

ASSOCIATION FRANÇAISE D'ETUDES ET DE RECHERCHES
SUR LES AEROSOLS

19ème CONGRES FRANÇAIS SUR LES AEROSOLS

CFA 2003

10 et 11 décembre 2003

Paris, Institut National Agronomique

ASFERA

*UFR Sciences Université Paris XII
Avenue du général de Gaulle - 94010 Créteil Cedex*

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

www.asfera.org / info@asfera.org

19^{EME} CONGRES FRANÇAIS SUR LES AEROSOLS C F A 2003

10 et 11 Décembre 2003

SOMMAIRE

	<i>Pages</i>
Éditorial par le Dr. D. BOULAUD, Président de l'ASFERA.	5
AEROSOLS ET SANTE	
Dépôt pulmonaire du qvar dans un modèle de dysplasie bronchopulmonaire Pr. P. DIOT ; Faculté de Médecine de TOURS	9
Etude de la toxicité de la gemcitabine en aérosol chez le rat F. GAGNADOUX*, J. MONTHARU, A. LEPAPE, L. VECELLIO NONE, J.C. DUBUS, P.DIOT, D. GRIMBERT, E. LEMARIE ; EMI-U 00-10, Groupe de pneumologie, IFR 120, Faculté de Médecine de Tours	25
Evaluation du dépôt de l'aérosol de gentamicine dans les sinus maxillaires en utilisant un modèle de tête plastinée : Résultats préliminaires M. DURAND* (1) (5), G. AUBERT (2), P. RUSCH (3), A. CARICAJO (2), C. MARTIN (4), J.-M. PRADES (4) (5) (1) Service d'ORL, Centre Hospitalier, Le Puy en Velay, (2) Laboratoire de Bactériologie, CHU St Etienne, (3) Laboratoire du traitement de l'image, Faculté de Médecine, CHU St Etienne, (4) Service d'ORL, CHU St Etienne, (5) Laboratoire d'Anatomie, Faculté de Médecine, St Etienne.	30
Mesure de la granulométrie des aérosols médicamenteux dans des conditions physiologiques L. VECELLIO NONE* (1), D. GRIMBERT (1), S. LERONDEL (2), A. LE PAPE (1), P. DIOT (1) ; (1) EMI-U 00-10, Groupe de pneumologie, IFR 120, Faculté de Médecine de Tours, Tours, (2) C.D.T.A. – CNRS, Orléans.	32
Les aérosols d'antibiotiques sous ventilation artificielle M.H. BECQUEMIN* (1), I. GOLDSTEIN (2) ; (1) Service Central d'Explorations Fonctionnelles Respiratoires et UPRES 2397 – C.H.U Pitié-Salpétrière, Paris, (2) Réanimation Chirurgicale Pierre Viars – C.H.U. Pitié-Salpétrière, Paris.	37

PHYSIQUE DES AÉROSOLS

- Développement de la thermométrie arc-en-ciel globale en vue de mesurer la température de gouttes en environnement industriel** 41
P. LEMAITRE* (1,2), E. PORCHERON (1), P. CORNET(1), J. MALET (1), J. VENDEL (1), G. GREHAN (2) ;
(1) IRSN/SERAC, Laboratoire de Physique et de Métrologie des Aérosols et du Confinement, Gif-sur-Yvette, (2) UMR 6614 CORIA, Laboratoire d'Electromagnétisme et Systèmes Particulaires. Site Universitaire du Madrillet, Saint Etienne du Rouvray.
- Caractérisation des aérosols de combustion émis lors d'un incendie** 49
F.X. OUF* (1,2), A. COPPALLE (1), J. VENDEL (2) , M.E. WEILL (1) ;
(1) UMR 6614 CORIA, Université et INSA de Rouen, Saint Etienne du Rouvray, (2) Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, Département de Prévention et d'Etude des Accidents, Service d'Etude et de Recherche en Aérocontamination et en Confinement, Gif-sur-Yvette.
- Modélisation du transfert d'un aérocontaminant dans un local ventilé, en champ proche d'une source d'émission** 55
D.GUERRA* (1), L. RICCIARDI (1), J-C. LABORDE (1), S. DOMENECH (2) ;
(1) Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, DPEA/SERAC, Laboratoire d'Etude des transferts de Contamination, de l'Epuraton et de la Ventilation, Gif-sur-Yvette, (2) Laboratoire de Génie Chimique, Département Procédés et Systèmes, Toulouse.
- Etude de l'efficacité de confinement d'une boîte à gants en situations accidentelles de fonctionnement** 62
C. PREVOST, J. LACAN ;
Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN), Laboratoire d'Etude des transferts de Contamination, Epuration et Ventilation, DPEA/SERAC, Gif-sur-Yvette.
- Etude de la mise en suspension d'une poudre de billes de verre polydispersées** 68
F. GENSDARMES* (1), J. VENDEL (1), O. WITSCHGER (1)* et J. MONNATTE (2) ;
(1) Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, Laboratoire de Physique et Métrologie des Aérosols et du Confinement. IRSN/DPEA/SERAC, Gif-sur-Yvette, (2) COGEMA, Direction Sûreté, Sécurité Santé, Vélizy.
+ Adresse actuelle : Institut National de Recherche et de Sécurité laboratoire de Métrologie des Aérosols, Vandoeuvre-les-Nancy.
- Production de nano-particules par décharges à barrière diélectrique dans l'air à pression atmosphérique** 74
N.JIDENKO*(1), J-P. BORRA (1) ;
(1) Laboratoire de Physique des Gaz et des Plasmas (CNRS-Univ. Paris XI) ; Equipe Décharges Electriques et Environment, SUPELEC, Gif-sur-Yvette.
- Etude phénoménologique du dépôt sec d'aérosols sur un couvert végétal** 81
A. PETROFF*(1), A. MAILLIAT (2) ;
(1) IRSN, Département de Protection de l'Environnement, Centre de Cadarache, St Paul lez Durance, (2) IRSN, Département de Recherches en Sécurité, Centre de Cadarache, St Paul lez Durance.
- Modélisation numérique de la dynamique des aérosols : le module SIREAM (Size REsolved Aerosol Model)** 88
E. DEBRY, B. SPORTISSE* ;
Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Centre d'Enseignement et de Recherche sur l'Environnement Atmosphérique (CEREA).
- Etude de la pénération des aérosols à travers une paroi en béton fissurée par des contraintes sismiques** 94
T. GELAIN*, F. GENSDARMES, J. VENDEL ; Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, Gif-sur-Yvette.

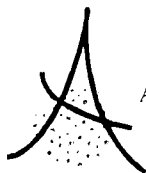
FILTRATION DES AEROSOLS

- Filtration des aérosols : de la fibre au filtre** 100
D. THOMAS ; Laboratoire des Sciences du Génie Chimique, Nancy.
- Étude et optimisation du décolmatage des filtres à manches influences des paramètres d'un a-coup de pression sur les performances de décolmatage** 111
X. SIMON* (1), D. BEMER (2), D. THOMAS (1), S. CALLE (1), R. REGNIER (2), P. CONTAL(1) ;
(1) Laboratoire des Sciences du Génie Chimique/ Centre National de la Recherche Scientifique, Nancy, (2) Institut National de Recherche et de Sécurité, Vandoeuvre lès Nancy.
- Filtration de mélanges d'aérosols liquides et solides** 117
T. FRISING* (1), V. GUJISAITE (1), D. THOMAS (1), S. CALLE (1), P. CONTAL (1) et D. BEMER (2) ;
(1) Laboratoire des Sciences du Génie Chimique / Centre National de la Recherche Scientifique, Nancy, (2) Institut National de Recherche et de sécurité, avenue de Bourgogne, Vandoeuvre-lès-Nancy.
- Modélisation du colmatage des filtres THE industriels par des aérosols solides** 123
L. BOUILLLOUX*, S. ARTOUS, J.C.. LABORDE, O. NORVEZ ;
Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, Laboratoire d'Etude des transferts de Contamination, de l'Épuration et de la Ventilation, Gif-sur-Yvette.
- Génération d'aérosol par éclatement de bulles de gaz à la surface d'un film liquide** 129
B. MOREAU, E. GONZE, Y. GONTHIER, A. BERNIS* ;
Laboratoire d'Optimisation et de Conception en Ingénierie de l'Environnement, ESIGEC, Université de Savoie, Le Bourget du Lac.
- Mécanismes de capture des particules dans un électrofiltre à cathode poreuse** 135
R. BOICHOT*, E. GONZE, A. BERNIS* ;
Laboratoire d'Optimisation et de Conception en Ingénierie de l'Environnement, ESIGEC, Université de Savoie, Le Bourget du Lac.
- Réduction de l'empoussièrement des stations du métro parisien par filtration électrostatique** 141
S. TOKAREK (1), A. BERNIS (2) ;
(1) RATP, département CGS/SI, Paris, (2) ESIGEC, Université de Savoie, Le Bourget-du-Lac.

METROLOGIE DES AEROSOLS

- Echantillonneur d'aérosol microbiologique CIP10-M** 146
P. GÖRNER*, R. WROBEL, O. WITSCHGER, J.F. FABRIES, D. AMBROISE ;
INRS, Vandoeuvre-les-Nancy.
- Calibration and efficiency of SMPS Systems** 153
Ch. GERHART (1), M. HEIM (2), G. KASPER (3), G.P. REISCHL (3) ;
(1) Grimm Aerosol Technik GmbH, Ainring, Germany, (2) Institut für Mechanische Verfahrenstechnik und Mechanik, Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe, Germany, (3) Institut für Experimentalphysik, Universität Wien, Wien, Austria
- Technique de granulométrie appliquée à la propulsion solide** 159
R. FRIEMEL (1,2), P. PREVOST (1), B. PLATET (2), G. LAVERGNE (2) ;
(1) Office National d'Etudes et Recherches Aérospatiales, Département des Modèles pour l'Aérodynamique et l'Energétique, Laboratoire de propulsion, centre de Fauga-Mauzac, Mauzac, (2) Office National d'Etudes et Recherches Aérospatiales, Département des Modèles pour l'Aérodynamique et l'Energétique, Unité Multiphasique Hétérogène, centre de Toulouse, Toulouse.
- B et l'étalonnage des instruments mesurant l'activité volumique de radon-222 dans l'air** 165
N. MICHHEISEN*, V. VOISIN ;
Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, Département de Prévention et d'étude des Accidents, service d'Etudes et de Recherches en Aérocontamination et en Confinement. Laboratoire de Physique et de Métrologie des Aérosols et du Confinement, Gif-sur-Yvette.

- Contribution à la caractérisation de l'exposition aux aérosols de moisissures : mesures de l'ergostérol** 172
E. ROBINE*, I. LACAZE, S. MOULARAT, M. BOISSIER, S. RITOUX ;
Laboratoire de Microbiologie des Environnements Intérieurs, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, Champs sur Marne.
- Mesure en temps réel des concentrations massiques de poussières à l'émission de sources fixes** 179
X. CHAUCHERIE* (1), et G. GONNET (2) ;
(1) Leces, Maizières-les-Metz Cedex, (2) Ecomesure, Janvry.
- Étude de la composition élémentaire des particules en milieu urbano-industrialisé –
Application à la recherche de sources** 185
L. LAMAISON*, A.L. GUIHUR, A. ROBACHE, J.C. GALLOO ;
Département Chimie et Environnement, Ecole des Mines de Douai, Douai.
- Aérosol submicronique en site urbain de fond : cas de la station de Gennevilliers, Hiver 2003** 191
P. GODARD (1), H. MARFAING (2), G. TYMEN (3), O. BLANCHARD (3), O. LEBIHAN* (1) ;
(1) Unité Qualité de l'air, direction des risques chroniques, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, Verneuil-en-Haltes, (2) AIRPARIF, Surveillance de la Qualité de l'air en Ile-de-France, Paris, (3) Université de Bretagne Occidentale, LARAAH, Brest.
- EXPOSANTS : ACIL, ARELCO, ECOMESURE, ITS, GRIMM Aerosol Technik** 196



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 19^{ème} Congrès Annuel (CFA 2003) se tient donc à l'INA Paris les 10 et 11 décembre 2003. Pour la première fois, vous disposez donc des Actes au moment de l'ouverture du congrès. C'est là un grand progrès qui vous permettra de profiter au maximum de ces deux journées très intenses sur le plan scientifique. Ce progrès, nous le devons en grande partie au dévouement de notre secrétaire générale et trésorière le Dr. Evelyne Géhin et de son équipe du CERTES de l'Université Paris XII qui assurent depuis plusieurs années l'édition de ces Actes, et qui cette année ont réalisé des prouesses.

Pour ce CFA 2003, nous avons une autre nouveauté. En effet, pour la première fois, la coordination scientifique d'une session a été confiée au Professeur Patrice Diot responsable du GAT (Groupe Aérosol Thérapie) de la SPLF (Société de Pneumologie de Langue Française). Il a été assisté dans l'organisation de la session « Aérosols et Santé » par Laurent Vecellio-None. Je les remercie chaleureusement tous les deux de cette initiative qui permet à l'ASFERA de favoriser le lien entre physico-chimistes des aérosols et cliniciens.

Ce CFA 2003 réunit plus de 110 participants qui vont assister à 33 communications dont deux conférences plénières présentées par Patrice Diot du CHU Bretonneau de Tours et par Dominique Thomas de l'Université de Nancy. Ces conférences vont sans doute passionner l'assistance en abordant des sujets très différents mais touchant, toutes deux, à des thèmes très intéressants : les thérapeutiques inhalées dans le traitement de la mucoviscidose, d'une part et les dernières avancées dans la compréhension des mécanismes de la filtration, d'autre part .

Le CFA 2003 est, pour les thèmes, dans la tradition des CFA précédents. Nous y retrouvons cinq grandes sessions :

- aérosols et santé,
- physique des aérosols,
- filtration,
- métrologie des aérosols et instrumentation,
- aérosols et environnements.

Du 1er au 5 septembre 2003 s'est tenue à Madrid, Espagne, l'European Aerosol Conference 2003 qui a réuni plus de 700 participants. Au cours de cette conférence, Laurent Vecellio-None, a présenté brillamment ses travaux sur la production d'aérosols par nébulisation appliquée à l'inhalation de médicaments qui lui ont valu le prix Jean Bricard 2003 décerné par notre association. Cette communication est reprise au cours de notre CFA 2003 lors de la session « Aérosols et santé ». Ce prix sera remis solennellement à Laurent Vecellio-

None, à la fin de la première journée de notre conférence. Je vous rappelle que ce prix récompense un(e) jeune chercheur(se) pour une contribution importante et originale dans le domaine de la Science des aérosols .

Par ailleurs, durant cette conférence de Madrid, Evelyne Géhin et moi-même avons représenté l'ASFERA au bureau directeur de l'European Aerosol Assembly (EAA). A cette occasion, je vous rappelle que nous avons déjà, en 2002, retenu la proposition faite par l'association Hollandaise de tenir l'EAC 2005 à Gand, et renouvelé le contrat qui lie le Journal of Aerosol Science avec l'EAA. A cet égard, je vous rappelle que ce contrat vous permet, si vous êtes membre de l'ASFERA, d'avoir un abonnement à un prix très avantageux qui est de 80 Euros en 2004.

Je vous rappelle que l'ASFERA s'est dotée de son site www.asfera.org qui est opérationnel depuis plus deux ans. Ainsi, pour les prochains CFA comme pour cette année, une grande partie des informations et des renseignements pourront y être trouvés. Olivier WITSCHGER, membre du bureau directeur de l'ASFERA, est le correspondant pour notre site et je le remercie chaleureusement.

Je tiens à remercier également nos fidèles soutiens : la revue "*Pollution Atmosphérique*" et le "*Journal of Aerosol Science*" qui publient les résumés des communications respectivement en Français et en Anglais. Je salue, cette année, avec une grande satisfaction, la présence de quatre exposants lors de notre conférence (*ECOMESURE*, *GRIMM*, *ITS* et *TOPAS*).

Une fois encore, je remercie le bureau de l'ASFERA qui a construit ce programme du CFA 2003, avec une mention toute particulière pour notre vice-président et ami Jean François Fabriès qui contribue, depuis de nombreuses années et sans relâche, au fonctionnement et au rayonnement de notre association.

Mes remerciements vont également vers les étudiants du DESS "SAGA" de l'Université Paris XII qui vont vous accueillir pendant les deux journées de la conférence.

Comme les autres années, je vous incite à participer activement à l'EAC 2004 qui se tiendra à Budapest, du 6 au 11 septembre 2004 (<http://www.aeroszol.hu/conference>) montrant ainsi le dynamisme de notre recherche en Science des Aérosols, et je vous donne rendez-vous pour le CFA 2004, qui se tiendra à l'INA Paris les 8 et 9 décembre 2004.

Denis BOULAUD
Président de l'ASFERA

Le bureau actuel de l'ASFERA qui a assuré la sélection des communications est constitué des membres suivants :

Le Président

Docteur Denis BOULAUD, Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire

Le Vice-président

Docteur Jean-François FABRIES, Institut National de Recherche et de Sécurité

Le Secrétaire Général

Docteur Evelyne GEHIN, Université Paris XII

Les membres

Docteur Martine BARBE LE BORGNE, Laboratoire Central de la Préfecture de Police

Docteur Dominique DERANGERE, Responsable Agence TEST INGENIERIE

Professeur G. GOUESBET, LESP INSA Rouen URA, CNRS 230 CORIA

Docteur Gérard GREHAN, LESP INSA Rouen URA, CNRS 230 CORIA

Monsieur Jean-Claude GUICHARD

Docteur Sophie MAZOUE, Régie Autonome des Transports Parisiens

Professeur André Renoux (*Président d'Honneur*)

Professeur George TYMEN, Université de Bretagne Occidentale

Madame Colette TIRET

Docteur Olivier WITSCHGER, Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS)

**Voies de recherche pour le développement de thérapeutiques
inhalées dans la mucoviscidose**

P. Diot, L. Vecellio None, D. Grimbert, E. Lemarié

Service de Pneumologie et Explorations fonctionnelles respiratoires, INSERM EMI-U 00-10
CHU Bretonneau, 2 Boulevard Tonnellé, 37044 Tours Cedex

La mucoviscidose ou fibrose kystique du pancréas (*cystic fibrosis*) est dans la race caucasienne la plus fréquente des maladies héréditaires graves à transmission autosomique récessive [1].

C'est une maladie multiviscérale, qui touche non seulement l'appareil respiratoire, mais aussi le pancréas exocrine et endocrine, le tube digestif, le foie et les voies biliaires, la sphère ORL, l'appareil ostéo-articulaire et le système de reproduction.

Bien que l'évolution de la mucoviscidose soit très variable d'un patient à l'autre, son pronostic dépend essentiellement de l'atteinte respiratoire. On estime qu'environ 90 p.100 des sujets atteints de mucoviscidose décèdent d'insuffisance respiratoire [2]. L'espérance de vie à la naissance d'un enfant atteint de mucoviscidose est en France de 33.3 ans et la médiane de survie de 29.6 ans [3].

Les thérapeutiques inhalées sont au cœur de la prise en charge des patients et les questions qui seront abordées dans ce chapitre sont:

- 1) Quelle est la place et qu'apportent les aérosols de rhDNase I ?
- 2) Quelle est la place de la corticothérapie inhalée ?
- 3) Quelle est la place des aérosols d'antibiotiques ?
- 4) Où en est la thérapie génique?

Les aérosols de RhDNase I

Les traitements conservateurs actuellement disponibles de l'atteinte respiratoire de la mucoviscidose sont (4): (a) la kinésithérapie de drainage bronchique, destinée à augmenter la clairance mucociliaire; (b) l'utilisation de déoxyribonucléase 1 recombinante humaine (rhDNase) ou d'autres substances qui diminuent la viscoélasticité du mucus et l'adhésion des sécrétions bronchiques; (c) des molécules agissant sur les transports ioniques, soit pour augmenter le transport de chlore (uridine triphosphate), soit pour diminuer la réabsorption de sodium (amiloride); (d) l'utilisation d'antibiotiques, selon des modalités encore controversées, cherchant à diminuer la charge bactérienne endobronchique.

In vitro, la rhDNase hydrolyse le DNA en 30 minutes et augmente sa pourabilité qui reflète l'interaction entre les sécrétions et la paroi d'un tube (5). Bien que son effet sur la viscoélasticité du mucus soit controversé (5, 6), il a été montré *ex vivo* que la rhDNase augmente la capacité de transport du mucus des patients atteints de mucoviscidose par l'activité ciliaire et par la toux (7), et qu'elle diminue l'élasticité, la viscosité et la rigidité du mucus (8). Il a également été montré que son administration prolongée s'accompagne d'une diminution de la concentration d'élastase et de l'activité élastasique dans le sérum et le mucus (9, 10). Malgré les incertitudes qui persistent concernant les mécanismes intimes de son action, la rhDNase est donc considérée comme agissant chez les patients atteints de mucoviscidose en améliorant la clairance des voies aériennes, et peut-être en réduisant l'adhésion des sécrétions à l'épithélium respiratoire.

La sécurité et l'efficacité des aérosols de rhDNase I a été montrée dans des études de court et de long terme chez des patients de plus de 5 ans avec une capacité vitale forcée (CVF) supérieure à 40 p.100 de la valeur théorique (11, 15). Chez ces patients, elle améliore la fonction respiratoire, les symptômes dus à l'atteinte des voies aériennes de la mucoviscidose tels que la dyspnée, la toux et la congestion, et elle diminue l'incidence des exacerbations infectieuses nécessitant le recours à une antibiothérapie parentérale (16). Cependant du fait de la colonisation chronique des voies aériennes, notamment par *P. aeruginosa*, de nombreux patients nécessitent la poursuite des traitements antibiotiques.

La corticothérapie inhalée

Cette voie thérapeutique a également fait l'objet d'une analyse récente de la Cochrane database (17). Neuf études, elles aussi très hétérogènes, ont été considérées comme méthodologiquement correctes, quatre d'entre elles portant sur la béclo métasone, deux d'entre elles sur le budésonide, et les trois dernières sur la fluticasone. Les résultats de ces études sont contradictoires. La fluticasone prescrite à une dose comprise entre 400 µg et 1000 µg/jour ne modifie pas les paramètres de l'inflammation et la fonction respiratoire de patients atteints de mucoviscidose dont le VEMS de base est de l'ordre de 60% des valeurs théoriques au terme de 3 à 6 semaines de traitement (18, 19). Le budésonide prescrit à la dose de 1600 µg par jour a une certaine efficacité clinique et entraîne une amélioration du VEMS et de la réactivité bronchique au terme d'un traitement de 6 semaines à 3 mois (20, 21). Plus que l'efficacité des molécules, c'est la pénétration des médicaments administrés par aérosols

dans les voies aériennes encombrées des patients (19) et les conséquences sur l'infection chez les patients colonisés par *Pseudomonas aeruginosa* qui suscitent le débat.

L'antibiothérapie en aérosols

L'administration d'aminoglycosides par voie aérosol offre l'avantage de diminuer leur absorption systémique et donc leurs effets toxiques sur les reins et l'appareil cochléo-vestibulaire (22). De plus, l'antibiotique est ainsi délivré directement au site de l'infection. On a pu montrer que la concentration bronchique de gentamicine administrée localement était multipliée par un facteur 10 à 40 par rapport à son administration parentérale (23). Il a été montré récemment dans une étude clinique à court terme qu'un traitement par aérosol de tobramycine améliorait la fonction respiratoire de patients atteints de mucoviscidose cliniquement stables, et diminuait la concentration de *P. aeruginosa* présents dans leurs sécrétions bronchiques (24). Une récente revue de la littérature publiée depuis 1965 relative aux aérosols d'antibiotiques dans la mucoviscidose conclue à leur probable efficacité en terme de diminution du nombre d'hospitalisations et(ou) d'amélioration de la fonction respiratoire, dès lors qu'ils sont administrés en traitement d'entretien (22). La méta-analyse de cinq essais cliniques contrôlés et randomisés conclue également à l'efficacité des aérosols d'antibiotiques anti-*Pseudomonas* (25). Dans les deux cas, aucun effet secondaire n'est rapporté, en dehors d'une possible augmentation de la résistance *in vitro* de *P. aeruginosa* à l'antibiotique utilisé (22, 25).

La Thérapie génique

Dès que l'idée d'une thérapie portant sur le gène (thérapie génique) est née, son application à la mucoviscidose a été envisagée. Le fait que la maladie soit monogénique (26) et que le vecteur puisse être administré par voie aérienne en faisait en effet une candidate *a priori* idéale (27). L'objectif dans la mucoviscidose est de transférer un gène sain aux cellules exprimant le CFTR, c'est à dire au niveau de l'appareil respiratoire les cellules épithéliales, les cellules caliciformes et les cellules des glandes sous muqueuses (28, 29). Différents vecteurs ont été mis au point et testés, et une vingtaine d'essais cliniques ont été répertoriés (30) mais les résultats sont à ce jour décevants. En effet, quels que soient les vecteurs utilisés, le nombre de cellules transfectées est faible, et la durée d'expression du transgène limitée (31). La problématique s'avère beaucoup plus complexe que prévu.

D'une part la relation entre l'anomalie génique et la physiopathologie de la maladie n'est pas univoque (26). D'autre part bien des obstacles doivent être franchis par le vecteur pour aboutir à l'expression du CFTR. Les vecteurs quels qu'ils soient sont d'abord soumis aux processus de défense que met en œuvre l'appareil respiratoire à l'égard de toute substance étrangère (31). La membrane apicale des cellules à transfecter représente une barrière au franchissement (32). Enfin les critères d'évaluation de l'efficacité de la thérapie génique sont difficiles à choisir et il n'est pas certain par exemple que la restauration d'une fonction canal chlore soit pertinente pour témoigner de l'efficacité clinique du transfert de gène (33). Enfin, différents vecteurs ont été utilisés, chacun ayant des contraintes et des résultats spécifiques.

Les vecteurs adénoviraux

L'adénovirus est le vecteur qui a été le plus étudié pour transfecter le gène CFTR. Les travaux ont porté principalement sur la construction des vecteurs, sur les modalités de leur administration, et quelques uns seulement sur leur évaluation clinique.

Trois générations successives de vecteurs ont été élaborées et testées au cours du temps. Chacune des constructions est basée sur le remplacement d'une ou de plusieurs régions du génome par le gène d'intérêt associé à un promoteur. Dans la première génération, c'était exclusivement la région E1, impliquée dans la réplication du virus, qui était remplacée par la cassette d'expression de CFTR (34). La survenue de phénomènes inflammatoires induits par le dépôt du vecteur dans l'appareil respiratoire, notamment au niveau alvéolaire, et réduisant l'efficacité de la transfection (35) a conduit à de nouvelles constructions basées sur la délétion des régions E1, E3 et E4. La fréquence de la séropositivité à Adénovirus dans la population dépend du sérotype du virus (36) et ces anticorps ne sont pas toujours neutralisant (37). La délétion E1/E4 limite la production d'anticorps neutralisant après l'administration du vecteur, en diminuant la réaction inflammatoire TH2 (38). Toutefois, une partie de la région E4, Open Reading Frame 3 (ORF3) facilite l'expression du transgène (39, 40). Quelle que soit la construction du vecteur, un certain nombre d'obstacles directement liés à la physiopathologie de l'atteinte respiratoire au cours de la mucoviscidose s'opposent à la qualité de la transfection. La concentration d'ADN dans les sécrétions bronchiques inhibe la transfection, et celle-ci est restaurée après traitement par la rhDNase (41). Indépendamment de l'ADN des sécrétions, la phase sol du mucus des patients atteints de mucoviscidose, et l'inflammation induite par l'infection à *Pseudomonas aeruginosa* exercent un effet inhibiteur sur la transfection dans différents modèles (42, 43).

Les essais cliniques ont été réalisés sur de petits nombres de patients, sans groupe contrôle. Toutefois, ces études sont intéressantes car elles ont confirmé la bonne tolérance, mais aussi les limites du vecteur adénoviral y compris pour la troisième génération (44-46). En résumé, l'efficacité de transfection par les vecteurs adénoviraux est faible et de courte durée, et les réactions inflammatoires n'ont pas été complètement abolies malgré les progrès dans la construction des vecteurs.

Les adeno associated virus (AAV)

L'AAV est un virus à ADN de la famille des Parvovirus dont le génome est de petite taille (4,7 kilobases contre 36 kilobases pour l'adénovirus) et qui tire son nom du fait qu'il n'est répliquatif *in vivo* qu'à la condition d'une co-infection avec l'adénovirus (34). L'AAV offre plusieurs avantages théoriques pour le transfert du gène CFTR. Il n'est apparemment pas pathogène et son immunogénicité est faible (47). La petite taille du génome ne permet pas d'y inclure la totalité du gène CFTR avec son promoteur mais des formes raccourcies du gène peuvent être efficacement transfectées (48). La transfection est plus efficace sur les cellules peu différenciées que sur les cellules bien différenciées (49). Comme pour l'adénovirus, il existe avec l'AAV une inhibition de la transduction par les sécrétions bronchiques de patients mucoviscidosiques, qui est levée par l'alpha 1 antitrypsine, mais par la Dnase (50). Les résultats des essais cliniques débutés en 1996 n'ont pas encore été publiés.

Les autres vecteurs viraux et dérivés des virus

Des vecteurs non répliquatifs dérivés du virus HIV ont été testés *in vitro* (51). Leur capacité de transfection paraît limitée aux cellules indifférenciées. Des pseudo capsides virales, dérivées notamment de papillomavirus sont également à l'étude (52), mais aucun de ces systèmes n'a atteint à ce jour le stade de l'évaluation clinique.

Les vecteurs lipidiques

L'idée d'utiliser des vecteurs lipidiques tient à la capacité qu'ont ceux-ci à former des complexes dans lesquels de l'ADN plasmidique cationique peut être encapsulé, les lipoplexes pouvant ensuite fusionner avec les membranes cellulaires et injecter ainsi à la cellule le fragment de génome d'intérêt (34). L'administration intra-

trachéale à des souris (53) ou la nébulisation (54) permettent d'éviter le dépôt du vecteur dans les régions alvéolaires, et l'induction à ce niveau de réactions inflammatoires (55). Toutefois, comme pour les vecteurs adénoviraux, la concentration d'ADN dans les sécrétions limite la capacité de transfection (41) et la membrane apicale des cellules s'avère en fait une barrière efficace (32). D'autre part, comme c'est le cas également pour les vecteurs viraux, les vecteurs lipidiques s'avèrent peu efficaces sur les cellules épithéliales différenciées et polarisées des voies aériennes (56).

