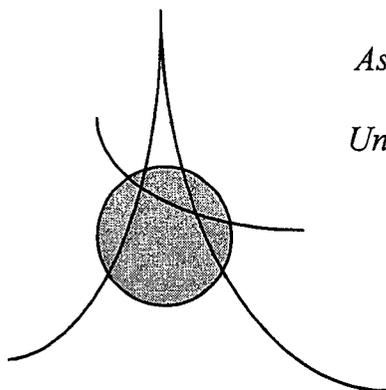


ASFERA

*Association Française d'Etudes et de Recherches sur les Aérosols
LPATC - Faculté des Sciences
Université Paris XII, Avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil.*

Tel : 01 45 17 13 55 Fax : 01 45 17 13 61.

E-mail : lpatc@univ-paris12.fr



CFA 2000

***ACTES du 16^{ème} CONGRES FRANÇAIS
sur les AEROSOLS***

PARIS, 6 - 7 DECEMBRE 2000

16^e CONGRES FRANÇAIS SUR LES AEROSOLS

C F A 2000

PARIS, 6 et 7 décembre 2000

--- S O M M A I R E ---

	<i>Page</i>
Introduction par le Dr. D. BOULAUD, Président de l'ASFERA.	1
Conférence plénière par le Pr. A. RENOUX Président d'Honneur de l'ASFERA, <i>LPATC - Université Paris XII. Histoire de la science des aérosols française.</i>	3

BIOAEROSOLS ET FILTRATION

Mise au point d'un montage destiné à la contamination de matériaux de constructions par un aérosol fongique : Premiers résultats M. BOISSIER ⁽¹⁾⁽²⁾ , E. ROBINE ⁽¹⁾ , R. MOREAU ⁽²⁾ , A. RENOUX ⁽²⁾ . (1) <i>CSTB Marne la Vallée;</i> (2) <i>L.P.A.T.C - Université Paris XII.</i>	10
Colmatage par des aérosols solides des filtres industriels plissés. L. DEL FABBRO ⁽¹⁾ , P. MERLIN ⁽¹⁾ , J.C. LABORDE ⁽²⁾ , A. RENOUX ⁽³⁾ , L. RICCIARDI ⁽²⁾ . (1) <i>FILTRAUTO;</i> (2) <i>IPSN/DPEA/SERAC CEA Saclay;</i> (3) <i>L.P.A.T.C Université Paris XII.</i>	16
Influence de la vitesse de filtration sur le colmatage en milieu gazeux d'un médium filtrant plan par des aérosols solides. P. MERLIN ⁽¹⁾ , S. ARTOUS ⁽²⁾ , J.C. LABORDE ⁽²⁾ , V.M. MOCHO ⁽²⁾ . (1) <i>FILTRAUTO;</i> (2) <i>IPSN/DPEA/SERAC CEA Saclay.</i>	22
Amélioration de l'efficacité de filtration d'un cyclone-échangeur par réfrigération de ses surfaces internes. R. CAETANO ⁽¹⁾⁽²⁾ , A. DONNOT ⁽¹⁾ , M.O. RIGO ⁽¹⁾ . (1) <i>Laboratoire d'études et de recherches sur le matériau bois;</i> (2) <i>Air Eco Concept.</i>	29

PHYSIQUE DES AEROSOLS

Lasers pulsés et aérosols. L. MEES, G. GOUESBET, G. GREHAN. <i>LESP INSA de Rouen.</i>	35
Etude numérique du rayonnement thermo-optique d'un nuage de gouttelettes d'eau. A. RIGUET, P. HERVE. <i>LEEE - Université Paris X.</i>	41
Evolution des petits ions en aval d'un neutraliseur, conséquences sur la charge électrique de l'aérosol. F. GENSDARMES, J.MALET ⁽¹⁾ , D. BOULAUD ⁽¹⁾ , A. RENOUX ⁽²⁾ . (1) <i>IPSN/DPEA/SERAC CEA Saclay.;</i> (2) <i>LPATC Université Paris XII.</i>	48

Implication des sources de particules dans le calcul de la dose reçue par l'exposition aux dérivés du radon dans les atmosphères intérieures. 55
C. HUET⁽¹⁾, G. TYMEN⁽¹⁾, N. MICHELSEN⁽²⁾, D. BOULAUD⁽²⁾. (1) LRAAH;
(2) IPSN/DPEA/SERAC CEA Saclay.

Réentrainement par écoulement de l'air d'un dépôt de poudre polydispersée : premiers résultats. 61
L. ALLOUL⁽¹⁾⁽²⁾, O. WITSCHGER⁽¹⁾, A. RENOUX⁽²⁾, J. MONNATTE⁽³⁾.
(1) IPSN/DPEA/SERAC CEA Saclay; (2) LPATC - Université Paris XII; (3) COGEMA.

Dimensionnement d'une décharge électrique pour l'optimisation de la charge d'aérosols 68
L. UNGER, J.P. BORRA, LPGP/ EDEE Gif sur Yvette

La charge électrique des aérosols par effet couronne. Revue. 74
M.B. ATTOUI. LPATC - Université Paris XII.

LES AEROSOLS DANS L'ENVIRONNEMENT

Conférence plénière par le Dr. M.G. PELTRE, Institut Pasteur. Aérosol urbain et allergie. 80
H. SENECHAL, C. MISLIN, F. LHUISSIER. *Immuno - Allergie, Institut Pasteur, Paris*

Concentrations massiques, absorption, contenu en carbone-suie, et variabilité en fonction des conditions météorologiques des aérosols en région aride du sud-ouest des Etats-Unis 82
C. JUNKER⁽¹⁾, C. WHITE⁽¹⁾, R. PINNICK⁽²⁾, N. COFIELD⁽²⁾, E. ANDAZOLA⁽³⁾, Ph. O'BRIEN⁽¹⁾, S. G. JENNINGS⁽¹⁾. (1) ARG IRLAND, (2) US ARL USA, (3) LANL USA

Détermination des régions sources à l'origine du sulfate particulaire mesuré en zones rurales. 88
A. CHARRON⁽¹⁾, P. CODDEVILLE⁽¹⁾, A. SIROIS⁽²⁾. (1) Ecole des Mines de Douai; (2) SEA Canada.

Sources et distribution en taille des particules submicroniques dans une rue canyon de Copenhague. 94
P. WAHLIN⁽¹⁾, O. Le BIHAN⁽¹⁾, R. van DINGENEN⁽²⁾, R. BERKOWICZ⁽¹⁾, F. PALMGREN⁽¹⁾.
(1) National Environmental Research Institute Denmark; (2) Joint Research Centre, Italy.

Analyse multi-élémentaire par sonde PIXE des particules fines. Recherche de la contribution respective de différentes sources. 100
H. GUEGAN⁽¹⁾, Q. Le MINH⁽¹⁾, J.B. DEMENTHON⁽²⁾, Y. Le MOULLEC⁽³⁾, F. SIMON⁽⁴⁾, D. ZMIROU⁽⁵⁾.
(1) ARCAN/CENBG; (2) IFP, (3) LHVP, (4) AIRPARIF, (5) LSDM Université J. FOURIER.

METROLOGIE DES AEROSOLS

Mesurage de la granulométrie d'aérosols concentrés de bitume à l'aide de l'analyseur à temps de vol aerosizer® et de l'impacteur à quartz QCM. 106
J.F. FABRIES, P. GORNER, D. BEMER, R. WROBEL. INRS. *Vandoeuvre*

Mise au point d'une méthode alternative pour la mesure granulométrique des aérosols produits par nébulisation dans le cadre du projet européen de norme CENTC215. 113
L. VECCELLIO NONE⁽¹⁾, D. GRIMBERT⁽¹⁾, G. CHANTREL⁽²⁾, E. BOISSINOT⁽¹⁾, A. Le PAPE⁽¹⁾, E. LEMARIE⁽¹⁾, P. DIOT⁽¹⁾. (1) INSERM; (2) DTF.

Efficacité de comptage d'un CNC 3020 fonctionnant au glycérol. 119
M.B. ATTOUI, M. FLAMBART. LPATC - Université Paris XII

Etudes et performances d'un concentrateur d'aérosols fins mono chargés 125
C. VAUGE, M.B. ATTOUI, A. RENOUX. LPATC - Université Paris XII

Evaluation des performances de l'impacteur en cascade à basse pression DEKATI vis à vis des aérosols submicroniques par gravimétrie. M.B. ATTOUI ⁽¹⁾ , D. LEDUR ⁽²⁾ , C. CHAMBRE ⁽²⁾ . (1) LPATC Université Paris XII; (2) ECOMESURE	132
--	-----

EXPOSANTS :

- ECOMESURE Etude Contrôle Mesure B.P.n°13 3 rue du Grand Cèdre 91640 JANVRY 138
- I T S Incape Testing Service 91 rue du Général de Gaulle 27109 LE VAUDREUIL Cedex. 144

L'EUROPEAN AEROSOL CONFERENCE, EAC 146

- Liste des auteurs 148
- Liste des participants 149



ASFERA

ASSOCIATION FRANCAISE D'ETUDES ET DE RECHERCHES SUR LES AEROSOLS

LPATC - UFR Sciences Université Paris XII 94010 CRETEIL

Avenue du Général de Gaulle

Tél : 01 45 17 13 62 Fax : 01 45 17 13 61

www.asfera.org

Le Président

Notre 16^{ème} Congrès Annuel (CFA 2000) s'est donc tenu à l'INA Paris les 6 et 7 décembre 2000. A cette occasion, nous avons pu réunir près de 100 participants qui ont assisté à 26 communications dont deux conférences plénières présentées par le Professeur André RENOUX et le Docteur Gabriel PELTRE.

Au cours de mon introduction j'ai, notamment, rendu hommage au travail accompli depuis 17 ans par mon prédécesseur, le Professeur André RENOUX, sans qui l'ASFERA n'aurait pas atteint ce stade de reconnaissance aux niveaux national et international. Qu'il me soit permis de lui renouveler, ici, mon hommage et mon amitié.

Le CFA 2000 est dans la tradition des CFA précédents, nous y retrouvons les quatre grandes sessions habituelles :

- ↳ bioaérosol et filtration,
- ↳ physique des aérosols,
- ↳ les aérosols dans l'environnement,
- ↳ la métrologie des aérosols.

Du 3 au 8 septembre 2000 s'est tenue à Dublin l'European Aerosol Conference 2000 qui a réuni environ 500 participants. Au cours de cette conférence, François GENSDARMES, a présenté brillamment ses travaux sur la charge des aérosols radioactifs qui lui ont valu le prix Jean Bricard 2000 décerné par notre association.

Par ailleurs, durant cette conférence, le professeur André RENOUX a achevé son mandat de président de l'European Aerosol Assembly (EAA) en dirigeant la réunion annuelle du bureau directeur de l'EAA dont j'assurais le secrétariat général. A cette occasion, nous avons retenu la proposition faite de tenir l'EAC 2003 à Madrid.

A Dublin, toujours, le Professeur André RENOUX et moi-même avons représenté l'ASFERA au bureau directeur de l'International Aerosol Research Assembly. Les principales discussions ont concerné la création d'un site web pour l'IARA avec un projet ambitieux appelé "Aerosol on line" où l'on pourrait trouver une vaste documentation scientifique et technique sur la physique et la métrologie des aérosols.

A cet égard, l'ASFERA aussi se dote de son site www.asfera.org qui est d'ores et déjà créé et qui va s'étoffer au fil des mois de l'année 2001. Ainsi, pour le prochain CFA 2001, une grande partie des informations et des renseignements pourront être trouvés sur notre site. Olivier WITSCHGER est la cheville ouvrière de ce projet et je le remercie chaleureusement.

Je tiens à remercier également nos fidèles soutiens : la revue "*Pollution Atmosphérique*" et le "*Journal of Aerosol Science*".

Une fois encore, je remercie le bureau de l'ASFERA qui a construit ce programme du CFA 2000, avec une mention toute particulière pour notre secrétaire générale le Dr. Evelyne GEHIN et notre vice-président le Dr. Jean-François FABRIES.

Mes remerciements vont également vers les étudiants du DESS "SAGA" qui ont su si bien vous accueillir pendant les deux journées de la conférence.

Enfin, je vous invite à participer activement à l'EAC 2001 qui se tiendra à LEIPZIG du 3 au 7 septembre 2001 montrant ainsi le dynamisme de notre recherche en Science des Aérosols, et je vous donne rendez-vous pour le CFA 2001, toujours début décembre et certainement à l'INA.

Denis BOULAUD
Président de l'ASFERA

HISTOIRE DE LA SCIENCE DES AEROSOLS FRANCAISE

André RENOUX

Président d'Honneur de l'ASFERA

Université Paris XII, Faculté des Sciences, LPATC

Avenue du Général de GAULLE, 94000 Créteil

1. De la Préhistoire à L'Histoire

Molière faisait de la prose sans le savoir. De la même façon, L. de BROGLIE (1) lorsqu'il étudiait, en 1910, la production des particules ultrafines, lorsque, en 1908, A. BLANC trouvait sa loi sur la mobilité des ions dans les mélanges de gaz (2), ou P. LANGEVIN lorsque, dès 1903 il étudiait la recombinaison des petits ions (4) ou encore J. PERRIN (5) lorsque, en 1906, il étudiait le mouvement brownien de granules sphériques de "gun mastic" en suspension dans l'eau, faisaient tous de la Physique des Aérosols sans le savoir. En effet le mot aérosol n'a été inventé qu'en 1920 par SCHMAUSS (6). On peut quand même estimer que ces Auteurs sont un peu les Ancêtres de la Science des Aérosols française, Science qui, ou la constate, était plutôt de la Physique.

Par la suite, PAUTHENIER dès 1932 (7), O. THELLIER en 1941 (8), PLUVINAGE (9) en 1946, développent d'importants travaux sur la charge électrique des ions et des particules. Quant à DESSENS (10) en 1946, il s'intéresse à la condensation et à l'évaporation des particules liquides, tout comme FACY (11), en 1955.

Et n'oublions pas que, en 1875, bien avant AITKEN (1885), M. COULIER est le premier à mettre en évidence l'existence des noyaux de condensation dans l'air (28). De même qu'on peut considérer que L. PASTEUR, dès 1862, découvre les bioaérosols (29).

2. Le Professeur Jean BRICARD (1907-1988), père de la Science des aérosols française (12).

Jean BRICARD naît le 04 Avril 1907 à CAEN, ville où il fait des études universitaires, Il devient Assistant à la Faculté des Sciences en 1935, et en 1937, est nommé Physicien Adjoint à l'observatoire du Puy de Dôme. Il soutient sa Thèse de Doctorat ès Sciences à la Faculté des Sciences de Paris en 1940. Ses travaux de thèse portent sur les gouttelettes de nuages et les brouillards naturels. En 1941 il devient Physicien Adjoint à l'Observatoire du Pic du Midi, en 1944, à l'institut de Physique du Globe de Paris. Il débute alors une coopération très fructueuse avec A. KASTLER, futur Prix Nobel de Physique en 1966 (13) (14). La fig.1 est la photocopie de l'une des pages du cahier de manipulations des

deux Auteurs (écriture J. BRICARD) au Pic du Midi, relative à l'étude du mécanisme de l'excitation de la radiation D du sodium dans le ciel nocturne.

On peut dire que les travaux de J. BRICARD en Physique des Aérosols commencent entre 1944 et 1949, lorsqu'il assure la direction des observations d'électricité atmosphérique à l'Observatoire de CHAMBON la FORET. En effet, il développe sa fameuse théorie sur l'équilibre ionique de la base atmosphère (15) (fig 2).

En 1956, il est élu Professeur à la Faculté des Sciences de Paris. En fait dès mars 1948, dans une note technique ONERA, il jetait les bases de ses travaux futurs en étudiant un "projet d'appareillage pour déterminer le nombre de noyaux de condensation par unité de volume et leurs dimensions". L'ancêtre de son futur C.N.C., en quelque sorte...

Mais à la fin de 1958, les choses allaient s'accélérer avec le début de cette collaboration si fructueuse avec J. PRADEL, alors chef de Laboratoire au CEA et futur chef de Département et Inspecteur Général. Il convient ici de lui rendre hommage, car il a grandement contribué, tout le long de sa brillante carrière, au développement de la Science des Aérosols française. Et c'est ainsi que, en octobre 1958, un tout jeune homme, un certain A. RENOUX débute sous cette double direction, sa carrière "Aérosols". Les premières recherches de l'équipe BRICARD portent alors sur l'étude des ions radioactifs (16). Deux ans plus tard, G. MADELAINE, alors Technicien au CEA rejoint l'équipe et commence sa brillante carrière dans le domaine des aérosols (17). En 1965, A. RENOUX soutient la première Thèse d'Etat "Aérosols" dirigée par le Pr. BRICARD (18). Le hasard du temps a fait que la dernière Thèse d'Etat dirigée, dans ce domaine, par le Pr. BRICARD a été, en 1977, celle de D. BOULAUD, A. RENOUX et D. BOULAUD se retrouvant pour écrire le dernier livre français sur les aérosols (19). Durant les vingt années qui allaient venir, l'équipe BRICARD développait ses travaux de réputation mondiale dans les domaines suivants:

- L'aérosol radioactif naturel: charge électrique, distribution, granulométrique
- Le C.N.C. à flux continu
- La nucléation homogène et hétérogène
- La filtration des aérosols
- L'aérosols stratosphérique
- La charge électrique des aérosols
- La nature des petits ions atmosphériques

La réputation du laboratoire BRICARD-PRADEL était telle que des grands noms de la Science des Aérosols mondiale sont venus y faire de longs séjours: Dr E. MESZAROS (Hongrie, maintenant Membre de l'académie des Sciences de HONGRIE) en 1967, le Pr. Dr S. K. FRIEDLANDER (CALTEC à cette époque, maintenant UCLA) en 1972, le Pr. Dr J. BROCK (AUSTIN) en 1973, le Pr. Dr IRIBARNE (TORONTO) en 1974, le Pr. Dr D. SHAW (NEW YORK) en 1975. Dans un article publié cette année dans Aerosol Science and Technology, Mc MURRY souligne fortement le rôle décisif joué par l'équipe BRICARD dans la mise au point des C.N.C. à flux continu (20) (fig.3). Il serait trop long de

détailler ici toutes les magnifiques recherches initiées et dirigées par J. BRICARD. On trouvera plus de détails dans (12).

Parallèlement, à la Faculté des Sciences de TOULOUSE, sous la direction du Professeur Daniel BLANC, des travaux sur les Aérosols radioactifs se développent sous l'impulsion de J. FONTAN (21), souvent à partir des idées du Pr. BRICARD. Ainsi des résultats importants sont obtenus par M. L. HUERTAS sur la nature des petits ions positifs (22). Le Pr. J. FONTAN a, depuis, développé un très beau laboratoire à la Faculté des Sciences de TOULOUSE. Signalons également les travaux sur les aérosols effectués à l'IRCHA (M. BENARIE, J. C. GUICHAR) et au CERCHAR (LE BOUFFANT) et le premier livre français sur les aérosols de J. P. AVY (30).

Après trois ans passés comme Professeur à la Faculté des Sciences de TUNIS, A. RENOUX fonde, fin 1969, à la Faculté des Sciences de BREST, le laboratoire de Physique des Aérosols et de Radioactivité Atmosphérique, grâce à l'aide du C.E.A. de J. PRADEL. Des travaux de qualité portant sur l'aérosol marin et l'aérosol radioactif naturel se développent sous l'impulsion de G. TYMEN (23) (24), et A. MOUDEN. Devenu le Pr. TYMEN, G. TYMEN dirige brillamment ce laboratoire depuis la fin de 1980.

En effet à cette époque, le Pr. BRICARD n'ayant pas assuré sa succession à PARIS VI, A. RENOUX doit quitter BREST pour revenir à PARIS et fonder à l'Université PARIS XII, le LPATC. Mais ceci est une autre histoire qui sera peut-être racontée...dans vingt ans.

Quoi qu'il en soit, le Professeur BRICARD a livré toutes ses compétences en Physique des Aérosols dans son livre "Physique des Aérosols" publié par le CEA en 1977 (25). Et la collaboration si fructueuse avec J. PRADEL est illustrée par leur article commun dans le livre de DAVIES (26).

3. Du COFERA à l'ASFERA

S'appuyant sur l'existence d'une Association américaine sur les aérosols (la très puissante AAAR), G. MADELAINE (CEA) et M. MARTIN (Ecole Polytechnique) ont l'idée de créer un Comité Français sur les Aérosols. Une première réunion a lieu le 06 Mars 1984 au siège du GAMS (Groupement pour l'Avancement des Méthodes Spectroscopiques et Physicochimiques d'Analyse). Ainsi, sous l'égide du GAMS, le COFERA (Comité d'études et de Recherches sur les Aérosols) voit le jour. A. RENOUX en est élu Président, P. SIGLI (SOFILTRA) Vice Président et G. MADELAINE Secrétaire Général (fig.4) et, les 8 et 9 novembre 1984 sont organisées les premières journées d'études sur les Aérosols (fig.5) à ... l'I.N.A., Ancêtres de nos actuels CFA.

En 1994, le COFERA a l'honneur d'organiser, à BLOIS, l' "European Aerosol Conference" qui réunit plus de 300 participants, dont les résumés sont publiés par le Journal of Aerosol Science (fig.6) qui fête son 25^{ème} anniversaire. Dès Septembre 1991, le COFERA avait été admis comme Membre de l'IARA

(International Aerosol Research Assembly). Et en 1994, au nom de COFERA, A. RENOUX signait la charte fondatrice de l'EAA, (fig.7), European Aerosol Assembly dont il devait, au nom de l'ASFERA, prendre la présidence de 1998 (Hambourg) à 2000 (Dublin).

Car en 1995, le GAMS était pleine déconfiture financière et le 30 octobre 1995 est créé, au LPATC de Créteil Paris XII l'ASFERA Association Française d'Etudes et de Recherches sur les Aérosols. A. RENOUX en est élu Président, D. BOULAUD Vice Président, M. ATTOUI (puis, en 1998 E. GEHIN) Secrétaire Général (fig.8). En 2000, A. RENOUX trouve qu'il est temps pour lui de laisser la Présidence. Ainsi, en Septembre 2000, D. BOULAUD devient Président de l'ASFERA avec J. F. FABRIES (INRS NANCY) comme Vice Président et E. GEHIN comme Secrétaire Générale.

4. L'enseignement de la Science des Aérosols en France.

En 1969, J. BRICARD et P. QUENEY créent, dans la nouvelle Université PARIS VI, le DEA "Géophysique de l'Atmosphère" avec une option "Physique des Aérosols et Pollution Atmosphérique" dirigée par J. BRICARD. Cet enseignement disparaîtra fin 1977, à la retraite du Pr. BRICARD.

En 1982, A. RENOUX crée, avec J. BIGNON (Faculté de Médecine) le DEA "Aérosols" à PARIS XII. J. BIGNON s'en détache en 1985, et A. RENOUX fonde alors le DESS Physique Chimie des Aérosols et Aérocontaminations. Grâce à P. MARCHAL (CEA) et avec l'appui ô combien précieux du Directeur de l'INSTN (Saclay) M. CHELET, ce 3^{ème} cycle prend le nom en 1990 de DESS Science des Aérosols Génie de l'Aérocontamination (SAGA, PARIS XII - INSTN) toujours dirigé par A. RENOUX. Cet enseignement a formé plus de 200 spécialistes des Aérosols, très appréciés par les entreprises. Il est souvent cité en référence par différents magazines (l'EXPRESS, le NOUVEL OBSERVATEUR et, tout dernièrement, CHALLENGE, fig.9)

En guise de conclusion

Les graines semées par le Professeur BRICARD ont germé et donné des arbres vigoureux. La Science des Aérosols française a su se faire une place respectée dans la communauté internationale. Elle a débordé du seul domaine universitaire pour s'étendre au monde de l'industrie et de l'entreprise. Des jeunes de talent se lancent dans l'aventure, et le DESS SAGA a permis à de nombreuses jeunes filles d'envahir un domaine qui reste, dans les autres pays, bien masculin. Des travaux de qualité se développent, de sorte que l'Histoire de la Sciences des Aérosols française constituent, sa marche en avant. On en suivra l'évolution et les résultats dans les Actes des Congrès Français sur les Aérosols, publiés depuis plus de 15 ans par le COFERA, puis l'ASFERA, qui continuent un précieux témoignage de ses réalisations marquantes pendant cette période.

1. de BROGLIE, L., C.R. Acad. Sc. Paris, 150 p.115, 1910
2. BLANC, A. Journ. Physique Paris, 7, p.825, 1908
3. LANGEVIN, P. Ann. Chim. Phys., 26, p.289, 1903
4. LANGEVIN, P. Ann. Chim. Phys., 5, p.245, 1905
5. PERRIN, J., Bull. Ac. Sc. CRACOVIE, p.5771, 1906
6. SCHMAUSS, A., Die Umschau, Jahrg 14, 4, p.61, 1920
7. PAUTHENIER, M., MOREAU-HANOT, M. M., Journ. Phys. et Radium, 3, p.590, 1932
8. THELLIER, O., Ann. Inst. Phys., Globe, Paris, 19, p.107, 1941
9. PLUVINAGE, P., Ann. Géophys., 2, p.31, 1946
10. DESSENS, H., Ann. Géophys., 2, p.276, 1946
11. FACY, L., Arch. Met. Géophys., 8, p.229, 1955
12. RENOUX, A., in History of Aerosol Science, O. PREINING Ed., Ac. Sc. Autriche, Vienne 2000
13. BRICARD, J., KASTLER, A., Annales de Géophysique, 1, 1, p.66, 1944
14. BRICARD, J., KASTLER, A., Comptes Rendus. Acad. Sc. Paris, 216, p.308, 1947
15. BRICARD, J., Journ. Géophys., Res., 54, 1, p.39, 1948
16. BRICARD, J., PRADEL, J., RENOUX, A., Geofisica pura e duplicata, 50, p.235, 1961
17. MADELAINE, G., Thèses Paris 1968
18. RENOUX, A., Thèses Paris 1965
19. RENOUX, A., BOULAUD, D., Les Aérosols, Physique et Métrologie. LAVOISIER Ed., 1998
20. Mc MURRY, P., Aerosol Science and Technology 33, p.297, 2000
21. FONTAN, J., BLANC, D., BOUVILLE, A., Journ. Phys. et Radium, 23, 5, p.333, 1962
22. HUERTAS, M.,L., FONTAN, J., Atmospheric Environment 9, p.1018, 1975
23. RENOUX, A., TYMEN, G., MADELAINE, G., Atmospheric Environment 6, p.765, 1972
24. RENOUX, A., TYMEN, G., BUTOR, J., F., MADELAINE, G., Chemosphère, 4, n°6, p.357, 1975
25. BRICARD, J., Physique des Aérosols (2 t) CEA Ed., Rapport R4831, 1977
26. BRICARD, J., PRADEL, J., Electric charge and radioactivity of natural occurring aerosols. In Aerosol Science, Academic Press, p.87-109, 1966
27. BOULAUD, D., in History of Aerosol Science, O. PREINING Ed., Ac. Sc. Autriche, Vienne, 2000
28. COULIER, M. J. Pharmacie et Chimie, p.165, 1875
29. PASTEUR, L. Comptes Rendus Acad. Sci. 54, p.265, 1862
30. AVY, A. P. Les Aérosols, DUNOD-PARIS 1956



GROUPEMENT POUR L'AVANCEMENT DES METHODES
 SPECTROSCOPIQUES ET PHYSICO-CHIMIQUES D'ANALYSE

G.A.M.S. - 88, boulevard Malesherbes - 75008 PARIS
 Tél. (1) 563-93-04

 GROUPE AEROSOLS

Compte-rendu de la Réunion du 6 Mars 1984
 à 14 h au siège du GAMS.

The History of Condensation Nucleus Counters

Peter H. McMurry

UNIVERSITY OF MINNESOTA, DEPARTMENT OF MECHANICAL ENGINEERING,
 PARTICLE TECHNOLOGY LABORATORY, 111 CHURCH ST. SE, MINNEAPOLIS, MN 55455

ABSTRACT. Condensation of supersaturated vapors has been used for more than a century to grow small aerosol particles to sizes that can be detected optically. This paper discusses the history of instruments that use condensation to detect particles. I divide this history into two main sections. The first of these focuses on the development of expansion-type instruments including the "dust counters" in which John Aitken played the decisive role and "photoelectric nucleus counters" primarily by L. W. Pollak and coworkers. The second section deals with the development of steady-flow condensation nucleus counters (CNCs) in which Jean Bricard and coworkers played the decisive role. The importance of calibration methodologies is also pointed out. Refinements by instrumentation manufacturers and many aerosol scientists have led to the reliable, accurate instruments that are widely used today.

Présents :

MM. BOULAUD (CEA, Fontenay-aux-Roses), CROISSANT (GAMS, Paris), DELFOUR (ONERA, Toulouse), Mme GARO (CNRS, Mulhouse), MM. GREHAN (Université de Rouen), GUICHARD (IRCHA, Vert-le-Petit), LEYGOMIE (CITEPA, Paris), MADELAINE (CEA, Fontenay-aux-Roses), MARTIN (Ecole Polytechnique, Paris), RENOUX (Université Paris XII), M.THEBAULT (IBM, Corbeil), Mme TIRET (CNBC, Vert-le-Petit), M. WEILL (Université de Rouen).

Fig. 3

Fig. 4

JOURNÉES D'ÉTUDES SUR LES AÉROSOLS
 Paris, 8 et 9 NOVEMBRE 1984

1^{er} Institut National Agronomique, 16 rue Claude Bernard, Paris-5^{ème}

Les "Premières Journées d'Études sur les Aérosols" auront lieu les 8 et 9 novembre 1984 à PARIS.

QUOI 8 NOVEMBRE 1984 -

9 H 15 Introduction et présentation des Premières Journées d'Études sur les Aérosols.
 Monsieur M. MARTIN, Chargé de Recherche au CNRS, Ecole Polytechnique, Palaiseau.
 Président de la Commission Analyse des Particules - Groupe Aérosols du GAMS.

PHYSIQUE ET CHIMIE DES AEROSOLS

9 H 30 Les Aérosols : caractéristiques physiques et spécificité.
 Monsieur A. RENOUX, Professeur à l'Université PARIS XII.

10 H 15 Physique et dynamique de l'aérosol atmosphérique
 Monsieur G. MADELAINE, Chef de laboratoire au CEA, Fontenay-aux-Roses.

10 H 55 P A U S E

11 H 10 Chimie des Aérosols.
 Monsieur G. MOUVIER, Professeur à l'Université PARIS VII

11 H 50 Calcul du comportement des aérosols dans une enceinte ou un circuit.
 Monsieur A. L'HOMME, Chef de Service au CEA, Fontenay-aux-Roses.

12 H 30 P A U S E D E J E U N E R

.../

MÉTÉOROLOGIE

- 14 H 00 Traitement statistique de la granulométrie des aérosols.
 Monsieur J.-C. GUICHARD, Chef de Service à l'IRCHA, Vert-Le-Petit.

- 14 H 40 Météorologie optique des aérosols.
 Monsieur G. GOUESBET, Professeur à l'Institut National Supérieur de Chimie Industrielle de Rouen.

- 15 H 20 Adéquation des techniques de mesure des aérosols aux problèmes pratiques.
 Madame C. TIRET, Chef de Service au Centre d'Étude du Bouchet, Vert-Le-Petit.

- 16 H 00 P A U S E

- 16 H 15 Diverses applications du LIDAR à l'étude des aérosols
 Monsieur J.-L. GAUMET, Ingénieur de Recherche à la Météorologie Nationale, Megny-les-Merveaux.

- 16 H 55 Production et mesure d'aérosols calibrés.
 Monsieur D. BOULAUD, Ingénieur au CEA, Fontenay-aux-Roses.

- 17 H 35 FIN DE LA PREMIERE JOURNEE.

VENDREDI 9 NOVEMBRE 1984 -

APPLICATIONS

- 9 H 30 Pollution particulaire à l'émission.
 Monsieur BOUSCAREN, Directeur du Centre Interprofessionnel Technique d'Études de la Pollution Atmosphérique (CITEPA), Paris.

- 10 H 10 Filtration des aérosols.
 Monsieur P. SIGLI, Directeur de Recherche, Société SOFILTRA, Courbevoie.

- 10 H 50 P A U S E

- 11 H 05 Selles à empoussièrement contrôlé : Applications à la micro-électronique.
 Monsieur M. THEBAULT, Conseiller Technique, IBM, Corbeil.

- 11 H 45 Les grandes maladies humaines liées aux aérosols.
 Monsieur J. BIGNON, Professeur à l'Université PARIS XII

- 12 H 25 Conclusions sur les Premières Journées d'Études sur les Aérosols.
 Monsieur A. RENOUX, Professeur à l'Université PARIS XII

L'inscription à ces Journées sera gratuite pour les membres du GAMS, et fixée à 200 F HF (soit : 237,20 F TTC) les trois demi-journées pour les non-membres.



EDITORS' PREFACE

THE 1994 EUROPEAN AEROSOL CONFERENCE

Blois, France, 30 May-2 June 1994

ORGANIZATION

The Conference was organized and hosted by the "Groupe pour l'Avancement des Sciences Analytiques" (G.A.M.S.) and specially by the

"Comité Français d'Etudes et de Recherche sur les Aérosols" (COFERA, President: Prof. André Renoux)

in association with the

"Gesellschaft für Aerosolforschung" (President: Prof. Heinz Fissan).

It was held in the Congress Hall of Blois.

The General Conference Chairman was Prof. André Renoux; the Chairman of the Scientific Committee was Dr Denis Boulaud.

Technical Organization comprised:

- Bernard Brunie, G.A.M.S. President
- Daniel Plateau, Organization Committee Chairman
- Anne Durand.

The Editors wish to thank the Organization Committee for its work in putting together the Programme on which these Proceedings are based.

THE SCIENTIFIC PROGRAMME

The present special issue of the Journal of Aerosol Science comprises the contributions to the European Aerosol Conference in Blois, France, 1994. Main topics of the Conference were:

- Aerosols in the environment
- Filtration and clean gases
- Aerosol production technology
- Industrial aerosols
- Radioactive and nuclear aerosols
- Fundamentals in aerosol physics
- Aerosol chemistry
- Spray characterization
- Emission control
- Aerosol samplers
- Physical characterization
- Health related aerosols.

Fig. 6

Signed by:

Prof. Dr.-Ing. H. Fissan
President of Gesellschaft für Aerosolforschung, e. V. (GAeF) - Germany

James M. Clark
President of The Aerosol Society (AS) - United Kingdom

Prof. Dr. A. Renoux

President of Comité Français d'Etudes et de Recherches sur les Aérosols (COFERA) - France

Dr. Hans-Christer Hansson
President of Nordic Association for Aerosol Research (NOSA) - Sweden

Dr. J. Marjaansen
President of Clean Air Society - Section Aerosols - Holland

Dr. Esko Kauppinen
President of The Finnish Association for Aerosol Research (FAAR) - Finland

Dr. Hans-Christen Hansson
President of Nordic Association for Aerosol Research (NOSA) - Sweden

Fig. 7

COFERA

Comité Français d'Etudes et de Recherches sur les Aérosols

Membre de IARA (International Aerosol Research Assembly)
Membre fondateur de IEAA (European Aerosol Assembly)

Présidence: Pr Dr André RENOUX Université PARIS XII - UFR de Sciences et Technologie - Laboratoire de Physique des Aérosols et de Transfert des Contaminants, Avenue du Général de Gaulle - 94010 Créteil Cédex
Tél. (33-1) 45 17 13 62 Télécopie (33-1) 45 17 13 61.

Le Président

Nos Ad. : ARLMC95.13

REUNION du BUREAU du COFERA

le lundi 30 Octobre 1995 à Créteil

Présidents: Pr. A. RENOUX, Dr. D. BOULAUD, Dr. G. MADELAINE,
Dr. M. ATTOUI, Dr. M. MARTIN, M. J.C. GUICHARD.

Excusés: Mme C. TIRET, Pr. G. GOUESBET, Pr. G. TYMEN, Dr. G. GREHAN,
Dr. J.F. FABRIJES, Dr. G. MADELAINE.

Fig. 8

22 EXEMPLES DE DIPLOMES D'ETUDES SUPERIEURES SPECIALISEES (DESS)

Diplôme	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
1. Chimie des matériaux	30	100	200	3	20%
2. La chimie	25	600	310	3	45%
3. Chimie des matériaux	20	60	60	3	30%
4. Chimie des matériaux	30	150	500	3	20%
5. Chimie des matériaux	20	150	150	3	20%
6. Chimie des matériaux	30	750	500	4	20%
7. Chimie des matériaux	25	150	425	6	20%
8. Chimie des matériaux	32	500	450	6	50%
9. Chimie des matériaux	25	100	1100	9	20%
10. Chimie des matériaux	25	60	350	5	50%
11. Chimie des matériaux	25	60	400	3	20%
12. Chimie des matériaux	25	500	500	4	20%
13. Chimie des matériaux	35	600	500	3,6	20%
14. Chimie des matériaux	20	400	480	5	20%
15. Chimie des matériaux	15	100	300	6	25%
16. Chimie des matériaux	18	60	542	6	10%
17. Chimie des matériaux	17	210	215	17	31%
18. Chimie des matériaux	18	80	420	12	50%
19. Chimie des matériaux	20	200	320	3	20%
20. Chimie des matériaux	25	100	500	4	20%
21. Chimie des matériaux	18	300	300	5	10%
22. Chimie des matériaux	15	180	450	5	40%

Fig. 9

MISE AU POINT D'UN MONTAGE DESTINE A LA CONTAMINATION DE MATERIAUX DE CONSTRUCTION PAR UN AEROSOL FONGIQUE : PREMIERS RESULTATS

M. Boissier^{1,2}, E. Robine¹, R. Moreau², A. Renoux²

1. Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, 84 avenue Jean Jaurès, Champs-sur-Marne, BP 02,
77421 Marne-la-Vallée Cedex 2, m.boissier@cstb.fr

2. Laboratoire de Physique des Aérosols et de Transfert des Contaminations: Université Paris XII :
61, avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex

RESUME

L'objectif de notre recherche est d'étudier les phénomènes régissant la colonisation des produits de construction par les champignons microscopiques.

Dans ce cadre, nous avons élaboré un montage expérimental destiné à simuler la contamination de matériaux de construction par un aérosol fongique. Ce système permet d'obtenir un aérosol fongique stable, reproductible et contrôlable, grâce à un générateur rotatif spécifiquement développé par le CSTB.

Les premiers résultats ont été réalisés à partir d'une culture pure d'*Aspergillus niger*. La concentration du bioaérosol produit est stable sur une durée de 10 minutes. Le dispositif permet de simuler une aérobiocontamination contrôlée de 1 à 10³ conidies par cm³. Le générateur d'aérosol rotatif produit un bioaérosol non aggloméré, polydispersé ($\sigma_g=1.33$), de diamètre aérodynamique proche de 4 μm .

Mots-clé : Bioaérosol, *Aspergillus niger*, matériaux

INTRODUCTION

Les bâtiments peuvent constituer des biotopes favorables au développement des moisissures. Cette contamination des environnements intérieurs est un phénomène apparaissant à la fois dans les bâtiments anciens mais aussi dans les constructions récentes.

Le renforcement de l'étanchéité des habitats, la diminution des taux de renouvellement de l'air, la généralisation des équipements ménagers générateurs de vapeurs, l'évolution des comportements sociologiques des habitants ont conduit globalement à l'établissement de microclimats propices à la prolifération de nombreuses moisissures indésirables.

De nombreuses études ont largement montré que le développement de ces champignons microscopiques dans les espaces clos concordait avec l'apparition de maladies respiratoires (infections, allergies, toxi-infections ...)[2]

En plus de l'aspect sanitaire, les mycètes dégradent, grâce à leur vaste « arsenal » enzymatique, des matériaux très divers [3,4], ce qui a pour conséquence une perte de l'intégrité mécanique de ceux-ci et l'apparition de produits de dégradation tels des composés organiques volatils affectant la santé des occupants [5,6].

Les champignons microscopiques observés dans les environnements intérieurs proviennent principalement du milieu extérieur, toutefois il existe des sources dans les bâtiments où il est possible de mesurer de fortes concentrations fongiques spécifiques des espaces clos. Dans ce cas, tous les éléments du bâtiment sont des réservoirs potentiels de moisissures (revêtements muraux, faux plafonds ou systèmes de ventilation) [7].

Les facteurs environnementaux régissant le développement de ces microorganismes dans le milieu intérieur sont multiples et en dehors de la température et de l'humidité, largement incriminées dans leur croissance, il faut souligner le rôle des nutriments et de l'eau libre dans certains matériaux supports et plus largement les relations parfois complexes du système particule biologique / support dans son milieu.

Le Centre Scientifique et Technique du Bâtiment a engagé dans ce contexte une large réflexion sur les aspects moisissures et habitat, et plus particulièrement une étude sur le rôle des matériaux de construction comme réservoir et support de prolifération fongique. La démarche adoptée repose en partie sur la contamination aérienne des produits de construction par un aérosol contrôlé de moisissures. Nous présentons dans cet article le système expérimental réalisé à cet effet et les premiers résultats de caractérisation.

MATERIELS ET METHODES

CHOIX DES MYCETES

Différentes souches fongiques reconnues responsables de problèmes de santé et suffisamment représentatives des souches isolées dans les environnements intérieurs sont utilisées :

Aspergillus niger (3,5-5 μ m), *Penicillium brevicompactum* (3-4,5 μ m),
Alternaria alternata (18-83x 7-18 μ m), *Cladosporium sphaerospermum* (3-7 μ m)

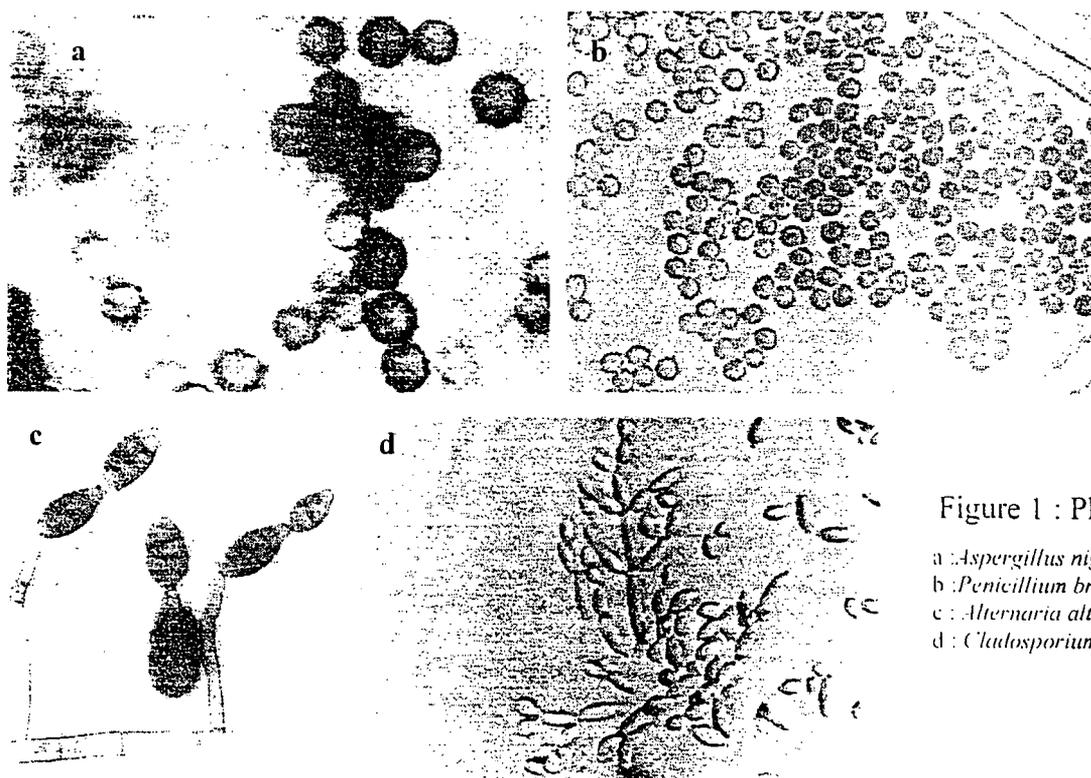


Figure 1 : Photos de conidies

- a : *Aspergillus niger*
- b : *Penicillium brevicompactum*
- c : *Alternaria alternata*
- d : *Cladosporium sphaerospermum*

MONTAGE EXPERIMENTAL

Cet appareillage fonctionne en dynamique, les débits en entrée et en sortie sont équilibrés de manière à éviter une surpression ou une dépression. Par mesure de sécurité, le montage assemblé de façon étanche, est placé sous une hotte à flux laminaire. Il est composé de deux parties.

La première partie concerne la production de l'aérosol fongique par un générateur rotatif spécifiquement développé pour cette étude (Figure 3).

L'appareillage représenté en coupe transversale sur la Figure 3 est constitué de deux pièces maîtresses :

- un support rotatif dans lequel vient s'encaster un moule contenant une culture fongique porteuse de spores
- une enceinte de soufflage munie d'une ou plusieurs petites buses (jusqu'à 4) orientées vers la culture fongique. Il est possible de modifier l'angle et le débit de soufflage d'air propre de ces buses. L'air soufflé se charge en particules et est ensuite dirigé vers le volume d'homogénéisation du montage (Figure 2, Figure 6).

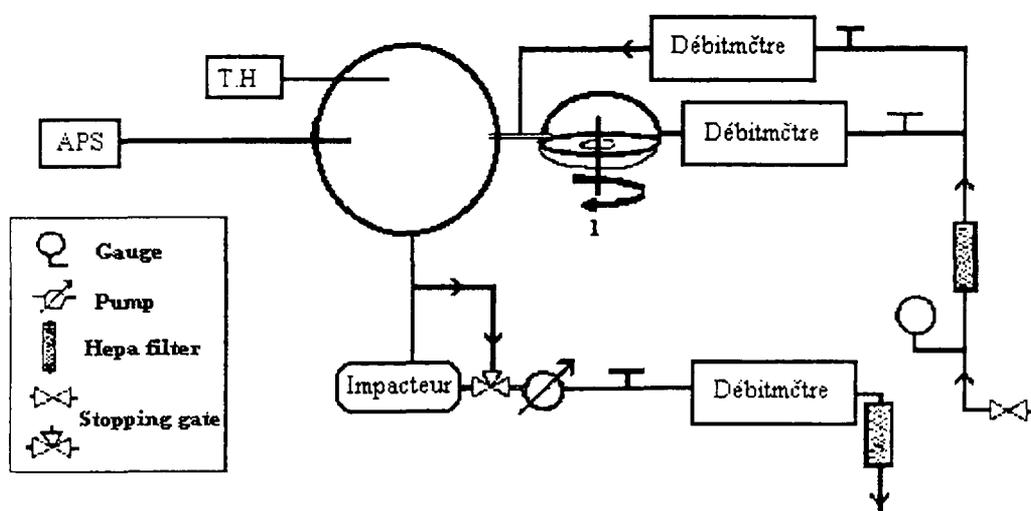


Figure 2 : Description du montage d'aérosolisation

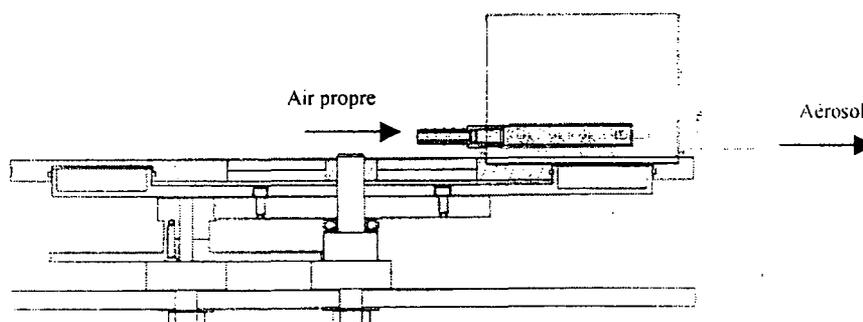


Figure 3 : Plan en coupe transversale du générateur d'aérosols fongiques rotatif

La deuxième partie s'intéresse à la contamination du matériau par l'aérosol fongique préalablement caractérisé à l'aide d'un compteur aérodynamique de particules (APS 3320).

Nous avons évalué la stabilité et la reproductibilité de l'aérosol fongique produit par le générateur d'aérosol. Les premières mesures ont été réalisées avec *Aspergillus niger* (IHEM N° 05077). Les micro-organismes sont mis en culture sur un milieu à base de Sabouraud dans une boîte de Pétri et incubés à 25°C. Les conidies produites sont mises en suspension dans de l'eau distillée et réparties le plus uniformément possible dans un moule contenant un milieu

de culture à base d'avoine. La préparation est incubée à 25 °C pendant 7 jours jusqu'à l'obtention d'une culture fongique homogène (Figure 5).

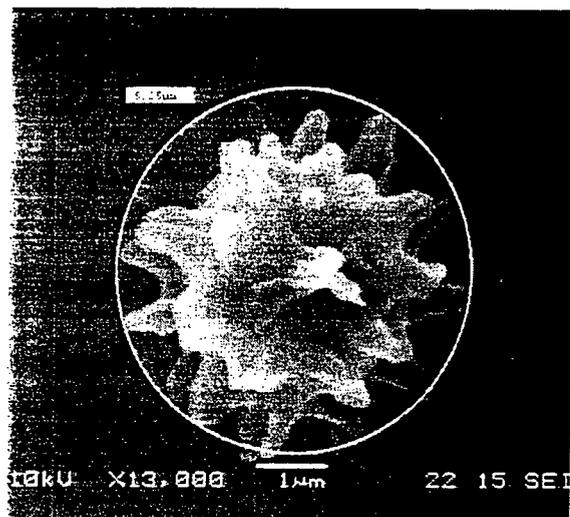


Figure 4: Spore d'*Aspergillus niger* (MEB)

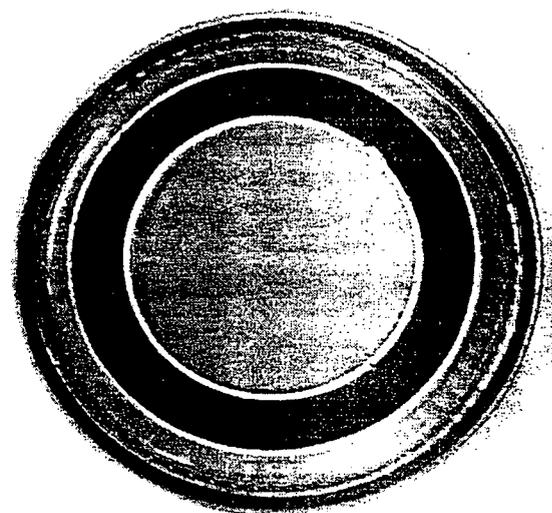


Figure 5: Culture d'*Aspergillus niger* avant atomisation

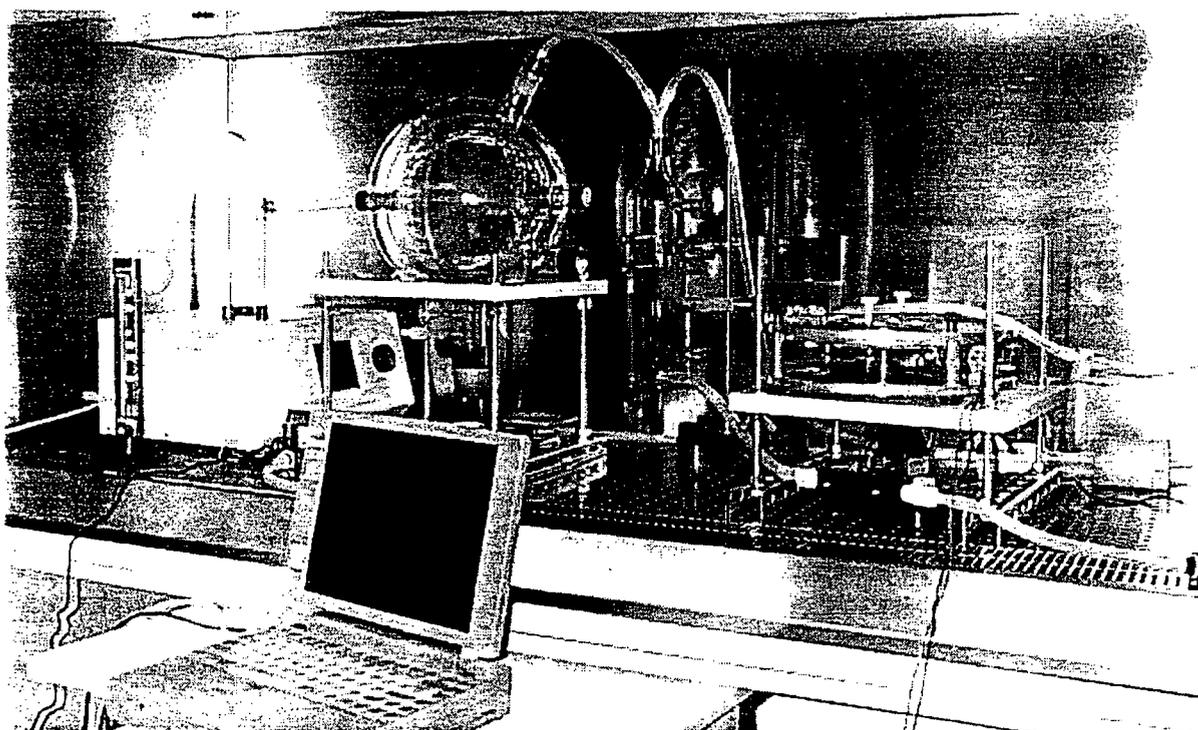


Figure 6: photographie du montage expérimental d'aérocontamination fongique

RESULTATS

Nous avons aérosolisé des cultures pures d'*Aspergillus niger* et évalué la concentration et la distribution en taille des particules fongiques produites.

Ces mesures ont été réalisées au moyen d'un compteur aérodynamique de particules prélevant au niveau de la sphère d'homogénéisation. Le profil granulométrique obtenu est présenté sur la Figure 7. On peut distinguer sur ce graphe deux modes. Le premier correspond à des particules de faible diamètre aérodynamique compris entre 0.5 et 1 μm . Cet ensemble représente certainement des fragments fongiques ou résidus du milieu de culture. Le second pic, majoritaire en concentration, représente les conidies de diamètre aérodynamique allant de 2.7 à 6 μm avec un maximum à 4 μm , valeur conforme à celle trouvée dans la littérature [2].

On notera également que le système produit un bioaérosol non aggloméré, faiblement polydispersé ($\sigma_g=1.33$).

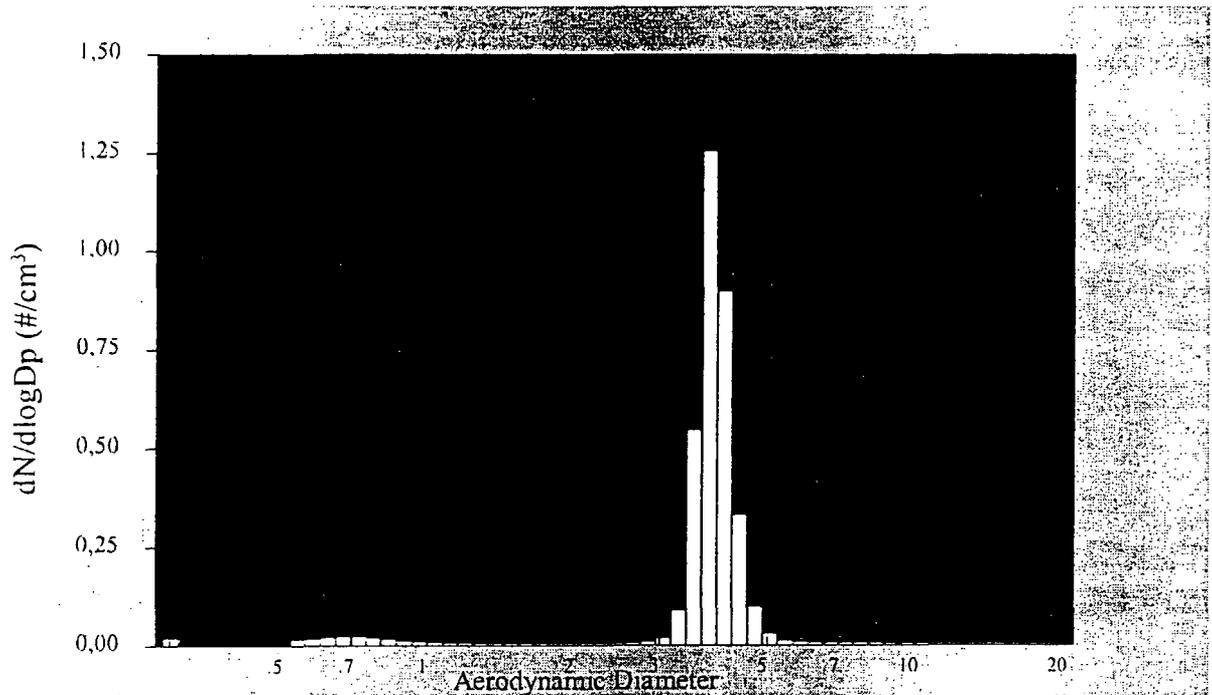


Figure 7: Profil granulométrique de l'aérosol d'*Aspergillus niger*

Nous avons estimé la stabilité de l'aérosol fongique sur une durée de 20 minutes. La concentration particulaire de l'aérosol est suivie à l'aide du compteur aérodynamique (APS 3320). Cette concentration augmente pendant les deux premières minutes d'aérosolisation pour se stabiliser à 1078 part/cm^3 à $\pm 10\%$ pendant environ 10 minutes avant de décroître après arrêt du système.

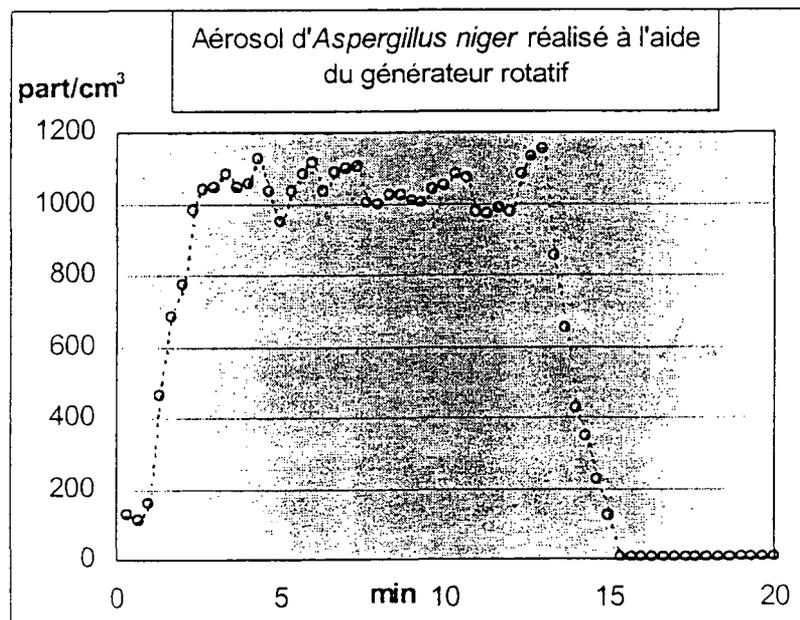


Figure 8: Concentration d'aérosol d'*Aspergillus niger*

Le montage expérimental permet donc la production d'un aérosol d'*Aspergillus niger* non aggloméré et stable pendant 10 à 15 minutes.

Dans des conditions de température et de pression contrôlées, ce système simule une ambiance contaminée avec des concentrations d'aérosol fongique maîtrisable comprises entre 1 et 10^3 particules/cm³.

Le système reste à caractériser avec trois autres espèces fongiques : *Cladosporium sphaerospermum*, *Alternaria alternata* et *Penicillium brevicompactum*.

La partie du système destinée à la contamination des matériaux sera caractérisée en terme d'efficacité physique et biologique (efficacité de collecte et survie des particules biologiques collectées).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. **Flannigan B. & Miller J. D. (1994).** Health implications of fungi in indoor environments – an overview. *In Health Implications Of Fungi In Indoor Environments – Air quality monographs – Vol. 2. (eds R.A. Samson et al.), Elsevier, Amsterdam, pp 3-28*
2. **Gravesen S., (1979).** Fungi as a cause of allergic disease. *Allergy*, 34, pp. 135-154.
3. **Beguin H., Nolard N., (1996).** Prevalence of fungi in carpeted floor environment : analysis of dust samples from living-rooms, bedrooms, offices and school classrooms. *Aerobiologia*, 12, pp. 113-120.
4. **Robertson L.D., (1997).** Monitoring viable fungal and bacterial bioaerosol concentrations to identify acceptable levels for common indoor environments. *Indoor Built Environ*, 6, pp. 295-300.
5. **Wilkins K.& Larsen K., (1995).** Variation of volatile organic compound patterns of mold species from damp buildings. *Chemosphere*, 31-5, pp.3225-36
6. **Larsen T.O. & Frisvad J.C., (1994).** Production of volatiles and presence of mycotoxins in conidia of common indoor *Penicillia* and *Aspergillii*. *In Health Implications Of Fungi In Indoor Environments – Air quality monographs – Vol. 2. (eds R.A. Samson et al.), Elsevier, Amsterdam, pp 251-90.*
7. **Cole E.C., Foarde K.K., Leese K.E. , Green D.A., Franke D.L., & Berry M.A. (1994).** Assessment of fungi in carpeted environments. *In Health Implications Of Fungi In Indoor Environments – Air quality monographs – Vol. 2. (eds R.A. Samson et al.), Elsevier, Amsterdam, pp 103-28*
8. **Samson R.A., Hoekstra E.S., Frisvad J.C., O. Filtenborg O. (1996).** Introduction to food-borne fungi, Centraalbureau voor Schimmelcultures, Baarn, Delft.

16^{ème} CONGRÈS FRANÇAIS SUR LES AÉROSOLS

6 et 7 décembre 2000 – PARIS

Colmatage par des aérosols solides des filtres industriels

L. DEL FABBRO*, J.C. LABORDE**, P. MERLIN*, A. RENOUX***, L. RICCIARDI**

*FILTRAUTO

1, avenue Franklin

78053 SAINT-QUENTIN-EN-YVELINES Cedex, France

**Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire

Département de Prévention et d'Etude des Accidents

Service d'Etudes et de Recherches en Aérocontamination et en Confinement

CEA/Saclay – Bâtiment 383 – 91191 GIF-SUR-YVETTE Cedex, France

***Laboratoire de Physique des Aérosols et de Transfert des Contaminations, Université Paris XII

Av. du Général de Gaulle, 94010 CRETEIL Cedex, France

RÉSUMÉ

La communication proposée présente les résultats relatifs à une étude menée à l'Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire (IPSN), en collaboration avec la société FILTRAUTO, afin de modéliser les écoulements d'air et le colmatage, par des aérosols solides, des filtres plissés de types nucléaire (filtre à Très Haute Efficacité THE) et automobile (filtre Moyenne Efficacité ME). Avant d'aborder l'étude du colmatage des filtres, une étape initiale nécessaire a été menée afin de caractériser la perte de charge et les écoulements d'air dans les filtres plissés vierges ; les principaux résultats issus de cette étape ont été présentés au 15^{ème} Congrès Français sur les Aérosols [1]. L'objet de la communication proposée est d'illustrer les résultats marquants obtenus au cours de l'étape relative au colmatage proprement dit.

INTRODUCTION

Les dispositifs de filtration des particules présentes dans l'air sont largement répandus dans différents secteurs industriels : nucléaire, automobile, agro-alimentaire, ... Les deux grandeurs les plus importantes pour caractériser le comportement des filtres sont la perte de charge et l'efficacité de collecte des particules. Ces grandeurs sont fonction des caractéristiques du filtre, de l'aérosol et des conditions aérauliques. La plupart des recherches menées sur les filtres ont pour but d'apprécier ou encore d'optimiser la durée de vie du filtre, d'où, en particulier, le plissage du médium filtrant qui permet de diminuer sa perte de charge tout en traitant des débits d'air et des masses d'aérosols élevés.

De nombreux modèles ont été proposés pour calculer l'efficacité de collecte et la perte de charge des filtres en régime stationnaire. En revanche, peu d'études existent sur l'évolution de ces grandeurs en filtration dynamique ; dans ce cas, le colmatage du filtre par les aérosols induit de profondes modifications de la structure du filtre entraînant une variation de l'efficacité et de la perte de charge ΔP au cours du temps. Les modèles théoriques d'efficacité et de colmatage ont été développés uniquement pour des filtres plans, dans des gammes de variations des paramètres restreintes, alors que les filtres industriels possèdent des médias filtrants plissés. L'objet de l'étude menée dans le cadre d'une collaboration entre la société FILTRAUTO et l'Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire est donc de pallier un manque évident de connaissances et de modèles phénoménologiques sur le colmatage des filtres plissés.

L'étude du colmatage des filtres à air plissés, de types automobile (filtre ME, à base de fibres de cellulose) et nucléaire (filtre THE, à base de fibres de verre), passe par la connaissance des écoulements d'air au sein même des plis du filtre. L'étape préliminaire à cette étude a été l'élaboration d'un modèle semi-empirique de perte de charge ΔP_0 valable pour les deux types de filtres plissés vierges étudiés. Ce modèle a été établi à partir de l'approche adimensionnelle basée sur l'application du théorème de Vashy-Buckingham [2] et du code de mécanique des fluides multi-D CFX [3]. Il va servir de premier modèle de base à l'élaboration du modèle final de colmatage.

1. COMPLEXITÉ DU PHÉNOMÈNE DE COLMATAGE DES FILTRES PLISSÉS

La modélisation du colmatage des filtres plissés par des aérosols solides s'avère être une étude complexe, pour laquelle il n'existe dans la littérature que très peu de références. Les photographies présentées ci-après illustrent effectivement qu'il est nécessaire de considérer plusieurs phases lors du colmatage. Les photographies 1.1 et 1.2 montrent un filtre (hauteur des plis $h=27$ mm, pas des plis $p=3,5$ mm) THE colmaté par des particules de diamètre médian massique (dp) $8 \mu\text{m}$ à une vitesse de filtration vf de 1 cm/s. La photographie 1.1 correspond à une perte de charge finale de 80 daPa, alors que la 1.2 correspond à une perte de charge finale de 200 daPa. On note bien sur la figure 1.1 un dépôt des particules le long de la hauteur des plis, alors que la figure 1.2 montre des plis quasiment obturés. Si nous observons la figure 1.3 (filtre THE $h27p3,5$ $vf=10$ cm/s $dp=8 \mu\text{m}$), il semble que le colmatage du filtre est à peine commencé, bien que la perte de charge finale soit la même (200 daPa).

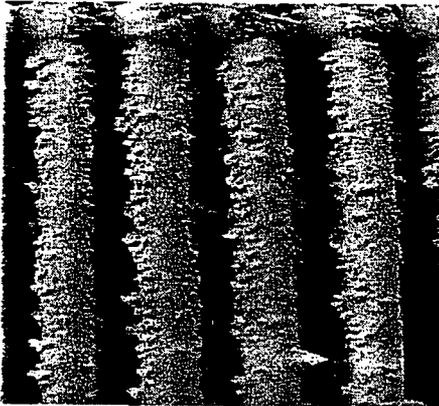


Figure 1.1- Photographie d'un filtre THE $h27p3,5$ $vf=1$ cm/s $dp=8 \mu\text{m}$ $\Delta P_{\text{finale}}=80$ daPa

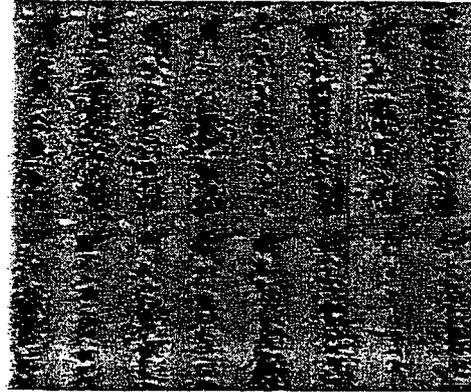


Figure 1.2- Photographie d'un filtre THE $h27p3,5$ $vf=1$ cm/s $dp=8 \mu\text{m}$ $\Delta P_{\text{finale}}=200$ daPa

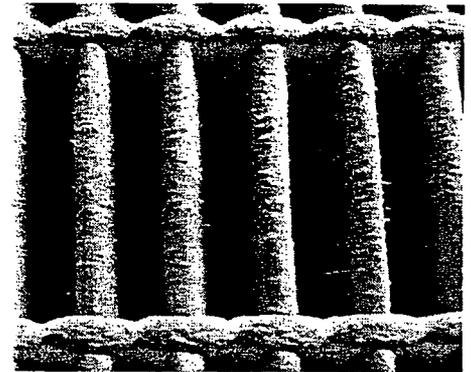


Figure 1.3- Photographie d'un filtre THE $h27p3,5$ $vf=10$ cm/s $dp=8 \mu\text{m}$ $\Delta P_{\text{finale}}=200$ daPa

Les figures 1.4 et 1.5 montrent des filtres THE dépliés en fin de colmatage ($dp=0,2 \mu\text{m}$ $vf=1$ cm/s) à différents niveaux de masse d'aérosols déposés par unité de surface de filtration (figure 1.4 : 3 g/m^2 ; figure 1.5 : 10 g/m^2). Il a été émis sur ces filtres en fin de colmatage des particules d'uranine qui colorent le médium filtrant selon la répartition de l'écoulement. La répartition de l'aérosol coloré sur le premier filtre (1.4) est homogène, alors que la photographie 1.5 montre des surfaces blanches (dues au chlorure de sodium ayant servi au colmatage) qui s'expliquent par un « collage » de certains plis et qui correspondent donc à une réduction de surface. Ces illustrations nous font envisager alors un colmatage en trois phases (voir figure 1.6) : tout d'abord une filtration en profondeur, comme pour les filtres plans, qui modifie peu la perte de charge du filtre. La deuxième phase correspond à une filtration en surface du médium filtrant et la dernière phase à une réduction de surface qui engendre une augmentation importante de la perte de charge.

