvement. Les particules d'origine naturelle ont une morphologie et une composition chimique particulière (principalement de la calcite, de la dolomite, des oxydes de fer, du quartz, de l'argile...). L'analyse de Ca, Al_2O_3 , Fe_2O_3 , K, Mg, Si, CO_3^{2-} ... est un moyen de confirmation de l'origine naturelle des particules, sous réserve d'une absence de sources d'émission à proximité du site (mines,

fabriques de carrelages, de tuiles ou de céramiques, travaux publics tels que la rénovation ou démolition de bâtiments...)

- A un degré moindre, étude des mesures de gaz et vérification de la simultanéité d'occurrence de pics. SO_2 et $\text{CO}+\text{NO}_x$ peuvent être considérés respectivement comme des traceurs de la pollution d'origine soit volcanique, soit de feux de forêts. Un recours à l'étude des trajectoires des masses d'air sera tout de même nécessaire.

Dans le cas du pic de concentration en particules observé le 03/03/2000, l'étude de la trajectoire du panache dû à l'éruption montre que ce n'est pas cet événement qui est à l'origine du pic :

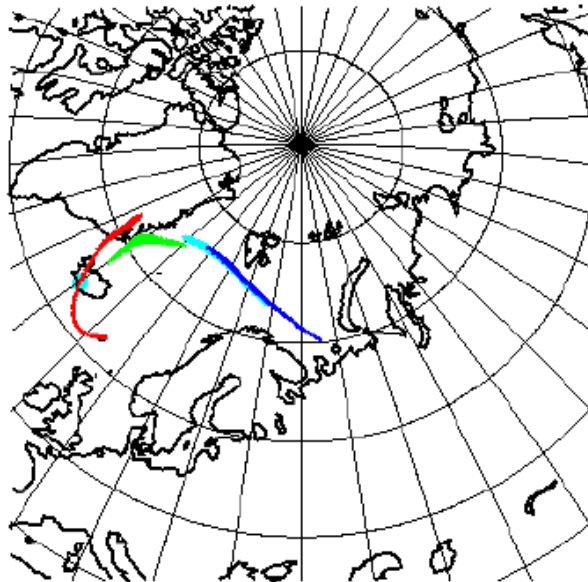


Figure 31: Trajectoire modélisée du panache de l'éruption du mont HEKLA (du 26/02 au 03/03/2000)
Source: http://hyperion.gsfc.nasa.gov/Personnel/people/Lait,_Leslie/volcano/volcano.html

En fait, le pic de concentration est vraisemblablement dû à un vent d'origine saharienne observé par satellite le 26/02/2000 (cf. figure 32):

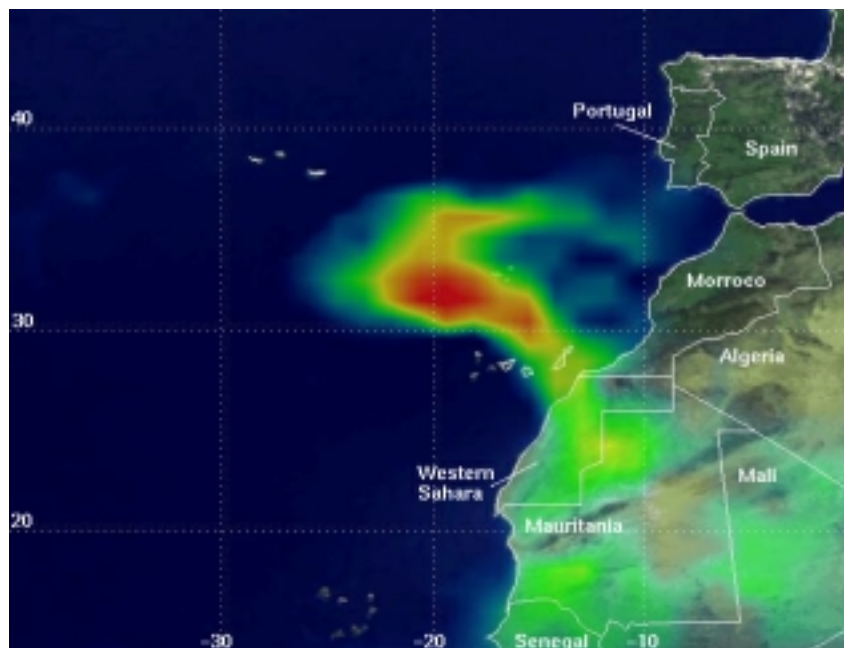


Figure 32: Image satellite de l'épisode de vent saharien observé le 26/02/2000
(Source: <http://toms.gsfc.nasa.gov/>)

IV. Conclusion

Notre plate-forme de mesure des particules en suspension dans l'air ambiant est opérationnelle depuis fin août 1999.

Sur ce site, l'écart conséquent entre la mesure automatique par microbalance TEOM et la méthode gravimétrique de référence est confirmé. Cet écart semble constant et indépendant de la saison. L'utilisation d'un facteur de correction unique telle que le conseille la directive européenne du 22/04/99 peut être envisagé. Pour le site de Douai, ce facteur serait de 1,27 et constant sur l'ensemble de l'année. Cette valeur n'est cependant applicable que pour ce site ou tout au plus sur une zone géographique donnée. Il est nécessaire de confirmer cette valeur et d'entreprendre des travaux de détermination de facteur sur d'autres sites à climatologie et composition d'aérosol différentes.

L'utilisation de la gravimétrie comme méthode de mesure de la concentration massique journalière des particules PM_{10} semble envisageable en réseau de surveillance. Un point important reste la pesée des filtres qui n'est pas automatisée et dont la mise en œuvre nécessite des procédures appropriées.

Compte tenu du décalage entre le TEOM et la référence HVS, le raccordement des historiques de mesures obtenues avec d'anciennes techniques (indice de fumées noires, radiométrie bêta de première génération) n'est pas évident. Un facteur de correction n'est pas à recommander dans la mesure où les résultats corrigés obtenus seraient entâchés d'une incertitude très élevée. Etant donné les caractéristiques météorologiques de ces "vieilles" techniques, l'indice de fumées noires et les concentrations obtenues sur jauge radiométrique à tête AFNOR NF X 43 021 sont des indicateurs corrects respectivement des particules fines ($PM_{2.5}$ ou inférieur) et des PM_{10} .

L'indicateur d'avenir $PM_{2.5}$ de la pollution particulaire fine est actuellement peu utilisé en réseau français de surveillance. La tête de prélèvement Sharp Cut Cyclone (SCC) actuellement étudiée sur le site de Douai et retenue dans le cadre du programme ADEME de mesure des $PM_{2.5}$ en réseaux permet d'obtenir des mesures $PM_{2.5}$ tout à fait équivalentes à celles obtenues avec la tête cyclone URG, elles sont correctement corrélées avec les mesures PM_{10} . Enfin, à l'aide du rapport $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ (dont la valeur sur le

site de Douai est de 0,62), la mesure $PM_{2.5}$ peut permettre de déceler l'influence d'évènements naturels (vents sahariens, resuspension locale...) sur des pics de pollution en PM_{10} . Toutefois, il semble nécessaire de confirmer ces résultats sur d'autres sites de mesure.