Trois études randomisées contre placebo et en double aveugle, chacune monocentrique et sur de petits nombres de patients ont été publiés récemment. Deux d'entre eux donnent des résultats positifs sur les échanges ioniques (57, 58) et le troisième n'a pas permis de mettre en évidence de transfert efficace du gène (59).

Ces résultats sont préliminaires, mais les vecteurs lipidiques semblent avoir des capacités de transfection limitée au prix d'une toxicité potentielle (34).

Autres vecteurs potentiels

D'autres vecteurs synthétiques à base de polyéthylèneimine sont en cours de développement mais n'ont pas encore abouti à des évaluations cliniques (60, 61). De même la possibilité d'administrer directement des fragments d'ADN est à l'étude (62).

Références

- [1] KOCH C HØIBY N. Pathogenesis of cystic fibrosis. *Lancet* 1993;341:1065-9.
- [2] FICK RB STILLWELL PC. Controversies in the management of pulmonary disease due to cystic fibrosis. *Chest* 1989;95:1319-27.
- [3] DE BRAEKELLER M. BELLIS G. Observatoire national de la mucoviscidose (ONM) : structure de l'observatoire et résultats de l'enquête 1999. *Mucoviscidose* 2001 ; 6 : 42-8.
- [4] MOSS RB. Cystic fibrosis: pathogenesis, pulmonary infection and treatment. *Clin Infect Dis* 1995;21:839-49.
- [5] SHAK S CAPON DJ HELLMISS R MARSTERS SA BAKER CL. Recombinant human DNase I reduces the viscosity of cystic fibrosis sputum. *Proc Natl Acad Sci* 1990;87:9188-92.
- [6] RUBIN BK. Aerosolized recombinant human deoxyribonuclease I in the treatment of cystic fibrosis. *N Engl J Med* 1992;327:571.
- [7] ZAHM JM GIROD DE BENTZMANN S DENEUVILLE E PERROT-MINNOT C DABADIE A PENNAFORTE F ROUSSEY M SHAK S PUCHELLE E. Dose-dependant *in vitro* effect of recombinant human DNase on rheological and transport properties of cystic fibrosis respiratory mucus. *Eur Respir J* 1995 ; 8 : 381-6.
- [8] SHAH PL SCOTT SF KNIGHT RA MARRIOTT C RANASINHA C HODSON ME. In vivo effects of recombinant human DNase I on sputum in patients with cystic fibrosis. *Thorax* 1996;51:119-25.

- (9) SHAH PL SCOTT SF KNIGHT RA HODSON ME. The effects of recombinant human DNase on neutrophil elastase activity and interleukin-8 levels in the sputum of patients with cystic fibrosis. *Eur Respir J* 1996;9:531-4.
- (10) COSTELLO CM O'CONNOR CM FINLAY GA SHIELS P FITZGERALD MX HAYES JP. Effect of nebulised recombinant DNase on neutrophil elastase load in cystic fibrosis. *Thorax* 1996 ; 51:619-23.
- (11) AITKEN ML BURKE W MCDONALD G SHAK S MONTGOMERY AB SMITH A. Recombinant human DNase inhalation in normal subjects and patients with cystic fibrosis. A phase I study. *JAMA* 1992; 267:1947-51.
- (12) HUBBARD RC MCELVANEY MG BIRRER P SHAK S ROBINSON WW JOLLEY C WU M CHERNICK MS CRYSTAL RG. A preliminary study of aerosolized recombinant human deoxyribonuclease I in the treatment of cystic fibrosis. *N Engl J Med* 1992;326:812-5.
- (13) RAMSEY BW ASTLEY SJ AITKEN ML BURKE W COLI AA DORKIN HL EISENBERG JD GIBSON RL HARWOOD IR SCHIDLOW DV WILMOTT RW WOHL ME MEYERSON LJ SHAK S FUCHS H SMITH A. Efficacy and safety of short-term recombinant human deoxyribonuclease in patients with cystic fibrosis. *Am Rev Respir Dis* 1993;148:145-51.
- (14) RANASINHA C ASSOEFI B CHRISTIANSEN D FUCHS H EMPEY D GEDDES H HODSON M. Efficacy and safety of short-term administration of aerosolised recombinant human DNase I in adults with stable stage cystic fibrosis. *Lancet* 1993;342:199-202.

- (15) FUCHS HJ BUROWITZ DS CHRISTIANSEN DH MORRIS EM NASH ML RAMSEY BW
ROSENSTEIN BJ SMITH AL Wohl ME for the Pulmozyme Study Group.
Effect of aerosolized recombinant human DNase on exacerbations of respiratory symptoms and on
pulmonary function in patients with cystic fibrosis.
N Engl J Med 1994;331:637-42.
- (16) HODSON ME . Aerosolized Dornase Alfa (rhDNase) for therapy of cystic fibrosis.
Am J Respir Crit Care Med 1995 ; 151 : S70-S74.
- (17) DEZATEUX C WALTERS S BALFOUR-LYNN I. Inhaled corticosteroids for cystic fibrosis.
Cochrane Database Syst Rev 2000 ; (2) : CD001915
- (18) DAULETBAEV N VIEL K BEHR J LOITSCH S BUHL R WAGNER T.O.F BARGON J. Effects of
short-term inhaled fluticasone on oxidative burst of sputum cells in cystic fibrosis patients.
Eur Respir J 1999 ; 14 : 1150-5
- (19) BALFOUR-LYNN IM KLEIN NJ DINWIDDIE R. Randomised controlled trial of inhaled
corticosteroids (fluticasone propionate) in cystic fibrosis.
Arch Dis Child 1997 ; 77(2) : 124-30
- (20) BISGAARD H STENVANG PEDERSEN S GJERUM NIELSEN K SKOV M MOSFELDT
LAURSEN E KRONBORG G REIMERT C M HOIBY N KOCH C. Controlled Trial of Inhaled
Budesonide in Patients with Cystic Fibrosis and Chronic Bronchopulmonary *Pseudomonas aeruginosa*
Infection.
Am J Respir Crit Care Med 1997 ; 156 : 1190-6
- (21) VAN HAREN EH LAMMERS JW FESTEN J HEIJERMAN HG GROOT CA VAN HERWAARDEN
CL. The effects of the inhaled corticosteroid budesonide on lung function and bronchial
hyperresponsiveness in adult patients with cystic fibrosis.
Respir Med 1995 ; 89(3) : 209-14.

- (22) TOUW DJ BRIMICOMBE RW HODSON ME HEIJERMAN HGM BAKKER W.
Inhalation of antibiotics in cystic fibrosis.
Eur Respir J 1995;8:1594-604.
- (23) ODIO W VANLAER E KLASTERSKY J. Concentrations of gentamicin in bronchial secretions after intramuscular and endotracheal administration.
J Clin Pharmacol 1975;15:518-24.
- (24) RAMSEY BW DORKIN HL EISENBERG JD GIBSON RL HARWOOD IR KRAVITZ RM SCHILDOW DV WILMOTT RW ASTLEY SJ MCBURNIE MA WENTZ K SMITH AL.
Efficacy of aerosolized tobramycin in patients with cystic fibrosis.
N Engl J Med 1993;328:1740-6.
- (25) MUKHOPADHYAY S. SINGH M CATER JI OGSTON S FRANKLIN M OLVER RE.
Nebulised antipseudomonal antibiotic therapy in cystic fibrosis: a meta-analysis of benefits and risks.
Thorax 1996;51:364-8.
- (26) ROCHAT T.
Gene therapy of cystic fibrosis.
Schweiz Med Wochenschr 1999;20: 1779-83
- (27) ALTON E KITSON C
Gene therapy for cystic fibrosis
Expert Opin Investig Drugs 2000; 9: 1523-35
- (28) JIANG Q ENGELHARDT JF
Cellular heterogeneity of CFTR expression and function in the lung: implications for gene therapy of cystic fibrosis.
Eur J Hum Genet 1998; 6: 12-31
- (29) BORTHWICK DW WEST JD KEIGHREN MA FLOCKHART JH INNES BA BORIN JR
Murine submucosal glands are clonally derived and show a cystic fibrosis gene-dependent distribution pattern.
Am J Respir Cell Mol Biol 1999; 20: 1181-9
- (30) ROSENECKER J SCHMALIX WA SCHINDELHAUER D PLANK C REINHARDT D
Towards gene therapy of cystic fibrosis.
Eur J Med Res 1998; 3: 149-56
- (31) KOEHLER DR HITT MM HU J

Challenges and strategies for cystic fibrosis lung gene therapy.

Mol Ther 2001; 4: 84-91

- (32) KITSON C ANGEL B JUDD D ROTHERY S SEVERS NJ DEWAR A HUANG L
WADSWORTH SC CHENG SH GEDDES DM ALTON EW.
The extra- and intracellular barriers to lipid and adenovirus-mediated pulmonary gene transfer in native sheep airway epithelium.
Gene Ther 1999; 6: 534-46
- (33) ROBINSON CB
Is DNA destiny ? A cure for cystic fibrosis.
Clin Chest Med 1998; 19: 527-34,vii
- (34) JAMES WEST DAVID M.RODMAN
Gene therapy for pulmonary diseases.
Chest 2001;119:613-617
- (35) OTAKE K ENNIST DL HARROD K TRAPNELL BC
Nonspecific inflammation inhibits adenovirus-mediated pulmonary gene transfer and expression.
independent of specific acquired immune responses.
Hum Gene Ther 1998; 9: 2207-22
- (36) PIEDRA PA POVEDA GA RAMSEY B MC COY K HIATT PW
Incidence and prevalence of neutralizing antibodies to the common adenoviruses in children with cystic fibrosis : implication for gene therapy with adenovirus vectors.
Pediatrics 1998; 101: 1013-9
- (37) CHIRMULE N PROPERT K MAGOSIN S QIAN Y QIAN R WILSON J
Immune responses to adenosvirus and adeno-associated virus in humans.
Gene Ther 1999; 6: 1574-83
- (38) CHIRMULE N HUGHES JV GAO GP RAPER SE WILSON JM
Role of E4 in eliciting CD4 T-cell and B-cell responses to adenovirus vectors delivered to murine and nonhuman primat lungs.
J Virol 1998; 72: 6138-45
- (39) BROUGH DE HSU C KULESA VA LEE GM CANTOLUPO LJ LIZONOVA A KOVESDI I
Activation of transgene expression by early region 4 is responsible for a high level of persistent transgene expression from adenovirus vectors in vivo.
J Virol 1997; 71: 9206-13

- (40) YEW NS MARSHALL J PRZYBYLSKA M WYSOKENSKI DM ZIEGLER RJ RAFTER PW LI C ARMENTANO D CHENG SH
Increased duration of transgene expression in the lung with plasmid DNA vectors harboring adenovirus E4 open reading frame 3.
Hum Gene Ther 1999; 10: 1833-43
- (41) STERN M CAPLEN NJ BROWNING JE GRIESENBACH U SORGI F HUANG L GRUENERT DC MARRIOT C CRYSTAL RG GEDDES DM ALTON EW
The effect of mucolytic agents on gene transfer across a CF sputum barrier in vitro.
Gene Ther 1998; 5: 91-8
- (42) PERRICONE MA REES DD SACKS CR SMITH KA KAPLAN JM ST GEORGE JA
Inhibitory effect of cystic fibrosis sputum on adenovirus-mediated gene transfer in cultured epithelial cells.
Hum Gene Ther 2000; 11: 1997-2008
- (43) VAN HEECKEREN A FERKOL T TOSI M
Effects of bronchopulmonary inflammation induced by pseudomonas aeruginosa on adenovirus-mediated gene transfer to airway epithelial cells in mice.
Gene Ther 1998; 5: 345-51
- (44) HARVEY BG LEOPOLD PL HACKETT NR GRASSO TM WILLIAMS PM TUCKER AL KANER RJ FERRIS B GONDA I SWEENEY TD RAMALINGAM R KOVESDI I SHAK S CRYSTAL RG
Airway epithelial CFTR mRNA expression in cystic fibrosis patients after repetitive administration of a recombinant adenovirus.
J Clin Invest 1999; 104: 1245-55
- (45) PERRICONE MA MORRIS JE PAVELKA K PLOG MS O'SULLIVAN BP JOSEPH PM DORKIN H LAPEY A BALFOUR R MEEKER DP SMITH AE WADSWORTH SC ST GEORGE JA
Aerosol and lobar administration of a recombinant adenovirus to individuals with cystic fibrosis. ii.transfection efficiency in airway epithelium.
Hum Gene Ther 2001; 12: 1383-94
- (46) ZUCKERMAN JB ROBINSON CB MCCOY KS SHELL R SFERRA TJ CHIRMULE N MAGOSIN SA PROPERT KJ BROWN-PARR EC HUGHES JV TAZELAAR J BAKER C GOLDMAN MJ WILSON JM

A phase I study of adenovirus-mediated transfer of the human cystic fibrosis transmembrane conductance regulator gene to a lung segment of individuals with cystic fibrosis.

Hum Gene Ther 1999;10: 2973-85

- (47) HALLEK M WENDTNER CM
Recombinant adeno-associated virus (rAAV) vectors for somatic gene therapy: recent advances and potential clinical applications.
Cytokines Mol Ther 1996; 2: 69-79
- (48) ZHANG L WANG D FISCHER H FAN PD WIDDICOMBE JH KAN YW DONG JY
Efficient expression of CFTR function with adeno-associated virus vectors that carry shortened CFTR genes.
Proc Natl Acad Sci USA 1998; 95: 10158-63
- (49) TERAMOTO S BARTLETT JS MCCARTY D XIAO X SAMULSKI RJ BOUCHER RC
Factors influencing adeno-associated virus-mediated gene transfer to human cystic fibrosis airway epithelial cells : comparison with adenovirus vectors.
J Virol 1998; 72: 8904-12
- (50) VIRELLA-LOWELL I POIRIER A CHESNUT KA BRANTLY M FLOTTE TR
Inhibition of recombinant adeno-associated virus (rAAV) transduction by bronchial secretions from cystic fibrosis patients.
Gene Ther 2000; 7: 1783-9
- (51) GOLDMAN MJ LEE PS YANG JS WILSON JM
Lentiviral vectors for gene therapy of cystic fibrosis.
Hum Gene Ther 1997; 8: 2261-8
- (52) SVERDRUP F SHEAHAN L KHAN S
Development of human papillomavirus plasmids capable of episomal replication in human cell lines.
Gene Ther 1999; 6: 1317-21
- (53) GRIESENBACH U CHONN A CASSADY R HANNAM V ACKERLEY C POST M
TRANSWELL AK OLEK K O'BRODOVICH H TSUI LC
Comparison between intratracheal and intravenous administration of liposome-DNA complexes for cystic fibrosis lung gene therapy.
Gene Ther 1998; 5: 181-8
- (54) STERN M SORGI F HUGUES C CAPLEN NJ BROWNING JE MIDDLETON PG GRUENERT DC FARR SJ HUANG L GEDDES DM ALTON EW

The effects of jet nebulisation on cationic liposome-mediated gene transfer in vitro.

Gene Ther 1998; 5: 583-93

- (55) RUIZ FE CLANCY JP PERRICONE MA BEBOK Z HONG JS CHENG SH MEEKER DP
YOUNG KR SCHOUMACHER RA WEATHERLY MR WING L MORRIS JE SINDEL L
ROSENBERG M VAN GINKEL FW MCGHEE JR KELLY D LYRENE RK SORSCHER EJ
A clinical inflammatory syndrome attributable to aerosolized lipid-DNA administration in cystic
fibrosis.
Hum Gene Ther 2001; 12: 751-61
- (56) JIANG C O'CONNOR SP FANG SL WANG KX MARSHALL J WILLIAMS JL WILBURN B
ECHELARD Y CHENG SH
Efficiency of cationic lipid-mediated transfection of polarized and differentiated airway epithelial cells
in vitro and in vivo.
Hum Gene Ther 1998; 9: 1531-42
- (57) ALTON EW STERN M FARLEY R JAFFE A CHADWICK SL PHILLIPS J DAVIES J SMITH
SN BROWNING J DAVIES MG HODSON ME DURHAM SR LI D JEFFERY PK SCALLAN M
BALFOUR R EASTMAN SJ CHENG SH SMITH AE MEEKER D GEDDES DM
Cationic lipid-mediated CFTR gene transfer to the lungs and nose of patients with cystic fibrosis : a
double-blind placebo-controlled trial.
Lancet 1999; 353: 947-54
- (58) HYDE SC SOUTHERN KW GILEADI U FITZJOHN EM MOFFORF KA WADDELL BE GOOI
HC GODDARD CA HANNAVY K SMYTH SE EGAN JJ SORGI FL HUANG L CUTHBERT
AW EVANS MJ COLLEDGE WH HIGGINS CF WEBB AK GILL DR
Repeat administration of DNA/liposomes to the nasal epithelium of patients with cystic fibrosis.
Gene Ther 2000; 7: 1156-65
- (59) NOONE PG HOHNEKER KW ZHOU Z JOHNSON LG FOY C GIPSON C JONES K NOAH TL
LEIGH MW SCHWARTZBACH C EFTHIMIOU J PEARLMAN R BOUCHER RC KNOWLES
MR
Safety and biological efficacy of a lipid-CFTR complex for gene transfer in the nasal epithelium of
adult patients with cystic fibrosis.
Mol Ther 2000; 1: 105-14
- (60) GAUTAM A DENSMORE CL XU B WALDREP JC
Enhanced gene expression in mouse lung after PEI-DNA aerosol delivery
Mol Ther 2000; 2: 63-70

- (61) ALLO JC MIDOUX P MERTEN M SOUIL E LIPECKA J FIGARELLA C MONSIGNY M
BRIAND P FAJAC I
Efficient gene transfer into human normal and cystic fibrosis tracheal gland serous cells with synthetic
vectors.
Am J Respir Cell Mol Biol 2000; 22: 166-75
- (62) GONCZ KK KUNZELMANN K XU Z GRUENERT DC
Targeted replacement of normal and mutant CFTR sequences in human airway epithelial cells using
DNA fragments.
Hum Mol Genet 1998; 7: 1913-9.

ETUDE DE LA TOXICITE DE LA GEMCITABINE EN AEROSOL CHEZ LE RAT

Gagnadoux F, Montharu J, Lepape A, Vecellio None L, Dubus JC, Diot P, Grimbert D, Lemarie E.

EMI-U 0010, Faculté de Médecine de Tours.

Introduction

L'administration régionale de chimiothérapie a pour objectif d'augmenter les concentrations locales de médicament tout en diminuant les effets secondaires systémiques. Dans le cancer du poumon, elle pourrait être intéressante dans certaines indications telles que les cancers à développement endo-bronchique ou endo-alvéolaire inopérables ou les carcinomes in-situ et dysplasies sévères souvent multifocales. L'aérosolthérapie permet une administration intra-pulmonaire de médicament avec un faible passage systémique. Peu d'études ont été réalisées sur l'administration de chimiothérapie par inhalation. La gemcitabine (difluorodeoxycytidine, dFdC) est un analogue nucléosidique dont l'efficacité a été démontrée dans le traitement des cancers bronchiques non à petites cellules. S'agissant d'une pro-drogue inactive dans le compartiment extracellulaire et sans pouvoir irritant local, elle constitue un candidat potentiellement intéressant en vue d'une administration locale. L'administration de gemcitabine en aérosol n'a jamais été évaluée.

L'objectif de cette étude était d'évaluer la toxicité de la gemcitabine administrée en aérosol chez le rat en comparaison avec une administration orale, et de déterminer la dose maximale tolérable en inhalations hebdomadaires.

Matériel et méthodes

L'étude a été réalisée chez 80 rats Wistar femelles (Iffa Credo, Lyon, France) d'un poids initial de 250 g. Quarante rats étaient divisés en 5 groupes de 8 rats : 4 groupes recevaient la gemcitabine en aérosol à 2, 4, 6 et 8 mg/kg (groupes A2, A4, A6, A8) et 1 groupe recevait un aérosol d'excipient (Ae). Les 40 autres rats étaient également divisés en 5 groupes de 8 rats: 4 groupes recevaient la gemcitabine par gavage à 2, 4, 6 et 8 mg/kg (G2, G4, G6, G8) et 1 groupe recevait un volume équivalent d'excipient (Ge). Le protocole comportait 9 administrations espacées d'une semaine.

De manière à vérifier et quantifier le dépôt pulmonaire la solution de gemcitabine pour inhalation était préparée en reconstituant la poudre pour administration IV (Gemzar, Eli Lilly and Co. Inc., Indianapolis IN) avec une solution de colloïde marquée au ^{99m}Tc (300 μCi) et du sérum physiologique de manière à obtenir les différentes concentrations sous un volume constant de 0.1 ml. L'excipient pour inhalation était composé de la solution de colloïde marquée au ^{99m}Tc mélangée à du sérum physiologique sous un volume de 0.1 ml. La solution de gemcitabine pour gavage était obtenue en reconstituant la poudre avec du sérum physiologique à différentes concentrations sous un volume constant de 1 ml. L'excipient pour gavage était composé de 1 ml de sérum physiologique.

Après anesthésie gazeuse (isoflurane 3%) l'aérosol de gemcitabine était administré sous une hotte aspirante à l'aide d'un Microsprayer™ (Penn-Century, Inc., PA, USA) introduit dans la trachée de l'animal. L'administration orale était faite par gavage.

Immédiatement après l'inhalation, une image scintigraphique de 30 secondes réalisée à l'aide d'une mini gamma-caméra haute résolution (Iris, Eries) permettait de vérifier le dépôt pulmonaire. Une quantification isotopique du dépôt pulmonaire était réalisée aux 8^{ème} et 9^{ème} administrations. L'activité mesurée au niveau pulmonaire était rapportée à celle d'un fantôme cylindrique mimant l'atténuation tissulaire et contenant 0.1 ml de la solution marquée délivrée à l'animal.

Les animaux étaient pesés avant chaque administration et à J64 avant d'être sacrifié. La différence de poids entre J64 et J1 était calculée et comparée entre les différents groupes de même que la mortalité durant l'étude. Tous les animaux ayant survécu aux 9 administrations étaient sacrifiés à J64 après réalisation d'un prélèvement veineux pour hémogramme afin rechercher des signes histologiques de toxicité de la chimiothérapie.

Résultats

Le dépôt pulmonaire était confirmé par scintigraphie dans 300/316 administrations (95%) et évalué en moyenne à $70 \pm 15\%$ de la dose délivrée lors des semaines 8 et 9 (56 administrations).

Vingt-trois décès sont survenus durant l'étude et 57 animaux (71%) étaient en vie à J64 (Figure 1). Cinq décès survenus durant l'anesthésie ont été attribués à la procédure : 4 décès sur 316 administrations dans le groupe aérosol (Ae: n=1, A4: n=2 et A8: n=1) et 1 décès sur 309 administrations dans le groupe gavage (G2). Aucun de ces 5 animaux ne présentait de signe de toxicité et leur poids le jour du décès était de 287 ± 18 g contre 269 ± 8 g initialement ($p=NS$). Dix-huit décès sur 80 animaux inclus (22.5%) ont été attribués à la chimiothérapie : 11 dans le groupe gavage (27.5%) et 7 dans le groupe aérosol (17.5%) ($p=NS$), tous à 6 et 8 mg/kg (Table 1). Ces décès étaient précédés d'une altération de l'état général et d'une perte de poids (230 ± 39 g contre 266 ± 11 g initialement ($p < 0.001$)).

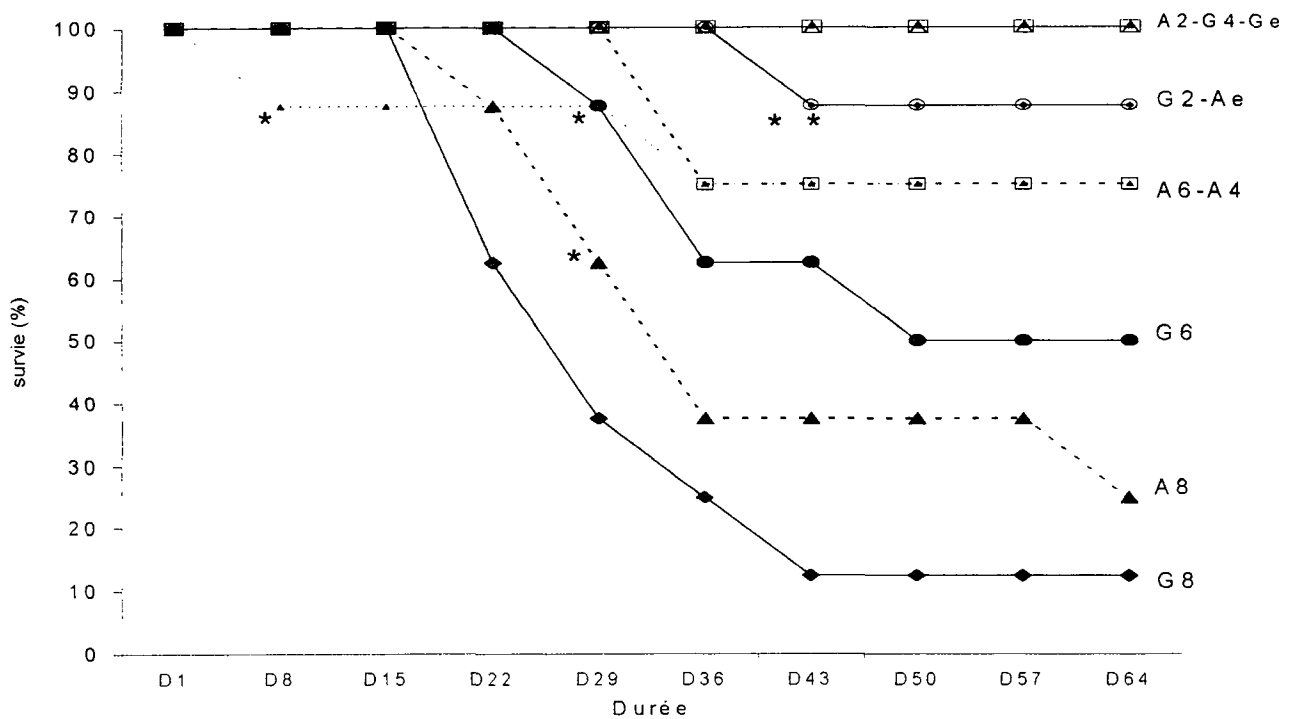


Figure 1: Comparaison de la survie dans les différents groupes : aérosol d'excipient (Ae) et de gemcitabine à 2, 4, 6 et 8 mg/kg (A2, A4, A6, A8); Gavage d'excipient (Ge) et de gemcitabine à 2, 4, 6 and 8 mg/kg (G2, G4, G6, G8)

* décès attribués à la procédure

	Excipient, 2 et 4 mg/kg	6 mg/kg	8 mg/kg	Total
Gavage	0	4	7	11
Aérosol	0	2	5	7

Chez les animaux en vie à J64 une perte de poids a été observée entre J1 et J64 chez les animaux recevant la gemcitabine en aérosol à 8 mg/kg et en gavage à 6 et 8 mg/kg. Il existait une perte de poids relative dans le groupe gavage par rapport au groupe aérosol à 2, 4 et 6 mg/kg. (Figure 2).

L'hémogramme et l'autopsie ont été réalisés chez les 57 animaux en vie à J64, 29 traités par aérosols (Ae: n=7, A2: n=8, A4: n=6, A6: n=6 et A8: n=2) et 28 traités par gavage (Ge: n=8, G2: n=7, G4: n=8, G6: n=4 and G8: n=1) (Tableau 1). Une baisse légère mais significative des globules rouges a été observée dans les groupes aérosol 4,6 et 8 mg/kg et dans les groupes gavage de 2 à 8 mg/kg. Une diminution du nombre de plaquettes de 50 à 70 % était observée dans les dans les groupes gavage et aérosol de 4 à 8 mg/kg. Une baisse significative des polynucléaires neutrophiles était observée dans les groupes gavage à 6 et 8 mg/kg par rapport au groupe aérosol (Figure 3)

Aucun signe histologique de toxicité de la chimiothérapie n'était mis en évidence à l'autopsie en particulier au niveau bronchique et pulmonaire chez les animaux traités par aérosol.

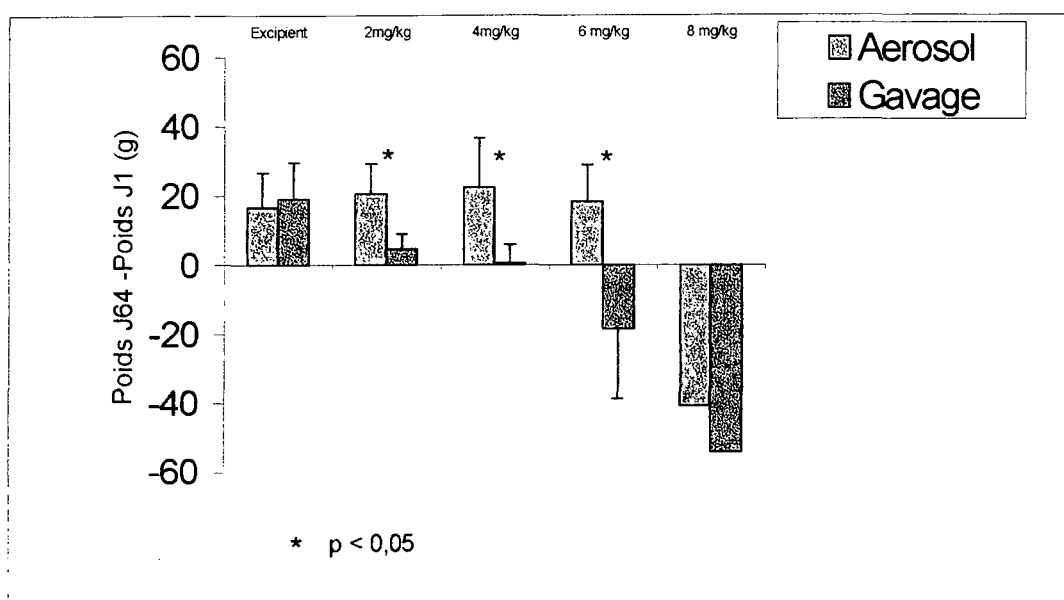


Figure 2: Différence de poids entre J1 et J64.