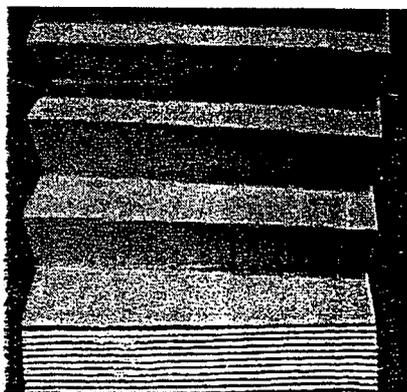


Figure 1.4- Photographie d'un filtre THE $h27,5p2,2$ $vf=1$ cm/s $dp=0,2 \mu\text{m}$ - $m=3 \text{ g/m}^2$

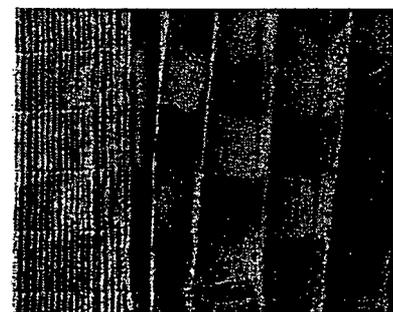


Figure 1.5- Photographie d'un filtre THE $h27,5p2,2$ $vf=1$ cm/s $dp=0,2 \mu\text{m}$ - $m=10 \text{ g/m}^2$

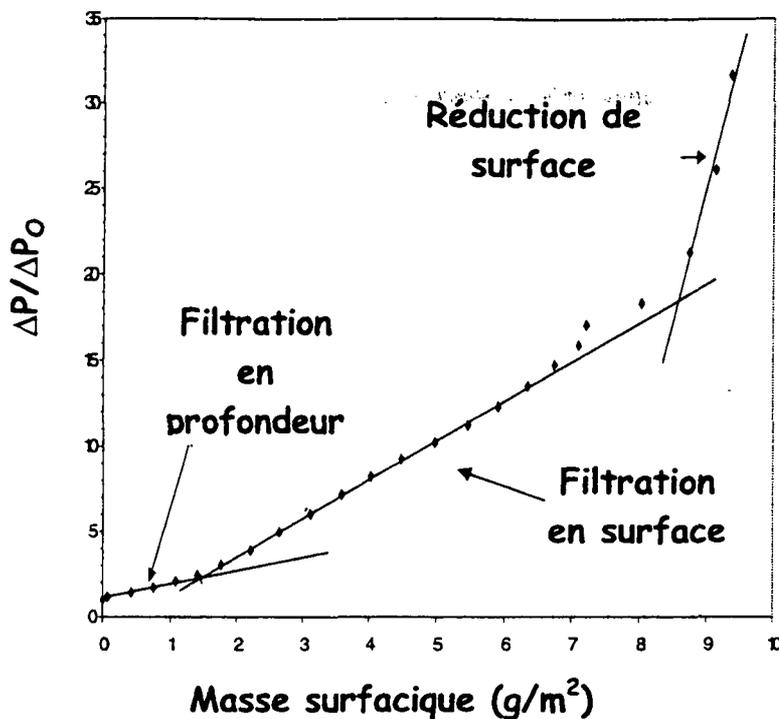


Figure 1.6- Colmatage des filtres plissés en trois phases

2. RESULTATS EXPERIMENTAUX ET INTERPRETATION

L'étude expérimentale du colmatage a été engagée selon le principe des plans d'expériences. Pour chacun des médias, un plan de type 2^4 est réalisé ; les facteurs en sont la vitesse de filtration v_f (comprise entre 1 et 10 cm/s), la hauteur h (comprise entre 27 et 48 mm) et le pas p des plis (compris entre 2 et 3,5 mm), et le diamètre des particules d_p (compris entre 0,2 et 8 μm). Quelques résultats expérimentaux significatifs sont présentés en fonction de l'influence des facteurs variables.

2.1. Influence du diamètre des particules sur le colmatage des filtres plissés

Pour des caractéristiques géométriques de filtre identiques, le rapport $\Delta P/\Delta P_0$ augmente quand le diamètre des particules diminue, pour une même masse m de particules déposées par unité de surface ; ce résultat résulte de l'influence de la surface spécifique d'une particule qui est d'autant plus élevée que le diamètre des particules est faible. Cette influence est illustrée pour les filtres THE et ME sur les graphiques 2.1 et 2.2.

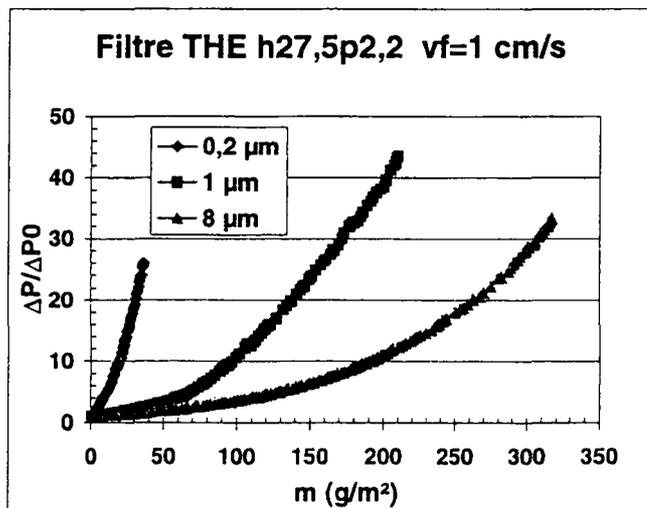


Figure 2.1- Influence du diamètre des particules sur le colmatage d'un filtre THE

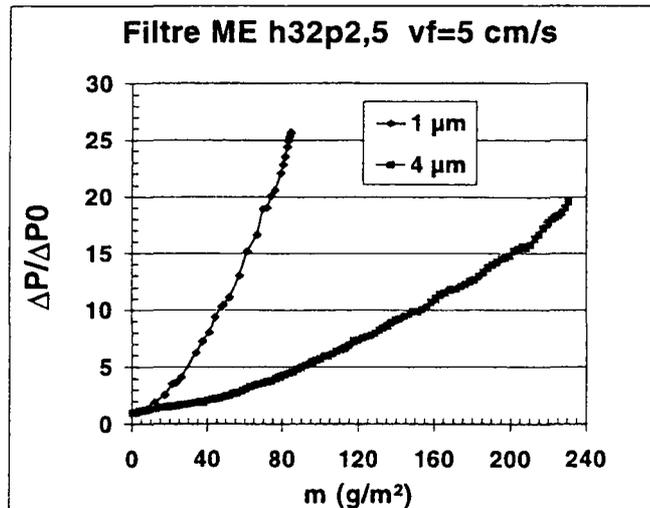


Figure 2.2- Influence du diamètre des particules sur le colmatage d'un filtre ME

2.2. Influence des paramètres géométriques sur le colmatage des filtres plissés

L'influence des paramètres géométriques diffère selon le type de médium filtrant. Ainsi, pour le filtre ME, quels que soient le diamètre des particules déposées sur le filtre et la vitesse de filtration, l'augmentation du rapport p/h engendre une augmentation du rapport des pertes de charge $\Delta P/\Delta P_0$. Il est également important de noter –voir figure 2.3– que lorsque ce même rapport p/h augmente, on tend vers la géométrie d'un filtre plan et donc le rapport des pertes de charge tend vers celui d'un filtre plan, d'où l'augmentation de ce rapport lorsque p/h augmente. L'étude de la répartition de l'écoulement dans un filtre ME vierge a montré une augmentation de l'hétérogénéité de cette répartition quand le rapport p/h diminue. Ceci explique donc l'accroissement du rapport des pertes de charge lorsque le rapport p/h augmente : un accroissement de l'homogénéité de la répartition de l'écoulement entraîne un accroissement des pertes de charge.

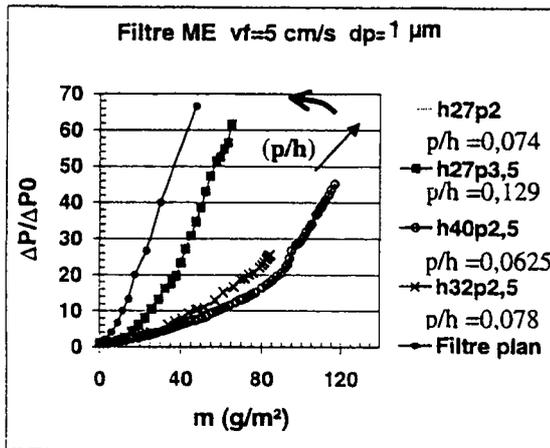


Figure 2.3- Influence des paramètres géométriques
Courbes de colmatage de différents filtres ME
 $vf=5$ cm/s, $dp=1$ μ m

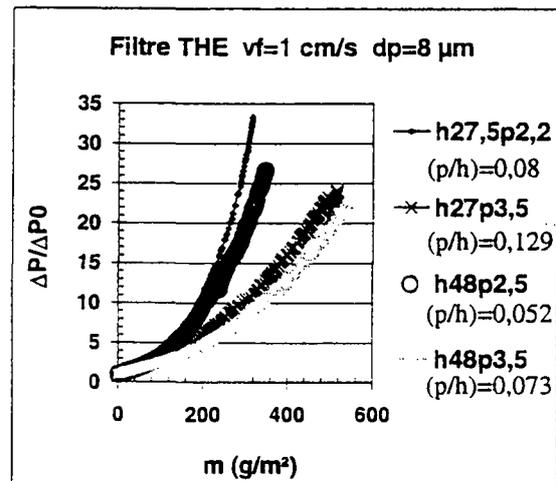


Figure 2.4- Influence des paramètres géométriques
Courbes de colmatage de différents filtres THE
 $vf=1$ cm/s, $dp=8$ μ m

L'influence des paramètres géométriques sur le colmatage des filtres plissés THE est différente. En effet, la figure 2.4 montre que, pour une hauteur donnée, le rapport des pertes de charge augmente lorsque la distance entre deux plis diminue, ceci lors du colmatage des filtres par des particules de 8 μ m. Le résultat est différent si les particules colmatantes sont submicroniques. Il y a donc un effet de p ou de h prépondérant selon le diamètre des particules.

Par ailleurs, nous observons (voir figure 2.5) que, pour une même masse m de particules déposées, le rapport $\Delta P/\Delta P_0$ d'un filtre de type automobile est supérieur à celui d'un filtre de type nucléaire de géométries identiques, tout comme dans le cas des média plans ; la nature des fibres joue donc également un rôle important.

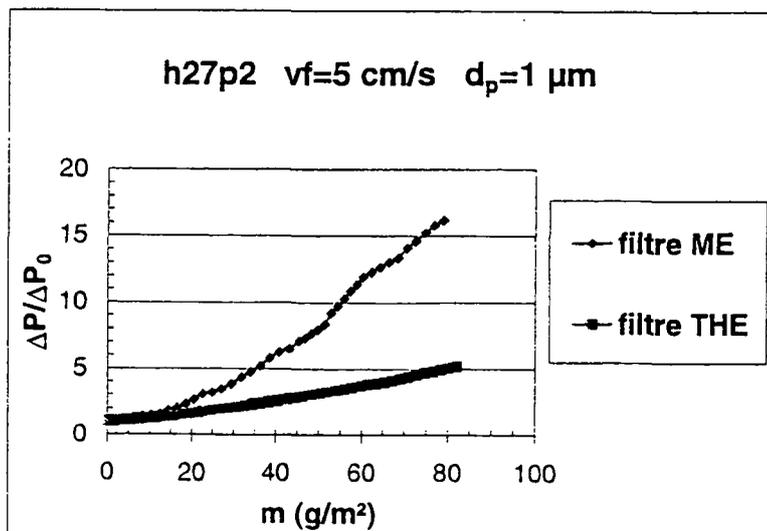


Figure 2.5- Comparaison entre le colmatage
d'un filtre THE et ME par des aérosols solides

2.3. Influence de la vitesse de filtration sur le colmatage des filtres plissés

Les graphiques 2.6 et 2.7 montrent respectivement les courbes de colmatage de filtres THE et ME par des particules de $8 \mu\text{m}$, à différentes vitesses de filtration. On note que, quel que soit le type de médium filtrant, le rapport des pertes de charge augmente lorsque la vitesse de filtration diminue ; différentes raisons peuvent expliquer cet effet selon le type de filtres. Tout d'abord la nature même du médium filtrant ; des essais de colmatage sur les média ME plans à base de fibres de cellulose, ont montré qu'une diminution de la vitesse de filtration induit une augmentation de la compacité du gâteau formé sur le filtre, d'où une augmentation du rapport des pertes de charges [4]. Ensuite, quel que soit le filtre plissé, la tenue mécanique des plis joue un rôle. En effet, une augmentation de la vitesse de filtration et donc du débit de filtration, entraîne une meilleure tenue mécanique des plis les uns par rapport aux autres, ce qui retarde la réduction de surface observée visuellement. Enfin, il faut également tenir compte de l'inertie des particules qui peut entraîner des dépôts préférentiels selon la vitesse de l'air.

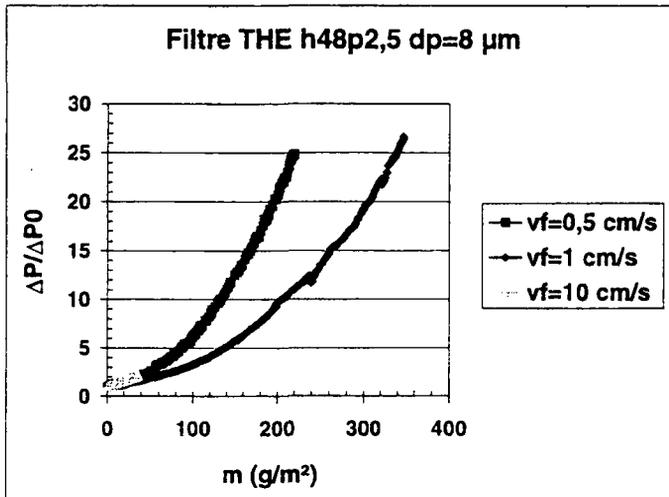


Figure 2.6 - Influence de la vitesse de filtration
Filtre THE - h48p2,5 - dp=8 μm

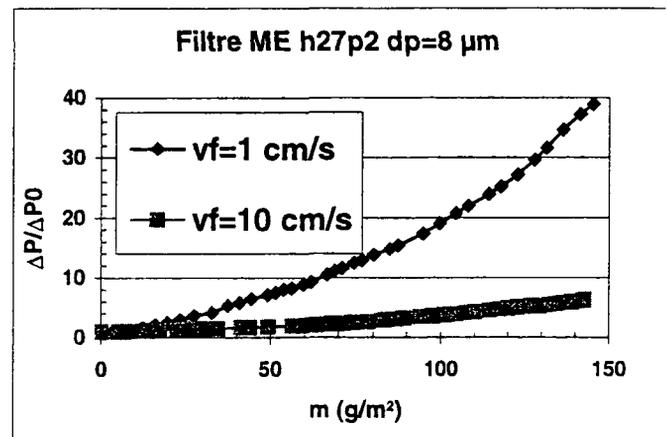


Figure 2.7 - Influence de la vitesse de filtration
Filtre ME - h27p2 - dp=8 μm

3. MODELISATION DU COLMATAGE DES FILTRES PLISSES PAR DES AEROSOLS SOLIDES

Parallèlement à ces expériences, la modélisation du colmatage a été menée selon deux axes. Le premier axe de modélisation utilise le code de mécanique des fluides CFX. Plutôt que de simuler toute la phase de colmatage (calcul instationnaire), il paraît plus raisonnable d'adopter une méthode quasi-stationnaire, c'est-à-dire d'effectuer plusieurs calculs stationnaires à différents instants de colmatage, en modifiant à chaque calcul les conditions (résistance du médium filtrant, efficacité locale) en fonction de la masse d'aérosols déposés localement, masse déterminée par le calcul précédent. Les résultats obtenus ne reproduisent pas les constatations expérimentales ; ceci est dû à l'impossibilité de modéliser le gâteau de particules qui se forme sur le médium filtrant et surtout la réduction de surface observée en fin de colmatage.

La seconde démarche correspond à une approche adimensionnelle ; cette démarche consiste dans un premier temps à utiliser la loi propre aux filtres vierges (voir équation 1), loi également déduite de l'approche adimensionnelle [3]. On remplace dans cette loi la résistance aéraulique du médium filtrant vierge R par la résistance aéraulique du même médium filtrant plan colmaté dont la valeur est déduite de données expérimentales. Les calculs effectués à ce jour sur des filtres plissés automobiles montrent que cette approche semble décrire correctement les premières phases du colmatage ; une illustration en est donnée figure 3.1.

$$\log\left(\frac{\Delta P}{e.R.vf}\right) = \left(\frac{\mu}{e^2.R}\right)^{0,7} \cdot \left[460.\log\left(1 + \frac{h.e}{p^2}\right) + \frac{0,7.\left(\frac{h}{p}\right)^2}{\log\left(1 + \frac{h}{e} \cdot \frac{1}{Re}\right)}\right]$$

Équation 1- Modèle de perte de charge propre aux filtres plissés vierges

ΔP représente la perte de charge du filtre (Pa), R et e la résistance aéraulique ($\text{kg/m}^3.\text{s}$) et l'épaisseur (m) du médium filtrant, h et p la hauteur et le pas des plis (m), μ et ρ la viscosité dynamique (Pl) et la masse volumique (kg/m^3) de l'air, vf (m/s) la vitesse de filtration et Re le rapport $\frac{\rho.vf.p}{\mu}$.

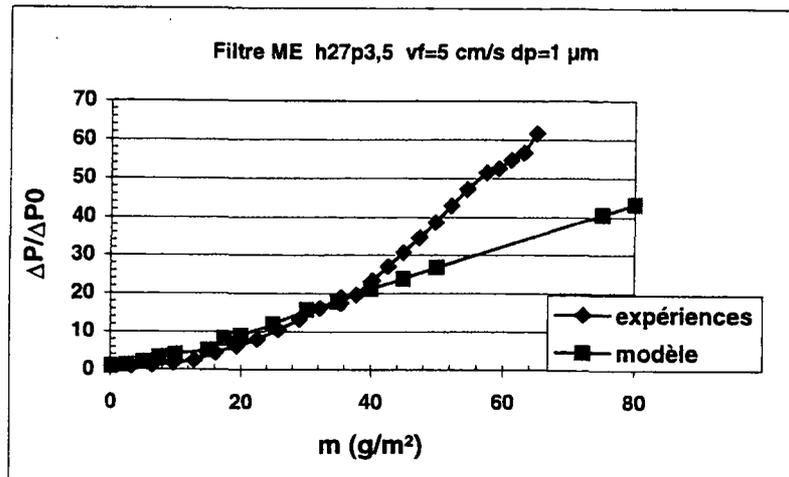


Figure 3.1. Comparaison du modèle de colmatage avec les expériences - Filtre ME

CONCLUSION

Les résultats exposés dans cette communication permettent d'illustrer les effets prépondérants joués par le type de médium filtrant, la granulométrie des particules, la vitesse de filtration et la géométrie des plis, sur le colmatage de filtres industriels plissés. La complexité des phénomènes nous a amené à proposer un modèle semi-empirique, basé sur l'approche adimensionnelle et destiné à évaluer la perte de charge durant les différentes phases du colmatage.

Afin de décrire correctement la réduction de surface observée durant ce colmatage, nous envisageons de prendre en considération, sur la base du modèle établi pour les filtres vierges, de nouveaux nombres adimensionnels qui intègrent directement la masse et le diamètre des particules déposées sur le filtre.

REFERENCES

- [1] L. Del Fabbro, P. Brun, J. C. Laborde, J. Lacan, A. Renoux, L. Ricciardi
Modélisation des écoulements d'air dans différents filtres industriels plissés
15^{ème} Congrès Français sur les Aérosols, Paris (1999)
- [2] Mécanique expérimentale des fluides. R. Comolet
Edition Masson, n.2
- [3] L. Del Fabbro, P. Brun, J. C. Laborde, J. Lacan, A. Renoux, L. Ricciardi
Study of the clogging of industrial pleated filters by solid particles
J. Aerosol Sci., vol. 31, Suppl. 1, pp. S210-S2111, 2000-11-29
- [4] V. M. Mocho, S. Artous, J. C. Laborde, P. Merlin
Influence de la vitesse de filtration sur le colmatage en milieu gazeux d'un médium filtrant plan par des aérosols solides
16^{ème} Congrès Français sur les Aérosols, Paris (2000)

16^{ème} CONGRÈS FRANÇAIS SUR LES AÉROSOLS

6 et 7 décembre 2000 – PARIS

Influence de la vitesse de filtration sur le colmatage en milieu gazeux d'un médium filtrant plan par des aérosols solides

P. MERLIN*, S. ARTOUS**, J.C. LABORDE**, V.M. MOCHO**

*FILTRAUTO

5 avenue Newton

78053 SAINT-QUENTIN-EN-YVELINES Cedex, France

**Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire

Département de Prévention et d'Etude des Accidents

Service d'Etudes et de Recherches en Aérocontamination et en Confinement

CEA/Saclay – Bâtiment 383 – 91191 GIF-SUR-YVETTE Cedex, France

RÉSUMÉ

La communication proposée par la Société FILTRAUTO et l'Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire a pour objet de présenter des résultats concernant l'influence de la vitesse de filtration sur le colmatage d'un médium filtrant, à base de fibres de cellulose, utilisé dans les filtres à air automobiles, et de comparer ces résultats à ceux d'un médium filtrant à base de fibres de verre ; ces deux média sont de moyenne efficacité.

Le principal résultat obtenu est que, pour une masse d'aérosols déposés donnée, le rapport $\Delta P/\Delta P_0$ augmente lorsque la vitesse de filtration diminue (ΔP et ΔP_0 sont respectivement la perte de charge du filtre colmaté et la perte de charge initiale), dans le cas du médium à base de fibres de cellulose ; par contre, ce rapport est indépendant de la vitesse de filtration pour le médium à base de fibres de verre. A partir des données expérimentales acquises, une corrélation permettant de calculer la compacité du gâteau formé à la surface du filtre est proposée, en fonction de la vitesse v de l'air et du diamètre aérodynamique médian massique d_{amm} des aérosols.

INTRODUCTION

Dans les différents secteurs industriels où sont implantés des dispositifs de filtration, leur colmatage par des particules est une donnée fondamentale car elle conditionne la durée de vie des filtres. Ces filtres sont le plus souvent constitués de fibres entremêlées dont les caractéristiques (nature, diamètre, compacité) diffèrent selon les applications et influencent fortement le colmatage ; la caractérisation de ce colmatage passe par la détermination de l'évolution de la perte de charge ΔP en fonction de la masse d'aérosols déposés par unité de surface de filtration m_s .

Le large domaine de conditions opératoires relatives aux caractéristiques du médium filtrant lui-même, de l'écoulement d'air et des particules à filtrer entraîne encore de nos jours un manque de données et, de ce fait, rend difficile la modélisation du colmatage. De plus, les données actuellement disponibles dans la littérature sur le sujet donnent des influences de la vitesse de filtration différentes selon les auteurs, chacun d'eux ayant travaillé dans des domaines opératoires limités.

Les gammes de la vitesse de filtration v et du diamètre de particules d_{amm} prises en compte dans notre étude sont respectivement de 2 à 20 cm.s^{-1} , et de 0,18 à 5,3 μm ; les média testés du type moyenne efficacité diffèrent essentiellement entre eux de par la nature de leurs fibres (cellulose ou verre).

1. Généralités sur le colmatage des filtres plans

En raison de la complexité des phénomènes mis en jeu, aucun auteur n'a proposé de modèles théoriques de colmatage qualifiés quelles que soient les caractéristiques des filtres, celles des particules et les conditions aérauliques. En ce qui concerne les modèles physiques, ils dérivent généralement des lois relatives aux filtres vierges :

$$\Delta P_o = \mu v L_f F \quad (1),$$

où μ représente la viscosité dynamique du fluide (Pa.s), v la vitesse de filtration ($m.s^{-1}$), L_f la longueur des fibres constitutives du filtre par unité de surface (m^{-1}) et F le coefficient de frottement.

L'un des modèles les plus utilisés est celui de Davies [1], lequel conduit en régime laminaire à l'expression finale de ΔP_o :

$$\Delta P_o = 16 \mu v e \alpha_f^{3/2} (1 + 56 \alpha_f^3) / r_f^2 \quad (2),$$

où e représente l'épaisseur du médium filtrant (m), α_f la compacité du médium filtrant et r_f le rayon des fibres (m).

Deux mécanismes décrivent habituellement le colmatage des filtres : la filtration en profondeur et la filtration en surface.

> Filtration en profondeur

Le milieu filtrant est souvent assimilé à un mélange de deux filtres : l'un est constitué de fibres vierges et l'autre de fibres formées à partir des particules déposées (modèle de dendrites), chaque partie ayant ses paramètres propres.

Parmi les études menées, certaines ont mis en évidence le caractère hétérogène du dépôt en profondeur. Une approche différentielle assimilant le filtre à une succession de tranches élémentaires dont les caractéristiques varient en fonction du temps, a été mise au point par Letourneau et al. [2], puis améliorée par Thomas et Pénicot [3] en combinant deux modèles :

- un modèle intégrant un profil de pénétration des particules au sein du médium,
- le modèle de Bergman [2] pour l'obtention de la perte de charge de chaque tranche.

> Filtration en surface

Cette approche suppose que les particules se déposent à la surface du filtre. Ainsi, la perte de charge du filtre est la somme de la perte de charge du filtre vierge et de celle due à la formation du gâteau à la surface du filtre. Le modèle le plus connu repris dans les travaux de Thomas et Pénicot est celui de Novick [3] ; la perte de charge propre au gâteau ΔP_g se met sous la forme $\Delta P_g = k_2 v m_s$, avec :

$$k_2 = \frac{h_k a_{gp}^2 \alpha_g \mu}{C_c (1 - \alpha_g)^3 \rho_p} \quad (3)$$

où h_k représente la constante de Kozeny, a_{gp} la surface spécifique des particules (m^{-1}), α_g la compacité du gâteau, ρ_p la masse volumique des particules ($kg.m^{-3}$) et C_c le coefficient de correction de Cunningham.

Si les différents auteurs s'accordent à décrire le colmatage d'un filtre en fonction de ces deux mécanismes, l'influence de la vitesse de filtration diffère selon les travaux de l'un ou l'autre. Ainsi, par exemple :

- ✎ selon Pénicot, le rapport $\frac{\Delta P}{\Delta P_0} = f(m_s)$ est indépendant de v ; l'auteur a travaillé avec des médias à base de fibres de verre, des aérosols de d_{amm} compris entre 0,2 et 0,4 μm , et des vitesses comprises entre 1 et 50 cm.s^{-1} ;
- ✎ selon Cheng et Tsai [4], pour une masse m_s donnée, le rapport $\frac{\Delta P}{\Delta P_0}$ augmente si v augmente ; il ne précise pas la nature du médium filtrant testé, mais travaille dans une gamme de d_{amm} comprise entre 2,5 et 6,3 μm , et des vitesses comprises entre 1 et 9 cm.s^{-1} .

2. Banc d'essais de colmatage et conditions opératoires

2.1. Banc d'essais et instrumentation associée

Une vue du banc d'essais utilisé durant nos travaux est donnée sur la figure 1 ; ce banc comprend :

- ✎ une partie dédiée à la production d'aérosols, laquelle est réalisée à l'aide d'un générateur d'uranine (cas des aérosols submicroniques), ou d'un générateur à brosse tournante (cas des aérosols supermicroniques) ;
- ✎ une partie correspondant à une veine aéraulique principale dans laquelle sont émis les aérosols ; le débit d'air à l'intérieur du conduit est fixé soit par le générateur d'uranine, soit par une pompe à air de dilution ; le conduit est dimensionné afin que la concentration d'aérosols devienne homogène ;
- ✎ une partie qui correspond à une gaine de prélèvement isocinétique amenant l'aérosol sur le filtre dont on étudie le colmatage. Le débit de filtration est assuré par un col sonique qui permet donc de maintenir une vitesse d'air constante sur l'élément à tester ; en aval de cet élément est positionné un filtre à Très Haute Efficacité (THE) afin de déterminer, si besoin, l'efficacité massique du médium testé. La perte de charge du médium filtrant est mesurée au cours du colmatage à l'aide d'un manomètre.

2.2. Conditions opératoires

Le tableau 1 résume les principales caractéristiques des essais réalisés sur les médias filtrants testés qui sont les deux des médias du type moyenne efficacité de compacité (0,12) et diamètre de fibres (13 μm) voisins ; l'un désigné par MFC correspond à un médium en fibres de cellulose ayant suivi un traitement spécifique à l'industrie automobile ; l'autre désigné par MFV est constitué de fibres de verre.

Tableau 1 : Caractéristiques des essais

Aérosol	d_{amm} (μm) Ecart-type σ_g	Médium MFC v (cm.s^{-1})	Médium MFV v (cm.s^{-1})
Uranine	0,18 $\sigma_g = 1,6$	2	
		9	
		20	
Emeri	2 $\sigma_g = 2,2$	2	2
		6	9
		9	20
		20	
Emeri	5,3 $\sigma_g = 2,4$	2	
		9	
		20	

Afin de minimiser les erreurs, chacun des points d'une courbe est obtenu suite à un essai de colmatage sur un échantillon relatif au type de médium testé ; la masse d'aérosols m_s correspondant à une perte de charge ΔP donnée résulte d'analyses fluorimétriques (cas de l'uranine) ou pondérales (cas de l'émeri) réalisées sur l'échantillon.

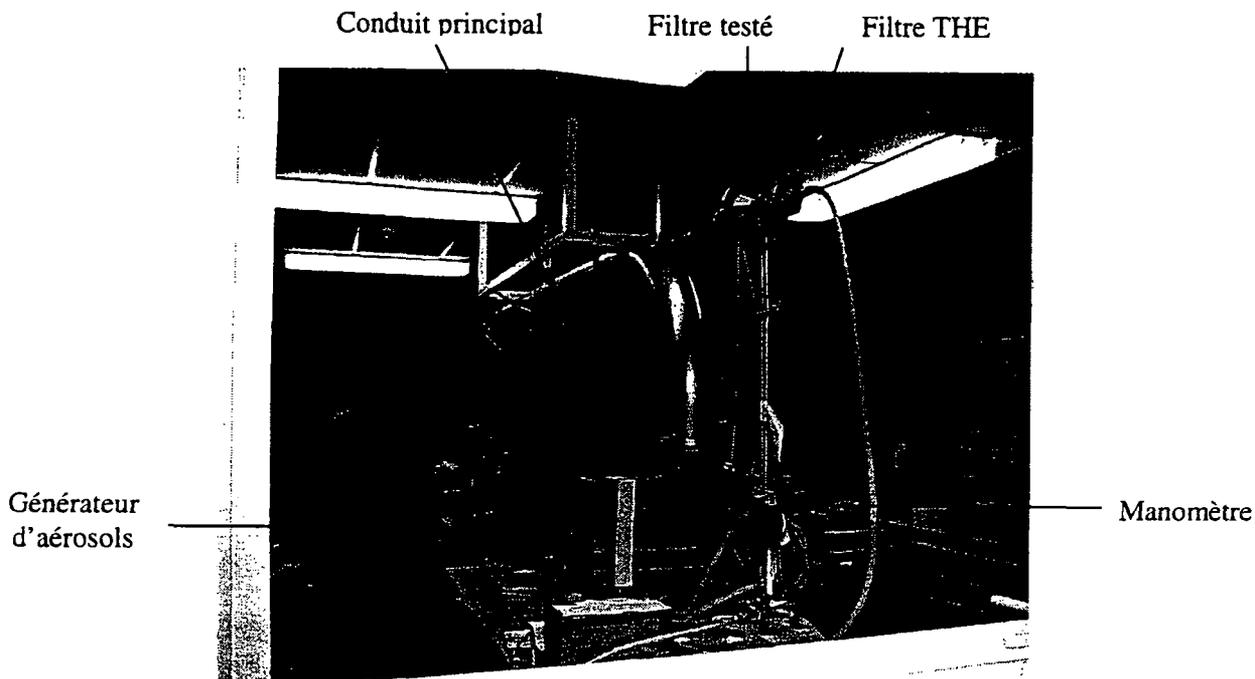


Figure 1 : Vue du banc d'essais

3. Résultats

3.1. Cas du médium à base de fibres de cellulose

La figure 2 illustre l'influence de la vitesse de filtration sur la dynamique de colmatage du médium MFC par des aérosols solides de $2 \mu\text{m}$.

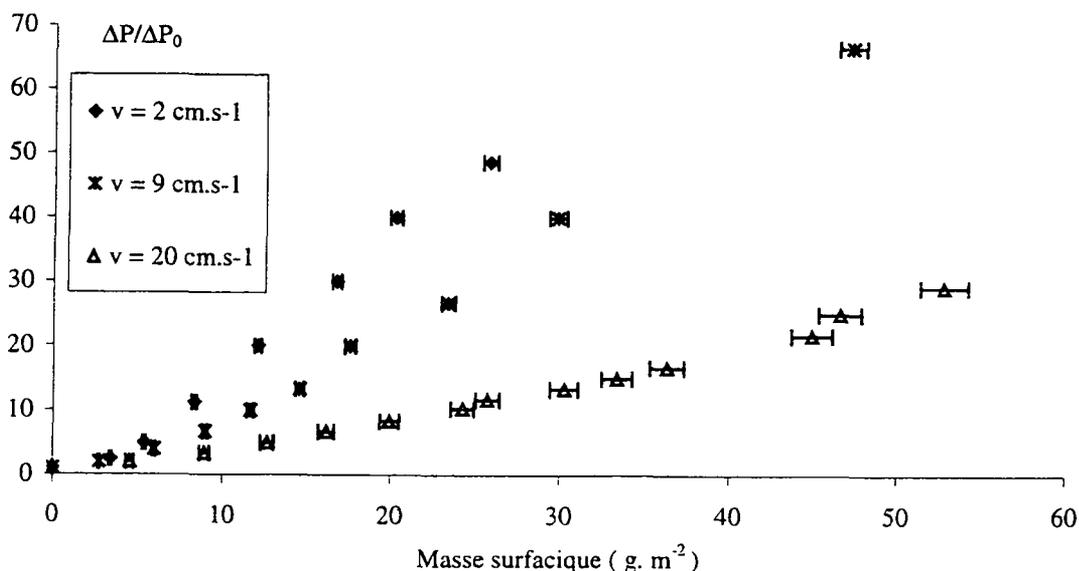


Figure 2 : Influence de v sur le colmatage du médium MFC par des aérosols de $2 \mu\text{m}$

On observe une nette influence de la vitesse de filtration au-delà d'une masse d'aérosols déposés supérieure à environ 5 g.m^{-2} , soit dans le domaine de la filtration en surface. Plus la vitesse diminue, plus le rapport $\frac{\Delta P}{\Delta P_0}$ est important pour une masse donnée ; quel que soit le diamètre de l'aérosol, on

retrouve la même influence de la vitesse de filtration. Signalons que, conformément aux connaissances acquises en matière de colmatage, les résultats (non exposés dans le cadre de cette communication) obtenus avec les aérosols de $0,18$ et $5,3 \mu\text{m}$ confirment qu'un aérosol est d'autant plus colmatant que son diamètre est faible, en raison d'une surface spécifique plus importante.

3.2. Cas du médium à base de fibres de verre

La figure 3 présente les résultats obtenus pour le médium à base de fibres de verre colmaté par les aérosols de $2 \mu\text{m}$, à différentes vitesses.

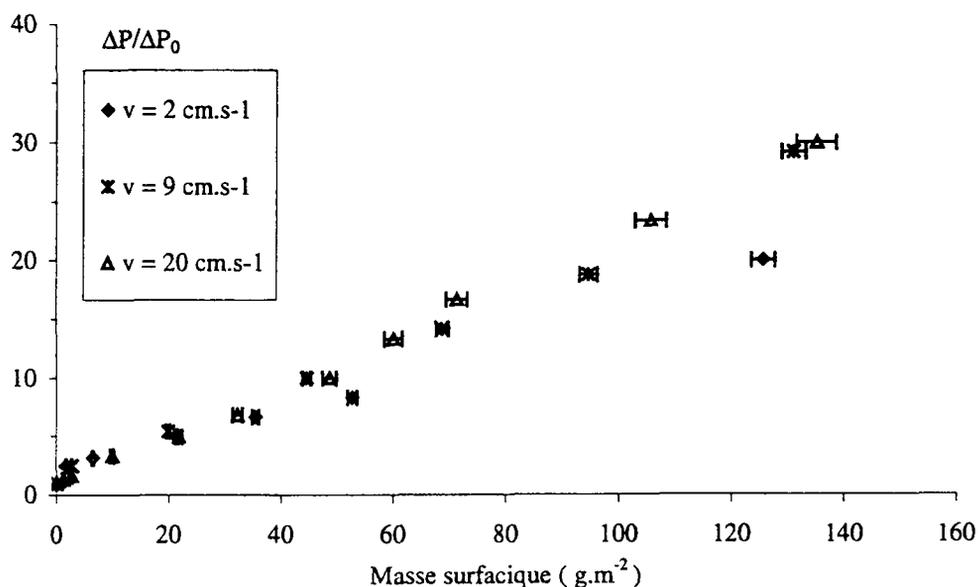


Figure 3 : Influence de v sur le colmatage du médium MFV

Contrairement aux résultats obtenus pour le médium à base de fibres de cellulose, l'évolution du rapport $\frac{\Delta P}{\Delta P_0}$ en fonction de la masse d'aérosols déposés est indépendante de la vitesse de filtration pour le médium moyenne efficacité à base de fibres de verre ; ce dernier résultat rejoint les conclusions de Pénicot relatives au colmatage des médias THE à base de fibres de verre, par des aérosols submicroniques.

La nature de la fibre est donc prépondérante dans l'arrangement des particules sur le médium filtrant ; des observations microscopiques amélioreraient vraisemblablement la compréhension des phénomènes.

3.3 Modélisation du colmatage en surface

Seule la modélisation du colmatage en surface nous intéresse dans le cadre de cette communication. Dans un premier temps, il convient de déterminer expérimentalement la compacité α_g du gâteau. Pour cela, on suppose que la perte de charge due au gâteau suit la relation (3) de Novick ; pour une vitesse et un diamètre de particules donnés, la pente de la droite expérimentale $\Delta P = f(m_g)$ relative à la seconde phase du colmatage permet d'accéder à la valeur de la compacité α_g . Les valeurs de α_g obtenues en fonction de d_{min} et v sont données sur la figure 4, en ce qui concerne le médium de type automobile.

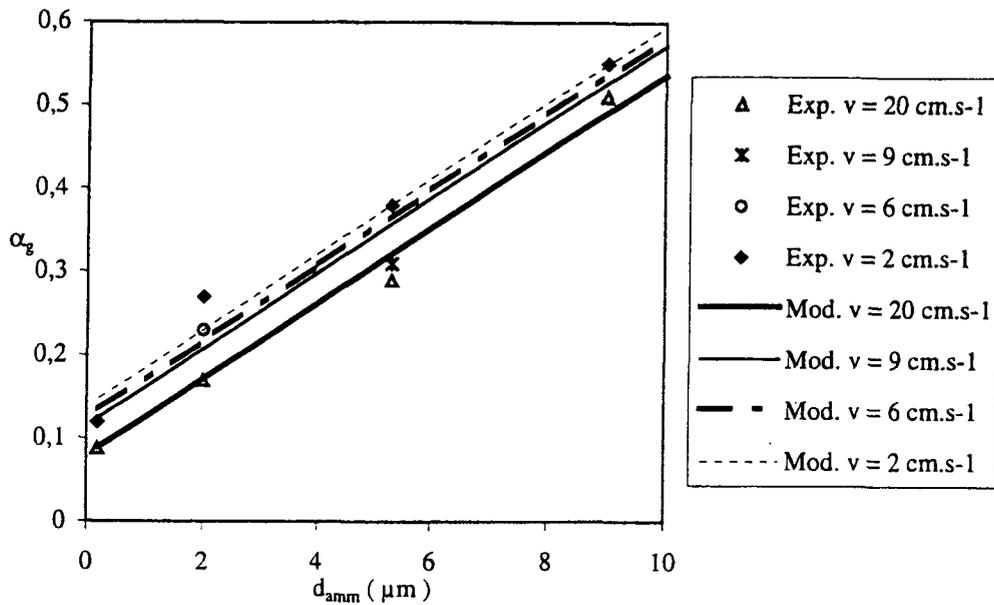


Figure 4 : Compacité du gâteau dans le cas du médium MFC

La compacité α_g du gâteau relative au médium MFC est donc une fonction croissante de d_{amm} et décroissante de v ; pour ce type de médium filtrant, la relation empirique obtenue est :

$$\alpha_g = 0,145 + 4,5 \cdot 10^{-2} d_{amm} (\mu m) - 3,3 \cdot 10^{-3} v (\text{cm.s}^{-1}) \quad (4)$$

Cette relation est ensuite injectée dans la loi générale de Novick, pour calculer l'évolution $\Delta P = f(m_s)$. La comparaison expérience/modèle est représentée figure 5. On observe que le modèle décrit correctement la réalité expérimentale à partir d'une masse d'aérosols déposés W_T correspondant à la zone de transition entre la filtration en profondeur et la filtration en surface ; W_T augmente avec la vitesse et avec le diamètre des particules.

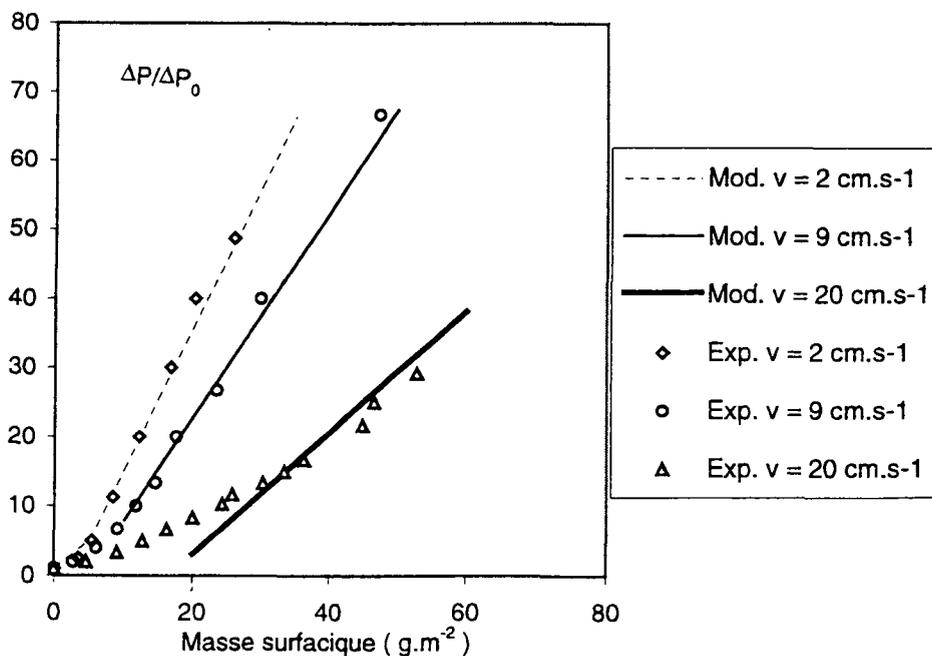


Figure 5 : Comparaison expérience/modèle dans le cas du médium MFC ($d_{amm} = 5 \mu m$)

4. Conclusion

La vitesse de filtration associée à la nature du médium filtrant joue un rôle fondamental dans l'évolution de la perte de charge d'un filtre durant son colmatage. Dans la gamme de vitesses (2 à 20 cm.s⁻¹) étudiée, le rapport de la perte de charge du filtre colmaté sur la perte de charge initiale, est d'autant plus grand que la vitesse de filtration est faible, dans le cas du médium à base de fibres de cellulose testé ; cela est vraisemblablement dû à l'arrangement des particules déposées à la surface du filtre. Dans le cas d'un médium à base de fibres de verre, on n'observe pas d'influence de la vitesse sur l'évolution du rapport $\frac{\Delta P}{\Delta P_0}$. Les résultats présentés permettent d'enrichir les connaissances sur le colmatage d'un médium filtrant, sujet qui demande encore beaucoup d'efforts expérimentaux afin d'être mieux maîtrisé, puis modélisé.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] C.N. Davies (1973). Air filtration, Academic Press London, New York.
- [2] P. Letourneau, V. Renaudin, J. Vendel (1992). Effects of the particle penetration inside the filter medium on the HEPA filter pressure drop. 22th DOE Nuclear Air Cleaning Conference, Denver.
- [3] P. Pénicot (1992). Etude de la performance de filtres à fibres lors de la filtration d'aérosols liquides ou solides submicroniques. Thèse de l'Institut National Polytechnique de Nancy.
- [4] Y.H. Cheng, C.J. Tsai. Factors influencing pressure drop through a dust cake during filtration (1998). Aerosol Science and Technology 29 : 315-328.

AMELIORATION DE L'EFFICACITE DE FILTRATION D'UN CYCLONE-ECHANGEUR PAR REFRIGERATION DE SES SURFACES INTERNES

Richard CAETANO⁺⁺, André DONNOT⁺, Marie-Odile RIGO⁺

⁺Laboratoire d'Etudes et de Recherches sur le Matériau Bois,
Université Henri Poincaré - Nancy I, BP 239, 54506 Vandoeuvre Cedex

⁺⁺Air Eco Concept, 5 rue Robert Schuman, 54850 Messein

INTRODUCTION

La séparation cyclonique est une méthode très utilisée comme étage de préfiltration dans de multiples applications industrielles. Les différents types de cyclones ont donné lieu à de nombreuses publications et l'optimisation de ces appareils semble donc atteinte.

Cependant, les performances de ces systèmes atteignent leur limite lorsque les particules présentent un diamètre inférieur à quelques microns.

Pour augmenter leur efficacité, certaines techniques telles que l'association d'une pulvérisation de liquide laveur (scrubbing) sont couramment préconisées [1]. L'amélioration du système est indéniable mais génère un effluent liquide en grande quantité qu'il faut ensuite traiter. Pour parer à cette lourde et coûteuse opération, nous avons décidé de créer des films d'eau par condensation, dans le corps même du cyclone, de la vapeur d'eau contenue dans le gaz à épurer. Si cette technique est efficace, la quantité d'effluent liquide sera minimisée par rapport à une pulvérisation.

Nous avons donc participé à la conception et à l'étude d'un prototype de cyclone échangeur dans lequel l'air humide à épurer entre en contact avec des surfaces refroidies (Fig.1) formant des films et gouttelettes de condensation qui tendent à traverser l'espace annulaire du cyclone. Les films humides formés sur les surfaces des serpentins et sur la paroi périphérique diminuent le réenvol des particules, améliorant ainsi la rétention. Si la quantité condensée est suffisante, elle permet le lavage permanent de l'appareil et facilite la collecte des particules piégées.

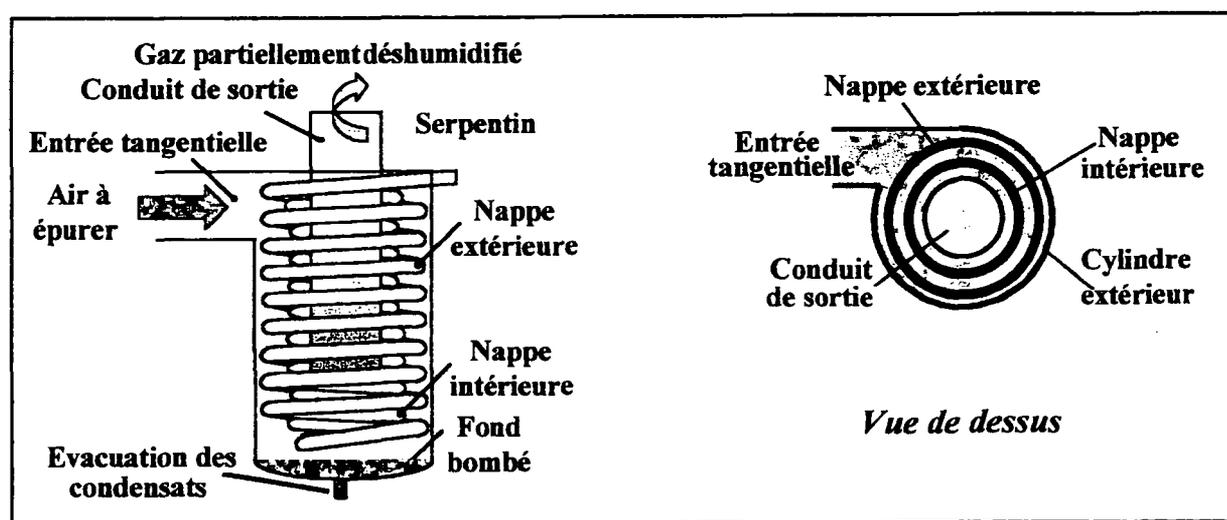


Figure 1: Echangeur cyclone Aireco[®]

Après avoir présenté le principe de l'échangeur Aireco[®], nous étudions l'influence de plusieurs paramètres sur l'efficacité de filtration: quantité de vapeur condensée, position et taille des surfaces réfrigérées, humidité relative et débit nominal de l'air. L'efficacité fractionnaire est atteinte par des mesures de concentration particulaire en amont et en aval du dispositif.

PRINCIPE DE L'ECHANGEUR AIRECO[®]

L'air pollué qui entre dans l'échangeur est souvent à une température de rosée comprise entre 10 et 20°C. Par refroidissement au moyen de deux serpentins, séparés de 1 cm, placés dans l'espace annulaire du cyclone dont la température de paroi est maintenue en dessous de la température de rosée de l'air, il devient possible de condenser la vapeur d'eau (Fig. 2). A la sortie du cyclone, l'air a perdu une partie de sa quantité initiale d'eau. L'appareil se comporte alors comme un déshumidificateur [2].

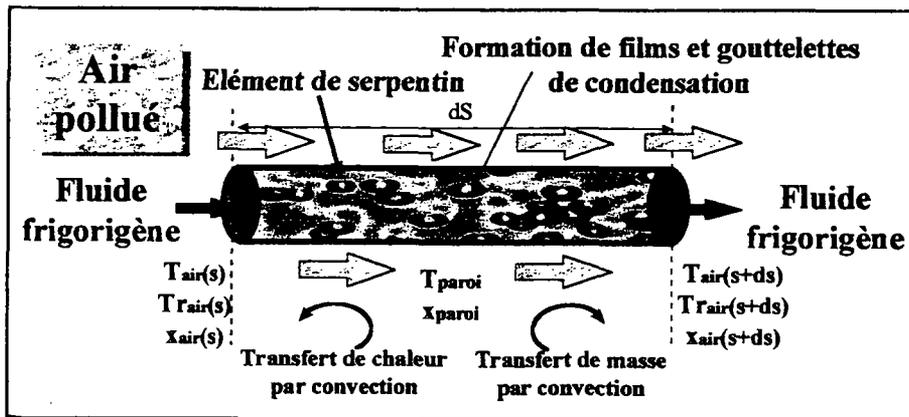


Figure 2: Formation de films et gouttelettes de condensation à la surface des serpentins

PROCEDURE EXPERIMENTALE

L'air entrant dans le cyclone est réglé en débit ($\pm 2,5\%$), température ($\pm 0,2\text{ °C}$), température de rosée ($\pm 0,2\text{ °C}$) et teneur en particules ($\pm 5\%$). Le débit nominal d'air utilisé ici s'étend de 250 à 750 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$, ce qui correspond à des vitesses débitantes de 3,7 à 11,2 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ et des valeurs du nombre de Reynolds de $3\cdot 10^4$ à 10^5 dans la conduite d'entrée. L'aérosol testé est une poudre d'alumine dont le spectre granulométrique s'étend géométriquement de 5,2 à 16,5 μm .

Nous déterminons l'efficacité de filtration suivant la norme AFNOR X 44061: 1992 [3].

Pour cela, nous utilisons deux compteurs optiques de particules (Malvern APC 300). L'un est équipé avec une électrovanne permettant une mesure différentielle amont/aval. Le second est utilisé en tant que compteur témoin pour contrôler la régularité de la concentration en particules. Nous devons ajouter que chaque résultat présenté est la moyenne d'au minimum 20 couples de valeurs amont/aval, ceci pour atteindre une bonne reproductibilité des résultats avec un écart type variant de 10%, pour les plus fines particules, à 0,5 % pour les plus grosses.

ETUDE EXPERIMENTALE DU PROCEDE AIRECO[®]

Influence du recouvrement surfacique des films humides

Nous avons observé, qu'en fonction du débit d'eau condensé, l'épaisseur du film liquide varie à la surface des serpentins. Lorsque l'hygrométrie relative augmente, il devient possible de

condenser un flux d'eau de telle façon qu'une épaisseur limite soit atteinte et que le film s'arrache de la surface des serpentins, créant des gouttelettes qui sont transportées par l'air en mouvement. Lorsque ces gouttelettes impactent sur la surface périphérique, elles forment un film tombant qui participe alors à l'amélioration du piégeage. Sur les serpentins, en raison de l'échange de chaleur permanent, le film se régénère continûment, assurant une concentration régulière en gouttelettes dans le cyclone. L'humidité sur les surfaces piégeantes du cyclone empêche le réenvol des particules [4] aussi nous avons voulu montrer l'action de l'humidification de chacune de ces parois sur l'efficacité de filtration de l'échangeur.

Sur la figure 3, nous avons reporté l'amélioration de l'efficacité de filtration entraînée par la présence du film de condensation sur les serpentins.

Les essais, effectués pour des hygrométries relatives de 50 et 70 %, et un débit d'air de 500 m³h⁻¹, montrent des efficacités fractionnaires équivalentes malgré un débit de condensat multiplié par près de 4 (18.10⁻⁵ et 66.10⁻⁵ kg.s⁻¹). Nous avons observé que la quantité de liquide formée sur les serpentins est insuffisante pour humidifier significativement la paroi extérieure du cyclone. Nous pouvons donc considérer que seule la surface des serpentins est recouverte de liquide. La surface piégeante est ainsi de 2 m².

Nous avons effectué des essais dans des conditions permettant d'arracher le film des serpentins (hygrométrie relative de 90 %) mais les difficultés techniques liées au comptage de particules dans une atmosphère proche de la saturation ont empêché la mesure de l'efficacité de piégeage (réenvol de gouttelettes et condensation dans les lignes de prélèvement).

Pour nous affranchir de cette contrainte, nous avons travaillé en atmosphère moins humide (hygrométrie relative de l'ordre de 70 %) pour créer les films liquides sur les serpentins et avons appliqué un film de glycérine sur la paroi périphérique, le film de glycérine ayant une action piégeante identique à celle d'un film d'eau [4]. La figure 4 met en évidence l'amélioration de la filtration générée par la présence d'un film par rapport à celle du cyclone sec et montre que les serpentins sont un peu moins performants que l'ensemble des surfaces. Alors que l'accroissement de l'efficacité par le revêtement des serpentins varie de 1,04 à 1,26, le facteur multiplicatif est de 1,3 à 1,8 grâce à l'humidification de toutes les surfaces.

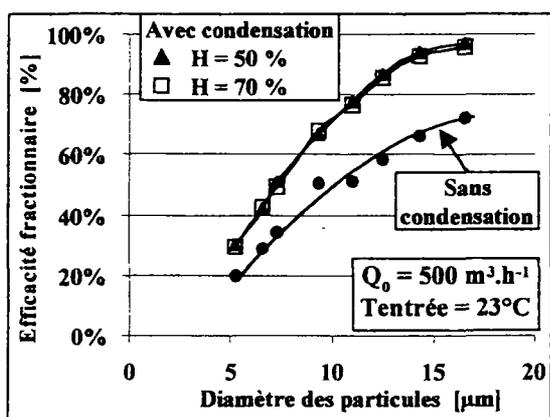


Figure 3: Influence de la condensation sur l'efficacité de filtration

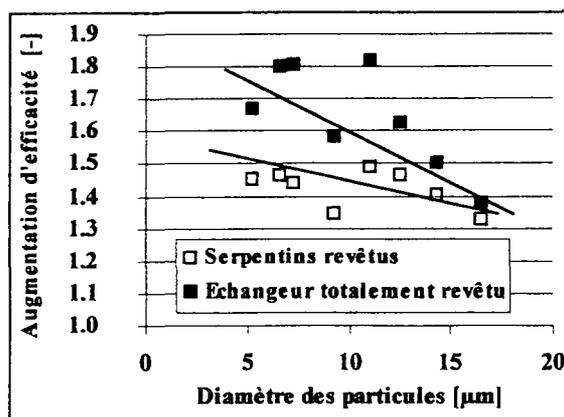


Figure 4: Augmentation de l'efficacité par revêtement des parois

Influence de la position de la surface refroidie

Afin de pouvoir comparer les efficacités obtenues, nous avons pratiqué les tests de condensation en essayant de reproduire une hygrométrie absolue identique pour tous les essais. Ainsi, cette hygrométrie absolue moyenne sur l'ensemble des essais est de 13,8 g d'eau / kg d'air sec (Te = 23°C, Tre = 19°C, H = 80 %) avec un écart inférieur à 10 %. Les débits et température

d'entrée du fluide frigorigène sont également maintenus constants: 1400 l.h^{-1} et $2,3^\circ\text{C}$.

Nous avons alternativement alimenté en liquide frigorigère le serpentín intérieur (Sint) -qui représente 44% de la surface totale des serpentins-, le serpentín extérieur (Sext) -qui représente 56% de la surface totale-, puis les deux nappes (2S) en utilisant comme ligne de base la configuration non refroidie (Sec). Les résultats de ces mesures sont compilés sur la figure 5.

D'un point de vue général, pour les trois débits testés, $250, 500$ et $750 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$, il ressort que la condensation sur l'un ou l'autre des serpentins permet d'améliorer l'efficacité de filtration en comparaison avec l'échangeur "sec". La configuration à deux serpentins humidifiés est, bien sûr, celle qui donne les meilleures performances.

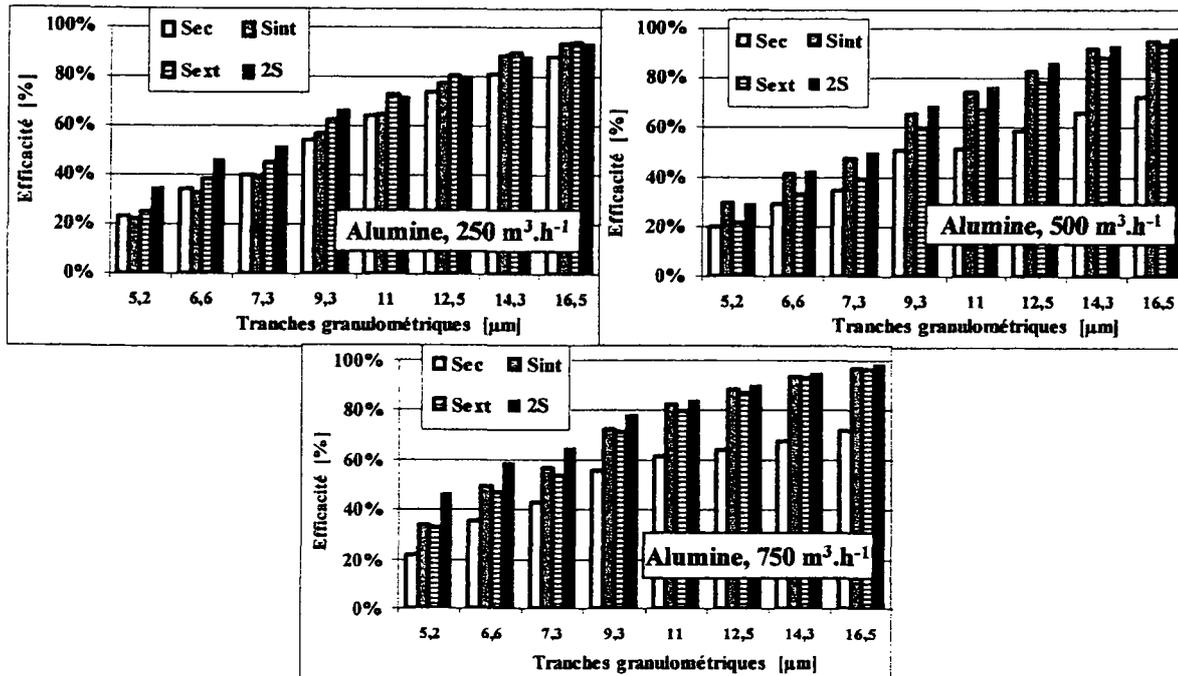


Figure 5: Evolution fractionnaire de l'efficacité de filtration en fonction des surfaces refroidies et du débit d'air

a) Echangeur "sec"

En configuration "sèche", l'élimination des particules supérieures à $12 \mu\text{m}$ est favorisée par le plus faible débit d'air. Cette diminution des vitesses dans l'échangeur augmente le rapport du poids des particules sur la valeur de la force de traînée qu'elles subissent. Ainsi les forces aérodynamiques du gaz ne suffisent pas à inverser le sens de l'écoulement de ces particules qui restent piégées dans le système.

b) Echangeur "Sint" ou Echangeur "Sext"

Bien que la surface du serpentín intérieur soit inférieure de 20% à celle de son homologue extérieur, le refroidissement de l'un ou l'autre des serpentins ne modifie pas de manière significative le piégeage, les écarts étant en moyenne de 3,6 %, ce qui, au regard des incertitudes de comptages et de procédure, peut être considéré comme négligeable.

c) Echangeur "2S"

En configuration "2S", l'évolution qualitative et quantitative du piégeage, en fonction du débit, est similaire à la configuration précédente malgré un doublement de la surface humidifiée.

A $250 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, l'utilisation de deux serpentins simultanément refroidis permet, pour les particules inférieures à $7 \mu\text{m}$ d'améliorer le piégeage de 10 % par rapport à une configuration où un seul serpentin est refroidi. Cet avantage tombe à 6 % pour la tranche $[7-9 \mu\text{m}]$ puis devient proche de 0 pour les particules supérieures à $9 \mu\text{m}$.

- A $500 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, l'accroissement du taux d'élimination de particules n'excède pas 5 %, voire s'avère négligeable, sur l'ensemble du spectre granulométrique.

- A $750 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, les particules inférieures à $9 \mu\text{m}$ bénéficient d'une filtration améliorée de 13 à 6 %, alors qu'aucune augmentation nette n'est enregistrée sur les autres tailles.

Ces constatations, corrélées à celle du paragraphe précédent, soulignent que la migration des particules dans la phase gazeuse est le phénomène qui limite le piégeage. Ainsi, l'amélioration de la filtration apparaît plutôt dépendante de la distance entre les serpentins que de leur longueur.

Evaluation de l'efficacité gravimétrique calculée à partir des efficacités fractionnaires

Nous avons calculé l'efficacité gravimétrique de piégeage (Fig. 6) à partir des efficacités fractionnaires et de la distribution granulométrique de l'aérosol testé.

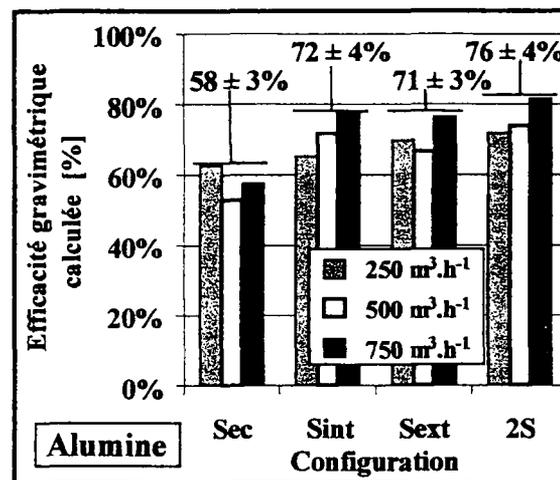


Figure 6: Evaluation de l'efficacité gravimétrique à partir des efficacités fractionnaires

La logique de fonctionnement est respectée: l'efficacité de piégeage croît quand le nombre de surfaces refroidies augmente. A l'instar des remarques précédentes relatives à l'utilisation simultanée des deux nappes de serpentins, nous voyons qu'en fonction des critères de filtration recherchée et de l'aérosol testé, il pourra être intéressant de limiter la dépense énergétique tout en atteignant des performances proches des possibilités maximales de l'appareil.

Sur les courbes, nous avons indiqué la valeur moyenne, pour une configuration fixée, de l'efficacité quand le débit varie. Cet élément est particulièrement intéressant car dans de nombreux procédés industriels, il n'est pas rare que le débit d'effluents produits fluctue dans le temps suivant les conditions de fonctionnement. Nous voyons ainsi que la variation d'un facteur 3 du débit ne modifie pas exceptionnellement les performances de l'échangeur garantissant ainsi une bonne régularité du piégeage au cours du temps.

CONCLUSION

Au cours de ce travail consacré à l'épuration d'effluents gazeux particulaires, nous avons décrit l'étude expérimentale des performances de l'échangeur Aireco® en terme de piégeage de particules.

Nous avons vu que ce moyen original d'épuration de gaz pollués, par humidification des surfaces internes, présente de bonnes performances même si une fraction seulement des surfaces internes est recouverte par les gouttelettes d'eau condensée. Nous montrons que le débit de condensat n'est pas primordial tant que les surfaces d'échange restent humides. Dans les conditions de mouillage partiel, l'augmentation de la vitesse débitante est aussi montrée comme étant un facteur d'augmentation de la filtration par accroissement de la séparation inertielle.

Dans la configuration optimale d'échange thermique, donc celle qui permet d'obtenir le meilleur débit de condensation, les diamètres optiques de coupure ont pu être réduits de moitié pour atteindre la valeur moyenne de 7 μm , voire 6 μm quand le débit d'air atteint 750 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

Nous avons vu que dans certaines situations, il est possible, énergétiquement parlant, de limiter l'échange thermique à une seule nappe de serpentins sans altérer grandement les performances atteintes. Cette configuration pourra être intéressante lors de l'élimination primaire de polluants grossiers ou rejetés à l'extérieur de locaux et qui ne nécessite pas de traitement particulier comme le refroidissement ou la déshumidification.

A l'inverse, dans l'hypothèse du traitement d'aérosols "fins", nous aurons intérêt à travailler en atmosphère fortement condensée tout en augmentant la vitesse d'entrée.

Il conviendra donc d'adopter le meilleur compromis en fonction du cas d'étude posé.

Le transfert et la validation des résultats obtenus vers des applications concrètes montrent que le système Aireco® considéré comme épurateur d'air offre des perspectives intéressantes dans le domaine du piégeage de particules microniques, polluants particulièrement nocifs pour la santé [5,6]. Les performances sont particulièrement importantes dans le domaine du recyclage de l'air, notamment au regard des nouvelles spécifications normatives, ce qui permet de référencer l'Aireco® parmi les équipements performants de traitement de l'air.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] F. Ebert, H. Büttner, "Recent investigations with nozzle scrubbers", Powder Technology, vol.86, Issue 1, pp. 31-36, 1996.
- [2] R. Caetano, A. Donnot, M.O. Rigo, "Etude expérimentale du piégeage de particules par déshumidification cyclonique", Congrès Français de Thermique SFT 99, pp. 631-636, 1999.
- [3] AFNOR X44-061:1992, "Méthode d'essai de filtres à air utilisés en ventilation générale".
- [4] R. Caetano, A. Donnot, M.O. Rigo, "Experimental study of cyclonic gas/particles separation on coated surfaces", in Proceedings of 2nd International Symposium on Two-Phase Flow Modelling and experimentation, Pisa, pp. 1689-1696, 1999.
- [5] R. Caetano, "Caractérisation et modélisation de l'efficacité de filtration d'un échangeur cyclone", Thèse de doctorat, Université Nancy I, 2000.
- [6] J.C. Weber, R. Caetano, A. Donnot, M.O. Rigo, "Utilisation du système AIRECO® en tant que dévésiculeur et dépoussiéreur. Modularité du système.", EURODEUR 98-Congrès International sur les Polluants Atmosphériques Spécifiques, Paris, Vol. 3, 1998.

Lasers pulsés et aérosols.

L. Méès, G. Gouesbet et G. Gréhan.

Laboratoire d'Energétique des Systèmes et Procédés
UMR 6614 CORIA, CNRS- Université et INSA de Rouen.
BP 08, 76131 Mont Saint Aignan cedex

Résumé : Cet article est dédié à la présentation des premières prédictions numériques issues d'une description rigoureuse de la diffusion d'une impulsion Laser (arbitrairement brève et arbitrairement focalisée) par une particule sphérique.

1) Introduction

La création, la modification ou la caractérisation d'aérosols évoquent le plus souvent l'usage de la lumière, et plus particulièrement l'usage de la lumière issue d'un laser. Une description détaillée de l'interaction entre lumière et aérosol est donc nécessaire.

L'outil le plus rigoureux pour décrire l'interaction entre une onde électromagnétique d'extension infinie (onde plane) et une particule sphérique est la théorie de Lorenz-Mie. Cette théorie a été étendue à la prise en compte d'un éclairage non uniforme de la particule afin de pouvoir décrire la diffusion d'un faisceau laser focalisé par un objet de taille quelconque [1].

Cependant, ces approches supposent que le rayonnement incident soit continu, c'est-à-dire infiniment long devant les temps caractéristiques de l'interaction lumière/diffuseur. Cette hypothèse, parfaitement vérifiée dans de nombreuses configurations expérimentales, n'est plus valable lorsque l'on utilise des lasers pulsés. En effet, le temps de traversée d'une goutte d'eau de 100 μm par un pulse de 100 fs ($1\text{fs}=10^{-15}\text{ s}$) est d'environ 400 fs et les modes résonants dans une particule de 7 μm ont des temps caractéristiques allant jusqu'à la nanoseconde. Ces temps caractéristiques sont largement supérieurs aux durées des pulses issus de certains lasers modernes, en particulier des lasers dits femtosecondes dont les pulses ont une durée comprise entre 50 et 100 fs pour les lasers commerciaux.

Dans cet article, nous décrivons la diffusion d'un pulse laser de 100 fs par une goutte d'eau de 100 μm . Nous présenterons brièvement, dans la section 2, une théorie de Lorenz-Mie généralisée pour les lasers pulsés. Dans la section 3, nous décrirons la lumière rétro-diffusée par une goutte d'eau de 100 μm , éclairée par un pulse de 100 fs. Dans la section 4, nous présenterons des diagrammes complets de diffusion, résolus en temps, et l'extension spatiale de l'onde incidente représentera une onde plane ou un faisceau focalisé. Dans la section 5, nous considérerons le cas d'un détecteur non résolu en temps avant de conclure dans la section 6.

¹ La durée d'une impulsion est définie comme une largeur à $1/e^2$ du champ. A une impulsion de 100 fs ainsi définie, correspond une impulsion d'environ 70 fs en intensité et une longueur associée d'environ 20 μm .

2) Principe des calculs

La diffusion d'un pulse laser par une particule a fait l'objet de quelques publications [2, 3, 4] auxquelles notre travail fait suite. Les grandes lignes de notre formalisme sont les suivantes [5].

Le champ électromagnétique incident en un point \mathbf{r} de l'espace est écrit sous la forme :

$$X_i(\mathbf{r}, \tau) = X_0 X_i^s(\mathbf{r}) \exp(2i\pi\nu_0\tau)g(\tau) \quad (2.1)$$

où X vaut pour \mathbf{E} (champ électrique) ou \mathbf{H} (champ magnétique), i désigne une des composantes du champ dans le système de coordonnées associé à la particule diffusante, $X_i^s(\mathbf{r})$ est le support spatial du pulse, ν_0 est sa fréquence porteuse, $g(\tau)$ est son enveloppe temporelle, et τ est un temps translaté ($\tau = t - z/c$, où t est le temps, z la coordonnée le long de l'axe de propagation du faisceau et c la vitesse de la lumière dans le vide). Si la transformée de Fourier de $g(\tau)$ s'écrit $G(\nu)$ et si la réponse de la particule à un éclairage continu $X_0 X_i^s(\mathbf{r}) \exp(2i\pi\nu\tau)$ s'écrit $X_i^{cw}(\mathbf{r}, \nu)$, la réponse de la particule au pulse s'écrit [5] :

$$X_i^p(\mathbf{r}, t) = \overline{F^{-1}} \left[G(\nu - \nu_0) X_i^{cw}(\mathbf{r}, \nu) \right] \quad (2.2)$$

où $\overline{F^{-1}}$ désigne la transformée de Fourier inverse avec t comme variable conjuguée de ν (et non pas τ). Selon ce principe, de nouveaux programmes de calcul ont été développés. Les programmes de TLMG continues interviennent dans le calcul de $X_i^{cw}(\mathbf{r}, \nu)$ et permettent de considérer différentes formes de particules et de calculer les champs diffusés (champs lointains ou champs proches) ou les champs internes. Dans cet article, seuls des résultats correspondant aux champs diffusés lointains seront discutés.

3) Diffusion à 180° d'un pulse par une goutte d'eau.

Selon la durée du pulse incident Δt (de longueur associée $\Delta t \times c$), les propriétés de diffusion seront différentes. En effet, pour une longueur de pulse très supérieure aux dimensions de la particule diffusante et à la longueur d'onde porteuse, l'éclairage peut être considéré comme continu et monochromatique. Quand la longueur du pulse devient de l'ordre de grandeur des dimensions du diffuseur mais reste largement supérieure à la longueur d'onde porteuse, l'éclairage est quasi-monochromatique, mais les différents modes de diffusion sont séparés temporellement. Enfin, quand la longueur de l'onde porteuse n'est plus négligeable devant la longueur du pulse, ce dernier n'est plus monochromatique.

Nous nous plaçons ici dans une configuration où la longueur du pulse incident est inférieure au diamètre du diffuseur. La figure 1 présente la lumière rétrodiffusée (son intensité) en fonction du temps. Le temps $t=0$ correspond à un parcours de référence de la lumière. Ce parcours est défini comme allant jusqu'au centre de la particule puis gagnant le point de calcul, sans interaction avec la particule. Les temps positifs (négatifs) correspondent à des événements en avance (en retard) par rapport au temps de référence $t=0$. Le diffuseur est une goutte d'eau d'un diamètre de 100 μm et d'indice de réfraction complexe $m=1.33 - ki$ où le paramètre k prend différentes valeurs faisant ainsi varier l'absorption dans la goutte. La durée du pulse incident est 100 fs, et son extension spatiale est infinie (onde plane). Les courbes de la figure 1 présentent une série de pics d'intensité illustrant la séparation temporelle des modes de diffusion. Chaque pic présente une enveloppe gaussienne de 100 fs conforme à celle du pulse incident et on associe clairement chacun de ces pics à un mode de

diffusion. Le seul pic d'intensité pour un temps positif ($t=330$ fs) correspond à la lumière réfléchi par la particule dont le trajet optique est plus court que le trajet de référence. Le calcul de cette différence de trajet optique par des considérations d'optique géométrique permet de prédire la position de ce pic réfléchi sur l'axe temporel à 5 fs près. Tous les autres modes correspondent à des temps négatifs (trajet optique plus long que le trajet de référence). On a ainsi : la lumière réfléchi une fois à l'intérieur de la particule (un aller et retour dans la particule) en $t=-560$ fs (conforme aux prédictions géométriques), et la lumière qui orbite autour de la particule avant d'être rétro-diffusée, en $t=-635$ fs (un demi-tour), en $t=-1880$ fs (un tour et demi) et en $t=-3190$ fs (deux tours et demi).

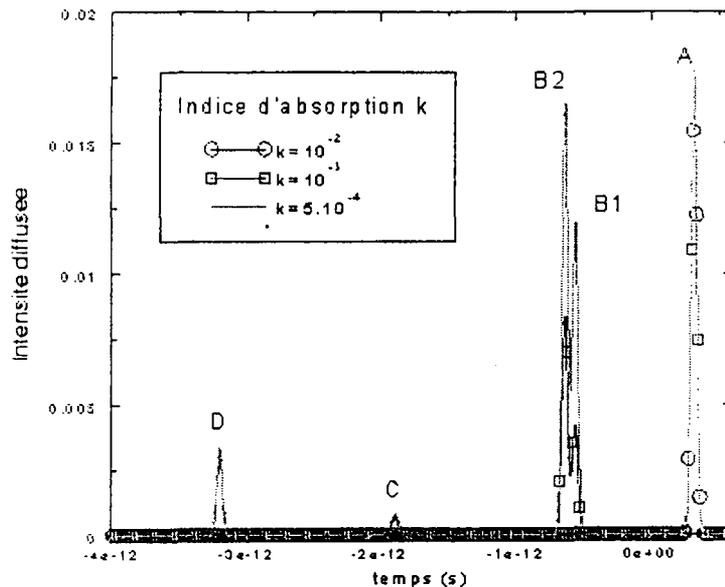


Figure 1 : Intensité rétro-diffusée en fonction du temps par une goutte d'eau de $100 \mu\text{m}$, éclairée par un pulse laser de 100 fs.

4) Diagrammes de diffusion résolus en temps.

A partir de calculs similaires pour des angles de diffusion de $\theta=0^\circ$ (direction de propagation de la lumière incidente) à $\theta=360^\circ$ ($\equiv 0^\circ$) par pas de 1° (la direction arrière est $\theta=180^\circ$), on construit des diagrammes de diffusion (intensité diffusée en fonction de l'angle θ) évoluant dans le temps. Les figures 2 à 5 présentent de tels diagrammes pour une goutte d'eau de $100 \mu\text{m}$ éclairée par un pulse de 100 fs, à différents temps. Pour construire ces diagrammes, les intensités diffusées en chaque point ont été intégrées sur un temps inférieur à la durée du pulse (20 fs)². C'est pourquoi nous parlons de diagrammes résolus en temps. Sur chaque diagramme, trois conditions d'éclairage différentes sont considérées : une onde plane (cercles), un faisceau focalisé de diamètre $2\omega_0=50\mu\text{m}$ centré sur la goutte (carrés), et un faisceau focalisé de diamètre $2\omega_0=50\mu\text{m}$ incident sur le bord de la particule (losanges). Sur les diagrammes de la figure 2 ; les temps sont positifs ; la lumière diffusée correspond donc à des trajets plus courts que le trajet de référence. Ainsi, pour $t=340$ fs (premier diagramme, fig.2a), on trouve la lumière réfléchi vers l'arrière ($\theta=180^\circ$) qui présente le trajet optique le plus court. On constate que ce mode de diffusion n'est pour l'essentiel présent que dans les cas de

² Une animation par pas de 10 fs peut être visualisée sur le site du laboratoire (www.coria.fr/lesp/femto).

l'onde plane et du faisceau focalisé centré sur la goutte. Pour le faisceau focalisé décentré, le centre de la particule n'est alors que très faiblement éclairé et la réflexion à 180° n'est pas significative. Pour des temps plus courts, on retrouve la lumière réfléchie à des angles s'éloignant de 180° , correspondant à des trajets optiques de plus en plus longs. A $t=200$ fs, on retrouve la lumière réfléchie aux alentours de $\theta=90^\circ$ et $\theta=270^\circ$ et la singularité à l'angle de Brewster ($\theta=78^\circ$, $\theta=282^\circ$). La lumière réfléchie à ces angles correspond à des impacts proches du bord de la particule. C'est pourquoi on n'observe pas de lumière réfléchie dans le cas du faisceau focalisé centré mais uniquement pour l'onde plane et pour le faisceau focalisé décentré (dans ce dernier cas, du côté du faisceau pour $\theta \approx 270^\circ$, et pas pour $\theta \approx 90^\circ$). A $t=100$ fs (fig.3a), on trouve la lumière réfléchie vers l'avant à $\theta=30^\circ$ et $\theta=330^\circ$. A $t=0$ fs, on trouve la lumière diffractée par la particule autour de $\theta=0^\circ \equiv 360^\circ$. Le trajet optique de la lumière diffractée correspond essentiellement au trajet de référence associé au temps $t=0$. On remarquera également que, pour un éclairage au bord de la particule, la diffraction n'est pas symétrique. D'autre part, pour le faisceau focalisé centré qui n'éclaire que très peu les bords, la diffraction est toujours présente. A $t=-100$ fs (fig.3c), la lumière diffusée correspond à un trajet optique plus long que le trajet de référence. Ce retard est ici dû à la traversée de la goutte pour la lumière réfractée vers $\theta=0^\circ \equiv 360^\circ$. A $t=-200$ fs et $t=-300$ fs (fig.4a et fig.4b), on retrouve la lumière réfractée à des angles s'éloignant de 0° , qui correspond à des impacts s'éloignant du centre de la goutte et à des trajets optiques plus longs. On observe toujours les différences relatives aux impacts de la lumière sur la goutte en comparant les 3 conditions d'éclairage. Pour le faisceau focalisé et décentré, on ne retrouve en effet la lumière réfractée que du côté opposé à celui de l'impact, c'est-à-dire pour θ compris entre 0° et 180° . Pour les temps suivants (fig.4c et fig.5), Les diagrammes laissent apparaître les modes de diffusion correspondant à des trajets optiques encore plus longs et, en particulier, la lumière subissant une ou plusieurs réflexions à l'intérieur de la particule (une réflexion interne pour $t=-500$ fs et $t=-600$ fs, fig.4c et fig.5a, deux réflexions internes pour $t=-800$ fs et $t=-900$ fs, fig.5b et fig.5c).

En définitive, la réponse d'une goutte d'eau éclairée par un pulse de 100 fs s'étale sur plus de 15 fois cette durée même en ne considérant que les principaux modes de diffusion (on ne s'arrête ici qu'à deux réflexions internes). Ce temps de réponse devient beaucoup plus important lorsque l'on considère des modes résonants qui correspondent à de nombreuses réflexions internes.

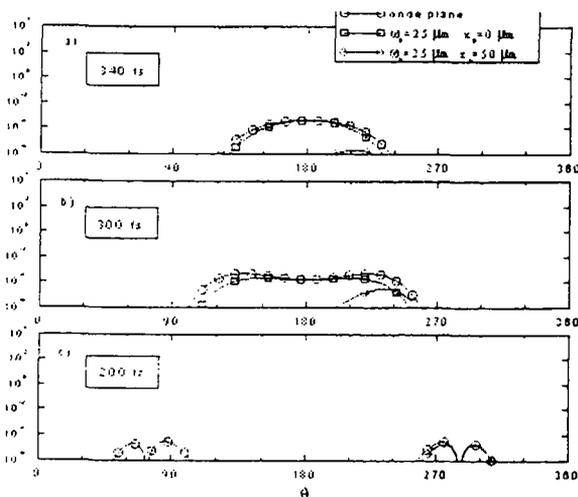


Figure 2. Premiers temps.

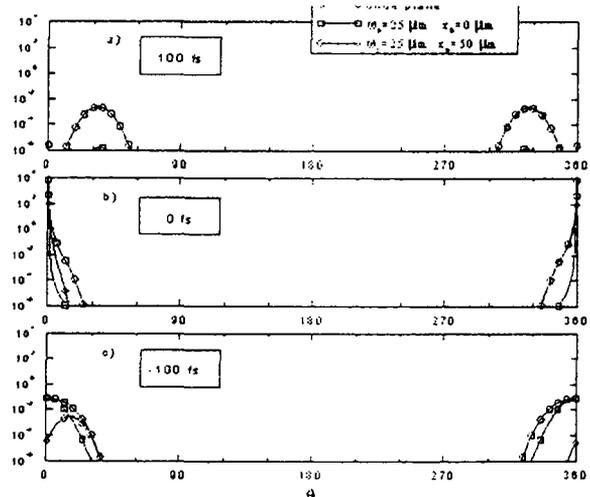


Figure 3. Autour du temps de référence.

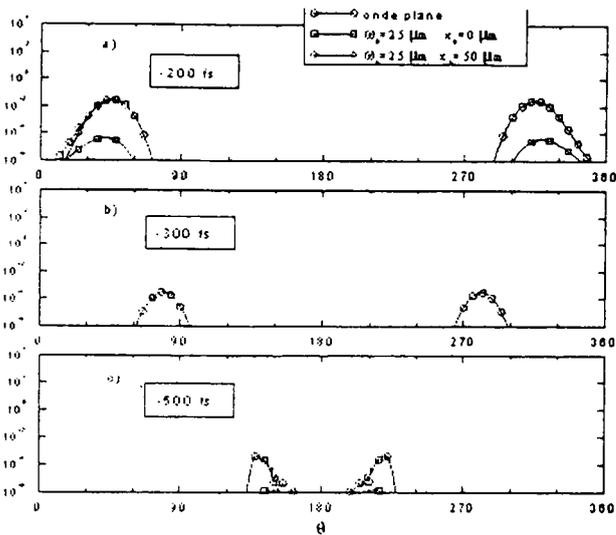


Figure 4. Réfraction et une réflexion internes.

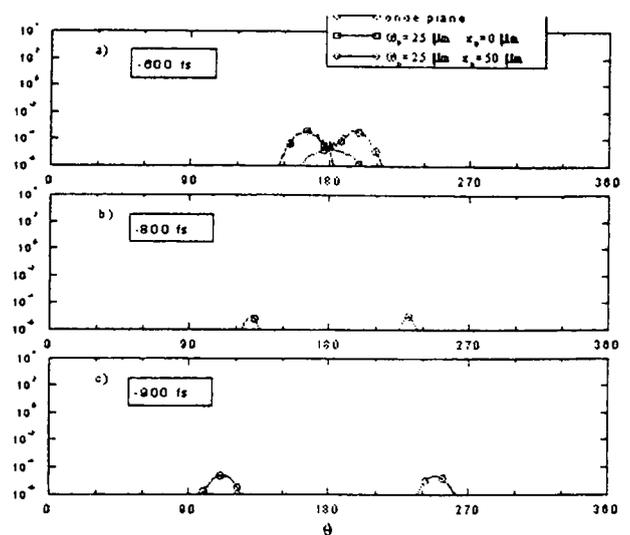


Figure 5. Réflexion(s) interne(s).

5) Diagrammes intégrés dans le temps

Dans la section précédente, les diagrammes de diffusion étaient résolus en temps. La détection ainsi simulée était alors intégrée sur un temps beaucoup plus court que la durée du pulse incident. Dans cette section, nous allons considérer le cas d'une détection non résolue en temps. La figure 6 représente les diagrammes de diffusion pour une goutte d'eau de 100 μm , l'un pour un éclairage pulsé et une intégration sur un temps très long devant la durée du pulse (qui simule une détection non résolue en temps), et l'autre pour un éclairage continu de même fréquence porteuse. Sur les deux diagrammes, l'ensemble des modes de diffusion est présent mais, si les différents modes interfèrent pour un éclairage continu, leurs intensités sont uniquement sommées dans le cas de l'éclairage pulsé. Si on regarde ce diagramme d'un peu plus près, on retrouve les premiers lobes de diffraction qui permettent une mesure directe de la taille de la particule, ainsi que les arc-en-ciel (sans interférence avec la réflexion) qui permettent de mesurer la taille et l'indice de réfraction (ou la température) de la particule diffusante [6].

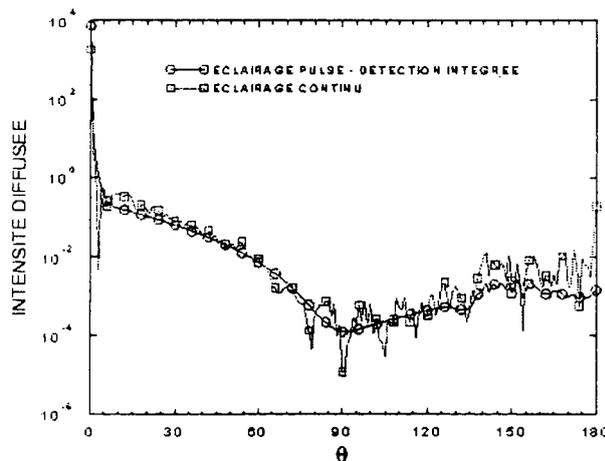


Figure 6 : Diagrammes de diffusion d'une goutte d'eau de 100 μm , pour un éclairage pulsé et une détection non résolue en temps et pour un éclairage continu et monochromatique (fréquence égale la fréquence porteuse du pulse).

6) Conclusion et perspectives

Nous avons développé une théorie rigoureuse de la diffusion élastique d'un pulse laser ou d'un train de pulses par des particules (onde plane ou faisceaux focalisés). Les premiers résultats numériques permettent d'envisager le développement de nouvelles techniques de mesure, notamment dans les écoulements diphasiques denses. Dans cette perspective, une étape suivante est l'implémentation des résultats obtenus pour une particule unique dans un code de diffusion multiple.

Par ailleurs, les pulses laser courts sont souvent associés à des puissances importantes qui pourront initier des effets non-linéaires. Ces derniers, s'ils sont largement exploités pour le diagnostic de phases gazeuses, sont beaucoup plus difficiles à maîtriser pour un milieu diphasique. Dès lors que le milieu est diphasique, les cavités optiques, constituées par les gouttelettes d'un aérosol ou d'un spray, vont présenter des champs internes complexes (modes résonants, gradients d'énergie importants) qui vont piloter la diffusion selon ces modes non-linéaires. Le calcul des champs internes à la particule dans le cadre de notre théorie rigoureuse fournira le squelette indispensable à la compréhension de ces effets, et permettra ainsi de développer de nouvelles techniques.

Références

- [1] G. Gouesbet and G. Gréhan. Generalized Lorenz-Mie theories, from past to future. Invited lecture to ICLASS 2000, Atomization and Sprays, 10(3-5) : 277-333, 2000.
- [2] D. Chowdhury, S. Hill, and P. Barber. Time dependence of internal intensity of a dielectric sphere on and near resonance. *J. Opt. Soc. Amer. A*, 9(8) : 1364-1373, 1992.
- [3] K. Shifrin and I. Zolotov. Quasi-stationary scattering of electromagnetic pulses by spherical particles. *Applied Optics*, 33(33) : 7798-7804, 1994.
- [4] K. Shifrin and I. Zolotov. Efficiencies for extinction and backscattering of a microwave pulse incident on water drops. *IEEE transactions on geoscience and remote sensing*, 33(2):509-511, 1995.
- [5] G. Gouesbet, and G. Gréhan. Generic formulation of a generalized Lorenz-Mie theory for a particle illuminated by laser pulses. Part. Part. Syst. Charact., to be published
- [6] X. Han, K. Ren, Z. Wu, F. Corbin, G. Gouesbet, and G. Gréhan. Characterization of initial disturbances in liquid jet by rainbow sizing. *Applied Optics*, 37(36):8498-8503, 1998.

ETUDE NUMERIQUE DU RAYONNEMENT THERMO-OPTIQUE D'UN NUAGE DE GOUTTELETTES D'EAU

Alain RIGUET, Philippe HERVE

Laboratoire d'Energétique et d'Economie d'Energie - Université Paris X
1, chemin Desvallières - 92410 - Ville d'avray - FRANCE

ABSTRACT : Numerical study of the thermo-optical radiation of a water droplets cloud

We model the emissivity of a cloud of particles, in the infra-red (1 to 15 μm). Our first study relates to spherical water droplets clouds. The temperature lies between 10°C and -30°C. The mass liquid water concentration varies from 0.1 to 3.4 g/m³. The granulometric distribution of the droplets is that of atmospheric water clouds. The complex index is the parameter characterizing the physicochemical nature of the particles constituting the cloud.

We use the theory of Mie to calculate the absorption of the particles within the cloud constituted of successive plans. Then we take account of the multiple diffusion : we calculate the indicatrix of first diffusion starting from the radiation emitted by all the surrounding particles. We make in the same way to calculate the indicatrix of second diffusion, and so on until diffused flow becomes negligible when one summons it with the others.

We consider an observer facing a cloud whose height and width are infinite. For each wavelength chosen, we add the flows emitted and multi-diffused by all the particles close to the border before cloud and trace the indicatrix of emission of the cloud in the direction of the observer placed in front of him. We find his indicatrix of monochromatic radiation.

The detectable quantity of energy grows with the thickness of the cloud ; the more significant it is, the more one notes an effect of smoothing on the curves without making disappear the lines characteristic of the complex index from water. Thus, the phenomenon of multiple diffusion seems considerable.

A laboratory apparatus must allow experimental measurements of the emission of clouds at the wavelengths defined by the theoretical study.

RESUME

Nous modélisons l'indicatrice d'émission d'un nuage de particules, dans l'infrarouge (1 à 15 μm). Notre première étude porte sur des nuages constitués de gouttelettes d'eau sphériques. La température est comprise entre -30 °C et 10 °C. La concentration massique d'eau liquide varie de 0.1 à 3.4 g/m³. La répartition granulométrique des gouttelettes est celle de nuages d'eau atmosphériques. L'indice complexe est le paramètre caractérisant la nature physico-chimique des particules constituant le nuage.

Nous utilisons la théorie de Mie pour calculer l'absorption des particules au sein du nuage décomposé en plans successifs. Puis nous tenons compte de la diffusion multiple : nous calculons l'indicatrice de première diffusion à partir du rayonnement émis par toutes les particules environnantes. Nous faisons de même pour calculer l'indicatrice de deuxième diffusion, et ainsi de suite jusqu'à ce que le flux diffusé devienne négligeable lorsqu'on le somme avec les autres.

Nous avons considéré un observateur faisant face à un nuage de hauteur et de largeur infinies. Pour chaque longueur d'onde choisie, on peut additionner les flux émis et multi-diffusés par toutes les particules proches de la frontière avant du nuage et tracer l'indicatrice d'émission du nuage en direction de l'observateur placé devant lui. Nous trouvons son indicatrice de rayonnement propre monochromatique.

La quantité d'énergie détectable croît avec l'épaisseur du nuage ; plus elle est importante, plus on constate un effet de lissage sur les courbes sans pour autant faire disparaître les raies caractéristiques de l'indice complexe de l'eau. Ainsi, le phénomène de diffusion multiple semble non négligeable.

Un appareil de laboratoire doit permettre des mesures expérimentales de l'émission de nuages aux longueurs d'onde définies par l'étude théorique.

Introduction

L'objectif à long terme est la possibilité technique de détecter de manière passive et à distance le rayonnement global thermo-optique d'un nuage atmosphérique et de prévoir s'il est en conditions givrantes ou non. La distance séparant le détecteur du brouillard est d'ordre kilométrique.

Nous nous intéressons ici au cas d'un brouillard composé uniquement de gouttelettes d'eau supposées de forme sphérique ; la température est comprise entre -30 °C et 10 °C . Lorsque la température est inférieure à 0 °C , l'eau est surfondue, c'est-à-dire à l'état liquide métastable.

La granulométrie des nuages situés à une altitude relativement haute ($> 2000\text{ m}$) est de l'ordre de 1 à $50\text{ }\mu\text{m}$ pour les gouttelettes d'eau. La concentration massique d'eau liquide varie de 0.1 à 3.4 g/m^3 .

Température, granulométrie et concentration sont trois paramètres caractérisant le nuage ; nous tiendrons compte ultérieurement de la phase et de la forme des particules pour un brouillard mixte : gouttelettes d'eau et / ou cristaux de glace.

Notre but est donc de déterminer ces paramètres à l'aide de mesures expérimentales dans l'infrarouge réalisées à plusieurs longueurs d'ondes adéquates. Le modèle présenté ici doit nous permettre de choisir le plus judicieusement ces longueurs d'ondes dans les bandes de transmission atmosphérique en modélisant le rayonnement propre du nuage.

Théorie de Mie

Nous nous intéressons à la propagation sous forme d'ondes électromagnétiques de l'énergie émise ou diffusée par une particule sphérique de rayon a dont les dimensions sont relativement voisines de la longueur d'onde λ ; le paramètre de taille est particulièrement important puisqu'il exprime ce rapport.

Soit α le paramètre de taille : $\alpha = 2\pi a / \lambda$

Une particule isolée a une émission propre et une diffusion sur l'angle solide entier tout autour d'elle. La théorie de Mie permet de déterminer les sections efficaces de diffusion σ_{diff} et d'absorption σ_{abs} , que l'on regroupe sous le terme de section efficace d'extinction :

$$\sigma_{\text{ext}} = \sigma_{\text{abs}} + \sigma_{\text{diff}}$$

Dans un repère de coordonnées sphériques, nous notons $F(\theta, \varphi)$ la proportion (adimensionnelle) de flux d'énergie diffusée dans la direction (θ, φ) par rapport à la quantité d'énergie incidente. La section efficace de diffusion est obtenue à partir de F par la relation suivante, avec k le nombre d'onde incidente :

$$\sigma_{\text{diff}}(\theta, \varphi) = F(\theta, \varphi) / k^2 \quad (\text{en m}^2 / \text{sr})$$

On peut intégrer cette quantité sur l'angle solide de diffusion :

$$\sigma_{\text{diff}} = \int \sigma_{\text{diff}}(\theta, \varphi) d\Omega \quad (\text{en m}^2)$$

Normé par la section géométrique apparente, on obtient le facteur d'efficacité de diffusion :

$$Q_{\text{diff}} = \sigma_{\text{diff}} / \sigma_{\text{geom}} \quad (\text{sans unité})$$

Considérons une particule A recevant un flux monochromatique Φ_0 (en $W / \mu m$) : l'intensité monochromatique I_{dif} diffusée dans la direction (θ, φ) , à la distance r de A, est :

$$I_{dif} = \Phi_0 * F(\theta, \varphi) / (kr)^2 \quad (\text{en } W / \mu m / sr)$$

Cette intensité diffusée peut elle-même se diriger vers une autre particule B : on intègre alors I_{dif} sur l'angle solide défini par B de manière à retrouver un flux monochromatique (en $W / \mu m$) qui va jouer le rôle de Φ_0 incident décrit ci-dessus.

Ce processus peut se répéter plusieurs fois et on parle alors de diffusion multiple.

On connaît la loi de Beer déterminant la transmission d'un flux Φ_0 traversant sur une longueur L un milieu contenant des particules diffusantes :

$\Phi / \Phi_0 = \exp(-L * \beta_{ext})$ avec β_{ext} le coefficient d'extinction du milieu (en m^{-1}) relié à la section efficace différentielle d'extinction σ_{ext} par la relation :

$\beta_{ext} = \int f(\alpha) * \sigma_{ext}(\alpha) d\alpha$ avec $f(\alpha)$ la proportion de particules de paramètre de taille α par unité de volume.

La loi de Beer est valable tant que la diffusion est cohérente, c'est-à-dire sans interaction entre les particules : la quantité $L * \beta_{ext}$ doit être très inférieure à 0.1 pour pouvoir négliger la diffusion multiple, ce qui n'est pas le cas dans la configuration des brouillards atmosphériques.

L'intensité émise par une particule de section efficace d'absorption σ_{abs} contenue dans le nuage peut se calculer ainsi, avec L^0 la loi de Planck :

$$I_{emiss} = L^0_{\lambda, T} * \sigma_{abs} = L^0_{\lambda, T} * Q_{abs} * \sigma_{geom}$$

Rappelons l'expression utilisant l'émissivité ϵ d'une surface S :

$$I_{emiss} = L^0_{\lambda, T} * \epsilon * S$$

Le facteur Q_{abs} est défini dans le cadre de la théorie de Mie, c'est-à-dire pour des longueurs d'ondes de dimensions voisines de celles des particules ; l'émissivité ϵ est définie dans le cadre de l'optique géométrique pour laquelle le rayon de courbure de la surface S est très supérieure à la longueur d'onde.

On peut cependant faire une analogie entre σ_{abs} et $\epsilon * S$: la section efficace d'absorption d'une particule est la surface géométrique émissive de cette particule si elle se comportait comme un corps noir.

Modélisation de la diffusion à l'intérieur du nuage et calcul de son émission propre

On considère un observateur faisant face à un nuage de hauteur et de largeur infinies. Le rayonnement d'une gouttelette noyée au sein de ce nuage est influencé par celui de toutes les autres l'entourant. Seules les gouttelettes placées au bord du nuage ont un rayonnement particulier dû à leur position. Un de nos objectifs est de trouver la profondeur optique du nuage.

Les particules du nuage situées le long de la frontière du côté de l'observateur sont influencées

* d'un côté par l'infinité de particules au sein du nuage, et ceci de la même façon qu'une particule située au centre du nuage,

* d'un autre côté par un nombre fini de particules situées entre elles et l'observateur.

Nous sommes alors amené à décomposer le nuage en plans successifs parallèles entre eux et perpendiculaires à la direction d'observation (fig. 1).

On peut faire l'hypothèse simplificatrice que toutes les gouttelettes situées sur un même plan ont un rôle identique dans le bilan radiatif du nuage. En effet, la largeur et la hauteur du nuage sont considérés comme infinis donc la position d'une gouttelette sur un plan importe peu : le modèle enregistre donc comme données les caractéristiques (diamètre, émission et diffusion suivant la direction dans l'espace, ...) d'une seule particule par plan.

La distance séparant les plans est calculée selon la concentration du nuage.

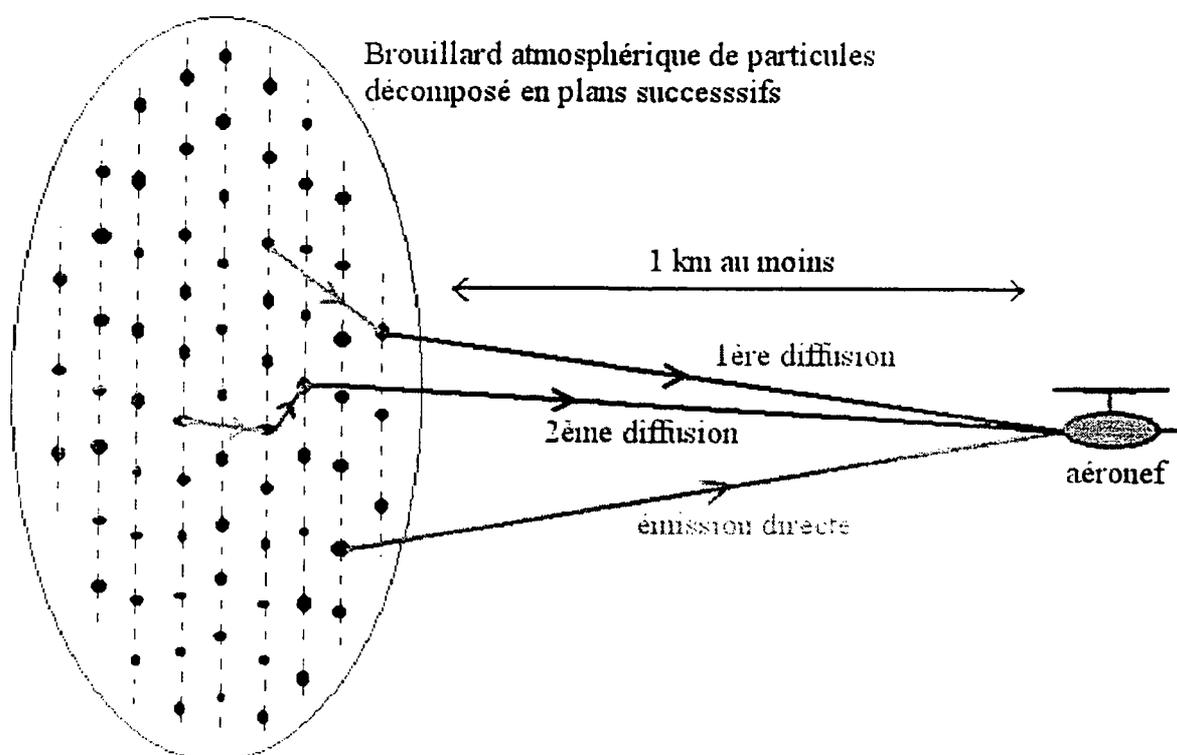


Fig. 1 - Décomposition du nuage en plans successifs et diffusion multiple.

Il faut dans un premier temps calculer l'émission, dans l'angle solide total, de chaque particule. Puis nous calculons, pour une particule d'un plan quelconque, l'indicatrice de première diffusion, à nouveau dans l'angle solide entier, à partir de ce qu'elle reçoit de l'émission de toutes les particules l'environnant.

Puis nous faisons de même pour calculer l'indicatrice de deuxième diffusion à partir de ce qu'elle reçoit de la première diffusion des particules autour d'elle. Et ainsi de suite jusqu'à ce que le flux diffusé pour la $n^{\text{ième}}$ fois devienne négligeable lorsqu'on le somme avec les autres.

Le dessin suivant (fig. 2) explique la méthode suivie pour calculer le rayonnement d'une particule en direction d'une autre : les gouttelettes 1, 2 et 3 sont situées sur trois plans différents qui ne sont pas nécessairement voisins. Lorsque la particule 1 émet, son rayonnement dans une direction peut être absorbé et diffusé par une particule 2', et dans une autre direction par une particule 3'. Dans ce cas, le modèle considère alors que les particules 2 et 3 ont reçu d'une particule 1' ces rayonnements incidents.

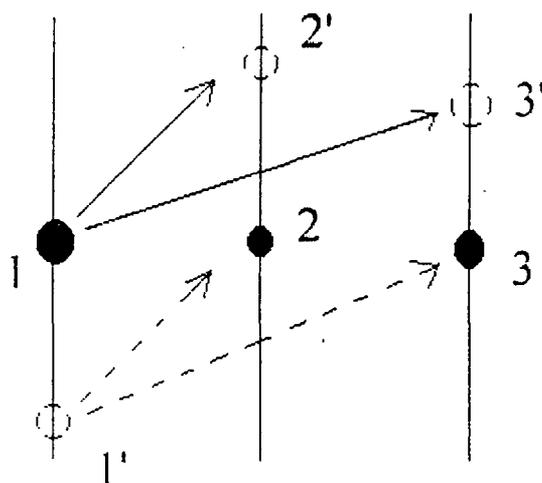


Fig. 2 - Modélisation d'une seule particule par plan.

La probabilité pour qu'un rayonnement directionnel soit absorbé et diffusé par une particule d'un plan est évalué en fonction de la surface d'extinction des particules.

Chaque flux radiatif est traité par le modèle comme un tableau de cinq colonnes : la longueur d'onde, le numéro du plan où se trouve la particule source ou visée, les deux paramètres de définition de la direction spatiale, le numéro de diffusion (0 correspondant à une émission).

Le diamètre des gouttelettes est pris de façon aléatoire suivant la granulométrie choisie.

Pour chaque plan, il est nécessaire de déterminer les indicatrices de diffusion et d'émission successivement dans un repère propre à la particule et dans le repère fixe lié à l'observateur.

Les cristaux de glace pourront être modélisés sous une forme axisymétrique plus générale et réaliste. L'axe de symétrie de ces cristaux sera orienté de manière aléatoire.

Résultats numériques

Pour chaque longueur d'onde de calcul (1 à 15 μm), on peut additionner les flux émis et multi-diffusés par toutes les particules jusqu'à ce que leur rayonnement sortant du nuage soit relativement négligeable. On en déduit la profondeur optique et on peut tracer l'indicatrice de rayonnement propre du nuage.

Les résultats présentés sur les figures 3 & 4 ont été obtenus avec les paramètres suivants, choisis dans la bibliographie : densité de 150 gouttelettes d'eau / cm³, granulométrie de rayon moyen 8 μm. La température est de -10 °C. La résolution angulaire est de 10°.

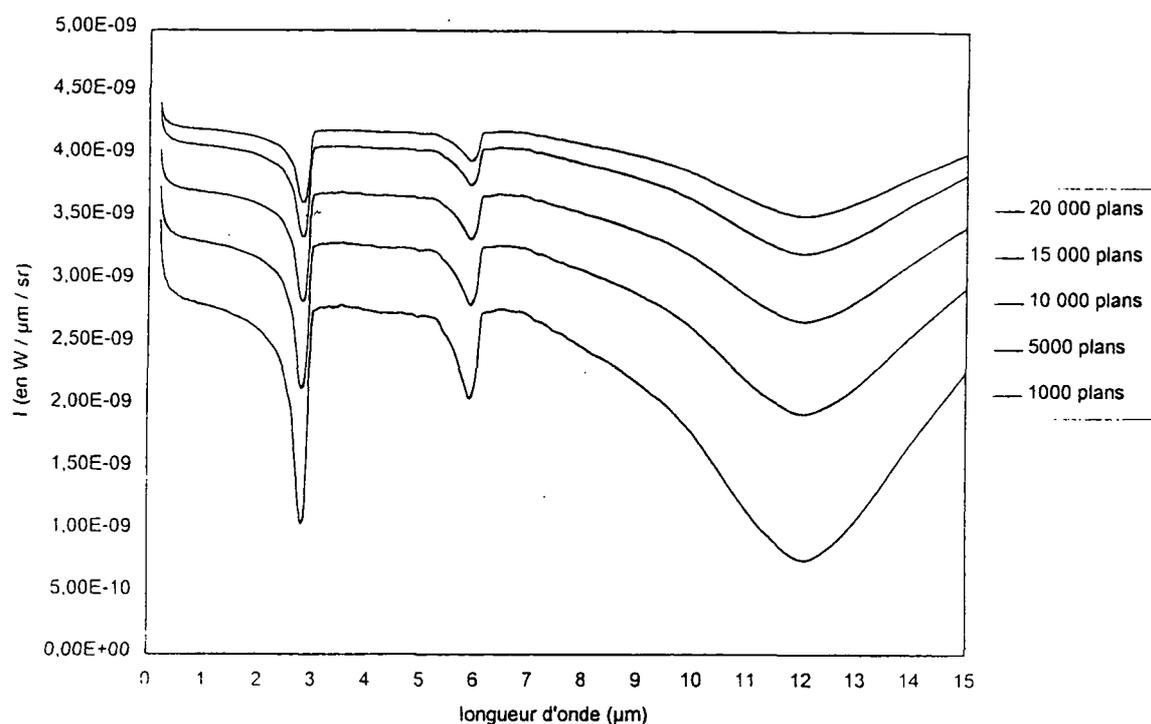


Fig. 3 - Intensité monochromatique émise par un nuage de gouttelettes d'eau.

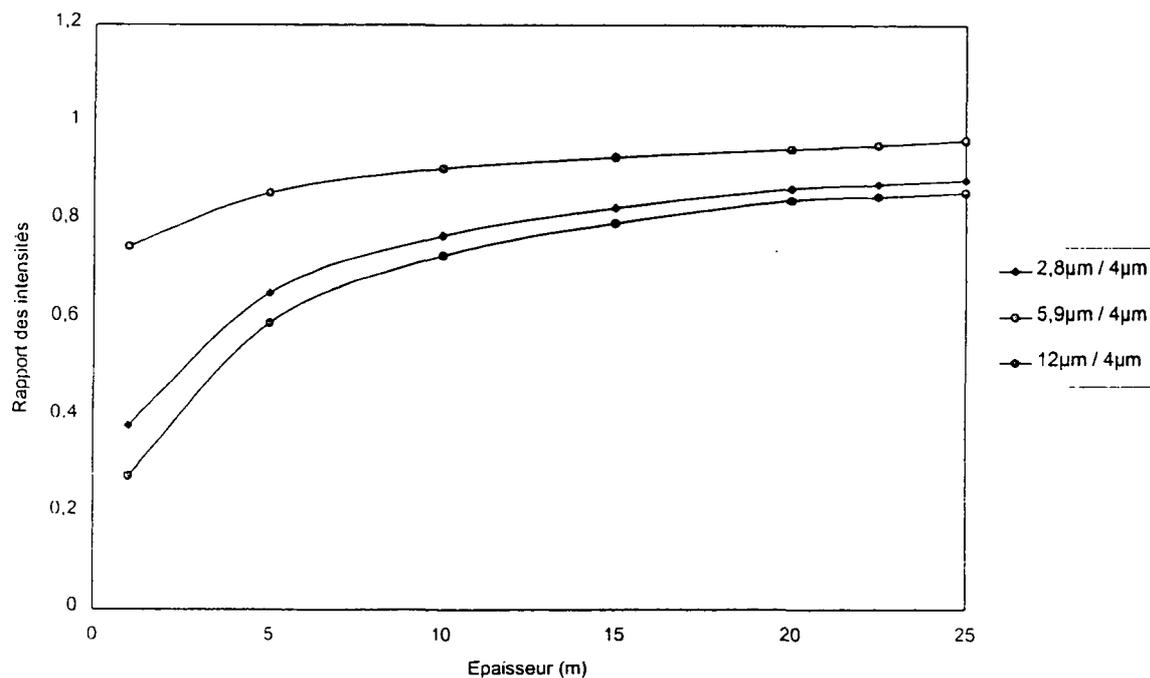


Fig. 4 - Rapport d'intensités monochromatiques émises par un nuage de gouttelettes d'eau en fonction de son épaisseur

On constate d'abord (fig. 3) que l'intensité est très faible (de l'ordre de 10^{-9} W/ $\mu\text{m}^2/\text{sr}$) sans doute à cause des pertes dues aux approximations numériques. Une résolution angulaire de l'ordre de 1° est nécessaire.

L'augmentation du nombre de plans dans le nuage correspond à un accroissement de sa profondeur jusqu'à environ 40 m. La quantité d'énergie détectable est plus grande, d'où un effet de lissage sur les courbes. Les raies caractéristiques de la partie réelle de l'indice complexe de l'eau ne disparaissent cependant pas.

Nous avons fait le rapport (fig. 4) des intensités aux longueurs d'ondes caractéristiques: 2,8 μm , 5,9 μm et 12 μm par rapport à 4 μm . L'objectif à court terme est de savoir si une profondeur infinie du nuage lui fera suivre la loi d'un corps noir ou non. Mais l'augmentation de l'épaisseur au-delà de 50 m pose actuellement des problèmes de convergence dans les calculs de diffusion multiple.

Conclusion et perspectives

Le modèle réalisé montre que les diffusions multiples lissent les spectres d'émission mais il reste de fortes différences relatives.

Nous cherchons actuellement à repousser les limites numériques de stockage des données et des calculs afin de viser plus profondément dans le nuage.

La sensibilité des paramètres du modèle (résolution angulaire, température, granulométrie, densité ...) doit être précisément évaluée.

La modélisation réalisée laisse la possibilité de compléter l'étude avec la prise en compte de la polarisation du rayonnement selon les particules diffusantes.

Nous étudions le procédé mathématique d'inversion à appliquer pour la détermination des paramètres du nuage à partir de la mesure expérimentale du rayonnement.

Une expérience de validation du modèle sur des nuages de petites dimensions est actuellement en cours de mise au point : nous créons un brouillard d'eau dans une enceinte refroidie à l'azote liquide et nous détectons son rayonnement propre avec une modulation référencée à un corps noir froid. Le procédé doit être appliqué plus tard sur un nuage de plus grand volume généré dans une soufflerie givrante.

Références

- * Light scattering by small particles - Van de Hulst - Dover publications, New York, 1981.
- * The scattering of light and other electromagnetic radiation - M. Kerker - Academic press, 1969.
- * Transfert radiatif dans les nuages de particules : application à la détection passive - Sophie Bednarczyk - Thèse, Université Paris X, 1994.
- * Generalized Lorenz-Mie theory and applications - G. Gouesbet - Part. part. syst. charact. 11 (1994) 22-34.
- * Probabilistic model of multiple light scattering based on rigorous computation of the first and the second moments of photon coordinates - V. G. Kolinko, F. M. de Mul, J. Greve, A. V. Priezhev - Applied optics, vol 35, N° 22, 1996.
- * Parametrization of the optical properties for water clouds in the infrared - T. H. Lindner, J. Li - American meteorological society, 2000.

EVOLUTION DES PETITS IONS EN AVAL D'UN NEUTRALISEUR, CONSEQUENCES SUR LA CHARGE ELECTRIQUE DE L'AEROSOL

F. GENSDARMES, J. MALET¹, D. BOULAUD¹, A. RENOUX²

¹ Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire, Département de Prévention et d'Etude des Accidents, Service d'Etudes et de Recherches en Aérocontamination et en Confinement, CEA/Saclay, Bat 389, 91191 Gif-sur-Yvette cedex, France.

² Université Paris XII, Laboratoire de Physique des Aérosols et de Transfert des Contaminations, Av. du Général de Gaulle, 94010 Créteil cedex, France.

INTRODUCTION

Les propriétés électriques d'un aérosol peuvent influencer notablement son transport et son évolution dans une enceinte (Clement et Harrison, 1990). Pour déterminer la distribution des charges électriques d'un aérosol en présence de petits ions bipolaires, la loi de Boltzmann est couramment utilisée ; elle représente un état globalement neutre de l'aérosol. Cependant, plusieurs études montrent que la charge moyenne d'un aérosol en présence d'ions bipolaires est négative (Pourprix, 1973), du fait de la mobilité importante des ions négatifs. En réalité, la charge moyenne d'un aérosol à l'état stationnaire s'exprime à l'aide de la relation 1 en fonction du rapport entre les mobilités électriques des ions positifs et négatifs, mais aussi en fonction du rapport entre leurs concentrations (Gunn, 1955).

$$J = \frac{1}{2 \cdot \lambda} \ln \left(\frac{\mu_+ \cdot n_+}{\mu_- \cdot n_-} \right) \quad \text{avec} \quad \lambda = \frac{e^2}{4\pi \cdot \epsilon_0 \cdot dp \cdot k \cdot T}, \quad (1)$$

où J représente la charge moyenne des particules (nombre de charges élémentaires), μ_+ et μ_- les mobilités électriques des ions respectivement positifs et négatifs ($\text{m}^2 \text{V}^{-1} \text{s}^{-1}$), n_+ et n_- les concentrations des ions positifs et négatifs (m^{-3}), dp le diamètre des particules (m), ϵ_0 la permittivité du vide ($8,85 \times 10^{-12} \text{ F m}^{-1}$), e la charge élémentaire ($1,6 \times 10^{-19} \text{ C}$), k la constante de Boltzmann ($1,38 \times 10^{-23} \text{ J K}^{-1}$) et T la température (K).

Lorsque des petits ions positifs et négatifs se trouvent en présence d'un aérosol fortement concentré ou bien à proximité d'une paroi, la diffusion plus rapide des ions négatifs sur les surfaces environnantes entraîne un déséquilibre entre leurs concentrations. Ce déséquilibre peut alors sensiblement modifier l'état de charge électrique de l'aérosol présent dans le milieu.

La compréhension de ces phénomènes est importante afin de qualifier l'efficacité de systèmes de neutralisation d'aérosols (Hoppel et Frick, 1990) ou bien d'évaluer l'importance d'effets locaux de nature géométrique sur les concentrations ioniques et sur la charge électrique d'un aérosol radioactif (Clement et Harrison, 2000 ; Gensdarmes, 2000).

L'objet de cette étude est de modéliser numériquement l'évolution des concentrations en ions positifs et négatifs dans un conduit d'échantillonnage en aval d'une source radioactive, puis de déterminer l'effet de cette évolution sur la charge électrique d'un aérosol.

Dans une première partie, nous présentons le modèle numérique établi, puis nous comparons les résultats avec des mesures expérimentales de concentrations ioniques. Dans une seconde partie, nous déterminons expérimentalement l'évolution de la charge électrique d'un aérosol en aval de la source d'ions. Nous déterminons également l'effet de la paroi du conduit d'échantillonnage sur la charge électrique moyenne de l'aérosol.

MODELE NUMERIQUE

Le transport des ions dans le conduit d'échantillonnage étudié est déterminé à l'aide des équations classiques suivantes :

$$\bar{V} \cdot \bar{J}^+ = q - \alpha \cdot n_+ \cdot n_- , \quad \bar{V} \cdot \bar{J}^- = q - \alpha \cdot n_+ \cdot n_- , \quad (2)$$

$$\text{avec } \bar{J}^\pm = -D_\pm \cdot \bar{V} n_\pm + \bar{V} \cdot n_\pm \pm \mu_\pm \cdot \bar{E} \cdot n_\pm , \quad (3)$$

où \bar{J}^\pm représente le flux d'ions positifs ou négatifs, q le taux de production des ions, n_\pm la concentration des ions positifs ou négatifs, D_\pm et μ_\pm respectivement le coefficient de diffusion et la mobilité électrique des ions positifs ou négatifs, \bar{V} la vitesse locale de l'écoulement et \bar{E} le champ électrique local créé par la charge d'espace.

Pour résoudre les équations précédentes, nous utilisons un code de calcul aux éléments finis (TRIO EF). Ce code permet de résoudre sur un maillage, les équations de transport des ions dans le conduit avec des termes sources et puits, ceci grâce à des opérateurs prédéfinis (Laplacien, divergent, gradient) (Magnaud et Goldstein, 1989).

Dans le conduit d'échantillonnage, le régime d'écoulement est laminaire et nous supposons que le profil des vitesses est parabolique. Par ailleurs, le terme source q est égal à zéro en aval de la zone ionisée, et les conditions aux limites du système sont : les concentrations à l'entrée du maillage sont égales aux valeurs des premiers points expérimentaux, et les concentrations sont nulles sur la paroi. Les valeurs des coefficients de recombinaison et de diffusion des ions sont prises d'après la littérature et sont respectivement : $\alpha=1,6 \times 10^{-12} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Bricard et Pradel, 1966) $D_+=3,55 \times 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ et $D_-=4,55 \times 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, les mobilités électriques des ions correspondant au coefficients de diffusions précédents sont $\mu_+=1,4 \times 10^{-4} \text{ m}^2 \text{ V}^{-1} \text{ s}^{-1}$ et $\mu_-=1,8 \times 10^{-4} \text{ m}^2 \text{ V}^{-1} \text{ s}^{-1}$. Dans cette étude, nous négligeons le terme de champ électrique dû à la présence d'une charge d'espace, la prise en compte de cet effet fera l'objet de calculs ultérieurs.

DISPOSITIFS EXPERIMENTAUX

Pour déterminer expérimentalement l'évolution des concentrations en ions positifs et négatifs en aval d'une source radioactive, nous avons réalisé le dispositif expérimental représenté sur la figure 1. Celui-ci se compose d'un tube métallique de 4 cm de diamètre dans lequel circule de l'air en écoulement laminaire. Une zone d'ionisation homogène est constituée à l'aide de 4 sources d'américium 241 d'une activité totale égale à 0,1 MBq, puis nous avons une zone d'évolution dont la longueur est variable (0 - 3,2 m). Finalement, un condensateur cylindrique couplé à un électromètre permet de mesurer distinctement les concentrations des ions positifs et négatifs (Gensdarmes, 2000). Pour ces mesures, le débit d'air dans le conduit est égal à 38,9 l/min et la vitesse moyenne de l'écoulement est égale à 0,516 m s⁻¹.

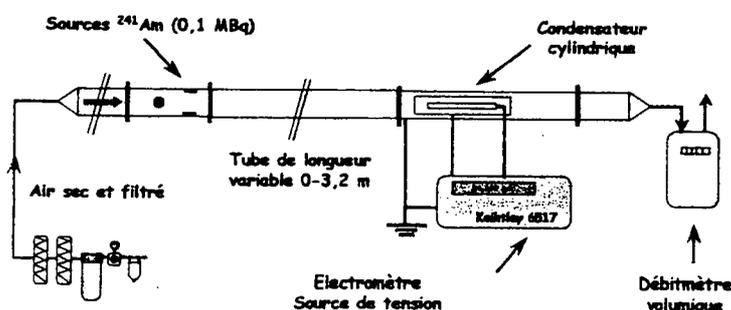


Figure 1 - dispositif expérimental pour la mesure des concentrations ioniques.

Pour évaluer l'influence de l'évolution des concentrations ioniques sur la charge électrique d'un aérosol, nous injectons en amont de la source d'ions un aérosol monodispersé de sphères de latex. L'aérosol est échantillonné en aval de la source d'ions vers un dispositif de mesure, composé d'un Spectromètre de Mobilité Electrique Circulaire (SMEC) et d'un Compteur de Noyaux de Condensation CNC (Gensdarmes *et al.*, 1999). Des sondes permettent de prélever l'aérosol, d'une part, au centre du conduit, d'autre part, au voisinage de la paroi. Nous représentons ce dispositif sur la figure 2. Pour ces mesures, le débit d'air dans le conduit est égal à 3 l/min et la vitesse moyenne de l'écoulement est égale à $0,04 \text{ m s}^{-1}$. Ces valeurs permettent d'augmenter le temps de résidence moyen de l'aérosol dans le conduit et ainsi le temps d'évolution de la charge électrique de l'aérosol dans le "bain" d'ions bipolaires.

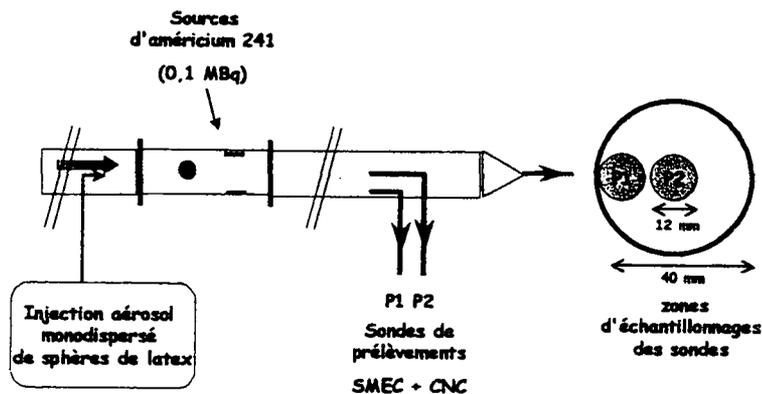


Figure 2 - dispositif expérimental pour la mesure de la charge électrique locale de l'aérosol dans le conduit d'échantillonnage.

RESULTATS

Nous représentons sur la figure 3 les résultats numériques et expérimentaux obtenus sur l'évolution des concentrations moyennes en ions en aval de la zone ionisée pour un coefficient de recombinaison issu de la littérature ($\alpha=1,6 \times 10^{-12} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Sur la figure 4, nous représentons les résultats numériques obtenus pour un coefficient de recombinaison égal à $0,7 \times 10^{-12} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, permettant un meilleur ajustement du modèle numérique vis à vis de nos données expérimentales.

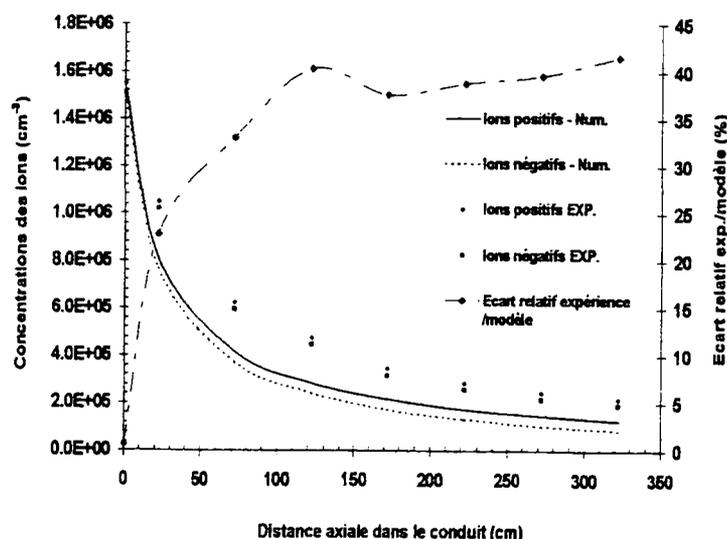


Figure 3 - évolution des concentrations ioniques pour un coefficient de recombinaison $\alpha=1,6 \times 10^{-12} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

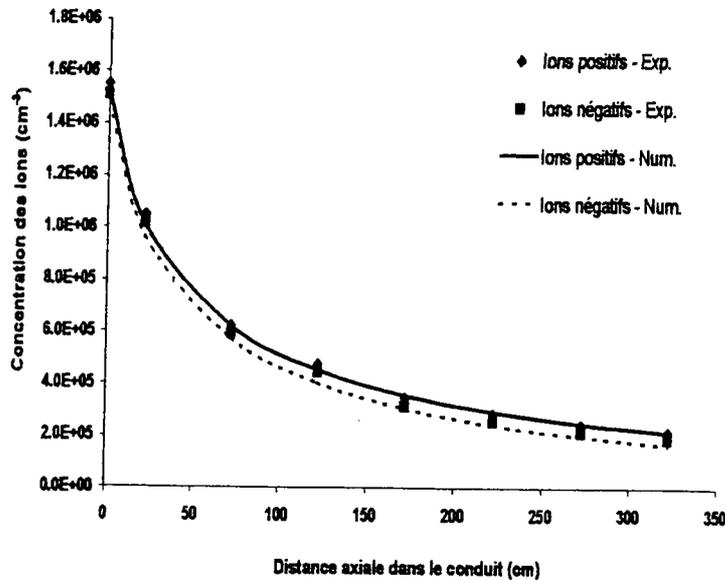


Figure 4 - évolution des concentrations ioniques pour un coefficient de recombinaison $\alpha=0,7 \times 10^{-12} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Sur la figure 5 nous représentons l'évolution axiale du rapport entre les concentrations en ions positifs et négatifs dans le conduit déterminé d'une part, par le calcul numérique pour un coefficient de recombinaison égal à $0,7 \times 10^{-12} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, d'autre part, avec les mesures expérimentales.

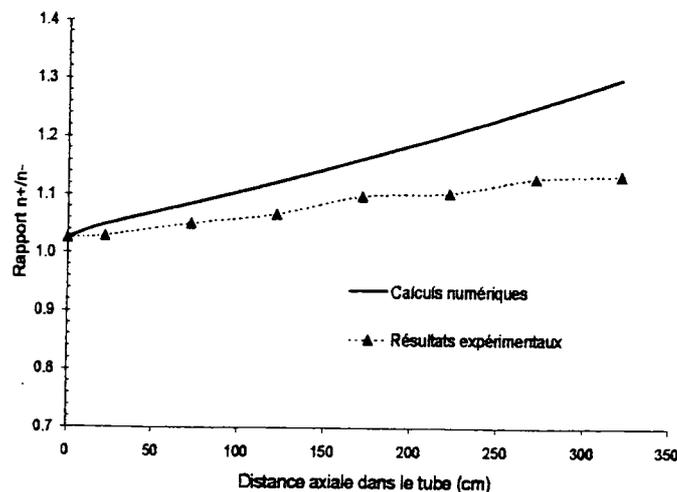


Figure 5 - évolution axiale du rapport entre les concentrations des ions positifs et négatifs déterminé par le calcul numérique et expérimentalement.

Sur la figure 6 nous représentons l'évolution radiale du rapport entre les concentrations en ions positifs et négatifs dans le conduit et ceci pour plusieurs abscisses axiales en aval de la source d'ions. Ces courbes sont déterminées avec le modèle numérique pour un coefficient de recombinaison égal à $0,7 \times 10^{-12} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

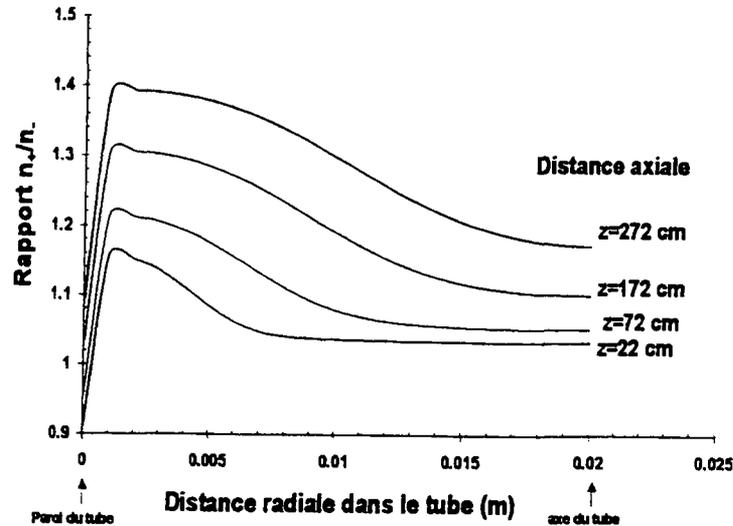


Figure 6 - évolution radiale du rapport entre les concentrations des ions positifs et négatifs déterminé par le calcul numérique.

DISCUSSION

Nous remarquons sur la figure 3 que les concentrations en ions positifs déterminées par le calcul numérique ou bien expérimentalement sont supérieures aux concentrations des ions négatifs. Ce résultat est dû à la diffusion plus rapide des ions négatifs sur la paroi du conduit d'échantillonnage, ce qui entraîne un terme de disparition plus important.

Par ailleurs, nous remarquons que les résultats obtenus d'après le calcul numérique sous-estiment nos résultats expérimentaux pour les ions positifs et négatifs. Etant donné que la recombinaison des ions est le processus dominant leur disparition lorsque les concentrations ioniques sont élevées (Bricard et Pradel, 1966), nous attribuons l'écart observé à une surestimation du coefficient de recombinaison utilisé. Signalons qu'un écart similaire a été observé dans une étude antérieure (Hoppel et Frick, 1990) sur un conduit d'échantillonnage de géométrie rectangulaire. Nous confirmons cette hypothèse en comparant, sur la figure 4, les résultats expérimentaux avec ceux obtenus numériquement pour un coefficient de recombinaison égal à $0,7 \times 10^{-12} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

La figure 5 met en évidence une augmentation du rapport entre les concentrations des ions positifs et négatifs avec la distance en aval de la source d'ions. Nous remarquons que les calculs numériques surestiment nos résultats expérimentaux. Cet écart peut résulter d'une part, des valeurs des coefficients de diffusion prises dans la littérature et notamment de leur rapport, d'autre part, du fait que l'on néglige le terme de charge d'espace dans les calculs numériques. En effet, le champ électrique créé par la charge d'espace tend à attirer les ions positifs vers la paroi du conduit et à repousser les ions négatifs vers l'axe du conduit ; ce phénomène vient donc limiter la diffusion asymétrique des ions positifs et négatifs vers la paroi (Hoppel et Frick, 1990).

La figure 6 permet de mettre en évidence une variation notable du rapport des concentrations ioniques n_+/n_- au voisinage de la paroi. En effet, ce rapport augmente entre l'axe du conduit et la paroi. Ne disposant pas de moyens expérimentaux pour mesurer localement les concentrations ioniques dans le conduit, nous utilisons la charge électrique moyenne d'un aérosol pour confirmer qualitativement l'effet de la paroi. Pour cela, nous injectons dans le conduit d'échantillonnage un aérosol monodispersé de diamètre égal à $0,30 \mu\text{m}$, puis nous mesurons sa charge électrique en prélevant l'aérosol au centre du conduit ou au voisinage de la paroi (cf. fig. 2). Nous représentons nos résultats expérimentaux sur la figure 7.

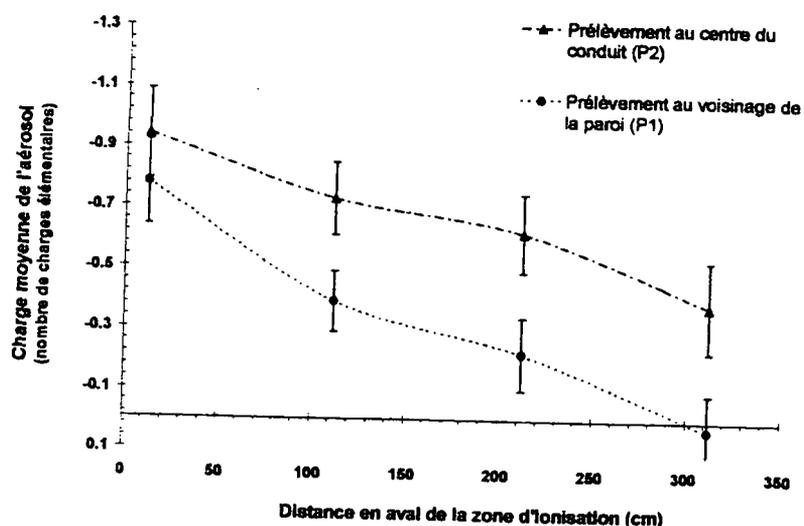


Figure 7 - évolution de la charge moyenne d'un aérosol dans le conduit d'échantillonnage ($dp=0,30 \mu\text{m}$).

Nous remarquons d'après la figure 7 que la charge moyenne de l'aérosol augmente algébriquement avec la distance en aval de la zone d'ionisation. Par ailleurs, la charge moyenne au voisinage de la paroi est nettement supérieure à celle mesurée au centre du conduit. Ces résultats expérimentaux sont bien en accord qualitatif avec les résultats numériques présentés sur la figure 6. En effet, sur le domaine considéré, la charge moyenne est une fonction croissante du rapport $n./n.$ comme le montre l'équation 1.

CONCLUSION

Dans cette étude nous avons utilisé un code de calcul numérique (TRIO-EF) pour modéliser l'évolution des concentrations des petits ions positifs et négatifs produits par une source radioactive dans un conduit d'échantillonnage. Les résultats numériques obtenus sont en bon accord avec les mesures expérimentales pour un coefficient de recombinaison égal à $0,7 \times 10^{-12} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ légèrement inférieur au coefficient couramment utilisé dans la littérature. Par ailleurs, l'ensemble de nos résultats permet de mettre clairement en évidence une variation du rapport entre les concentrations des ions positifs et négatifs. Ce rapport augmente avec la distance en aval de la source d'ions, mais aussi au voisinage de la paroi du conduit d'échantillonnage. De plus, nos résultats montrent que cette variation a une influence sensible sur la charge moyenne d'un aérosol présent dans le conduit.

Dans le cas des aérosols radioactifs, plusieurs études théoriques et expérimentales récentes (Clement et Harrison, 2000 ; Gensdarmes, 2000) montrent que des effets géométriques locaux peuvent modifier sensiblement sa charge électrique. Dans de telles situations, la modélisation des concentrations en ions dans le milieu à l'aide d'un code de calcul doit permettre de mieux évaluer les variations de charge électrique de ces aérosols.

BIBLIOGRAPHIE

- Bricard J. et Pradel J. (1966) Electric charge and radioactivity of naturally occurring aerosols. In *Aerosol Science* edited by C.N. Davies, Academic Press.
- Clement C.F. et Harrison R.G. (1990) Electric charge effects on aerosol behaviour. In *Workshop on aerosol behaviour and thermal-hydraulics in the containment*. OECD/CSNI n°176. 449-461.
- Clement C.F. et Harrison R.G. (2000) Enhanced localized charging of radioactive aerosols. *J. Aerosol Sci.* 31, 363-378.

- Gensdarmes F., Boulaud D. et Renoux A. (1999) The electric charging of aerosols in high ionized atmosphere. *J. Aerosol Sci.* **30**, s559-s560.
- Gensdarmes F. (2000) Les processus de charge électrique : des aérosols non radioactifs en milieu fortement ionisé, des aérosols radioactifs artificiels émetteurs bêta. Thèse de Doctorat, Université Paris XII.
- Gunn R. (1955) The statistical electrification of aerosols by ionic diffusion. *J. of Colloid Science.* **10**,107-119.
- Hoppel W.A. et Frick G.M. (1990) The nonequilibrium character of the aerosol charge distribution produced by neutralizers. *Aerosol Science Technology.* **12**, 471-496.
- Magnaud J.P. et Goldstein S. (1989) The finite element version of the TRIO code, 7th International Conference in Fluid Mechanics, Huntsville, USA, 3-7 April 1989.
- Pourprix M. (1973) Un nouveau précipitateur électrostatique, application à l'étude de la charge des aérosols par diffusion d'ions bipolaires. Thèse de Docteur Ingénieur, Université Paris VI.

Implication des sources de particules dans le calcul de la dose reçue par l'exposition aux dérivés du radon dans les atmosphères intérieures.

C. Huet ⁽¹⁾, G. Tymen ⁽¹⁾, N. Michielsen ⁽²⁾, D. Boulaud ⁽²⁾

⁽¹⁾ Laboratoire de Recherches Appliquées Atmosphère-Hydrosphère,
Université de Bretagne Occidentale, 6 avenue Le Gorgeu, B.P. 809,
29285 Brest Cedex, France

⁽²⁾ Service d'Etudes et de Recherches en Aérocontamination et en Confinement,
Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire, DPEA/SERAC, CEA-Saclay bât 389,
91191 Gif-sur- Yvette Cedex, France.

1. INTRODUCTION

Le radon est un gaz rare naturel, issu de la chaîne de décroissance de l'uranium, présent en teneurs variables dans les sols et matériaux de construction. Parmi les trois isotopes du radon (^{222}Rn (radon), ^{220}Rn (thoron) et ^{219}Rn (actinon)), le plus présent dans l'air est le ^{222}Rn , les deux autres de périodes plus courtes se désintégrant presque totalement avant d'atteindre l'atmosphère. De nos jours, l'inhalation des descendants du radon représente en moyenne 50% de la dose totale de radiations naturelles reçues par l'individu.

Après exhalation, par désintégrations successives, le ^{222}Rn donne naissance au ^{218}Po , au ^{214}Pb , au ^{214}Bi et au ^{214}Po qui sont appelés dérivés à vie courte du ^{222}Rn . Contrairement au radon qui est un gaz inerte, ses descendants sont des particules radioactives solides pouvant se fixer aux aérosols de l'air ambiant. Leur inhalation et leur déposition dans l'arbre trachéo-bronchique peuvent alors entraîner la destruction des cellules cibles lors de leur désintégration in situ.