	Excipient		2 mg/kg		4 mg/kg		6 mg/kg		8 mg/kg	
	A	G	A	G	A	G	A	G	A	G
GR	7.3	7.7	7.1	7.1*	6.7*	6.6*	6.5*	5.5*	6.5	5.9
(X 10 ⁶ /μl)	±0.3	±0.4	±0.2	±0.3	±0.2	±0.9	±0.5	±2.2	±1.5	
GB	6043	7150	6425	5529	5283	5300	6583	4125*	6450	1300
(/μl)	±2269	±1781	±1909	±1275	± 954	±3546	±1560	±1810	±4172	
PNN	1399	1647	1657	1314	860	2026	1527	570*	1410	130
(/μl)	±669	±755	±682	±805	±272	±3417	±983	±329	±1994	
Plaquettes	908	1016	686*	913	298*	386*	413*	280*	500	273
(X 10 ³ /μl)	±238	±214	±87	±149	±162	±311	±191	±258	±191	

Tableau 2: Hémogramme à J64 (n=57)

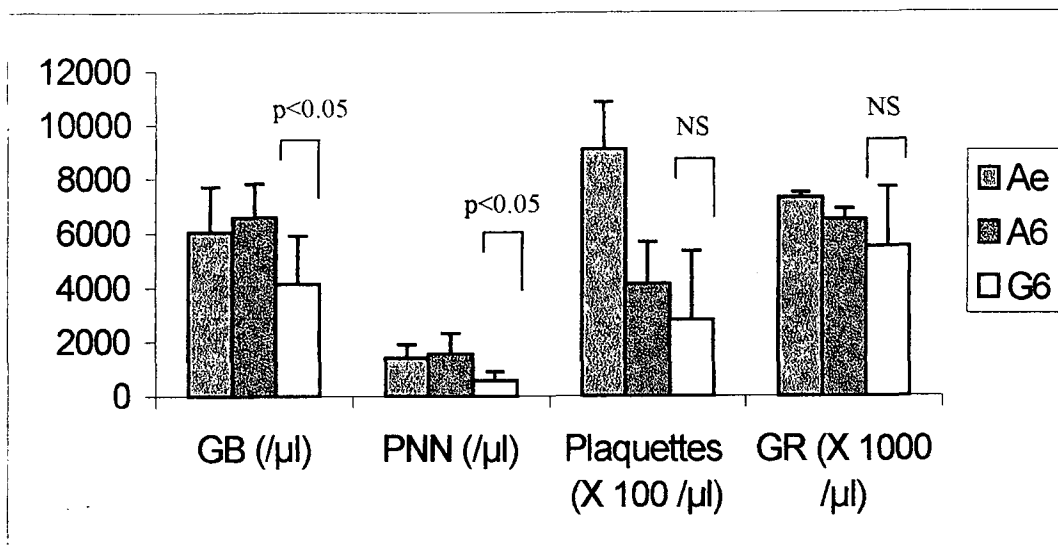


Figure 3: Comparaison de l'hémogramme à J64 dans 3 groupes : aerosol d'excipient (Ae), gemcitabine 6 mg/kg en aerosol (A6) et gemcitabine 6 mg/kg en gavage (G6)

Conclusion

Cette étude montre que la gemcitabine peut être administrée en aérosol chez le rat sans toxicité majeur jusqu'à une dose hebdomadaire de 6 mg/kg (soit environ 4 mg/kg déposés dans le poumon) pendant neuf semaines. La toxicité de la gemcitabine à 2, 4 et 6 mg/kg est plus importante par voie orale que par aérosol. Ces résultats illustrent l'intérêt potentiel de la chimiothérapie en aérosol pour augmenter les concentrations locales de médicament et diminuer la toxicité.

Cette étude a été réalisée avec l'aide de subventions de la part du laboratoire Lilly et du Comité Départemental du Maine-et-Loire de la Ligue Contre le Cancer.

EVALUATION DU DEPOT DE L'AEROSOL DE GENTAMICINE DANS LES SINUS MAXILLAIRES EN UTILISANT UN MODELE DE TETE PLASTINEE : RESULTATS PRELIMINAIRES

M. Durand*(1)(5), G. Aubert(2), P. Rusch(3), A. Caricajo(2), C. Martin(4), J.-M. Prades(4)(5)

(1) Service d'ORL, Centre Hospitalier, 12 bd Doct André Chantemesse, 43000 Le Puy en Velay.
(2) Laboratoire de Bactériologie, 42055 CHU St Etienne. (3) Laboratoire du traitement de l'image, Faculté de Médecine, 42055 CHU St Etienne. (4) Service d'ORL, 42055 CHU St Etienne.
(5) Laboratoire d'Anatomie, Faculté de Médecine, 42055 Saint Etienne

INTRODUCTION :

Les aérosols sont largement utilisés en rhinologie en France. L'examen de la littérature internationale montre que les travaux, qu'ils soient cliniques ou scientifiques, sont fort peu nombreux dans notre spécialité, contrairement à ce qu'on peut voir en pneumologie. De plus, aucun ne met en évidence l'efficacité réelle de l'aérosolthérapie en ORL. Aucun travail ne mesure la pénétration de produit actif dans les sinus maxillaires.

Pourtant l'adjonction d'un son de 100 Hz aux générateurs pneumatiques d'aérosols est préconisée depuis la fin des années 50 afin de potentialiser leur pénétration dans les sinus.

Notre but est d'évaluer la pénétration de produit actif dans les sinus maxillaires sur des spécimens plastinés, et de vérifier si le son a un rôle.

MATERIELS ET METHODES :

La plastination, technique de conservation anatomique, est utilisée pour offrir le modèle le plus performant possible pour cette étude (Figure 1). Il s'agit de spécimens humains normaux dont l'ostium du sinus maxillaire est ouvert. Des contrôles par endoscopie et CT scan ont systématiquement été réalisées pour chaque tête.

Nous avons utilisé de la Gentamicine ® à 20 mg / ml comme marqueur. En effet cet antibiotique est dosé par immuno-chimie de façon parfaitement spécifique.

Nous avons nébulisé 4 ml de Gentamicine ® soit 80 mg avec un nébuliseur de type ATOMISOR NL 11 S ® avec ou non utilisation d'un son de 100 Hz. Les nébulisations avaient une durée de 10 minutes.

Nous avons pratiqué 45 nébulisations de Gentamicine ®, 21 sans le son, 24 avec le son. 60 nébulisations de sérum physiologique, après chaque utilisation de Gentamicine ®, pour vérifier qu'il n'existait pas de présence résiduelle d'aminoside dans les sinus maxillaires, ceci afin de ne pas fausser les dosages.

Le recueil de Gentamicine ® se fait à l'intérieur des sinus maxillaires par un lavage au sérum physiologique avec une seringue de 1 ml (Figure2). Le sinus est lavé à 4 reprise avec ce même ml de sérum physiologique. Toute la surface du sinus maxillaire est lavée. Le liquide de recueil est ensuite dosé dans le laboratoire de bactériologie.

La tête est ensuite lavée à grande eau de façon à éliminer la totalité de la Gentamicine ®.

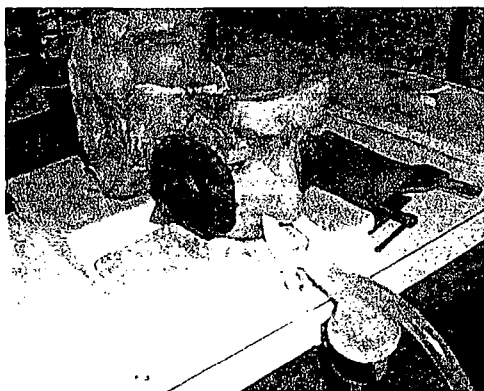
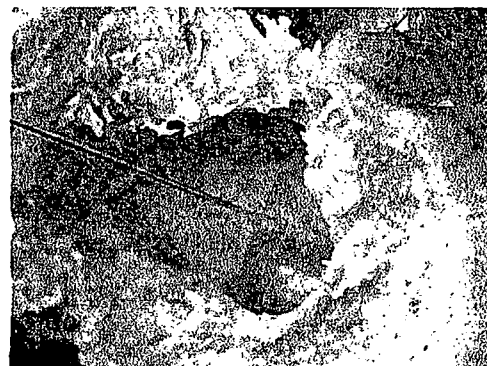


Figure 1 : Photographie du montage expérimental utilisant une tête plastinée



pour modéliser l'inhalation de l'aérosol sonore

RESULTATS :

La valeur moyenne de Gentamicine ® recueillie dans les sinus maxillaires est de :

0,17 mg /l sans le son (21 expériences)

0,68 mg /l avec le son (24 expériences)

0.05 mg /l avec le sérum physiologique (60 expériences)

Le facteur multiplicatif est donc de 4 grâce au son. La différence est significative avec $p < 0,001$

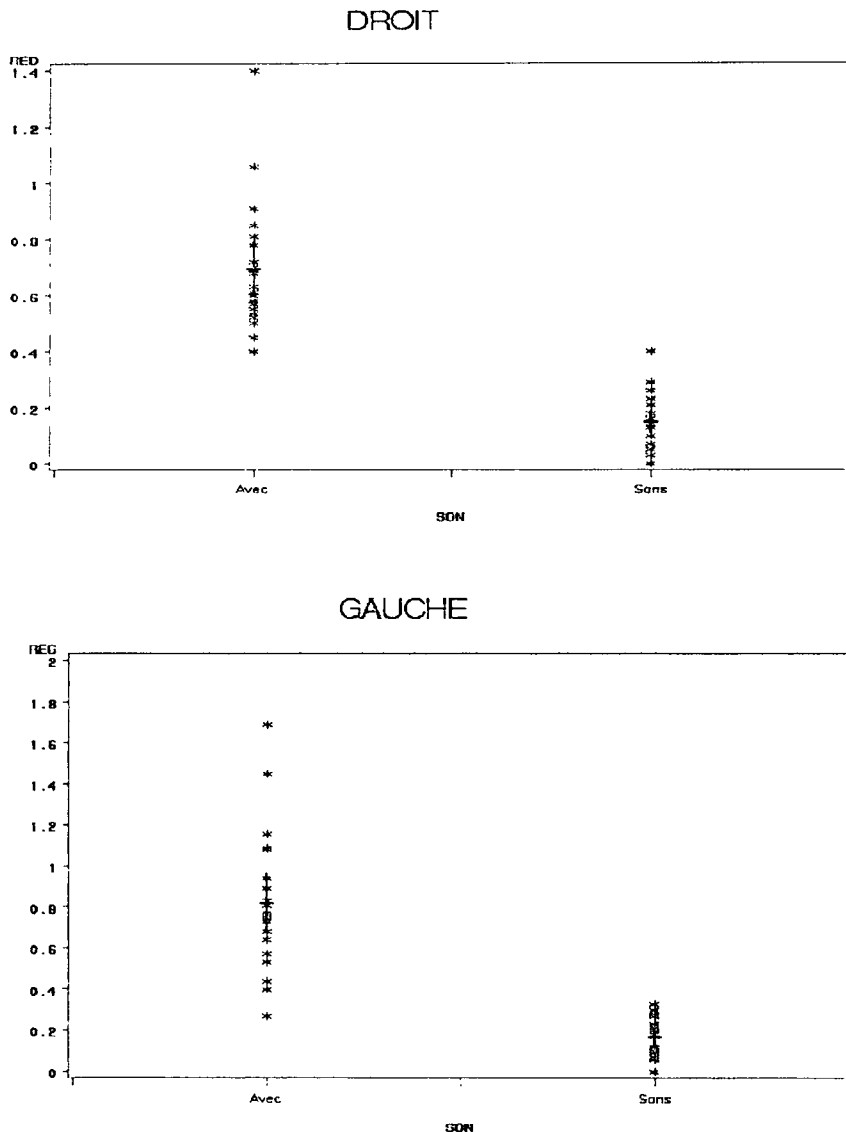


Figure 3 : Résultats des concentrations de gentamicine® dosées dans les sinus droit et gauche avec ou sans addition de son durant la production d'aérosol.

CONCLUSION :

L'utilisation d'un modèle humain plastiné des cavités naso-sinusiennes nous a permis de réaliser plus de 100 nébulisations. Le dosage de la Gentamicine ® a permis de mettre en évidence le rôle majeur qu'apporte le son dans la pénétration des aérosols dans les sinus maxillaires.

Ainsi le son multiplie par 4 la pénétration des particules actives dans les sinus maxillaires. La quantité de produit actif nébulisée qui pénètre dans les sinus maxillaires sans le son est peu différente des valeurs résiduelles relevée après lavage et nébulisation de sérum physiologique. Ceci nous incite à proposer l'utilisation d'aérosols soniques en rhinologie.

MESURE DE LA GRANULOMETRIE DES AEROSOLS MEDICAMENTEUX DANS DES CONDITIONS PHYSIOLOGIQUES

L. Vecellio None*(1), Daniel Grimbert(1), Stéphanie Lerondel(2), Alain Le Pape(1), Patrice Diot(1)

(1) EMI-U 00-10, Groupe de pneumologie, IFR 120, Faculté de Médecine de Tours, 37044 Tours.

(2) C.D.T.A. – CNRS, 3B rue de la Férollerie, 45071 ORLEANS CEDEX 2

1. Présentation de l'étude

Les particules inhalées arrivant dans l'appareil respiratoire sont immédiatement soumises à des conditions climatiques différentes de celles de l'air extérieur. Ces changements modifient la taille des particules et affectent donc leur site de dépôt. Pour prendre en compte ces effets, certains auteurs appliquent des formules mathématiques sur la granulométrie de l'aérosol mesuré à l'air ambiant. Ces formules mathématiques de transfert de masse sont issues de théories complexes et demandent une connaissance des caractéristiques spécifiques de la solution nébulisée.

Notre approche consistait à effectuer une mesure directe de la granulométrie des particules soumises à des conditions de température et d'humidité équivalentes à celles des voies respiratoires pour s'affranchir du calcul théorique et complexe de transfert de masse.

Le sujet de notre étude était donc de mesurer la granulométrie d'un aérosol avec un impacteur en cascade réchauffé à 37°C et échantillonnant de l'air saturé en humidité. Les résultats étaient ensuite comparés au dépôt du même aérosol chez le babouin étudié par imagerie radio isotopique.

2. Matériel et méthodes

2.1. Nébuliseur

Un nébuliseur sidestream® était alimenté par une pression d'air de 3.5bar. La nébulisation était déclenchée à chaque inspiration par l'intermédiaire d'un capteur de pression (optineb®). Elle était effectuée durant les 100 premiers cycles respiratoires.

Les nébuliseurs étaient chargés dans un cas avec une solution de d'Acide diéthylène Triamine Pentacétique (DTPA) constitué d'un excipient de NaCl à 0.15M et marquée par du Tc99m (5mCi) et dans un autre cas avec une solution de DTPA constitué d'un excipient de saccharose à 1M et marquée par du Tc99m (5mCi).

Le DTPA présente l'avantage d'une faible toxicité qui rend possible son administration par inhalation. Ses propriétés permettant de former une liaison stable avec le technétium, sont à l'origine de l'utilisation du DTPA en imagerie nucléaire pour explorer par scintigraphie la ventilation pulmonaire.

2.2. Echantillonnage par impaction en cascade d'un aérosol dans des conditions climatiques de l'air ambiant et dans les conditions climatiques des voies respiratoires

L'embout buccal du nébuliseur était raccordé à un respirateur de laboratoire modélisant la respiration du babouin (Figure 1). Pour déterminer la granulométrie de l'aérosol, un impacteur en cascade GS10 (California measurement, USA) était monté en dérivation entre le respirateur et l'embout buccal du nébuliseur. Pour effectuer l'échantillonnage dans des conditions de température et d'humidité équivalentes à celles des voies respiratoires, l'impacteur en cascade et le respirateur étaient placés dans une enceinte régulée à 37°C et l'entrée d'air additionnelle du nébuliseur était connectée à un humidificateur assurant ainsi la saturation de l'air en contact avec l'aérosol. L'humidificateur utilisé était un nébuliseur ultrasonique LS2000 chargé avec de l'eau distillée. La saturation en humidité était déterminée au préalable en plaçant un hygromètre au niveau du respirateur et en faisant fonctionner le nébuliseur sidestream sans solution. La longueur du tuyau entre le système d'humidification et le nébuliseur Sidestream était suffisamment importante pour qu'il n'y ait pas de production de gouttelettes d'eau par le système d'humidification.

Après 100 inspirations, les plateaux de l'impacteur étaient démontés et la radioactivité déposée sur chacun des 10 plateaux mesurée avec une sonde Ludlum 2241 (USA).

Les granulométries étaient mesurées 6 fois pour chaque solution et chaque condition climatique. Le MMAD et le σ_g étaient déterminés par interpolation graphique sur un papier log-normal. Les distributions granulométriques étaient représentées selon la méthode de Dunbar et al (Dunbar et al, 2000). Les prédictions de dépôt in vitro chez le babouin étaient déterminées en considérant que le dépôt pulmonaire chez le babouin était similaire au dépôt chez l'homme pour des aérosols dont le MMAD était supérieur à $1\mu\text{m}$ (Asgharian et al, 1995). Les hypothèses de calcul de dépôt étaient basées sur le schéma des bonnes pratiques de l'aérosolthérapie par nébulisation (Dautzenberg, 1997). Le dépôt se faisait de préférence dans les bronches pour des particules comprises entre $3\mu\text{m}$ et $8\mu\text{m}$ de diamètre aérodynamique et dans le poumon profond pour des particules comprises entre $0,5\mu\text{m}$ et $3\mu\text{m}$ de diamètre aérodynamique.

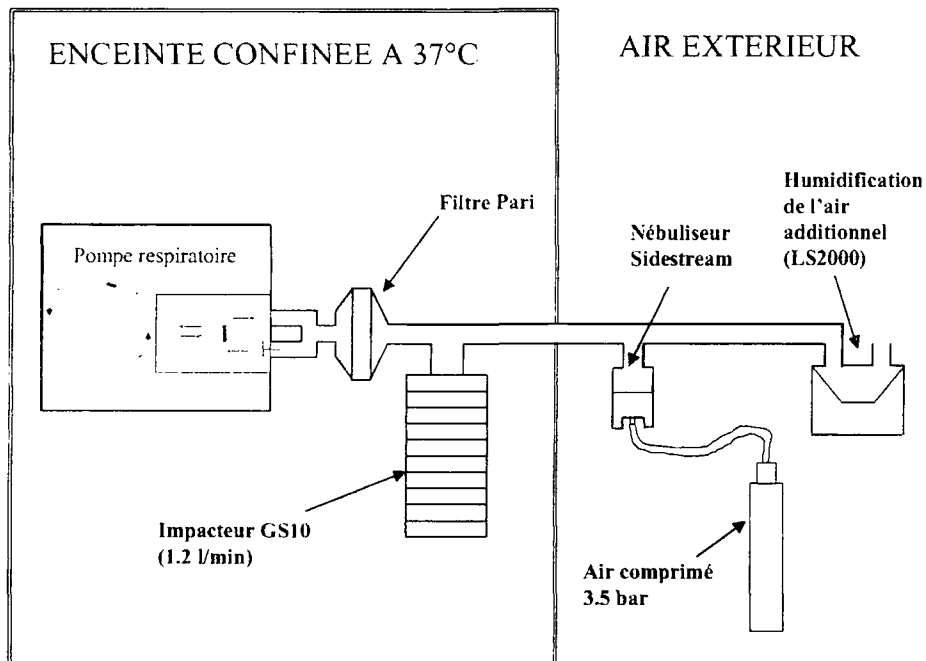


Figure 1: Schéma du montage expérimental permettant d'effectuer une mesure de la granulométrie d'un aérosol produit par nébulisation dans des conditions climatiques proches de celles des voies respiratoires

2.3. Imagerie radio-isotopique par gamma caméra du dépôt de l'aérosol chez le babouin

Un singe babouin de 10Kg était soumis à 3 jours d'intervalle à l'imagerie de la distribution pulmonaire des aérosols de DTPA en NaCl ou en saccharose. Sous anesthésie légère, l'animal était placé dos contre une gamma caméra (PHO, Siemens, Allemagne) et inhalait 100 bouffées d'aérosol marqué (5mCi). Le traitement des images réalisé à l'aide d'un ordinateur TIM512 (Médimag) permettait de déterminer de la distribution régionale pulmonaire.

A partir des données anatomiques obtenues par radiographie X, les régions d'intérêt (ROIs) correspondant à des territoires définis du poumon étaient délimitées (Smaldone et al, 1991) et appelées poumon central, poumon total et poumon périphérique. Le poumon central représentait essentiellement les voies de conduction de l'air (régions 3 et 4) (Figure 2) alors que le poumon périphérique représentait le poumon profond riche en alvéoles où ont lieu les échanges gazeux avec le sang. Le poumon périphérique était représenté comme la différence entre les régions du poumon total (régions 1 et 2) et les régions du poumon central (régions 3 et 4). Ces régions d'intérêt étaient appliquées sur les images de dépôt de l'aérosol et les ratios poumon central/ poumon total (PC/PT) et poumon périphérique / poumon total (PP/PT) étaient calculées.

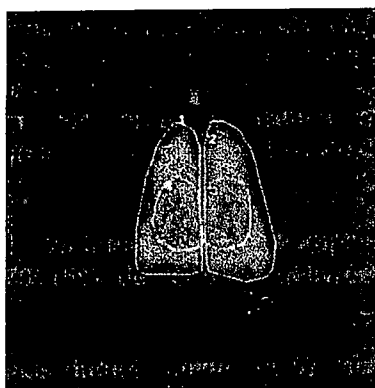


Figure 2: Photographie représentant les régions d'intérêt du poumon

3. Résultats

Pour les deux types d'aérosols (DTPA-NaCl, DTPA-sac), on observait une augmentation du MMAD et du σ_g lorsqu'ils étaient soumis à des conditions de température et d'humidité équivalentes à celle de nos voies aériennes (Tableau 2.1). L'aérosol constitué d'un excipient de saccharose subissait une plus grande variation de MMAD (+125%) que l'aérosol constitué d'un excipient de NaCl (+33%).

	MMAD ambient (μm) ^o	σ_g ambient	MMAD 37°C-100% (μm)	σ_g 37°C-100%
DTPA-NaCl	1.5 ± 0.2	2.2 ± 0.2	2.0 ± 0.1	2.6 ± 0.1
DTPA-Sac	2.4 ± 0.9	2.0 ± 0.6	5.4 ± 0.4	3.3 ± 0.4

Tableau 2.1: MMAD et σ_g des aérosols de DTPA avec un excipient de NaCl ou de saccharose mesurés dans des conditions climatiques ambiantes et dans les conditions climatiques des voies respiratoires.

La représentation des distributions granulométriques montrait pour l'aérosol de DTPA-NaCl une diminution de la proportion des particules inférieure à 3.5 μm lorsque les particules étaient dans des conditions climatiques proches des voies respiratoires (Figure 3). De même, la représentation des distributions granulométriques montrait pour l'aérosol de DTPA-Sac une diminution de la proportion des particules inférieure à 4.5 μm lorsque les particules étaient dans des conditions climatiques proches de celles des voies respiratoires (Figure 4). La courbe représentant la granulométrie de l'aérosol de DTPA-Sac montrait une modification de sa forme. La distribution de l'aérosol de DTPA-Sac était bimodale dans des conditions climatiques proches de celles des voies respiratoires alors que la distribution de l'aérosol de DTPA-Sac dans des conditions climatiques ambiantes n'avait qu'un seul mode.

La comparaison des mesures *in-vitro* aux mesures *in-vivo* (Figures 5 et 6) est exprimée en terme de ratio de quantité d'aérosol déposé dans le poumon central par rapport à la quantité d'aérosol déposé dans le poumon total (PC/PT) et en terme de ratio de quantité d'aérosol déposé dans le poumon périphérique par rapport à la quantité d'aérosol déposé dans le poumon total (PP/PT).

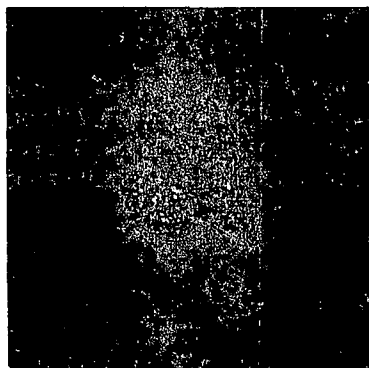


Figure 5 : Imagerie de dépôt de l'aérosol de DTPA-Sac chez le babouin

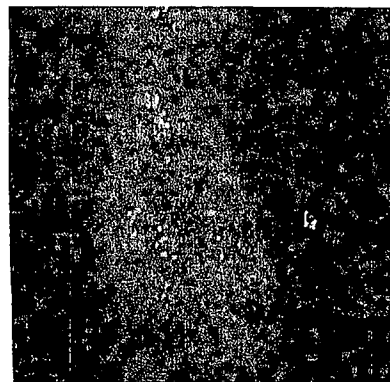


Figure 6 : Imagerie de dépôt de l'aérosol de DTPA-NaCl chez le babouin

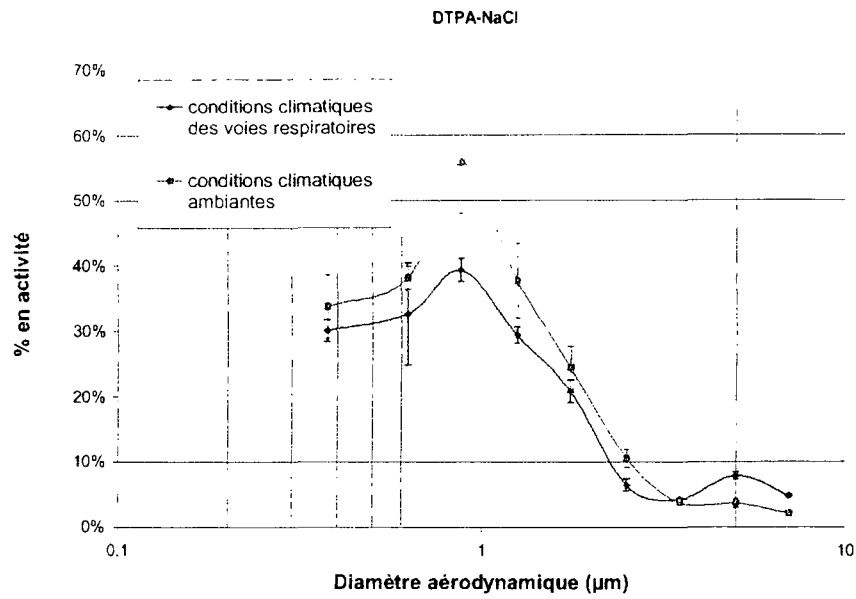


Figure 7: Distributions granulométriques de l'aérosol de DTPA avec un excipient de NaCl mesurées dans des conditions climatiques ambiantes (n=3) et dans les conditions climatiques des voies respiratoires (n=3).

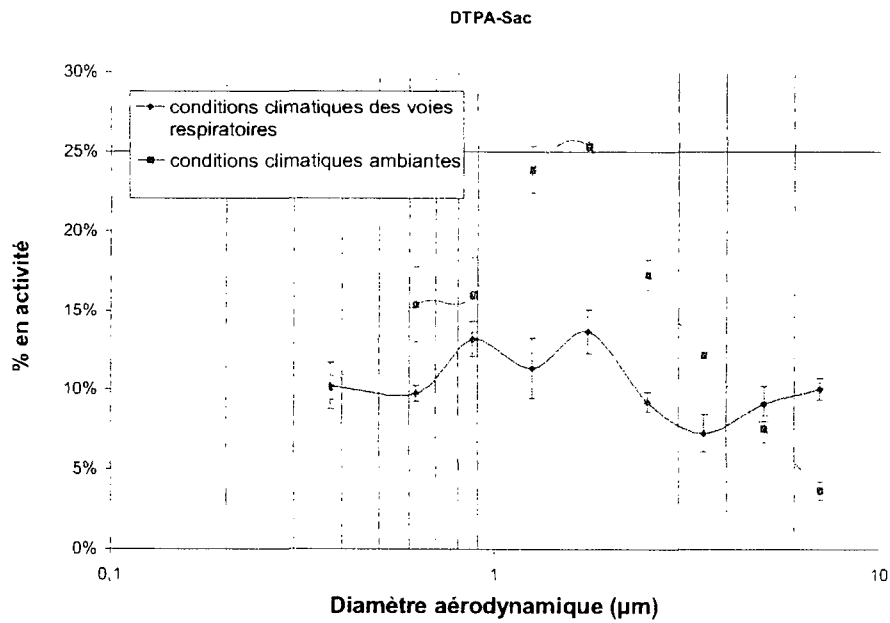


Figure 8: Distributions granulométriques de l'aérosol de DTPA avec un excipient de saccharose mesurées dans des conditions climatiques ambiantes (n=3) et dans les conditions climatiques des voies respiratoires (n=3).

Les prédictions de dépôt de l'aérosol de DTPA-sac montraient que le ratio PC/PT était de 41% et que le ratio PP/PT était de 59% dans les conditions d'air ambiante contre 62% et 38% dans les conditions climatiques des voies respiratoires. L'imagerie de dépôt de l'aérosol de DTPA-sac chez le babouin montrait un ratio PC/PT de 58% et un ratio PP/PT de 42%. Les prédictions de dépôt de l'aérosol de DTPA-NaCl montraient que le ratio PC/PT était de 19% et que le ratio PP/PT était de 81% dans les conditions d'air ambiante contre 37% et 63% dans les conditions climatiques des voies respiratoires. L'imagerie de dépôt de l'aérosol de DTPA-NaCl chez le babouin montrait un ratio PC/PT de 42% et un ratio PP/PT de 58%. Par conséquent, les prédictions de dépôt d'aérosol in-vitro effectués dans un air saturé à 37°C sont davantage en accord avec les résultats in-vivo en comparaison des prédictions de dépôt in-vitro effectués en conditions d'air ambiante (Figure 7 et 8).

4. Discussion

Cette étude démontre que les conditions climatiques ont une grande influence sur le comportement de l'aérosol.

Pour un produit donné, ici le DTPA, la nature du solvant de la préparation influence également la sensibilité de l'aérosol vis à vis des conditions climatiques.

La prédiction de la distribution du dépôt dans les voies respiratoires est plus représentative du dépôt réel lorsque la mesure de la granulométrie est effectuée dans des conditions physiologiques de température et d'humidité

L'utilisation d'un impacteur réchauffé à 37°C et échantillonnant de l'air saturé en humidité est alors pertinente pour déterminer la prédiction du dépôt de l'aérosol en fonction de la taille des particules.