Aujourd'hui les études visent à caractériser le risque encouru par les populations exposées à des concentrations parfois non négligeables en radon. Pour cela, les approches épidémiologique et dosimétrique sont utilisées en parallèle. A partir de la Publication 66 de l'ICRP, le facteur de risque trouvé en utilisant ce modèle dosimétrique était pratiquement trois fois plus élevé que celui déterminé à l'aide des études épidémiologiques sur les mineurs. Récemment, Marsh et coll. (2000), à partir d'une étude de sensibilité sur le modèle RADEP, ont mis en évidence les paramètres influents sur la détermination de la dose. Parmi les paramètres physiques les plus influents, nous pouvons citer la fraction libre (particules de taille nanométrique principalement sous forme de ^{218}Po) et la taille du mode de nucléation (descendants du radon de taille comprise entre 10 et 100 nm). Aussi nous sommes intéressés à la variabilité temporelle de la dose efficace en fonction des conditions couramment rencontrées dans les environnements domestiques.

Nous avons donc développé une méthodologie adaptée à la caractérisation physique -distribution en taille, fraction libre, facteur d'équilibre - des dérivés à vie courte du

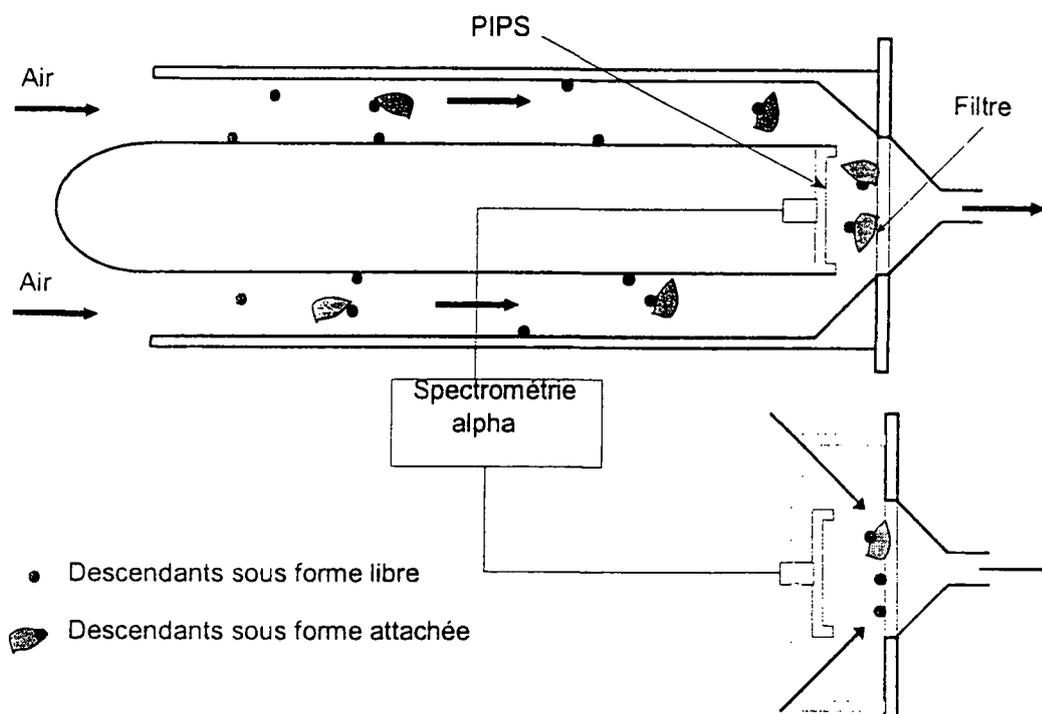


Figure 1: Schéma du dispositif de mesure de la fraction libre.

^{222}Rn que nous avons ensuite mise en œuvre pendant une année dans une habitation traditionnelle située à 10 km de Brest sur une zone granitique.

2. METHODOLOGIE

Pour la mesure de la fraction libre (f_p), nous avons conçu un système original et innovant basé sur l'utilisation d'un canal de diffusion annulaire dont les performances ont été analysées précédemment au laboratoire pour une application spécifique (Kerouanton *et al.*, 1996, Tymen *et al.*, 1999). Le système actuel consiste en la mise en parallèle d'un canal de diffusion annulaire et d'un filtre de référence, tous les deux équipés d'un détecteur à semi-conducteur au silicium. Associé à une technique de spectrométrie alpha, il permet une mesure des activités volumiques des descendants du radon attachés d'une part et totales d'autre part. Un calcul d'angle solide ainsi qu'une modélisation du parcours des particules alpha dans l'air ont permis d'optimiser la distance filtre-détecteur et donc les performances de détection du dispositif. Un schéma du dispositif est présenté sur la figure 1. Le système a été automatisé et permet une mesure toutes les 3 heures. En outre, l'activité volumique en ^{222}Rn est mesurée toutes les 10 minutes par électro-précipitation de l'ion $^{218}\text{Po}^+$ sur un détecteur à semi-conducteur au silicium. Le facteur d'équilibre (F), compris entre 0 et 1, caractérise le déséquilibre entre le mélange de descendants et le gaz radon en terme d'énergie alpha potentielle, il est défini comme étant le rapport entre l'activité volumique équivalente et l'activité volumique de radon réelle. Ainsi,

l'association des deux techniques permet d'étudier la variabilité temporelle de la fraction libre et du facteur d'équilibre.

3. RESULTATS

Les mesures ont été réalisées de mai 1997 à avril 1998 dans l'habitation test en présence de l'aérosol naturel d'une part et en présence de sources d'aérosols typiques de celles rencontrées dans les environnements domestiques d'autre part. Les expériences se sont déroulées dans une pièce de 67 m³, située au rez-de-chaussée, avec un rapport surface sur volume égal à 1,95 m⁻¹. Sur plusieurs mois d'expérimentation, l'activité volumique en radon a varié entre 240 et 2800 Bq.m⁻³ pour une valeur moyenne de 1420 Bq.m⁻³.

En présence de l'aérosol naturel (aérosol âgé), la concentration en particules s'est révélée relativement faible, entre 500 et 5000 cm⁻³, pour une valeur moyenne de 1200 cm⁻³. Ainsi, en moyenne, la fraction libre est de 0,31 tandis que le facteur d'équilibre se situe vers 0,16 (Huet *et al.*, 2000).

En présence de sources d'aérosols, la concentration en particules est de l'ordre de quelques centaines de milliers de particules par cm⁻³ entraînant une augmentation du facteur d'équilibre, jusqu'à 0,75 dans certains cas, et une diminution de la fraction libre, celle-ci n'excédant pas 5% (Huet, 1999).

A partir de toutes les situations en aérosols étudiées, nous avons pu déterminer une relation de corrélation entre la fraction libre et le facteur d'équilibre (Figure 2) donnée par:

$$f_p = 0,0195 \times F^{-1,47} \quad (1)$$

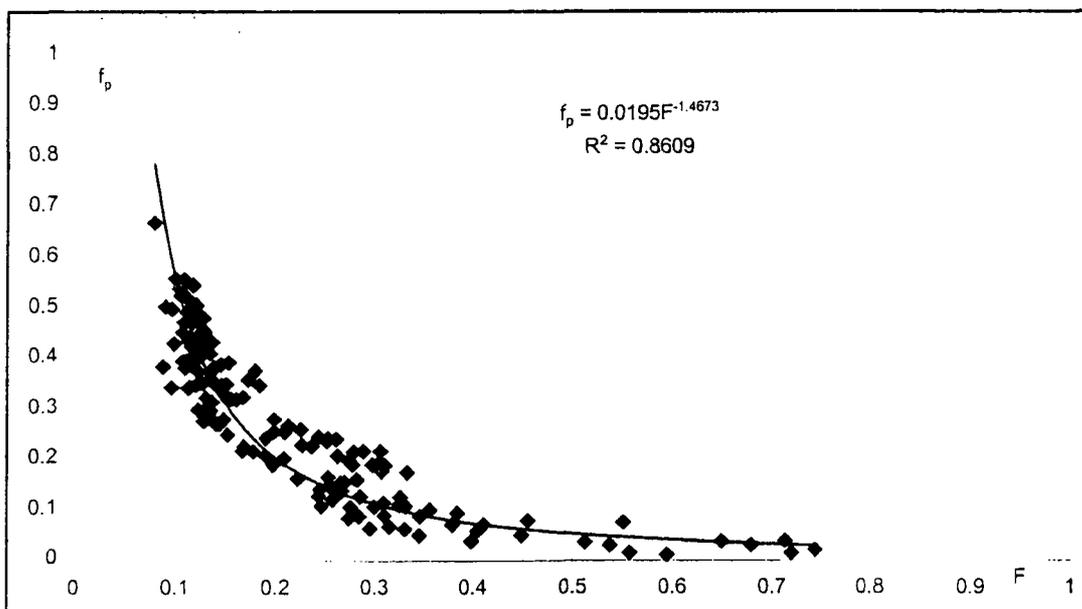


Figure 2: Corrélation entre la fraction libre (f_p) et le facteur d'équilibre (F).

4. INFLUENCE SUR LA DOSE

A partir d'un modèle dosimétrique simplifié de l'arbre respiratoire (James *et al.*, 1988) dans lequel le facteur de conversion dépend de la fraction libre et du facteur d'équilibre, il est possible d'estimer la dose efficace par unité d'exposition, à l'aide d'une relation du type:

$$E = F (109 f_p + 10,8) \text{ en nSv par Bq m}^{-3} \text{ h} \quad (2)$$

Plus récemment, à partir de la Publication 66 de l'ICRP (1994), Marsh et Birchall ont proposé la relation:

$$E = F (67,5 f_p + 17,8) \text{ en nSv par Bq m}^{-3} \text{ h} \quad (3)$$

Nous avons donc estimé la dose en utilisant les deux expressions précédentes à partir des valeurs de la fraction libre et du facteur d'équilibre que nous avons obtenues expérimentalement. Les résultats obtenus avec l'aérosol âgé d'une part et avec les sources d'aérosol d'autre part sont présentés respectivement sur les Figures 3 et 4.

En présence de l'aérosol naturel (Figure 3), pour des variations respectives de la fraction libre et du facteur d'équilibre entre 0,14 et 0,43 et entre 0,15 et 0,34, la dose efficace par unité d'exposition se situe entre 7 et 9,7 nSv par Bq m⁻³ h. Nous observons ainsi que même en présence d'une importante fraction libre, la dose n'augmente pas véritablement. Ceci s'explique par le fait que, dans cette situation, une partie importante des descendants sous forme libre se déposent sur les surfaces de la pièce (murs, meubles...) entraînant une faible valeur de l'EAP volumique et donc un facteur d'équilibre peu élevé. Nous pouvons également remarquer que les valeurs de la dose efficace obtenues avec l'expression (1) sont dans l'ensemble un peu supérieures à celles obtenues avec l'expression (2). Finalement, sur l'ensemble de la période expérimentale, la dose efficace moyenne en présence de l'aérosol âgé obtenue respectivement avec les expressions (2) et (3) est de 7,1 et 6,2 nSv par Bq m⁻³ h.

En présence de sources d'aérosols (Figure 4), pour des variations respectives de la fraction libre et du facteur d'équilibre entre 0 et 0,28 et entre 0,2 et 0,75, la dose efficace par unité d'exposition se situe entre 6,9 et 14,6 nSv par Bq m⁻³ h. Lorsque les sources d'aérosols sont utilisées, les valeurs de la dose efficace obtenues avec l'expression (2) sont supérieures à celles obtenues avec l'expression (1) et suivent de façon très nette les variations du facteur d'équilibre.

A titre d'exemple, si nous considérons une personne passant 70% de son temps dans une habitation où l'activité volumique moyenne annuelle en radon est de 200 Bq.m⁻³, la dose moyenne serait alors d'environ 9 mSv/an (dans les conditions d'aérosol âgé) et pourrait atteindre 18 mSv en présence de certaines sources à fortes concentrations de particules (fumée de cigare).

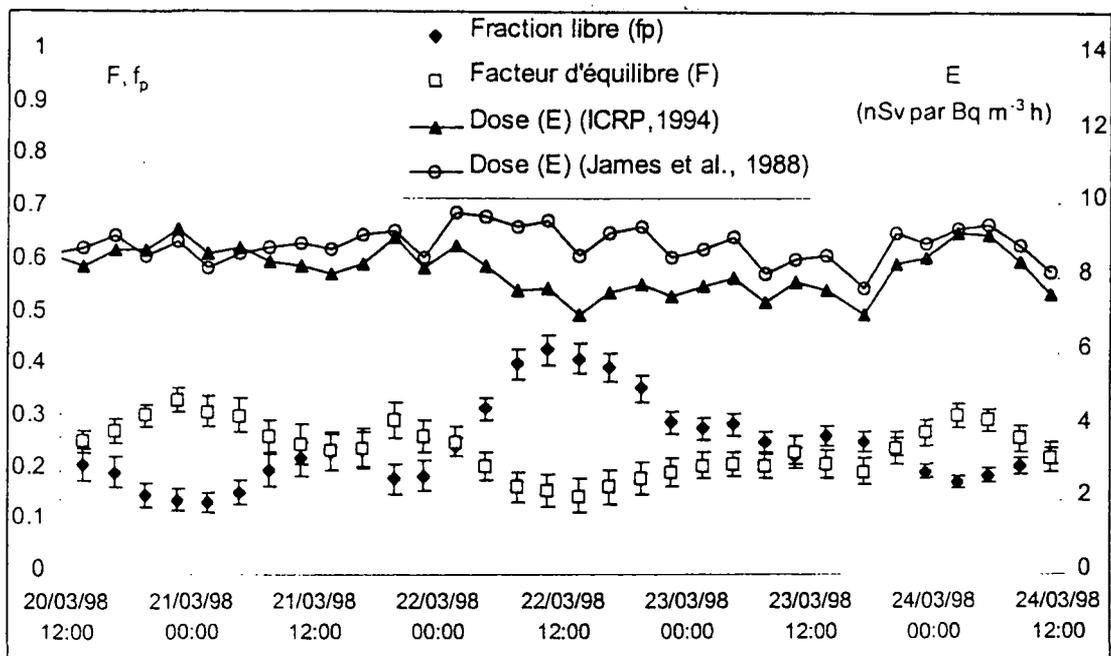


Figure 3: Variation de la fraction libre, du facteur d'équilibre et de la dose efficace par unité d'exposition en présence de l'aérosol âgé.

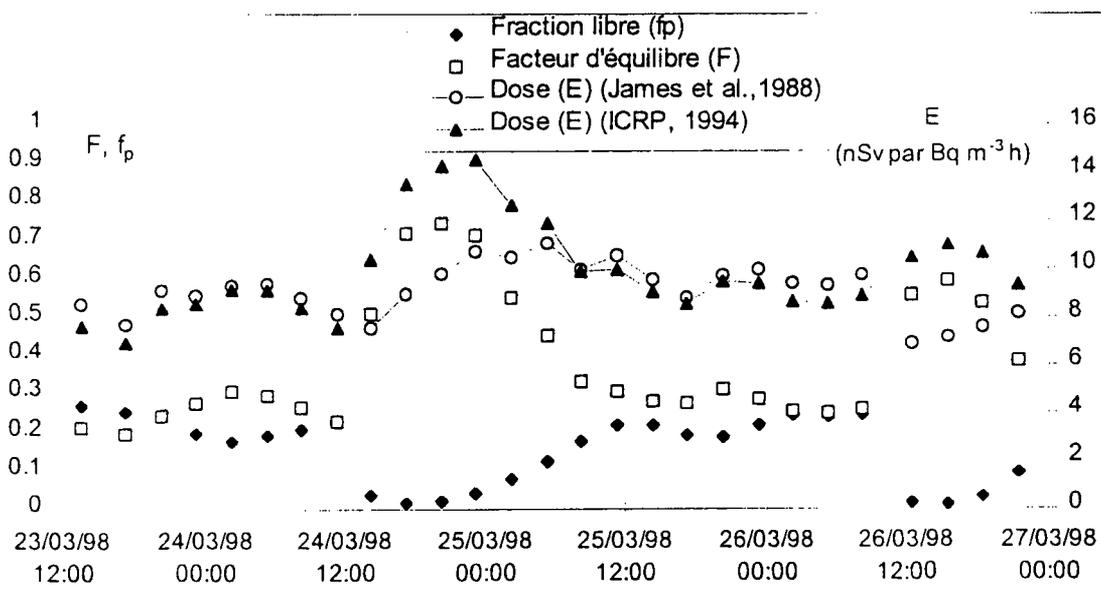


Figure 4: Variation de la fraction libre, du facteur d'équilibre et de la dose efficace par unité d'exposition en présence de sources d'aérosols.

5. CONCLUSION

A partir des valeurs expérimentales de la fraction libre et du facteur d'équilibre que nous avons obtenues dans différentes conditions ambiantes typiques de celles rencontrées dans l'environnement domestique, nous avons étudié à l'aide d'un modèle dosimétrique simplifié la variabilité temporelle de la dose efficace par unité d'exposition due aux dérivés à vie courte du ^{222}Rn .

En présence de l'aérosol naturel (aérosol agé) une valeur moyenne de 7 nSv par $\text{Bq m}^{-3} \text{ h}$ et dans ce cas nous observons certaine stabilité de la dose efficace. En présence de sources d'aérosols, les variations sont plus importantes et en cas de fortes concentrations (quelques 10^5 p cm^{-3}), la dose efficace peut atteindre 12-14 nSv par $\text{Bq m}^{-3} \text{ h}$.

Cette approche permet seulement une estimation de la dose due aux descendants à vie courte du radon. Il est en effet clair que pour un même facteur d'équilibre, la dose peut différer par exemple du fait de la présence ou non d'un mode de nucléation et, pour un calcul de dose plus précis, il est donc nécessaire de tenir compte d'autres paramètres physiques tels que la taille et la fraction du mode de nucléation par exemple.

Références

- Huet C. (1999). Etude des caractéristiques physiques - distribution en taille, fraction libre, facteur d'équilibre - des dérivés à vie courte du Radon-222 en atmosphère domestique, Thèse de l'Université de Bretagne Occidentale.
- Huet C., Tymen G., Boulaud D. (2000). Long term measurements of equilibrium factor and unattached fraction of short-lived radon decay products in a dwelling- Comparison with PRADDO model, à paraître dans *Aerosol Sci. Technol.*
- ICRP (1994). Human respiratory tract model for radiological protection, Publication 66, *Annals of the ICRP*, Elsevier Science Ltd., Oxford.
- James A.C., Strong J.C., Cliff K.D., Stranden E. (1988). The significance of equilibrium and attachment in radon daughter dosimetry, *Rad. Prot. Dosim.*, vol. 24, pp. 451-455.
- Kerouanton D., Tymen G., Boulaud D. (1996). Small particle diffusion penetration of an annular duct compared to other geometries, *J. Aerosol Sci.*, vol. 27, pp.345-349.
- J. Marsh, A. Birchall, G. Butterweck-Dempewolf, M.D. Dorrian, C.Huet, X. Ortega, A. Reineking, G. Tymen, Ch. Schuler, A. Vargas, J. Wendt (2000), « Uncertainty analysis of the weighted equivalent lung dose per unit exposure to radon progeny in the home ». Soumis à *Radiat. Prot. Dosim.*
- Tymen G., Kerouanton D., Huet C., Boulaud D. (1999). An annular diffusion channel equipped with a track detector film for long-term measurements of activity concentration and size distribution of ^{218}Po particles, *J. Aerosol Sci.*, vol. 30, pp. 205-216.

REENTRAINEMENT PAR ECOULEMENT DE L'AIR D'UN DEPOT DE POUDRE POLYDISPERSEE : PREMIERS RESULTATS

L. ALLOUL^{1,2}, O. WITSCHGER¹, A. RENOUX², J. MONNATTE³

¹Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire (IPSN)
Laboratoire de Physique et Métrologie des Aérosols et du Confinement,
DPEA/SERAC, CEA-Saclay, 91191 Gif sur Yvette Cedex.

²Université Paris XII
Laboratoire de Physique des Aérosols et de Transfert des Contaminations
Av. du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex.

³COGEMA
Branche Combustibles et Recyclage, Direction Sûreté Sécurité Qualité
1, rue des Hérons, 78182 Saint Quentin en Yvelines Cedex.

TITLE

PARTICLE REENTRAINMENT FROM A POWDER DEPOSIT IN AN HORIZONTAL AIRFLOW : FIRST RESULTS

ABSTRACT

Particles reentrainment from a deposit by a turbulent airflow is an important subject and includes a wide range of fields like nuclear safety, environmental air pollution, sediment transport by wind or surface contamination in semiconductor operations.

A number of theoretical and experimental studies on different aspects of the phenomena have been conducted in the past. Despite of these numerous and diverse investigations, the knowledge is still in an elementary stage about reentrainment of polydispersed particles from a cone-shaped deposit exposed to an horizontal turbulent airflow. A program of wind tunnel experiments (BISE) has been carried out in which the reentrainment of polydisperse particles of different sizes (mean diameter in the range from 5 to 60 μm) from a cone-shaped deposit exposed to an horizontal airflow (air velocity in the range 0,5 to 10 m/s) has been studied.

The influence of 8 factors on the reentrainment has been investigated using the designs of experiments methodology. The 8 factors are the followings : the particle size distribution, the powder humidity, the packed density, the surface roughness, the dimension of the cone-shaped deposit, the air velocity, the duration of the experiment and the air acceleration. Results from a screening design indicate that the relevant factors are the air velocity and the particle size distribution. Moreover, a strong interaction between both factors has been highlighted. Further investigations is now needed with fixed particles size distribution and fixed velocity to reveal the influence of the last 6 factors.

RESUME

Le réentrainement par écoulement de l'air de particules déposées sur une surface est un sujet complexe qui intervient dans de nombreux domaines tels que la sûreté nucléaire, la pollution de l'air, le transport éolien de particules ou bien la contamination de surface dans le domaine de la microélectronique.

Ce processus de mise en suspension, c'est à dire le détachement des particules puis leur envoi dans l'écoulement libre, a suscité et suscite encore de nombreuses études théoriques et expérimentales. Si la connaissance du phénomène est relativement claire dans le cas d'une particule sphérique déposée sur une surface plane et exposée à un écoulement turbulent, celle-ci s'obscurcit lorsqu'on l'on prend en compte les paramètres relatifs au dépôt de particules, aux particules de la poudre, à la surface de dépôt, à l'écoulement d'air ou au milieu ambiant.

Une installation expérimentale dénommée BISE (Banc de mise en Suspension par Ecoulement) a été conçue et réalisée au laboratoire afin d'étudier le réentrainement d'un dépôt de poudre constituée de particules polydispersées de différentes tailles (diamètre médian compris entre 5 et 60 μm), exposé à un écoulement d'air horizontal dont la vitesse est comprise entre 0,1 et 10 m/s.

L'influence de 8 paramètres sur le réentrainement a été étudiée suivant la démarche expérimentale des plans d'expériences. Ces 8 paramètres sont les suivants : la granulométrie de la poudre, la teneur en H_2O de la poudre, la masse volumique tassée, les dimensions du cône de poudre, la rugosité de la surface, la vitesse de l'air, la durée d'exposition à l'écoulement d'air et l'accélération au démarrage. Les résultats d'un plan de « screening » à 2 niveaux indiquent que les paramètres prépondérants de mise en suspension sont la vitesse d'air et la granulométrie de la poudre. De plus, une forte interaction entre ces deux paramètres a été mise en évidence.

Introduction

La mise en suspension par écoulement de l'air de particules déposées sur une surface ou réentraînement, est un sujet complexe qui intervient dans de nombreux domaines tels que la sûreté nucléaire, la pollution de l'air, le transport éolien de poussières minérales, ou bien encore la contamination de surface en microélectronique.

Le phénomène de mise en suspension qui correspond au détachement des particules puis à leur envol dans l'écoulement libre a suscité un grand nombre d'études théoriques et expérimentales (Ziskind *et al.*, 1995) notamment ces dix dernières années. Ainsi, le cas d'une particule sphérique isolée sur une surface plane dans un écoulement turbulent est relativement bien connu dans la littérature scientifique. Mais lorsqu'il s'agit du réentraînement de particules issues d'un tas de poudre polydispersée qui a été exposé à un écoulement d'air turbulent, les études disponibles sont plus rares. Cette situation qui est illustrée par la Figure 1, est l'objet de notre étude.

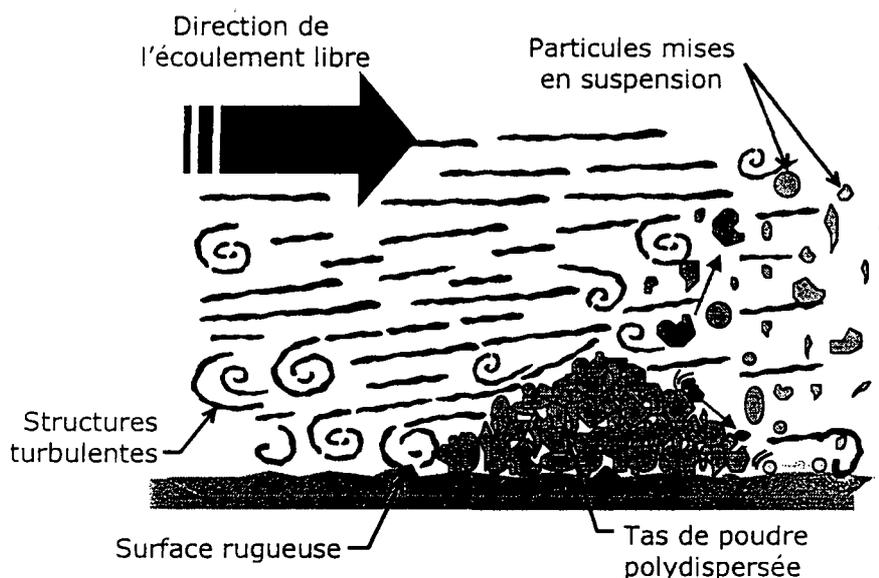


Figure 1 - Représentation schématique de la mise en suspension de particules d'un dépôt de poudre exposé à un écoulement d'air turbulent.

Une étude bibliographique (Alloul *et al.*, 1999) montre que le niveau de connaissance actuelle pour la situation décrite ci-dessus est faible. Notamment, il ne permet pas de quantifier ce réentraînement en terme de coefficient ou de fraction mise en suspension. Or, dans le domaine nucléaire et plus particulièrement dans le cadre des études de sûreté, ces coefficients sont indispensables puisqu'ils permettent de calculer, à partir d'un terme potentiellement dispersable (ex : un tas de poudre), la quantité de matière susceptible d'être réellement dispersée.

Notre travail vise donc, d'une part à rechercher les différents paramètres fondamentaux qui gouvernent le processus de mise en suspension d'un dépôt de poudre constituée de particules polydispersées exposé à un écoulement d'air horizontal turbulent, d'autre part à quantifier leurs effets sur le réentraînement.

Dans une étude précédente (Alloul *et al.*, 1999), nous avons décrit l'installation BISE (Banc de mise en Suspension par Ecoulement) conçue et réalisée au laboratoire afin de conduire nos expériences. Ce dispositif permet de travailler dans des conditions de vitesses d'air variant entre 0,1 et 10 m/s et pour des particules de diamètres comprises entre 0,1 et 100 μm . Nous décrivons maintenant l'étude aérodynamique qui a été effectuée sur cette installation afin de bien caractériser l'écoulement à proximité du tas de poudre, et l'évaluation de la méthodologie adoptée pour les expériences. Nous présentons ensuite les premiers résultats obtenus sur la base d'un plan d'expériences dont l'objectif est d'apprécier les effets principaux de 8 paramètres retenus sur la mise en suspension.

Installation expérimentale et performances

Pour mener à bien nos expériences, une installation expérimentale spécifique BISE (Banc de mise en Suspension par Ecoulement) a été conçue et réalisée au laboratoire. Ce dispositif d'environ 5 mètres de long fonctionne en circuit ouvert. Il est constitué principalement d'une veine d'air parallélépipédique de 40 cm de long, 12 cm de large et 7 cm de haut. En sortie de cette veine parallélépipédique se trouve une surface d'essai sur laquelle est déposée la poudre test. Cette surface d'essai en aluminium est circulaire (4 cm de

diamètre) et amovible. L'air circule par aspiration dans le banc grâce à une pompe à vide située en aval de BISE. La Figure 2 présente le schéma de l'installation.

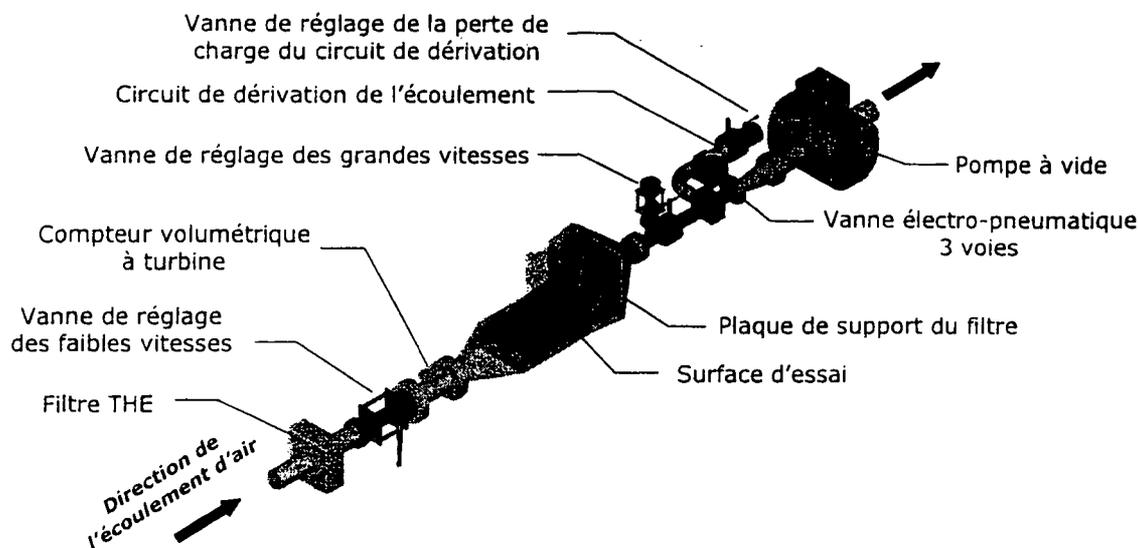


Figure 2 - Schéma de l'installation expérimentale BISE (Banc de mise en Suspension par Ecoulement).

Avant de réaliser les expériences, il était important d'étudier les performances aérauliques de l'installation BISE. Cette étude a consisté à :

- caractériser les champs de vitesse et de turbulence de la veine juste en amont de la zone du dépôt de poudre.
- déterminer les vitesses de frottement caractéristiques de l'installation au niveau de la surface de base.

Pour ce faire, une technique de mesure intrusive a été choisie : l'anémométrie à fil chaud haute fréquence (Dantec). Cette méthode ne nécessite aucun ensemencement dans le banc contrairement aux méthodes optiques. Les mesures ont été effectuées à une fréquence d'acquisition correspondant à environ 4 fois la fréquence théorique d'apparition d'un burst soit environ 500 Hz.

Les champs de vitesse mesurés indiquent une relativement bonne uniformité sur la section de la veine. En effet, on observe une variation du biais compris dans l'intervalle $\pm 10\%$. L'intensité de turbulence est de l'ordre de 5 % au centre de la section et atteint 15 à 20 % à l'approche de la surface de base.

Les résultats des mesures effectuées à proximité de la surface indiquent que les profils sont relativement proches de ceux d'une plaque plane. A partir de ces mesures au voisinage de la surface, nous avons déterminé les vitesses caractéristiques de frottement dans BISE. Celles-ci ont été obtenues suivant la méthode de Bradshaw (Leprince *et al.*, 1985).

La Figure 3 montre la vitesse de frottement v^* ainsi obtenue en fonction de la vitesse de référence $v_{réf}$. Cette vitesse de référence correspond à la vitesse moyenne au centre de la section d'essai. Pour des vitesses variant de 0,5 à 10 m/s, les vitesses de frottement à la paroi v^* varient de 0,05 à environ 0,6 m/s.

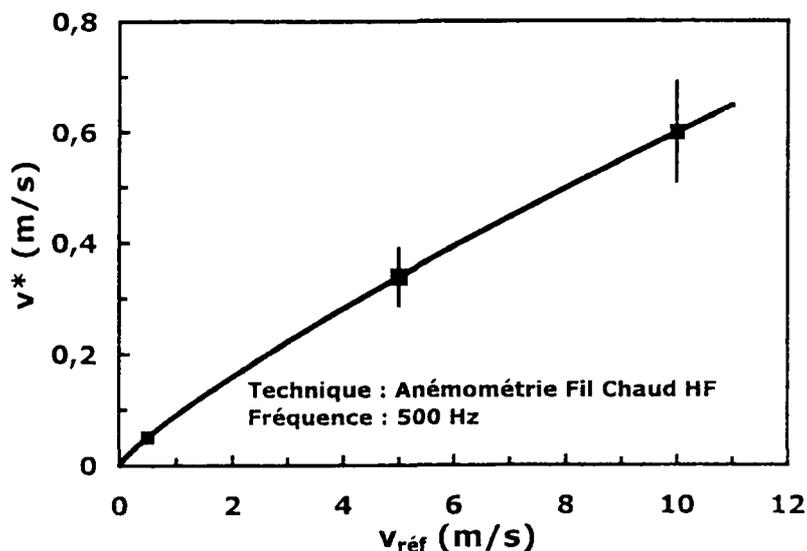


Figure 3 - Evolution de la vitesse de frottement à la paroi v^* en fonction de la vitesse de référence $v_{réf}$

Un ajustement sur les points expérimentaux nous permet alors de définir la corrélation entre la vitesse de frottement et la vitesse de référence à utiliser dans l'installation BISE. Cette corrélation est donnée par :

$$v^* = 0,09 \cdot v_{\text{réf}}^{0,82} \text{ (m/s)}$$

Enfin, notre installation permet de contrôler l'accélération au démarrage de l'écoulement dans le circuit principal grâce à une vanne électropneumatique. L'accélération qui est dépendante de la vitesse, varie dans BISE entre $0,05 \text{ m/s}^2$ et 31 m/s^2 .

Méthodologie expérimentale

On définit la quantité de matière particulaire mise en suspension ou réentraînée comme étant la masse de matière qui aura quitté la surface d'essai pendant l'expérience. L'évaluation de la quantité de particules réentraînées s'effectue par double pesée gravimétrique du dépôt de poudre. On exprime alors le coefficient de mise en suspension en terme de « fraction » réentraînée K_R selon la relation suivante :

$$K_R = \frac{\Delta m}{m_i}$$

où Δm est la masse réentraînée (g) et m_i la masse initialement déposée sur la surface (g).

On note que K_R est sans dimension.

Une première série d'expériences a consisté à définir la limite de détection (LD) de notre méthode expérimentale. Cette LD a été déterminée à partir de mesures de répétabilité inter et intra dépôt. Ainsi, notre LD inclut la précision de la balance (Sartorius MC 210 P, sensibilité $10 \mu\text{g}$) ainsi que les effets des paramètres environnementaux. Le résultat nous donne :

$$LD = 0,1 \text{ mg}$$

En terme de fraction mise en suspension, cette valeur correspond à un K_R de $2 \cdot 10^{-5}$ pour une masse de 5 g initialement déposée sur la surface d'essai.

Une seconde série d'expériences a permis d'évaluer l'intervalle de confiance à accorder à la méthodologie expérimentale. Pour ce faire, 10 expériences dans des conditions expérimentales identiques ont été effectuées. Comme le montre la Figure 4, la moyenne des fractions réentraînées obtenue K_R est de l'ordre de $6,3 \cdot 10^{-4}$ avec un intervalle de confiance à 2σ de $3 \cdot 10^{-4}$ (coefficient de variation sur la moyenne d'environ 25 %).

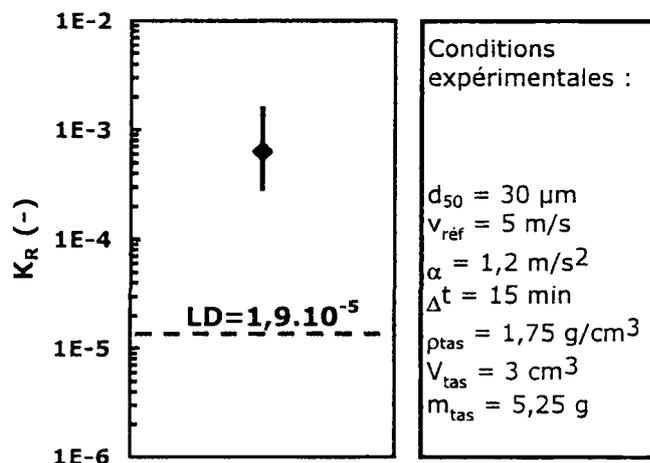


Figure 4 - Expériences de répétabilité

On peut considérer que la LD et la répétabilité de notre méthode sont très satisfaisantes en comparaison avec les résultats de la littérature. A titre d'exemple, à partir des résultats de Fromentin (1989), il est possible d'évaluer la limite de détection de sa méthode de mesure en terme de K_R à environ 10^{-4} . De plus, ses résultats expérimentaux sont donnés avec une incertitude équivalente à un ordre de grandeur.

Enfin, une troisième série d'expériences nous a permis d'évaluer la méthode de mesure utilisée. Pour cela, deux procédures de pesée ont été adoptées :

- L'une consistait à faire des pesées successives sur un même dépôt (le dépôt a donc été introduit et retiré de BISE pour être pesé à l'issue de chaque période d'exposition).
- La seconde méthode consistait à réaliser des dépôts identiques qui ont été exposés à différentes durées.

La Figure 5 montre nos résultats obtenus en terme d'évolution du K_R en fonction de la durée d'exposition Δt . Les intervalles de confiance à 95 % ont été calculés à partir des résultats sur 3 expériences.

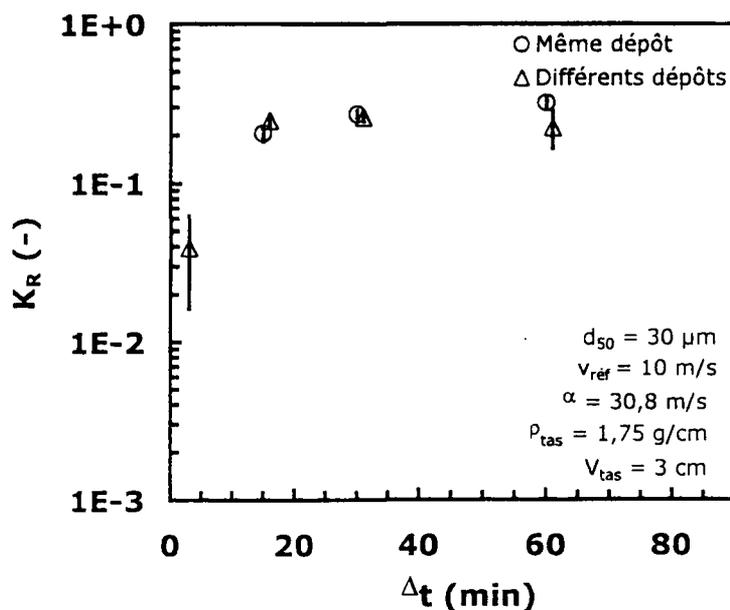


Figure 5 – Evolution de la fraction réentraînée K_R en fonction de la période d'exposition Δt pour un même dépôt et pour des dépôts différents : comparaison et évaluation de la méthodologie de mesure.

Cette figure nous amène à faire différents commentaires :

- Les résultats des deux méthodes de mesures sont en bon accord. On note toutefois que pour une Δt de 60 min, les mesures effectuées sur un même dépôt de poudre sont très légèrement supérieures à celles effectuées sur des dépôts différents. Ceci peut s'expliquer par la méthodologie très intrusive employée. Le dépôt, pour être pesé doit subir des mouvements qui peuvent modifier sa structure et donc la fragiliser. Cette fragilisation a donc pour conséquence une faible augmentation de la fraction réentraînée par rapport à la méthodologie utilisant des dépôts similaires.

- A partir d'environ 15 minutes, la fraction mise en suspension n'évolue pratiquement plus et semble tendre vers une valeur limite quelle que soit la méthodologie expérimentale. Cette évolution du K_R est similaire aux quelques résultats disponibles dans la littérature (Fromentin, 1989).

- Pour une Δt inférieure ou égale à 2 min, notre méthode expérimentale ne conduit pas à une bonne répétabilité des mesures. Dans cette courte période d'exposition, les premières particules réentraînées sont les particules qui sont initialement déposées en surface du dépôt. Or, expérimentalement, on constate qu'il est difficile de maîtriser cet état de surface initial du dépôt de poudre. On attribue donc cette forte distribution à la réalisation du dépôt.

Matrice expérimentale

L'installation BISE et la méthodologie évaluées, nous avons réalisé des expériences de type « semi-global » afin de pouvoir disposer de résultats directement exploitables en terme de coefficient de mise en suspension. Compte tenu du nombre important de paramètres susceptibles d'influencer le réentraînement, une méthodologie expérimentale basée sur les plans d'expériences a été adoptée. Cette approche statistique a l'avantage de réduire le nombre d'expériences à réaliser tout en optimisant les résultats.

Ainsi, un des plans de « screening » permet d'observer les effets principaux de plusieurs paramètres (11 au maximum) en 12 expériences seulement. Dans notre cas, 8 paramètres ont été retenus à l'issue de notre

étude bibliographique (Alloul *et al.*, 1999) et compte tenu des contraintes expérimentales. Ces 8 paramètres sont les suivants :

- la distribution granulométrique des particules caractérisée par son diamètre médian d_{50} ,
- la masse volumique tassée de la poudre (ρ_{tas}),
- la teneur en eau de la poudre (H_2O),
- les dimensions du cône de poudre (Dim. tas),
- la rugosité de la surface d'essai (Rug_{SE}),
- la vitesse de l'écoulement d'air ($v_{réf}$),
- la durée d'exposition à l'écoulement (Δt),
- l'accélération au démarrage de l'écoulement d'air (α).

Le plan de « screening » décrit précédemment a donc été choisi afin d'apprécier les effets principaux de ces 8 paramètres sur le réentraînement. Ce plan basé sur la matrice de Plackett et Burman (Norme ISO 3534-3, 1999) s'effectue sur 2 niveaux des paramètres. Ces 2 niveaux correspondent respectivement aux limites minimales et maximales du domaine d'étude des facteurs. Toutefois, condition indispensable d'un plan d'expériences, les paramètres doivent être indépendants les uns des autres sur tout le domaine d'étude.

Dans un premier temps, chaque paramètre a fait l'objet d'une étude spécifique afin de déterminer son domaine de variation pour le plan d'expériences. La difficulté résidait justement à se placer dans des conditions où les paramètres pouvaient varier indépendamment les uns des autres. Le Tableau 1 ci-dessous synthétise les différentes valeurs des niveaux de chaque facteur utilisé pour le plan d'expériences.

Tableau 1 – Domaine d'étude des paramètres retenus pour le plan d'expériences

Paramètres	Désignation	Domaine d'étude	
		Valeur minimale	Valeur maximale
Diamètre médian des poudres d' Al_2O_3 (μm)	d_{50}	5,2	58,3
Masse volumique tassée de la poudre (g/cm^3)	ρ_{tas}	1,5	2
Teneur en H_2O de la poudre (mgH_2O/g)	H_2O	0	1,2
Hauteur h et diamètre ϕ du cône de poudre de volume $3 cm^3$ (cm)	Dim. tas	$h = 0,9$ $\phi = 3,6$	$h = 1,3$ $\phi = 3$
Rugosité de la surface d'essai en aluminium (μm)	Rug_{SE}	polimiroir	1,6
Vitesse de l'écoulement (m/s)	$v_{réf}$	0,5	10
Durée d'exposition (min)	Δt	2	60
Accélération au démarrage (m/s^2)	α	0,5	2,5

Résultats et discussions

Afin de minimiser l'effet du « temps » dans nos expériences, celles-ci ont été réalisées de façon aléatoire. L'analyse statistique sur les résultats du plan d'expériences nous permet d'apprécier l'influence relative des paramètres sur la mise en suspension. La Figure 6 montre le diagramme de Pareto des effets de chaque paramètre sur la fraction mise en suspension K_R .

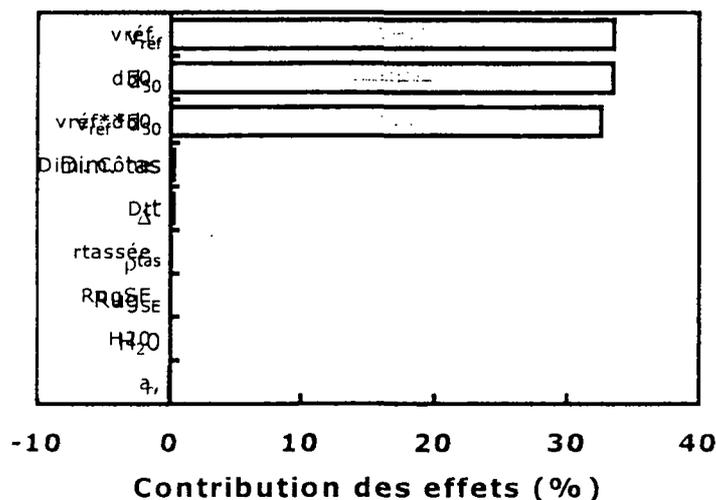


Figure 6 – Diagramme de Pareto : contribution des effets sur K_R

L'analyse des effets montre clairement que :

- la vitesse et la granulométrie ont une contribution très significativement supérieure à celle des 6 autres facteurs que nous avons retenus; leurs effets contribuent chacun à environ 30% de l'effet global; ces deux paramètres jouent donc un rôle prépondérant sur le réentraînement,

- une forte interaction existe entre la vitesse et la granulométrie; ainsi, l'effet de la vitesse sur le K_R diffère suivant la granulométrie; cet effet est d'autant plus important que la vitesse est forte,

- les 6 autres paramètres sont non significatifs sur K_R dans les conditions expérimentales du plan d'expériences; mais compte tenu de la faible gamme de variation de certains paramètres, il convient toutefois d'être prudent.

De plus, l'analyse de nos résultats met en évidence un effet de seuil sur K_R : à granulométrie constante, le réentraînement des particules n'a lieu qu'à partir d'une certaine vitesse dite « critique ». Ceci est tout à fait en accord avec la littérature. En effet, les particules se détachent de la paroi lorsque le rapport des forces aérodynamiques sur les forces d'adhérence (ou de cohésion) des particules dépasse une valeur seuil, ce qui correspond à une vitesse critique.

Conclusions et perspectives

Rappelons-le, le dispositif expérimental que nous avons réalisé au laboratoire a pour but d'étudier les paramètres qui régissent le phénomène de mise en suspension ou réentraînement par écoulement d'air turbulent de particules d'une poudre polydispersée déposée sur une surface.

Alors, une méthodologie expérimentale de mesure de la fraction réentraînée K_R a été définie montrant que notre méthode conduit à une limite de détection de $2 \cdot 10^{-5}$ (en équivalent 5 g de poudre) et à une bonne répétabilité (coefficient de variation de 25 %).

Les premières expériences ont été réalisées sur la base d'un plan d'expériences (plan de « screening » de type Plackett et Burman). Nos résultats montrent clairement que la vitesse et la granulométrie sont les paramètres les plus influents sur la mise en suspension parmi les 8 retenus. De plus, une forte interaction a été mise en évidence entre ces 2 paramètres. Ainsi, l'effet de la vitesse sur le K_R diffère suivant la granulométrie. Ces trois facteurs (vitesse, granulométrie et interaction) contribuent à plus de 99 % de l'effet global.

Par la suite, nous envisageons d'effectuer une étude approfondie vitesse - granulométrie. Il s'agit notamment de mettre en évidence un éventuel effet de seuil sur ces paramètres.

Par ailleurs, une série d'expériences sera dédiée à l'étude spécifique des 6 autres paramètres retenus. Effectuée également selon un plan d'expériences, cette série sera conduite pour des valeurs fixées de vitesse et de granulométrie.

Enfin, l'ensemble de nos résultats devrait permettre le développement d'un modèle semi-empirique décrivant le réentraînement en fonction des paramètres influençant le plus le phénomène.

Références bibliographiques

Alloul, L., Witschger, O., Ledur, D., Renoux, A., Monnatte, J. (1999) Mise en suspension d'une contamination par écoulement d'air, *Actes du Congrès Français sur les Aérosols CFA'99*, 167-172.

Fromentin, A. (1989) *Particle resuspension from a multi-layer deposit by turbulent flow. Ph. D. Thesis, PSI-Bericht Nr.38, Paul Scherrer Institut, Switzerland, September 1989.*

Leprince, F., Riethmuller, M. L. (1985) Skin friction determination by LDV measurements in a viscous sublayer - Analysis of systematic errors. *Technical note 156, Von Karman Institute for Fluid Dynamics, Belgium, December 1985.*

Norme ISO 3534-3 (1999), Statistique - Vocabulaires et symboles - Partie 3 : Plans d'expériences. *Norme internationale, Deuxième édition, 12 janvier 1999.*

Ziskind, G., Fichman, M., Gutfinger, C. (1995) Resuspension of particulates from surfaces to turbulent flows - *Review and analysis. J. Aerosol Sci., 26, 613-644.*

DIMENSIONNEMENT D'UNE DECHARGE ELECTRIQUE POUR L'OPTIMISATION DE LA CHARGE D'AEROSOLS

UNGER L., BORRA J.P.

Laboratoire de Physique des Gaz et des Plasmas,
Equipe Décharges Electriques et Environnement (UMR 8578 du CNRS),
Ecole Supérieure d'Electricité, Plateau de Moulon, 91192 GIF-SUR-YVETTE cedex

I. INTRODUCTION

De nombreuses applications utilisent la charge d'aérosol par décharge électrique (précipitateur électrostatiques, appareils de mesures) principalement parce que les densités d'ions unipolaires créées dans l'espace de décharge sont très élevées et permettent d'atteindre des niveaux de charges élevés. Il subsiste néanmoins des problèmes pratiques (pertes importantes induisant une évolution temporelle des conditions de charge [1][2]; contrôle des différents paramètres jouant sur la charge et optimisation de la charge des particules submicroniques) induisant des difficultés pour établir des lois de charges fiables. Il convient donc de tester – dans des conditions contrôlés (tant au niveau de l'aérosol que de la décharge électrique) – des systèmes de charges et de préciser au mieux les niveaux de charges et les pertes. La charge ionique des particules en milieu unipolaire, et en présence d'un fort champ électrique, est fonction de la taille d_p des particules (et de leur nature chimique), du champ électrique E et du produit $N_i \tau$ de la densité ionique par le temps passé dans cette densité. Dans cette optique, un ioniseur a été testé, et le couplage des résultats (influence des variables sur le niveau de charge des particules) avec un modèle macroscopique de la charge d'aérosol (dans ce système) permet de dimensionner des ioniseurs avec des pertes réduites.

II. MATERIEL ET METHODE

II.1 Montage expérimental

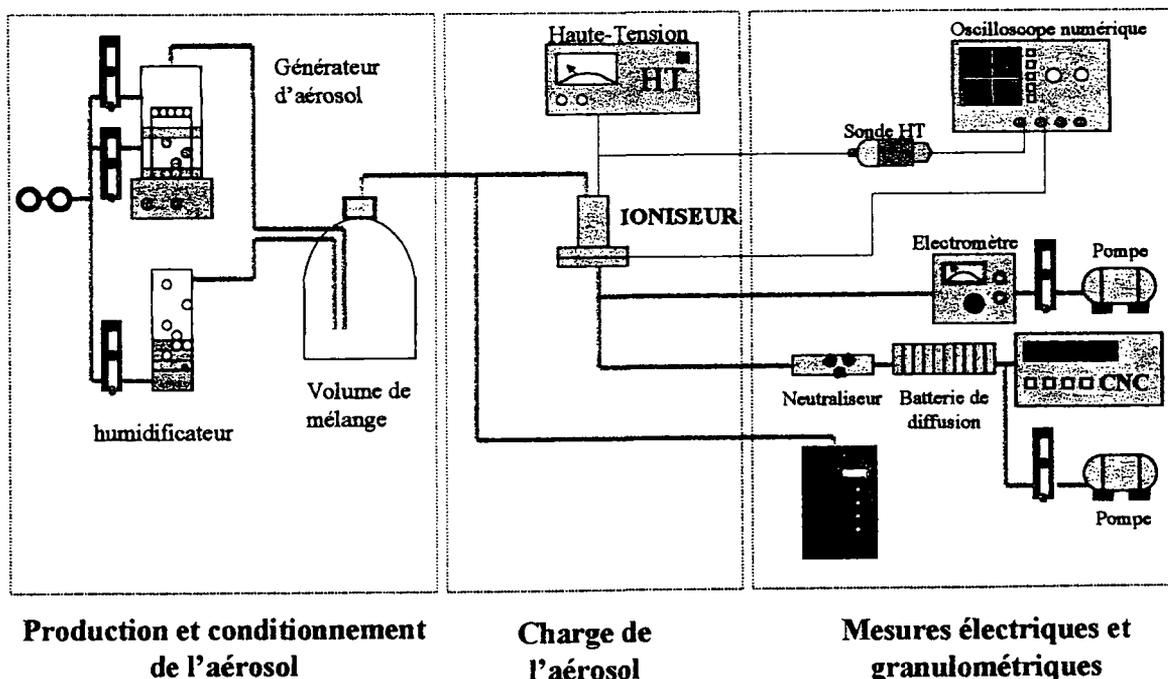


Figure 1 : Schéma du montage expérimental

Le montage expérimental (cf. Figure 1) est constitué de trois parties :

i) Production et conditionnement de l'aérosol

L'aérosol est produit par un générateur d'aérosol monodispersé de NaCl (générateur URANUS GA2400, fonctionnant par entraînement d'un brouillard de gouttes d'eau salée produites par un piézo-électrique) ou de Di-Ethyl-Hexyl-Sebacate (générateur de type Sinclair Lamer modèle Topaz, fonctionnant par nucléation hétérogène de DEHS sur des cristaux de NaCl produits par nébulisation d'une solution de NaCl). L'aérosol produit est

mélangé dans une chambre d'homogénéisation avec de l'air au degré d'humidité contrôlé, puis injecté dans le chargeur. Une partie de l'aérosol test (9,43 L/min) est prélevée en amont de l'ioniseur et caractérisée à l'aide d'un Electrical Low Pressure Impactor (modèle DEKATI).

ii) Charge de l'aérosol

La source d'ions utilisée pour charger les particules de l'aérosol est une décharge fil-cylindre. Le fil est polarisé à la haute tension négative, et le cylindre est relié à la masse par le biais d'un oscilloscope permettant de mesurer le courant de décharge, et de quantifier les phénomènes impulsionnels (fréquence et charge des Trichels) caractéristiques du régime de décharge.

iii) Mesures électriques et granulométriques

En parallèle des mesures électriques permettant de caractériser la décharge, un circuit de mesure de la charge moyenne acquise par les particules est disposé en sortie d'ioniseur. Il se compose :

- d'un électromètre permettant de mesurer le courant de particules chargées en sortie du système
- d'un CNC (modèle 3022A TSI) placé après un neutraliseur radioactif permettant de mesurer, en parallèle du courant de particules chargées, la concentration de particules correspondante. De plus une batterie de diffusion est utilisée dans cette ligne de mesure afin de s'affranchir des particules fines produites dans la décharge (dont les mécanismes de formation sont identifiés mais sortent du cadre de cet article).

Les débits dans les différentes voies sont mesurés et contrôlés à l'aide de débitmètres volumiques et de pompes.

II.2 Ionisation par décharge fil-cylindre

La Figure 2 montre la géométrie de la décharge fil-cylindre de polarité négative (diamètre du cylindre de masse = 30 mm, hauteur du cylindre = 2 mm, rayon de courbure du fil = 165 μm) ainsi qu'une caractéristique potentiométrique de cette décharge (évolution du courant moyen recueilli sur le cylindre en fonction de la tension appliquée au fil).

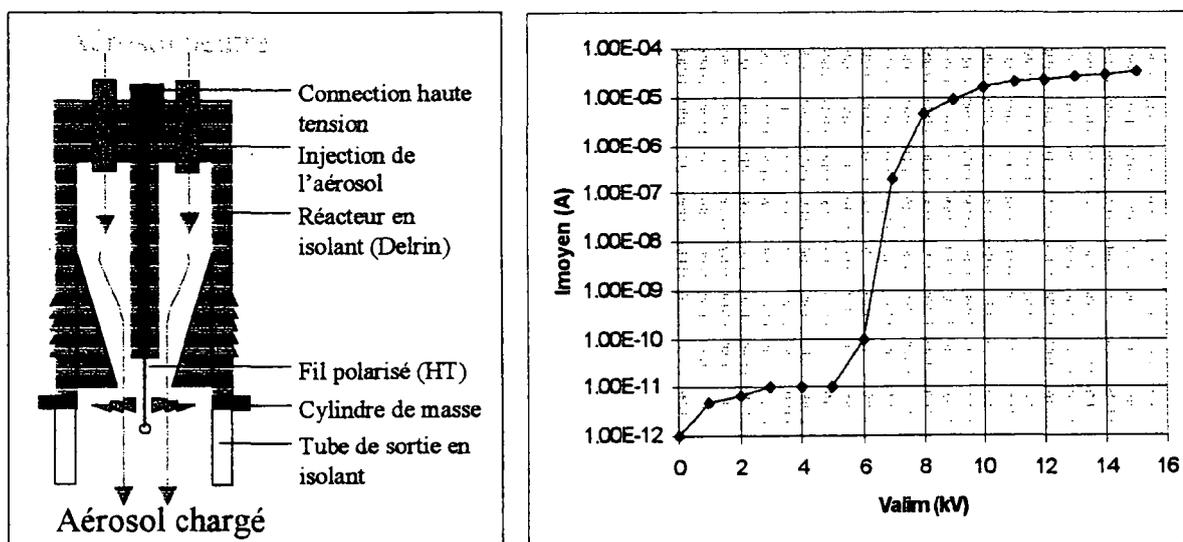


Figure 2 : Géométrie de la décharge et caractéristique potentiométrique de la décharge

Le contrôle de la charge (ainsi que son optimisation) passe par la maîtrise des conditions de charges, i.e. par la caractérisation du régime de décharge (régime non auto-entretenu, de trichel, de glow ou d'arc). Afin de charger efficacement les particules, il convient de se placer en régime de glow (ou de Trichel haute fréquence), pour lequel la densité d'ions est homogène spatialement. L'augmentation du divergent du champ électrique dans l'espace inter-électrodes (par diminution rayon de courbure du fil (165 μm) permet – tout en gardant une rigidité mécanique suffisante – d'augmenter les plages de tensions permettant l'établissement d'une décharge glow (continue).

La stabilisation de la décharge électrique en milieu fermé de faibles dimensions n'est possible qu'en respectant les contraintes suivantes :

- Utilisation de matériaux isolants pour éviter les fuites de courant et les claquages de la haute tension vers les masses environnantes
- Prise en compte de la polarisation des surfaces isolantes par la décharges induisant un courant d'ions gazeux en sortie du système pouvant perturber la mesure électrique

III. RESULTATS

Nous étudierons ici l'influence sur le niveau de charge (i) de la concentration d'ions N_i (fixée par la tension appliquée et la géométrie de la zone de décharge), (ii) du temps de passage des particules dans la décharge (contrôlé par le débit total d'aérosol injecté dans l'ioniseur) et (iii) de la taille des particules (dont dépend la charge à saturation n_s).

III.1 Effet de la décharge sur l'aérosol – Charge et pertes de particules

Lorsqu'on injecte l'aérosol dans la zone de décharge, la forte densité ionique et le champ électrique important (de l'ordre de 10^6 V/m dans la zone d'injection de l'aérosol) induisent un fort flux d'ions unipolaires intercepté par les particules. Les particules chargées placées dans un fort champ électrique sont, pour une partie d'entre-elles, collectées sur le cylindre de masse. L'autre partie sort du système et est détectée à l'aide de l'électromètre et du CNC. La Figure 3 montre la concentration en sortie d'ioniseur ainsi que la charge moyenne calculée en fonction de la tension appliquée (i.e. pour une densité d'ions croissante dans l'espace inter-électrode ; la densité d'ions moyenne dans l'espace inter-électrodes est proportionnelle au rapport I/V).

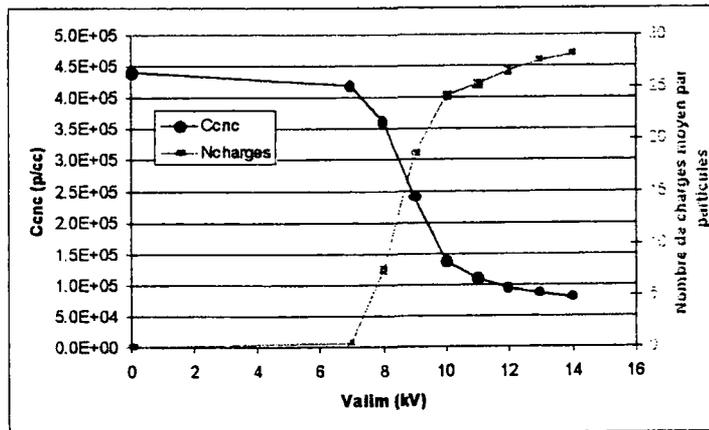


Figure 3 : Concentration et charges de particules en sortie de l'ioniseur en fonction de la tension appliquée (particules de DEHS, $\langle d_p \rangle = 0.45 \mu\text{m}$, $Q_a = 21$ L/min)

Lorsque la tension appliquée augmente, le champ et la densité d'ions dans l'espace inter-électrode augmentent et donnent lieu à une charge plus efficace des particules, et à des pertes plus importantes.

III.2 Effet de l'aérosol sur la décharge – Evolution temporelle

Le dépôt de particules chargées sur les électrodes est la principale limite des systèmes de charges par champ. En effet, le dépôt de particules sur les électrodes modifie les conditions de fonctionnement de la décharge et donc les conditions de charge de l'aérosol. La Figure 4 montre l'évolution du courant moyen de décharge en présence d'aérosol.

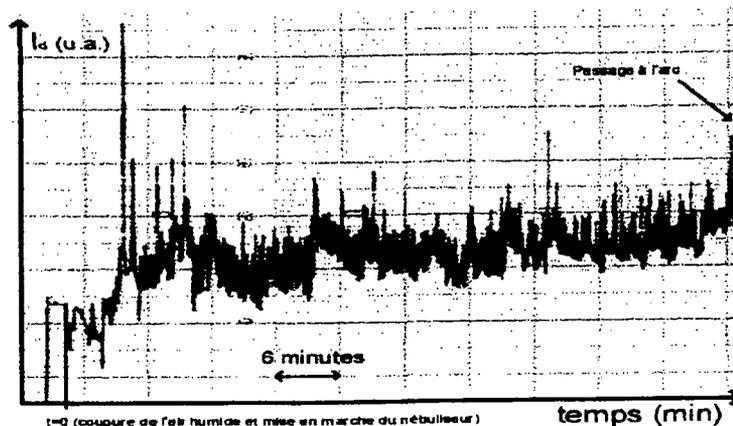


Figure 4 : Evolution du courant moyen de décharge en fonction du temps (aérosol de NaCl, fortement concentré 10^7 p/cc)

Le courant de décharge (stable avant l'injection d'aérosol) se déstabilise et augmente peu à peu dans le temps jusqu'au passage à l'arc (augmentation de la fréquence des décharges filamenteuses (non homogènes), et par conséquent peu efficaces pour charger les particules). Cette déstabilisation de la décharge se traduit par une diminution du niveau de charge moyen des particules (cf. Figure 5).

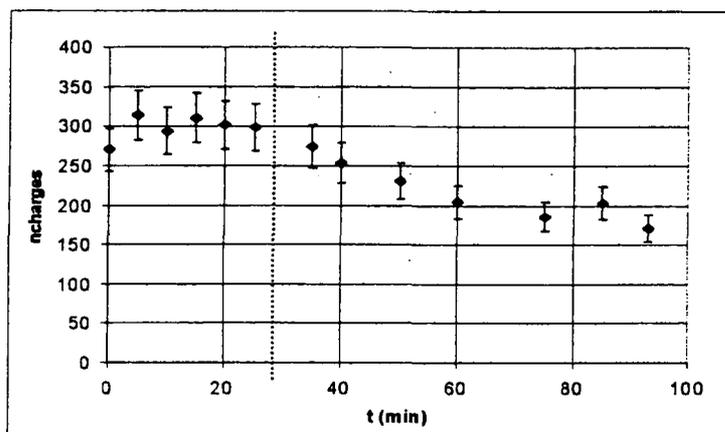


Figure 5 : Evolution temporelle du nombre de charges moyen (aérosol de NaCl, $\langle d_p \rangle = 1 \mu\text{m}$, $Q_a = 5 \text{L/min}$, $V_{\text{alim}} = 13 \text{kV}$, $C_p = 10^5 \text{p/cc}$)

III.3 Influence de la nature de l'aérosol sur la durée de stabilité

Dans le cas d'un aérosol solide de NaCl, la déstabilisation de la décharge est proportionnelle à la quantité de particules déposée sur les électrodes : la décharge sera d'autant plus rapidement déstabilisée que l'aérosol est concentré qu'il passe lentement dans la décharge. Il faut souligner que l'évolution temporelle se décompose en deux phases différentes :

- Une première phase (de $t=0$ à $t=30 \text{min}$ sur l'exemple de la Figure 5) durant laquelle la décharge est peu déstabilisée (le niveau de charge moyen est alors à peu près constant) : cette durée de stabilité permet l'étude de l'influence des différents paramètres expérimentaux sur la charge moyenne, et ainsi de comparer les résultats expérimentaux avec les lois de charges.
- Une deuxième phase (pour $t > 30 \text{min}$ sur l'exemple de la Figure 5) durant laquelle la décharge commence à être déstabilisée (le niveau de charge moyen diminue alors en parallèle avec l'augmentation du courant moyen de décharge i.e. avec l'apparition de décharge filamenteuses non homogènes). Cette phase permet néanmoins d'utiliser les particules chargées puisque les niveaux de charges des particules sont quantifiés.

Dans le cas d'un aérosol de DEHS (liquide), le fonctionnement de la décharge est modifié, mais la décharge se stabilise après formation d'un film de DEHS sur le cylindre de masse : une fois ces conditions atteintes, le niveau de charges moyen est stable et permet également l'étude de l'influence paramétrique sur le niveau de charge moyen dans des conditions stables pendant plus de dix heures.

III.4 Influence du débit

Un des paramètres important pour la charge des aérosols est le produit $N\tau$. L'influence de la densité d'ions a été observée au § III.1 avec l'évolution de la charge en fonction de la tension. L'influence du temps de passage τ dans la décharge sur la charge et la concentration des particules en sortie du système est étudiée en faisant varier le débit d'aérosol dans l'ioniseur.

D'après les lois de charge par champ, la charge des particules augmente avec le temps de passage (i.e. diminue avec le débit). La Figure 6 montre l'évolution de la charge et de la concentration des particules en fonction de la tension pour différents débits.

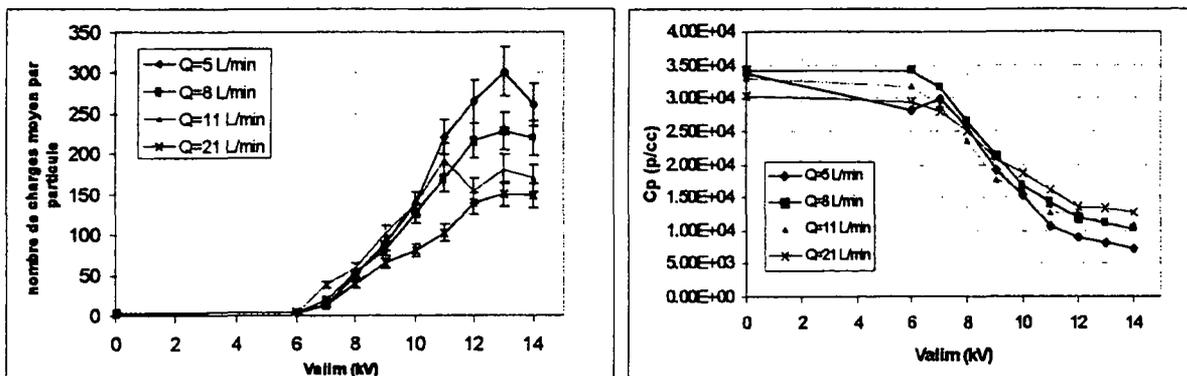


Figure 6 : Influence du débit sur la charge moyenne et la concentration de particules en sortie du système (aérosol de NaCl, $\langle d_p \rangle = 1 \mu\text{m}$)

On observe les effets attendus : pour un N_i constant (i.e. pour une même tension appliquée V_{aim}), une augmentation de τ (i.e. une diminution du débit) induit des niveaux de charges plus élevés et des concentrations plus faibles. Ces résultats sont une preuve du large excès d'ions gazeux disponibles pour la charge des particules dans cet ioniseur : en effet, nous observons ici une augmentation constante du nombre de charge lorsque τ augmente, ce qui ne serait pas le cas si la charge à saturation était atteinte (on aurait alors un effet faible du débit sur le niveau de charge).

Le courant de sortie de l'ioniseur (calculé comme le produit de la charge par le débit et par la concentration) augmente lorsque τ diminue, ce qui s'explique par la diminution des pertes avec l'augmentation du débit (cf. Figure 7)

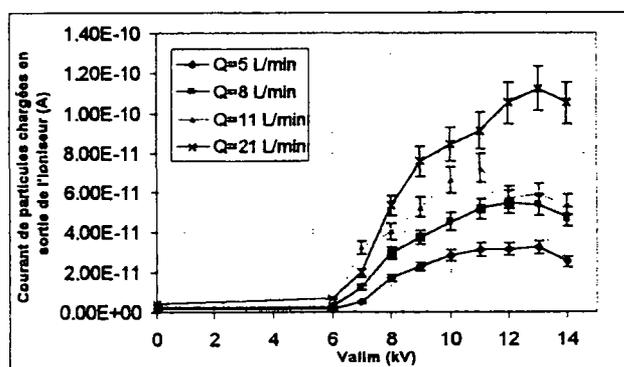


Figure 7 : Courant de sortie de l'ioniseur en fonction de la tension pour différents débits (aérosol de NaCl, $\langle d_p \rangle = 1 \mu\text{m}$)

L'influence du temps de passage (de l'ordre de 10ms pour les débits utilisés ici) peut donc se résumer ainsi :

- soit on passe lentement dans la décharge (optimisation de la charge) et on obtient un aérosol chargé fortement, mais peu concentré (pertes importantes)
- soit on passe rapidement dans la décharge (limitation des pertes) et on obtient un aérosol moins chargé, mais plus concentré (courant de sortie plus important).

III.5 Influence de la taille

La charge à saturation dépend du champ électrique dans lequel évolue les particules, et du diamètre des particules (cf. équation 2). Plus la taille des particules est importante, et plus la surface interceptant les lignes de champ est importante. La Figure 8 montre l'évolution de la charge moyenne en fonction de la tension de l'ioniseur pour différentes tailles de particules de DEHS.

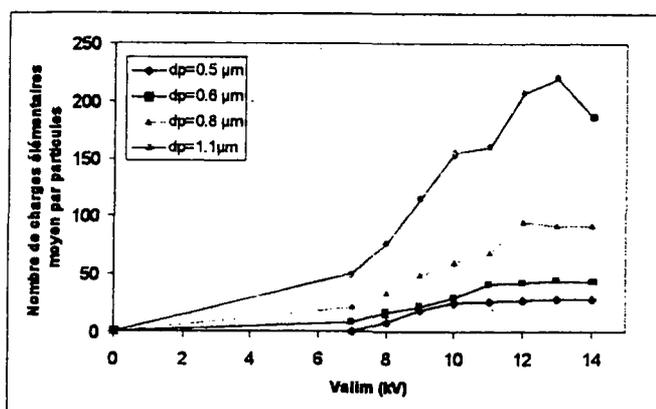


Figure 8 : Charge moyenne des particules en fonction de la tension appliquée pour différentes tailles de particules (aérosol de DEHS, $Q_a=5$ L/min)

On observe une augmentation de la taille avec des tailles de particules croissantes. Il faut souligner que les niveaux de charges atteints avec des particules de DEHS ($\langle d_p \rangle = 1 \mu\text{m}$) sont inférieurs à ceux obtenus pour des particules de NaCl de même diamètre (pour des τ identiques) : une explication possible est la présence d'arêtes vives (faibles rayons de courbure) sur les particules de NaCl (cristaux) induisant un renforcement local du champ électrique, directement relié à la charge à saturation des particules.

III.6 Modèle macroscopique

Un modèle macroscopique statique (ne tenant pas compte de l'évolution temporelle de la décharge, i.e. valide pendant la période de stabilité de l'ioniseur) a été mis en place. Il permet de reproduire les résultats expérimentaux en terme de charge des particules (estimation par la loi de Cochet) et de concentration en sortie (estimation des pertes par le rapport temps de passage dans la décharge / temps de collection). Ce modèle, validé à l'aide des points expérimentaux, nous a permis de dimensionner l'ioniseur présenté ici (principalement en jouant sur le rayon du cylindre, ce qui a permis de diminuer les pertes de $\approx 99\%$ (ancien système non présenté ici) à $\approx 80\%$ (système présenté ici)). Pour des raisons d'encombrement liées à l'insertion de l'ioniseur dans un réacteur de lavage, nous n'avons pas agrandi plus le système ; il est néanmoins possible de dimensionner, à l'aide du modèle macroscopique, un système avec des pertes réduites (i.e. des temps de stabilité plus longs). D'autre part, le perfectionnement de ce modèle devrait permettre de comparer plus précisément les lois de charges d'aérosols avec les valeurs expérimentales obtenues dans des conditions contrôlées et reproductibles.

IV. CONCLUSION & PERSPECTIVES

Un ioniseur a été conçu et testé dans des conditions contrôlées, tant au niveau de l'aérosol (taille, concentration et débit contrôlés) qu'au niveau de la décharge électrique (courant moyen, régime de décharge, évolution due au dépôt sur les électrodes, prise en compte des contraintes techniques pour stabiliser la décharge). L'optimisation a porté sur deux points :

- optimisation des conditions de charges par l'augmentation du divergent du champ et contrôle du régime de décharge
- diminution des pertes en redimensionnant l'électrode de masse par extrapolation des résultats expérimentaux à l'aide du modèle (sans changer la zone d'injection i.e. par augmentation du temps nécessaire pour collecter les particules dans la décharge)

Le système présenté ici permet donc d'étudier la charge des aérosols, puisque les niveaux de charge sont constants (pendant une durée limitée avec des aérosols solides, et pendant une durée non limitée – supérieure à 10 heures – avec des aérosols liquides). Les perspectives sont, outre l'amélioration du système en diminuant les pertes, le perfectionnement du modèle qui permettra de comparer les lois de charges des particules submicroniques avec les résultats expérimentaux.

REFERENCES

- [1] Cheng S.-H., Ranade M.B. and Gentry J.W. (1997). « Experimental design of high volume electrostatic charger », *Aerosol Science and Technology*, 26, 433-446
- [2] Zevenhoven C.A.P., Wierenga R.D.J., Scarlett B. and Yamamoto H. (1994). « An evaluation of the Masuda « Boxer Charger » », *Journal Of Electrostatics*, 32, 133-155

La charge électrique des aérosols par effet couronne. Revue

Michel B. ATTOUI
LPATC-UFR Sci- Université P XII, 94010 Créteil

On dispose de plusieurs méthodes pour charger des aérosols en suspension dans un gaz vecteur :

- 1°/ La diffusion d'ions en milieu unipolaire: Davidson et al. 1985
- 2°/ La diffusion d'ions en milieu bipolaire: Bricard 1965 Zagnit'ko et Kirsh 1985
- 3°/ La thermo ionisation : Yeh et Chang 1980
- 4°/ Le déplacement – polarisation: Peyrous et Lapeyre 1982
- 5°/ L'ionisation chimique: Calcotte 1983
- 6°/ La tribo électrisation: Chernyi 1983 , ou électrification par contact ex : Hendricks 1983
- 7°/ La photo ou thermo induction d'émission exo électronique: Robertson 1981
- 8°/ L'effet photoélectrique: Schmitt-Ott *et al.* 1982, Burtcher *et al.* 1982, Niessner *et al.* 1988, Maisels *et al.* 2000.

Notre revue s'intéresse uniquement à la charge par diffusion d'ions (en milieu bipolaire et/ou unipolaire) générés par effet couronne. En effet nous passons en revue les différentes méthodes développées par les scientifiques depuis une cinquantaine d'années environ en milieu bipolaire et unipolaire. Nous nous limitons aux dispositifs qui fonctionnent dans des conditions en pression et température "accessibles " (moins de 100 °C et quelques bars), en évitant en particulier le domaine du vide, de l'ultra vide et des hautes températures. D'autre part, notre revue se confine à des débits relativement faibles (non industriels). Pour les diamètres des particules à charger, notre intérêt se focalise au domaine de diamètres compris entre quelques nanomètres et quelques micromètres. Les chargeurs à effet couronne utilisent deux géométries : une pointe fine en face d'une plaque perforée (figure 1) ou un fil fin dans un cylindre, (figure 2). Le premier dispositif pointe plaque a été introduit pour la charge des aérosols par Whitby en 1961. Pour le fil dans un cylindre ce fut Hewitt en 1957. La recherche dans ce domaine ne s'est pas arrêtée à ces deux premiers travaux puisque les derniers dispositifs utilisant la pointe plaque ont été présentés à l'EAC 2000 par Medved et al. Meyer et Kasper, le fil dans un cylindre Kruis et Fissan à Dublin en septembre.

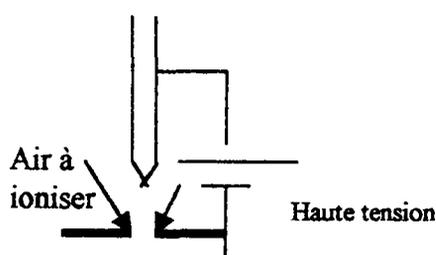


Figure 1

Effet couronne avec une pointe plaque

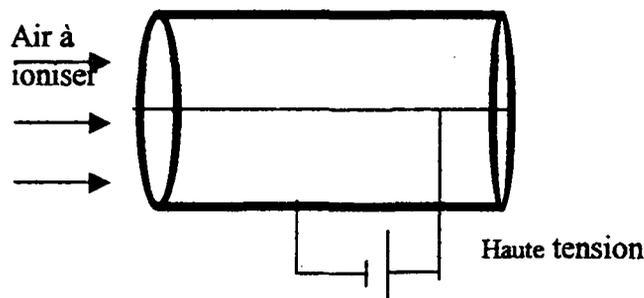


Figure 2

Effet couronne avec un fil fin dans un cylindre

Nous commençons notre revue par le dispositif pointe-plaque introduit par Whitby en 1961 comme indiqué sur la figure 3.

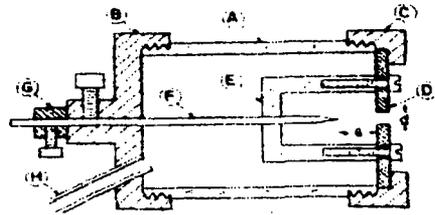


FIG. 3. Schematic of static jet ionizer. (A) Orifice diameter, (B) needle spacing, (C) Lucite tube, (D) end cap, (E) end cap, (F) orifice plate, (G) nozzle positioning bracket, (H) nozzle, (I) nozzle stop, (J) air connection.

Figure 3 Schéma du générateur d'ions de Whitby (1961)

Whitby a étudié la concentration d'ion générés en fonction de la pression de l'air introduit, de la tension de la pointe de la distance pointe plaque et du diamètre de l'orifice de la plaque en face de la pointe. Il a montré que pour des tensions de quelques kilovolts, et des pression de 2 à 3 bars seulement la concentration d'ion générés peut atteindre quelques 10^{11} ions pas cc. En 1965 Whitby et Peterson appliquent cette méthode de génération d'ions à la neutralisation des aérosols par coagulation en milieu bipolaire.

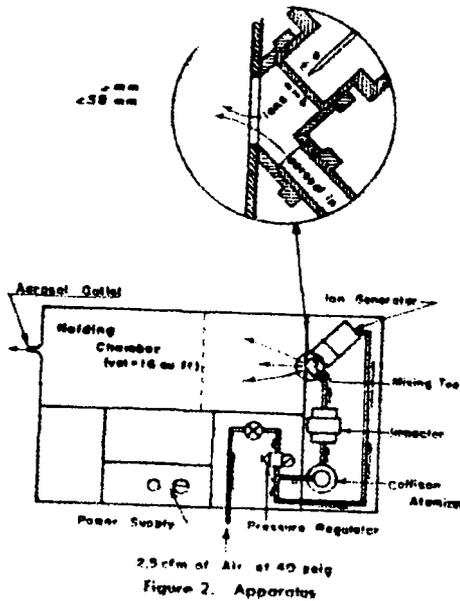


Figure 4 Dispositif utilisé par Whitby et Peterson en 1965

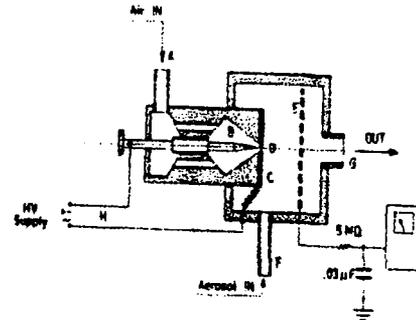


Fig. 2. Ion generator and electric scheme to measure the free ion current. (A) Air supply, (B) tungsten needle point electrode, (C) tungsten plane electrode with orifice, (D) $\phi = 0.26$ mm, (E) charge collecting grid, (F) aerosol in, (G) aerosol out, (H) voltage supply.

Figure 5 Dispositif de Zamaroni et Ottobriani (1977)

En 1977, Zamaroni et Ottobriani appliquent le même principe pour la neutralisation des aérosols en utilisant cette fois ci une tension alternative à la pointe. Tropp et al. 1979 applique ce principe en amont d'un impacteur en cascade pour charger l'aérosols et ainsi le détecter par des méthodes électriques. En 1983 Lehtinäki met au point le chargeur de l'impacteur électrique basse pression. Adachi et al. en 1994 mettent au point un neutraliseur à l'aide de deux pointes portées à des tensions opposées. Attoui 1999 met au point un chargeur à haute efficacité de charge utilisant deux pointes. Medved et al. Utilise en 2000 un chargeur avec une pointe.

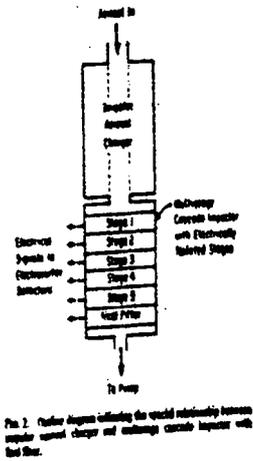
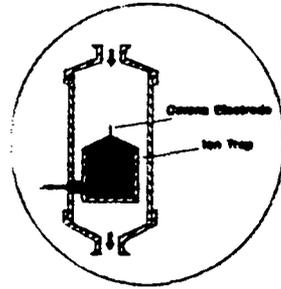


FIG. 2. Multi-stage unit showing the spatial relationship between regular corona charger and collecting combs located with bed flow.

Tropp et al. 1979



Lehtinaki 1983

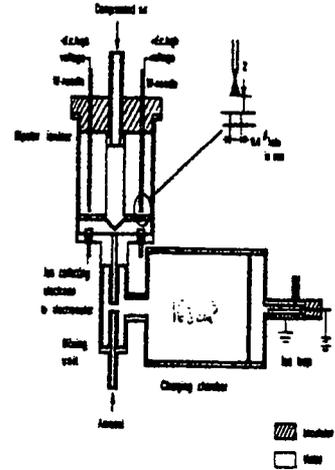
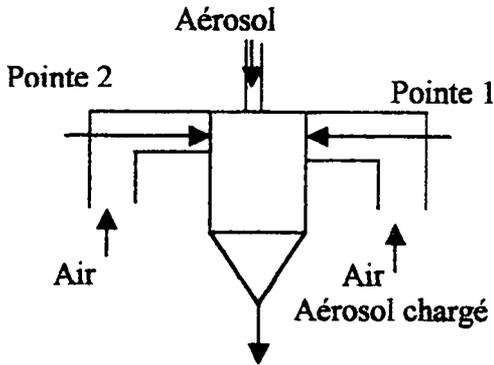


FIGURE 1. Cross-sectional.

Adachi et al. 1993



Attoui 1999

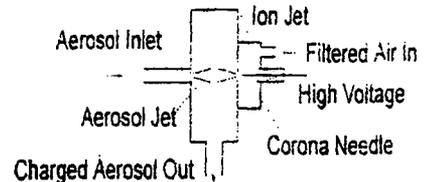
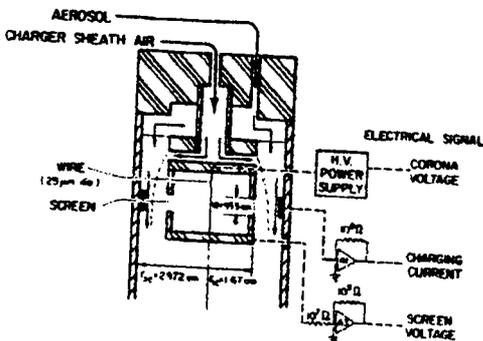


Figure 1. Schematic of the charging device.

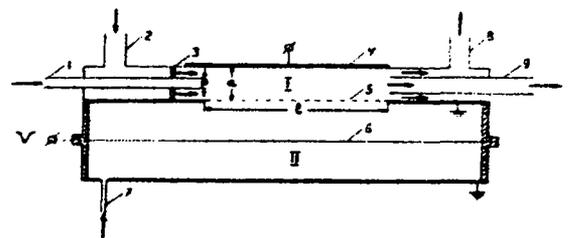
Medved et al. 2000

Deuxième partie : Générateurs d'ions avec le dispositif fil - cylindre

Le premier dispositif fil cylindre a été utilisé dans l'analyseur électrique d'aérosols comme indiqué sur la figure. Liu et al reprennent les travaux de Hewitt en 1967. Kirsch et Zagnit'ko reprennent le dispositif pour les aérosols fins.



Chargeur de l'EAA



Dispositif de Kirsch et Zagnit'ko

FIGURE 1. Charger plate configuration. Corona wires (cw) are 0.038-mm diameter stainless steel wire centered in 0.508-cm diameter cylindrical cavities. Vertical cw spacing is 0.635 cm.

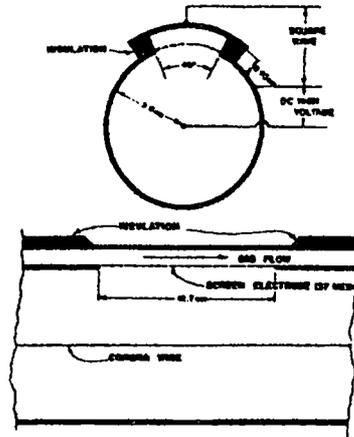
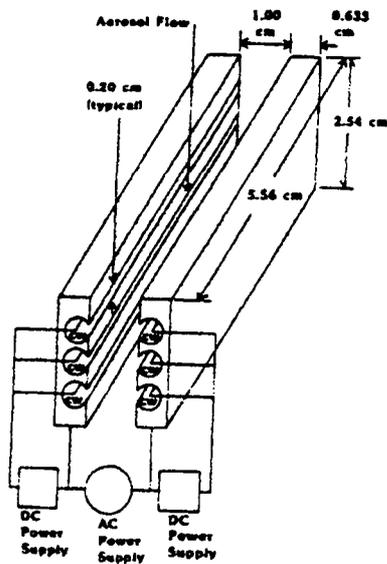


Fig. 19. Cylindrical geometry "Hewitt-type" particle charger. Ions originating at the corona wire pass through the screen electrode into the charging region between the screen and the center plate electrode.

Dispositif de Hutchins et Holm (1989)

Dispositif de Liu et al (1967)

Pour les chargeurs à hauts débits Hutchins et Holm utilisent 6 fils dans 6 cylindres et un champ électrique sinusoïdal. Pour augmenter l'efficacité de charge Buscher et Schmidt-Ott utilisent d'abord en 1990 un champ électrique variable dans le temps en signaux carré. En 1992, ils proposent une superposition de deux champs électriques : un champ constant et un champ variable. Büscher et al. proposent enfin en 1994 un chargeur pour les nanoparticules au produit $n.t$ variable et à champ carré. En 1998 Kruiss et al., et en 2000 Kruiss et Fissan proposent pour les nanoparticules un chargeur d'Hewitt double.

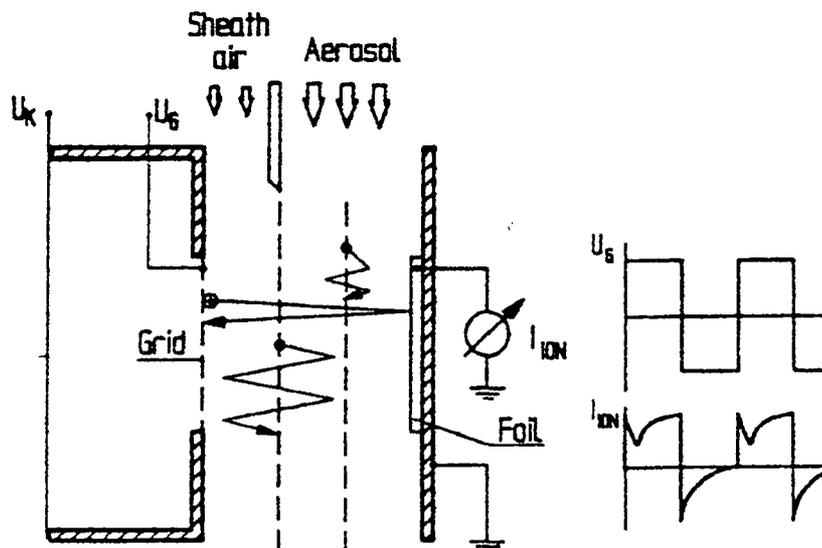


Fig. 1. Principle of the square wave charger

Brüscher et Schmidt-Odt 1990

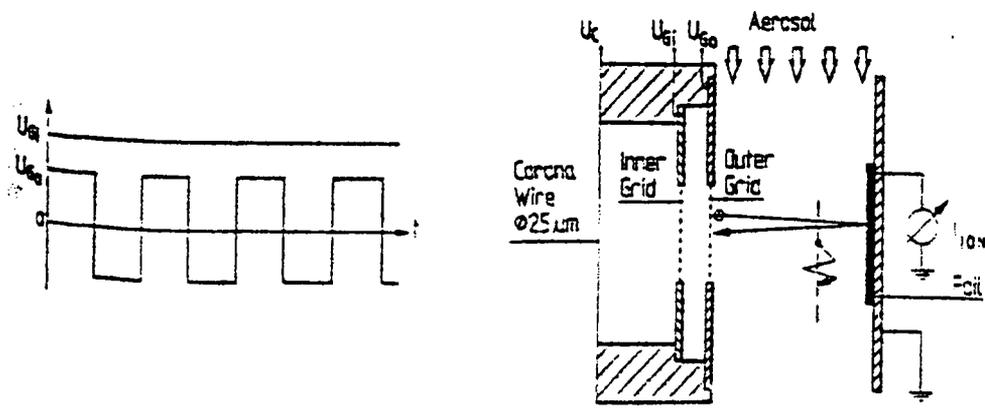


Fig.: Principle of the new compact aerosol charger

Brücher et Schmidt-Odt 1992

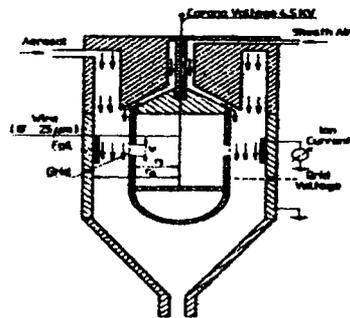


Fig. 1. Schematic sketch of the square wave charger.

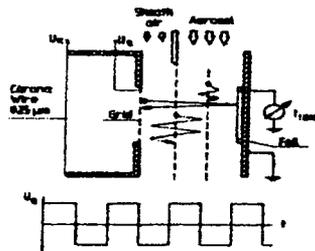
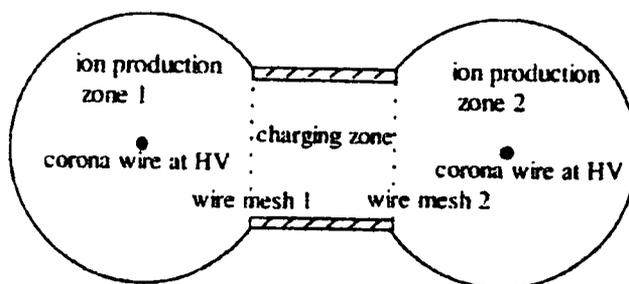


Fig. 2. Detailed sketch of the charging area to illustrate the principle of the square wave charger.

Brücher et al 1994



3. 1 Schematic (cross-section) of the new twin Hewitt charger incorporating two corona discharge zones for ion production, with in between them the charging zone.

Kruis et al. (1998)

- Bricard, J. (1965) In *Problems of Atmospheric and Space Electricity* (S. Coroniti, ed.) Elsevier, Amsterdam.
- Burtscher, H., Niessner, R., and Schmidt-Ott (1984) In *Aerosols: Science Technology, and Industrial Applications of Airborne Particles* (Edited by Liu, B.Y.H. et al.) Elsevier, New York.
- Büscher, P. and Schmidt-Ott, A., (1990) *J. Aerosol Sci.* 21, S1, p567-570
- Büscher, P. and Schmidt-Ott, A., (1992) *J. Aerosol Sci.* 23, S385-388
- Büscher, P. and Schmidt-Ott, A., Wiedensohler, A. (1994) *J. Aerosol Sci.* 25, p651-663
- Calcote, H. (1983) In *Ionic Mechanics of Shoot Formation* (Edited by Lahay, J. and Prado, G.) Plenum Press-London.
- Chernyi, L. (1983) *Soviet Phys. Dokl.* 28, 216.
- Davidson, S., Hwang, S., Wang, J., and Gentry, J. (1985) *Langmuir* 1, 150
- Hendricks, D. (1973) In *Electrostatics and its Application* (Edited by Moore, A.) John, Wiley, New York.
- Hewitt, G. W. (1957) *AIEE Trans.* 76, p 300
- Hutchins, D.K., Holm, J. (1989) *Aerosol Sci. Technol.* 11, p 244-253
- Kirsch, A.A., Zagnit'ko, A.V. (1990) *Aerosol Sci. Technol.* 12, 465-470
- Kruis, F.H., Fissan, H. (2000). *J. Aerosol Sci.* 31, S1001
- Lehtimäki (1983) Thèse Université d'Helsinki)
- Liu, B.Y.H., Whitby, K.T., Yu, H.H.S. (1967) *J. appl. Phys.* 38, 1592
- Maisels, A., Jordan, F., Kirsch, H., Fissan, H., (2000) *J. Aerosol Sci.* 31, S999
- Meyer, J. et Kasper, G. (2000) : *J. Aerosol Sci.* 31, S1003
- Niessner, R., Schroder, H., Robers, W., and Kompa, K.L. (1988). *J. Aerosol Sci* 19, 491
- Peyroux, R. and Lapeyre, R.M. (1982) *Atmos. Environ.* 16, 959.
- Robertson, A. (1981) *Int. J. electronics*, 51, 607.
- Romay, J. F., Liu, B.Y.H., Pui, D.Y.H. (1994) *J. Aerosol Sci.* 20, p 31-41
- Scmidt-Ott, A., Burtscher, H., Scherrer, L., Siegman, H.C. and Federer, B. (1982) *J. Appl. Phys.* 53 3787.
- Tropp, R.J., Kuhn, P.J., Brock, J.R. (1980) *Rev. Sci. Instrum.* Vol 51, n°4, 516-520
- Zagnit'ko, A. and Kirsh (1985) *Russ. J. Phy. Chem.* 59, 95
- Yeh, H.C., and Cheng, Y.S. (1980) *Envir. Sci. Technol.* 14, 726.
- Whitby, K. (1961)
- Whitby, K.T., Peterson, C.M., (1965) *I&C Fundamentals* 4, n°1, 67-72
- Zamorany, E., Ottobrimi, G., (1978) *J. Aerosol Sci.* 9, p 31-39

AEROSOL URBAIN ET ALLERGIE

H.Sénéchal, C. Mislin, F. Lhuissier, G. PELTRE.

Immuno-allergie, Institut Pasteur, PARIS.

L'allergie est une maladie des systèmes immunitaire et inflammatoire. Une exposition à des allergènes peut induire la production d'anticorps particuliers, de la classe des IgE, lesquels se fixent sur des récepteurs à haute affinité situés sur deux types cellulaires, les basophiles sanguins et les mastocytes tissulaires. Une ré-exposition aux mêmes allergènes conduit à la libération, par ces cellules, de médiateurs agissant sur la perméabilité vasculaire. Ce mécanisme est à la base de la production des symptômes de l'allergie.

De nombreuses études épidémiologiques récentes montrent que la fréquence de l'allergie est en rapide progression. Certaines d'entre elles rapportent un doublement des cas au cours de ces 20 dernières années. Or l'exposition aux principales sources d'allergènes connues, acariens et pollens par exemple, n'a pas évolué de façon notable dans ce laps de temps. Il convient de rechercher une autre cause à cette progression. La pollution atmosphérique a été rapidement mise en cause, en particulier par l'accroissement récent et rapide, du parc des automobiles à moteur Diesel. Elle n'est sans doute pas la seule responsable.

Notre contribution dans ce domaine a été l'étude de la pollution de l'air urbain sur les pollens allergisants. Elle a consisté à exposer, en divers sites, des pollens propres puis à observer les modifications induites par ces expositions sur la morphologie des pollens et surtout sur leur contenu en allergènes. Nous avons ainsi exposé, au cours de 4 années, dans la ville de Mulhouse, en juin et en novembre, des sachets poreux retenant des grains de pollen propres de graminée (*Dactylis glomerata*) et d'arbre (*Betula verrucosa*) pendant 2, 24 et 48 heures. La forme et la surface des pollens a été observée au microscope électronique à balayage. Les ajouts entraînés par la pollution de l'air sur la surface de ces pollens ont été analysés par une sonde électronique (EDX). Le contenu en allergène a été analysé par immunodétection après électrophorèse des extraits polliniques. Nos résultats ont montré que la pollution de l'air urbain modifiait fortement la morphologie et la surface des grains de pollens. Ces

modifications étaient assez spécifiques du lieu d'exposition. Leur intensité était dépendante de la durée d'exposition. Ces dépôts à la surface des grains de pollen étaient sous forme d'enrobages ou de particules. La composition ionique des particules était très variable pour chaque site d'exposition et de la saison. En ce qui concerne les allergènes, plus un pollen était pollué et moins il contenait d'allergènes.

Une observation approfondie à fort grossissement au microscope a montré un réseau de fines craquelures à la surface des pollens, expliquant la fragilisation de la couche externe des pollens, l'exine.

Notre hypothèse de travail est donc que la pollution de l'air urbain, tant gazeuse que particulaire, entraîne un relargage des allergènes polliniques dans l'air. Ces allergènes s'adsorbent alors sur l'aérosol urbain, de bien plus faible granulométrie que le pollen, permettant à ces allergènes de pénétrer bien plus profondément dans l'arbre respiratoire qu'ils n'auraient pu le faire dans le pollen. Certains constituants de l'aérosol urbain pourraient de plus jouer un rôle d'adjuvant de l'allergénicité en stimulant le système immunitaire des individus exposés. Des expériences in vitro, en chambre de fumigation, ont permis d'étudier le rôle de certains polluants gazeux bien définis sur les grains de pollen. Enfin des immunisations de souris avec des pollens propres et des pollens pollués sont en cours pour tenter de rechercher de potentiels adjuvants de l'allergénicité.

CONCENTRATIONS MASSIQUES, ABSORPTION, CONTENU EN CARBONE-SUIE, ET VARIABILITE EN FONCTION DES CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES DES AÉROSOLS EN REGION ARIDE DU SUD-OUEST DES ETATS-UNIS

C. Junker¹, Catherine White¹, Ronald Pinnick², Naressa Cofield², Ella Andazola³, Philip O'Brien¹, et S.G. Jennings¹

¹ Atmospheric Research Group, Physics Department, National University of Ireland, Galway, Ireland

² US Army Research Laboratory, Adelphi, MD 20783, USA

³ Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, NM, USA

Résumé

Des aérosols ont été échantillonnés sur filtres en fibre de quartz sur un site désertique du Nouveau Mexique de 1990 à 1995. Le contenu en carbone-suie (appelé aussi 'black carbon' BC) a été déterminé par une méthode optique utilisant l'absorption de la lumière. Des échantillons hebdomadaires et bihebdomadaires ont ainsi été soumis à la mesure avant et après combustion du carbone. La section efficace d'absorption du BC assumé se situe dans la fourchette $10\text{m}^2/\text{g}$ - $19\text{m}^2/\text{g}$.

Les fréquences d'occurrence de concentration en masse de l'aérosol total et de la composante BC semblent suivre une distribution lognormale de probabilité. Pour toute la période, la concentration moyenne géométrique de BC se situe entre $0.11\mu\text{g}/\text{m}^3$ et $0.21\mu\text{g}/\text{m}^3$, selon la section efficace d'absorption adoptée et le taux BC / aérosol total entre 0,7% et 1,4%. Les concentrations moyennes annuelles de BC ont une variabilité d'un facteur de 2 au cours de la période de 5 ans. Une décroissance des observations est observée (diminution moyenne pour BC de $0.011\mu\text{g m}^3/\text{an}$) et la variabilité des concentrations de l'aérosol total semble être environ deux fois plus importante que celle de son absorption.

Au site de mesure la poussière crustale contribue sensiblement à l'absorption de l'aérosol. Pendant les mesures, la fraction d'absorption de lumière visible attribuable à BC contribue en moyenne à 76% de l'absorption totale mais lors d'épisodes de poussière pendant le printemps ou l'été l'absorption de l'aérosol peut atteindre 60% de l'absorption.

Une grande variation ($0,01$ à $0.3\text{m}^2/\text{g}$) de la section efficace d'absorption de la poussière est aussi observée.

La concentration d'aérosol total montre une corrélation négative avec les précipitations, et une corrélation positive avec la vitesse du vent (probablement par les phénomènes de resuspension de poussière par les vents de sable)

Introduction

La connaissance des niveaux de bruit de fond de BC est importante pour évaluer l'effet des sources locales sur le BC dans l'atmosphère. Des études à long terme de l'aérosol BC de fond ont été effectuées dans des sites éloignés en zone marine, dans les régions alpines ou des sites polaires (Cooke et coll., 1997; Lavanchy et coll., 1999; Bodhaine, 1995). Plus d'études sont nécessaires pour obtenir une image de la distribution globale de l'aérosol BC dans la couche planétaire et procurer une fourchette de concentrations pouvant être utilisée comme référence pour des études de forçage des inversions de télédétection, la propagation atmosphérique des rayons laser intenses, et des études de turbidité atmosphérique.

Cette étude essaye de contribuer à ce but par l'étude des concentrations de BC atmosphérique dans une région désertique au sud-ouest des Etats-Unis. Les aérosols non-carbonés peuvent jouer un rôle substantiel dans l'absorption de la lumière dans un tel environnement. Il est ainsi nécessaire de corriger les résultats préliminaires de BC pour la partie d'absorption de l'aérosol non-carboné. Ceci peut être réalisé après les mesures de transmission par combustion des filtres afin de soustraire BC, suivie d'une nouvelle mesure de transmission de lumière. Cet article précise deux approches possibles pour cette correction.

Instrumentation utilisée / méthodes

Les échantillons ont été obtenus avec un échantillonneur de 47mm qui est conçu pour collecter typiquement 5mg d'aérosol à partir d'un peu près 350m³ d'air pendant une période d'1 semaine. Après l'exposition pendant une à deux semaines les filtres ont été pesés pour obtenir la masse d'aérosol total. Une mesure de transmission a été faite sur ces filtres pour déterminer l'absorption de l'aérosol et la quantité BC équivalente à cette absorption (équivalent BC). Conformément à de précédentes mesures effectuées sur le même site (Pinnick et coll., 1993), une valeur de $\sigma_{Aeth}=19m^2/g$ a été utilisée pour la section efficace d'absorption spécifique d'un aérosol de BC dans un filtre de fibre de quartz. Les travaux de Lavanchy et al. (1998), Liousse et al. (1991) et Sharma et al. (2000) ont montré que les valeurs de σ_{Aeth} peuvent être très différentes d'un site à l'autre, ce qui conduit à une grande incertitude sur la masse de BC. Par conséquent la valeur adoptée ici pour σ_{Aeth} peut être trop élevée et peut mener ainsi à une évaluation trop basse du BC. Par conséquent, dans le résumé ci-dessus nous donnons également des concentrations de BC basés sur une section efficace d'absorption spécifique de 10m²/g, valeur proche de celle trouvée en site récepteur (Bodhaine 1995). Par la suite dans ce travail, les concentrations massiques de BC de masse sont obtenues en utilisant une valeur de une section efficace d'absorption spécifique pour BC de 19m²/g. Les tendances annuelles et la variabilité saisonnière que nous nous présentons dans cette étude ne seront pas affectées par ce problème de sigma.

Après les mesures de transmission, les filtres ont été brûlés à 600°C pendant 2 minutes pour enlever le BC, et l'absorption résiduelle de l'aérosol non carboné de ces échantillons a été déterminée. Au commencement de ce travail, la concentration de BC a été calculée à partir des deux mesures de transmission. Dans une approche séparée, nous avons également déterminé BC équivalent à toute l'absorption (équivalent BC) et avons soustrait à partir de ceci la masse de BC attribuable à l'absorption de la poussière. Cette valeur de masse BC de correction a été déterminée à partir de toute la masse d'aérosol multipliée par le rapport entre σ_{Aeth} et le mode (la valeur la plus fréquente) de la section efficace d'absorption de la poussière σ_{dust} .

Nous avons procédé à une analyse spectrale de Lomb sur la masse totale d'aérosol, sur la masse de BC et sur la section efficace d'absorption de la poussière pour déterminer le comportement cyclique possible des données. Comme les transformées de Fourier, cette méthode fait ressortir les fréquences fondamentales des données observées (Stull, 1994). Elle calcule l'ajustement au moindre carré des données, pour une fréquence sinusoïdale et donne la puissance spectrale de la meilleure courbe. Cette méthode évalue donc la correspondance d'une fréquence particulière aux données initiales.

Résultats

Au cours de la période janv. 1990 à oct. 1995, 187 échantillons hebdomadaires et 52 échantillons bimensuels ont été collectés à 7.mètres au-dessus du niveau du sol sur la tour météorologique du site indiqué sur la carte de la figure 1. Les agglomérations les plus proches sont El Paso, Texas-Juarez, situées 40km au sud; Las Cruces, 40km à l'ouest; et Almogordo, 70km au nord-est.

Nous avons trouvé que pour les deux valeurs, équivalent BC et concentration totale en masse de l'aérosol, la fréquence d'occurrence suit des distributions lognormales (figure 2). Par conséquent la moyenne géométrique plutôt qu'arithmétique est appropriée pour décrire les données. La moyenne géométrique pour la période entière est de 15.6µg/m³ pour la masse d'aérosol total et 0.11µg/m³ pour la masse de BC. Ceci mène à un taux BC / aérosol total de 0,7%. La racine carrée de la variance logarithmique est de 13.48µg/m³ pour la masse totale d'aérosol et 0.059µg/m³ pour BC. Le coefficient de variabilité (la racine carrée de la variance divisée par la moyenne géométrique) est de 0,867 pour la masse totale d'aérosol et 0,383 pour l'équivalent BC.

Les valeurs de concentration en masse de BC montrent une grande variabilité au cours de toute la période de mesure. Il y a une augmentation significative pour BC de 1990 à 1991 et une augmentation non significative de 1993 à 1994 avec des périodes prolongées de diminution de BC entre et après ces deux périodes.

La figure 3 montre les moyennes géométriques glissantes de 12 mois pour BC (corrigé pour l'absorption de la poussière). Les bandes supérieures et inférieures d'erreur représentent deux fois l'erreur-type et représentent ainsi un intervalle de confiance de 95%. Là où pour 2 périodes la borne supérieure est inférieure à la borne inférieure, la différence pour les moyennes est alors significative à 95%.

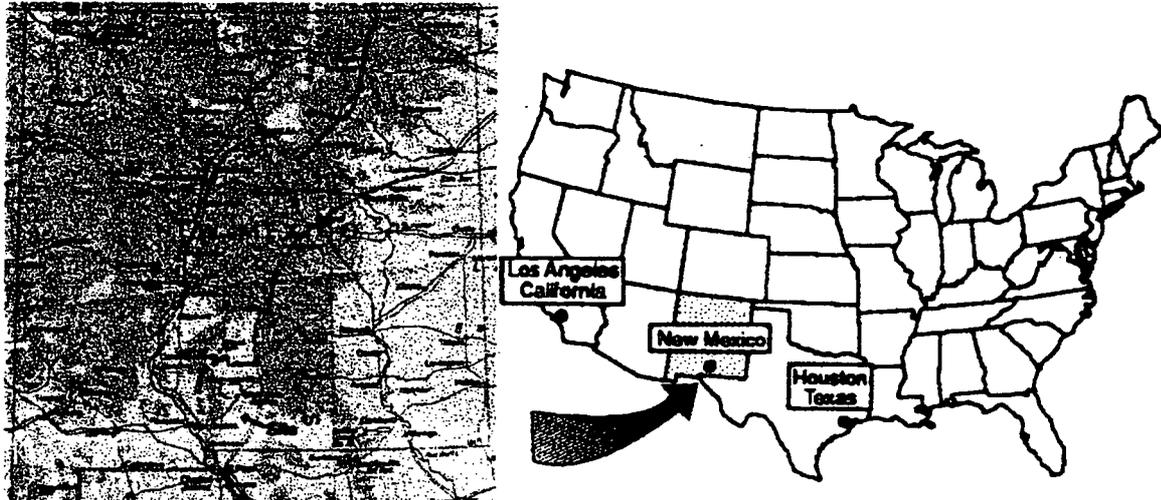


Figure 1 Localisation du site des mesures

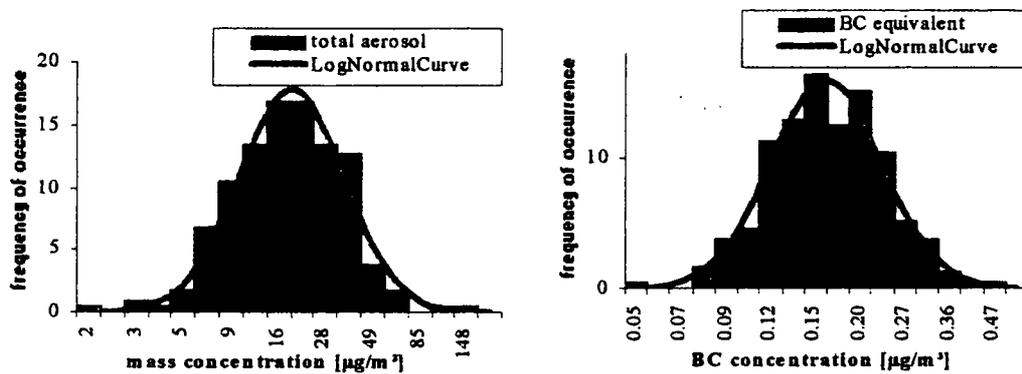


Figure 2 Fréquence d'occurrence de la masse de l'aérosol total et de la masse de BC équivalent

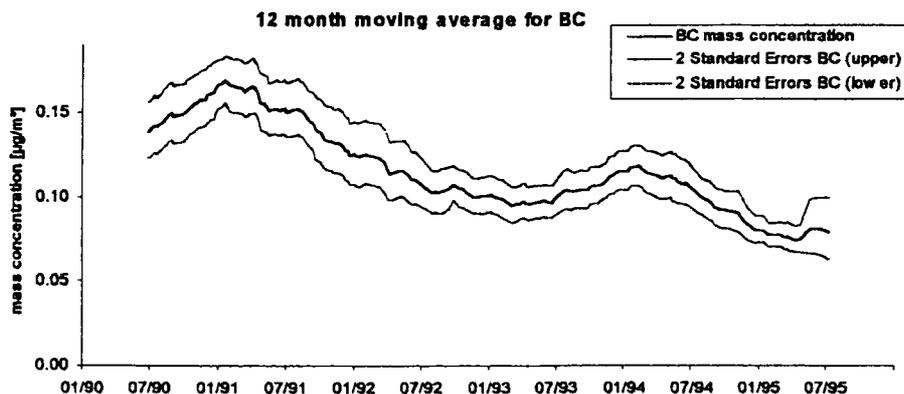


Figure 3 Moyennes géométriques mobiles sur 12 mois pour la masse BC avec deux lignes d'erreur représentant un intervalle de confiance à 95%

Pendant nos mesures au Nouveau Mexique la section efficace d'absorption de la poussière a montré une forte variabilité, avec la valeur la plus fréquente de $\sigma_{\text{dust}}=0.032\text{m}^2/\text{g}$. Il a également été observé des épisodes discrets de 4 à 7 mois avec une absorption de la poussière élevée présentant une valeur maximum de $0.29\text{m}^2/\text{g}$ (figure 4). Cependant, en déterminant la masse de BC par soustraction de l'atténuation de l'échantillon après brûlage, nous n'avons trouvé aucune corrélation significative entre la section efficace d'absorption de la poussière élevée et les faibles valeurs de concentration de BC. Cependant, pour s'affranchir de l'influence de l'absorption résiduelle élevée sur les résultats de BC, dans une analyse séparée nous avons corrigé l'équivalent BC avec une valeur dérivée obtenue en multipliant la masse totale d'aérosol par la section efficace d'absorption de la poussière $\sigma_{\text{dust}}=0.032\text{m}^2/\text{g}$ divisée par la section efficace d'absorption de BC $\sigma_{\text{Aeth}}=19\text{m}^2/\text{g}$. La figure 5 montre le résultat de cette analyse ainsi que la moyenne glissante de l'absorption de la poussière.

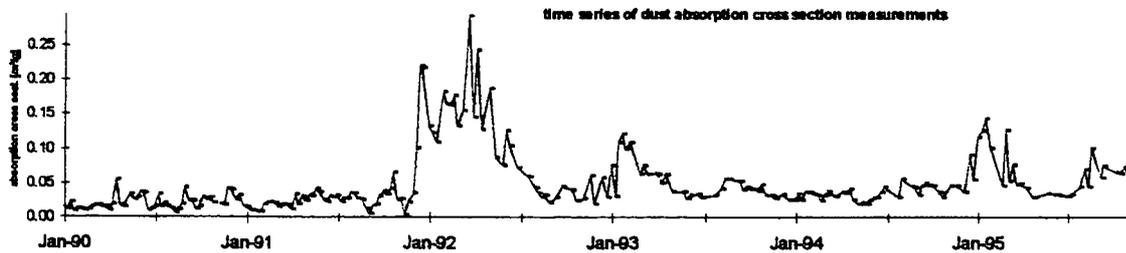


Figure 4 Section efficace d'absorption de la poussière de 01/1990 à 10/1995

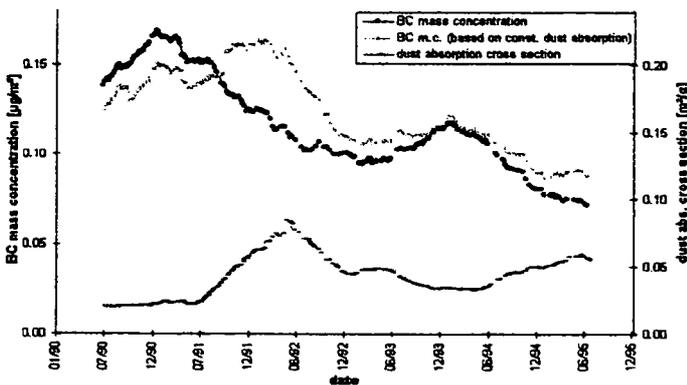


Figure 5 Moyennes géométriques mobiles sur 12 mois pour la section efficace d'absorption de la poussière et pour BC (corrigé de l'absorption de la poussière de deux façons différentes, c.-à-d. en soustrayant l'atténuation résiduelle pour chaque échantillon, ou en soustrayant une valeur de BC équivalent qui est calculée en utilisant une constante pour l'absorption de la poussière et la masse d'aérosol pour chaque échantillon).

L'analyse du caractère saisonnier des concentrations de BC sur le site indique que BC suit un cycle annuel avec des valeurs plus élevées en décembre-janvier et un maximum secondaire autour de mai/juin (figure 6).

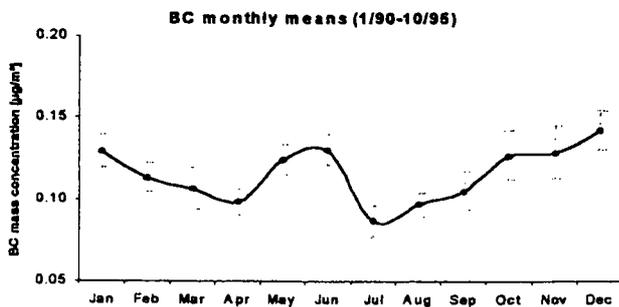


Figure 6 Saisonnalité des concentrations moyennes en masse de BC (1/1990-10/1995)

La corrélation de la masse totale d'aérosol avec les niveaux moyens de précipitations est négative, mais il n'y a aucun effet significatif des précipitations sur la concentration en masse de BC. La vitesse du vent se corrèle positivement avec la masse totale d'aérosol et négativement avec la concentration de BC. Les corrélations sont généralement faibles ($r^2 < 0.2$), en raison de la durée du prélèvement intégrant de une à deux semaines, ce qui est généralement plus long que la durée des conditions atmosphériques stables.

Des mesures ont été effectuées sur le même site par Pinnick et al. (1993) avec les résultats ci-dessous :

	Masse de l'aérosol total [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Equivalent BC [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Moyenne géométrique:	22.7	0.16
Coefficient de variabilité:	0.83	0.44

Tableau 1 Mesures au site au Nouveau Mexique 1975-1977

Vers la fin des années 70 des mesures de BC ont été également effectuées sur deux ans sur deux autres sites continentaux éloignés près de Denver dans les Rocky Mountains et à Fox, Alaska, et dans deux sites urbains Dugway (Utah) et Garmisch Partenkirchen (Allemagne). Le tableau 2 récapitule ci-dessous les résultats.

	Masse de l'aérosol total [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Equivalent BC [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Fox, Alaska	<i>s i t e s é l o i g n é s</i>	
Moyen géométrique:	5.7	0.13
Coefficient de variabilité:	1.57	0.41
Dugway, Utah		
Moyen géométrique:	10.4	0.10
Coefficient de variabilité:	1.15	0.52
Denver	<i>s i t e s u r b a i n s</i>	
Moyen géométrique:	23.6	0.24
Coefficient de variabilité:	0.78	0.29
Garmisch Partenkirchen		
Moyen géométrique:	15.2	0.30
Coefficient de variabilité:	0.64	0.57

Tableau 2 Des mesures a deux sites éloignés et deux sites urbains continentaux 1976-1979 Pour tous ces sites la fréquence d'occurrence de la masse totale d'aérosol et du BC suit une distribution lognormale.

Discussion et Conclusion

Les données moyennes obtenues dans notre étude sont comparables à celles obtenues sur deux autres sites continentaux éloignés, Fox et Dugway. Au site du New Mexico aussi bien que dans les deux autres sites éloignés la variabilité des données d'aérosol total est 2 fois plus importante que celle de l'équivalent BC. Dans un site urbain en Allemagne la variabilité de tout l'aérosol est également plus élevée que celle de BC, mais à un moindre degré. Ceci suggère qu'il puisse y avoir moins de sources pour BC que pour l'aérosol total.

La variation de BC au cours de l'année démontre l'origine anthropique de BC sur le site de mesures. Les valeurs plus élevées en décembre et janvier sont peut être attribuables au chauffage domestique. Le pic autour de mai/juin peut être lié aux brûlages agricoles et aux feux de forêt et de broussailles typiques pour cette saison.

La correction de l'équivalent BC en utilisant un taux constant de $\sigma_{\text{dust}}/\sigma_{\text{Aeth}}$ donne un bon accord avec une autre méthode qui soustrait l'atténuation résiduelle obtenue après combustion de chaque échantillon, excepté pour certains cas où la section efficace d'absorption de la poussière est exceptionnellement élevée. Puisque nous ne connaissons pas exactement les causes de la grande variabilité de l'absorption de la poussière, nous ne pouvons pas proposer de conclusion définitive pour la méthode la plus adaptée. Pour gagner plus de certitude il sera nécessaire de brûler les échantillons de filtre à température plus élevée ou a temps plus long, et analyser des rétrotrajectoires pour connaître l'origine du BC sur notre site.

On observe généralement une évolution vers la décroissance pour la masse de BC pendant les années 1991 à 1995 sur notre site. Une baisse de BC serait conforme aux mesures à long terme du réseau IMPROVE qui suggère une diminution moyenne de BC pour certains de ses sites de mesure (Sister et Malm, 2000).

Remerciements

Je souhaite remercier Hélène Cachier pour l'examen de ce manuscrit.

Références

- Bodhaine B.A.
Aérosol Absorption Measurements at Barrow, Mauna Loa and the South Pole
J. Geophys. Res., 100, 8967-8975, 1995
- Cooke W.F., Jennings S.G., and Spain T.G.
Black Carbon Measurements at Mace Head, 1989-1996
J. Geophys. Res., 102, 25339-25346, 1997
- Lavanchy V.M.H., Gäggeler H.W., Nyeki S., Baltensperger U.
Elemental Carbon (EC) and Black Carbon (BC) Measurements with a Thermal Method and an Aethalometer at the High-Alpine Research Station Jungfraujoch
Atmos. Environ., 33, 2759-2769, 1999
- Liousse C., Cachier H.
Optical and Thermal Measurements of Black Carbon Aérosol Content in Different Environments: Variation of the Specific Attenuation Cross-Section, Sigma(σ)
Atmos. Environ., 27A, 1203-1211, 1991
- Pinnick R.G., Fernandez G, Martinez-Andazola E, Hinds B.D, Hansen A.D.A, and Fuller K.
Aérosol in the Arid Southwestern United-States - Measurements of Mass Loading, Volatility, Size Distribution, Absorption Characteristics, Black Carbon Content, and Vertical Structure to 7 Km Above Sea-Level
J. Geophys. Res.-Atmos., 98, 2651-2666, 1993
- Press, William H.,
Numerical Recipes in Fortran, the Art of Scientific Computing
second edition (1992) Cambridge University Press
- Sharma S., Cachier H., Chow J.
Light Absorption and Thermal Measurements of Black Carbon in Three Different Regions of Canada
J. Geophys. Res., conference proceedings of the 7th ICCPA, 2000
- Sister JF, Malm WC
Interpretation of Trends of PM2.5 and Reconstructed Visibility from the Improve Network
J. Air Waste Manage., 50, 775-789, 2000
- Stull, Roland B.
An Introduction to Boundary Layer Meteorology
(1994) Kluwer Academic Publishers

Détermination des régions sources à l'origine du sulfate particulaire mesuré en zones rurales

A. Charron¹, P. Coddeville¹ et A. Sirois²

¹Ecole des Mines de Douai - Dpt Chimie et Environnement 59508 Douai

²Service de l'Environnement Atmosphérique, Québec, Canada H9P 1J3

Résumé

Ces travaux s'inscrivent dans le cadre du programme national de MEsure des Retombées Atmosphériques (MERA). Ils portent sur la recherche de l'origine du sulfate particulaire collecté entre 1992 et 1995 dans une station localisée dans le parc régional du Morvan. Deux méthodes statistiques ont été utilisées dans cette étude. Premièrement, les régions à l'origine des fortes concentrations de sulfate particulaire au site récepteur sont déterminées à l'aide d'un modèle (méthode de Seibert) combinant les mesures réalisées sur site et des rétro trajectoires de masses d'air. Deuxièmement, les différents profils de transport atmosphérique, leur fréquence et concentrations associées sont évaluées à l'aide d'une classification par Nuées Dynamiques (méthode K-means/distance Euclidienne simple) des rétro trajectoires de masses d'air. Le test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour vérifier si les médianes des concentrations associées à chaque classe sont statistiquement différentes.

Les fortes concentrations de sulfate particulaire semblent être la conséquence du transport à longues distances de composés soufrés depuis des zones européennes de fortes émissions de dioxyde de soufre. Néanmoins les masses d'air en provenance de ces régions (direction ENE) n'ont représenté, entre 1992 et 1995, que 15 % des événements. Ces événements ont montré de fortes variations saisonnières avec de plus fortes concentrations pendant la "saison chaude" (mars-septembre). Ces variations semblent être liées à l'augmentation des concentrations en oxydants photochimiques disponibles pour l'oxydation du dioxyde de soufre.

Mots-clé : sulfate particulaire, zones rurales, transport à longues distances, méthodes statistiques

Abstract

This work belongs to the French national programme for air quality monitoring in rural areas (MERA). Through this study we intended to identify the main sources responsible for higher particulate sulphate at Morvan site located in the middle of France. Two statistical methodologies were used. First, the concentration field map of likely contributing sources has been established with a trajectory statistics (Seibert et al. methodology), which combines particulate sulphate concentrations and air parcel backward trajectories. Second, five atmospheric transport patterns, their frequency and concentration have been evaluated with a partitioning cluster analysis (K-means method using Euclidean distance as a similarity measure) applied to air mass trajectories. A Kruskal-Wallis-type simultaneous rank test has been used to test for significant differences in median concentrations associated with each cluster.

The long range transport of sulphur compounds from high anthropogenic sources seems to be responsible for the highest particulate sulphate concentrations at Morvan. Nevertheless, advection of air masses from the ENE direction corresponds to about 15 % of air masses. Those have shown seasonal cycles with higher concentrations during the warm season (March to August). The increase of photochemical activity seems to be responsible for these variations.

Keywords : particulate sulphate, rural areas, long range transport, trajectory statistics

Introduction

Le réseau de MEsure des Retombées Atmosphériques (MERA) a été constitué en 1984. Sa mise en place répond aux engagements pris par la France en matière de surveillance dans le cadre de la convention de Genève sur la pollution transfrontalière à longues distances. Les objectifs du

programme MERA sont donc liés à ceux du programme européen EMEP¹. Les points les plus importants du programme sont la surveillance et la caractérisation de la pollution atmosphérique en zones rurales non influencées localement ainsi que l'identification des régions sources pouvant être à l'origine des polluants acidifiants et l'évaluation de l'impact du transport à longues distances. Le réseau MERA comporte aujourd'hui 11 stations réparties sur l'ensemble du territoire français dont 8 sont incluses dans le réseau EMEP. Dans ce cadre, le sulfate particulaire est quotidiennement collecté dans l'ensemble des stations du réseau depuis maintenant une dizaine d'années.

Les rétro trajectoires constituent un outil très efficace pour déterminer les sources à l'origine des polluants atmosphériques mesurés sur des sites de fond. Des ensembles importants de rétro trajectoires sont interprétés en utilisant des méthodes statistiques. Ces méthodes se classent en trois groupes : (1) les analyses "par secteur" (ou "Flow climatology") (e.g. Miller et al., 1993), (2) les classifications automatiques, hiérarchiques (e.g. Moody and Samson, 1989) ou par Nuées Dynamiques (e.g. Sirois and Bottenheim, 1995), et (3) les méthodes statistiques qui permettent l'établissement de la cartographie des sources probables sous forme de champs de probabilité (Ashbaugh et al., 1985) ou de concentration (Seibert et al., 1994 ; Stohl, 1996).

Cette étude porte sur la détermination des origines géographiques du sulfate particulaire mesuré en zones rurales, sur l'évaluation de l'impact du transport à longues distances et sur l'examen des paramètres susceptibles de jouer un rôle sur les variations du sulfate particulaire.

Données et méthode

Le présent travail porte sur les échantillons de sulfate particulaire collectés entre 1992 et 1995 (1206 échantillons) dans une station du réseau MERA localisée dans le Parc Naturel Régional du Morvan (département de la Côte d'Or). Cette station fait également partie du réseau européen EMEP. Sa situation, dans un environnement forestier à une position sommitale (altitude de 620 mètres) suffisamment éloignée de toutes sources de pollution, en fait un site idéal pour l'étude du transport à longues distances.

Un dispositif de prélèvement, appelé AbSO₂, assure la collecte journalière de la matière particulaire et du dioxyde de soufre à l'aide d'un filtre (Whatman 40) et d'un barboteur rempli d'une solution diluée d'eau oxygénée. Un régulateur de débit massique maintient le débit d'échantillonnage à 100 l/h. Les échantillons sont analysés par chromatographie ionique avec détection conductimétrique.

Des rétro trajectoires de masses d'air tridimensionnelles calculées au Service de l'Environnement Atmosphérique du Canada (Voldner et al., 1981) définissent le trajet emprunté par les masses d'air avant leur arrivée au site récepteur. Chaque échantillon journalier est associé à 4 rétro trajectoires calculées au site récepteur à l'altitude de 925 hPa pour les heures de 12 h UT, 18 h UT, 0 h UT et 6 h UT. Les rétro trajectoires sont représentées dans la carte EMEP à l'aide d'une projection stéréographique polaire vraie à la latitude 60 °N.

L'examen des origines du sulfate particulaire est réalisé à l'aide de deux méthodes statistiques complémentaires.

(1) Des cartes de sources probables du sulfate particulaire ont été calculées à l'aide de la méthode de Seibert et al. (1994). Des études précédentes réalisées sur l'analyse des précipitations montrent que cette méthode donne des résultats très satisfaisants (Charron et al., 1998 ; Charron et al., 2000). Cette méthodologie suppose que l'ensemble des zones géographiques survolé par les masses d'air est potentiellement responsable des concentrations

¹ Cooperative programme for the monitoring and evaluation of long range air pollutants in Europe

mesurées au site récepteur. La qualité des résultats obtenus dépend du nombre de rétro trajectoires. Chaque point des rétro trajectoires est associé à la concentration observée au site récepteur. Un point de trajectoire correspond à la position géographique de la masse d'air toute les heures avant son arrivée au site récepteur. Les points sont projetés dans la grille EMEP de maillage 150 sur 150 km. Des concentrations moyennes sont attribuées à chaque maille du domaine. Les mailles auxquelles moins de 20 points de trajectoires sont affectés sont retirées en raison de leur faible signification statistique. Pour plus de détails sur ces méthodologies se référer à Charron (1999).

(2) Une classification par Nuées Dynamiques (méthode K-means) a permis le classement des rétro trajectoires en groupes de rétro trajectoires en fonction de leur provenance et de la vitesse des vents. La méthode K-means est une classification itérative avec laquelle les distances entre groupes d'observations ont été évaluées avec la distance Euclidienne simple. Les itérations sont arrêtées lorsque les déplacements des centres finaux des classes convergent vers 0. Dans notre cas, les centres finaux des classes sont les rétro trajectoires « moyennes » représentatives de chaque classe. 30 itérations ont été nécessaires pour faire converger les centres finaux des 5 classes définies pour les 4822 rétro trajectoires intégrées dans notre étude. Pour plus de détails sur les classifications automatiques, se référer à Sirois (1998). Les concentrations associées à chaque classe sont représentées à l'aide de boîtes à moustaches. Le test non paramétrique sur les rangs de Kruskal-Wallis (Miller, 1981) a permis de tester la signification statistique des différences entre les valeurs médianes des concentrations associées aux différentes classes. Les valeurs médianes sont comparées par paires. Le niveau de confiance statistique choisi est de 95 %.

Résultats

La figure 1 représente la cartographie des sources probables du sulfate particulaire mesuré au Morvan calculée avec la méthode de Seibert. Une concentration C affectée à une maille signifie qu'en moyenne, lorsque des masses d'air ont traversé la zone géographique définie par la maille, la concentration C est mesurée au site récepteur. Cinq couleurs définissent cinq gammes de concentrations.

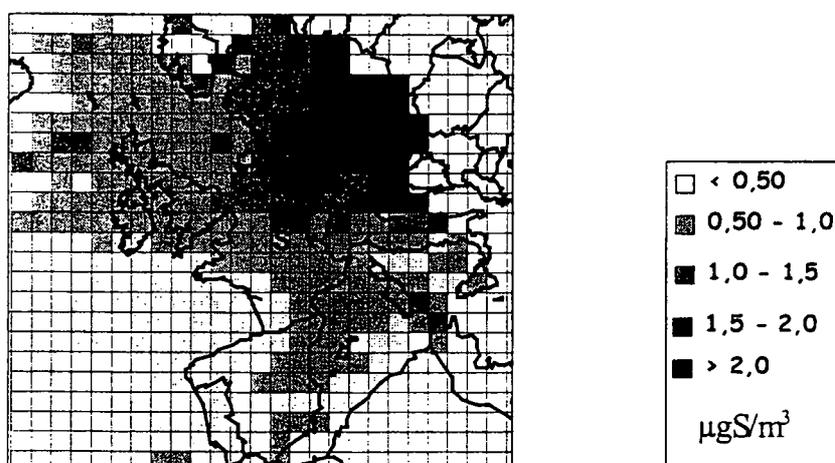
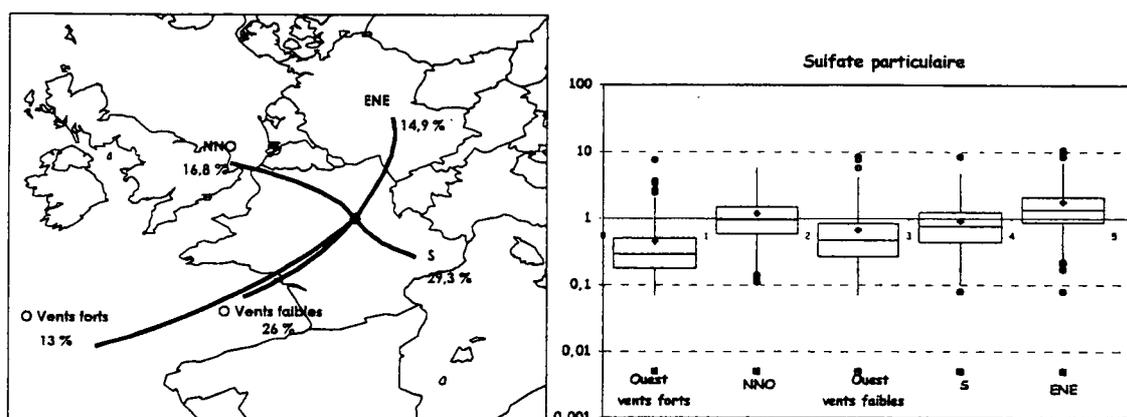


Figure 1 : Cartographie des sources probables de sulfate particulaire représentant les concentrations moyennes mesurées au Morvan (1992-1995)

La carte obtenue montre que des concentrations inférieures à $0,5 \mu\text{gS}/\text{m}^3$ sont mesurées au Morvan lorsque les masses d'air proviennent de l'océan Atlantique tandis que des concentrations supérieures à $2 \mu\text{gS}/\text{m}^3$ sont mesurées lorsque les masses d'air proviennent

d'Europe centrale. Ce résultat montre clairement l'impact du transport à longues distances sur les concentrations de sulfate particulaire mesurées au Morvan. Les plus faibles niveaux de concentrations semblent liés au faible apport des émissions océaniques (embruns, oxydation du sulfure de diméthyl), au contraire, les plus forts coïncident avec la zone européenne possédant les plus fortes émissions de dioxyde de soufre d'Europe.

La classification par Nuées Dynamiques (figure 2a) nous a permis de définir, pour la période considérée, 5 types d'événements (5 classes de rétro trajectoires) ainsi que leurs fréquences relatives. Le test de Kruskal-Wallis a montré que toutes les valeurs des médianes associées à chaque classe sont statistiquement différentes à un niveau de confiance de 95 %. Des boîtes à moustaches représentent les concentrations de sulfate particulaire associées à chaque type d'événement (figure 2b). Ces résultats indiquent que les vents d'ouest, les moins chargés, sont les plus fréquents (presque 40 % des événements), tandis que les vents d'ENE, les plus chargés en sulfate particulaire, représentent seulement 15 % des événements. Ces résultats sont en accord avec la carte des sources probables. Par contre, ils révèlent le secteur NNO comme second contributeur de concentrations élevées en sulfate particulaire.



Figures 2: (a) Centres finaux des classes projetés dans la carte EMEP et pourcentage de rétro trajectoires associées à chaque type d'événement, (b) boîtes à moustaches des concentrations de sulfate particulaire en $\mu\text{gS}/\text{m}^3$ associées à chaque type d'événement.

Nous nous sommes plus particulièrement intéressés aux événements d'ENE associés aux plus fortes concentrations de sulfate particulaire. Ces événements ont été séparés en deux saisons, une « chaude » correspondant aux concentrations mesurées entre mars et août et une « froide » correspondant aux concentrations mesurées entre septembre et février. Les événements de ENE sont équitablement répartis entre les deux saisons. La figure 3 révèle que ces événements montrent des variations saisonnières avec de plus fortes concentrations de sulfate particulaire pendant la saison chaude. Cette tendance est donc inversée avec l'augmentation des émissions de dioxyde de soufre pendant la saison froide. Il faut néanmoins noter que le test de Kruskal-Wallis ne révèle pas de différence statistiquement significative entre les deux saisons. La diminution nette des concentrations de sulfate entre 1992 et 1995 pourrait expliquer ce résultat (le test fait l'hypothèse qu'il n'y a pas de tendance systématique).

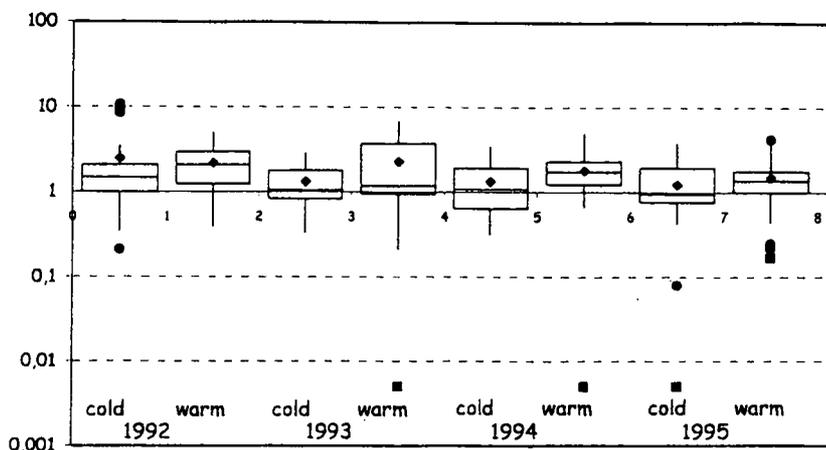


Figure 3 : Concentrations de sulfate particulaire en $\mu\text{gS}/\text{m}^3$ mesurées pendant les saisons chaudes (warm) et froides (cold) de 1992 à 1995, associées aux masses d'air en provenance de la direction ENE.

Pour ces événements, le sulfate particulaire provient principalement de l'oxydation du dioxyde de soufre. Le rapport 'dioxyde de soufre sur sulfate particulaire' peut être utilisé comme un indice de l'âge de la masse d'air (éloignement des sources) et/ou de l'importance de la capacité oxydante de l'atmosphère. La figure 4 présente ces rapports pour les événements en provenance de la direction ENE. Ces rapports sont globalement supérieurs à 1 pendant la saison froide (pour plus de 50 %, voire 75 % des événements) et inférieurs à 1 pendant la saison chaude. L'application du test de Kruskal-Wallis montre que les rapports sont statistiquement différents pour les saisons chaudes et froides (intervalle de confiance à 95 %). Cela signifie que, pendant la saison froide, les concentrations de dioxyde de soufre associées aux masses d'air en provenance de la direction ENE sont supérieures aux concentrations de sulfate particulaire et inversement, pendant la saison chaude, les concentrations de sulfate particulaire sont supérieures aux concentrations de dioxyde de soufre. En moyenne, le sulfate particulaire a représenté 40 % du soufre total pendant la saison froide et 60 % pendant la saison chaude. La conversion du dioxyde de soufre en sulfate nécessite l'intervention d'oxydants formés par des processus photochimiques. Cette réaction peut se produire aussi bien en phase gazeuse qu'en phase aqueuse et hétérogène (Calvert et al., 1985). En conséquence, les résultats suggèrent que le niveau de concentration en sulfate particulaire au Morvan dépend fortement des niveaux de concentrations en oxydants de l'atmosphère disponibles pour l'oxydation du SO_2 .