Références bibliographiques:

Asgharian, B., Wood, R., Schlesinger, R., B., 1995, Empirical modeling of particle deposition in the alveolar region of the lungs: a basis for interspecies extrapolation. *Fundam Appl Toxicol*, 27 :232-238.

Dautzenberg, B., 1997, Proposition de bonnes pratiques de l'aérosolthérapie par nébulisation, Issues des assises Nationales de la nébulisation, *Rev Mal Respir*, 14 :512-516, Note technique

Dunbar, C., A., Hickey, A., J., 2000, Evaluation of probability density functions to approximate particle size distributions of representative pharmaceutical aerosols, *J Aerosol Sci*, 31 : 813-831

Smaldone, G., C., Fuhrer, J., Steigbigel, R., T., Peck, 1991, M., Factors determining pulmonary deposition of aerosolised pentamidine in patients with human immunodeficiency virus infection, *Am Rev Respir Dis*, 143:727-37

LES AEROSOLS D'ANTIBIOTIQUES SOUS VENTILATION ARTIFICIELLE

Dr. Marie-Hélène Becquemin
Service Central d'Explorations Fonctionnelles Respiratoires et UPRES 2397 - C.H.U Pitié-Salpêtrière 75013 PARIS
Dr. Ivan Goldstein
Réanimation Chirurgicale Pierre Viars - C.H.U Pitié-Salpêtrière 75013 PARIS

L'administration des antibiotiques par aérosol au cours de la ventilation mécanique permet potentiellement d'optimiser la pénétration tissulaire et de réduire les effets secondaires systémiques. Son intérêt apparaît donc évident lors de l'utilisation d'antibiotiques concentration-dépendants à faible index thérapeutique, ou d'antibiotiques à forte toxicité systémique. Pourtant, leur utilisation au cours de la ventilation mécanique, même si elle a été proposée depuis plus de 30 ans, a été pauvrement évaluée. Des questions essentielles telles que la technique d'administration au cours de la ventilation mécanique, la pénétration pulmonaire distale et la distribution régionale dans le parenchyme sain et pathologique, la pharmacocinétique de l'antibiotique une fois déposé dans le poumon profond, doivent être explorées avant toute évaluation thérapeutique chez l'homme.

Dans ce but, nous avons comparé le dépôt pulmonaire d'Amikacine administré soit par aérosol grâce à un nébuliseur ultrasonique spécialement adapté pour cette étude, soit par voie intraveineuse, chez 36 porcs soumis à une ventilation mécanique.

I METHODOLOGIE

1. Procédé de nébulisation

Au cours de la ventilation mécanique, 2 procédés de nébulisation peuvent être utilisés pour administrer des antibiotiques: le nébuliseur pneumatique généré par un compresseur indépendant fonctionnant en continu ou asservi à la phase inspiratoire et le nébuliseur ultrasonique fonctionnant à l'aide d'un quartz piezzo-électrique et générant en continu un aérosol sans nécessité de gaz moteur.

Des données à la fois in vitro et in vivo, recueillies chez l'homme au cours de la ventilation mécanique, suggèrent un meilleur rendement de l'aérosol ultrasonique. Il doit idéalement être inséré en série sur la voie inspiratoire, à 40 cm de la pièce en Y afin de créer un volume de stockage expiratoire, et disposer d'une cuve de capacité élevée. L'humidification des gaz doit être interrompue. Les réglages du ventilateur permettant de réduire le dépôt extrapulmonaire ont été évalués sur des modèles de poumon mécanique. Il apparaît intéressant de réduire les débits inspiratoires en réduisant la fréquence respiratoire, en augmentant le rapport I/E à 50 % et en préférant la ventilation contrôlée avec un débit inspiratoire décélérant. Nous avons suivi ces recommandations en utilisant un appareil ultrasonique spécialement adapté à la ventilation mécanique (Atomisor Megahertz[®], Diffusion Technique Française, Saint-Etienne).

L'étude granulométrique a été réalisée grâce à un vélocimètre laser (APS 33, TSI). Après nébulisation, un lavage de tout le circuit dans un volume fixe d'eau distillée a permis la mesure par méthode immunoenzymatique de la quantité d'Amikacine déposée en extrapulmonaire.

2. Modèle animal expérimental

1- Dans un premier temps, l'étude a été réalisée sur 36 porcs Largewhite-Landrace anesthésiés, intubés et soumis à une ventilation artificielle. 18 ont reçu à J1 et J2 de l'Amikacine par voie IV à la dose de 15 mg/kg. 18 ont reçu à J1 et J2 de l'Amikacine par un aérosol ultrasonique à la dose de 45 mg/kg (soit ≈15 mg/kg disponible pour le poumon compte-tenu du dépôt extrapulmonaire).

Des prélèvements d'échantillons de sang et urines ont été réalisés dans les 24 1^o heures, puis les porcs ont été sacrifiés à des temps variables après la 2^o dose avec biopsies pulmonaires multiples et dosages tissulaires de l'Amikacine.

2- Dans un second temps, l'étude a été complétée sur un modèle de porc ventilé porteur d'une pneumopathie expérimentale obtenue par inoculation intrabronchique d'Escherichia coli. Il s'agissait de mesurer la pénétration tissulaire des aérosols d'antibiotiques dans le parenchyme infecté dans lequel il existe une perte d'aération liée aux obstructions bronchiolaires et à la condensation alvéolaire.

II RESULTATS

1- Le pourcentage de l'antibiotique administré sous forme aérosol atteignant l'arbre trachéo-bronchique a été de $40 \pm 5 \%$ de la dose initiale, avec une distribution particulière telle que 50% des particules avait un diamètre massique médian compris entre 0.5 et 5 μm . Les porcs ont été sacrifiés (5 à 15 min, 5 à 1h, 4 à 3h et 4 à 6 h) après la seconde dose d'antibiotique administrée. La concentration tissulaire pulmonaire d'Amikacine est en moyenne au moins 10 fois plus élevée (jusqu'à $208 \pm 76 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$) avec une distribution homogène lorsque l'administration se fait sous forme d'aérosol en comparaison avec la voie intra-veineuse alors que la concentration plasmatique reste moindre.

La distribution était homogène dans les différents lobes et il ne semblait pas exister de gradient du hile vers la périphérie (figure 1 et 2). Ces taux pulmonaires sont largement au dessus des CMI élevées de certaines espèces de Pseudomonas aeruginosa ou d'Acinetobacter. Des taux aussi élevés peuvent faire craindre une accumulation tissulaire, et secondairement systémique. Sur ce même modèle, en administrant l'Amikacine par aérosol en monodose quotidienne, aucune accumulation n'a été mise en évidence au terme de 4 jours de traitement .

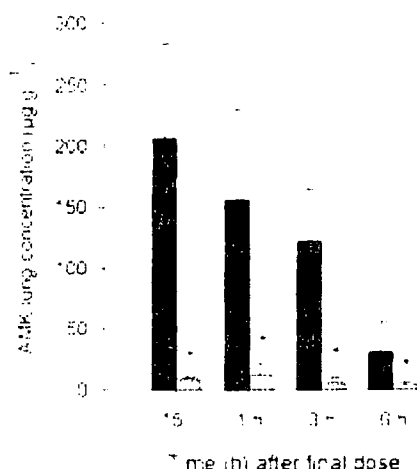


Fig. 1 : concentrations pulmonaires à des temps variables après administration d'Amikacine à des porcs sains ventilés, soit par nébulisation (45 mg/kg, barres noires) soit par voie intraveineuse (15 mg/kg, barres grises).

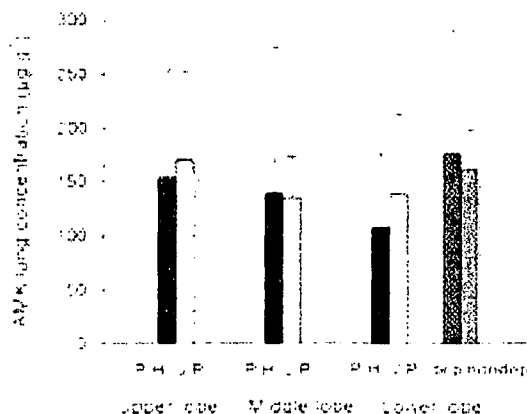


Fig 2 : distribution régionale de l'Amikacine nébulisée chez le porc sain ventilé.

P.H. :périhilaire
J.P. :juxtapleurale

2- Sur le modèle de porc ventilé porteur d'une pneumopathie expérimentale obtenue par inoculation intrabronchique d'Escherichia coli, la pénétration antibiotique par voie aérosol au sein du foyer de pneumopathie reste bonne, 3 à 30 fois supérieure à celle obtenue par administration parentérale (figure 3). Une relation a été mise en évidence entre le degré d'aération du parenchyme pulmonaire appréciée par une analyse morphométrique et le taux tissulaire d'Amikacine inhalée (figure 4). La nébulisation d'antibiotiques semblent donc permettre d'atteindre des taux d'antibiotiques bactéricides dans les foyers de pneumopathies les plus condensés.

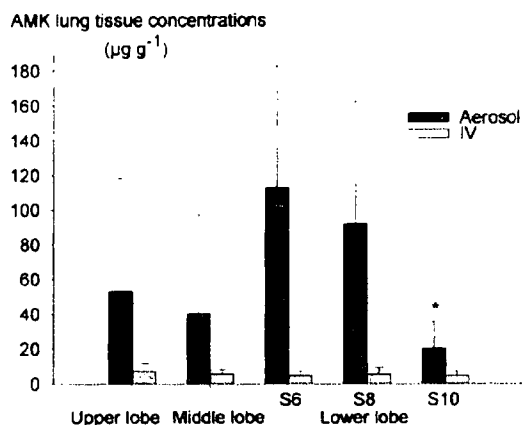


Figure 3 : concentrations pulmonaires d'Amikacine administrée par voie IV (gris) à la dose de 15 mg/kg ou par nébulisation (noir) chez le porc ventilé porteur d'une pneumopathie expérimentale à *Escherichia coli*.

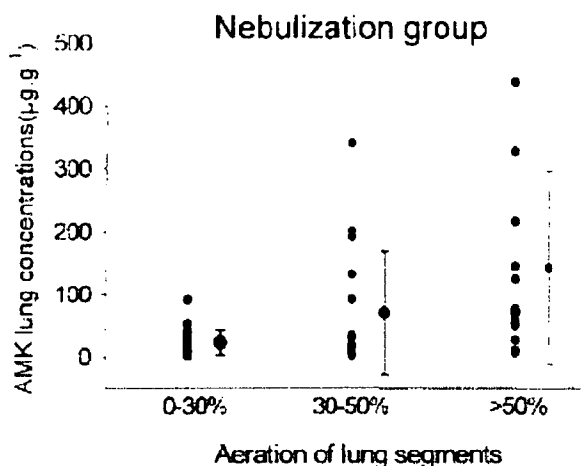


Figure 4 : influence de l'aération des fragments pulmonaires, analysée par morphométrie, sur la pénétration distale de l'Amikacine administrée par nébulisation chez le porc ventilé porteur d'une pneumopathie expérimentale à *Escherichia coli*.

III CONCLUSION

Au total, l'utilisation d'un nébuliseur adapté permet de fortes concentrations tissulaires d'antibiotique ce qui maintient des taux inhibiteurs face à des germes de plus en plus résistants. De nombreux arguments expérimentaux tant pharmacocinétiques que pharmacodynamiques plaident pour l'efficacité des aérosols d'antibiotiques au cours des pneumopathies acquises sous ventilation mécanique. Les antibiotiques inhalés pénètrent un foyer de pneumopathie condensée. La technique de nébulisation, applicable en réanimation en faisant appel à un appareil ultrasonique de large capacité raccordé au circuit d'une façon bien précise, semble avoir été optimisée. Ces données devraient inciter à évaluer chez l'homme à une large échelle la nébulisation d'antibiotiques tels les aminosides et/ou les β lactamines dans le traitement des bronchopneumopathies.

Références :

1. Hess D, Fisher D, Williams P, Pooler S, Kacmarek RM. Medication nebulizer performance. Effects of diluent volume, nebulizer flow, and nebulizer brand. *Chest* 1996; 110(2):498-505.
2. Duarte AG, Fink JB, Dhand R. Inhalation therapy during mechanical ventilation. *Respir Care Clin N Am* 2001; 7(2):233-60, vi.
3. Le Conte P, Potel G, Peltier P, Horeau D, Caillon J, Juvin ME, Kergueris MF, Bugnon D, Baron D. Lung distribution and pharmacokinetics of aerosolized tobramycin. *Am Rev Respir Dis* 1993; 147(5):1279-82.
4. O'Doherty MJ, Thomas SH, Page CJ, Treacher DF, Nunan TO. Delivery of a nebulized aerosol to a lung model during mechanical ventilation. Effect of ventilator settings and nebulizer type, position, and volume of fill. *Am Rev Respir Dis* 1992; 146(2):383-8.
5. Harvey CJ, O'Doherty MJ, Page CJ, Thomas SH, Nunan TO, Treacher DF. Comparison of jet and ultrasonic nebulizer pulmonary aerosol deposition during mechanical ventilation. *Eur Respir J* 1997; 10(4):905-9.

6. O'Riordan TG, Palmer LB, Smaldone GC. Aerosol deposition in mechanically ventilated patients. Optimizing nebulizer delivery [see comments]. *Am J Respir Crit Care Med* 1994; 149(1):214-9.
7. O'Riordan TG, Greco MJ, Perry RJ, Smaldone GC. Nebulizer function during mechanical ventilation. *Am Rev Respir Dis* 1992; 145(5):1117-22.
8. Fuller HD, Dolovich MB, Posmituck G, Pack WW, Newhouse MT. Pressurized aerosol versus jet aerosol delivery to mechanically ventilated patients. Comparison of dose to the lungs. *Am Rev Respir Dis* 1990; 141(2):440-4.
9. Goode ML, Fink JB, Dhand R, Tobin MJ. Improvement in aerosol delivery with helium-oxygen mixtures during mechanical ventilation. *Am J Respir Crit Care Med* 2001; 163(1):109-14.
10. Goldstein I, Wallet F, Robert J, Becquemin MH, Marquette CH, Rouby JJ. Lung tissue concentrations of nebulized amikacin during mechanical ventilation in piglets with healthy lungs. *Am J Respir Crit Care Med* 2002; 165:171-175.
11. MacIntyre NR, Silver RM, Miller CW, Schuler F, Coleman RE. Aerosol delivery in intubated, mechanically ventilated patients. *Crit Care Med* 1985; 13(2):81-4.
12. Goldstein I, Wallet F, Nicolas-Robin A, Ferrari F, Marquette CH, Rouby JJ. Lung Deposition and Efficiency of Nebulized Amikacin during *Escherichia coli* Pneumonia in Ventilated Piglets. *Am J Respir Crit Care Med* 2002; 166(10):1375-1381.
13. Elman M, Goldstein I, Marquette CH, Wallet F, Lenaour G, Rouby JJ. The lung aeration influences pulmonary concentrations of nebulized and intravenous amikacin in ventilated piglets with severe bronchopneumonia. *Anesthesiology* 2002; 96:In Press.
14. Faurisson F, Delatour F, Jelazko P. A simple tool for monitoring nebulized amikacin treatments based on a single urine assay. *J Aerosol Med* 2001; 14(1):73-81.
15. Dequin PF, Faurisson F, Lemarie E, Delatour F, Marchand S, Valat C, Boissinot E, de Gialluly C, Diot P. Urinary excretion reflects lung deposition of aminoglycoside aerosols in cystic fibrosis. *Eur Respir J* 2001; 18(2):316-22.
16. Le Conte P, Potel G, Clementi E, Legras A, Villers D, Bironneau E, Cousson J, Baron D. [Administration of tobramycin aerosols in patients with nosocomial pneumonia: a preliminary study]. *Presse Med* 2000; 29(2):76-8.
17. Greenfield S, Teres D, Bushnell LS, Hedley-Whyte J, Feingold DS. Prevention of gram-negative bacillary pneumonia using aerosol polymyxin as prophylaxis. I. Effect on the colonization pattern of the upper respiratory tract of seriously ill patients. *J Clin Invest* 1973; 52(11):2935-40.
18. Klick JM, du Moulin GC, Hedley-Whyte J, Teres D, Bushnell LS, Feingold DS. Prevention of gram-negative bacillary pneumonia using polymyxin aerosol as prophylaxis. II. Effect on the incidence of pneumonia in seriously ill patients. *J Clin Invest* 1975; 55(3):514-9.
19. Rouby JJ, Poete P, Martin de Lassale E, Nicolas MH, Bodin L, Jarlier V, Korinek AM, Viars P. Prevention of gram negative nosocomial bronchopneumonia by intratracheal colistin in critically ill patients. Histologic and bacteriologic study. *Intensive Care Med* 1994; 20(3):187-92.
20. Feeley TW, Du Moulin GC, Hedley-Whyte J, Bushnell LS, Gilbert JP, Feingold DS. Aerosol polymyxin and pneumonia in seriously ill patients. *N Engl J Med* 1975; 293(10):471-5.b
21. Palmer LB, Smaldone GC, Simon SR, O'Riordan TG, Cuccia A. Aerosolized antibiotics in mechanically ventilated patients: delivery and response [see comments]. *Crit Care Med* 1998; 26(1):31-9.

DEVELOPPEMENT DE LA THERMOMETRIE ARC-EN-CIEL GLOBALE EN VUE DE MESURER LA TEMPERATURE DE GOUTTES EN ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL

P. Lemaitre ^(1,2); E. Porcheron ⁽¹⁾; A. Nuboer
P. Cornet ⁽¹⁾; J. Malet ⁽¹⁾; J. Vendel ⁽¹⁾; G. Grehan ⁽²⁾

(1) IRSN/DPEA/SERAC

*Laboratoire de Physique et de Métrologie des Aérosols et du Confinement.
BP 68. 91192 Gif-sur-Yvette cedex.*

*(2) UMR 6614 CORIA. Site Universitaire du Madrillet
Avenue de l'université BP 12*

*76 801 Saint Etienne du Rouvray Cedex
E-mail: Pascal.Lemaitre@irsn.fr*

TITLE

Global rainbow development for droplet temperature measurement in industrial environment

ABSTRACT

During the course of an hypothetical severe accident in a Pressure Water Reactor (PWR), hydrogen can be produced by the reactor core oxidation and distributed into the reactor containment according to convection flows, water steam wall condensation and interaction with the spraying droplets. In order to assess the risk of detonation generated by a high local hydrogen concentration, hydrogen distribution in the containment has to be known. The TOSQAN experimental program has been created to simulate typical accidental thermal hydraulic conditions. TOSQAN facility is a large vessel (7m³) suitable for optical diagnostics such PIV, LDV and Spontaneous Raman Scattering which are already operational on it.

In order to characterise the heat and mass transfers between the sprays droplets and the atmosphere we interest in measuring non intrusively the mean droplets temperature. The issue to achieve this measurement is to develop the Global Rainbow Refractometry.

Our work on the global rainbow refractometry is presented in this paper that is divided into four parts. The first part is devoted to explain the principle of the technique, and how this phenomenon occurs. In the second part we will present the program we developed and the simulations we realized in order to quantify the effect of different parameters on temperature and diameter measurements (droplet non sphericity, spray granulometry (figure1), size-temperature relationship). In the third part we will present our experimental setup that is devoted to be implanted onto TOSQAN, and finally we will present our global rainbow results (figure 2) on a full cone spray.

RESUME

Afin, d'étudier les transferts de masse et de chaleur entre un spray et l'atmosphère environnante pour des conditions thermohydrauliques représentatives d'un accident grave dans un réacteur à eau de pressurisée, l'IRSN a développé le dispositif expérimental TOSQAN. Cet article est consacré à présenter mon travail de deuxième année de thèse qui a essentiellement consisté à développer la réfractométrie arc-en-ciel global qui sera utilisée sur TOSQAN pour mesurer non intrusivement la température des gouttes au cours de leur chute.

1. Introduction

Lors d'un hypothétique accident grave dans un Réacteur à Eau Pressurisée (R.E.P.), la vapeur d'eau dégagée par une brèche dans le circuit primaire entraîne une importante augmentation de la pression et de la température dans le bâtiment réacteur. De plus, de l'hydrogène peut être produit par l'oxydation des gaines de combustible et être distribué dans l'enceinte de confinement. Cette distribution est régie par les écoulements de convection, la condensation de la vapeur d'eau sur les parois et par l'interaction entre les gouttes d'aspersion et l'atmosphère. Afin d'évaluer le risque de détonation induit par une concentration d'hydrogène localement élevée, la distribution de ce gaz dans l'enceinte de confinement doit être connue. Le programme expérimental TOSQAN [1] a été créé pour étudier différents phénomènes tels que les transferts de masse et de chaleur entre les gouttes d'aspersion et l'atmosphère dans des conditions thermohydrauliques représentatives de l'accident grave. Afin de caractériser pleinement les transferts de masse et de chaleur entre le spray et l'atmosphère environnante nous avons montré [2,3] qu'il était indispensable de mesurer la température des gouttes au cours de leur chute. Afin d'effectuer cette mesure de manière non intrusive nous nous sommes intéressés à la réfractométrie arc-en-ciel global.

Cet article a pour vocation de présenter notre travail sur le développement de cette technique innovante. Ce travail est divisé en quatre parties, la première est consacrée à expliquer le principe de la technique, dans la seconde nous présenterons le programme informatique que nous avons développé et les simulations que nous avons réalisées afin de mesurer l'effet de différents paramètres sur la mesure de la température déduite. La troisième partie est dédiée à présenter notre dispositif expérimental développé hors TOSQAN. Dans la dernière partie nous présenterons les résultats expérimentaux associés à ce dispositif.

2. Principe de la technique

L'arc-en-ciel est un phénomène qui apparaît lorsqu'une goutte intercepte un faisceau laser (fig.1), ce phénomène est dû à l'interférence entre les rayons subissant une réflexion interne et celui réfléchi à l'extérieur de la goutte (fig.1). La réfractométrie arc-en-ciel standard est une technique non-intrusive permettant de mesurer simultanément la température et le diamètre d'une unique goutte [4] à partir de l'analyse de la figure d'arc-en-ciel. Cette technique souffre de problèmes majeurs dus aux gradients de température dans la goutte [5] et à la non-sphéricité des gouttes [6]. De plus, pour les petites particules, la structure oscillante issue de l'interférence entre les rayons subissant une réflexion interne et celui subissant une réflexion externe perturbe fortement la figure d'arc-en-ciel. Afin de surmonter ces deux derniers problèmes van Beeck [7] a introduit la réfractométrie arc-en-ciel global.

Le principe de cette technique est de sommer les arcs-en-ciel issus de nombreuses gouttes. ainsi, la structure oscillante disparaît totalement. Ce phénomène avait tout d'abord été observé par Roth [8] pour une goutte unique avec des variations de diamètre.

Les gouttes non sphériques, si elles sont orientées arbitrairement vont interférer destructivement et créer un bruit de fond homogène [7] qui ne perturbe pas la mesure.

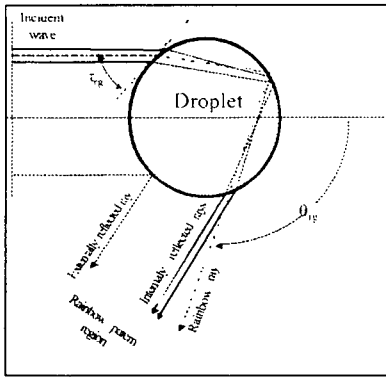


Figure 1. Phénomène d'arc-en-ciel

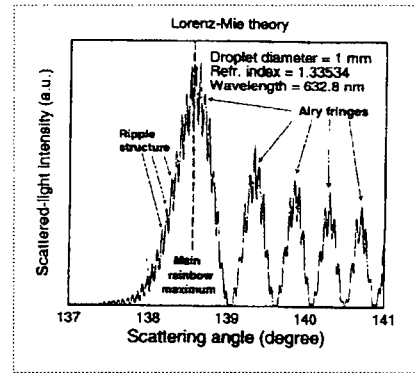


Figure 2. Arc-en-ciel standard

3. Simulations de l'arc-en-ciel global

Afin d'appréhender correctement la figure d'arc-en-ciel global et d'être en mesure d'en déduire une information sur la température moyenne des gouttes présentes dans le volume de mesure, nous avons effectué un programme fortran permettant de simuler la figure d'arc-en-ciel global. Comme nous l'avons mentionné précédemment, l'arc-en-ciel global n'est pas sensible à la structure oscillante qui est totalement lissée par les petites variations de diamètre de la particule. La théorie d'Airy est donc appropriée au calcul de l'arc-en-ciel diffusé par chaque goutte ($\Omega_{r_g}^2$) en fonction de son indice de réfraction, de son diamètre, et de l'angle de diffusion θ (eq. 1).

$$\Omega_{r_g}^2(z) = \left(\int_0^{\infty} \cos\left(\frac{\pi}{2}(z\eta - \eta^3)\right) d\eta \right)^2 = \left(2 \left(\frac{-12}{\pi^2}\right)^{1/3} Ai\left[\left(\frac{-12}{\pi^2}\right)^{1/3} z\right] \right)^2 \quad (1)$$

$$z(\theta) = -(\theta - \theta_{r_g}) \left(\frac{16 \tan \tau_{r_g} \sin^2 \tau_{r_g} D^2}{\lambda^2} \right)^{1/3} \frac{180}{\pi} \quad (2)$$

$$\theta_{r_g} = 4 \arctan \sqrt{\frac{4(m^2-1)}{4-m^2}} - 2 \arctan \sqrt{\frac{m^2-1}{4-m^2}} \quad (3)$$

θ_{r_g} et τ_{r_g} sont explicités sur la figure 1.

Il est important à ce stade de remarquer que θ_{r_g} ne dépend que de l'indice de réfraction et pas de la dimension de la particule. Il est donc possible de remonter à la température des gouttes à partir de θ_{r_g} , car l'indice de réfraction ne dépend que de la température de la goutte.

L'arc-en-ciel global est calculé en sommant les intensités lumineuses diffusées par chaque goutte dans le volume de mesure (eq.4).

$$Global(\theta) = \sum_i^{(max)} \Omega^2(d_i, \theta) d_i^3 \quad (4)$$

Le facteur $d_i^{7/3}$ décrit la dépendance de l'intensité lumineuse diffusée au diamètre de la particule.

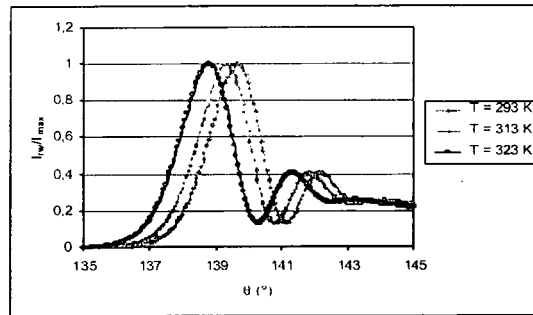


Figure 3. Simulation de l'arc-en-ciel global pour différentes températures de gouttes

Sur la figure 3 nous avons simulé l'arc-en-ciel global diffusé par des sprays de même granulométrie à différentes températures. Il apparaît sur ces simulations que l'arc-en-ciel global se translate vers les angles décroissants lorsque la température des gouttes augmente.

Il nous importe maintenant d'inverser l'arc-en-ciel global, c'est à dire, analyser le signal d'arc-en-ciel global et être en mesure d'en déduire la température des gouttes présentes dans le volume de mesure sans connaître préalablement la granulométrie du spray.

Pour cela, on simule l'arc-en-ciel global diffusé par des sprays de différentes granulométries (fig.4).

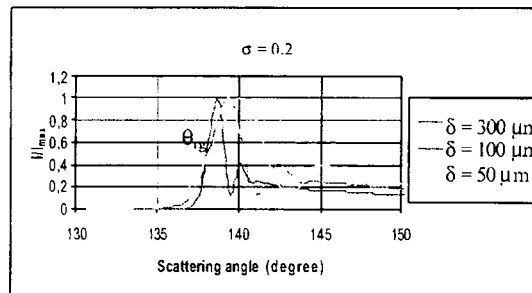


Figure 4. Simulations de l'arc-en-ciel global pour différentes granulométries log-normales

On remarque que toutes ces courbes se superposent à l'angle d'arc-en-ciel géométrique θ_{rg} et que cet angle est très proche du premier point d'inflexion de l'arc-en-ciel global (en effet, comme nous l'avons remarqué précédemment θ_{rg} ne dépend que de l'indice de réfraction des gouttes). Il est donc possible de déduire l'indice de réfraction des gouttes dans le volume de mesure en détectant le premier point d'inflexion de l'arc-en-ciel global, ou plus précisément en utilisant les équations 5 et 6 [6].

$$D_{dir} = 531,555 \lambda (\theta_{inf1} - \theta_{inf2})^{-3,2} \quad (5)$$

$$\theta_{rg} = \theta_{inf1} - 13,91 \left(\frac{\lambda}{D_{dir}} \right)^{2,3} \quad (6)$$

Il est important de préciser qu'une erreur de $0,1^\circ$ sur la mesure de θ_{rg} entraînerait une erreur de 5 K sur la température de goutte déduite.

Dans notre application de la réfractométrie arc-en-ciel global, il existera une relation entre la taille et la température des gouttes dans le volume de mesure. On s'intéresse donc à simuler l'arc-en-ciel global diffusé par un spray de distribution granulométrique log-normale en supposant une relation arbitraire entre l'indice de réfraction des gouttes et leur température. Puis, on s'intéresse au sens physique de la température déduite. Pour cela, on simule l'arc-en-ciel diffusé par un spray de même granulométrie que précédemment mais en supposant que toutes les gouttes ont un indice de réfraction égale à $\langle m \rangle$ (éq.6).

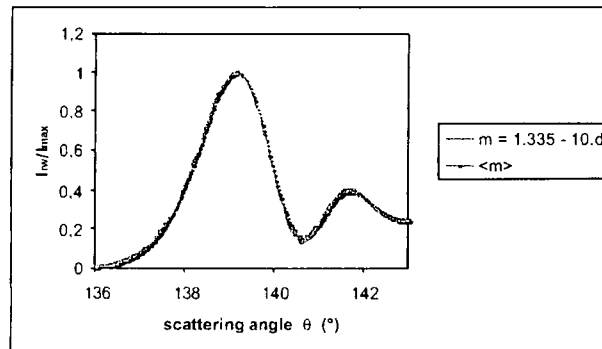


Figure 6. Effet d'une hypothétique relation entre la taille et la température des gouttes sur la température déduite

$$\langle m \rangle = \frac{\int_0^{\infty} m(d) \cdot f(d) \cdot d^{7/3} dd}{\int_0^{\infty} f(d) \cdot d^{7/3} dd} \quad (7)$$

Nous pouvons observer sur la figure 6 une parfaite superposition des deux simulations ce qui signifie que l'indice de réfraction moyen déduit de tels arcs en ciel sera égal à $\langle m \rangle$. Comme dans l'équation 4, le facteur $d^{7/3}$ décrit la dépendance de l'intensité lumineuse diffusée au diamètre de la particule.

4. Dispositif expérimental

Notre dispositif expérimental présenté sur la figure 7 [9], est composé d'une partie émission et d'une partie collection placée à un angle de 42° . L'émission est constituée d'un faisceau laser issu d'un laser argon ($\lambda = 514,5$ nm) et transmis jusqu'au montage optique grâce à une fibre optique monomode.

Le dispositif optique pour la collection de l'arc-en-ciel global est composé de deux lentilles plano-convexes, un filtre spatial et une caméra. La première lentille a une focale de 1000 mm et est placée à 1 m du volume de mesure. La deuxième lentille placée juste derrière la première a une focale de 250 mm. Le filtre spatial placé au plan image de la deuxième lentille, permet de sélectionner un petit volume de mesure et ainsi d'éviter l'étalement angulaire de celui-ci.

Pour calibrer le rapport optique de la camera, une feuille de papier millimétré est placée sur la première lentille, ainsi nous sommes en mesure de déterminer la relation entre le numéro du pixel et l'angle de diffusion θ . Pour s'assurer que le volume de mesure contient

suffisamment de gouttes pour être statistiquement représentatif du spray on effectue une sommation temporelle du signal.

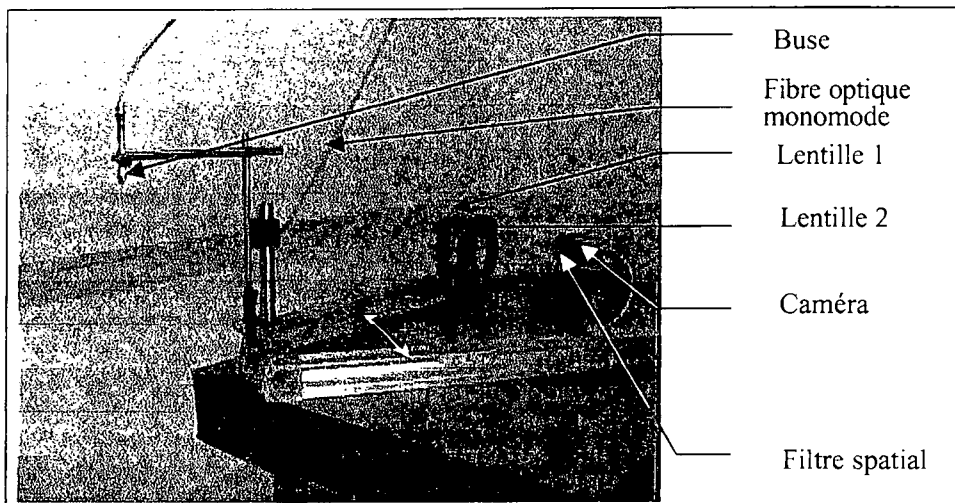


Figure 7. Dispositif expérimental

Les mesures sont effectuées sur un spray à cône plein à 20 cm de l'injection. Ce spray est généré par une buse Unijet TG03 de la société Spraying Systems. Cette buse a été caractérisée par visualisation à l'aide d'une nappe laser (figure 8) et à l'aide d'un anémomètre phase Doppler. Cette technique nous permet de mesurer simultanément et non-intrusivement la taille et la vitesse de gouttes. Un profil radial de taille de gouttes est présenté sur la figure 9.

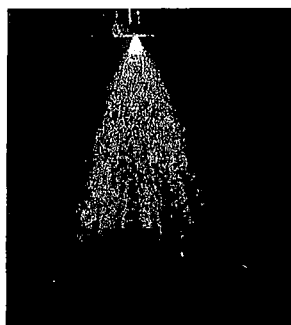


Figure 8. Visualisation du Spray de la buse TG03

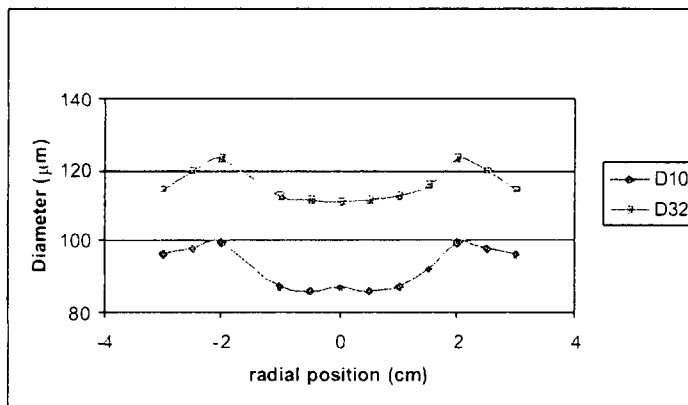


Figure 9. Profil radial de taille de goutte à 20 cm de l'injection

5. Résultats expérimentaux sur l'arc-en-ciel global

Grâce à ce dispositif expérimental, nous sommes en mesure d'acquérir des images de l'arc-en-ciel de très bonne qualité (fig.10). Afin d'avoir un signal aisément interpolable, nous éliminons les hautes fréquences du signal qui sont dues au bruit. Pour cela, nous effectuons une FFT (Fast Fourier Transform) du signal expérimental, on élimine les hautes fréquences puis on effectue une FFT inverse (fig. 10).

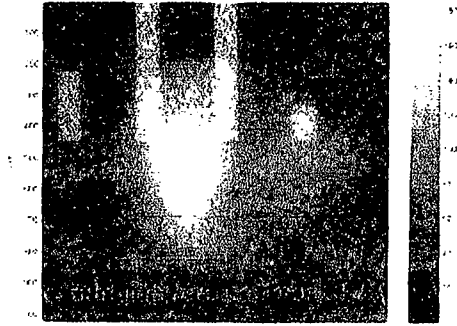


Figure 10. Arc-en-ciel global expérimental

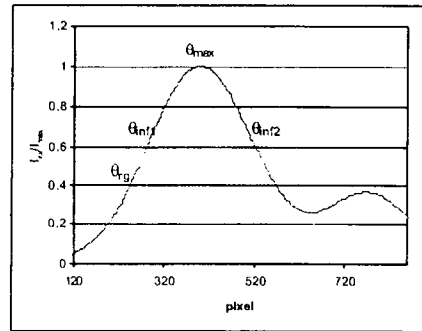


Figure 11. Arc-en-ciel global expérimental filtré

Pour valider ce dispositif expérimental, nous nous sommes intéressés à comparer les mesures de température de goutte réalisées par arc-en-ciel global à des mesures intrusives réalisées grâce à un thermocouple, ceci pour différentes températures.

Ainsi, nous effectuons des mesures par réfractométrie arc-en-ciel global à 20 cm de l'injecteur pour des températures d'injection allant de 293 K à 360 K. Puis, nous collectons les gouttes d'eau au niveau de notre volume de mesure à l'aide d'un creuset isolant, pour chaque température d'injection.

La figure 12 montre la relation expérimentale entre l'angle du premier point d'inflexion et la température mesurée par le thermocouple.

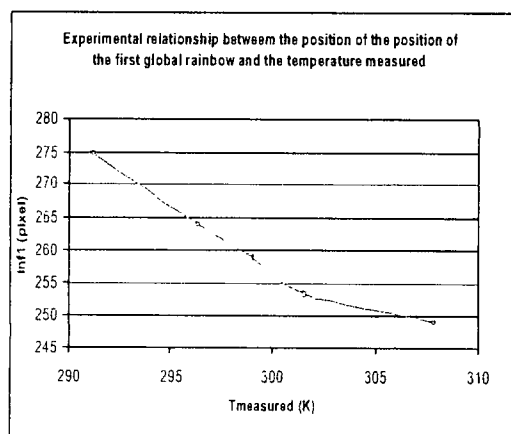


Figure 12. Relation expérimentale entre la position du premier point d'inflexion et la température mesurée des gouttes

Ce résultat est important, car il est en accord avec la relation théorique reliant θ_{rg} à la température des gouttes. De plus, nous pouvons estimer que notre incertitude expérimentale sur la mesure du premier point d'inflexion est de 1 pixel ce qui correspond à une incertitude de 0.7 K sur la température des gouttes déduites. Ce dispositif expérimental est donc fiable.

6. Conclusions et perspectives

Nous avons ainsi développé au laboratoire les outils numériques permettant de simuler, interpréter et inverser des signaux d'arc-en-ciel global. De plus, nous avons développé un montage optique implantable sur TOSQAN et permettant d'acquérir des signaux expérimentaux de très bonne qualité. En outre, ce dispositif expérimental a été validé sur table optique. Nous implantons actuellement ce dispositif sur TOSQAN et les premiers résultats obtenus sont encourageants. Grâce à ce dispositif, nous serons en mesure de fournir une base de données expérimentales exhaustive permettant de valider les modèles de transferts de masse et de chaleur entre un spray et le gaz environnant implantés dans les codes de sûreté nucléaire pour des conditions thermo-hydrauliques proches du cas réacteur.

REFERENCES

- [1] Porcheron E, Thause L, Malet J, Cornet P, Brun P, Vendel J, Simultaneous application of Spontaneous Raman Scattering and LDV / PIV for steam / air flow characterization, 10th International Symposium on Flow Visualization, 26-29 august 2002, Kyoto, Japan.
- [2] Lemaitre P., Malet J., Porcheron E., Cornet P., Brun P., Vendel J. Grehan G. Modélisation de la condensation de vapeur sur une goutte et étude de la technique arc-en-ciel globale en vue de mesurer la température des gouttes, 18^{ème} Congrès Français sur les Aérosols, 11-12 Décembre 2002, Paris, France.
- [3] Lemaitre P., Transferts de masse et de chaleur dans le cadre de l'aspersion dans les R.E.P. Bibliographie, expériences et modèles. Rapport SERAC/LPMAC 01-03.
- [4] van Beeck J P A J , Rainbow phenomena, development of laser based non intrusive technique for measuring droplet size, temperature and velocity. PhD - thesis, Eindhoven University of Technology, ISN 91-386-0557-9. (1997) .
- [5] Corbin F, Garo A, Gouesbet G, Grehan G, réfractométrie d'arc-en-ciel : application au diagnostic des gouttes avec gradient d'indice, 5^e congrès Francophone de Vélométrie Laser, 1996, Rouen, France.
- [6] van Beeck J P A J, Riethmuller M L, Nonintrusive Measurements of Temperature and Size of Single Falling Raindrops. *App.Opt.*34, 1995, pp1633-1639.
- [7] van Beeck J P A J, Giannoulis D, Zimmer L and Riethmuller M L, Global Rainbow thermometry for average temperature measurement of spray droplet. 10th International Symposium on Applications of Laser Techniques to Fluid Mechanics. Lisbon (2002).
- [8] Roth N , Andens K, Frohn A, Refractive-Index Measurement for the Correction of Particle sizing methods. *Appl.Opt*30, 1991, pp 4946-4965 .
- [9] Lemaitre P., Grehan G., Porcheron E., Malet J., Cornet P., Brun P., Vendel J. (2003). Global rainbow refractometry development for droplet temperature measurement in hostile environment, 9th International Conference on Liquid Atomization and Spray Systems, Sorrento, Italy.

CARACTERISATION DES AEROSOLS EMIS LORS D'UN INCENDIE

F.X. Ouf (1,2), A. Coppalle (2), J. Vendel (1), M.E. Weill (2)

(1) *Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
DPEA/SERAC*

*Laboratoire de Physique et Métrologie des Aérosols et du Confinement
BP 68, 91192 Gif-sur-Yvette Cedex*

(2) *UMR 6614 CORIA*

*Site universitaire du Madrillet – Avenue de l'université BP 12
76801 Saint Etienne du Rouvray Cedex*

*Coordonnées de l'auteur : téléphone : 33 (0)1 69 08 13 80, Fax : 33 (0)1 60 19 30 61
E-mail : francois-xavier.ouf@irsn.fr*

TITLE

Characterization of aerosol generated during fire.

ABSTRACT

If a fire occurred in a nuclear installation, the soot generated would be the principal vector of any contamination, moreover, they would represent an important factor of propagation of fires. The current device making it possible to collect these soot are called High Efficiency Particulate Air Filters. Studies have been undertaken at IRSN on the behaviour of these filters in case of fires and have highlighted differences in filtration according to the characteristics of the combustion aerosols.

The object of this study is to establish, on the one hand a database of the characteristics of the soot in order to better envisage the behaviour of the filters for various types of fires, and on the other hand to evaluate their impact on fire propagation. Thus, the particle size distribution and concentration, their physical nature and optical properties (extinction and diffusion coefficients, refractive index) will be linked to the type of fuel in order to establish a correlation between fire conditions and the properties of the generated soot.

RESUME

L'incendie est un sujet constamment d'actualité (feux de forêts de cet été, recherche sur la protection incendie) et la compréhension des phénomènes physiques qui lui sont liés est indispensable au développement des moyens d'intervention adaptés. La difficulté dans la compréhension des incendies réside dans les conditions extrêmes rencontrées et la nécessité d'effectuer des prélèvements représentatifs dans ces conditions. Afin de mieux appréhender les phénomènes de combustion et de contrôler leurs émissions polluantes, de nombreuses études ont été menées sur l'aérosol de combustion. Notre étude se place dans le cadre d'un hypothétique incendie dans une installation nucléaire. Dans cette hypothèse, le confinement de l'installation doit être conservé à l'aide de filtres à Très Haute Efficacité mais un contrôle judicieux des conditions de ventilation doit aussi empêcher une propagation de cet incendie.

L'objectif de cette étude est de déterminer les propriétés physiques des suies hors flamme. La granulométrie, la concentration, la morphologie, la densité et les propriétés optiques des suies sont des données actuellement très controversées et une uniformisation des connaissances sur ce point est donc nécessaire. La mise en place de corrélations entre la nature du combustible et les propriétés des suies est un des buts de cette étude. Nous tenterons de plus de souligner l'importance des paramètres inhérents à la combustion et au milieu de transfert sur l'évolution des suies hors flamme.

1) Contexte et Objectifs

La récente actualité de cet été nous a montré une fois encore l'impact des incendies sur l'opinion publique et la grande difficulté de compréhension de ces phénomènes. L'incendie, qu'il se déroule en atmosphère "libre" (incendies de forêts) ou en milieu "confiné" (feux dans un bâtiment) représente donc un sujet majeur de préoccupation du point de vue des études de sûreté. Le cadre de cette étude porte tout particulièrement sur les hypothétiques incendies dans une installation nucléaire. La raison d'être de cette étude est d'apporter de nouvelles connaissances et d'améliorer la compréhension des phénomènes physiques mis en jeu lors d'un incendie. L'objectif de ce travail porte sur la caractérisation des émissions polluantes rencontrées lors d'un incendie mettant en jeu divers matériaux. Cette étude s'intéresse particulièrement aux aérosols issus de la combustion et généralement appelés suies.

Les propriétés des suies sont peu ou mal connues et ce en raison des conditions particulières d'émissions aussi bien en termes de température lors de leur formation qu'en termes de conditions de combustion. Leurs tailles très diverses et la grande variabilité de leurs caractéristiques en fonction du type de combustible rendent d'autant plus difficile l'uniformisation des connaissances les concernant. Le but de ce travail est donc d'isoler des familles de combustibles conduisant à des propriétés physiques des suies analogues. Cette corrélation devrait ainsi apporter un moyen de prédire l'émission particulaire en fonction du type de combustible et ainsi d'apporter des données d'entrées aux codes de calcul reproduisant les situations de crises que sont les incendies.

2) Caractéristiques des suies rencontrées

1. Morphologie des suies

Les particules de suie sont en majorité composées de carbone (90% environ). On peut aussi y trouver de l'hydrogène (10%), de l'oxygène et de l'azote dans des proportions plus faibles. Les particules de suies du fait de leur mode de formation présentent une morphologie spécifique et dont l'étude complète n'a été possible qu'avec la mise en place du concept d'objet fractal. En effet une particule de suie résulte de l'agglomération de particules primaires, les sphérules, de quelques dizaines de nanomètre de diamètre, afin de former des agrégats complexes que l'on peut modéliser par un objet quasi-fractal. Dans une telle approche des agrégats de particules primaires, le nombre N_p de sphérules dans l'agrégat est relié à son rayon de giration via la dimension fractale D_f et un préfacteur k_f tel que (Jullien et Botet, 1987):

$$N_p = k_f \left(\frac{R_g}{r_p} \right)^{D_f} \quad (1)$$

r_p : rayon de la sphérule

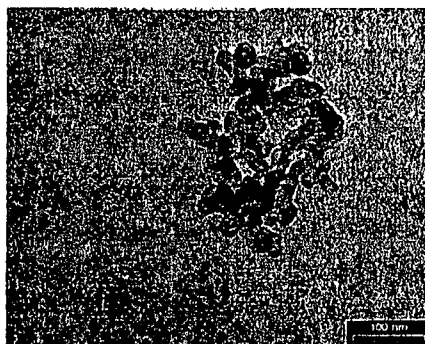


Figure 1 : Cliché TEM de suie diesel (Van Hulle, 2001)

Dans cette approche, les sphérules possèdent des rayons suffisamment proches pour être considérés de même taille. Les paramètres définissant l'objet fractal sont déterminés via une étude statistique de clichés de microscopie électronique. A travers l'équation (1) on peut ainsi tracer le graphe $\ln(N_p) = f(\ln(R_g/R_p))$, graphe s'approchant d'une droite dont la pente donne la dimension fractale D_f et l'ordonnée à l'origine k_f . Ces deux paramètres sont d'autant plus intéressants que la dimension fractale rend compte de la complexité structurale, de la compacité de l'agrégat et en quelque sorte de son mode de formation. Généralement pour les agrégats de suie la dimension fractale est proche ou inférieure à 2 et rend compte d'une faible compacité.

2. Propriétés générales sur l'aérosol de combustion

Comme nous venons de le voir la morphologie des suies est très complexe et de nombreuses études ont été menées pour caractériser l'aérosol de combustion. Nous avons donc cherché à recueillir le maximum d'informations sur cet aérosol afin de développer l'installation expérimentale adéquate.

La principale conclusion de cette étude est que les propriétés de l'aérosol de combustion dépendent de la position du point de prélèvement. Ainsi, dans la flamme, l'aérosol de combustion est principalement composé des sphérules initiales et plus on s'éloigne de cette zone et plus l'aérosol "grossit" par coagulation en fonction du temps. Hors de la flamme les conclusions sont les mêmes mais moins de données sont accessibles. Nous pouvons cependant citer les travaux de Koylu (Koylu et al, 1992) que nous avons choisis pour être l'expérience de validation de notre installation (cf. 4.1).

Des essais préliminaires ont été menés sur l'installation présente au laboratoire. Des feux de toluène ont été effectués et il est apparu que les concentrations mises en jeu dépassent de plusieurs décades les limites des appareils utilisés. Les expériences préliminaires nous ont permis de situer les ordres de grandeurs. Elles seront répétées avant d'en tirer des conclusions définitives.

Lors de cet essai nous avons fait brûler 800 ml de toluène dans notre installation et les prélèvements ont eu lieu à 3 mètres du foyer. Les mesures granulométriques ont été effectuées à l'aide d'un ELPI (Electrical Low Pressure Impactor) et d'un impacteur ANDERSEN. La concentration est obtenue à l'aide d'un TEOM 1105 (Tapered Element Oscillating Microbalance) comparée à une mesure sur filtre. L'ELPI et le TEOM sont placés à la suite d'un diluteur PALAS VKL 10 et les données présentées sont corrigées de cette dilution. Tout d'abord, pour la concentration massique, nous n'avons pas atteint la limite supérieure du gramme par mètre cube du TEOM mais nous l'avons saturé en moins de 10 minutes. En effet, rapidement, nous atteignons des concentrations de l'ordre du dixième de gramme par mètre cube et ce pendant toute la durée du feu. Le même type de conclusion peut s'appliquer à l'ELPI qui a affiché des concentrations numériques de l'ordre de 10^8 particules par centimètre cube. Nous présentons ici les distributions numérique et massique dressées par l'ELPI.

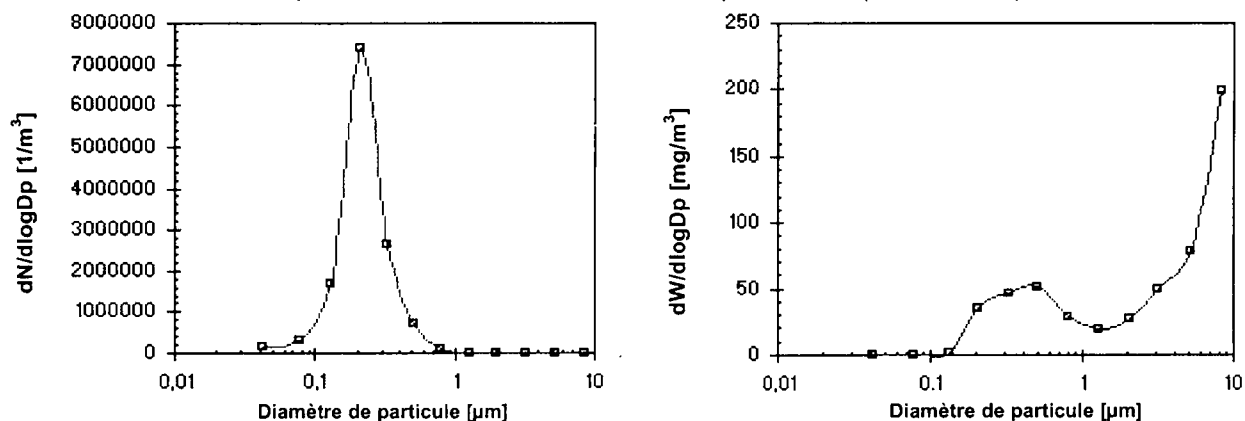


Figure 2 : Distributions granulométriques en nombre et en masse d'un aérosol de combustion du toluène

Nous voyons assez clairement que la distribution numérique est centrée sur 0,2 µm. On pourrait donc à la vue de cette première distribution, penser que l'aérosol de combustion du toluène est exclusivement composé de particules de cette dimension. Cependant l'analyse de la distribution en masse nous prouve le contraire. On voit effectivement la forte contribution numérique des particules de 0,2 µm mais aussi la forte contribution massique des particules de plus de 1 µm dont certaines dépassent la limite de détection de l'ELPI. La présence de ces particules est due à l'évolution hors flamme de l'aérosol de combustion. En effet, à la sortie de la flamme, l'aérosol évolue fortement et ce d'autant plus que son temps de résidence hors flamme est important et que les conditions de transferts sont différentes de celles présentes dans la flamme.

Cette première étude nous a donc apporté des informations indispensables au bon échantillonnage des suies et a dicté la suite de l'étude consacrée aux conditions de transfert de l'aérosol et son évolution hors flamme.

3) Paramètres influençant les suies

Nous avons tout d'abord cherché à déterminer les paramètres influençant l'évolution des suies. Cette étude en grande partie bibliographique s'est révélée indispensable pour la mise en place de notre dispositif expérimental. L'évolution des suies est représentée ici selon deux phases. La phase de formation dans la flamme et la phase de transfert hors de la flamme.

1. *Formation des suies dans la flamme, importance des phénomènes d'oxydation*

La génération des suies dans les flammes se déroule selon deux phénomènes contradictoires. La formation qui se compose de trois grandes étapes et la destruction des suies, essentiellement due à l'oxydation. L'oxydation est un phénomène primordial dans la vie d'une particule de suie. Selon l'importance du taux d'oxydation par rapport au taux de formation, on peut observer une augmentation ou une diminution de la masse globale de suie produite.

L'oxydation correspond à une combustion partielle ou totale d'une particule par réaction avec des molécules oxydantes. Des études ont été menées afin d'identifier ces molécules oxydantes. La première à avoir été isolée est l'oxygène mais d'autres espèces comme les radicaux OH, O et H ont depuis été présentées comme oxydantes. Il faut cependant préciser que ces radicaux ne sont pas généralement rencontrés en forte concentration dans les flammes de prémélange riches en combustible. Nous avons donc plus particulièrement étudié l'oxydation des suies par l'oxygène qui est un paramètre "contrôlable" en situation de crise. Les phénomènes d'oxydation peuvent intervenir soit à la surface des particules de suie soit directement en interne de la particule. Dans le premier cas des atomes de carbone sont arrachés et la particule de suie voit sa masse diminuée. Pour le second processus, l'oxydation intervient cette fois sur la structure interne des suies et peut rompre l'agrégat, la masse et la taille de la particule diminuent alors. Pour de plus amples détails le lecteur pourra se reporter aux travaux de la littérature (Bockorn, 1994 ; Haudiquert-Talbaut, 1996).

2. *Evolution des suies hors de la flamme*

a) **Condensation – Influence de l'humidité**

Lors d'une combustion, une grande quantité d'eau est générée dans le milieu environnant. Cette eau, sous forme de vapeur, peut rapidement saturer un milieu confiné et former ainsi des noyaux de condensation. Ces noyaux vont alors rapidement grossir par sursaturation. Ce phénomène, utilisé dans les compteurs de noyaux de condensation (CNC), n'est cependant pas souhaitable dans le cas d'un prélèvement. Le principal effet de la condensation est d'accroître la taille des particules. On peut ainsi définir une vitesse de grossissement, vitesse qui sous-entend une évolution temporelle de l'aérosol de combustion. L'humidité sera donc un paramètre à prendre en compte et une comparaison entre les modèles de condensation et les données expérimentales sera menée pour estimer ces phénomènes.

b) **Temps de résidence et coagulation**

Le temps de résidence de l'aérosol est un paramètre prépondérant dans l'évolution des suies. Ce temps de résidence influe donc sur les comportements précédemment cités et spécifiques à la combustion. Nous présentons ici l'incidence sur les comportements communs à l'aérosol et tout particulièrement la coagulation.

La coagulation est le grossissement de l'aérosol résultant des collisions entre les particules de cet aérosol. Ce phénomène évolutif de l'aérosol prédomine en milieu fortement concentré, une limite est généralement prise à 10^8 particules par centimètre cube, limite qui coïncide avec les ordres de grandeur rencontrés dans notre configuration. Il conviendra donc d'observer l'évolution de l'aérosol de combustion entre deux points de notre installation afin soit, de valider les modèles de coagulation disponibles pour des aérosols polydispersés, soit pour établir un modèle approchant et adapté à l'aérosol de combustion.

4) Dispositif expérimental

1. BANCO : BANc de COmbustion :

L'installation BANCO est composée d'un foyer d'environ 1 m³ surmonté d'une conduite de ventilation utilisée pour caractériser le comportement de filtres THE (Très Haute Efficacité) en situation d'incendie. Un système d'extraction nous permet de simuler les conditions réelles de fonctionnement d'une gaine de ventilation. Nous avons apporté différentes améliorations à l'installation initiale et tout particulièrement un système de maintien en température autour de cette gaine de ventilation. Ce maintien en température nous permettra ainsi de nous placer au-delà du point de rosée et d'éviter les éventuelles condensations en cas de saturation. Le second point essentiel de notre modification est le choix du combustible. Afin de valider notre installation nous avons sélectionné un combustible de référence et son brûleur associé. Ce brûleur de 5 cm de diamètre et issu des travaux de Koylu & al (1992) produit une flamme de diffusion turbulente d'acétylène. Le choix de l'acétylène se justifie par le fait que c'est un précurseur de suie et que sa combustion est attendue plus "répétable" que pour un liquide ou un solide. Par la suite nous travaillerons sur des solvants (toluène puis mélange TBP-TPH) pour conclure sur les solides à travers la combustion du PMMA.

2. Instrumentation

L'instrumentation mise en place autour de notre installation est assez complète. Celle-ci se compose pour la mesure granulométrique d'un SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) TSI, un ELPI (Electrical Low Pressure Impactor) DEKATI (chauffé et non-chauffé) et pour la mesure de concentration d'un TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) RP 1105 couplé à une mesure sur filtre. Ces systèmes nécessitent, en raison des fortes concentrations en présence et des conditions extrêmes de prélèvement, une dilution afin d'amener le prélèvement à des conditions acceptables d'utilisation. Cette dilution sera apportée à l'aide d'un diluteur DEKATI FPS 4000 (Fine Particle Sampler) qui permet une dilution à chaud des suies. Nous ne détaillerons pas le principe de ces systèmes commerciaux mais nous attarderons plutôt sur les mesures envisagées à partir de ces systèmes.

a) Mesure de densité

La densité est une donnée controversée mais indispensable pour la caractérisation des suies. La valeur de 1,8 g/cm³ est généralement prise mais une connaissance précise de cette densité est un élément indispensable à l'établissement des propriétés radiatives des suies. De nombreuses méthodes ont été développées pour la mesure de la densité d'un aérosol mais la plupart ne sont applicables qu'à des particules idéales considérées sphériques et non-poreuses. Comme nous l'avons vu précédemment les agrégats de suie présentent une géométrie complexe et une structure poreuse difficile à appréhender.

La première méthode employée se fonde sur la mesure de concentration massique à l'aide du TEOM et couplée avec la mesure granulométrique et morphologique des agrégats. Connaissant la masse et le volume des agrégats à partir de ces données nous pourrions donc calculer la densité des agrégats. Cette méthode permettra de plus d'évaluer l'efficacité de la méthode proposée par Keskinen & al (2002) et que nous souhaitons adapter à l'étude des suies. Cette méthode est fondée sur l'inter-comparaison des granulométries obtenues à l'aide d'un ELPI et d'un SMPS. Ce diamètre aérodynamique nous est donné par l'ELPI tandis que le SMPS nous apporte le diamètre de mobilité équivalente d_b qui correspond au diamètre d'une particule de même mobilité dynamique que la particule réelle. Kelly et Mc Murry (1992) ont démontré qu'une relation existait entre ces deux diamètres via une densité effective ρ_e . Nous avons ainsi

$$d_a^2 C_c(d_a) \rho_0 = d_b^2 C_c(d_b) \rho_e \quad (2)$$

avec

$$\rho_e = \frac{[C_c(d_m)]^3 \rho_p}{[C_c(d_b)]^3 \chi^3} \quad (3)$$

où d_m est le diamètre équivalent en masse, ρ_p la densité de la particule et χ le facteur de forme.