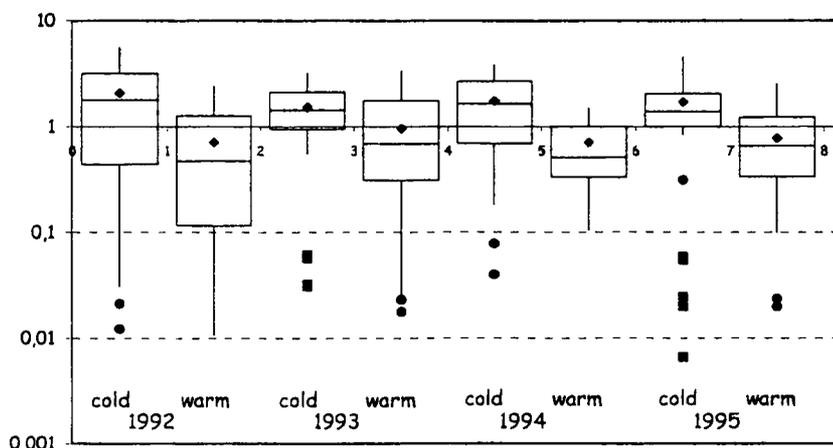


Figure 4 : Rapports 'dioxyde de soufre sur sulfate particulaire' associés aux masses d'air en provenance de la direction ENE, pour les saisons chaudes et froides de 1992 à 1995.

Conclusion

Les plus fortes concentrations de sulfate particulaire mesurées au Morvan sont associées à des vents de ENE en provenance des régions européennes fortement émettrices de dioxyde de soufre. Ces événements n'ont représenté, pendant la période d'étude (1992-1995), que 15 % des événements. Dans cette région française, la plupart des événements correspondent à des vents d'ouest très faiblement chargés en sulfate particulaire.

L'examen des événements d'ENE a révélé la variation saisonnière des concentrations de sulfate particulaire. De plus fortes concentrations sont mesurées pendant la saison chaude (mars à août). L'augmentation de la capacité oxydante de l'atmosphère pendant la saison chaude semble être à l'origine de ces plus fortes concentrations.

En conséquence, les niveaux de concentration en sulfate particulaire mesurés en zones rurales sont une association de plusieurs facteurs dont la climatologie et les niveaux de concentrations en oxydants atmosphériques disponibles pour l'oxydation du dioxyde de soufre.

Références

- Ashbaugh, L. L., Malm, W. C., & Sadeh, W. Z., A residence time probability analysis of sulfur concentrations at Grand Canyon national park., *Atmospheric Environment*, 19, pp. 1263-1270, 1985.
- Calvert, J. G., Lazrus, A., Kok, G. L., Heikes, B. G., Walega, J. G., Lind, J., & Cantrell, C. A., Chemical mechanisms of acid generation in the troposphere., *Nature*, 317, pp. 27-35, 1985.
- Charron, A., Plaisance, H., Sauvage, S., Coddeville, P., Galloo, J. C. and Guillermo, R., 1998. Intercomparison between three receptor-oriented models applied to acidic species in precipitation. *The Science of the total Environment* 223, pp. 53-63.
- Charron, A., 1999, Caractérisation des retombées atmosphériques acides en zones rurales : étude des relations sources-récepteur et des moyens de mesure adaptés., thèse de doctorat, Université de Compiègne.
- Charron, A., Plaisance, H., Sauvage, S., Coddeville, P., Galloo, J. C. and Guillermo, R., 2000. A study of the source-receptor relationships influencing the acidity of precipitation collected at a rural site in France. *Atmospheric Environment*, 34, pp. 3665-3674.
- Miller, J. M., Moody, J. L., Harris, J. M., & Gaudry, A., A 10-year trajectory flow climatology for Amsterdam Island, 1980-1989., *Atmospheric Environment*, 27A, pp. 1909-1916, 1993.
- Miller, Rupert G. Jr., 1981, *Simultaneous Statistical Inference*, Second Edition, Springer-Verlag, New York, pp 165-172
- Moody, J. L. and Samson, P. J., 1989. The influence of atmospheric transport on precipitation chemistry at two sites in the midwestern United States. *Atmospheric Environment* 23, 2117-2132.
- Seibert, P., Kromp-Kolb, H., Baltensperger, U., Jost, D. T., Schwikowski, M., Kasper, A., & Puxbaum, H., Trajectory analysis of aerosol measurements at high alpine sites., *Proc. of EUROTRAC Symposium' 94*, ed. P. M. Borrell, P. Borrell, T. Cvitas & W. Seiler, Academic Publishing bv, The Hague, Garmish-Partenkirchen, Germany, pp. 689-693, 1994.
- Sirois, A. and Bottenheim, J. W., Use of backward trajectories to interpret the 5-year record of PAN and O₃ ambient air concentrations at Kejimikujik National Park, Nova Scotia., *Journal of Geophysical Research*, 100, pp. 2867-2881, 1995.
- Sirois, A., A brief overview of cluster analysis, WMO/EMEP Workshop on Advanced Statistical Methods and their application to Air Quality Data sets, Helsinki, 1998.
- Stohl, A., Trajectory statistics- A new method to establish source-receptor relationships of air pollutants and its application to the transport of particulate sulfate in Europe., *Atmospheric Environment*, 30, pp. 579-587, 1996.
- Voldner, E.C., Olson, M.P., Oikawa, K.K., and Loiselle, M., 1981, Comparison between measured and computed concentrations of sulfur compounds measured in eastern North America, *J. Geophys. Res.*, 86, 5334-5346,

16^{ème} CONGRES FRANCAIS SUR LES AEROSOLS
ASFERA, les 6 et 7 décembre 2000 - PARIS

*'Sources et distribution en taille des particules submicroniques
dans une rue canyon de Copenhague.'*

P. Wählin¹, O. Le Bihan¹, R. van Dingenen², R. Berkowicz¹ and F. Palmgren¹

¹National Environmental Research Institute, DK-4000 Roskilde, Denmark

²Joint Research Centre, I-21020 Ispra (VA), Italy

E-mail: olb@dmu.dk, tel: +45 4630 1171, fax: +45 4630 1214

Résumé

Les particules présentes dans l'atmosphère urbaine sont reconnues comme jouant un rôle néfaste en terme de santé publique [Künzli 2000]. Des craintes particulières portent sur les particules ultrafines (diamètre < 100 nm) [Kittelson 2000].

Si les bancs d'essai sont essentiels pour la mise au point et la mise aux normes du matériel, le mode ultrafin est très sensible aux conditions expérimentales [Kittelson 2000]. Les mesures de terrain permettent une étude aux conditions réelles de fonctionnement des véhicules, et portent sur le parc automobile en son état du moment.

Une caractérisation des particules dans la gamme 6-700 nm a été menée dans une rue canyon (Jagvej) de la ville de Copenhague au cours des mois de janvier-mars 1999 et 2000 [Wählin 2001a, 2001b]. Un analyseur de mobilité électrique a été utilisé, couplé à un compteur de particules. Les principaux résultats sont les suivants :

1. la majorité des variations des particules inférieures à 100 nm ainsi que du CO et des NO_x est imputable à deux facteurs : respectivement la circulation des véhicules diesel et des véhicules essence (traitement statistique par Composante Principale) ;
2. la distribution en taille des particules dues aux véhicules diesel / essence a été déterminée (utilisation de CO et NO_x comme gaz traceurs, associée à une méthode statistique) ;
3. observation des conséquences d'un changement de teneur en soufre dans le carburant-diesel (de 500 ppm à 50 ppm en juillet 99) ;
4. la prise en compte de la dilution, à l'aide du modèle OSPM [Berkowicz 1996], permet le calcul de l'émission en particules, au niveau de la source.

1. Introduction

Les particules présentes dans l'atmosphère urbaine sont reconnues comme jouant un rôle néfaste en terme de santé publique [Künzli 2000]. Des craintes particulières portent sur les particules ultrafines (diamètre < 100 nm) émises par les moteurs automobiles [Kittelson 2000]: d'une part, pour une même quantité de matière leur risque potentiel serait supérieur à celui de particules de l'ordre du micron; d'autre part, certaines nouvelles technologies produiraient beaucoup plus de particules dans cette gamme.

La circulation routière est la source principale des particules dans l'atmosphère des grandes villes. Si les bancs d'essai sont essentiels pour la mise au point et la mise aux normes du matériel, le mode ultrafin est très sensible aux conditions expérimentales [Kittelson 2000].

Les mesures de terrain permettent une étude aux conditions réelles de fonctionnement des véhicules, et portent sur le parc automobile en son état du moment.

2. Instrumentation et méthode

Une caractérisation des particules ultrafines a été menée dans une rue canyon (Jagtvej) de la ville de Copenhague au cours des mois de janvier-mars 1999 et 2000 [Wählin 2001a, 2001b].

Un analyseur de mobilité électrique (type « Vienna » [Winklmayr 1991], avec boucle) a été utilisé en continu, couplé à un compteur de particules TSI 3010. Une base de données 30 minutes a été constituée à partir de mesures de spectre de 3 minutes. La gamme de dimension s'étend de 6 à 700 nm.

Des mesures simultanées de NO_x et CO ainsi que des paramètres météorologiques sont réalisées en permanence sur le site dans le cadre du réseau danois de surveillance de la qualité de l'air.

3. Résultats

3.1 Prise en compte de la dilution

La prise en compte des conditions météorologiques est essentielle pour établir un lien entre les sources d'émission et le point de mesure. Ceci est d'autant plus vrai qu'un vortex se forme dans les rues canyon, particulièrement lorsque direction du vent et axe de la rue sont perpendiculaires.

Cet effet peut être observé sur la figure 3.1 : la station de mesure est située sur la partie Est d'une rue orientée selon un angle de 30° . On retrouve ainsi de faibles concentrations lorsque la station se trouve dans la partie « propre » du vortex (angle 300°) ; l'effet inverse est moins net (angle 120°), notamment en raison d'une occurrence réduite de cette situation.

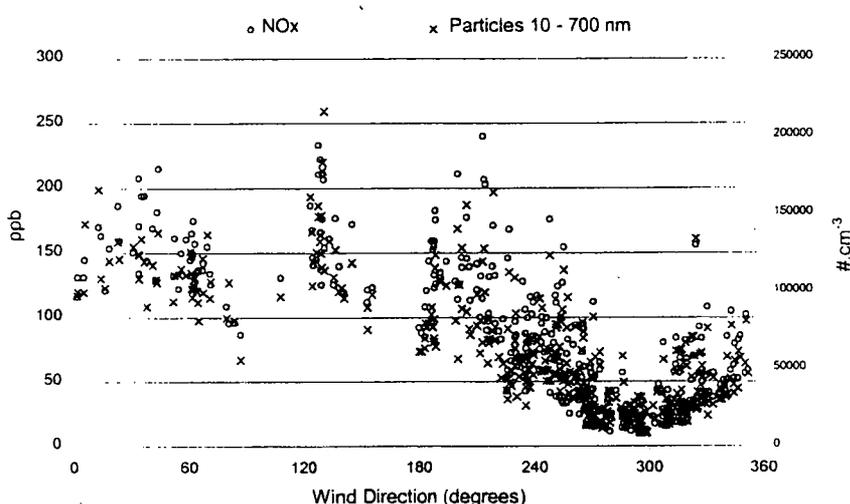


Figure 3.1 Concentration en NO_x et concentration totale en particules, en fonction de la direction du vent - Jagtvej hiver 1999

Dans cette étude, nous avons pris pour hypothèse que la dispersion des particules submicroniques dans une rue canyon est comparable à celle des gaz :

- dans la première partie (paragraphe 3.2), l'effet de la dilution a été neutralisé en considérant le rapport de concentration particules / NO_x ;
- dans la seconde partie (paragraphe 3.3), nous avons utilisé un modèle de dispersion des polluants gazeux.

La figure 3.1 va dans le sens de cette hypothèse : les comportements respectif de la concentration totale en particules, et de la concentration de NO_x en fonction de la direction du vent sont très similaires.

3.2 Approche statistique

La contribution principale de la circulation automobile se situe dans la gamme ultrafine (figure 3.2).

Un traitement de la base de données par Composante Principale, montre que la majorité des variations des particules inférieures à 100 nm ainsi que du CO et des NO_x est imputable à deux facteurs : respectivement la circulation des véhicules diesel et des véhicules essence.

Il est possible de déterminer la distribution en taille des particules dues d'une part, aux véhicules diesel, et d'autre part aux véhicules essence (figure 3.2) [Wählin 2001a]; ceci est basé sur l'utilisation de CO et NO_x comme gaz traceurs.

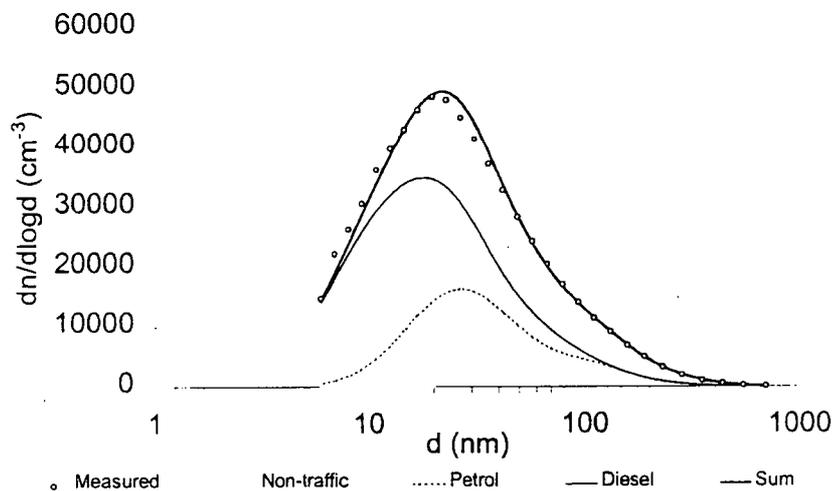


Figure 3.2 Distribution en taille moyenne observée lors de la campagne 1999 – reconstitution (« Sum ») du spectre mesuré (« Measured ») à partir des apports des véhicules essence (« Petrol »), diesel, ainsi que d'une source complémentaire (« non-traffic »).

3.3 Calcul de la dilution

Nous avons utilisé le modèle de calcul de dispersion OSPM (Operational Street Pollution Model (OSPM)). Comme cela a pu être montré [Berkowicz, 1996], il offre une description tout à fait satisfaisante de la dilution des polluants gazeux dans une rue canyon.

Sur la base des données météorologiques, la fraction de polluant parvenant de la source au point de mesure ($F_{\text{meteorology}}$), permet de relier la concentration au point de mesure (C) déduite du bruit de fond ($C_{\text{background}}$) et l'émission en polluant (Q), selon l'équation :

$$Q = \frac{C - C_{\text{background}}}{F_{\text{meteo}}} \quad (1)$$

Il est important de noter que la concentration de fond n'a pas été mesurée pour les particules.

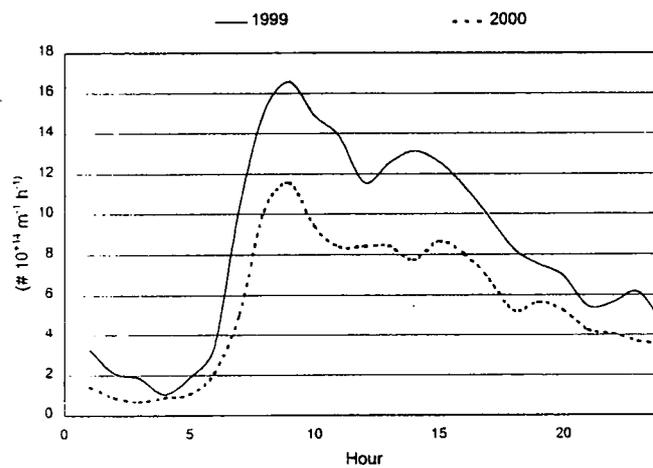


Figure 3.3 Emission totale journalière en particules – jours de semaine– campagnes hivernales 1999 et 2000

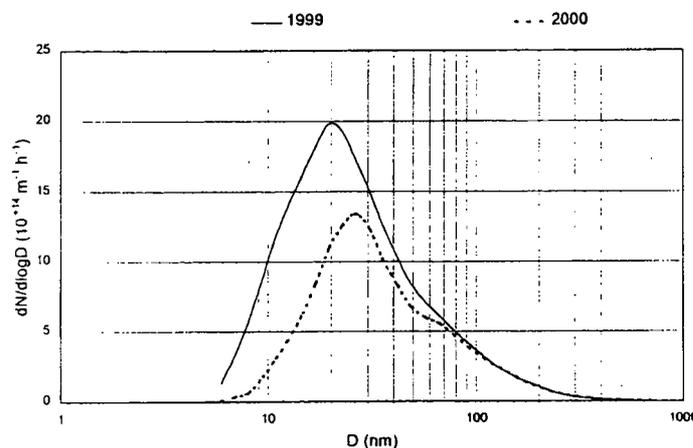


Figure 3.4 Distribution en taille de l'émission totale en particules – jours de semaine, 11:00 – campagnes hivernales 1999 et 2000

Les résultats obtenus pour les particules, présentent un très bon accord avec les mesures de gaz, et la circulation automobile. Les figures 3.4 et 3.5 permettent de comparer les campagnes de mesures des hivers 1999 et 2000. Conformément aux résultats obtenus précédemment [Wåhlin, 2001b], nous observons une diminution de l'émission totale en particules (figures 3.3 et 3.4), ainsi qu'un déplacement du mode moyen vers les plus grands diamètres (figure 3.4). Ces changements sont attribués à la diminution d'un facteur 10 du taux de soufre dans le carburant diesel au Danemark, en juillet 1999 (de 500 à 50 ppm).

4. Conclusion

Les principaux résultats sont les suivants :

1. la majorité des variations des particules inférieures à 100 nm ainsi que du CO et des NO_x est imputable à deux facteurs : respectivement la circulation des véhicules diesel et des véhicules essence ;
2. la distribution en taille des particules dues aux véhicules diesel / essence a été déterminée (utilisation de CO et NO_x comme gaz traceurs, associée à une méthode statistique) ;
3. observation des conséquences d'un changement de teneur en soufre dans le carburant-diesel (de 500 ppm à 50 ppm en juillet 99) ;
4. la prise en compte de la dilution, à l'aide du modèle OSPM [Berkowicz 1996], permet le calcul de l'émission en particules, au niveau de la source.

Notre objectif est désormais de détailler la caractérisation de l'émission de particules par le trafic automobile.

5. References

Berkowicz, R, Palmgren, F, Hertel, O, Vignati, E (1996) Using measurements of air pollution in streets for evaluation of urban air quality-meteorological analysis and model calculations. *Sci Total Environ*, **189/190**:259-265.

Kittelson D.B. and Watts W., 2000. Nanoparticle emissions from engines. Third Joint ESF-NSF Symposium on « Nanoparticles: Applications in Material Science and Environmental Science and Engineering », Dublin, September 6.

Künzli et al., 2000. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *The lancet*, Vol 356, September 2.

Winklmayr, W., Reischl, G.P., Linde, A.O., Berner, A., 1991. A new electromobility spectrometer for the measurements of aerosol size distributions in the size range from 1 to 1000 nm. *J. Aerosol Sci.* **22**, 289-296.

Wåhlin, P, Palmgren, F and Van Dingenen, R. (2001a) Experimental studies of ultrafine particles in streets and the relationship to traffic. *Atmospheric Environment*. In press.

Wählén, P, Palmgren, F and Van Dingenen, R (2001b) Source Apportionment and Size Characterisation of Aerosol Particles Measured in a Copenhagen Street Canyon, International Conference on Urban Air Quality, Loutraki, March 2001.

6. Remerciements

Cette étude à reçu le soutien du programme TMR (Formation et Mobilité des Chercheurs) de la Commission Européenne, par le biais du programme de recherche TRAPOS (Optimisation des méthodes de modélisation de la pollution automobile dans les rues).

Analyse multi-élémentaire par sonde PIXE des particules fines Recherche de la contribution respective de différentes sources.

GUEGAN H – LE MINH Q⁽¹⁾, DEMENTHON J.B⁽²⁾, LE MOULLEC Y⁽³⁾, SIMON F⁽⁴⁾, ZMIROU D⁽⁵⁾

⁽¹⁾ARCANE/CENBG, Le Haut Vigneau, B.P 120 - 33175 Gradignan / ⁽²⁾IFP 1,4 Av de Bois Préau B.P 311 92506 Rueil Malmaison Cedex / ⁽³⁾LHVP 11, rue G.Eastman 75013 Paris / ⁽⁴⁾AIPARIF 7, rue Crillon 75004 Paris / ⁽⁵⁾Université J.Fourier, Laboratoire de Santé publique Domaine de la Merci 38706 La Tronche.

Après avoir développé un outil analytique original spécialement adapté à la mesure des éléments traces contenus dans de faibles quantités de matière recueillies sur filtres, un programme d'étude a été engagé pour déterminer la composition multi-élémentaire des particules fines (PM_{2.5} ou PM_{2.5-10}) dans différentes situations :

- Sur banc moteur, à l'échappement de deux types de motorisation automobile
- En ambiance urbaine dans plusieurs micro-environnements spécifiques
- Enfin pour évaluer les expositions réelles, des prélèvements ont été réalisés par capteurs individuels portatifs

Après avoir décrit les caractéristiques techniques de l'appareillage développé et les principaux résultats obtenus pour chacune des phases d'échantillonnage, nous appliquerons un modèle de traitement statistique des données par analyse de la composante principale à une série de prélèvements effectués sur un site de proximité dans le but d'identifier les sources d'émission.

-I- Caractéristiques de l'outil développé CHARPA.

(CHambre d'Analyse Rapide des Poussières Atmosphériques)

La technique principale utilisée pour cette étude est la méthode d'analyse PIXE (Particle Induced X-Ray Emission) basée sur l'étude du rayonnement X émis par une cible soumise au bombardement par un faisceau d'ions de haute énergie. Cette mesure permet d'identifier et de quantifier les éléments présents de masse supérieure à l'aluminium avec une très bonne sensibilité : de l'ordre du ng/cm² pour ce qui concerne les poussières recueillies sur filtre, ce qui représente quelques ng/m³ d'air prélevé pour des échantillonnages « standard » sur 24 heures avec un débit d'un mètre cube par heure.

Le travail réalisé ici a consisté à adapter cette méthode au cas particulier de l'analyse en routine de filtres issus de préleveurs de poussières couramment utilisés dans les études environnementales.

Ainsi les caractéristiques principales de l'outil développé sont :

- La possibilité de travailler sur filtres de diamètre 25 à 47 mm sans avoir à découper ceux-ci, l'analyse assurant l'intégrité de l'échantillon qui peut être conservé par la suite.
- La surface d'impact du faisceau d'ions peut varier de 1mm² à 1 cm² et un système de déplacement de l'échantillon permet la mesure sur plus du tiers de sa surface totale.
- Le montage des filtres s'effectue sous hotte à flux laminaire de classe 100 afin de minimiser les risques de pollution extérieure lors de la manipulation. La mesure sur une série de 6 filtres s'effectue ensuite de façon automatisée, la durée d'une analyse étant de quelques dizaines de minutes par échantillon.

-II – Données banc moteur.

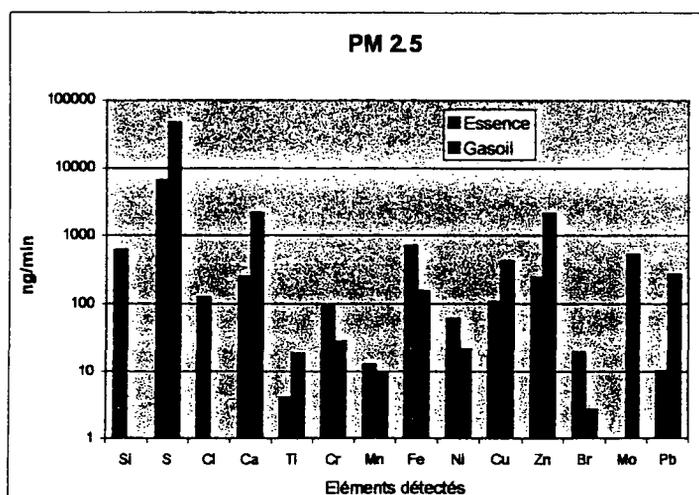
Les mesures ont été menées sur des prélèvements effectués sur banc moteur pour deux types de motorisation (un moteur essence à injection directe Mitsubishi 1.8l et un diesel VW 1.9l TDI) et différents points de fonctionnement. Les analyses ont porté sur 2 classes granulométriques (particules totales et PM_{2.5}), et ont été effectuées en aval et amont de systèmes de traitement post-combustion.

Cette série de mesure n'avait pas pour ambition de mener une étude complète sur un aspect particulier du traitement post-combustion, mais simplement pour vocation de montrer la pertinence de l'analyse et sa faisabilité compte tenu des très faibles quantités de matière disponibles (de 50µg à 1mg par membrane polycarbonate utilisée).

Les résultats de mesure sont tout d'abord exprimés en ng/min de fonctionnement moteur pour comparer la masse totale de matière émise suivant la technologie étudiée et l'aspect signature élémentaire qui n'a besoin de n'être que relatif. Il faut souligner ici que vouloir comparer les deux types de moteur reste une gageure dans l'absolu puisqu'ils n'ont par définition forcément pas les mêmes points de fonctionnement.

Signature élémentaire

Celle-ci a été obtenue en regroupant les données de tous les points de fonctionnement testés et les prélèvements effectués avant et après le système de traitement post-combustion. Cela signifie que la valeur calculée ici peut difficilement être ramenée à quelque chose d'utilisable quantitativement pour un emploi ultérieur, mais on essaie ainsi de représenter au mieux les émissions réelles des deux moteurs. Ce résultat est synthétisé dans le tableau suivant :



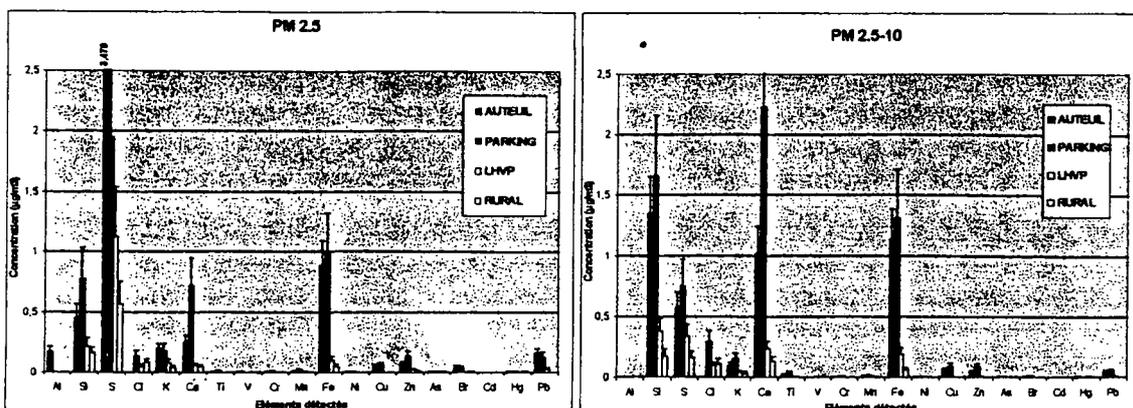
Même si la quantité totale de matière émise par le diesel est plus importante, la signature élémentaire reste globalement identique dans les deux cas et est marquée par les principaux éléments suivants :

- Le soufre qui résulte de la formation d'acide sulfurique ($\text{SO}_3 + \text{eau}$) à partir du constituant élémentaire présent dans le carburant de base : 500ppm de spécification pour chacun des carburants utilisés en 1999 lors des prélèvements.
- Le zinc et le calcium proviennent des additifs utilisés dans les huiles des moteurs.
- Le fer, nickel, chrome sont les constituants principaux des aciers les plus courants et sont donc révélateurs des phénomènes d'usure du moteur.
- L'origine des autres éléments en quantités très faibles est plus difficile à apprécier.

En conclusion on peut dire que même si on ne distingue pas de composition multi-élémentaire particulière d'une motorisation par rapport une autre, les deux sont marquées par des éléments communs qui permettent de mettre en évidence une signature bien spécifique à l'émission automobile pour les deux types étudiés.

-III – Prélèvements dans différents micro-environnements.

Lors de cette phase de prélèvement, nous avons instrumenté 4 micro-environnements spécifiques : Deux sites de proximité de circulation automobile (porte d'Auteuil en bordure du boulevard périphérique et un parking souterrain dans le centre de Paris) ; un site urbain de



- **Concentrations massiques**

Contrairement à l'approche précédente, l'expression des résultats en pourcentage de l'élément détecté par rapport à la masse recueillie va permettre de s'intéresser à la variation de la nature élémentaire de la particule qui apporte une information qualitative sur son origine.

Par le même type de raisonnement que précédemment (mais avec l'expression des résultats sous une autre forme), on observe une dispersion moyenne des taux élémentaires de 26% pour Auteuil, environ 40% sur parking et fond, et près de 55% sur rural. Cela montre ici encore la prédominance de l'influence de la source auto dont la spécificité est bien marquée, à l'opposé le site rural peut être soumis à des influences différentes bien plus marquées, de même que le site de fond dans une moindre mesure.

- **Approche qualitative**

Concernant les éléments détectés, on visualise clairement que pour un site donné le soufre se concentre préférentiellement sur les particules les plus fines tandis que les grosses contiennent plus de silicium et de calcium. Sur les sites de proximité automobile on trouve les éléments bien spécifiques : Pb, Br, Zn, Fe que l'on avait détecté sur les émissions moteurs lors de la première phase de l'étude. Les sites autos sont également caractérisés par Si et Ca sur les plus grosses particules, et qui peuvent être attribués aux phénomènes de remise en suspension par le passage des véhicules.

3. Tentative d'approche quantitative.

Pour aller plus loin dans l'interprétation des résultats et quantifier ces remarques on est obligé de passer par un traitement mathématique des données. D'une façon générale le problème posé est celui de l'identification et de la contribution des différentes sources d'émission aux prélèvements effectués sur un site choisi (récepteur). La mise en équations de ce problème s'effectue grâce au modèle mathématique du récepteur dont la mise en équation peut être solutionnée par deux voies différentes :

1. Par la méthode de la balance chimique des masses (Chemical Mass Balance) qui nécessite de bien connaître au préalable le profil de chacune des sources en jeu.
2. Dans le cas contraire, comme ici, on se tourne vers des méthodes d'analyse multidimensionnelle et plus particulièrement vers une méthode d'analyse factorielle par composante principale (Principal Component Analysis) complétée par la rotation VARIMAX.

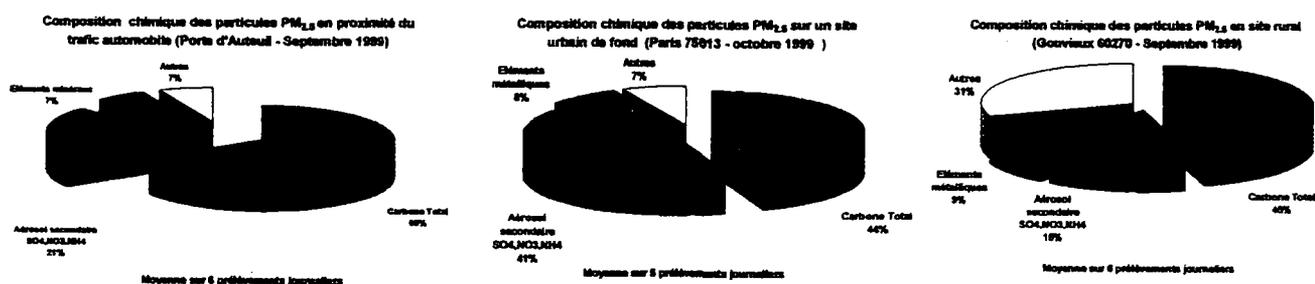
En préambule à ce traitement il faut bien garder en mémoire que le nombre de prélèvements disponible était insuffisant pour espérer en obtenir des informations vraiment fiables, mais l'objectif premier était ici de montrer la validité de l'approche dans cette problématique .

fond (sur le toit du Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris dans le 13^{ème} arrondissement) ; et un site rural (village de Gouvieux dans l'Oise).

Les prélèvements ont été effectués sur des cycles de 24 :00 dans les deux dernières situations et 12 :00 sur les lieux plus fortement empoussiérés, avec un débit de 1m³/h sur des membranes polycarbonate de porosité 0.8µm pour deux types de granulométrie PM2.5 et PM2.5-10. Les séries de mesures se sont étalées sur une semaine pour chaque site (5 à 7 prélèvements utilisables), à l'automne (1999) pour minimiser l'influence des sources fixes de chauffage urbain. Simultanément à ces échantillons destinés à l'analyse PIXE, ont été effectués des prélèvements sur différents supports pour l'analyse des anions/cations, et la détermination du carbone (carbone suie + carbone organique). Une mesure par gravimétrie a de plus été menée pour effectuer une comparaison avec les données TEOM.

1. Reconstitution de la composition globale de la particule.

Nous ne présentons ici que les résultats graphiques obtenus pour les PM2.5 sur 3 sites.



- Par l'ensemble des techniques utilisées (carbone total, anions/cations, Pixe) on arrive à reconstituer (assez bien compte tenu du nombre réduit d'échantillons) la composition globale de la particule dans les différents micro-environnements étudiés.
- Le carbone total semble décroître en fonction de l'éloignement du trafic automobile et apparaît surtout concentré sur les particules les plus fines.
- La part des aérosols secondaires est bien plus forte en site de fond qu'à proximité immédiate du trafic ou loin de celui-ci.
- L'ensemble des éléments métalliques ne présente pas de variation forte suivant le lieu de prélèvement, ou la granulométrie considérée.

2. Analyse PIXE.

Malgré la part relativement constante des métaux dans les prélèvements effectués, l'analyse détaillée de ceux-ci obtenue par PIXE (et dont nous donnons plus loin les représentations graphiques obtenues sur les valeurs moyennes) va nous permettre d'obtenir des informations sur l'origine des sources.

- Concentrations volumiques

L'expression des résultats sous cette forme va permettre d'obtenir une information sur « l'intensité » de la pollution. Les écart-types obtenus sur les moyennes élémentaires (et malgré le faible nombre de prélèvements) sont bien plus petits sur les deux sites parking et Auteuil (moyennes 25 et 33%) que sur le fond et rural (moyennes 37 et 38%). Ceci montre une régularité plus forte de la pollution en ces lieux : on est plus proche d'une source dominante dont les variations journalières sont relativement faibles. A l'inverse les deux autres sites plus éloignés peuvent être plus sensibles à d'autres sources dont l'influence sera variable en fonction des conditions météorologiques.

Ainsi nous avons choisi les 7 prélèvements de type PM2.5 du site d'Auteuil, exprimés en ng/m³, et pour lesquels nous avons appliqué la valeur de la limite de détection aux prélèvements pour lesquels la valeur élémentaire y était inférieure.

Le premier résultat interprétable dans la succession des calculs développés est l'obtention de la matrice des composantes principales.

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Al	0,865	-0,052	0,344	0,181	0,29
Si	0,272	-0,008	0,926	0,025	0,251
S	0,106	0,942	-0,031	0,262	-0,17
K	0,291	-0,277	0,17	0,225	0,869
Ca	0,149	-0,144	0,776	-0,325	0,493
Ti	-0,401	0,244	0,881	-0,049	-0,026
V	0,321	0,501	0,743	0,167	-0,253
Cr	0,466	0,595	-0,173	-0,092	-0,624
Mn	0,93	0,26	0,152	0,039	0,208
Fe	0,82	0,319	-0,127	0,398	-0,207
Ni	0,343	0,742	-0,435	-0,107	-0,354
Cu	0,896	0,333	-0,028	0,239	-0,104
Zn	0,264	0,897	0,212	0,268	-0,069
Br	0,164	0,124	-0,099	0,969	0,084
Pb	0,48	0,341	0,059	0,777	0,191

Le programme a déterminé 5 composantes principales. Pour chaque élément nous avons surligné la composante dans laquelle il était le plus corrélé. Pour chaque composante nous avons de plus sélectionné 4 éléments pouvant le caractériser et qui correspondent aux corrélations les plus fortes. Les chiffres négatifs indiquent une décorrélation complète entre la source et l'élément considéré.

On peut ainsi faire l'interprétation suivante sur l'identification des sources trouvées

- Composante 4 : Pb, Br (Fe, Zn, S) - Emissions moteurs

La présence de Pb et Br est (était !) une signature bien spécifique aux moteurs essence, et il n'y a donc pas de doute sur celle-ci.

- Composante 2 : S, Ni, Cr, Zn (V) - Phénomènes de combustion liés aux sources fixes

C'est dans cette source que le soufre est le plus lié. On peut l'attribuer aux sulfates, SO₂ et phénomènes de combustion en général. Ceci est renforcé par la présence de Ni et V qui sont eux traceurs bien connus du pétrole brut et présents particulièrement dans les fuels lourds.

La présence forte de soufre dans cette source masque en fait la partie soufre que l'on trouvait sur les particules issues des bancs moteurs.

- Composante 3 : Si, Ca, Ti, V (Ni) - Origine terrigène + combustion

Les Alumino-silicates et argiles qui sont les constituants principaux de la croûte terrestre ont des compositions en éléments majeurs proches de ceux-ci.

- Composante 1 : Al, Mn, Fe, Cu - Remise en suspension et phénomènes d'usure

Hormis pour l'aluminium pour lequel on est proche de la limite de détection par PIXE, le Fe et Cu notamment peuvent très bien être expliqués par l'usure de pièces mécaniques.

- Composante 5 : K - Combustion organique

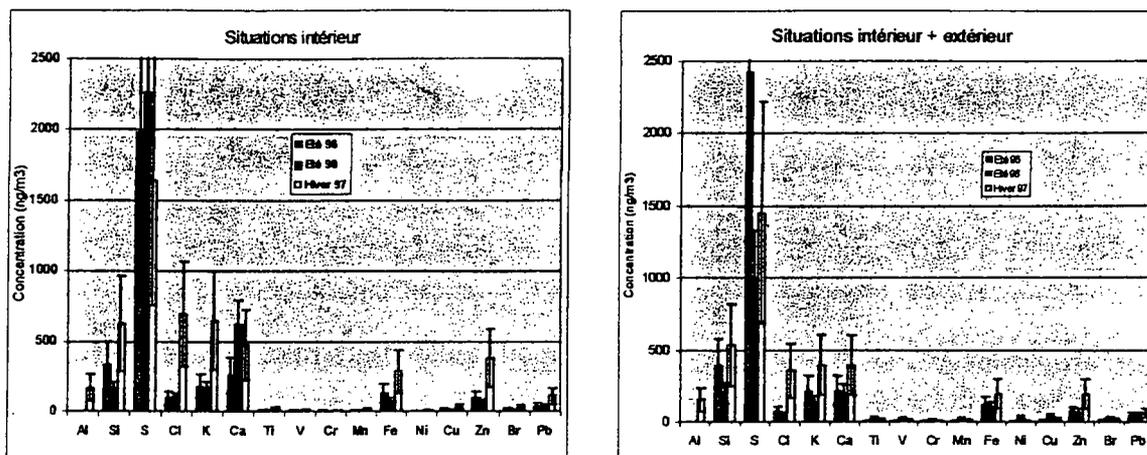
Cette source est souvent évoquée dans la littérature notamment concernant l'effet des feux de forêt en zone tropicale ou plus prosaïquement l'effet « barbecue » aux Etats-Unis.

-IV- Analyse des données issues des capteurs individuels.

Dans cette troisième phase d'échantillonnage, nous avons travaillé sur des membranes en téflon issues de capteurs portatifs équipant un certain nombre de personnes servant à l'expérimentation. Les prélèvements avaient lieu sur des périodes de 48:00 à un débit d'environ 0,5m³/h, les poussières étant sélectionnées suivant la classe PM2.5 on obtenait des quantités de matière variant de 30µg à 1mg. Les sujets de l'expérimentation avaient des budgets espace-temps très différents les uns des autres, et le système permettait d'envoyer une partie du flux prélevé sur un second filtre lorsque la personne se trouvait à l'intérieur d'un

local (habitation ou lieu de travail). Les périodes de prélèvement correspondaient à deux situations de type « été » (en 1996 et 98) et une situation hivernale en 96 également. Ces prélèvements proviennent pour une grande partie de l'étude Expolis menée sur une population urbaine de la ville de Grenoble.

L'analyse PIXE de cette série de filtres peut être résumée par les deux tableaux suivant obtenus sur les moyennes des concentrations volumiques élémentaires :



Malgré le faible nombre de prélèvements (24 au total) et la ville différente de celle de la deuxième partie de l'étude sur les micro-environnements (en première approximation on considérera que les atmosphères urbaines se ressemblent), on peut tirer les informations suivantes :

- Les quantités volumiques globales prélevées sont bien du même ordre de grandeur que celles des prélèvements urbains et plutôt proches (voire légèrement supérieures) à celles des situations de proximité.
- La quantité d'éléments minéraux varie de 10 à 12% de la masse totale du dépôt et est également voisine de celle que l'on observait précédemment.
- La dispersion des concentrations moyennes obtenues est plus élevée que celle en provenance des capteurs fixes, ce qui montre bien la diversité des situations d'exposition.
- La signature élémentaire moyenne ressemble en première approche à celle de la particule urbaine, bien qu'apparaissent en plus d'autres éléments spécifiques en quantité non négligeables (en particulier Si, Cl, K, Ca).

Conclusion

Le premier objectif de ce programme qui était la mise au point d'un outil d'analyse multi-élémentaire adapté à la caractérisation des poussières recueillies sur filtre a été pleinement réalisé. Son utilisation à des prélèvements de différentes origines montre la sensibilité de la mesure et son potentiel d'utilisation sur de très faibles quantités de matière tout en assurant l'intégrité du filtre collecteur.

Les trois phases de l'étude ont permis d'établir une signature multi-élémentaire spécifique de l'émission moteur, de reconstituer la composition chimique globale des différents micro-environnements étudiés, et de mettre en avant l'importance de s'intéresser à toutes les sources émettrices de poussières fines dont l'impact sur les populations est sans doute mal traduit par les capteurs fixes traditionnellement utilisés.

Dans cette phase de faisabilité, on a de plus démontré la pertinence de l'approche concernant la recherche des sources par leur composition multi-élémentaire, mais l'objectif final d'identification précis de celles-ci et surtout la détermination de leurs contributions relatives à l'empoussièrément global ne pourra passer que par l'analyse d'un nombre bien plus important d'échantillons.

MESURAGE DE LA GRANULOMETRIE D'AEROSOLS CONCENTRES DE BITUME A L'AIDE DE L'ANALYSEUR A TEMPS DE VOL AEROSIZER® ET DE L'IMPACTEUR A QUARTZ QCM

J.F. Fabriès, P. Görner, D. Bemer, R. Wrobel

Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS), BP 27, 54501 Vandoeuvre

ABSTRACT

The particle-size distribution of bitumen fumes was measured by using two techniques: the Aerosizer® (Amherst Process Instruments, Inc., Hadley, MA) and the quartz-crystal microbalance impactor (QCM)(California Measurements, Sierra Madre, CA). The fumes were generated from a continuously stirred batch of bitumen heated at 170°C, diluted with humidified air at 20°C, and finally introduced into a chamber where temperature was maintained at 26 ± 1 °C. The distribution of particle mass vs. particle aerodynamic diameter D_{ae} was unimodal and weakly polydispersed. The mass median aerodynamic diameter (MMAD) of the aerosol increases with fume concentration, from 1.4 μm at 5 mg/m^3 up to 3.2 μm at 100 mg/m^3 . The results obtained by using both techniques are consistent, provided the collection efficiency of the first stages of the QCM impactor accurately fits the data.

RESUME

La granulométrie de fumées de bitume a été mesurée à partir de deux techniques : l'analyseur Aerosizer® (Amherst Process Instruments, Inc., Hadley, MA) et l'impacteur cascade à quartz QCM (California Measurements, Sierra Madre, CA). Les fumées étaient générées à partir d'un lot de bitume continuellement agité et chauffé à 170°C. Elles étaient ensuite diluées par de l'air humidifié à 20°C, puis introduites dans une chambre dont la température était maintenue à 26 ± 1 °C. La distribution de la masse des particules en fonction de leur diamètre aérodynamique D_{ae} était unimodale et faiblement polydispersée. Le diamètre médian aérodynamique en masse (MMAD) augmente avec la concentration des fumées, et varie de 1,4 μm à 5 mg/m^3 jusqu'à 3,2 μm à 100 mg/m^3 . Les résultats fournis par les deux techniques sont cohérents, dans la mesure où l'efficacité de collecte des premiers étages de l'impacteur QCM est précisément ajustée aux données.

INTRODUCTION

Le bitume est un produit largement utilisé dans les revêtements routiers et dans les opérations visant à rendre étanches les toitures. Lors de la mise en œuvre des produits bitumineux à chaud, les fumées émises contiennent des produits minéraux issus de la surface à recouvrir et essentiellement des composés organiques, dont des hydrocarbures polycycliques aromatiques (HPA), certains d'entre eux étant des substances cancérigènes. La présente étude se situe dans le cadre d'études toxicologiques chez l'animal, où la caractérisation aussi complète que possible d'un aérosol expérimental de bitume était requise. L'aérosol était généré par chauffage direct à 170°C d'une cuve agitée, et entraînement des fumées émises par un courant d'air humide à 20°C. L'aérosol était ensuite conduit dans une chambre d'inhalation dont la température était maintenue à 26 ± 1 °C. Il était possible de faire varier la concentration de l'aérosol en modifiant la surface libre du bitume contenu dans la cuve. Trois valeurs de concentration massique de l'aérosol ont été ciblées : 5, 50 et 100 mg/m³. Notre étude visait à mesurer la distribution de la masse des particules présentes dans les fumées au niveau de la chambre d'inhalation en fonction de leur diamètre aérodynamique. La connaissance de ce paramètre est en effet tout à fait pertinente, car la taille des particules joue un rôle déterminant dans la pénétration des particules dans les voies respiratoires et leur dépôt dans des régions spécifiques : voies aériennes supérieures, voies bronchiques, zone alvéolaire. Deux techniques différentes ont été utilisées et comparées.

MATERIEL ET METHODES

La première technique utilisée est l'analyseur à temps de vol Aerosizer[®] (Amherst Process Instruments, Inc., Hadley, MA). L'aérosol est échantillonné au débit de 0,2 l min⁻¹, dilué à l'aide du système de dilution Aerodiluter[®], puis conduit à travers une buse où les particules sont fortement accélérées. On a utilisé un débit de dilution de 5 l min⁻¹. La pression en aval de la buse est réduite, permettant à l'écoulement de passer rapidement en régime sonique. Le diamètre de la buse utilisée dans nos mesures était de 750 µm. La vitesse des particules à la sortie de la buse est mesurée par deux faisceaux laser parallèles issus du dédoublement d'un faisceau initial. Le temps nécessaire à une particule isolée pour parcourir l'espace inter-faisceaux ou temps de vol dépend du diamètre de la particule, mais aussi de sa densité et de sa forme en raison de l'écart sensible du régime d'écoulement autour de la particule par rapport au régime de Stokes (Cheng *et al.*, 1993). La connaissance du temps de vol permet donc de mesurer le diamètre aérodynamique de chaque particule traversant les deux faisceaux à partir de résultats d'étalonnage. Nous avons utilisé pour cette application des micro sphères calibrées de latex polystyrène (Duke Scientific Co., Palo Alto, CA). Chaque séquence d'échantillonnage était fixée à 2 min.

La deuxième technique utilisée est celle de l'impacteur QCM (quartz-crystal microbalance), modèle PC-2E (California Measurements, Sierra Madre, CA). Il s'agit d'un impacteur cascade à 10 étages, dont chaque étage est composé d'un disque de quartz couplé à un circuit oscillateur, associé à un quartz de référence. Un dépôt de matière sur le substrat entraîne une décroissance de la fréquence propre d'oscillation du cristal Δf_i . Après une séquence d'échantillonnage, les valeurs de Δf_i ($i = 1, 10$) sont converties en valeurs de masse de particules collectées à chaque étage Δm_i . Nous avons utilisé une méthode d'inversion de ces données fondée sur l'algorithme non linéaire de Twomey (1975), avec laquelle on peut recalculer la fonction de distribution de la masse des particules. La méthode suppose connue la fonction efficacité de collecte de chaque étage $E_k(D_{ae})$. Horton *et al.* (1992) ont étalonné

l'appareil QCM, et ont proposé le lissage des points expérimentaux par une loi tangente hyperbolique :

$$E_i(D_{ae}) = \tanh \left(\frac{D_{ae}}{a_i} \right)^{b_i}$$

Chaque fonction efficacité possède deux paramètres a_i et b_i , qui doivent être ajustés à partir des résultats d'étalonnage. Cette relation permet d'exprimer simplement le diamètre de coupure D50 de chaque étage :

$$D_{i,50} = a_i [\tanh^{-1}(0.50)]^{1/b_i}$$

En raison des fortes concentrations mesurées, il a été nécessaire d'utiliser des temps d'échantillonnage relativement courts. Le temps a été limité à 10 s pour 5 mg/m³, et 5 s pour les concentrations de 50 et de 100 mg/m³, le débit nominal étant de 240 cm³/min.

RESULTATS ET DISCUSSION

Le tableau I regroupe les valeurs originales des paramètres de la fonction efficacité de collecte pour chaque étage de l'impacteur QCM établies par Horton *et al.* La Figure 1 montre la fonction de distribution $dM/(M \, d \log D_{ae})$ calculée avec le programme d'inversion et les valeurs initiales des paramètres (a_i , b_i) de Horton *et al.* pour deux concentrations de l'aérosol : 5 et 100 mg/m³. La même fonction déduite de l'analyseur API y est également représentée. On peut constater que pour la concentration de 5 mg/m³ les fonctions API et QCM sont très proches l'une de l'autre, avec un diamètre médian voisin de 1,3 µm, tandis que pour 100 mg/m³ la fonction QCM présente un pic marqué et un épaulement qui n'apparaissent pas sur le graphe API.

n° étage	a_i	a_i^*	b_i	b_i^*	$D_{i,50}(\mu\text{m})$	$D_{i,50}^*(\mu\text{m})$
1	18.33		3.905		15.7	
2	11.54	10.18	2.404	4.256	9.0	8.84
3	7.41	7.572	3.866	4.682	6.3	6.66
4	3.53		4.363		3.1	
5	2.00		8.919		1.87	
6	1.263		4.169		1.09	
7	0.5419		5.675		0.49	
8	0.3665		4.338		0.32	
9	0.2046		8.305		0.19	
10	0.0718		13.38		0.07	(diam. Stokes)

Tableau I : Paramètres de la fonction efficacité de collecte pour chaque étage de l'impacteur cascade QCM et diamètres de coupure. Données initiales de Horton *et al.* (1992) et valeurs modifiées (*) pour les étages n° 2 et 3.

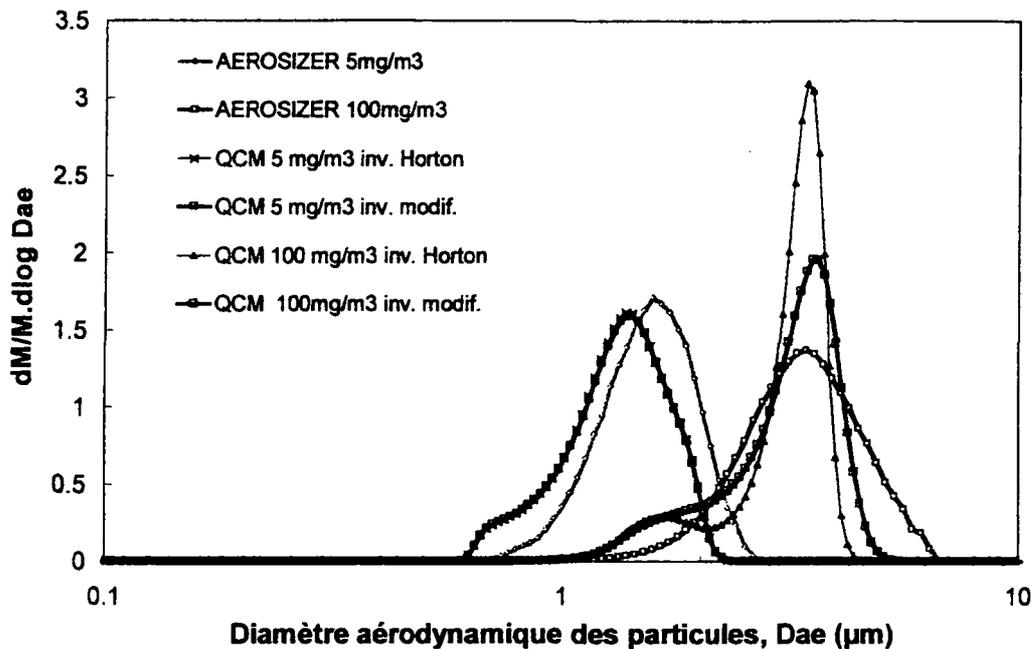


Figure 1 : Fonction de distribution de la masse des particules en fonction de leur diamètre aérodynamique mesurée avec l'analyseur Aerosizer® et l'impacteur QCM (inv. Horton : inversion des données avec les paramètres originaux de Horton *et al.* ; inv. modif.: inversion avec nouveaux paramètres ajustés)

Il faut noter l'augmentation assez nette du diamètre médian avec la concentration. En reprenant les données d'étalonnage des auteurs, nous avons procédé à un nouvel ajustement des paramètres correspondant aux étages n° 2 et 3 de l'impacteur, chargés de collecter des fractions assez grossières ($D_{2,50} = 9,0$ et $D_{3,50} = 6,3 \mu\text{m}$). La Figure 2 montre les nouvelles valeurs obtenues a_2 et b_2 (a_2^* et b_2^* dans le tableau I) et la représentation graphique de l'efficacité de collecte pour l'étage n° 2.

QCM étage n°2

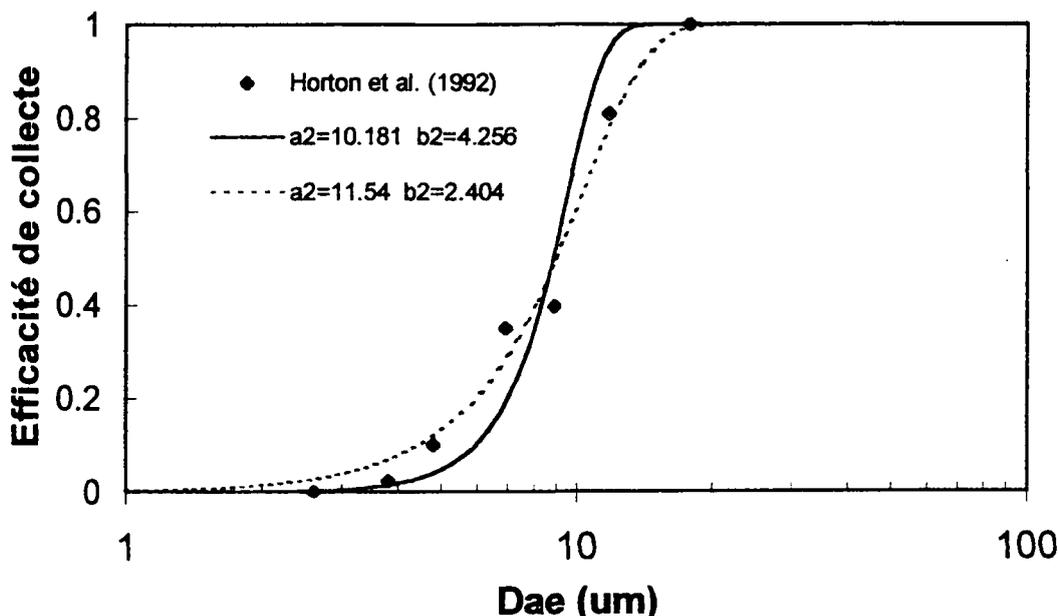


Figure 2 : Représentation graphique des valeurs expérimentales de l'efficacité de collecte du deuxième étage de l'impacteur QCM dues à Horton *et al.*, et des courbes ajustées (courbe originale des auteurs en pointillés et courbe modifiée en trait plein).

Ce nouvel ajustement correspond à une courbe représentative de l'efficacité de collecte de pente plus élevée. Les valeurs du diamètre de coupure des étages 2 et 3 sont peu différentes des précédentes. La représentation graphique de la fonction de distribution QCM correspondant aux nouveaux coefficients pour les concentrations de 5 et 100 mg/m³ est donnée en Figure 3. Si la modification est pratiquement sans effet pour 5 mg/m³, ce qui semble normal en raison de granulométrie assez fine de l'aérosol qui n'est donc pas collecté au niveau des étages supérieurs, on peut constater que la fonction QCM pour 100 mg/m³ se rapproche nettement de la fonction API, avec une atténuation sensible de l'effet d'épaule observé avec les valeurs initiales des paramètres.

Les représentations graphiques de la fonction de distribution de la masse des particules (Figure 3) montrent que celle-ci est unimodale, quelle que soit la concentration et quelle que soit la technique de mesure utilisée. Le diamètre médian de la distribution (MMAD) augmente nettement avec la concentration. Il est probable qu'à forte concentration les phénomènes de coalescence entre particules liquides jouent un rôle important dès la génération de l'aérosol. La Figure 4 montre de manière plus détaillée comment varie MMAD avec la concentration des fumées. Les résultats représentés correspondent à des valeurs moyennes calculées sur la base de quatre à huit mesures réparties au cours d'une journée entière. L'écart-type géométrique, évalué à partir des percentiles 15.87, 50 et 84.13 % de la distribution cumulée, est d'environ 1.3 pour les résultats Aerosizer et 1.6 pour les résultats QCM. Ces valeurs traduisent le caractère faiblement polydispersé de l'aérosol.

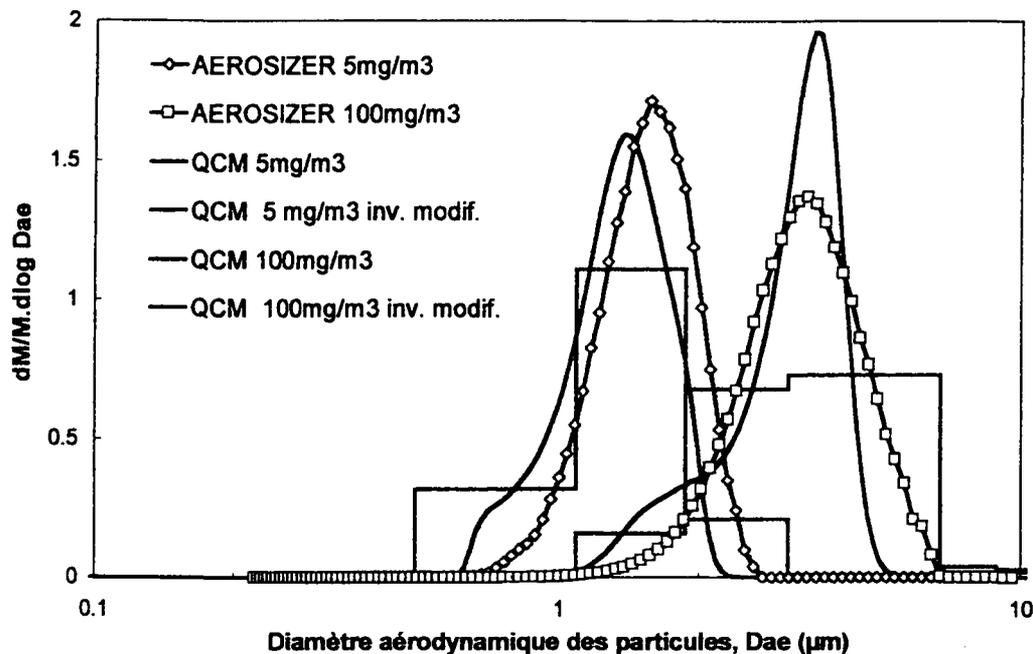


Figure 3 : Fonction de distribution de la masse des particules en fonction de leur diamètre aérodynamique mesurée avec l'analyseur Aerosizer® et l'impacteur QCM (représentation des données brutes et avec inversion en utilisant les nouveaux paramètres ajustés pour les étages 2 et 3).

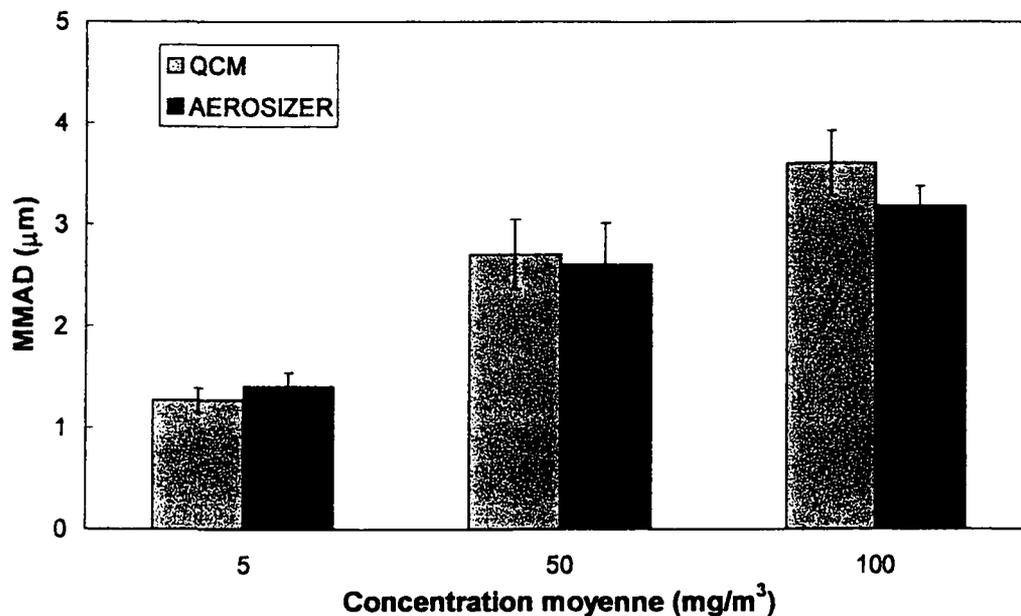


Figure 4 : Variation du diamètre aérodynamique médian en masse (moyenne calculée sur une journée entière de fonctionnement de l'installation) en fonction de la concentration des fumées de bitume.

CONCLUSION

La mesure de la distribution de la masse des particules d'un aérosol de bitume généré à partir d'une cuve agitée et chauffée avec deux techniques différentes : Aerosizer[®] et impacteur cascade QCM donne des résultats cohérents. L'inversion des données QCM conduit à une meilleure définition de la fonction de distribution par rapport au traitement simple des valeurs de la masse déposée à chaque étage, mais elle est très sensible à la fonction d'efficacité de collecte des étages où se produisent les dépôts. Le diamètre aérodynamique médian en masse de l'aérosol augmente avec la concentration, bien que l'écart-type géométrique reste stable et relativement faible, de l'ordre de 1,3 à 1,6. Ces résultats sont en bon accord avec ceux de Brandt *et al.*, qui ont montré, dans le cadre d'un autre système de génération de fumées et de deux lots de bitume chauffés à 160°C, que près de 90% de la masse des particules correspondaient à un diamètre aérodynamique inférieur à 3,8 µm.

REFERENCES

- Brandt, H.C.A., De Groot, P.C., Molyneux, M.K.B., Tindle, P.E. (1985) Sampling and analysis of bitumen fumes. *Ann. Occup. Hyg.*, **29**, 27-80.
- Cheng, Y.S., Barr, E.B., Marshall, I.A., Mitchell, J.P. (1993) Calibration and performance of an API Aerosizer. *J. Aerosol Sci.*, **24**, 501-514.
- Horton, K.D., Ball, M.H.E., Mitchell, J.P. (1992) The calibration of a California Measurements PC-2 quartz crystal impactor (QCM). *J. Aerosol Sci.*, **23**, 505-524.
- Twomey, S. (1975) Comparison of a constrained linear inversion and an iterative nonlinear algorithm applied to the indirect estimation of particle size distributions. *J. Computational Phys.*, **18**, 188-200.

MISE AU POINT D'UNE METHODE ALTERNATIVE POUR LA MESURE GRANULOMETRIQUE DES AEROSOLS PRODUITS PAR NEBULISATION DANS LE CADRE DU PROJET EUROPEEN DE NORME CENTC215

L. Vecellio None^{1,2}, D. Grimbert¹, G. Chantrel², E. Boissinot¹, A. Le Pape¹, E. Lemarié¹, P. Diot¹

¹: INSERM EMI-U 00-10, Groupe de Pneumologie, CHU Bretonneau, 37044 Tours Cedex1, grimberty@med.univ-tours.fr

²: DTF, 114-120 rue Bergson, 42003 Saint Etienne Cedex

INTRODUCTION

En médecine, pour administrer un aérosol liquide médicamenteux chez le patient on utilise les nébuliseurs.

Pour caractériser et uniformiser les différentes méthodes de mesure des aérosols produit par nébulisation, un projet de norme est en cours de validation entre les différentes agences Européennes. Ce projet de norme couvre les aspects de masse inhalable et de granulométrie avec une solution de référence de fluorure de sodium (NaF).

L'impacteur Andersen Marple 298 (A-MPCI) a été proposé comme l'appareil de référence pour mesurer la granulométrie des aérosols. Une étude dans les différents pays Européens est en cours de réalisation afin de vérifier la fiabilité et la reproductibilité des résultats obtenus avec deux types de nébuliseurs : un à venturi actif (Pari LC+®, Starnberg, Pari, Germany) et un traditionnel (Microneb®, Europe Medical, Bourg en Bresse, France). Le choix de la méthode par impaction est basée sur le fait que nous mesurons uniquement la masse de NaF déposée sur chaque étages de l'impacteur.

Cependant, le processus est long et laborieux et semble difficile à appliquer dans un contexte industriel qui a besoin d'un nombre important de mesures pour améliorer sa qualité de production. A contrario, le Mastersizer-X (Malvern, UK) utilisant le principe de la diffraction laser est simple et rapide d'utilisation et donc mieux adapté à l'industrie.

Le sujet de notre étude qui était proposé comme une partie annexe au projet de norme était de tester l'hypothèse que les différences entre les deux méthodes étaient négligeables en terme de diamètre aérodynamique médian en masse (MMAD) et d'écart type géométrique (GSD) lorsque l'on utilisait un aérosol de fluorure de sodium dans des conditions expérimentales comparables.

De plus, pour renforcer notre étude nous avons testé un autre type de nébuliseur (NL9®, DTF, Saint Etienne, France) à venturi actif.

MATERIEL ET METHODE

Nébuliseurs

Trois nébuliseurs Pari LC+® (Pari, Starnberg, Germany) étaient testés en duplicat et alimentés avec de l'air comprimé à 4 lmin⁻¹

Trois nébuliseurs Microneb® (Europe Medical, Bourg en Bresse, France) étaient testés en duplicat et alimentés avec de l'air comprimé à 8 lmin^{-1}

Trois nébuliseurs (NL9®, (DTF, Saint Etienne, France)) étaient testés en duplicat et alimentés avec de l'air comprimé à 6 lmin^{-1}

Les nébuliseurs étaient remplis avec 2.5 ml de NaF à 2.5%.

L'échantillonnage était effectué durant les trois première minutes de nébulisation.

Toutes les expériences ont été faites dans les conditions de température et d'humidité proposées par la norme ($23 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ et 45% to 75%).

Impacteur en cascade Andersen (Marple Personal 298, USA)

Le A-MPCI est composé de 8 étages (diamètres de coupure : 21.3, 14.8, 9.8, 6.0, 3.5, 1.55, 0.93, 0.52 μm , diamètres aérodynamique définis pour un débit d'aspiration de $2 \text{ lmin}^{-1} \pm 0.2 \text{ lmin}^{-1}$). L'impacteur était connecté à une pièce en « T » entre le nébuliseur et la pompe d'aspiration à 13 lmin^{-1} (Figure 1a).

Après trois minutes d'échantillonnage continu, les étages étaient démontés et les filtres étaient mis à extraire 24 heures dans 10 ml de solution de TISAB (Reagecon, Shannon, Ireland) à 25% et avec 1/1000 d'une solution de NaF à 2.5%. Le NaF extrait était dosé en mesurant la concentration des ions F^- à l'aide d'une électrode spécifique (Combinaison fluoride electrode, Orion, Beverly, USA).

Les résultats étaient reportés sur un papier log-normal, le MMAD était déterminé par interpolation visuel et le GSD par la racine carrée du rapport 84%/16% de la masse cumulée.

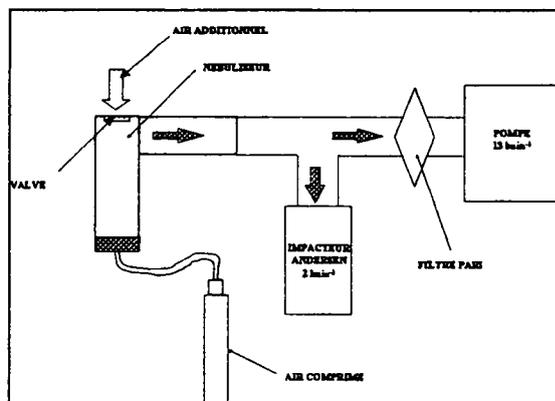


Figure 1a

Mastersizer-X (Malvern Instruments, UK)

Le Mastersizer-X était utilisé avec une lentille de 100mm et avec un conduit en verre translucide pour reproduire le circuit de l'impacteur et assurer le passage du faisceau laser. Ce conduit translucide était fabriqué avec 2 lames de verre (SuperFrost, LLR2BN) (CML, Nemours, France) connectées à un embout buccal PariLC+® (Fig 1b). Pour limiter l'interférence laser entre l'onde transmise par la source laser et l'onde réfléchiée par les deux lames de verre, les lames étaient positionnées de façon que les deux images de réflexion ne coïncident pas avec la source laser. Pour limiter l'interférence entre l'onde transmise par la première lame de verre et l'onde réfléchiée par la seconde lame de verre, les deux lames n'étaient pas parallèles l'une par rapport à l'autre.