L'équation (2) nous permet de déterminer cette densité effective en comparant les zones de recoupement des granulométries obtenues à l'aide du SMPS et de l'ELPI.

b) Banc EXSCA

La dernière partie de ce travail consiste en la détermination des propriétés optiques des suies. Pour cela nous allons utiliser un système mesurant les signaux d'extinction et de diffusion de la lumière par les particules de suie. Ce banc dénommé EXSCA (Extinction SCAttering) et développé au CORIA au cours de la thèse de Gouriou (1999) est composé d'une cellule thermostatée que l'on remplit de l'aérosol à étudier et à travers laquelle on fait passer un faisceau laser. Les signaux d'extinction et de diffusion sont mesurés à l'aide de photomultiplicateurs et la comparaison des intensités initiales, éteintes, diffusées et de référence nous permet de déterminer les coefficients d'extinction et de diffusion des suies. L'indice de réfraction des suies est ensuite déterminé par une méthode d'inversion qui consiste à réduire l'écart entre les coefficients d'extinction et de diffusion expérimentaux et les coefficients obtenus numériquement à l'aide de modèles de diffusion de la lumière. L'indice de réfraction connaissant une évolution en fonction de la longueur d'onde, des mesures seront effectuées dans le visible mais aussi dans l'infrarouge.

Conclusion et perspectives

Le travail présenté ici s'inscrit dans une recherche des paramètres influençant l'évolution des suies ainsi que dans le comportement de ces particules hors de la flamme. A la suite d'une étude bibliographique il est apparu que, hors de la flamme, les particules de suies pouvaient présenter des caractéristiques très différentes selon les conditions environnementales. Nous avons donc modifié notre installation pour caractériser l'impact de ces paramètres et pour permettre une étude aussi complète que possible de l'aérosol de combustion. L'installation est actuellement en fin de modification et d'ici quelques mois nous devrions avoir les premiers résultats. La première partie de ce travail portera alors sur un combustible de référence, l'acétylène, puis sur des solvants comme le toluène et le mélange TBP-TPH pour enfin conclure sur un solide attendu de combustion "difficile", le PMMA. Des mesures de granulométrie, de morphologie et de propriétés optiques dans le visible et dans l'infrarouge seront ainsi menées dans les mois à venir.

Références

- Bockhorn, H. (1994). Soot formation in combustion. *Edited by Bockhorn H., Springer-Verlag.*
- Botet, R., Jullien, R. (1987) Aggregation and Fractal Aggregates. *World Scientific Publishing, Singapore.*
- Gouriou, F. (1999). Etude granulométrique, appliquée à l'aéronautique, des particules de suies émises par une chambre de combustion tubulaire : Mesure d'extinction-diffusion de la lumière et analyse de la mobilité électrique. *Thèse de doctorat, Université de ROUEN.*
- Haudiquert-Talbaut, M. (1996). Etude de la formation et de l'oxydation des suies dans les flammes de diffusion laminaires d'éthylène : approches expérimentale et numérique. *Thèse de doctorat, Université de ROUEN*
- Kelly, W.P., & McMurry, P.H. (1992). Measurement of particle density by inertial classification of differential mobility analyzer-generated monodisperse aerosols. *Aerosol Sci. Technol.*, 17, 199-212.
- Keskinen, J., Ristimäki, J., Virtanen, A., Marjamäki, M., Rostedt, A. (2002). On-line measurement of size distribution and effective density of submicron aerosol particles. *J. Aerosol Sci.*, 33, 1541-1557.
- Köylü, Ü.Ö., Faeth, G.M. (1992). Structure of overfire soot in buoyant turbulent diffusion flames at long residence times. *Combust. Flame*, 89, 140-156.
- Van Hulle P. (2001) – Caractérisation des aérosols émis par la combustion des hydrocarbures : application à la mesure de l'indice de réfraction des suies. *Thèse de doctorat, Université de ROUEN.*

MODELISATION DU TRANSFERT D'UN AEROCONTAMINANT DANS UN LOCAL VENTILE, EN CHAMP PROCHE D'UNE SOURCE D'EMISSION

D. Guerra*(1), L. Ricciardi(1), J-C. Laborde(1), S. Domenech(2)

(1) Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, DSU / SERAC, Laboratoire d'Études et de Modélisation en Aérodispersion et Confinement, BP 68, 91192 Gif sur Yvette CEDEX

(2) Laboratoire de Génie Chimique, Département Procédés et Systèmes, 118, route de Narbonne, 31062 Toulouse CEDEX

TITLE

Modelling of contaminant transfer in a ventilated room, in the near-field of an emission source.

ABSTRACT

Nowadays, predicting the space-time evolution of a contaminant concentration in a ventilated room remains hard to achieve. Our study, carried out within the framework of a thesis, consists in modelling dispersion of a contaminant in a part of the room, corresponding to the near-field emission source, following an accidental rupture of a containment enclosure (fume cupboard, glove box...). The final model should be written as correlations giving space-time evolution of the contaminant concentration which should be a correlated function of various parameters : geometry of the leak (slot or circular opening), type of emission (continuous or puff), velocity and duration of the emission, nature and initial concentration of the contaminant (gas or particles), influence of ventilation and obstacles (room walls). The literature review and the first simulations carried out with Computational Fluids Dynamics software packages (CFX and FLOVENT) dealt essentially with steady flows (free jets, plumes, buoyant jets). The current experiments consist in emitting puffs of gaseous contaminant simulated by gas tracers (helium and sulfur hexafluoride gas), in a full scale ventilated room. The measurements performed give the real-time evolution of tracer concentration. The results are then compared with simulations of puffs run in parallel and should validate the contribution of CFD tools in developing the required models. The presentation submitted summarizes the results obtained in the case of a leak characterized by a circular opening (diameter ranging between 5 mm and 5 cm) and an emission velocity ranging between 2 m/s and 50 m/s. From these results, a first formulation of the required final correlation is derived.

RESUME

La prévision de l'évolution spatio-temporelle de la concentration en contaminant dans un local ventilé est encore de nos jours difficile à obtenir. Cette étude, menée dans le cadre d'une thèse, consiste à modéliser la dispersion d'un contaminant dans une partie du local, correspondant au champ proche d'une source d'émission, suite à une situation accidentelle conduisant à la rupture du confinement assuré par une enceinte. Le modèle final recherché devrait se présenter sous la forme de corrélations donnant l'évolution spatio-temporelle de la concentration en contaminant en fonction des différents paramètres d'étude : géométrie de la fuite (fente ou orifice circulaire), type de l'émission (continue ou impulsionnelle), vitesse et durée d'émission, nature du contaminant (gaz ou particules) et concentration initiale, influence de la ventilation et d'obstacles (parois du local, etc.). Les études bibliographiques et les premières simulations réalisées avec les logiciels de mécanique des fluides multi-dimensionnels CFX et FLOVENT ont porté essentiellement sur des écoulements stationnaires (jets libres, panaches, jets à densité variable). Les expériences actuelles consistent en la réalisation d'émissions impulsionnelles de contaminants gazeux dans un local à échelle 1. Les mesures réalisées, par des techniques de traçage à l'hélium, permettent d'évaluer en temps réel l'évolution de la concentration en hélium. Ces résultats sont alors confrontés à des simulations de jets impulsionnels menées en parallèle et doivent valider l'apport des outils multi-D dans l'élaboration des modèles recherchés. La communication présentée résume les résultats obtenus dans le cas d'une fuite caractérisée par un orifice circulaire (diamètre compris entre 5 mm et 5 cm) et une vitesse d'émission comprise entre 2 m/s et 50 m/s. De ces résultats découle une première formulation de la corrélation finale recherchée.

INTRODUCTION : CONTEXTE ET OBJECTIFS DE LA THESE

La prévention des risques radiologiques dans les locaux ventilés d'une installation nucléaire est une des préoccupations de l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN). Elle passe par la connaissance des transferts de contamination sous forme particulaire ou gazeuse au sein d'un local, non seulement au niveau global, en cherchant à caractériser les écoulements d'air à l'intérieur du local, mais aussi au niveau local, dans le champ proche d'une source d'émission.

Les travaux démarrés en novembre 2001 dans le cadre d'une thèse, portent ainsi sur la modélisation de la dispersion d'un contaminant en champ proche d'une source d'émission, suite à une rupture accidentelle du confinement de la contamination. La modélisation doit intégrer l'influence des paramètres caractéristiques :

- de l'émission : géométrie de la fuite, vitesse et type d'émission (continu / impulsionnel),
- du contaminant : nature (gaz ou aérosol) et concentration initiale,
- du local : ventilation et obstacles.

Le modèle final recherché devrait se présenter sous la forme de corrélations s'inspirant de la théorie des jets d'écoulements turbulents libres et donnant l'évolution spatio-temporelle de la concentration en aérocontaminant $C(M,t)$ en fonction des différents paramètres d'études. M représente la position d'un point de l'espace dans la zone proche de la source et t le temps. L'ensemble des travaux à réaliser s'appuie sur des expériences de traçage gazeux puis particulaire, et sur des simulations multidimensionnelles à l'aide de codes de mécanique des fluides.

ETAT DES CONNAISSANCES ACTUELLES

La première partie des travaux a consisté à réaliser une synthèse bibliographique sur les jets stationnaires qui peuvent se classifier en deux catégories :

- les jets de gaz : ce sont des jets d'un fluide dans un même fluide. Ils sont dans l'ensemble bien connus et la bibliographie est très abondante à leur sujet. On distingue :
 - les jets libres turbulents : ce sont des jets d'un fluide dans un même fluide au repos, qui peuvent être plans (issus d'une fente [1][5]), ronds (issus d'un orifice circulaire [1][5]) ou tridimensionnels (issus d'un orifice rectangulaire par exemple [4]),
 - les jets libres verticaux ayant une masse volumique différente du milieu ambiant [2],
 - les panaches verticaux, sans vitesse initiale [2],
 - les jets dans des situations particulières (jets confinés, jets impactant contre une paroi, jets d'un fluide dans un même fluide en mouvement, etc. [5]),
- les jets d'aérosols [3] : ce sont des jets diphasiques avec une phase continue (gaz, fluide porteur) et une phase condensée qui se présente sous forme de particules liquides ou solides.

La Figure 1 montre, à titre d'exemple, l'allure d'un jet libre turbulent gazeux.

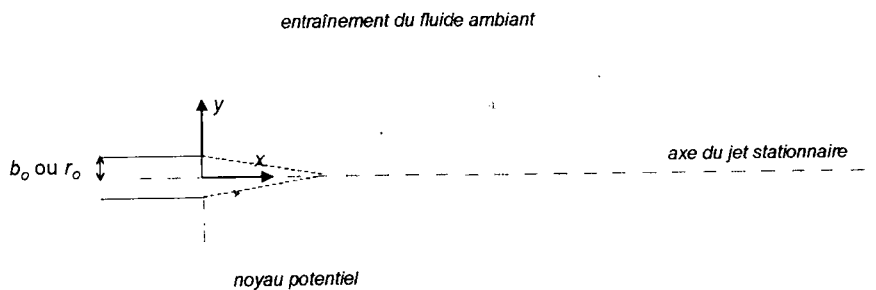


Figure 1 - Représentation générale d'un jet libre turbulent

Le Tableau 1 répertorie les relations permettant de décrire le comportement des jets libres turbulents gazeux stationnaires les plus courants (plans et ronds).

Tableau 1 - Lois de comportement des jets libres turbulents plan et rond

	Jet plan (jet issu d'une fente de demi-largeur b_o)	Jet rond (jet issu d'un orifice circulaire de rayon r_o)
Vitesse moyenne dans le temps normée par la vitesse initiale du jet	$\frac{u}{u_o} = 3,48 \sqrt{\frac{b_o}{x}} \exp\left(-69,31 \frac{y^2}{x^2}\right)$	$\frac{u}{u_o} = 12,58 \frac{r_o}{x} \exp\left(-85,6 \frac{y^2}{x^2}\right)$
Concentration moyenne dans le temps normée par la concentration initiale en contaminant dans le jet	$\frac{c}{c_o} = 2,14 \sqrt{\frac{b_o}{x}} \exp\left(-38,03 \frac{y^2}{x^2}\right)$	$\frac{c}{c_o} = 12,34 \frac{r_o}{x} \exp\left(-58,34 \frac{y^2}{x^2}\right)$

Les jets d'aérosols font encore l'objet d'études récentes et sont bien souvent décrits de manière plus qualitative que quantitative. Ces études se résument essentiellement à des travaux sur des jets verticaux descendants issus d'orifices circulaires. A titre d'exemple, la Figure 2 montre la décroissance du nombre de Stokes de la phase dispersée, le long de l'axe de propagation d'un jet d'aérosols [3].

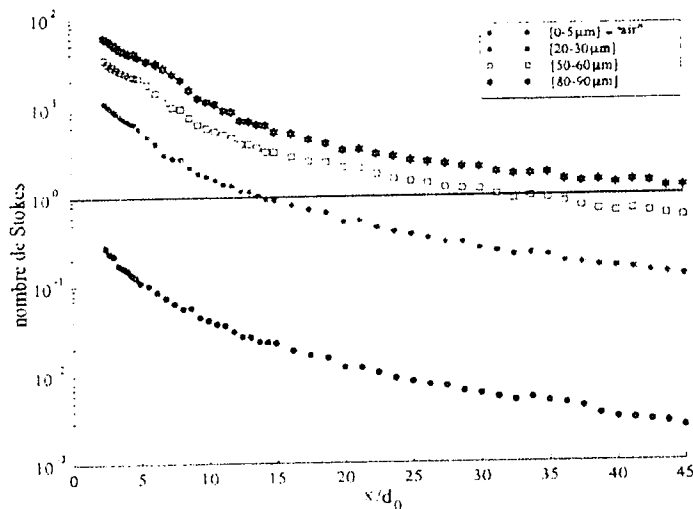


Figure 2 - Evolution longitudinale du nombre de Stokes dans un jet d'aérosols

Notre étude bibliographique a également porté sur les jets transitoires (jets qui s'établissent au cours du temps) et sur les bouffées (jets de courte durée, que nous appelons jets impulsifs). La Figure 3 en donne une représentation.

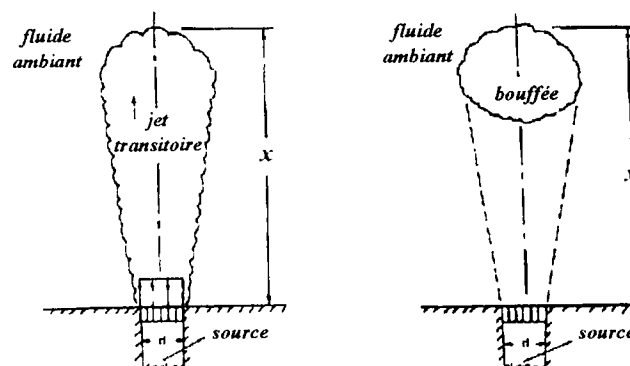


Figure 3 - Représentation d'un jet transitoire et d'une bouffée

Globalement, il existe très peu de données dans la littérature permettant de décrire quantitativement les évolutions de ce type de jet, aussi bien pour la description des champs de vitesse que des champs de concentration. Enfin, aucune donnée n'existe sur les jets d'aérosols transitoires et les bouffées d'aérosols.

APPROCHE MULTI-DIMENSIONNELLE : SIMULATIONS ET SUPPORT A LA MODELISATION

L'approche multi-dimensionnelle a été dans un premier temps mise en œuvre sur des jets libres stationnaires (plans, ronds et rectangulaires) afin d'évaluer le comportement de différents codes de calcul en confrontant les résultats de simulations aux lois de comportement bien connues de ce type de jet (cf. Tableau 1).

Les simulations ont été réalisées avec les codes CFX4, CFX5 (codes généralistes) et FLOVENT (code métier spécialisé dans les écoulements d'air et la ventilation de locaux). Il est apparu que le code FLOVENT était le plus adapté pour ce type d'application. La Figure 4 montre un exemple de résultat d'un calcul d'un jet stationnaire avec FLOVENT.



Figure 4 - Champ de concentration dans un jet rond (diamètre de l'orifice $d_o = 2$ cm, vitesse initiale $u_o = 50$ m/s, concentration initiale de contaminant $c_o = 0,001$ kg / kg d'air)

Suite à cette évaluation, les simulations ont été dans un second temps mises en œuvre sur des jets en régime transitoire. Là encore, trois types de jets ont été étudiés : les jets plans, ronds et rectangulaires. La Figure 5 et la Figure 6 montrent la représentation d'un orifice rond ainsi que le maillage du domaine de calcul sous FLOVENT.

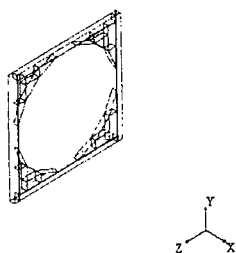


Figure 5 - Orifice rond de 2 cm de diamètre

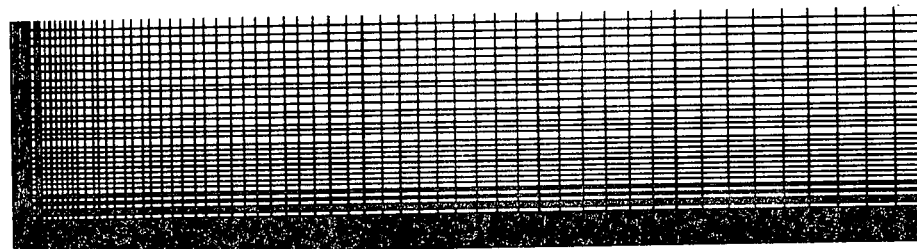


Figure 6 - Maillage spatial utilisé lors d'un calcul de jet impulsif. L'orifice est situé dans le coin inférieur gauche et il est tenu compte de la symétrie du jet

La Figure 7 permet de visualiser l'évolution du champ de concentration d'une bouffée de 4 s provenant d'un orifice rond de 2 cm de diamètre. La Figure 8 montre un exemple de résultat de simulation : l'évolution temporelle de la concentration en contaminant gazeux $C(t)$ (normée par la concentration initiale c_o) est représentée pour des positions fixes sur l'axe de propagation d'une bouffée provenant d'un orifice circulaire de diamètre d_o de 2 cm, de vitesse initiale u_o de 40 m/s et d'une durée d'injection Δt_o de 4 s.

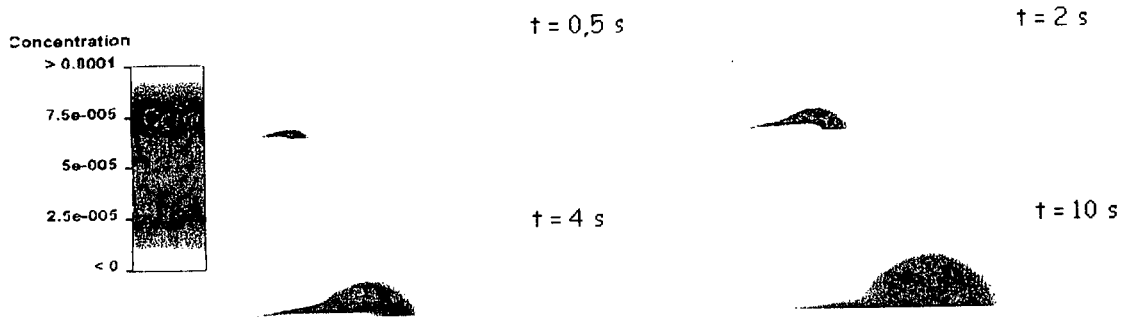


Figure 7 – Exemple de résultat de simulation avec FLOVENT montrant l'évolution du champ de concentration d'une bouffée (durée d'injection de 4 s) à différents instants.

L'utilisation des outils numériques permet, en complément au programme expérimental, d'élaborer un modèle semi-empirique de dispersion d'une contamination, objectif principal des travaux de la thèse. Nous recherchons donc une corrélation de type $c/c_o = f(x, t, d_o, u_o, \Delta t_o)$. Dans un premier temps, la mise en place d'une corrélation permettant de décrire l'évolution spatio-temporelle de la concentration d'un contaminant se fait à partir des résultats de simulation. Dans le cas d'une bouffée émanant d'un orifice circulaire, une première modélisation est proposée (dans la zone de propagation de la bouffée).

$$\text{pour } t < t_{max} \quad \frac{C}{C_o} = \alpha \left(\frac{\beta}{t} \right)^{0,5} \exp \left[\frac{1}{\beta} \frac{(t - t_{max})^2}{t} \right] \quad \text{pour } t > t_{max} \quad \frac{C}{C_o} = A \cdot t^B$$

où t_{max} est le temps au bout duquel la concentration C est maximale, pour une position sur l'axe fixée (cf. Figure 9). Ce premier modèle donne des résultats satisfaisants et demande à être complété par l'utilisation de paramètres adimensionnels $\frac{x}{d_o}$, $\frac{t}{\Delta t_o}$, $\frac{u_o t}{x}$, $\frac{u_o \Delta t_o}{d_o}$ (à substituer aux coefficients α , β ,

A et B) et étendu à d'autres types de bouffées (provenant de fentes par exemple).

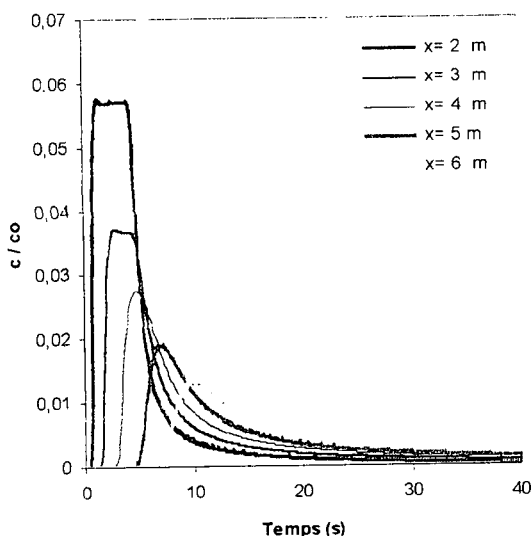


Figure 8 - Evolution temporelle de la concentration d'un aérocontaminant gazeux pour des positions fixées sur l'axe de propagation de la bouffée ($u_o = 40$ m/s, $d_o = 2$ cm, $\Delta t_o = 4$ s)

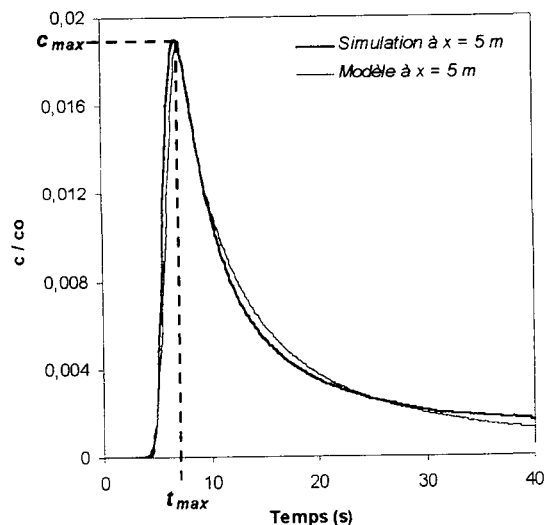


Figure 9 - Exemple de confrontation entre un résultat de simulation avec FLOVENT et le premier modèle

EXPERIMENTATIONS REALISEES ET CONFRONTATION DES RESULTATS AUX SIMULATIONS

Parallèlement aux simulations numériques, des expériences d'émissions impulsionnelles de contaminants gazeux sont réalisées dans un local à échelle 1, dans un premier temps non-ventilé. Au cours de ces expériences, différents paramètres d'étude varient comme la nature du contaminant (hélium ou hexafluorure de soufre), sa concentration initiale, la géométrie et la dimension de la fuite (orifices circulaires et fentes), la vitesse initiale d'émission (pouvant atteindre 50 m/s), et le temps

d'injection. Le montage expérimental dimensionné (cf. Figure 10) permet de réaliser des jets impulsionnels. Une turbine permet de vider rapidement par aspiration un sac de volume connu contenant un mélange air / hélium dont la proportion est maîtrisée. Une bouffée est alors produite au refoulement de la turbine, produisant un jet pendant que le sac se vide. Une fois le sac vidé, la bouffée se propage. Les mesures de concentration d'hélium sont réalisées en différents points de l'espace (par exemple sur l'axe de propagation de la bouffée) à l'aide de sondes reliées à des spectromètres de masse. Ces mesures permettent d'évaluer en temps réel l'évolution de la concentration d'hélium.

Des plans d'expériences sont par ailleurs mis en œuvre afin d'optimiser le nombre d'expériences et d'aider à l'interprétation des résultats obtenus. Comme le montrent les graphes de la Figure 11, les confrontations entre les résultats de simulation de bouffées réalisées avec FLOVENT et les mesures expérimentales sont très satisfaisantes ; signalons toutefois que ces confrontations concernent pour l'instant des émissions de traceur à faible concentration initiale.

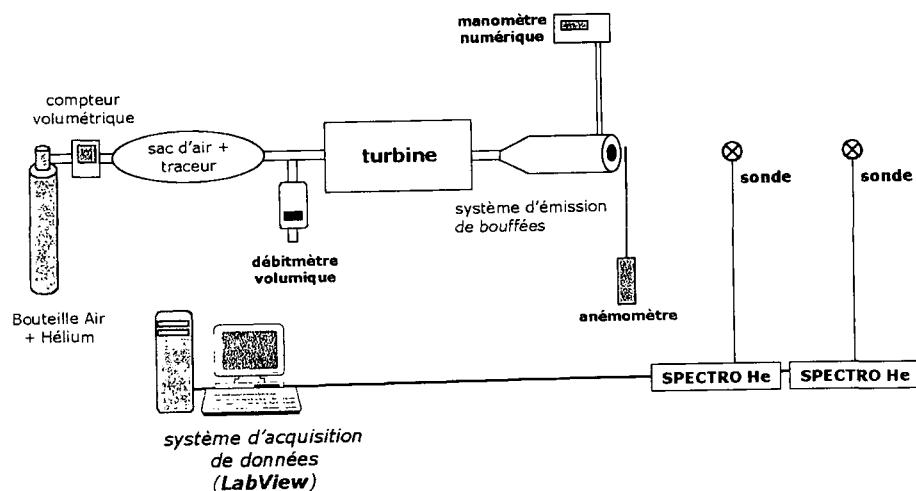


Figure 10 - Principe du dispositif expérimental

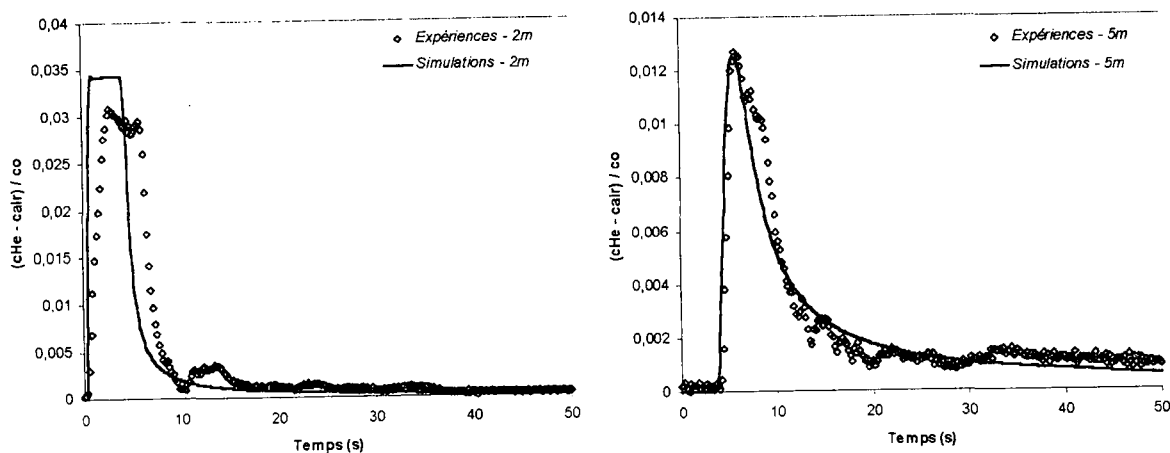


Figure 11 – Comparaisons expérience-simulation de l'évolution temporelle de la concentration en hélium, à 2 m et 5 m de la source, pour une concentration initiale d'hélium $c_0 = 5000$ ppm, un orifice rond ($d_0 = 2$ cm), une vitesse initiale d'injection $u_0 = 50$ m/s et une durée d'injection de 4 s

Il faut noter qu'un traitement des résultats de calcul et des résultats expérimentaux a été réalisé avant d'établir cette comparaison. En effet, les jets réalisés expérimentalement sont issus d'un cylindre au bout duquel peuvent être disposées des plaques percées d'orifices de diamètres différents. Au travers de ces orifices se produit un phénomène de « contraction » de l'écoulement du jet, ce qui induit une rétrécissement du diamètre de l'orifice. Comme l'indique la Figure 12, la section de l'orifice à considérer n'est plus s mais σ . La concentration en jet stationnaire est alors surestimée au cours des simulations car la concentration en jet stationnaire est proportionnelle au diamètre de l'orifice (cf. Tableau 1). Une correction a donc été faite pour tenir compte de la contraction de la section.

Par ailleurs, l'étude des signaux expérimentaux a montré que ceux-ci sont convolués par les appareils de mesure (spectromètres de masse). Un calcul de déconvolution a permis de mieux estimer la véritable évolution temporelle de la concentration en hélium en un point donné de l'espace (cf. Figure 13).

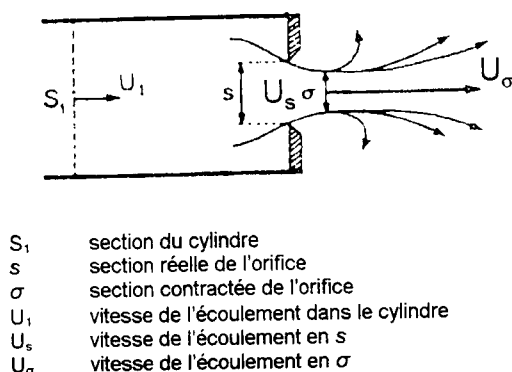


Figure 12 – Phénomène de contraction du jet

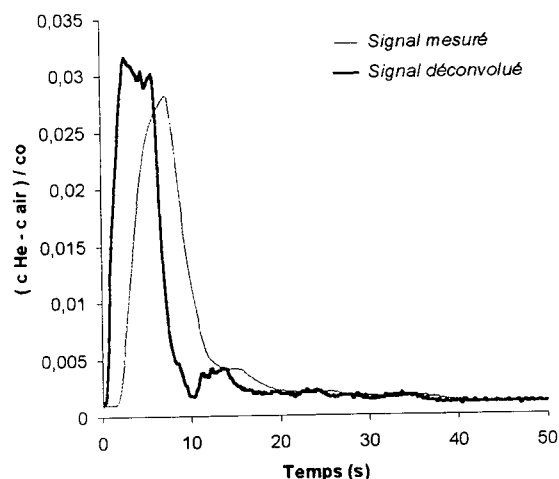


Figure 13 – Exemple de déconvolution des signaux expérimentaux

D'autres confrontations expériences-simulations sont en cours avec des orifices rectangulaires. Si elles s'avèrent aussi satisfaisantes, la recherche d'un modèle pourra être menée entièrement à l'aide de résultats de simulations.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Dans le cadre de notre problématique, nous nous intéressons à l'évolution spatio-temporelle de la dispersion d'un contaminant, issue d'une émission brève (durée négligeable devant le temps de renouvellement d'air dans le local), la théorie des jets continus constituant avant tout une base de départ. Les résultats des simulations menées avec le code FLOVENT étant en bon accord avec les résultats expérimentaux, il est possible d'utiliser ce code comme support à la modélisation.

Les perspectives actuelles dans le cadre de la thèse comprennent l'amélioration du modèle permettant de décrire l'évolution spatio-temporelle de la concentration d'un contaminant gazeux, l'étude des effets de densité (pour des concentrations élevées en contaminant) et l'étude de l'influence de la ventilation du local et de la présence d'une paroi. L'étude du cas de contaminants particuliers permettra par la suite de compléter le modèle mis en place pour les contaminants gazeux.

REFERENCES

- [1] Abramovich, G. N. (1963). The Theory of Turbulent Jets, MIT Press.
- [2] Chen, C.J., Rodi, W. (1980). Vertical turbulent buoyant jets, HMT, vol. 4, Pergamon Press, Oxford.
- [3] Ferrand, V. (2001). Analyse physique d'un jet d'air turbulent chargé en gouttelettes. Diagnostics lasers applicables à l'injection d'essence dans les moteurs, Thèse, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- [4] Lozanova, M., Stankov, P. (1998). Experimental investigation on the similarity of a 3D rectangular turbulent jet, Experiments in Fluids, 24, 470-478.
- [5] Rajaratnam, N. (1976). Turbulent Jets, Elsevier.

ETUDE DE L'EFFICACITE DE CONFINEMENT D'UNE BOITE A GANTS EN SITUATIONS ACCIDENTELLES DE FONCTIONNEMENT

C. Prévost*, J. Lacan
Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN)
Laboratoire d'Expérimentations en Confinement, Epuration et Ventilation
DSU/SERAC, B.P. 68, 91 192 Gif-sur-Yvette Cédex
corinne.prevost@irsn.fr

TITLE

Confinement barrier efficiency of a gloves box in accidental operating conditions.

ABSTRACT

The purpose of the study carried out at the Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) consists in quantifying both the intensity and the kinetics of polluting agents propagation phenomenon when a gloves box is used under incident condition that is in this particular case, the breakage of static confinement by a sudden breakdown of a glove or a bag. In nuclear industry, the operator protection is normally assumed by the dynamic confinement technique. The present paper concerns applications of gas and aerosol tracers in order to determine coefficients of back dissemination of a polluting agent in many different configurations; optical techniques (PIV and LDA) are applied too: these non intrusive investigation methods allow to understand the air flow structure and behaviour near the opening. Finally, the results highlight the presence of a significant back dissemination of a polluting agent whatever is his nature; we do not demonstrate influence marked with the nature of the tracer used.

RESUME

Des travaux de recherche ont été réalisés à l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire afin d'évaluer le comportement, en termes d'efficacité de confinement, d'une enceinte de type boîte à gants en cas de rupture intempestive du confinement par arrachement brusque d'un gant ou d'un sac. La caractérisation des phénomènes de transfert d'un aérocontaminant lors d'une situation accidentelle passe par la détermination des coefficients de rétrodiffusion et des débits globaux de transfert du traceur destiné à simuler le comportement aérodynamique du contaminant testé. L'influence de la nature même du contaminant impliqué dans les phénomènes de transfert est étudiée : un traceur gazeux et deux traceurs particulaires de diamètre aérodynamique 0,15 µm et 5 µm sont mis en œuvre dans l'étude. Les résultats obtenus, présentés dans cette communication, permettent de mettre en évidence, d'une part l'existence de phénomènes de transfert, d'autre part l'impact de la présence d'un organe de sécurité sur la réduction des quantités transférées, et ce quelle que soit la nature du traceur employé. Aucun comportement spécifique significatif lié à la nature du traceur n'a été observé dans les conditions expérimentales de l'étude, si ce n'est une action prépondérante du débit de sécurité sur le comportement des particules les plus grosses.

INTRODUCTION

Le Laboratoire d'Expérimentations en Confinement, Epuration et Ventilation de l'IRSN réalise des études de caractérisation des transferts d'aérocontaminants gazeux ou particuliers dans le cas d'un fonctionnement normal ou accidentel d'installations.

L'objectif de ces études réside notamment dans la compréhension et la quantification des phénomènes de transfert au travers des barrières de confinement dynamique, par exemple lors du fonctionnement normal d'une sorbonne de laboratoire ou en cas d'incident de rupture brusque d'un élément d'une enceinte de confinement statique. Rappelons que la technique de confinement dynamique classiquement adoptée dans le cas d'installations mettant en œuvre des matières dangereuses ou présentant un risque de toxicité élevé, consiste à créer, au niveau de l'ouverture de l'enceinte, un écoulement d'air dirigé vers l'intérieur de celle-ci, de vitesse suffisante afin de limiter la diffusion d'un aérocontaminant vers l'extérieur ; les concentrations susceptibles d'être atteintes au niveau des voies respiratoires d'un opérateur présent à proximité de l'enceinte doivent ainsi être réduites, voire annulées. Une précédente étude basée sur les techniques de traçage gazeux et particulaire a permis de connaître l'influence de la nature même de l'aérocontaminant testé sur les coefficients de transfert mesurés au travers de la barrière de confinement d'une sorbonne de laboratoire, Prévost *et al.* (1998). L'insuffisance des tests normalisés actuellement mis en œuvre lors du contrôle des performances de l'efficacité de confinement de tels systèmes est une des principales conclusions de cette étude ; ces tests ne prennent en effet pas en compte la nature et la taille de l'aérocontaminant testé. L'objectif de l'étude présentée dans ce document s'inscrit dans la même démarche d'amélioration des connaissances des phénomènes de transfert puisqu'il s'agit d'évaluer la cinétique et l'amplitude des transferts de contamination susceptibles de se produire dès lors que la barrière de confinement statique d'une boîte à gants (BAG) est accidentellement rompue, dans le cas particulier de l'arrachement d'un gant ou d'un sac, éléments classiquement présents sur ce type d'enceinte. A l'instar de la précédente étude, la nature de l'aérocontaminant testé est prise en compte, ce qui implique l'emploi successif des techniques de traçage gazeux puis particulaire.

PARAMETRES ET GRANDEURS ETUDIES

Paramètres de l'étude

Plusieurs configurations de la BAG sont testées, depuis une configuration dite standard jusqu'à des configurations accidentelles. Dans le premier cas, les paramètres fixés sont voisins de ceux classiquement adoptés dans le cas d'un fonctionnement normal de l'enceinte ($T_o=20\text{ °C}$, $P_o=-300\text{ Pa}$, Q_s non nul). Dans le second cas, il s'agit d'imposer des paramètres de fonctionnement particuliers de la BAG, lesquels sont donnés ci-après, associés à leur domaine de variation respectif :

- la pression relative interne initiale P_o de la BAG : $P_o = -100\text{ Pa}$, -250 Pa , -500 Pa
- la température interne initiale T_o dans la BAG : $T_o = 35\text{ °C}$, 50 °C .

De plus, chacune des configurations est testée dans le cas où la vanne de sécurité est actionnée puis lorsque celle-ci est fermée, ce qui revient à annuler ou non le débit de sécurité Q_s prévu dans l'enceinte. Par ailleurs, les différentes grandeurs décrites par la suite sont mesurées systématiquement dans le cas de la surface d'ouverture correspondant à un rond de gant (RDG), puis à un rond de sac (RDS).

Grandeurs caractéristiques

La caractérisation du transfert d'un polluant lors d'une situation accidentelle passe par la détermination des grandeurs liées au transfert lui-même, c'est-à-dire les coefficients de rétrodiffusion et les débits de transfert, mais aussi par l'analyse des profils de vitesse consécutifs à l'écoulement d'air dans l'ouverture testée. Eu égard aux études précédentes, il est montré que les phénomènes de propagation de polluant à l'extérieur d'une enceinte ventilée sont intimement liés aux profils de vitesse présents à l'ouverture : les bords de celle-ci restent en effet des zones de turbulence privilégiées susceptibles de favoriser la diffusion d'un polluant à l'extérieur de l'enceinte, soit par diffusion turbulente, soit par entraînement direct.

Par conséquent, l'étude des cartographies des vitesses au niveau de l'ouverture, associée à la détermination des valeurs de coefficient de rétrodiffusion K , permet de rendre compte efficacement des phénomènes de propagation d'un polluant.

Les différentes grandeurs caractéristiques étudiées dans l'étude sont explicitées ci-après.

- *En termes de vitesse*

Sont mesurés les profils des composantes de vitesse de l'écoulement d'air normale au plan de l'ouverture en régime d'écoulement stabilisé.

- *En termes de transfert*

La grandeur caractéristique de la notion de transfert est le coefficient de rétrodiffusion K (s/m^3) défini par :

$$K = \frac{C_M}{q_s}$$

où C_M : concentration de polluant en un point M situé à l'extérieur de l'enceinte,
 q_s : débit de la source de polluant située à l'intérieur de l'enceinte.

On s'intéresse ici aux coefficients de transfert locaux mesurés en différents points autour de chacune des ouvertures, en régime de ventilation transitoire dans le cas du traceur gaz, en régime de ventilation continu dans le cas des traceurs gazeux et particulaires.

Par ailleurs, la présence d'une enveloppe externe autour de la BAG permet de collecter la totalité du traceur transféré à l'extérieur de l'enceinte. Dans le cas du traceur gazeux, du fait de la réponse instantanée et en continu de l'analyseur à la concentration en hélium dans le conduit d'extraction de l'enveloppe, $C_{He}(t)$, nous accédons à une grandeur relative au transfert global de traceur, T_{norm} (s), correspondant à la quantité totale d'hélium transférée, rapportée à la concentration C_{BAG} mesurée juste avant l'ouverture de l'obturateur ; elle est définie comme suit :

$$T_{norm} = \frac{1}{C_{BAG}} \int C_{He}(t) dt$$

Dans le cas du traceur particulaire, le dispositif d'analyse spécifique de ce traceur permet de déterminer le débit de transfert global de traceur diffusé, nommé q_t (g/h), par le biais de la mesure de la concentration en traceur dans l'enveloppe, C_{env} , et du débit d'extraction de l'enveloppe, Q_{env} , soit $q_t = C_{env} \times Q_{env}$.

MAQUETTE EXPERIMENTALE ET TECHNIQUES DE MESURE ASSOCIEES

La maquette expérimentale présentée en figure 1 est constituée d'un système de deux enceintes ventilées imbriquées l'une dans l'autre : une boîte à gants 'standard' et une enceinte enveloppe, laquelle est vouée à caractériser le transfert global de l'aérocontaminant à l'extérieur de la BAG lors des essais de rupture du confinement statique. La simulation de l'arrachement d'un gant ou d'un sac est réalisée grâce à l'ouverture brusque d'obturateurs étanches de diamètres égaux à ceux des ouvertures RDG, rond de gant (156 mm) ou RDS, rond de sac (250 mm). La ventilation d'extraction de la BAG est alimentée normalement par un débit dit de 'régulation' auquel vient s'ajouter, en situation accidentelle, un débit de sécurité (dès lors que la dépression initiale dans l'enceinte chute brusquement). L'enveloppe est également ventilée par son propre réseau d'extraction. A noter que la BAG est munie d'un ensemble de filtres prévus dans le cas d'un fonctionnement standard de l'enceinte.

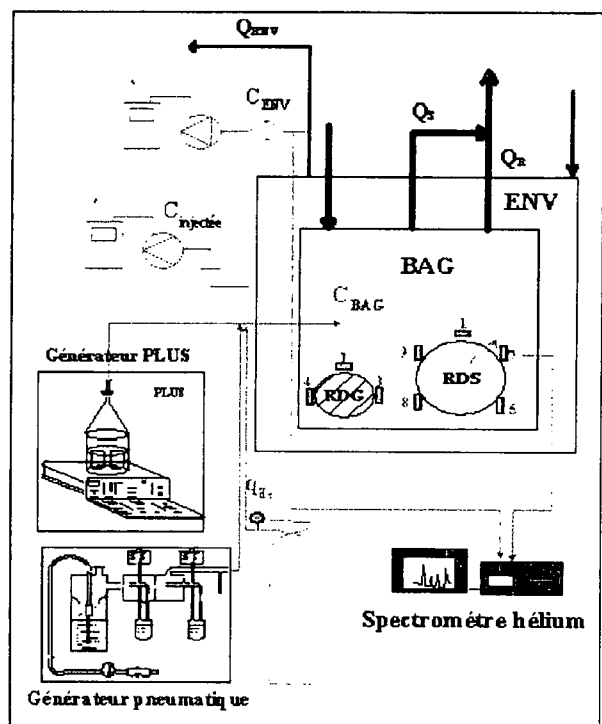


Figure 1 : montage expérimental

La technique de traçage gazeux à l'hélium, puis celle du traçage particulaire à la fluorescéine sodée pour deux diamètres aérodynamiques médians massiques testés ($0,15 \mu\text{m}$ et $5 \mu\text{m}$) sont mises en œuvre pour la détermination des coefficients de transfert relatifs à chacune des espèces testées. Par ailleurs, la maquette expérimentale est instrumentée par des techniques de vélocimétrie laser (Laser Doppler Velocimetry, LDV et Particle Imaging Visualisation, PIV) qui permettent de scruter les champs de vitesse établis au niveau des ouvertures RDG et RDS dans chacune des configurations testées ; ces techniques offrent également la possibilité de visualiser et de quantifier les phénomènes de propagation de polluant hors de l'enceinte.

RESULTATS ET INTERPRETATION

Analyse qualitative des phénomènes de rétrodiffusion

La technique de visualisation laser PIV permet, outre le calcul de l'évolution spatio-temporelle de vecteurs vitesse d'écoulement, d'observer en temps réel l'écoulement même du fumigène utile à l'ensemencement ; nous utilisons ce fumigène en tant que polluant contenu dans la BAG, et dont le comportement est assimilable à celui d'un gaz.

Les images collectées dans différentes configurations testées (figure 2) à l'ouverture RDS, notamment en l'absence du débit de sécurité (série 1) et pour $Po = -500 \text{ Pa}$, cumulée à la présence d'une source de chaleur dans l'enceinte (série 2), montrent l'incidence de ces paramètres sur l'accroissement des phénomènes de rétrodiffusion. Dans notre cas, l'accès aux cartographies vectorielles est difficile compte tenu de l'hétérogénéité de l'ensemencement.

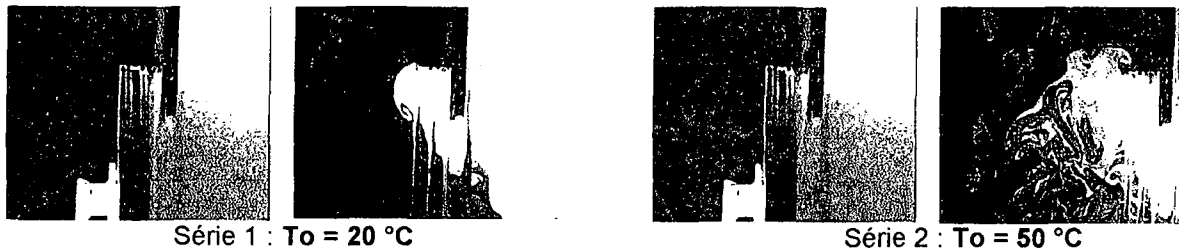


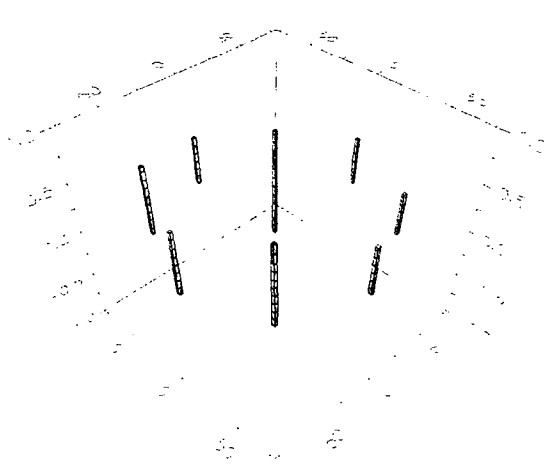
Figure 2 : Images PIV obtenues toutes les 100 ms suite à l'ouverture de l'obturateur

Analyse quantitative des profils de vitesse aux ouvertures

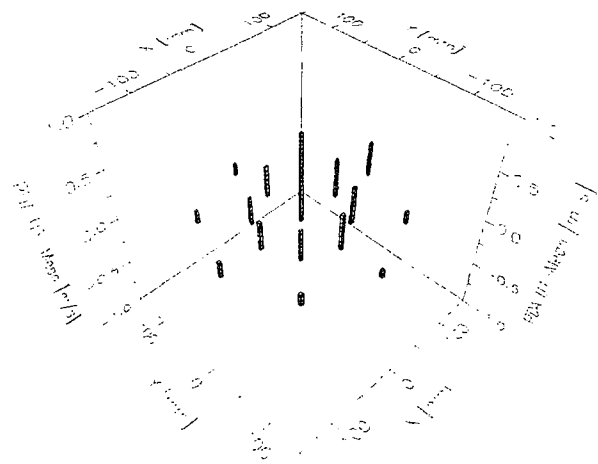
La technique LDV permet de réaliser une cartographie circulaire des composantes de vitesse de l'écoulement d'air normale au plan de l'ouverture, sur toute la surface (figure 3). Dans ce cas, le fumigène nécessaire à l'ensemencement est injecté à l'extérieur de l'enceinte afin qu'il suive les mouvements propres de l'écoulement d'air entrant dans l'enceinte. Seules deux des configurations testées sont présentées ici ($To = 20 \text{ °C}$ et débit de sécurité non nul).

RDG - $Po = -300 \text{ Pa}$

RDS - $Po = -500 \text{ Pa}$



$V_{\text{centre}} = 0,8 \text{ m/s}$, $V_{\text{min}} = 0,48 \text{ m/s}$



$V_{\text{centre}} = 0,45 \text{ m/s}$, $V_{\text{min}} = 0,09 \text{ m/s}$

Figure 3 : cartographies circulaires des composantes de vitesse normale au plan de l'ouverture

Dans cet exemple, la mise en évidence de l'hétérogénéité des valeurs de vitesse sur toute la surface à l'ouverture est manifeste. De manière générale, les valeurs moyennes de la vitesse débitante calculées au niveau des ouvertures sont supérieures ou égales aux valeurs minimales requises dans le domaine nucléaire pour ce type d'enceintes, soit 0,5 m/s ; les mesures de vitesse réalisées montrent que cette vitesse minimale n'est pas obtenue en tout point de l'ouverture.

Etude des coefficients de rétrodiffusion

Les résultats de l'étude des coefficients de rétrodiffusion gazeux et particulaires sont intégrés sur des graphes synthétiques qui offrent l'avantage de pouvoir comparer directement le comportement de chacune des substances testées dans les nombreuses configurations de la BAG.

Influence de l'action du débit de sécurité (Q_s nul ou Q_s non nul)

Les graphes présentés ci-dessous (figure 5) illustrent l'évolution de la valeur K_{moy} autour de l'ouverture testée, pour une configuration standard de l'enceinte, avec et sans débit de sécurité actif. On précise que la valeur K_{moy} correspond à la valeur moyenne des K_i mesurés par point i sur 2, voire 3 essais identiques.

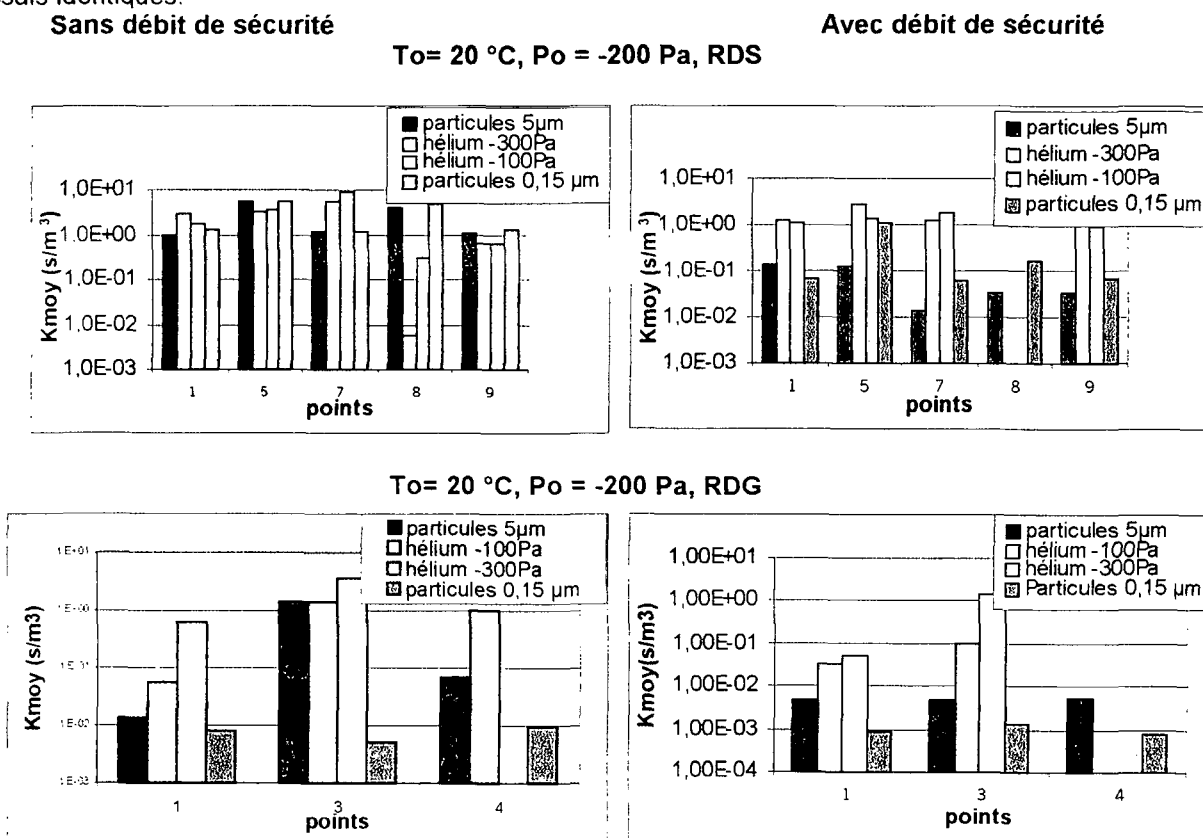


Figure 4 : influence du débit de sécurité

On montre ici le rôle essentiel du débit de sécurité dans la réduction des transferts gazeux et particulaires avec toutefois une action prépondérante sur la réduction des transferts des particules de 5 μm ; en effet, le ratio $\bar{K}_{Q_{snul}}/\bar{K}_{Q_{snonnul}}$ avoisine 40 dans le cas du RDS et 100 dans le cas du RDG alors qu'il n'est que d'environ 10 pour les particules de 0,15 μm et 2 pour l'hélium. \bar{K} correspond à la valeur moyenne des K_{moy} obtenus sur l'ensemble des points testés.

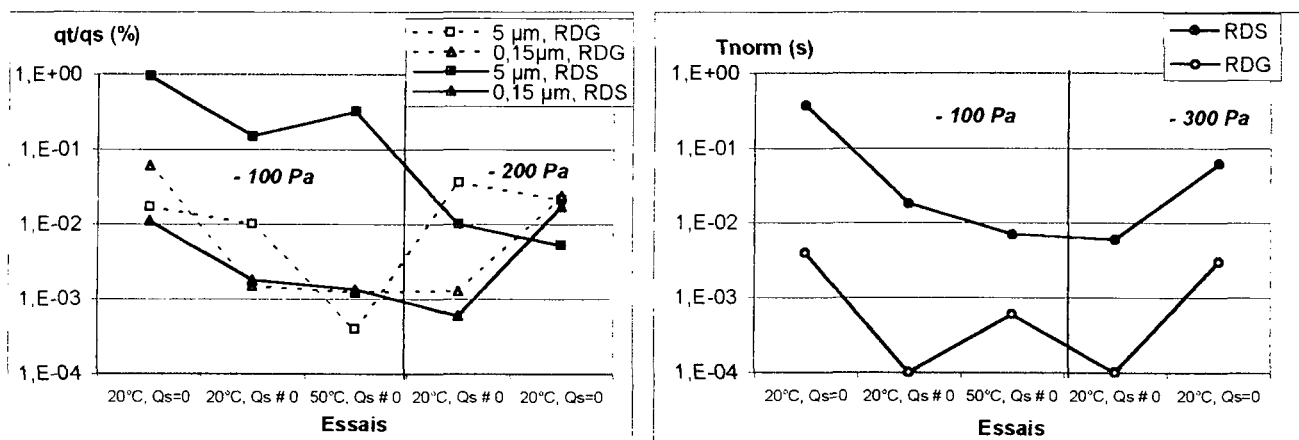
En regard de la globalité des résultats obtenus pour ce qui concerne l'évolution des coefficients de rétrodiffusion, on peut dégager les conclusions suivantes.

➤ Même dans les conditions de fonctionnement standard, en cas d'arrachement accidentel d'un gant ou d'un sac, on observe une rétrodiffusion gazeuse et particulaire, de moindre mesure dans le cas d'un gant, mais quantifiable tout de même. On observe par ailleurs que les valeurs des coefficients de rétrodiffusion mesurés dans le cas de l'ouverture RDS en configuration normale de fonctionnement sont concordants avec ceux mesurés lors de l'étude précédente se rapportant aux hottes ventilées Prevost *et al* (1998). Dans les deux cas, la rétrodiffusion gazeuse prédomine légèrement devant celle des particules de 0,15 μm , puis celle des particules de 5 μm .

- La nature de l'aérocontaminant testé n'affecte pas de manière significative les phénomènes de rétrodiffusion locaux à l'ouverture de la BAG.
- Les coefficients de rétrodiffusion mesurés à l'ouverture RDS sont toujours supérieurs à ceux mesurés à l'ouverture RDG.
- Les configurations les plus pénalisantes dans lesquelles sont cumulées l'absence de débit de sécurité et la présence d'une source de chaleur dans l'enceinte lorsque la dépression initiale de l'enceinte est la plus faible, testées uniquement en présence d'un traceur gazeux, montrent que la conjonction des effets liés à la dépression initiale et au débit de sécurité inexistant renforce l'effet de la température interne de la BAG. Dans ce dernier cas, les valeurs mesurées atteignent 200 s/m^3 .
- La technique du traçage gazeux a permis de détecter un pic de rétrodiffusion émis systématiquement à l'ouverture de l'obturateur ; ce pic est d'amplitude variable (3 à 400 s/m^3 selon les essais) et de durée approximative égale à 2 min avant le retour à une valeur stable.

Etude des transferts globaux

Les graphes présentés sur la figure 6 représentent l'évolution des transferts globaux collectés dans l'enveloppe, exprimés en termes de débit de transfert rapporté au débit émis dans le cas des traceurs particuliers, et exprimée par la grandeur T_{norm} dans le cas du traceur gazeux.



Cas des traceurs particuliers

Cas du traceur gazeux

Figure 5 : évolution des transferts globaux

L'évolution des transferts globaux est identique à celle des coefficients de transfert mesurés localement au niveau des ouvertures. Par ailleurs, on remarque une évolution similaire du transfert global du traceur gazeux et de celui des traceurs particuliers : augmentation des transferts lorsque le débit de sécurité est inactif ($Q_s = 0$).

CONCLUSION

Dans le cas d'une rupture intempestive du confinement statique d'une BAG, par arrachement d'un gant ou d'un sac, les résultats acquis permettent de prévoir l'amplitude des phénomènes de transfert d'un aérocontaminant présent à l'intérieur de l'enceinte et ce, dans différentes configurations de cette enceinte. Ainsi, il est montré que, bien que relativement faible, la rétrodiffusion gazeuse ou particulaire existe, même lorsqu'un débit de sécurité est mis en œuvre dans l'enceinte. Si ce dernier fait défaut, l'efficacité de confinement de l'enceinte est considérablement affaiblie. L'un des acquis importants de cette étude réside également dans le fait qu'aucune différence significative n'est détectée selon la nature de l'aérocontaminant testé (gaz, particules de $0,15 \mu\text{m}$ et particules de $5 \mu\text{m}$) ; cependant, on constate que l'action du débit de sécurité est prépondérante sur la réduction des transferts des particules les plus grosses ($5 \mu\text{m}$). Enfin, les résultats acquis en termes de coefficients de transfert sont en très bon accord avec ceux mesurés lors de l'étude du confinement dynamique d'une hotte ventilée, notamment dans le cas de la plus grande ouverture.

REFERENCES

Prévost C, Laborde J.C, Dupoux N (1998) Influence de la dimension des aérosols sur l'efficacité d'une barrière de confinement. Actes du 14^e congrès français sur les aérosols, CFA, Paris.

ETUDE DE LA MISE EN SUSPENSION D'UNE POUDRE DE BILLES DE VERRE POLYDISPERSEES

F. Gensdarmes (1), J. Vendel (1), O. Witschger(1)* et J. Monnatte (2)

(1) Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, Laboratoire de Physique et Métrologie des Aérosols et du Confinement. IRSN/DPEA/SERAC – BP 68, 91192 Gif-sur-Yvette cedex.