Pour tester l'influence de ce conduit translucide sur la granulométrie de l'aérosol produit par nébulisation, nous avons comparé les résultats de deux montages différents. Un premier

montage (Fig 1c) avec le nébuliseur utilisé à l'air libre selon le montage proposé par la norme anglaise et un montage identique au précédent mais avec le conduit translucide (Fig 1d).

Les résultats en terme de granulométrie montraient une très bonne corrélation entre les deux montages, ce qui démontre que le conduit translucide n'avait pas d'influence sur la granulométrie de l'aérosol produit par nébulisation. Le montage avec le Mastersizer-X était alors réalisé à l'identique de celui utilisé avec l'A-MPCI (Fig 1d).

Les indices optiques étaient mesurés pour la solution de NaF (indice de réflexion: 1.335, indice d'absorption : 0.000) et introduits dans le logiciel du Mastersizer-X. Le code de présentation granulométrique était choisi comme polydispersé. Le résiduel qui est défini comme le % d'erreur entre les données expérimentales de la mesure et les données corrigées avec les paramètres étaient de moins de 0.2%, ce qui valide donc les paramètres (indices optiques, aérosol polydispersé) choisis pour nos expériences.

Le MMAD était déterminé directement par le logiciel et le GSD était obtenu par la racine carrée du rapport 84% sur 16% de la masse cumulée.

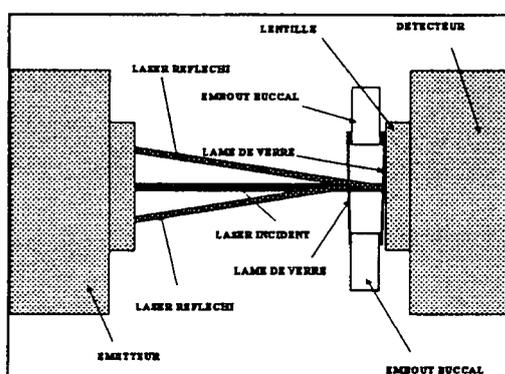


Figure 1b

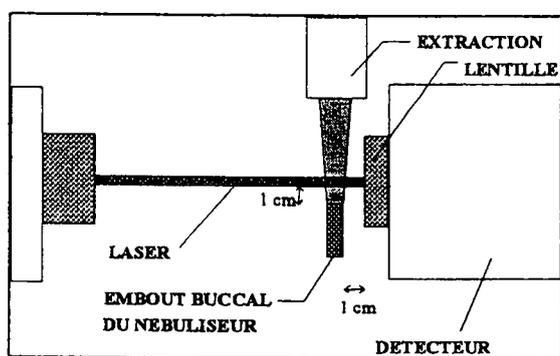


Figure 1c

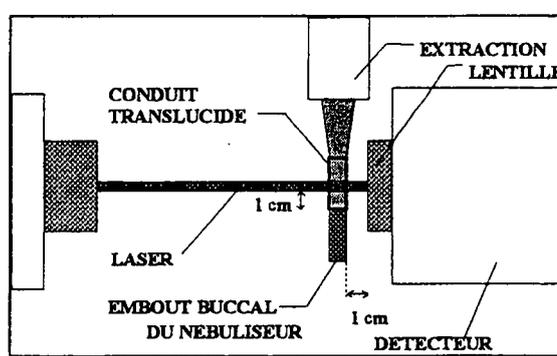


Figure 1d

Hypothèse

Nos analyses statistiques sont basées sur l'hypothèse que la concentration de NaF dans les gouttelettes de différentes tailles produites par nébulisation est constante. Ainsi la nature de la distribution granulométrique mesurée par l'impacteur (masse de NaF) est la même que la distribution granulométrique mesurée par le Mastersizer-X (volume des gouttelettes).

RESULTATS

Comparaison du MMAD

Il y avait une très forte corrélation entre les MMAD obtenus avec le A-MPCI et le Mastersizer-X (Figure 2a). De plus, l'écart type entre les nébuliseurs pour un nébuliseur de même type était plus importante que la différence de résultats entre les deux méthodes (Figure 2b). Dans tous les cas, il n'y avait pas de différences significatives (Test Chi2 :NS).

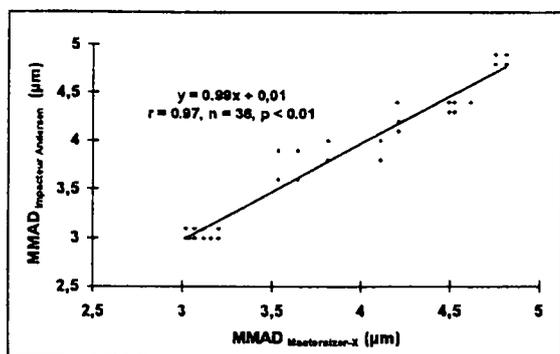


Figure 2a

	A-MPCI	MASTERSIZER X
MMAD $\pm \sigma$ (μm) Pari LC+®	4.53 \pm 0.25	4.46 \pm 0.19
GSD $\pm \sigma$ Pari LC+®	2.49 \pm 0.08	2.29 \pm 0.04
MMAD $\pm \sigma$ (μm) Microneb®	3.03 \pm 0.05	3.10 \pm 0.06
GSD $\pm \sigma$ Microneb®	2.73 \pm 0.09	2.41 \pm 0.03
MMAD $\pm \sigma$ (μm) NL9®	3.93 \pm 0.22	3.92 \pm 0.24
GSD $\pm \sigma$ NL9®	2.49 \pm 0.08	2.22 \pm 0.09

Figure 2b

Comparaison des GSD

Le Mastersizer-X sous estime les GSD d'environ 10% en comparaison des GSD obtenus avec le A-MPCI (Figure 2b), mais dans tous les cas il n'y a pas de différences significatives (Test Chi2 :NS).

Comparaison des prédictions de dépôt

Les recommandations pour les bonnes pratiques d'aérosolthérapie⁽¹⁾ proposent des prédictions de dépôt d'aérosol dans l'arbre respiratoire selon la taille des particules.

Le dépôt se fera de préférence dans la sphère ORL pour des particules dont la taille est supérieure à 5 μm de diamètre aérodynamique, dans les bronches pour des particules comprises entre 2 et 6 μm de diamètre aérodynamique et dans le poumon profond pour des particules comprises entre 0.5 et 3 μm de diamètre aérodynamique. Les prédictions de dépôt obtenues par les deux méthodes étaient comparées et montraient une bonne équivalence (Figure 3a, figure 3b, figure 3c).

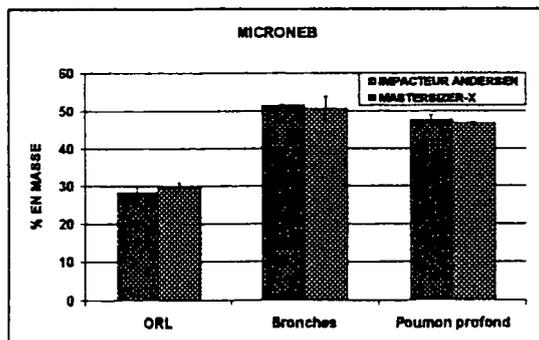


Figure 3a

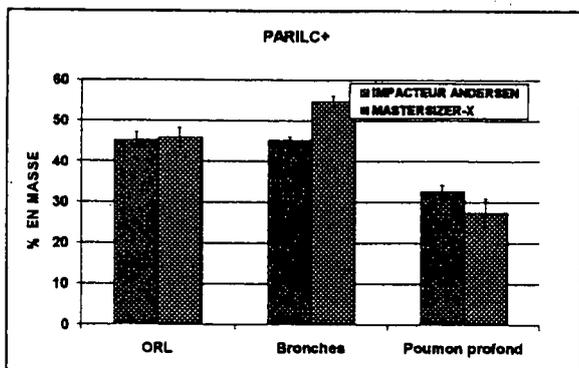


Figure 3b

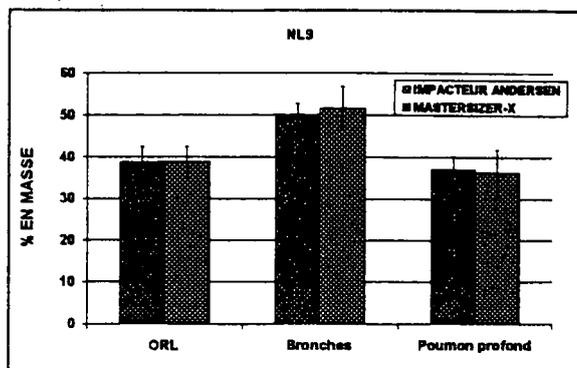


Figure 3c

CONCLUSION

Cette étude démontre que les différences entre le A-MPCI et le Mastersizer-X sont négligeables en terme de MMAD et de GSD pour les mesures proposées dans le contexte du projet de norme européen.

En terme de MMAD, la régression linéaire indique une bonne corrélation entre les résultats obtenus avec le Mastersizer-X et ceux obtenus avec l'A-MPCI. En terme de GSD, le Mastersizer-X indique un aérosol moins dispersé que celui mesuré avec l'A-MPCI. Mais dans tous les cas il n'y a pas de différences significatives entre les deux méthodes pour la mesure des deux paramètres granulométriques principaux proposés par le projet de norme caractérisants les nébuliseurs (MMAD et GSD).

Le Mastersizer-X est un appareil basé sur la diffraction laser qui utilise la théorie de Lorentz-Mie pour calculer l'angle de diffraction selon la taille des particules. Il est important d'utiliser la théorie de Lorentz-Mie plutôt que celle Fraunhofer^(2,3) pour corriger la croissance de la dispersion de la lumière pour les petites particules. Pour appliquer cette théorie, l'indice de réfraction de la surface de la particule et l'indice d'absorption à l'intérieur de la particule doivent être connus. Dans cette présente étude, le choix du code de présentation optique était basé sur la mesure des indices optiques de la solution de NaF. Le code optique P1335 a été généré à partir des indices optiques mesurés à 1.000 pour l'indice de réflexion du milieu, 1.335 pour la réflexion de la particule et 0.000 pour l'absorption.

Le montage expérimental pour le Mastersizer-X était similaire à celui utilisé avec le A-MPCI et donc en désaccord avec les recommandations CEN⁽⁴⁾ qui proposent d'utiliser le nébuliseur à l'air libre. Nous avons donc supposé qu'il était important d'utiliser les mêmes montages expérimentaux pour comparer les différentes méthodes de mesure granulométriques. Le conduit translucide a limité les effets de vignettage et permet la comparaison entre les deux différentes méthodes de mesure.

Des études comparant ces méthodes avec l'impacteur en cascade ont montré des résultats discordants^(5,6,7). La principale cause de cette différence pour l'analyse de la taille des gouttelettes est l'évaporation^(8,9,10). Les plus petites particules sèchent plus rapidement que les grosses particules. Ceci explique pourquoi la distribution en terme de volume de particules n'est pas la même que la distribution en terme de masse de soluté de particules. Dans cette configuration, il a été trouvé que l'aérosol mesuré par la méthode d'impaction en cascade était significativement plus petit qu'avec le Mastersizer-X (MMAD vs MMD réduit de moitié) et que le MMAD obtenu avec un impacteur en cascade échantillonnant à une température ambiante était en moyenne 70% plus important que celui obtenu avec un échantillonnage dans un air à 10°C (Le GSD était significativement supérieur pour la

température ambiante par rapport à l'impacteur refroidi). Néanmoins il est possible qu'avec l'impacteur en cascade calibré à 2 lmin^{-1} ou 1.2 lmin^{-1} , l'aérosol soit moins séché que dans les études avec un impacteur en cascade échantillonnant à 28.3 lmin^{-1} . Ceci est confirmé par le fait que le GSD obtenu avec l'A-MPCI échantillonnant à 2 lmin^{-1} était 12% supérieur à celui obtenu avec l'impacteur en cascade GS1 California Measurement échantillonnant à 1.2 lmin^{-1} ⁽¹¹⁾ et que le GSD obtenu avec le Mastersizer-X était le même que celui obtenu avec l'impacteur en cascade GS1 California Measurement ⁽¹¹⁾.

L'impaction en cascade permet la mesure de la masse de NaF mais la procédure est longue et difficile à appliquer dans un contexte industriel. Le Mastersizer-X est rapide et facile à utiliser, il est adapté pour les fortes concentrations d'aérosol et les aérosols liquides et offre l'avantage d'être utilisé avec le même montage que celui de l'A-MPCI.

Nous concluons que le Mastersizer-X peut être utilisé comme une méthode alternative à l'impaction en cascade pour caractériser les nébuliseurs dans le contexte de la future norme européenne.

REFERENCES

1. Bonfils. P, Dautzenberg. B, Diot. P, Faurisson. F, Fauroux. B. 1997. Proposition de bonnes pratiques de l'aérosolthérapie par nébulisation. Rev Mal Respir. 14 :512-6
2. Henk G. Merkus, Jank C.M. Marijnissen, Ed H.L. Jansma, B. Scarlett. 1998. Droplet Size Distribution Measurements for Medical Nebulizers by the Forward Light Scattering Technique (« Laser Diffraction »). J. Aerosol Sci. 29 : S119-S120
3. T. E. Corcoran, R. Hitron, W. Humphrey, N. Chigier. 2000. Optical measurement of nebulizer sprays : a quantitative comparison of diffraction Phase Doppler Interferometry, and Time Of Flight techniques. J. Aerosol Sci. 31 : 35-50
4. PrEN13544-1. Respiratory Therapy equipment part one : nebulizing systems and their components. Draft submitted to European formal vote
5. Ferron, G. A. ,C. Roth, E. Sommer, M. Knoch. 1999. Differences of size distributions of jet nebulizers measured with a residue method and a light scattering device. J. Aerosol Med. 12 :121
6. O. Nerbrink, M. Dahlback and H.-C.Hansson. 1994. Why Do Medical Nebulizers Differ in Their Output and Particle Size Characteristics ?. J. Aerosol Med. 3 : 259-276
7. Dolovich, M. 1991. Measurement of Particle Size Characteristics of Metered Dose Inhaler (MDI). J. Aerosol Med. 4 : 251-263
8. Dennis, J. H. 1998. A Review of Issues Relating to Nebulizer Standards. J. Aerosol Med. 11 : S73-S79
9. Hallworth, G.W. 1993. Particle size analysis of therapeutic aerosol. Aerosol in Medicine Diagnosis and Therapy. Elsevier Science Publishers B.V. 351-374
10. W. H. Finlay, K. W. Stapleton. 1998. Undersizing of droplets from a vented nebulizer caused by aerosol heating during transit through an Anderson impactor. J. Aerosol Sci. 30 : 105-109
11. L. Vecellio None, D. Grimbert, M. H. Becquemin, E. Boissinot, A. Le Pape, E. Lemarié, P. Diot. In press. Validation of laser diffraction method as a substitute for cascade impaction in the european project for nebuliser standard. J. Aerosol Med

Efficacité de comptage d'un CNC 3020 fonctionnant au glycérol.

M.B. ATTOUL, M. FLAMBARD

LPATC, Faculté des Sciences et Technologies, Université Paris XII, 94010 Créteil

Introduction

Les particules ultrafines ($D_p < 0.1 \mu\text{m}$) diffusent une quantité de lumière trop faible pour qu'elles puissent être détectées par des méthodes optiques habituelles de diffusion. Mais, placées dans milieu saturé de vapeur, elles peuvent donner naissance à des gouttelettes de diamètres supérieurs au micron. Leur détection et dénombrement sont alors possibles avec ces méthodes optiques. Ce phénomène est utilisé dans les compteurs de noyaux de condensations à flux continu. Le CNC à flux continu a été un des instruments de base le plus important pour la mesure de concentration des aérosols submicroniques. Dans ce type de CNC, l'échantillon d'aérosol est d'abord envoyé dans un saturateur maintenu à une température élevée. L'aérosol (et le gaz vecteur qui le porte) ainsi mis en température et saturé en vapeur d'alcool sont alors refroidi dans un condenseur maintenu à une plus basse température. Dans le condenseur, les vapeurs d'alcool se condensent sur l'aérosol pour former des gouttelettes. Ces gouttelettes qui peuvent atteindre un diamètre de $10 \mu\text{m}$ sont détectées par un dispositif optique situé à la sortie du condenseur.

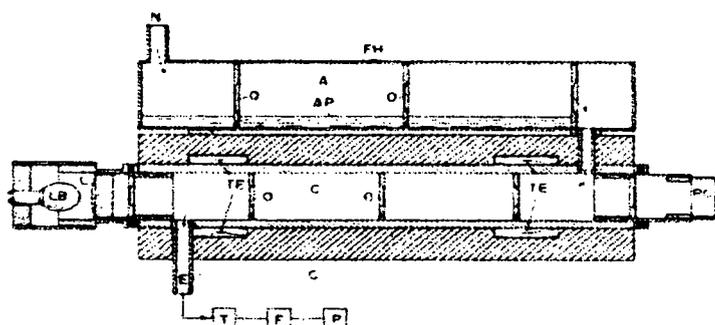
Nous utilisons dans la présente étude le modèle 3020 de la société TSI. Le saturateur de ce compteur se situe à la suite d'un réservoir d'alcool au-dessus duquel arrive l'aérosol. Il se présente sous la forme d'un tube horizontal légèrement incliné de 12 cm de long et 2 cm de diamètre. L'intérieur de ce tube est tapissé de feutrine de 1.6 mm d'épaisseur qui plonge dans le réservoir d'alcool. La feutrine fournit environ 70 cm² de superficie supplémentaire pour aider à l'évaporation de l'alcool. Le saturateur est maintenu à 35°C. L'aérosol arrive ensuite dans un tube vertical, le condenseur, de 8 cm de longueur et 4 millimètres de diamètre. Le CNC fonctionnant avec du butanol a un débit de prélèvement de 5 centimètres cube par seconde. Le butanol est un alcool potentiellement toxique. Son odeur est forte et désagréable. De plus au contact de la peau, il provoque des rougeurs, démangeaisons et brûlures légères. Notre but est de trouver un liquide de fonctionnement pour le CNC offrant la même efficacité de comptage qu'avec le butanol. La première étape de notre travail a consisté à mettre au point, en parallèle avec la régulation d'origine du CNC 3020, une régulation extérieure (débit, niveau de liquide dans le réservoir, températures du saturateur et du condenseur) souple accessible et variable par micro contrôleur. Cela nous permet en plus de communiquer avec un micro ordinateur pour la saisie des comptages du CNC dans le temps. Nous n'avons gardé dans ce CNC que la partie mécanique dans laquelle a lieu le grossissement et la détection. Nous pouvons donc faire varier les températures ainsi que le débit d'aspiration qui sont les paramètres pouvant agir sur l'efficacité.

On parle de condensation hétérogène quand de la vapeur se condense sur des particules d'aérosol. Le degré de sursaturation ou taux de saturation S , est défini comme le rapport de la pression partielle de vapeur réelle à la pression de vapeur saturante pour une température donnée. Il permet de connaître le diamètre minimum d'aérosol qui peut grossir. Le diamètre minimum d'aérosols capables (de grossir) d'agir en tant que noyau de condensation. S'appelle diamètre de Kelvin. Il est lié au taux de sursaturation par la relation suivante :

$S = \exp(4\sigma_1 Mv/\rho_1 RTgD^*)$. σ_1 est la tension superficielle du liquide utilisé, de masse molaire M , et de masse volumique ρ_1 , R est la constante des gaz parfait, Tg la température absolue et D^* le diamètre minimum (diamètre de Kelvin). L'efficacité de comptage η_{CNC} d'un CNC est donnée par la relation suivante : $\eta_{\text{CNC}} = (\eta_{\text{prél}}) \cdot (\eta_{\text{act}}) \cdot (\eta_{\text{dét}})$. $(\eta_{\text{prél}})$ est l'efficacité de prélèvement de l'appareil, (η_{act}) l'efficacité d'activation des noyaux, $(\eta_{\text{dét}})$ l'efficacité de détection par l'optique équipant l'appareil. Dans notre cas, seule l'efficacité d'activation nous intéresse, puisque nous avons

la même optique et la même géométrie que le CNC original. Cette efficacité (η) est fonction des températures du condenseur et du saturateur, (de la différence δt entre elles en fait). Elle est aussi fonction du nombre de Reynolds de l'écoulement, du nombre de Prandtl et du nombre de Schmidt caractérisant les transferts thermiques et les transferts de masse, dans le condenseur. L'efficacité est d'autre part fonction de la diffusivité du fluide utilisé. Dans notre étude, nous utilisons le glycérol qui est un fluide 'inerte' vis à vis de l'hygiène du travail.

Le premier compteur à noyaux de condensation à flux continu a été introduit par Sinclair et Hoopes en 1975. Ce CNC (figure 1) à géométrie relativement compliquée utilise après grossissement l'extinction de la lumière pour mesurer la concentration d'aérosols. Les auteurs ont testé trois liquides (éthanol, méthanol, eau). L'aérosol à détecter passe à 1 cm au dessus d'un bain d'alcool dans un tube métallique horizontal de 30.5 cm de long et 5.1 cm de diamètre avec un débit de 4 l/mn. Le temps d'exposition est de 9 secondes environ. Cet aérosol et la vapeur passent ensuite dans un tube de 3.8 cm de diamètre et 30.5 cm de long. Le temps de passage est d'environ 5 secondes. Ces deux tubes sont équipés de plaques perpendiculaires au flux, comportant un orifice de 1.27 cm de diamètre de façon à produire une turbulence. Seul l'éthanol parmi les liquides utilisés présente des taux de sursaturation suffisants.

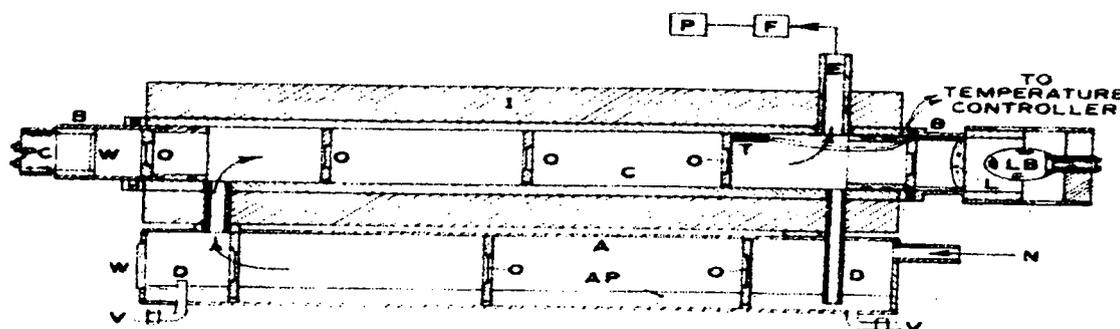


N : entrée aérosol, AP : alcool, O : orifice, C : tube froid, TE : modules de refroidissement à effet Peltier, LB : source de lumière, L : lentille, PC : cellule photo électrique, E : sortie, T : piège à liquide, F : débitmètre, P : pompe.

Figure 1

CNC à flux continu Sinclair et Hoopes

Sinclair et Yue en 1982 reviennent avec une version améliorée du CNC de Sinclair et Hoopes donnée par la figure 2.



N : entrée aérosol, A : tube à alcool, AP : bain d'alcool, O : orifice, C : tube froid, E : sortie, F : débitmètre, P : pompe, LB : source de lumière, L : lentille, PC : cellule photo, W : fenêtre, B : bakelite, D : drain, V : va lve, T : thermistance, I : isolation thermique.

Figure 2

CNC à flux continu de Sinclair et Yue (1982)

Dans cette nouvelle configuration les orifices dans les baffles de turbulence ont un diamètre de 1.35 cm (1/2 pouce). La partie condensation est disposée dans la partie supérieure pour permettre l'écoulement des vapeurs condensées sur les parois à travers un tube de drain. Pour obtenir les basses températures (-10 à -15°C) 8 modules à effet Pelletier sont disposés sur toute la longueur du tube condenseur. La température du bain d'alcool (éthanol) est de 30°C. La consommation d'alcool estimée d'après les auteurs à 200 cc par jour. Le CNC fonctionne avec un débit de 4l/mn, le diamètre minimum détectable est de 20 nm. La concentration mesurable est comprise entre 100 et $3 \cdot 10^5$ p / cc. Ce CNC n'a pas eu le succès que l'équipe escomptait. En effet il est totalement abandonné au profit d'une autre géométrie développée en France par Bricard et al. en 1976 représentée sur la figure 3.

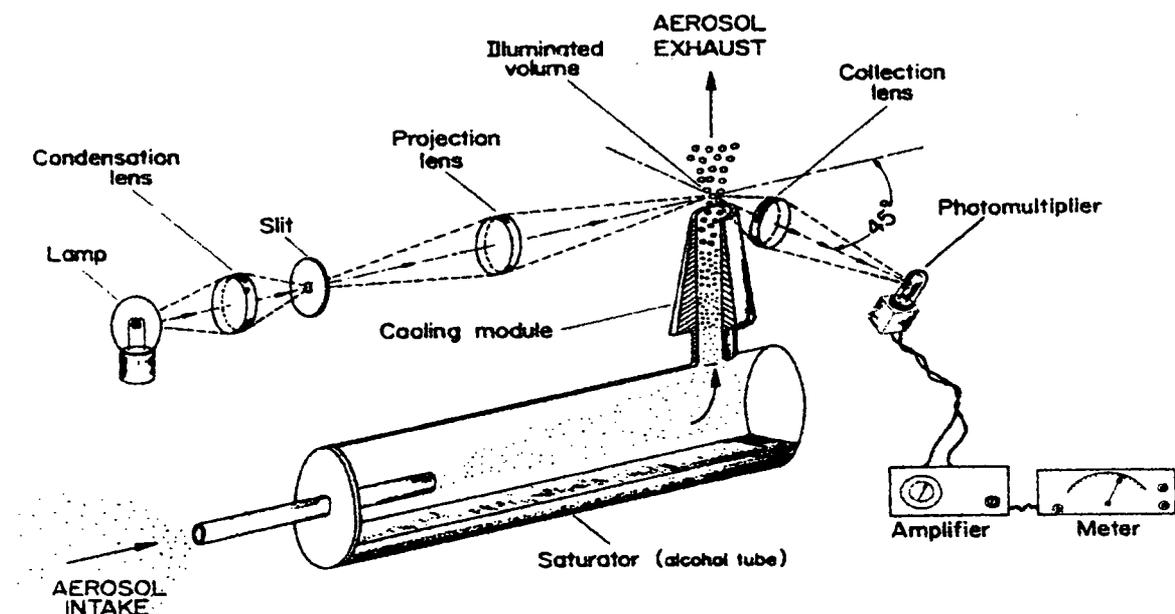


Figure 3
CNC à flux continu de Bricard et al. (1976)

Dans cette géométrie le tube condenseur est vertical ce qui résout les problèmes de ruissellement de vapeurs condensées sur les parois. Le CNC de Bricard utilise du butanol. La détection se fait cette fois ci par diffusion et non par extinction. La concentration mesurable varie de 1 à 10^6 p/cc. Ce procédé breveté par le CEA fut acheté presque immédiatement par TSI qui sorti en 1980 le premier CNC à flux continu disponible sur le marché sous la dénomination CNC 3020 (Agarwal et Sem 1980, Agarwal et al. 1982). Le diamètre minimum détectable est de 10 nm, la concentration mesurable varie de 0.01 à 10^7 particules par cc. TSI introduit avec ce CNC deux modes de comptage avec la diffusion à 180° en lumière blanche, comme moyen de détection. Le CNC utilise le mode comptage (particule par particule) jusqu'à 1000 p/cc et le mode photométrique (à l'aide d'une courbe de calibration tension-concentration) de 10^3 à 10^7 p/cc. Le CNC 3020 fonctionne avec un débit d'aspiration de 0.3 l/mn. La température du saturateur est de 35°C. Le condenseur refroidit avec un module à effet Pelletier est à 10°C. Le schéma de principe est donné sur la figure 4.

Notre travail a commencé par mettre au point une régulation en parallèle à celle d'un CNC 3020 qui permet de faire varier les températures de fonctionnement (condenseur et saturateur) le débit

d'aspiration de la pompe et le traitement du signal de la photodiode de détection. Nous avons gardé du CNC 3020 (noté 2001) toute la partie grossissement et détection originales ainsi que la gestion du niveau d'alcool dans le réservoir. La seconde étape a été de vérifier le bon fonctionnement de notre régulation en nous plaçant dans les conditions de fonctionnement (en températures et débit) du CNC 3020 avec bien sûr du butanol.

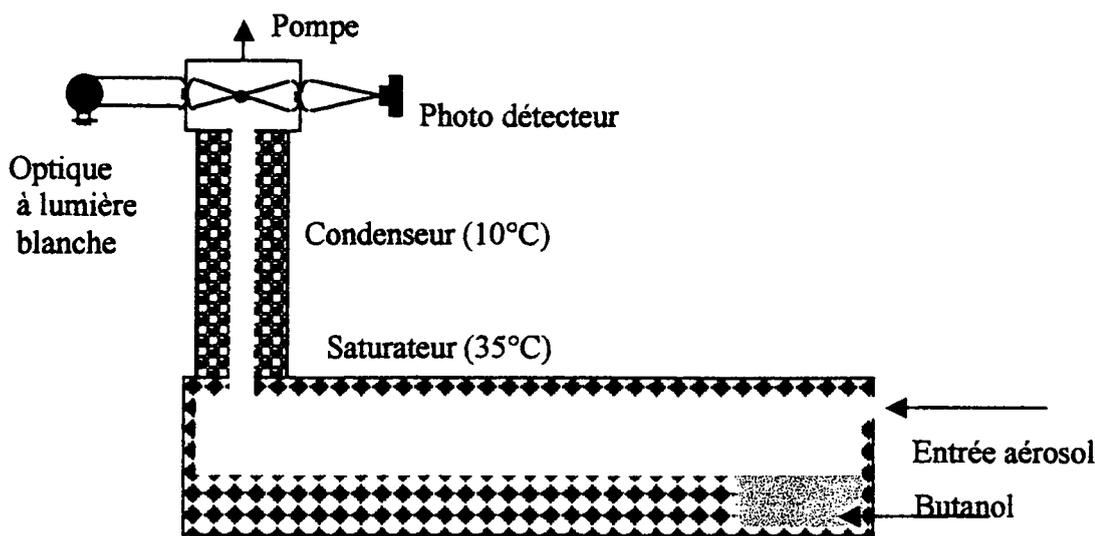


Figure 4 Schéma du CNC 3020 de TSI (Agarwal et Sem 1980)

Pour 'étalonner' notre CNC nous utilisons la décroissance dans le temps de la concentration particulaire dans un volume constant préalablement 'rempli' d'aérosols d'un diamètre donné comme indiqué sur la figure 5.

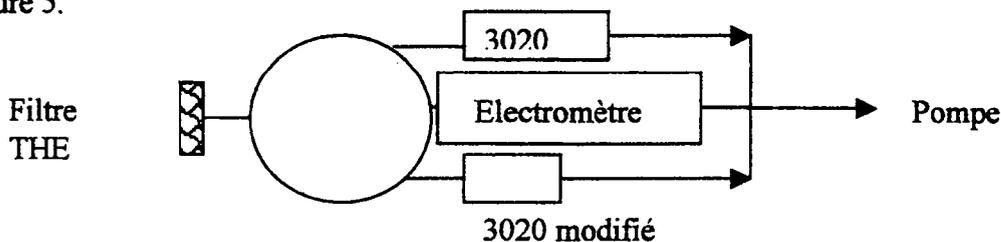


Figure 5 Dispositif expérimental de calibration du CNC 3020 modifié

Le réservoir d'aérosols est vidangé par les deux CNC et la pompe de l'électromètre. L'air prélevé est remplacé par de l'air atmosphérique qui entre dans le réservoir à travers un filtre absolu. Un ordinateur saisi en fonction du temps la concentration mesurée par les deux CNC et l'électromètre. Le résultat obtenu est donné en figure 6.

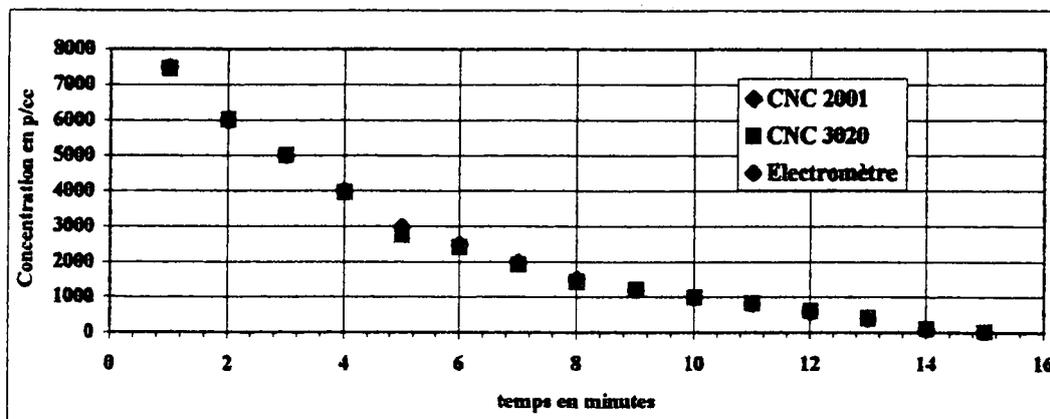


Figure 6
Décroissance de la concentration particulaire en fonction du temps

Comme nous pouvons le voir sur la figure 6 le CNC 3020 modifié donne les mêmes résultats que le CNC 3020 (avec la régulation d'origine de TSI) mis en parallèle sur la sphère avec l'électromètre qui nous sert de référence. Une fois cette étape terminée, nous remplaçons dans le réservoir du 3020 modifié le butanol par du glycérol sans toucher aux températures du saturateur et du condenseur. Les résultats sont donnés dans la figure 7.

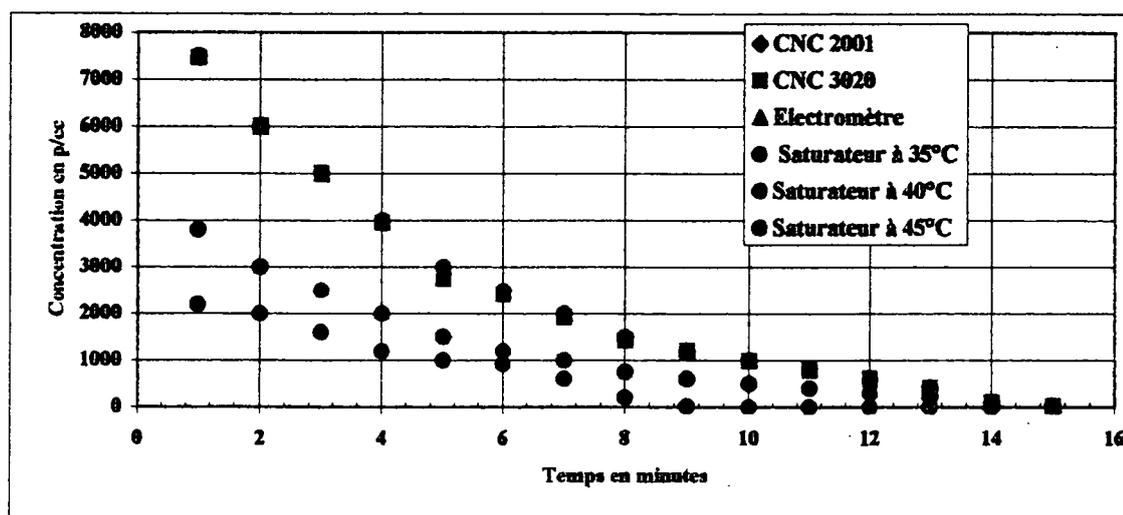


Figure 7
Efficacité de comptage du CNC modifié (2001) fonctionnant au glycérol en fonction de la température.

Comme nous pouvons le constater l'efficacité avec du glycérol avec un saturateur à 35°C est divisée par trois. Cette efficacité ne sera égale à 1 qu'avec une température du saturateur égale à 45°C comme nous pouvons le voir sur la courbe 8

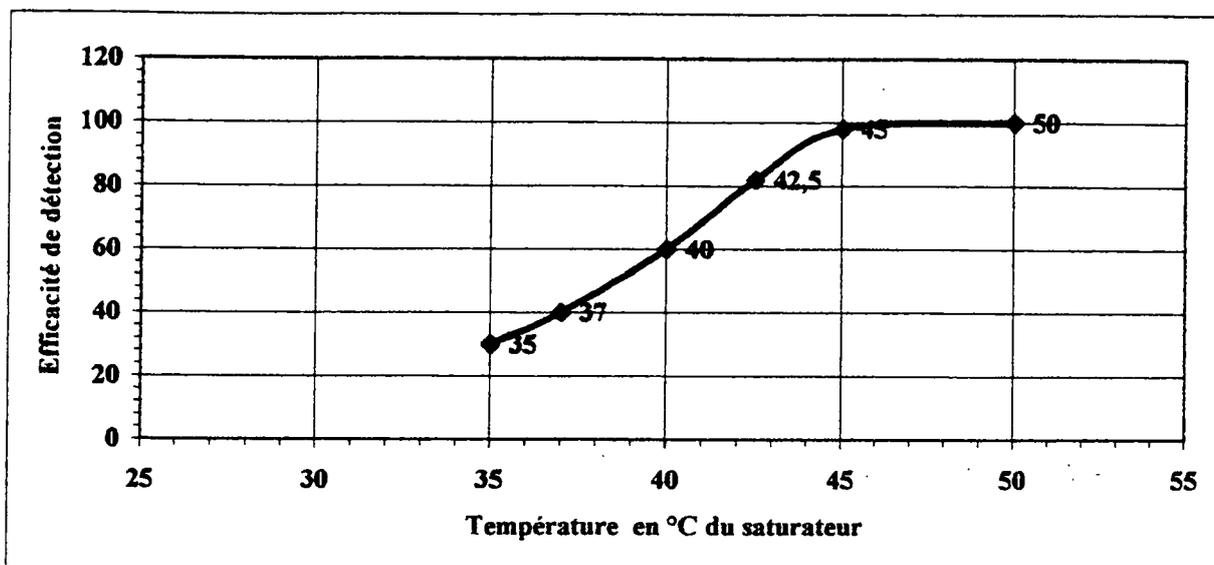


Figure 8
Efficacité de détection du CNC 3020 fonctionnant au glycérol en fonction de la température

Conclusion

Nous avons mis au point un dispositif qui permet d'étudier le grossissement des aérosols avec un fluide inerte chimiquement vis à vis de l'hygiène du travail. Ce dispositif basé sur un CNC 3020 de TSI complètement autonome grâce à un microcontrôleur qui gère les températures du condenseur et du saturateur, le débit d'aspiration, le niveau d'alcool dans le réservoir ainsi que le traitement du signal donné par la photodiode. A l'aide de dispositif nous avons étudié l'influence de la température du saturateur sur l'efficacité de détection du CNC. La température de 45°C nécessaire au bon fonctionnement du CNC avec du glycérol a été trouvée. L'étude suivante va consister à faire varier la température du condenseur ainsi que le débit d'aspiration du compteur. Nous examinerons de plus l'efficacité de détection en fonction de la nature chimique de l'aérosol afin d'éviter la destruction de noyaux de condensation volatils par la température élevée de 45°C qui régné dans le saturateur.

Références

- Agarwal, J.K. and Sem, G.J. (1980) Continuous flow single-particle-counting condensation nuclei counter. *J. Aerosols Sci.* 11, 343-357
- Bricard, J., Delattre, P., Madelaine, G., Pourprix, M. (1976) Detection of ultra-fine particles by means of a continuous flux condensation nuclei counter. *In Fine Particles* (Liu, B.Y.H. ed.) Academic Press, New York.
- Sinclair, D. and Hoopes, G.S. (1975) A continuous flow condensation nucleus counter. *J. Aerosols Sci.* 6, 1-7
- Sinclair, D. and Yue, P.C. (1982) The continuous flow condensation nucleus counter. II. *Aerosol Sci. Technol.* 1, 217-223

Étude et performances d'un concentrateur d'aérosols fins mono chargés.

C. VAUGE, M.B. ATTOU**, A. RENOUX

Laboratoire de Physique des Aérosols et de Transfert des Contaminations

UFR de sciences et Technologie, Université Paris XII - 94010 Créteil (France)

INTRODUCTION :

Les aérosols micro- et sub-microniques jouent un rôle important dans divers domaines en relation avec la santé publique (pollution atmosphérique, hygiène industrielle, etc.). Lors des expérimentations, menées en parallèle avec des études épidémiologiques, on est conduit à exposer des animaux en laboratoire à des concentrations d'aérosols élevées, correspondant à celles d'un environnement pollué (Anderson et al. 1992, Dockery et al. 1994, Kleinman et al. 1995 et 1997). Il est alors nécessaire de disposer de générateurs d'aérosols à débit élevé (plusieurs dizaines de litres par minute) et de concentrations facilement ajustables.

Des concentrateurs d'aérosols pour de telles études de laboratoire ont été développés durant les dernières années (Sioutas et al. 1995a,b ; Sioutas et al. 1997). Ils utilisent des techniques de séparation inertielle des aérosols au sein du gaz vecteur (impacteurs virtuels). Comme on le sait (Sioutas et al. 1994), ces méthodes de séparation aérodynamique sont limitées à des particules de taille supérieure à quelques centaines de nanomètres (300 à 500 nm). Pour les aérosols plus fins, dont la nocivité sur l'organisme est plus grande (Oberdster et al. 1992), il est possible de surmonter cette limitation des méthodes aérodynamiques de concentration en faisant appel à des méthodes de grossissement, par exemple à partir de gouttelettes formées dans un saturateur-condenseur avec de la vapeur d'eau selon une séquence de séparation aérodynamique suivie d'une nouvelle évaporation des gouttelettes permettant de restituer les particules ultrafines (Sioutas et al. 1999).

Quelle que soit la taille des aérosols, la méthode reste lourde. Il serait donc utile de pouvoir disposer d'un procédé non-aérodynamique permettant de régler commodément le facteur de concentration aux débits requis par l'expérimentation physiologique.

Nous proposons ici une méthode de concentration électrostatique applicable à des aérosols chargés (soit naturellement soit après ionisation par effet couronne dans un champ électrique intense). Par la disposition adéquate d'une électrode portée à un potentiel attractif pour les particules chargées, on concentre sélectivement celles-ci dans une veine du fluide vecteur, qui est soustraite au flux principal. Il est possible de mettre en cascade plusieurs étages du dispositif et d'en modifier la taille afin de couvrir une large gamme de débits. Dans tous les cas, le réglage de la concentration s'effectue simplement par action sur le potentiel d'une électrode et la fonction de transfert entre potentiel et concentration est linéaire pour des facteurs de concentration s'étendant de 1 à 5 environ (pour le premier prototype, objet de la présente publication).

DESCRIPTION DU DISPOSITIF.

Le prototype de validation du procédé (FIG. 1) est constitué par un tube métallique cylindrique de 150 mm de longueur et 50 mm de diamètre. L'aérosol mono chargé ($5 \cdot 10^3$ particules/cm³, environ) est injecté à une extrémité par une tubulure de diamètre 10 mm, avec un débit de 1,5 litre par minute. L'autre extrémité comporte une tubulure d'extraction (débit : 0,3 litre/min.) de même diamètre entourée par une électrode cylindrique plate (diamètre : 20 mm, épaisseur : 2 mm). L'espace entre l'électrode et le tube extérieur est libre, ce qui permet l'évacuation des filets d'air où la concentration en particules chargées est plus faible que dans la tubulure d'extraction.

Afin de réaliser la concentration électrostatique, le tube d'extraction et l'électrode cylindrique sont portés à un potentiel U_0 variable de 0 à +10 volts (dans le cas présent d'un aérosol chargé négativement). Le tube extérieur est au potentiel de référence (masse générale).

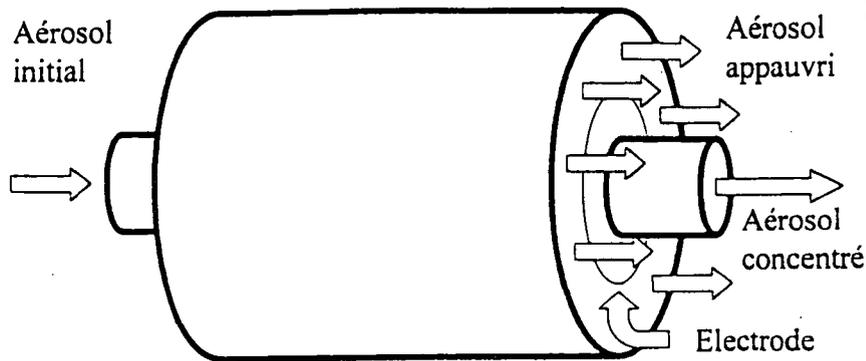


FIG. 1 : Schéma du concentrateur

APPROCHE THEORIQUE :

Bien que le principe de notre dispositif soit assez intuitif, il est nécessaire d'en modéliser le fonctionnement afin de rendre la concentration plus efficace. La géométrie cylindrique sans dépendance azimutale ($\delta/\delta\theta = 0$) facilite la résolution des équations du modèle.

Celui-ci décrit le mouvement des particules chargées sous l'action du champ électrique imposé par l'électrode, compte tenu de leur entraînement par le fluide vecteur.

Les équations du modèle sont donc les suivantes :

- l'équation d'état du fluide vecteur (air, supposé gaz parfait) : $p = \rho RT/M$ où p est la pression (voisine de la pression atmosphérique, aux surpressions motrices près), ρ est la masse volumique de l'air vers $T = 300$ K, R est la constante des gaz parfaits ($8,135$ J/K.mol.) et $M = 29$ g, la masse molaire de l'air. La circulation du fluide étant suffisamment lente pour être en équilibre thermique avec l'ambiance, cette équation d'état se réduit à une simple relation de proportionnalité entre p et ρ , soit $p = a.\rho$, où $a = 84,1$ kJ/kg environ.

- l'équation de continuité du fluide vecteur, en régime statique ($\delta/\delta t = 0$)
- les équations d'écoulement du fluide vecteur (équations de Navier, sous leur forme linéarisée par Stokes). Dans une première approche, l'aérosol utilisé comporte des particules suffisamment grosses (600 nm, environ) pour que leur diffusion propre soit négligeable et qu'on puisse les considérer comme parfaitement couplées au gaz vecteur. Les équations de Navier-Stokes décrivent donc aussi l'écoulement hydrodynamique des particules chargées,

- l'équation décrivant le potentiel $U(r,z)$ dans le concentrateur. Aux densités de charges considérées ($10^4/\text{cm}^{-3}$), on peut négliger les effets de la charge d'espace : c'est donc l'équation de Laplace $\Delta U = 0$.

- les équations de la Dynamique, décrivant le mouvement des particules chargées sous l'action combinée de leur vitesse hydrodynamique et de leur mobilité dans le champ électrique E dérivant du potentiel U .

Ces diverses équations sont rassemblées dans le tableau ci-après :

<p><u>Equation d'état</u></p> $p = \rho RT/M$	<p><u>Equation de continuité</u></p> $\nabla (\rho \cdot \mathbf{V}) = 0 \quad (\text{régime statique})$ <p>Soit, en coordonnées cylindriques : $\left(\frac{\partial}{\partial r}\right) = 0$</p> $\frac{p \cdot u}{r} + \frac{\partial p}{\partial r} u + \frac{\partial u}{\partial r} p + \frac{\partial p}{\partial z} w + \frac{\partial w}{\partial z} p = 0$ <p>p : pression u : vitesse radiale w : vitesse longitudinale</p>
<p><u>Equations de Navier-Stokes</u></p> $-\frac{\partial p}{\partial r} + \mu \left(\Delta u + \frac{1}{3} \frac{\partial}{\partial r} (\nabla u) \right) = 0$ <p style="text-align: center;">μ : viscosité dynamique</p> $-\frac{\partial p}{\partial z} + \mu \left(\Delta w + \frac{1}{3} \frac{\partial}{\partial z} (\nabla w) \right) = 0$ <p>Ces équations sont divergentes en $r=0$. On lève la divergence au moyen de la règle de l'Hospital.</p>	<p><u>Equation de Laplace</u></p> $\Delta U = 0 \quad U : \text{potentiel électrostatique}$ <p>Soit, en coordonnées cylindriques :</p> $\frac{1}{r} \frac{\partial U}{\partial r} + \frac{\partial}{\partial r} \left(\frac{\partial U}{\partial r} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{\partial U}{\partial z} \right) = 0$ <p>Comme Navier-Stokes, diverge en $r=0$</p>

Tab. 1 : Equations du modèle

RESOLUTION :

Les équations du tableau précédent doivent être écrites en coordonnées cylindriques à symétrie de révolution et résolues par une méthode numérique. On sait que cette résolution est *a priori* difficile. Toutefois, nos conditions expérimentales apportent certaines simplifications tout à fait acceptables pour une première approche des solutions. On constate tout d'abord qu'aux débits utilisés (de l'ordre du litre par seconde dans un tube de 5 cm de diamètre), l'écoulement est très laminaire, avec un nombre de Reynolds de l'ordre de 50. A la sortie de la tubulure d'injection, le gaz vecteur prend donc très vite le profil théorique des vitesses et aborde la région du champ électrique de concentration avec une vitesse pratiquement axiale régie par une loi parabolique, nulle à la paroi et maximale sur l'axe.

Dans ces conditions, la résolution des équations du modèle se réduit à celle de l'équation de Laplace et accessoirement, à celle des équations de la Dynamique qui en découlent. En effet, pour l'évaluation de la concentration, nous proposons plutôt une méthode intégrale basée sur un concept énergétique (voir plus loin).

Pour résoudre l'équation de Laplace, nous avons traité l'algorithme de la méthode de relaxation classique à l'aide d'un tableur (Leclerc et Sanche, 1990) d'usage courant (Excel, marque déposée de Microsoft). Outre qu'il dispense de l'acquisition d'un coûteux logiciel spécialisé, ce choix offre des possibilités graphiques très intéressantes et une précision suffisante pour une première approche (la convergence à trois chiffres significatifs est obtenue en moins de 50 itérations).

Dans notre méthode, une demi-section méridienne du dispositif est découpée en cellules de 2,5 par 2,5 mm, soit 10 pas dans la direction radiale et 60 dans la direction axiale. En fait, un premier calcul montre que le potentiel reste pratiquement négligeable dès que la distance à l'électrode est supérieure à 50 mm. Nous avons donc réduit à 20 le nombre de pas dans la direction longitudinale.

L'algorithme utilisé exprime le fait que le laplacien de U en un point est proportionnel, au premier ordre d'approximation, à la différence entre U et la somme des potentiels des points immédiatement voisins. Traduit en coordonnées cylindriques, cet algorithme s'écrit :

$$U_{j,k} = [(2j + 1)U_{j+1,k} + (2j - 1)U_{j-1,k}] / 8j + (U_{j,k+1} + U_{j,k-1}) / 4$$

où $U(j,k)$ est le potentiel de la cellule de rang radial j et de rang axial k . Cet algorithme diverge en $r = 0$ (soit $j = 0$), tout comme l'expression analytique de l'équation de Laplace qui y est de la forme $0/0$.

On lève la difficulté par la règle de l'Hospital, qui donne pour $j = 0$:

$$U_{0,k} = 2 U_{1,k} / 3 + (U_{0,k+1} + U_{0,k-1}) / 6$$

Les variations du potentiel U données par ces algorithmes sont représentées sur la figure suivante :

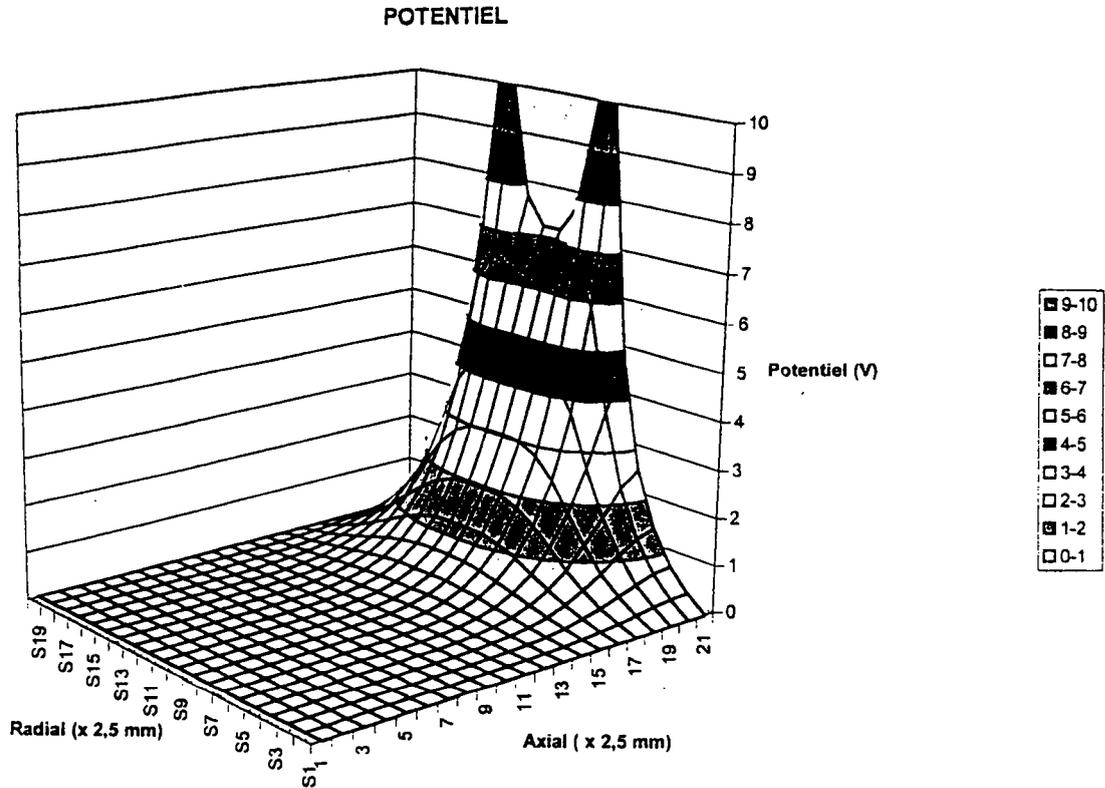


FIG. 2 : Potentiel électrostatique dans le concentrateur

ESTIMATION DU FACTEUR DE CONCENTRATION :

Il s'agit du rapport F entre les concentrations à l'entrée du dispositif et dans le tube d'extraction, respectivement. En toute rigueur, on l'obtient par le calcul des lignes de flux des particules chargées, déduites des équations du modèle. Toutefois, dans une première approche, on peut estimer le facteur de concentration à l'aide de considérations énergétiques sur le mouvement des particules dans le champ mixte des forces hydrodynamiques et électrostatiques.

En effet, à l'entrée du concentrateur et en l'absence de potentiel d'électrode, la vitesse des particules est purement axiale et varie radialement selon une loi parabolique : $v(r) = V_0 (1 - r^2/R^2)$ où V_0 est la vitesse sur l'axe (moitié de la vitesse débitante) et R le rayon du tube.

Si m est la masse des particules chargées (supposées identiques), ces dernières ont à l'entrée, une distribution d'énergie cinétique :

$$W(r) = 0,5 m V_0^2 (1 - r^2/R^2)^2 \quad (1)$$

Les particules captées par le tube d'extraction sont celles dont l'énergie cinétique est égale ou supérieure à $W(r_0)$: à l'entrée du concentrateur, elles sont contenues dans un cylindre de même rayon r_0 et le facteur de concentration, égal au rapport de la section d'entrée πr_0^2 à la section du tube d'extraction, est ici égal à 1.

Lorsqu'on applique un potentiel accélérateur U_0 , les particules chargées acquièrent un complément d'énergie cinétique égal à qU_0 en première approximation. Le tube d'extraction recueille alors les particules entrant dans le concentrateur à l'intérieur d'un cylindre dont le rayon r' , supérieur à r_0 , vérifie l'égalité :

$W(r') + qU_0 = W(r_0)$ où les énergies cinétiques W ont une expression déduite de (1). En développant cette égalité et en négligeant les termes en $1/R^4$, on trouve pour r'^2 :

$$r'^2 = r_0^2 (1 + R^2 q U_0 / r_0^2 m V_0^2)$$

Le facteur de concentration F s'en déduit directement ($F = \pi r'^2 / \pi r_0^2$), soit :

$$F = 1 + R^2 q U_0 / r_0^2 m V_0^2$$

On constate que F varie linéairement avec U_0 , ce que nous avons vérifié expérimentalement (voir ci-après) et qui constitue un avantage de notre procédé.

RESULTATS EXPERIMENTAUX :

Le concentrateur décrit plus haut a été mis en oeuvre dans le dispositif expérimental décrit dans la figure 3 :

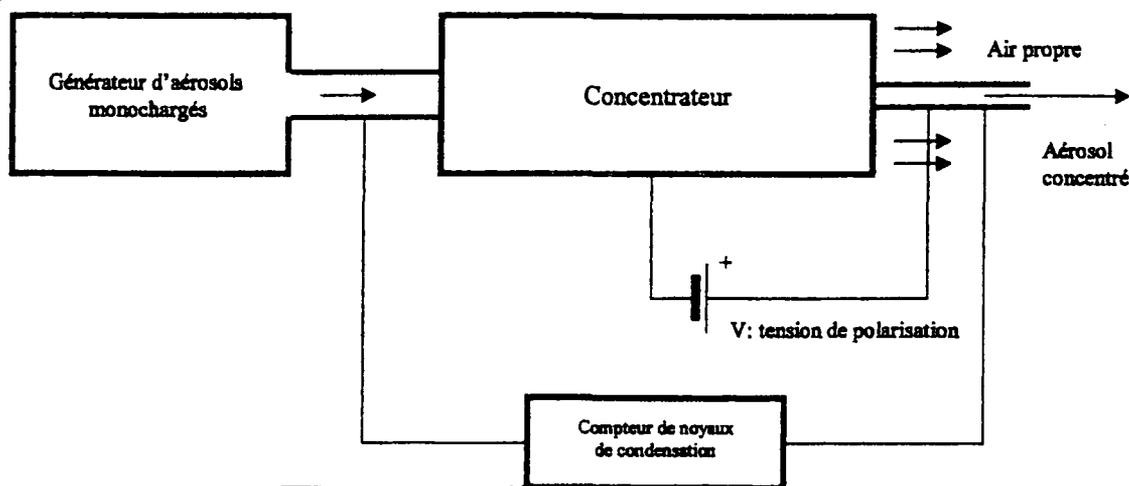


FIG. 3 : Dispositif expérimental

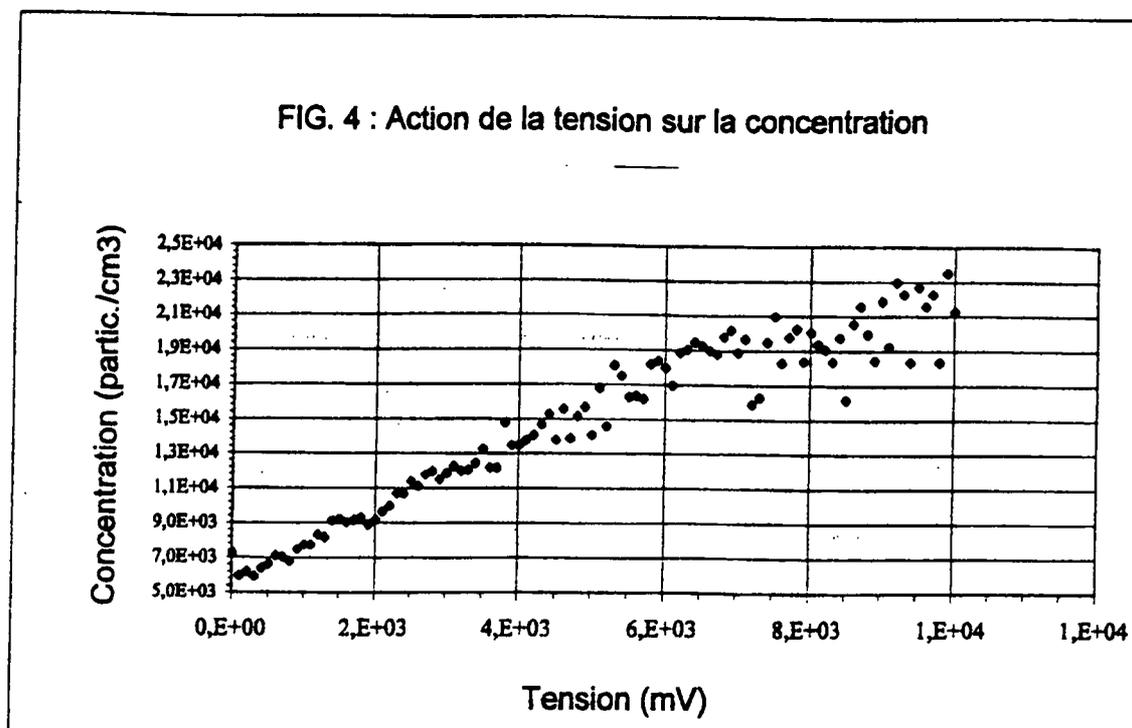
Le générateur d'aérosol chargé (DMA) fournit des particules mono chargées mono dispersées de chlorure de sodium ($q = -1,6 \cdot 10^{-19}$ C, diamètre = 600 nm environ) à la concentration de $6 \cdot 10^3 \text{ cm}^{-3}$, pour un débit d'air de 1,5 litre/min (correspondant à une vitesse débitante de 65 mm/s, soit $V_0 = 130$ mm/s).

Le potentiel U_0 , variable entre 0 et 10 volts, est appliqué à l'électrode de concentration par un générateur de tension continue dont le pôle négatif est connecté au tube extérieur et à la masse générale du montage.

La concentration est mesurée à l'entrée du système et la sortie du tube d'extraction par un CNC.

Des résultats typiques de nos mesures sont donnés dans la figure 4 :

FIG. 4 : Action de la tension sur la concentration



On vérifie bien une variation linéaire de la concentration avec le potentiel U_0 , pour des valeurs du facteur de concentration comprises entre 1 et 4, environ. Cette dernière valeur est obtenue pour une tension U_0 de l'ordre de 8 V. On peut noter que la pente de la droite $F(U_0) = 2,7/8 \text{ V}^{-1}$ permet de déduire la masse m des particules chargées, d'où leur diamètre (masse volumique de NaCl = $2,2 \text{ g.cm}^{-3}$). Ceci donne une vérification indirecte des indications du DMA générateur des particules. On a :

$$m = R^2 \cdot q \cdot \Delta U_0 / r_0^2 \cdot V_0^2 \cdot \Delta F = 6,25 \cdot 10^{-4} \cdot 1,6 \cdot 10^{-19} \cdot 8 / 25 \cdot 10^{-6} \cdot 1,69 \cdot 10^{-2} \cdot 2,7$$

$$m = 0,19 \cdot 10^{-15} \text{ kg soit, pour le diamètre des particules de NaCl : } d = 560 \text{ nm.}$$

Cette valeur est en excellent accord avec l'indication du DMA, compte tenu des approximations faites dans le calcul du facteur de concentration.

CONCLUSION :

Nous avons expérimenté un concentrateur électrostatique d'aérosols chargés quadruplant la concentration pour une tension de commande de l'ordre de 10 volts. L'analyse des performances, réalisée simplement par résolution de l'équation de Laplace sur tableur et par des considérations énergétiques, permet d'adapter ce type de dispositifs à d'autres débits et concentrations. Dans un autre mode d'utilisation, le concentrateur permet de déterminer la masse des particules chargées d'un aérosol. De réalisation simple et d'une mise en oeuvre facile, il constitue une alternative intéressante aux concentrateurs aérodynamiques par impaction frustrée (impacteurs virtuels).

BIBLIOGRAPHIE :

- Anderson Y.K., Avol E.L., Edwards S.A., Shamoo D.A., Peng R.C., Linn W.S. et Hackney J.D. (1992) *J. Air and Waste Manage. Assoc.* 42, 437- 442.
- Dockery D.W., Speizer F.E., Stram D.O., Ware J.H., Spengler J.D. et Ferris B.J. (1989) *Am. Rev. Res. Dis.* 139, 587-594.
- Kleinman M.T., Bhalla D.K., Mautz D.J. et Phalen, R.F. (1995) *Inhal. Toxicol.* 7, 589-602.

- Kleinman M.T., Bhalla D.K., Ziegler B., Buscher-Evens S. et McClure, T. (1997) *Inhal. Toxicol* **5**, 371-388.
- Leclerc G. et Sanche L. *Computers in Physics* (1990) 617-626.
- Oberdester G., Ferin J., Gelin R., Soderholm S.C. et Finkelstein (1992) *Environ. Health Perspect.* **97**, 193-197.
- Sioutas C., Koutrakis P. et Burton R. M. (1995a) *Health Perspect.* **103**, 172-177.
- Sioutas C., Koutrakis P., Ferguson S.T. et Burton R.M. (1995b) *Inhal. Toxicol.* **7**, 633-644.
- Sioutas C., Koutrakis P., Godelski J., Ferguson S.T., Kim C.S. et Burton K.M. (1997a) *J. Aerosol Sci.* **28**, 1057-1071.
- Sioutas C., Wolfson M., Ferguson S.T., Ozkaynak H.C. et Koutrakis P.K. (1997b) *J. Aerosol Sci.* **28**, 1015-1028.
- Sioutas C., Koutrakis P. et Oloson B.A. (1994a) *Aerosol Sc. Technol.* **21**, 223-236.
- Sioutas C., Koutrakis P. et Burton R.M. (1994b) *J. Aerosol Sci.* **25**, 1321-1330.
- Sioutas C., Seongheon K., Mingchich C. (1999) *J. Aerosol Sci.* **30**, 1001-1017.

Evaluation des performances de l'impacteur en cascade à basse pression DEKATI dans le domaine submicronique, par gravimétrie.

M.B. ATTOUI*, D. LEDUR**, C. CHAMBRE**

*LPATC, UFR Sci, Université Paris XII 94012 Paris. attoui@univ-paris12.fr

**ECOMESURE, B.P. 13-F91640 Bris-sous Forges. ecomesur@aol.com

Introduction

L'impacteur en cascade est largement utilisé pour la détermination de la distribution massique en tailles des aérosols dans des domaines très divers: aérosol atmosphérique, ambiances de travail, aérosol de combustion, ... (Bernier and Lürzner, 1980; Horvath et al. 1987,...). L'impacteur conventionnel (à pression atmosphérique) couvre le domaine allant de 0.3 à 10 - 15 μm . Pour obtenir des diamètres de coupure plus faibles (jusqu'à 30 nm) deux types d'impacteurs ont été développés: l'impacteur à basse pression, l'impacteur à micro orifice. Pour l'aérosol nanométrique et subnanométrique on utilise l'impacteur hypersonique (Fernandes de la Morra, Hopkee). Dans cette étude nous nous limiterons à l'impacteur basse pression, dont le diamètre de coupure peut atteindre 0.03 μm (30 nm). L'impacteur basse pression ressemble à l'impacteur ordinaire (à pression atmosphérique), mais travaille à des pressions de 5 à 40 kPa (0.05 à 0.5 atm).

Il fut introduit par Stern et al. en 1962. Il est fabriqué par divers constructeurs (Hauke-Aeras, Battelle, Andersen, Atec, Pixe International, California Measurements, Pollution Control Systems, Dekati,...). Il y eut aussi énormément de publications le concernant depuis son apparition en 1962 (Hering et al. 1978, Reineking et al. 1986, Wang and John 1988, Hillamo et Kaupinen 1991, ..). Dans cette étude nous donnons les résultats des tests de calibrage effectués sur l'impacteur basse pression, appelé LPI, de la société DEKATI vis à vis d'un aérosol submicronique en utilisant la gravimétrie. Le LPI est fabriqué en deux versions, 20 l/mn et 10 l/mn. L'impacteur que nous testons fonctionne à 20 l/mn. Il détermine la granulométrie massique (par analyse gravimétrique) d'un aérosol de 0.03 à 10 μm sur 13 étages.

Nous utilisons pour la génération d'aérosols monodispersés la classification électrostatique (Chen 1993) d'un aérosol polydispersé de DOP obtenu par évaporation condensation (Liu et Lee 1975) et de NaCl suivant la méthode de Bartz et al.(1984)

Historique

La séparation des particules trop 'lourdes' pour suivre les filets d'air de leur gaz vecteur par impaction inertielle est connue depuis presque une centaine d'années maintenant (Davies et al ; 1951). Elle a été donc utilisée pour récolter des particules (gouttelettes) sur une plaque. Le concept une série de plaques d'impaction avec un diamètre de jet de plus en plus faible a été introduit par May en 1945. Le premier impacteur en cascade (May 1945) comportait quatre jets mais pas en ligne comme le montre la figure 1.

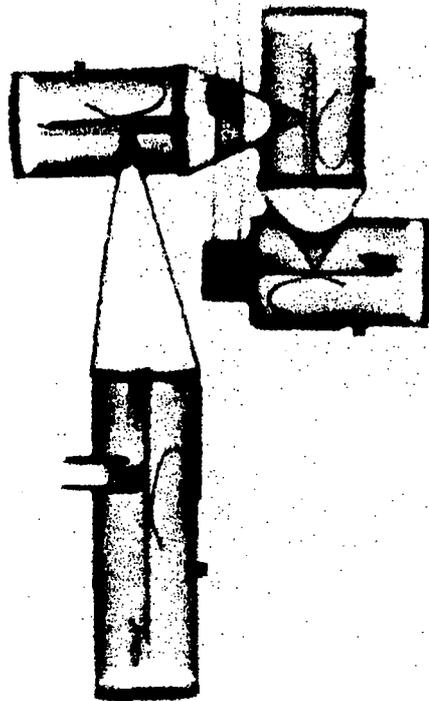


Figure 1 Photographie au rayons X de l'impacteur original de May

Très vite ses qualités, par rapport aux méthodes optiques par exemple, sont reconnues (Laskin 1949 ; Lippman, 1959). L'impacteur en cascade ne permet que la collecte des particules sur chacun de ses étages. L'étape suivante est la détermination de la masse de ces particules par des méthodes gravimétriques. Il est aussi possible de faire des analyses physico-chimiques ou des mesures de radio activité. Des chercheurs de l'Université de Rochester (Laskin 1949) ont été les premiers à utiliser l'impacteur en cascade (avec une autre géométrie que celle de May et équipé d'un filtre terminal comme indiqué sur la figure 2) dans les mines d'uranium. De nos jours, les domaines d'application se sont étendus à d'autres champs d'application.

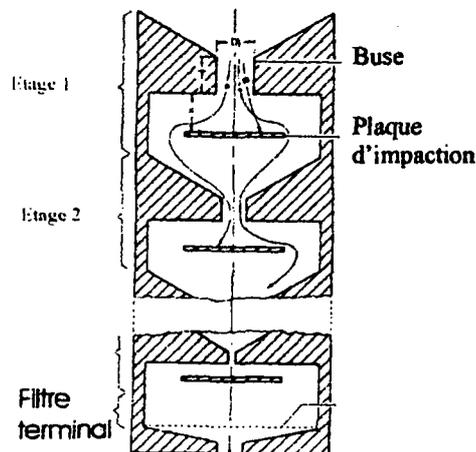


Figure 2 Schéma de principe d'un impacteur en cascade

Cette méthode de séparation des particules de leurs gaz vecteur présentent une limite inférieure de l'ordre de $0.4 \mu\text{m}$. Pour les aérosols de diamètres plus faibles on utilise d'autres techniques, parmi elles l'impaction à basse pression. La basse pression est obtenue à l'aide d'une pompe à vide et d'un orifice critique comme nous pouvons le voir sur la figure 3

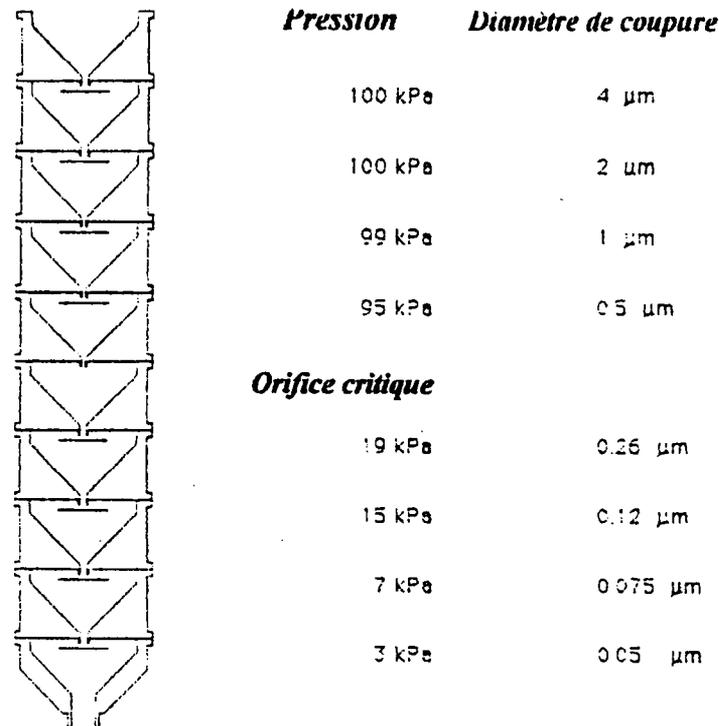


Figure 3 Schéma de principe de l'impacteur en cascade basse pression

Calibration de l'impacteur LPI

Notre étude portant sur la calibration dans le domaine submicronique, nous utilisons la classification électrostatique pour générer l'aérosol. L'aérosol polydispersé à classifier est produit par pulvérisation pneumatique pour les diamètres compris entre 20 et 800 nm. Pour les diamètres inférieures à 20 nm nous utilisons la pulvérisation pneumatique suivie d'une évaporation condensation brutale. Dans le premier cas nous utilisons un long DMA comme indiqué sur la figure 4 et dans le second cas un SMEC comme sur la figure 5. L'aérosol monodispersé ainsi produit est envoyé dans un volume de dilution comme nous pouvons le voir sur la figure 6. En effet le débit d'aérosols monodispersés à la sortie du classifieur électrostatique n'est que de 1 l/mn, alors que le débit de l'impacteur est de 20 l/mn. De plus nous disposons un préleveur sur filtre de façon à connaître la masse totale d'aérosols envoyée dans l'impacteur. Au total le débit de dilution est de 20 l/mn.

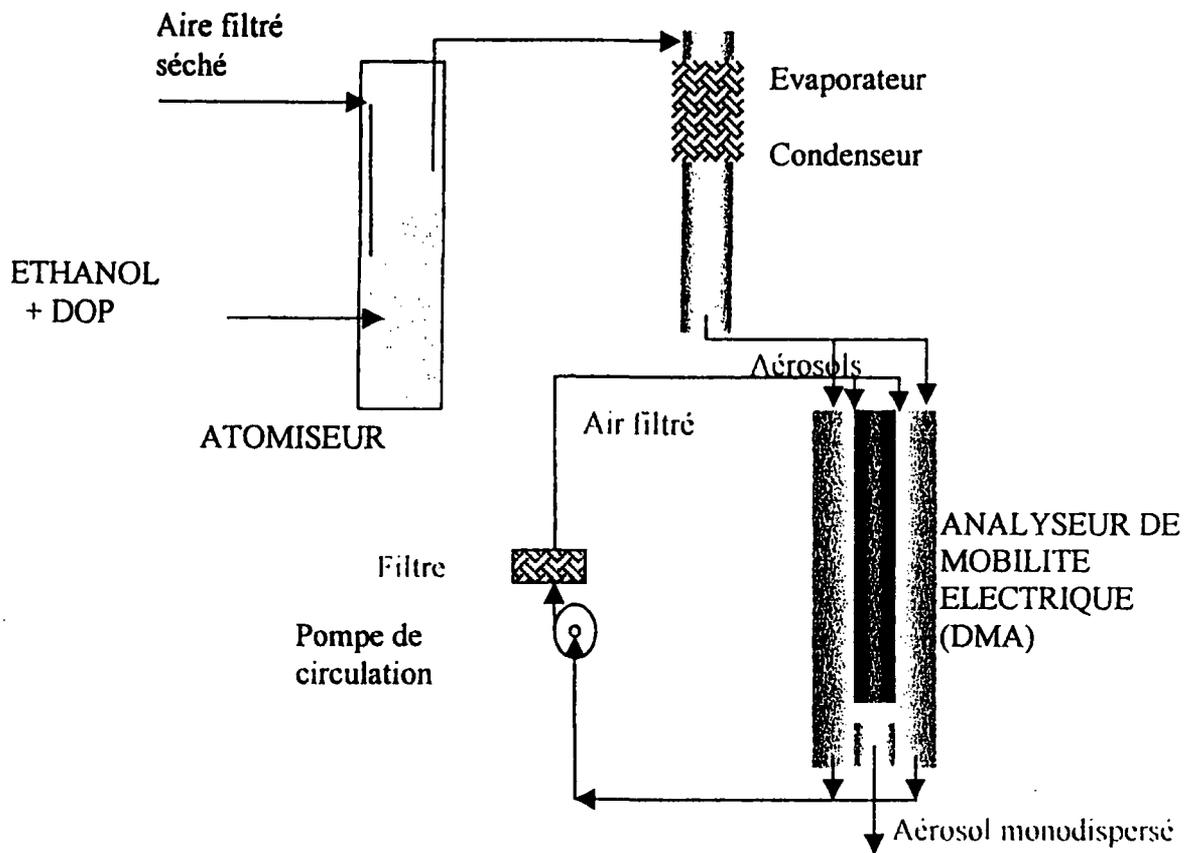


Figure 4
Schéma du générateur d'aérosols monodispersés de 20 à 800 nm

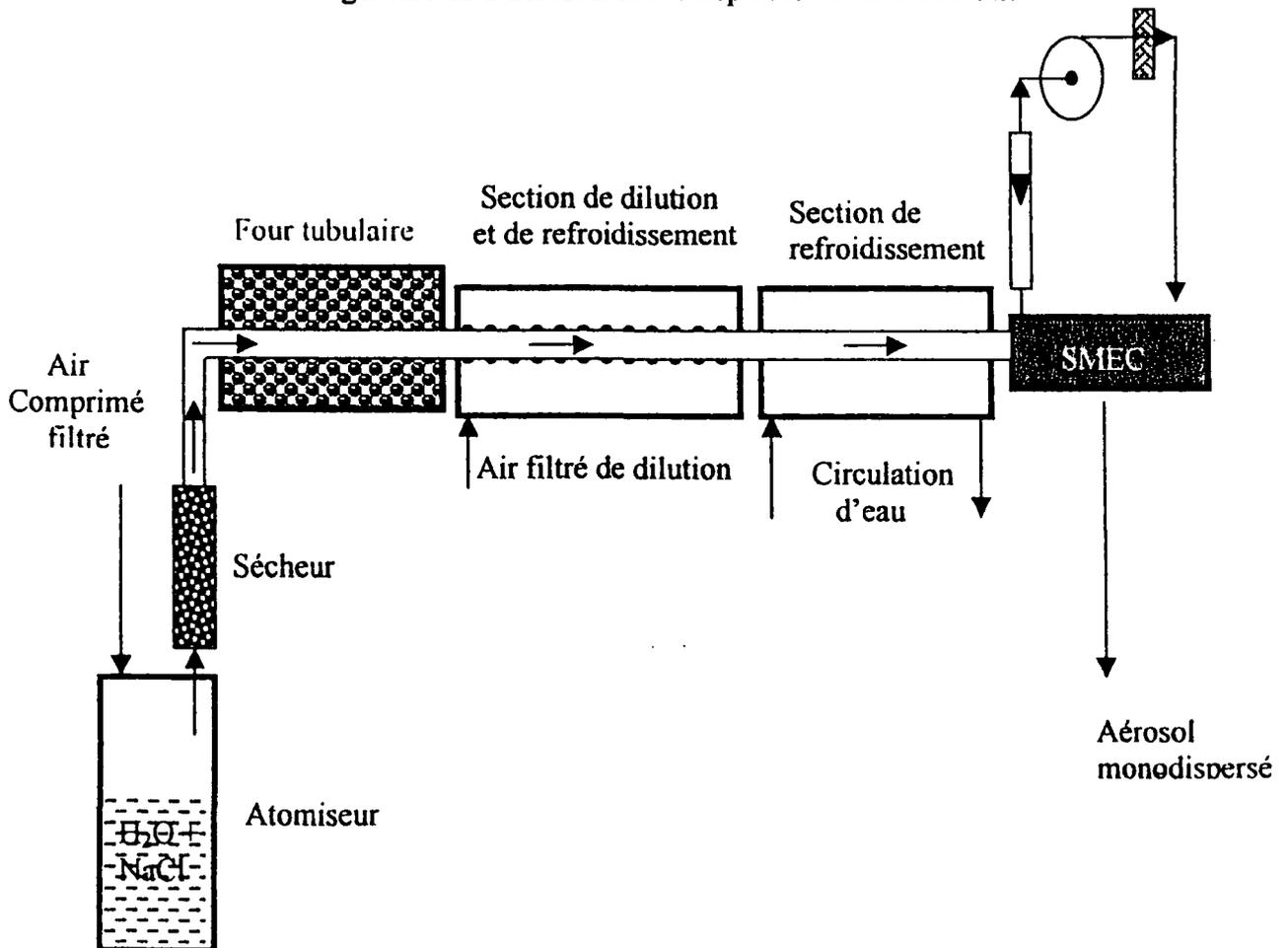


Figure 5 Schéma du générateur d'aérosols monodispersés inférieurs à 20 nm

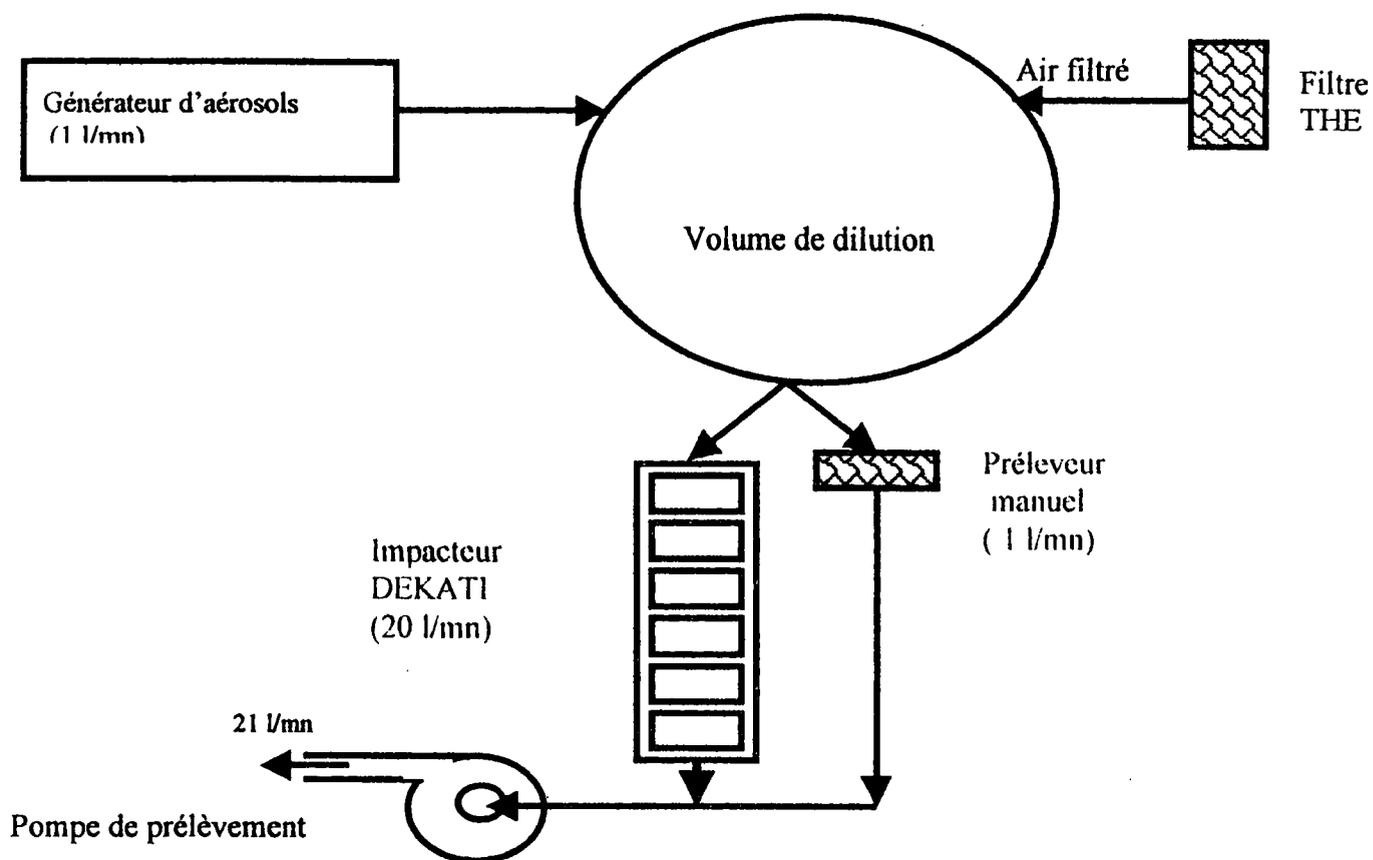


Figure 6 Dispositif expérimental de calibrage de l'impacteur basse pression

Résultats expérimentaux

Les résultats expérimentaux sont donnés par la figure 7 .

Conclusion

Comme l'indiquent les résultats expérimentaux on retrouve bien les diamètres de coupure donnés par le constructeur . On remarquera cependant que la pente des diverses courbes d'efficacité n'est pas la même.

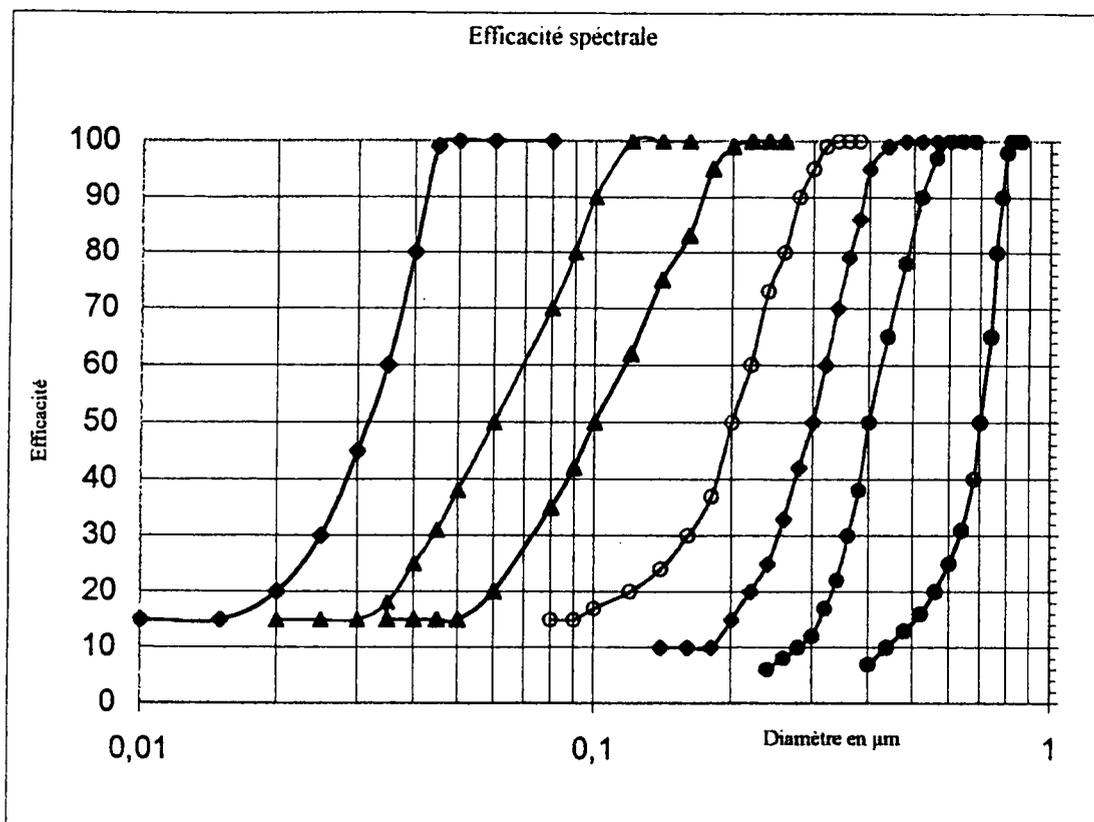


Figure 7 Efficacité spectrale de l'impacteur basse pression DEKATI

References

- Bartz, H., Fissan, H., Liu, B.Y.H. (1987) *Aerosol Sci. Technol.* **6**, 163-171.
 Berner A., and Lürzer C. (1980) *J. Phys. Chem.* **84**;p 2079-2083
 Chen, B.T. (1973) in *Aerosol Measurement: Principles, Techniques and Applications*. Van Nostrand Reinhold, New York.
 Fernandez de la Mora, L.J.J. (1998) *J. Aerosol Sci.* **29**, p589-599
 Hering, S. V., Flagan, R.C. Friedlander, S.K., (1978) *Envir. Sci. And Technol.* **12** p667-673
 Hillamo, R.E., and Kauppinen, E.I. (1991) *Aerosol Sci. Technol*
 Laskin S. (1949) Measurement of particle size. In *Pharmacology and Toxicology of Uranium Compounds*, edited by C. Voegtlin and H.C. Hodge, Mc Graw Hill, N.Y.
 Liu, B.Y.H., and Lee, K.W. (1979) *Amer. Ind. Hyg. Assoc. J.* **36**, p 861-865
 May, K.R. (1945) *J. Sci. Instruments* **22**; p187-195
 Stern, S.C., Zeller, H.W., Schekman, A.,I. (1962) *Ind.Eng. Chem. Fundam.* **1**, p 273-277
 Wang, H.C., John, W. (1988) *Aerosol Sci. Technol.* **8**, 157

ECOMESURE

Expéditeur

Nom

Fonction

Société - Laboratoire

Adresse

Téléphone

Fax

E-mail

Appel téléphonique

Visite d'un technicien ECOMESURE souhaitée

Devis

ECOMESURE

BP 13

91640 Janvry

Programme d'activités

ECOMESURE est heureux de vous présenter son programme d'activités.

- ▲ Pour obtenir une information générale, il vous suffit de cocher les cases correspondantes de la liste par activités.
- ▲ Pour obtenir une information plus précise ainsi qu'un devis, nous vous conseillons d'utiliser la liste par marques au verso.
- ▲ N'oubliez-pas d'inscrire votre nom et votre adresse complète.

Nous vous en remercions par avance.

ENVIRONNEMENT / AIR INTÉRIEUR

- Analyseur de poussières en continu
- Séquenceurs de filtres PM -10 et PM -2,5
- Préleveurs de poussières
- Granulomètres par impaction en cascade
- Analyseurs de gaz
- Calibrateurs
- Echantillonneurs de C.O.V.
- Préleveurs pour la spéciation des poussières (métaux lourds, H.A.P., pesticides, etc.)

CONTRÔLE DE LA CONTAMINATION

Air, Liquide, Gaz

- Comptage de particules (salles blanches)
- Comptage de particules sur gaz sous pression
- Contrôle bactériologique dans l'air
- Comptage de particules dans les liquides
- Mesure des particules en suspension dans l'eau potable
- Analyseur de C.O.T.
- Générateurs DOP pour test filtres HEPA

ÉMISSION

- Analyseur massique de poussières en temps réel
- Préleveurs isocinétiques pour cheminées
- Analyseur d'imbrûlés dans les cendres
- Analyseurs de gaz
- Analyseurs de C.O.V., H.A.P., dioxine

HYGIÈNE INDUSTRIELLE - SÉCURITÉ

- Analyseurs et détecteurs de poussières portatifs
- Préleveur combiné gaz/poussières portatif
- Granulomètres par impaction en cascade
- Mesureurs de champs électromagnétiques

AÉROSOLS / FILTRATION

- Générateurs d'aérosols monodispersés
- Générateurs de poussières à grande capacité
- Bancs de test automatiques pour filtres
- Granulomètres laser
- Etalonnage de compteurs de particules air et liquides.

ECOMESURE

B.P. 13 - F-91640 Janvry

Tél : (+33) 01 64 90 55 55 - Fax : (+33) 01 64 90 55 66

E-mail : contact@ecomasure.com - www.ecomasure.com

Analyse en continu des polluants atmosphériques



ANALYSEUR MASSIQUE DE POUSSIÈRES EN TEMPS RÉEL R & P TEOM 1400

Mesure en temps réel de la masse de poussières déposée sur le filtre de collection

Disponible en version PM-10 et PM-2,5

Gamme : de 0 à plusieurs centaines de $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Résolution : $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Sortie analogique et RS 232

Options : séquenceur de filtres ACCU à 8 voies, sonde météo

APPLICATIONS : réseaux de mesure de la pollution atmosphérique, camion laboratoire, hygiène industrielle.

REMARQUE : le TEOM 1400 est le seul analyseur de poussières en continu dont le principe repose sur la mesure directe de la masse de particules en suspension dans l'air.



ANALYSEURS DE POUSSIÈRES R & P DUSTSCAN "SENTINELLE"

Mesure de la lumière diffusée par les particules avec protection des optiques par air filtré

Gamme : $0 - 500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $0 - 100 \text{mg}/\text{m}^3$

Résolution : $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Boîtier étanche, ligne d'entrée chauffée, acquisition de données interne

Options : anémomètre / girouette

APPLICATIONS : léger et très simple à installer, le DUSTSCAN sentinelle est spécialement adapté pour la détection des épisodes de pollution, la surveillance de sites industriels.



ANALYSEUR DE CARBONE DANS LES POUSSIÈRES EN SUSPENSION DANS L'AIR

R & P 5400

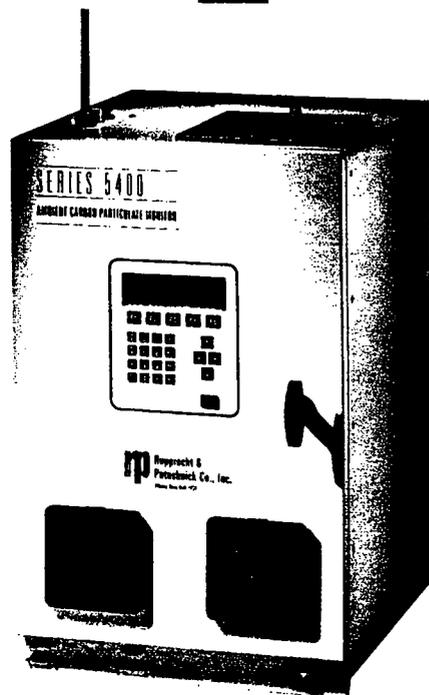
Mesure simultanée du carbone élémentaire (suie) et du carbone organique

Procédure d'étalonnage simple, précise et rigoureuse

Minimisation des artéfacts par collection sur impacteur

Conçu pour installation en réseau : fonctionnement automatique sans intervention humaine, nombreuses interfaces, étalonnage automatique...

REMARQUE : le R & P 5400 permet de quantifier non seulement la concentration en carbone suie mais également en produits organiques plus volatils adsorbés sur les poussières. La séparation entre les deux espèces est obtenue par désorption thermique programmée. Le carbone est ensuite oxydé à haute température en CO_2 et mesuré sélectivement par un analyseur IR.



Analyse en continu des polluants atmosphériques

ANALYSEUR DES HAP ADSORBÉS SUR LES POUSSIÈRES **ECOChem PAS 2000**

Principe : photo-ionisation des HAP adsorbés par lampe UV Excimer

Gamme : 3 ng/m³ à 100 µg/m³

Temps de réponse : inférieur à 10 secondes

Appareil facilement transportable

APPLICATIONS : qualité de l'air intérieur et extérieur, émissions diesel, chauffage à combustibles fossiles, incinérateur.
Spécialement adapté à la recherche rapide des sites les plus exposés.

REMARQUE : existe en version "émission" avec diluteur incorporé.

ANALYSEUR GRANULOMÉTRIQUE DES PARTICULES ULTRA FINES **DEKATI ELPI OUTDOOR**

Gamme de granulométrie : 0,01 µm à 10 µm

Débit d'aspiration : 30 l/mn

Procédure de Zéro automatique à intervalle de temps donné

Distribution granulométrique en nombre, en surface, en volume ou en masse de l'aérosol atmosphérique

Récupération possible de la contamination déposée sur chaque étage

Logiciel d'acquisition, de pilotage et de traitement des données sous Windows

REMARQUE : basé sur le principe de l'impacteur en cascade, l'ELPI OUTDOOR a été optimisé pour une utilisation en réseau de mesure de la qualité de l'air.
L'ELPI mesure non seulement les fractions PM-10, PM-2,5 et PM-1, mais également la répartition des particules ultra fines jusqu'à 10 nanomètres.

ANALYSEURS DE SULFATES ET NITRATES PARTICULAIRES **R & P 8400 NIS**

Mesure spécifique de la concentration en nitrates particulaires (R&P 8400 N) ou en sulfates particulaires (R&P 8400S)

Résolution en temps : 10 mn

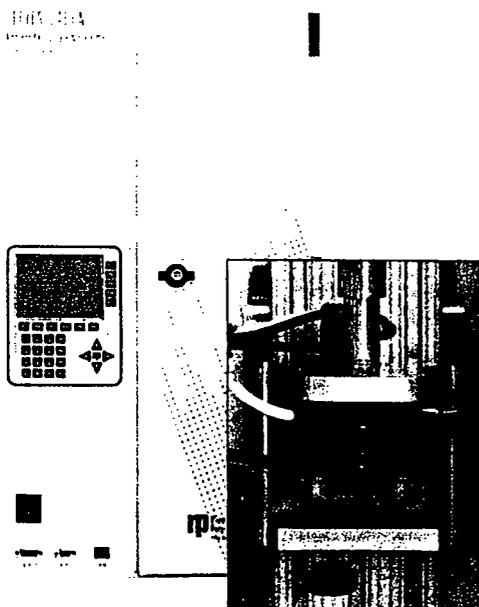
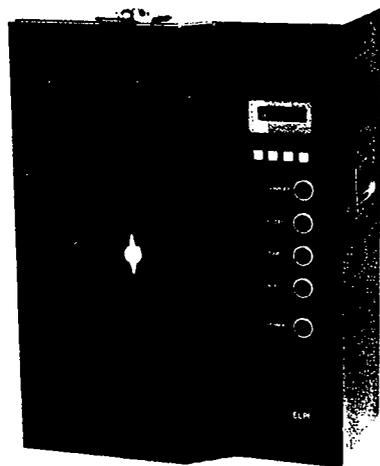
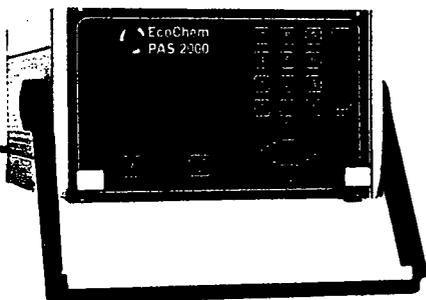
Gamme : 0 à 1 mg/m³

Résolution : 0,2 µg/m³

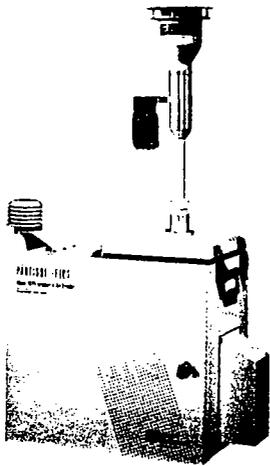
Sorties analogique et RS 232

Principe : oxydation flash, suivie de la détection du NO₂ (nitrates) par chimiluminescence ou du SO₂ (sulfates) par fluorescence UV

REMARQUE : du fait de leur volatilité, les sulfates et nitrates sont difficiles à échantillonner sur filtres. L'analyse rapide en continu permet de s'affranchir de la perte de matière et de connaître avec exactitude la concentration dans l'air de ces deux polluants.



Prélèvement / Echantillonnage des polluants atmosphériques



PRÉLEVEUR SÉQUENTIEL DE POUSSIÈRES EN SUSPENSION

R & P PARTISOL PLUS

Capacité : 1 à 16 filtres de diamètre 47 mm

Régulateur électronique de débit volumique

Versions poussières totales, PM-10, PM-2,5, dichotomique (PM-10 et PM-2,5)

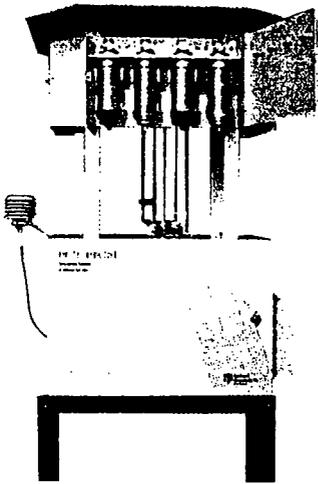
Séquence gérée par microprocesseur avec possibilité d'échantillonnage conditionnel

Acquisition interne de données / événements

Commandable à distance par RS 232, modem ou signaux analogiques

Options : sonde météo, modem.

APPLICATIONS : analyse des métaux lourds, mesure des fractions PM-10 et PM-2,5, etc. Possibilité d'échantillonner en fonction des conditions météo et de mesurer la fraction PM-10 et PM-2,5 sur un même préleveur.



ÉCHANTILLONNEUR D'AIR MULTIPOLLUANTS

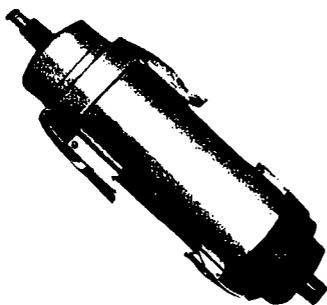
R & P PARTISOL SPECIATION

Développé pour la collection simultanée / séquentielle d'échantillons particulaires et gazeux en vue de quantifier un ensemble de polluants atmosphériques solides, semi volatils, volatils : fractions PM-10 et PM-2,5, métaux lourds, nitrates, HAP, pesticides, dioxines, etc.

12 voies de prélèvement avec possibilité d'échantillonner simultanément sur jusqu'à 4 voies.

Utilise les cartouches de spéciation ChemComb

REMARQUE : associé aux cartouches ChemComb, le Partisol Speciation permet d'exposer simultanément un grand nombre de supports de collection différents : ces supports peuvent ainsi être optimisés selon le type d'analyse chimique envisagé ultérieurement pour quantifier chaque polluant.



CARTOUCHES DE SPÉCIATION MULTIPOLLUANTS

R & P CHEMCOMB

- Cartouches multi-étages permettant l'échantillonnage de divers polluants particulaires ou gazeux sur des supports spécifiques :

- filter pack pour PM-10, PM-2,5, métaux lourds, sulfates, carbone élémentaire, etc.

- filter pack / dénudeurs pour nitrates, etc.

- cartouche PUF pour HAP, pesticides, dioxines, etc.

ÉCHANTILLONNEUR DE COV SUR "CANISTER"

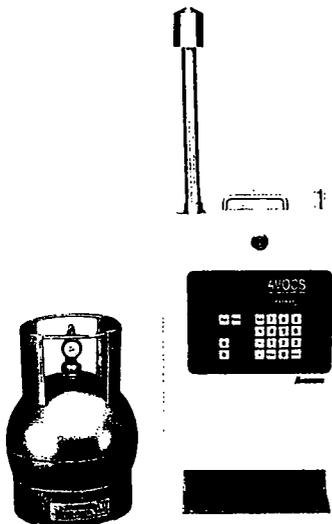
ANDERSEN AVOCS

Collecte des échantillons d'air dans des cylindres métalliques spécialement traités, les "canisters", pour l'analyse ultérieure des COV

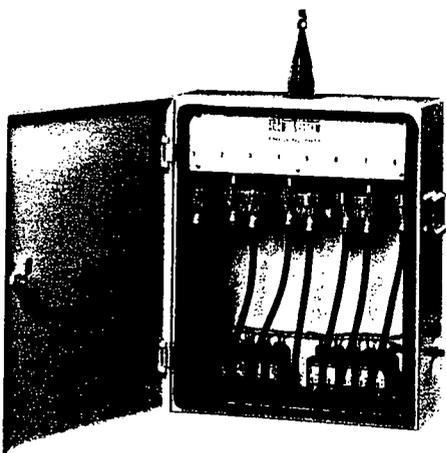
Connectable sur 1 à 16 canisters

Echantillonnage conditionnel selon la direction et la vitesse du vent

Alimentation sur secteur et sur batterie



Prélèvement / Echantillonnage des polluants atmosphériques



SÉQUENCEUR DE FILTRES / CARTOUCHES

R & P ACCU

S'installe sans modification sur un analyseur de poussières R & P TEOM 1400

Accepte une grande variété de supports : porte-filtre diamètre 47 mm, cartouche PUF pour HAP et pesticides, filter pack, etc.

Capacité : 8 porte-filtres / cartouches

Possibilité d'échantillonnage conditionnel

PRÉLEVEURS DE POUSSIÈRES

R & P MINI PARTISOL

Très petites dimensions (30 x 30 x 30 cm), léger

Utilisable aussi bien en extérieur qu'en intérieur

Régulation électronique de débit volumique entre 1 et 5 l/mn (jusqu'à 10 l/mn avec pompe extérieure)

Pompe interne silencieuse, acquisition de données

Autonomie 24 heures

Alimentation extérieure : 220 VAC

Accessoires : - préséparateurs PM-10 et PM-2,5

- porte-filtres, cartouches de spéciation ChemComb



APPLICATIONS : spécialement étudié pour les campagnes de comparaison entre air intérieur et extérieur.

Peut recevoir des substrats spécifiques pour l'analyse des métaux lourds, carbone, HAP, etc.

ÉCHANTILLONNEUR DE POLLUANTS ORGANIQUES SEMI-VOLATILS

TISCH "PUF"

Adapté à l'échantillonnage de traces de HAP, pesticides, dioxines,...

Echantillonnage par filtration sur fibre de quartz suivi par piégeage sur mousse de polyuréthane

Débit d'échantillonnage élevé : 17 m³/h

REMARQUE : le PUF échantillonne rapidement un gros volume d'air et est adapté à la recherche de faibles traces.

ÉCHANTILLONNEURS PASSIFS

OGAWA

Existent en version NO, NO₂, NO_x, SO₂ et ozone

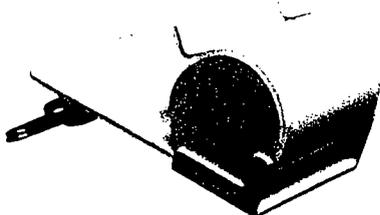
Version personnelle ou à poste fixe

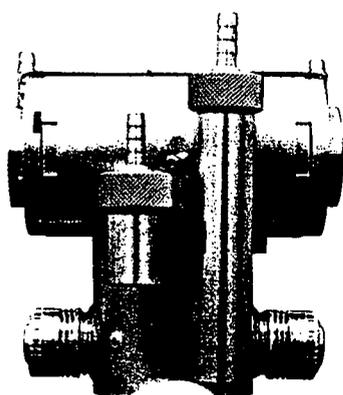
Excellente corrélation avec les mesures effectuées par analyseurs de gaz classiques

Durée d'exposition de 8 heures à 30 jours

REMARQUE : les échantillonneurs OGAWA ont été utilisés internationalement dans des campagnes concernant les oxydes d'azote et l'ozone.

Les coefficients de corrélation échantillonneurs passifs / actifs ont été exceptionnellement élevés ($0,90 < R^2 < 0,97$).





ÉCHANTILLONNEUR PERSONNEL MULTIPOLLUANTS **R & P CHEMPASS**

Regroupe jusqu'à 4 échantillonneurs actifs en un seul bloc de très faibles dimensions

Polluants : PM-10, PM-2,5, carbone organique, carbone élémentaire, sulfate et nitrate particulaire, NO₂, O₃

Pompe personnelle et harnais en option

APPLICATIONS : échantillonneur modulaire s'adaptant à l'analyse de tout ou partie des polluants cités ci-dessus.

ANALYSEUR DE POUSSIÈRES PORTATIF **R & P DUSTSCAN SCOOT**

Analyseur portatif utilisant le principe de la diffusion de la lumière

Optiques protégées par air filtré, autozéro

Gamme : de 0 - 500 µg/m³ à 0 - 100 mg/m³

Résolution : +/- 1 µg/m³

Débit d'aspiration : 2 l/mn

Accessoires : sélecteurs d'entrée pour la fraction thoracique et alvéolaire

Acquisition de données interne avec possibilité de visualisation à l'écran et déchargement par RS 232

Autonomie sur batterie : 6 heures

APPLICATIONS : mesure instantanée ou en continu de la concentration en poussières sur le lieu de travail. Possibilité de mesurer les fractions thoracique et alvéolaire.

Accessoires

ÉTALONS DE DÉBIT D'AIR **BIOS**

Étalon portatif à piston sans frottement

Alimentation sur batteries / secteur

Gamme : 1 ml/mn à 50 l/mn

Sortie imprimante

APPLICATIONS : étalon de transfert de très haute précision alimenté par batteries rechargeables. Existe en version "massique". Idéal pour l'étalonnage de débitmètres et analyseurs. Ne contient aucun liquide susceptible de contaminer l'appareil à étalonner.

DÉBITMÈTRE ÉTALON

STREAMLINE Principe : mesure de perte de charge sur orifice calibré

Étudié pour l'utilisation sur site dans les conditions climatiques les plus rigoureuses

Gamme de débit total : de 1 à 20 l/mn

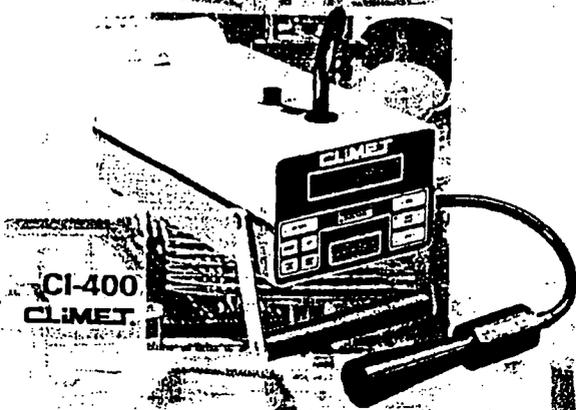
ECOMESURE

B.P. 13 - F-91640 Janvry

Tél : (+33) 01 64 90 55 55 - Fax : (+33) 01 64 90 55 66

E-mail : contact@comesure.com - www.ecomesure.com

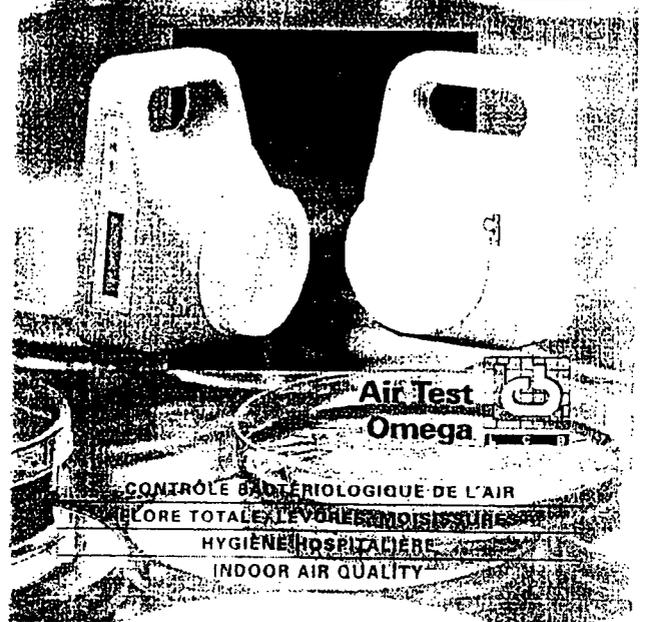
Compteurs de particules



CI-400
CLIMET

SALLES BLANCHES
HÔTTES À FLUX LAMINAIRES
CONTRÔLE DES FILTRES HEPA
CONTRÔLE DE LA PURETÉ DES GAZ

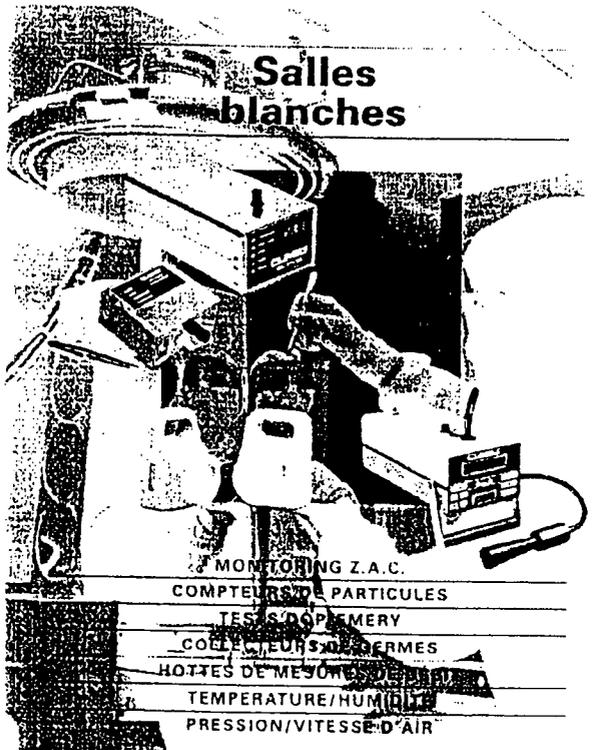
Collecteur de germes



Air Test
Omega

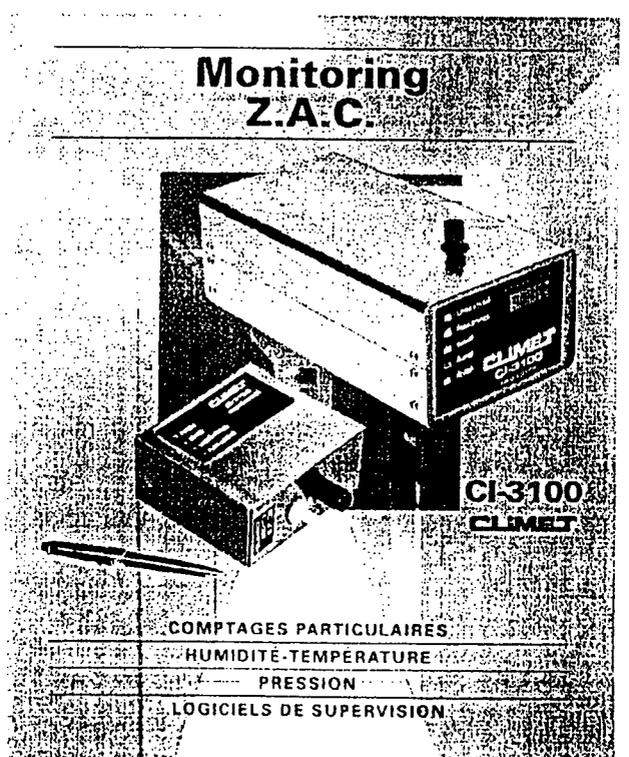
CONTRÔLE BACTÉRIOLOGIQUE DE L'AIR
FLORE TOTALE, LEVURES, MOISSISSURES
HYGIÈNE HOSPITALIÈRE
INDOOR AIR QUALITY

Salles blanches



MONITORING Z.A.C.
COMPTEURS DE PARTICULES
TEST COOP MERY
COLLECTEURS DE GERMES
HÔTTES DE MESURE
TEMPÉRATURE/HUMIDITÉ
PRESSION/VITESSE D'AIR

Monitoring Z.A.C.



CI-3100
CLIMET

COMPTAGES PARTICULAIRES
HUMIDITÉ-TEMPÉRATURE
PRESSION
LOGICIELS DE SUPERVISION

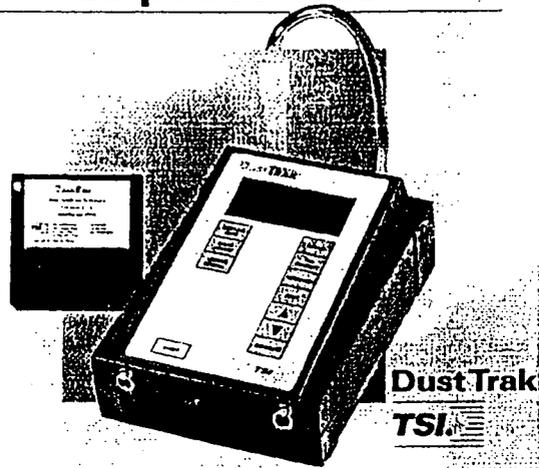
ITS

Intertek Testing Services
I.C.S.

B.P.1 - 91, rue du Général de Gaulle
27109 LE VAUDREUIL - France
Tél : 02 32 09 36 26 - Fax : 02 32 09 36 28

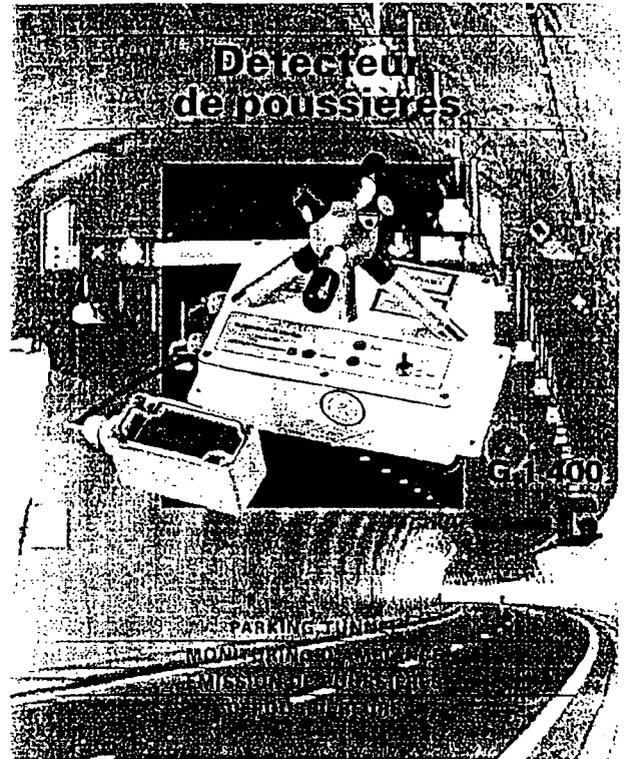
Contact : Mr BERTIN Pascal

Compteur de poussières



ETUDE GRANULOMÉTRIQUE
CARTOGRAPHIE
ETUDE DES POSTES DE TRAVAIL
EFFICACITÉ DES FILTRES

Détecteur de poussières

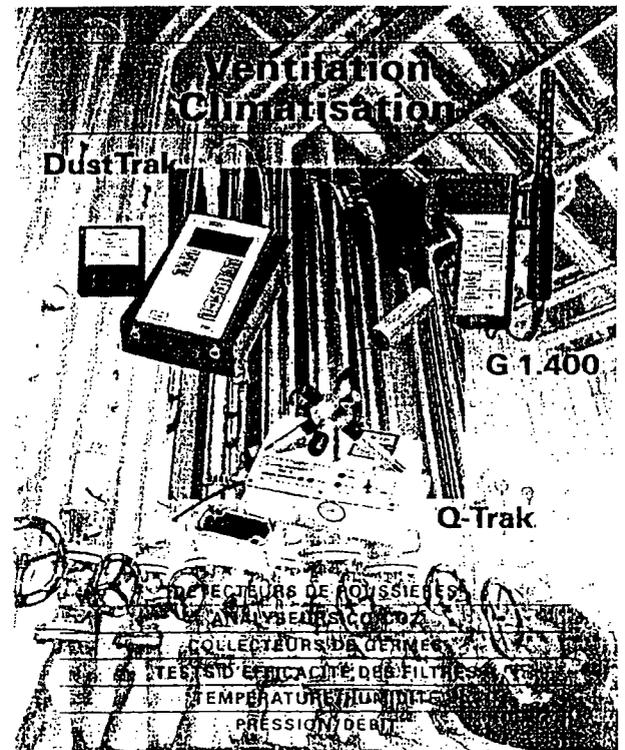


Hygiène industrielle



COMPTEURS DE POUSSIÈRES
ANALYSEURS DE CO₂
COLLECTEURS DE GERME
ANALYSEURS DE RADON
PRÉLEVEURS INDIVIDUELS DE POUSSIÈRES
TESTS D'EFFICACITÉ DES MASQUES RESPIRATOIRES

Ventilation Climatisation



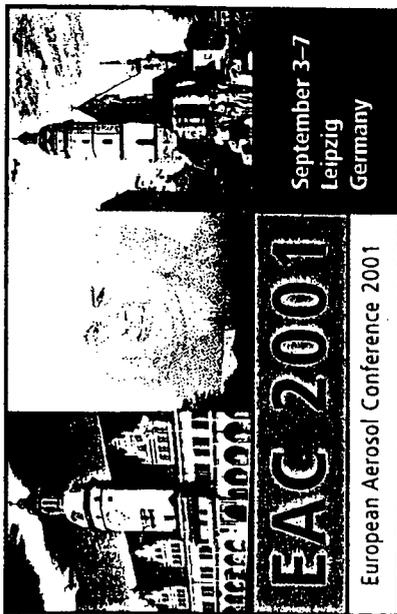
DustTrak
Q-Trak
DÉTECTEURS DE POUSSIÈRES
ANALYSEURS DE CO₂
COLLECTEURS DE GERME
TESTS D'EFFICACITÉ DES FILTRES
TEMPÉRATURE HUMIDITÉ
PRESSION DÉBIT



Intertek Testing Services
I.C.S.

B.P.1 - 91, rue du Général de Gaulle
27109 LE VAUDREUIL - France
Tél : 02 32 09 36 26 - Fax : 02 32 09 36 28

Contact : Mr BERTIN Pascal



1 Organisers

European Aerosol Assembly (EAA)
Gesellschaft für Aerosolforschung (Gaef)
Institute for Tropospheric Research (IFT)

2 Scientific Program Committee

Local Members

Albert Ansmann
Jost Heintzenberg
Olf Herbarth
Hartmut Herrmann
Eberhard Renner
Frank Stratmann
Alfred Wiedensohler (chair)

International Advisory Members

Ingmar Ackermann (D)
Harry ten Brink (NL)
Charles Clement (UK)
Knut Deppert (S)
Ian Ford (UK)
Joachim Heyder (D)
Jorma Jokiniemi (FIN)
Einar Kruis (D)
Thomas Kuhbusch (D)
Jan Marijnissen (NL)
John Pritchard (UK)
Martina Schmeling (USA)
Margit Schwikowski (CH)
Wladyslaw W. Szymanski (A)
Olivier Witschger (F)

3 Organising Committee

Hartmut Haudek (multi-media)
Andrea Mehliose (administrator)
Gunthard Metzigg (registration)
Alfred Wiedensohler (chair)

4 Conference Topics and Special Sessions

Aerosol chemistry
Aerosol instrumentation
Aerosol modelling
Aerosol standards
Atmospheric aerosols
Bioaerosols
Combustion aerosols
Fundamental aerosol physics
Health aspects of aerosols
Indoor aerosols
Industrial aerosols
Radioactive aerosols

Special sessions with only solicited talks

Please, ask the scientific program chair for further information

5 Invited Speaker

Plenary lectures will be given by:

Peter Brimblecombe (organics and metals in urban aerosols)
Bob Charlson (aerosol forcing of climate)
Adolf Ebel (mesoscale pollution models)
Pete McMurry (measurements of the composition of ultrafine aerosols)
Sotiris Pratsinis (aerosols in material manufacture)

6 Exhibition

Companies involved in the development of aerosol instrumentation and applications will have opportunities to present their products in an exhibition.

Companies interested in participating should contact:

Dr. Gunthard Metzigg
Forschungszentrum Karlsruhe FTU
Postfach 3640
76021 Karlsruhe, GERMANY
Tel.: + 49 - 7247 - 82 - 2262
Fax.: + 49 - 7247 - 82 - 4857
E-mail: metzig@ftu.fzk.de

7 Call for Papers

Potential authors are invited to submit a 2-page abstract related to one of the topics listed above. The abstracts will be reviewed according to scientific content, suitability for the conference proceedings and form. Please submit your abstract in camera-ready form according to the guidelines for publication in the Journal of Aerosol Science. Sample abstract file formats for different word-processing programs and the abstract questionnaire form can be downloaded from the conference homepage: <http://www.tropos.de/EAC2001>

Submit your abstract by email attachment or by regular mail to the Conference Secretary address provided below.

8 Dates and Deadlines

2-page abstract final form February 15, 2001
Notification of authors May 31, 2001
Early registration ends June 30, 2001
Conference September 3-7, 2001

Abstracts for late posters may be submitted up to one week before the conference. Please, contact the Conference Secretary for further instructions.

9 Conference Language

The conference language will be English.

10 Registration Fee

Fee before July 1, 2001
EAA members 350 DM
non-members 500 DM
students 200 DM
Fee after July 1, 2001
EAA members 500 DM
non-members 650 DM
students 250 DM

11 Conference dinner

60 DM per person
20 DM for students

12 Payment

Payment can be made by creditcard, check or by remittance in DM to the following account:

Name of the bank: Bespa Graben-Neudorf
Address of the bank: Postfach 1160

76670 Graben-Neudorf, GERMANY

Name of the account: GAeF (Dr. Metzsig)

German bank code: 660 513 26

Account: 040 00840

International bank

account number: DE17 6605 1326 0004 0008 40

13 Accomodations

Accommodations will be organised by the Saxonia Touristik International GmbH, Leipzig. The accommodation reservation form can be downloaded from the conference homepage.

14 Conference Venue

The conference will take place in the Seminar-Room Building at the University of Leipzig located in the city of Leipzig.

15 Social Program

Sunday evening, all participants are invited to the ice-breaking party to be held at the Moritzbastei located near the Seminar-Room Building.

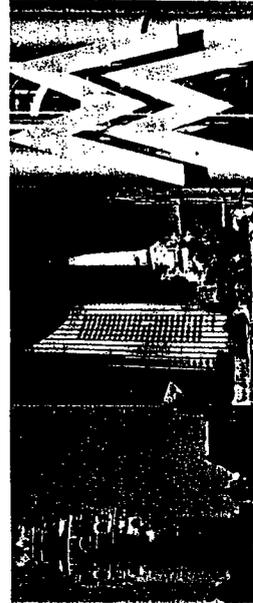
All participants are invited to a Bach organ-recital at the Thomas Church for Tuesday evening.

The Conference Dinner will take place in the famous Auerbachskeller Wednesday evening.

On Thursday afternoon, all participants are cordially invited to an informal reception and laboratory tour hosted by the Institute for Tropospheric Research.

16 Conference Secretary Address

Secretary EAC 2001
c/o Andrea Mehlhose
Institute for Tropospheric Research
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
GERMANY
Tel.: + 49 - 341 - 235 - 2274
Fax.: + 49 - 341 - 235 - 2361
email: EAC2001@tropos.de



LISTE ALPHABETIQUE DES AUTEURS

ALLOUL L.
ANDAZOLA E.
ARTOUS S.
ATTOUI M.

BEMER D.
BERKOWICKZ R.
BOISSIER M.
BOISSINOT E.
BORRA J.P.
BOULAUD D.

CAETANO R.
CHAMBRE C.
CHANTREL C.
CHARRON A.
CODDEVILLE P.
COFIELD N.

DEL FABBRO L.
DEMENTHON J. B.
DIOT P.
DONNOT D.

FABRIES J.F.
FLAMBART M.

GENSDARMES F.
GÖRNER P.
GOUESBET G.
GREHAN H.
GRIMBERT D.
GUEGAN H.

HERVE P.
HUET C.

JENNING S. G.
JUNKER C.

LABORDE J.C.
LE BIHAN O.
LEDUR D.
LE MOULLEC
LE PAPE A.
LEMARIE E.

LE MINH Q.
LHUISSIER F.

MALET J.
MEES L.
MERLIN P.
MICHIELSEN N.
MISLIN C.
MOCHO V. M.
MONNATTE J.
MOREAU R.

O'BRIEN Ph.

PALMGREN F.
PELTRE M. G.
PINNICK R.

RENOUX A.
RICCIARDI L.
RIGO M. O.
RIGUET A.
ROBINE E.

SENECHAL H.
SIMON F.
SIROIS E.

TYMEN G.

UNGER L.

VAN DINGENEN R.
VAUGE C.
VECELLIO NONE L.
VENDEL J.

WAHLIN P.
WITSCHGER O.
WROBEL R.
WHITE C.

ZMIROU D..

LISTE DES PARTICIPANTS DU CONGRES CFA 2000

ALLOUL L.
CEA/IPSN/DPEI/SERAC
CE Saclay
91191 Gif sur Yvette
tél. : 01 69 08 60 00

ANTOINE H.
CSTB
84 rue Jean Jaurès B.P. 02
77421 Marne la Vallée cedex 02
tél. 01 64 68 82 66
fax. 01 64 68 84 73

ARTOUS S.
IPSN/DPEA/SERAC
CEA/SACLAY
91191 Gif sur Yvette cedex

ATTOUI M.
LPATC - Université Paris XII
Av. du Général de Gaulle
94010 Créteil cedex
tél : 01 45 17 13 56
fax : 01 45 17 13 61

BEGUIN L.
DESS Aérosol
Université Paris XII
Av. du Général de Gaulle
94010 Créteil cedex

BOISSIER M.
CSTB B.P. 02
84 rue Jean Jaurès
77421 Marne la Vallée cedex 02
tél. 01 64 68 82 66
fax. 01 64 68 84 73

BORRA J.P.
LPGP URA 073
Ecole Sup. D'Electricité
Plateau du Moulon
91191 Gif sur Yvette
tél.01 69 85 17 76
fax. 01 69 41 03 34

BOULAUD D.
CEA/IPSN/DPEA/SERAC
CE Saclay
91191 Gif sur Yvette
tél : 01 69 08 26 74
fax : 01 60 19 30 61

CAETANO R.
LERMAB
Université Nancy I
Bld. Des Aiguillettes
B.P. 239
54506 Vandoeuvre
les Nancy Cedex

CETIER Ph.
CEA/IPSN/DPEA/SERAC
CE Saclay
91191 Gif sur Yvette
tél : 01 69 08 60 00

CHAMBRE C.
ECOMESURE
3 rue du Grand Cèdre B.P. 13
91640 JANVRY
tél : 01 64 90 55 55
Fax :01 64 90 55 66

CHARON
ARMINES
60, Bd Saint Michel
75272 Paris cedex 06

CHEVALLIER F.
DESS Aérosol
Université Paris XII
Av. du Général de Gaulle
94010 Créteil cedex

CHOUARD
IPSN/DPEA/SERAC
CEA/SACLAY
91191 Gif sur Yvette cedex

COHEN - SOLAL E.
RENAULT
Technocentre - API. TCR.
Lab. 250
1, ave du Golf
78288 Guyancourt

COUTY B.
RATP/SEC/D2E/EQA
13 rue J. Vallés
75011 Paris
tél : 01 48 04 18 55

CREPAT G.
ISBE/IUT DIJON
Rue des Ducs de Bourgogne
21110 Rouvres en Plaine
tél. 03 80 39 88 27
fax. 03 80 39 77 83

DEBRY E.
ENPC/CEREVE
Aile PRONY, 2^e étage
6 et 8 Avenue Blaise Pascal
77455 Marne la Vallée cedex 2

DEL FABBRO L.
CEA/IPSN/DPEI/SERAC
CE Saclay
91191 Gif sur Yvette
tél : 01 69 08 60 00

DERBEZ M.
APPA
10, rue Pierre Brossolette
94270 Le Kremlin Bicêtre
tél : 01 42 11 15 01
fax : 01 42 11 15 14

DESCHAMPS F.
DESS Aérosol
Université Paris XII
Av. du Général de Gaulle
94010 Créteil cedex

DUFOUR F.
DESS Aérosol
Université Paris XII
Av. du Général de Gaulle
94010 Créteil cedex

GEHIN E.
Université Paris XII
Av. Général de Gaulle
94010 Créteil cedex
tél. 01 45 17 13 55
fax. 01 45 17 13 61

HA T-L
DESS Aérosol
Université Paris XII
Av. du Général de Gaulle
94010 Créteil cedex

DUFOUR
CERGA
16, rocade de la Croix St Georges
77600 Bussy Saint Georges
tél : 01 64 66 03 06
fax : 01 64 66 19 52

GOMES L.
LISA Université Paris XII
Av. Général de Gaulle
94010 Créteil cedex

HERVE P.
Université Paris X LEE
1 chemin Desvallières
92410 Ville d'Avray
tél. 01 47 09 70 13
fax. 01 47 09 16 45

DUPUY R.
Lab. de Météorologie Physique
Université Blaise Pascal
24, avenue des Landais
63177 Aubière

GÖRNER P.
I N R S B.P. 27
Av. de Bourgogne
54501 Vandoeuvre
tél : 03 83 50 20 00

IONESCU A.
LPATC-Université Paris XII
Av. du Général de Gaulle
94010 Créteil cedex
tél. 01 45 17 13 60
fax. 01 45 17 13 61

FABRIES J.F.
I N R S B.P.27
Av. de Bourgogne
54501 Vandoeuvre
tél : 03 83 50 20 29
fax : 03 83 50 20 97

GOUESBET G.
LESP INSA de Rouen
UMR CNRS 6614 B.P. 08
76130 Mont St. Aignan
tél.: 02 35 52 83 92

JUNKER C.
National University of
Ireland
Department of Physics NUI
Galway – IRELAND
Tél. 353 91 52 44 11/2786
Fax. 353 91 75 05 84

FAUVEL S.
CEA/IPSN/DPEA/SERAC
CE Saclay
91191 Gif sur Yvette
tél : 01 69 08 60 00

GREHAN G.
LESP
INSA de Rouen URA
CNRS 230, CORIA BP 08
76131 Mont St Aignan
tél : 02 35 52 83 87

LABORDE J.C.
CEA/IPSN/DPEI/SERAC
CE Saclay
91191 Gif sur Yvette
tél : 01 69 08 60 00

FEUILLEBOIS F.
URA CNRS 857
Laboratoire PMMH
10 rue Vauquelin
75231 Paris cedex 05
tél : 02 40 79 45 53

GUICHARD J.C.
INERIS
Parc Technologique Alata
B.P. 2
60550 Verneuil En Halatte
tél.: 03 44 55 66 99
fax : 03 44 55 66 55

LACAN J.
CEA/IPSN/DPEA/SERAC
CE Saclay
91191 Gif sur Yvette
tél. : 01 69 08 60 00

GAZEAU A.
ATMO Poitou Charentes
Rue Fresnel
ZI de la Rochelle / Périgny
17184 PERIGNY CEDEX
tél. 05 46 44 83 88
fax. 05 46 41 22 71

GUEGAN H.
ARCANE – ADERA
Cenbg le haut Vigneau
B.P. 120
33175 Gradignau

LAJ P.
Lab. de Météorologie
Physique
Université Blaise Pascal
24, avenue des Landais
63177 Aubière

GUILLEM V.
CERAMO
1,rue Claude Bernard
77000 La Rochette

LE BIHAN O.
Ecole Pol. Féd. de Lausanne
EPFL/LPAS
CH-1015 Lausanne
SUISSE
tél : (41) 21 693 53 15

LE DUR D.
ECOMESURE
Etudes Contrôle Mesure
B.P. 13
91640 Briis sous Forges

LEPORCQ B.
ONERA
B.P. 72
29 ave. De la Division Leclerc
92322 Châtillon Cedex

MALET J.
IPSN/DPEA/SERAC
CEA/SACLAY
91191 Gif sur Yvette

MATTOUT R.
BERTIN Technologie
Parc technologique de Bois
d'Arcy
Zac du pas du lac BP 284
10 ave du pas du lac
78053 Quentin en Yvelines

MAZOUÉ S.
RATP/DZE/EQA/SEC
13 rue Jules Vallès
75011 Paris
tél : 01 48 04 18 55

MAZUET C.
INSTITUT PASTEUR
28 rue du Dr. Roux
75015 Paris

MEES M.
LESP - INSA
CNRS UMR 6614 CORIA
Université de Rouen
76130 Mont Saint Aignan

MENET B.
DESS Aérosol
Université Paris XII
Av. du Général de Gaulle
94010 Créteil cedex

MERLIN P.
FILTRAUTO
1, ave Franklin
78180 Montigny
le Bretonneux

MICHELLI F.
ONERA
B.P. 72
29 av. De la Division Leclerc
92322 Châtillon Cedex

MISKIZIAK A.
DESS Aérosol
Université Paris XII
Av. du Général de Gaulle
94010 Créteil cedex

MOCHO V.
CEA/IPSN/DPEA/SERAC
CE Saclay
91191 Gif sur Yvette
tél : 01 69 08 60 00

PAGLIARDINI
CEA/IPSN/DPEA/SERAC
CE Saclay
91191 Gif sur Yvette
tél. : 69 08 60 00

PAUGAM L.
Université Paris XII
Av. du Général de Gaulle
94010 Créteil cedex

PERRIN M.L.
IPSN/DPHD/SEGR
B.P.6
92265 Fontenay aux Roses
tél. 01 46 54 86 13
fax. 01 46 54 88 29

PILOT G.
CEA/IPSN/DPEA/SERAC
CE Saclay
91191 Gif sur Yvette
tél : 01 69 08 60 00

PORCHERON E.
IPSN/DPEA/SERAC
CEA/SACLAY
91191 Gif sur Yvette cedex

RICCI S.
DESS Aérosol
Université Paris XII
Av. du Général de Gaulle
94010 Créteil cedex

RICCIARDI L.
CEA/IPSN/DPEA/SERAC
CE Saclay
91191 Gif sur Yvette
tél. : 69 08 60 00

RENOUX A.
LPATC - Université XII
Av. du Général de Gaulle
94010 Créteil cedex
tél : 01 45 17 13 62
fax : 01 45 17 13 61

RIGUET
LEEE - Université Paris X
1 chemin Desvallières
92410 Ville d'Avray
tél. 01 47 09 70 13
fax. 01 47 09 16 45

ROBINE E.
CSTB
84 rue Jean Jaurès B.P. 02
77421 Marne la Vallée cedex
tél. 01 64 68 82 66
fax. 01 64 68 84 73

ROUTE L.
Université Paris XII
Av. du Général de Gaulle
94010 Créteil cedex

SAUDRAIS R.
Université Paris XII
Av. du Général de Gaulle
94010 Créteil cedex

SELLEGRI K.
Lab. de Météorologie Physique
Université Blaise Pascal
24, avenue des Landais
63177 Aubière

SLOIM M.
Laboratoire Central de
la Préfecture de Police
39 bis rue de Dantzig
75015 Paris
tél : 01 55 76 20 00
fax. 01 55 76 27 05

SOARES S.
CEA/IPSN/DPEA/SERAC
CE Saclay
91191 Gif sur Yvette
tél. : 69 08 60 00

THOMAS D.
LSGC/CNRS
1 rue Grandville B.P. 541
54001 Nancy Cedex
tél.: 03 83 17 51 97
fax : 03 83 32 29 75

TYMEN G.
L A R A A H - U.B.O.
6, Av. V. Le Gorgeu B.P.809
29275 Brest cedex
tél : 02 98 01 62 44
fax : 02 98 01 67 23

UNGER L.
LPGP URA 073
Ecole Sup. D'Electricité
Plateau du Moulon
91191 Gif sur Yvette
tél.01 69 85 17 76
fax. 01 69 41 03 34

VANDRIESCHE S.
ASPEC
10, Bd. Diderot
75012 Paris
tél : 01.44.74.67.00
fax : 01.44.74.67.10

VAUGE C.
LPATC - Université XII
Av. du Général de Gaulle
94010 Créteil cedex

VECELLIO-NONE L
INSERM EMI-U
Service de Pneumologie
CHU Bretonneau
37044 Tours Cedex 1
tél. 02 47 36 61 95/93
fax. 02 47 36 61 96

VENDEL J.
DPEA/SERAC/LPMC
CEA Saclay
91191 Gif sur Yvette
tél. 01 69 37 77
fax 01 69 08 36 80

VICARD F.
STRATENE
129 rue Servient
69326 Lyon Cedex 03
tél. 04 78 38 44 35
fax. 04 78 38 44 36

WAELES D.
Université Paris XII
Av. du Général de Gaulle
94010 Créteil cedex

WITSCHGER O.
CEA/IPSN/DPEA/SERAC
CE Saclay
91191 Gif sur Yvette
tél : 01 69 08 50 61
fax. 01 60 19 30 61