(2) COGEMA, Direction Sûreté, Sécurité, Santé. 2 rue Paul Dautier BP 4, 78141 Vélizy cedex.

* adresse actuelle : Institut National de Recherche et de Sécurité, Laboratoire de Métrologie des Aérosols, Avenue de Bourgogne, BP 27, 54501 Vandoeuvre-les-Nancy.

TITLE

Study on the resuspension of a glass microsphere powder

ABSTRACT

Within the framework of a research programme on the safety of the nuclear fuel facilities, we study the resuspension of particles by an accidental free fall of powder. The test powder is composed of glass microspheres characterised by an equivalent volume median diameter equal to 34 μm and a geometrical standard deviation equal to 1.5. The free fall experiments are carried out for a height equal to 1.4 meters and for masses ranging between 10 g and 200 g. The mass fractions of particles released after the free fall lie between 10^{-3} and 10^{-2} . In addition, we measure the size distribution of the aerosol produced by using the Coulter technique, the median diameter of this aerosol is equal to 14 μm and its geometrical standard deviation equal to 1.4. The notable difference between the size distributions of the powder and the aerosol can have several origins. We can quote: the probability of resuspension of the particles according to their diameter, the fast sedimentation of the largest particles in suspension, the sampling efficiency of the aerosol sampler.

RESUME

Dans le cadre d'un programme de recherche sur la sûreté des installations du cycle du combustible nucléaire, nous étudions la mise en suspension de particules lors de la chute accidentelle d'une poudre. La poudre d'essai est composée de billes de verre caractérisées par un diamètre médian équivalent en volume égal à 34 μm et un écart type géométrique égal à 1,5. Les chutes s'effectuent d'une hauteur égale à 1,4 mètres et pour des masses comprises entre 10 g et 200 g. Les fractions massiques de particules mises en suspension après la chute sont comprises entre 10^{-3} et 10^{-2} . Par ailleurs, nous mesurons la granulométrie de l'aérosol produit en utilisant la technique Coulter, le diamètre médian de cet aérosol est égal à 14 μm et son écart type géométrique égal à 1,4. La différence notable entre les granulométries de la poudre et de l'aérosol peut avoir plusieurs origines. Nous pouvons citer : la probabilité de mise en suspension des particules en fonction de leur diamètre, la sédimentation rapide des plus grosses particules mises en suspension, l'efficacité d'échantillonnage du préleveur d'aérosol.

INTRODUCTION

La chute accidentelle d'une poudre radioactive est un scénario d'accident hypothétique lors des études de sûreté des installations nucléaires du cycle du combustible. Pour évaluer les conséquences de ce type de scénario, il est nécessaire de connaître le terme source d'aérocontamination. Pour ce faire, on utilise couramment des coefficients de mise en suspension qui permettent de calculer la quantité de particules dispersées en fonction de la quantité de matière (poudre) manipulée et du scénario envisagé. Néanmoins, ces coefficients sont souvent spécifiques aux cas étudiés et ils décrivent peu la phénoménologie de la mise en suspension. De ce fait, il est souvent difficile d'utiliser les données disponibles dans la littérature pour faire des évaluations de mise en suspension dans les procédés à une échelle industrielle. En conséquence, l'IRSN et COGEMA ont entrepris un programme d'intérêt commun sur l'étude de la mise en suspension. Un des axes de ce programme de recherche concerne la chute accidentelle d'une poudre dans une enceinte close.

Pour ce scénario d'accident, il existe très peu de données bibliographiques, notamment sur la fraction mise en suspension, K_{mes} , définie par le rapport entre la masse de particules mises en suspension et la masse initiale de poudre. Sutter *et al.* (1981a et 1981b) ont réalisé une étude expérimentale sur la chute de poudre avec des hauteurs égales à 1 m et 3 m et des masses comprises entre 25 g et 1 kg. Les deux poudres utilisées dans cette étude sont de l'UO₂ appauvri et du TiO₂ ayant des diamètres médians respectivement égaux à 1 µm et 1,7 µm. Les fractions mises en suspension obtenues sont comprises entre $0,5 \times 10^{-4}$ et $1,1 \times 10^{-3}$. Suite à cette étude, Ballinger *et al.* (1988) ont développé une corrélation permettant de calculer simplement la fraction mise en suspension en fonction de la masse de poudre M (kg), de la hauteur de chute h (m) et de la masse volumique apparente de la poudre ρ_a (kg.m⁻³) :

$$K_{mes} = 0,1064 \times \frac{M^{0,125} \times h^{2,37}}{\rho_a^{1,02}} \quad (1)$$

Néanmoins, cette corrélation ne tient pas compte de la granulométrie de la poudre ou du débit d'écoulement lors de la chute. Par ailleurs, Heitbrink *et al.* (1992) ont conduit des expériences sur la chute d'une poudre d'Al₂O₃, cette étude ne fournit pas de valeurs de fraction mise en suspension, mais elle met en évidence l'influence de différents paramètres tels que la hauteur de chute, le diamètre de la fuite et le débit d'écoulement.

La synthèse de ces différentes études montre qu'il existe un manque important de connaissances sur la mise en suspension des poudres polydispersées composées de particules supermicroniques telle que celles qui sont utilisées pour la fabrication du combustible nucléaire.

Dans cette communication, nous présentons les résultats d'une étude préliminaire sur la mise en suspension des poudres par chute accidentelle. Cette étude a pour objectif de proposer et de valider différents moyens de mesure de l'aérosol, notamment la masse totale et la granulométrie des particules mises en suspension. Pour ce faire, nous réalisons des expériences de mise en suspension par chute avec une poudre polydispersée de billes de verre bien caractérisée. Par ailleurs, signalons que pour cette étude préliminaire visant à définir des moyens métrologiques le critère simulé que nous avons retenu par rapport aux poudres radioactives (UO₂, PuO₂ et MOX) est uniquement l'étendue du spectre granulométrique (0,1 µm – 100 µm).

DEMARCHE EXPERIMENTALE ET MOYENS DE MESURE

Pour étudier la mise en suspension par chute de poudre, nous réalisons des expériences dans une petite enceinte ayant une hauteur égale à 1,4 m représentée sur la figure 1. La chute de la poudre s'effectue à l'aide d'un verseur en forme d'entonnoir dont le diamètre du col est égal à 15 mm, son débit est égal à 15 g.s⁻¹ pour la poudre de billes de verre utilisée dans les expériences.

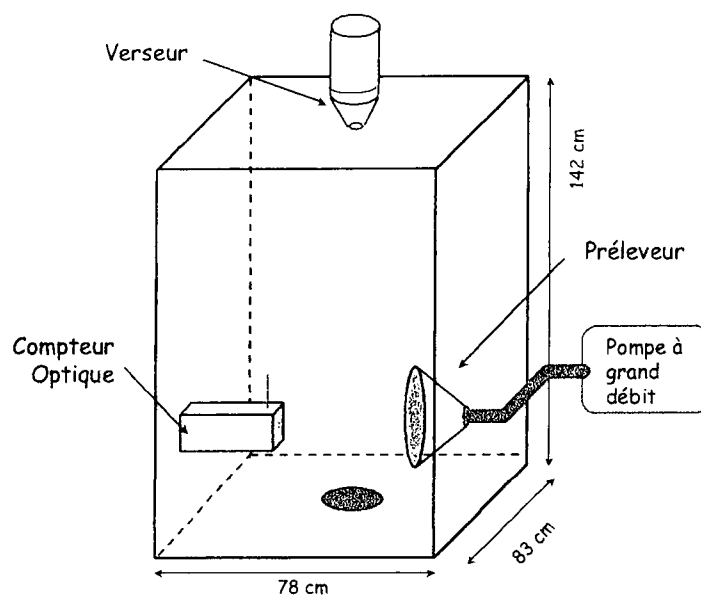


Figure – 1 : schéma du dispositif d'étude de la chute de poudre.

La détermination de la masse de particules mises en suspension s'effectue en collectant l'aérosol sur un filtre à l'aide d'un système de prélèvement à fort débit, le filtre est pesé soigneusement avant et après l'expérience. Le temps de prélèvement est choisi suffisamment long afin d'assurer la collecte de plus de 99 % des particules en suspension compte tenu du taux d'épuration induit dans l'enceinte par le système de prélèvement. Par ailleurs, la masse de l'aérosol d'origine atmosphérique qui est collectée pendant une expérience est négligeable devant la masse de l'aérosol issue de la chute de la poudre. En conséquence, nous calculons la fraction mise en suspension K_{mes} à l'aide de la relation suivante :

$$K_{mes} = \Delta m / M \quad (2)$$

où Δm représente la différence de masse du filtre de prélèvement et M la masse de poudre initiale.

Signalons que cette expression correspond à la fraction mise en suspension et collectée par le système de prélèvement. Cette expression ne prend pas en compte la fraction des particules mises en suspension et qui ne sont pas prélevées du fait du dépôt dans l'enceinte ou de l'efficacité d'échantillonnage du préleveur.

Les distributions granulométriques de la poudre et de l'aérosol collecté par le préleveur sont déterminées en utilisant un Coulter multisizer (Renoux et Boulaud, 1998), ce qui permet d'obtenir le diamètre équivalent en volume (Dev) des particules. Par ailleurs, nous utilisons un compteur optique Grimm permettant de déterminer la concentration massique de l'aérosol avec un temps d'intégration égal à 6 s. Cette dernière mesure permet de suivre l'évolution de l'aérosol en "quasi" temps réel et de s'assurer que tout l'aérosol a été collecté. Par ailleurs, l'analyse de la courbe d'évolution de la concentration de l'aérosol fournit des informations sur l'épuration et le dépôt des particules mises en suspension afin d'interpréter les mesures de fractions mises en suspension.

RESULTATS EXPERIMENTAUX

La poudre utilisée dans les expériences est composée de billes de verre sphériques polydispersées. La distribution granulométrique de cette poudre représentée sur la figure 3 (marques en triangle) est déterminée à l'aide d'un Coulter multisizer. Le diamètre médian équivalent en volume des particules est égal à $33,8 \mu\text{m}$ et l'écart type géométrique de la distribution est égal à 1,5. Par ailleurs, la densité des billes de verre est mesurée en appliquant une méthode définie dans la norme ISO 787-23 intitulé : "méthodes générales d'essais des pigments et matières de charge" qui repose sur la poussée d'Achimède. La densité moyenne des particules mesurée sur 4 échantillons de poudre est égale à 2,5. A l'aide de cette donnée nous pouvons calculer la distribution granulométrique de la poudre en diamètre aérodynamique, le diamètre médian est alors égal à $53,5 \mu\text{m}$. De plus, afin de tester la corrélation de Ballinger *et al.* (1988) nous mesurons la densité apparente de la poudre à l'aide d'un appareil spécifique (Powder Tester - HosokawaMicron). Les densités de la poudre "aérée et compactée" sont respectivement égales à 1,4 et 1,5. En conséquence, pour le calcul de la corrélation nous considérons une masse volumique moyenne égale à $1450 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$.

Les expériences de chute sont réalisées avec une hauteur égale à 1,4 m et pour des masses initiales de poudre comprises entre 10 g et 210 g. Nous représentons sur la figure 2 les résultats obtenus en termes de fractions mises en suspension K_{mes} (cf. eq. 2) pour chaque expérience ainsi que les valeurs moyennes des séries de répétition. Nous représentons également sur cette figure le calcul de la fraction mise en suspension réalisé avec la corrélation de Ballinger *et al.* (1988) (cf. eq. 1).

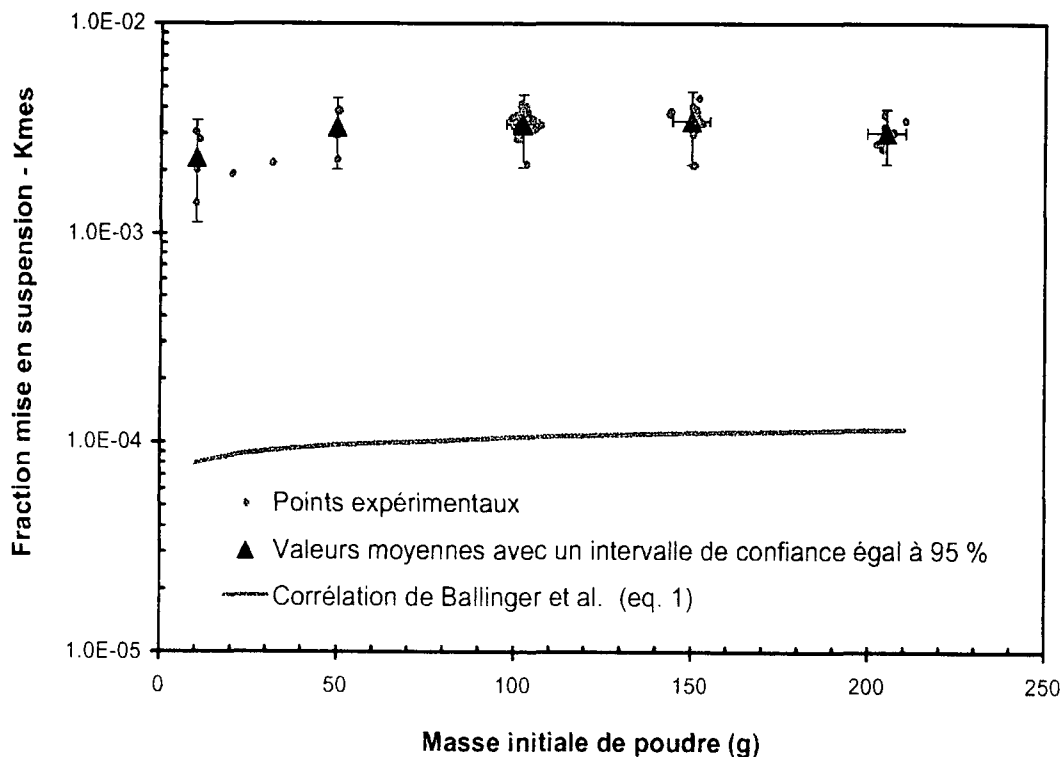


Figure 2 - Mesures expérimentales de fractions mises en suspension avec une poudre polydispersée de billes de verre, comparaison avec la corrélation de Ballinger *et al.* (1988).

La granulométrie de l'aérosol produit lors de la mise en suspension est mesurée en effectuant une analyse Coulter des particules collectées par le préleveur à fort débit. Pour cette mesure, le prélèvement s'effectue sur une membrane afin de récupérer facilement l'ensemble des particules. Sur la figure 3, nous représentons la distribution granulométrique de l'aérosol collecté ainsi que celle de la poudre d'origine. Le diamètre médian équivalent en volume de l'aérosol collecté est égal à 14,4 μm et l'écart type géométrique de la distribution est égal à 1,4.

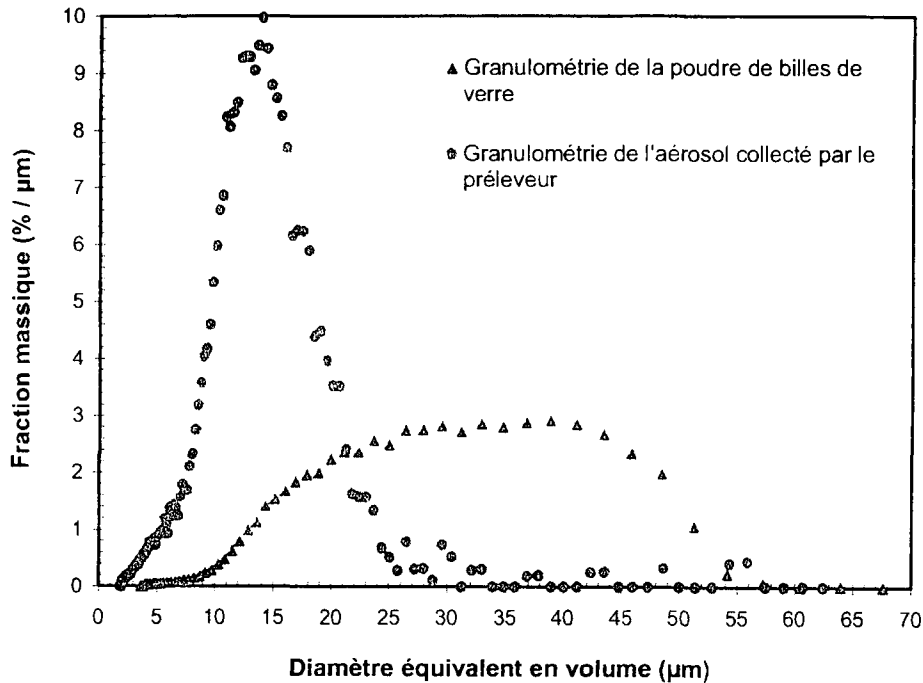


Figure 3 – Granulométries de la poudre d'essais et de l'aérosol collecté par le préleveur à fort débit.

CONCLUSION

Sur la figure 2, nous remarquons que la fraction mise en suspension ne dépend pas de la quantité initiale pour des masses de poudre comprises entre 50 g et 210 g. Sur ces essais, la valeur moyenne de la fraction mise en suspension est égale à $3,3 \times 10^{-3}$ et le coefficient de variation des résultats est égal à 18 % ce qui dénote une bonne reproductibilité des expériences. En revanche, nous constatons que le calcul effectué avec la corrélation de Ballinger *et al.* (1988) sous estime notablement la fraction mise en suspension d'environ un facteur égal à 30. Cette différence résulte certainement du fait que la corrélation ne prend pas en compte une probabilité de mise en suspension en fonction du diamètre des particules. Par ailleurs, elle a été validée seulement sur la base d'expériences réalisées avec des poudres beaucoup plus fines (diamètres médians compris entre 1 μm et 2 μm) et donc plus cohésives ce qui tendrait à limiter la mise en suspension.

Les mesures de distribution granulométrique révèlent une grande différence entre les particules composant la poudre et celles de l'aérosol collecté. En effet, le diamètre médian de la poudre est égal à 33,8 μm tandis que celui de l'aérosol est égal à 14,4 μm . Cette différence notable peut avoir plusieurs origines. Nous pouvons citer : la probabilité de mise en suspension en fonction du diamètre des particules, la sédimentation des plus grosses particules et une mauvaise efficacité d'échantillonnage du préleveur.

Finalement, outre la validation des techniques de mesure employées, ces résultats permettent, d'une part, de disposer de coefficients de mise en suspension pour la chute de petites quantités de poudre, d'autre part, de montrer l'importance d'étudier la granulométrie des particules mises en suspension ainsi que leur évolution.

REFERENCES

Ballinger M.Y., Buck J.W., Owczarski P.C. et Ayer J.E. (1988). Methods for describing airborne fractions of free fall spills of powders and liquids. Division of Fuel Cycle and Material Safety, Office of Nuclear Materials Safety and Safeguards, U.S. Nuclear Regulatory Commission.

Heitbrink W. A., Baron P. A. and Willeke K. (1992) An investigation of dust generation by free falling powders. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 53, 617-624.

Renoux A. et Boulaud D. (1998). *Les aérosols : physique et métrologie*. Lavoisier, Technique & Documentation, Paris.

Sutter S.L., Johnston J.W. et Mishima J. (1981a). Investigation of accident-generated aerosols : releases from free fall spill. *American Industrial Hygiene Association*: 540-543.

Sutter S. L., Johnston J. W. and Mishima J. (1981b) Aerosols generated by free fall spills of powders and solutions in static air. NUREG/CR-2139, PNL-3786, RH.

PRODUCTION DE NANO-PARTICULES PAR DECHARGES A BARRIERE DIELECTRIQUE DANS L'AIR A PRESSION ATMOSPHERIQUE

N. Jidenko* (1), J.-P. Borra (1)

(1) *Laboratoire de Physique des Gaz et des Plasmas (CNRS –Univ. Paris XI)
Equipe Décharges Electriques et Environnement, SUPELEC 91111 Gif sur Yvette
nicolas.jidenko@lpgp.u-psud.fr*

TITLE

Nano-particles production by Dielectric Barrier Discharges in air at atmospheric pressure

ABSTRACT

This work focuses on sub-micrometer aerosol production in Dielectric Barrier Discharges by nucleation of locally saturated vapour produced when filamentary discharges reach the surface in Dielectric Barrier Discharges in air at atmospheric pressure. It has been shown that a thermal threshold for particle production exists independently of the energy per filament. The comparison of aerosol frequency (part/s) at constant electrical energy flux, related to constant charge per filament with different surface temperatures allows to discuss two hypotheses for vapours production either by sublimation by Joule effect and/or ion sputtering. Then, the competition between production and collection in this plane-to-plane DBD arrangement is shown by air flow-rate variation. The interest of this nano-particles production process lies on the possible control of surface temperature and resulting vapour flux to avoid agglomeration of nanoparticles formed in high concentrations by classical nucleation processes (flames and/or spark generator). Actually, this vapour flux is directly linked to unitary characteristics of filament (via geometry) and to impulse discharge current (via filaments frequency controlled by surfaces polarisation/depolarisation regulated by voltage, signal frequency, relative humidity and gas temperature).

RESUME

Cette étude porte sur la production de particules submicroniques par nucléation des vapeurs, produites localement par interaction filaments-surface dans les Décharges à Barrières Diélectriques à pression atmosphérique. Pour la première fois, il a été mis en évidence un seuil thermique de production de ces particules, indépendamment de l'énergie par filament. La comparaison des fréquences de comptage des particules (part/s) selon la température de surface, à densité d'énergie surfacique ($J/s/cm^2$) constante permet de discuter des deux hypothèses de sublimation par effet Joule et/ou de pulvérisation par bombardement ionique. Enfin, la compétition entre production et collection des particules au sein des Décharges à Barrières Diélectriques en plan plan est démontrée à débit variable. L'intérêt de ce procédé de production de nano-particules réside dans le contrôle possible de la température de surface et du flux de vapeur qui en résulte pour éviter l'agglomération des nano particules formées en trop grande concentration par les procédés classiques de nucléation (flammes et/ou générateur par arcs). En effet, ce flux de vapeurs est directement liés aux caractéristiques unitaires du filament (via la géométrie) et au courant de décharge exclusivement impulsif (via la fréquence des filaments contrôlée par la polarisation et la dépolarisation des surfaces régulées par la tension, la fréquence d'alimentation, l'humidité relative et la température du gaz).

1. Introduction

Les décharges à barrières diélectriques (DBD) produisent un plasma hors équilibre thermodynamique aux propriétés ionisantes et réactives, déjà couramment employées dans l'industrie pour la production d'ozone, de rayonnement UV, pour le traitement de surfaces et d'effluents gazeux par rapport à des normes évolutives, ainsi que pour l'électro-précipitation [1]. L'intérêt de ce type de décharges réside dans la facilité de mise en œuvre, notamment à pression atmosphérique.

La production de nanoparticules par décharge électriques dans l'air « propre » à pression atmosphérique est déjà connue et repose sur la nucléation de vapeurs localement sursaturées produites par interaction filament-surfaces [4, 10]. Toutefois, dans le cas où la décharge est utilisée pour la dépollution de composés organiques volatiles par combustion assistée par plasma, les espèces condensables sont aussi produites par interaction plasma-gaz en volume [5, 6]. Le taux de

production de ces nano particules a donc déjà été relié aux courants impulsionsnels reliés au nombre de filament et à leurs caractéristiques unitaires.

Ce travail se focalise sur l'érosion des surfaces en air « propre » par décharge à Barrière Diélectrique en géométrie plan-plan dans l'air à pression atmosphérique. En effet, dans ce type de décharge, une étude préliminaire a montré que le courant est exclusivement impulsionsnel, sous la forme de filaments très fins ($\sim 100 \mu\text{m}$ de diamètre) et très brefs ($\sim 20 \text{ ns}$) dont la fréquence de répétition peut atteindre 10^7 filaments par seconde et par cm^2 . L'énergie par filament est de l'ordre de quelques μJ pour des puissances consommées dans le réacteur de l'ordre de quelques dixièmes à quelques Watt par cm^2 . En outre, nous avons travaillé dans cette configuration avec une distance inter-diélectriques millimétrique, qui permet de contrôler la température de surface à flux surfacique d'énergie constant, par contrôle des échanges thermiques aux parois ; Nous avons ainsi pu découpler l'énergie cinétique (supposée proportionnelle à la charge par filament) et la température de surface. En effet, l'un des résultats remarquables de l'étude préliminaire porte sur l'invariabilité du phénomène unitaire impulsionsnel. En clair, la quantité de charges par impulsion est quasi-indépendante de la tension appliquée. Cela s'explique par le rétro-contrôle du champ électrique dans le gaz dû au dépôt de charges sur les barrières diélectriques isolantes. Ainsi, l'unique moyen pour réguler la charge impulsionsnelle par filament consiste à jouer sur la distance inter-électrodes. En outre, dans une configuration donnée, le courant de décharge (exclusivement impulsionsnel) repose sur le contrôle de la fréquence des filaments, qui peut être régulée par la polarisation et la dépolarisation des surfaces diélectriques, sous l'influence de l'humidité relative et de la température. Dans ces conditions de contrôle des paramètres unitaires des filaments d'une part et de la fréquence d'autre part, il a été possible de montrer le couplage ces paramètres électriques et les températures de filament et des surfaces.

Dans ces conditions, il a donc été possible de montrer que la fréquence de comptage dépend de la géométrie du système, de l'humidité relative, de la tension et du débit de gaz.

Pour la première fois, il a été mis en évidence un seuil thermique de production de ces particules, indépendamment de l'énergie par filament.

En régime transitoire, pendant la montée initiale de température, la comparaison des fréquences de comptage des particules (part/s) selon la température de surface, à densité d'énergie surfacique (J/s/cm^2) constante permet de discuter des deux hypothèses de sublimation par effet Joule et/ou de pulvérisation par bombardement ionique.

Enfin, à l'équilibre quasi-stationnaire (lorsque la température de surface est stable), la compétition entre production et collection des particules au sein des Décharges à Barrières Diélectriques en plan plan est démontrée à débit variable.

2. Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental est décrit sur la figure 1. Au centre, le réacteur est constitué d'un mono étage de cordiérite polarisé par deux électrodes métalliques planes de quelques centimètres carré. La tension alternative imposée entre les électrodes est de quelques kiloVolt et sa fréquence varie de 50 Hz à 60 kHz. La caractérisation électrique permet d'obtenir courant et tension instantanés grâce à un oscilloscope « rapide » (LeCroy LC374A, 500 Mhz, 2 Gs/s). Le courant traversant l'espace de décharge est obtenu par une mesure de tension aux bornes d'une résistance de 25Ω à travers une ligne adaptée 50Ω pour éviter parasites et rebonds. Le courant mesuré est un courant d'influence ou de déplacement nécessairement sous-estimé (il représente 85 à 95 % du courant traversant l'espace de décharge dans notre cas). Pour le traitement statistiques des données, les courant et tension sont traités numériquement [8].

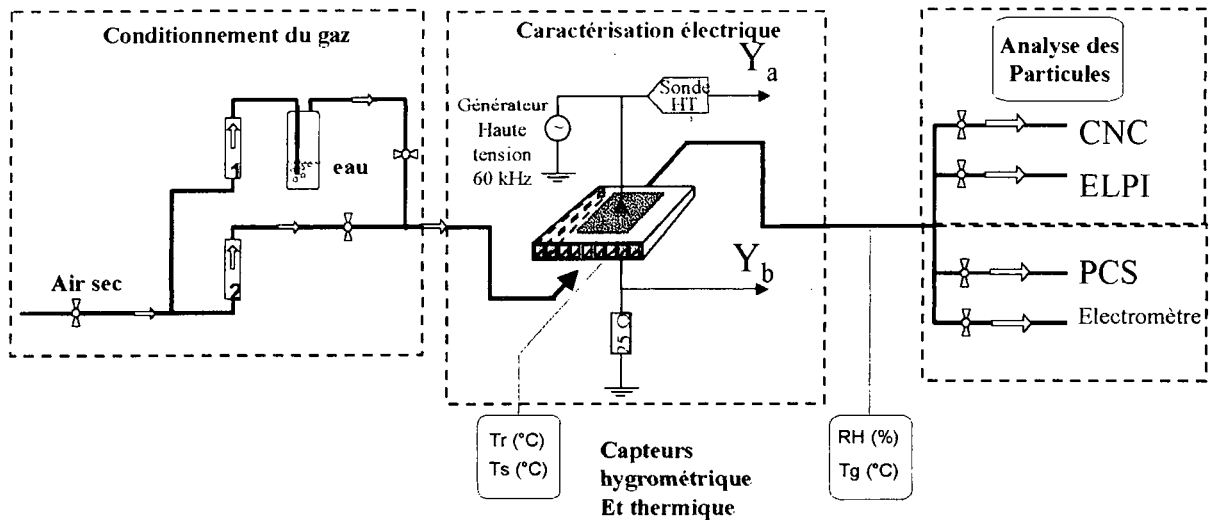


Figure 1: Dispositif expérimental

Les débits sont contrôlés par des débitmètres massiques entre 1 et 3 L/min. La concentration d'aérosol en sortie est caractérisée par un compteur à noyaux de condensation (model CPC 3022 TSI) pour toutes les particules de diamètre supérieur à 5 nm. La **fréquence d'aérosol** désigne le nombre de particules comptées à la sortie du réacteur par seconde. Le taux de production de particules correspond à la production totale de particules dans le réacteur ; il n'est différent de la fréquence d'aérosol que s'il y a des pertes par diffusion, par self-répulsion ou par électro-précipitation dans le réacteur (cf § 3.b). Un impacteur électrique basse pression (ELPI Dekati) permet d'obtenir la distribution en taille sur 11 plateaux entre 30 nm et 10 µm. La température du gaz en sortie ainsi que la température des électrodes métalliques (Tg et Te) sont mesurées par des thermocouples afin d'évaluer la température moyenne de la surface du diélectrique (Ts). Tg et Te dépendent de la puissance injectée dans le système, du débit d'air et des échanges thermiques autour du diélectrique. La température la plus pertinente pour évaluer la température de surface du diélectrique est la température des électrodes métalliques à moins de 200 µm de la surface.

3. Résultats et discussion

a. Equilibre quasi-stationnaire

Pour des conditions de fonctionnement données (fréquence 60kHz, tension crête à crête de 12 kV à 17 kV, débit d'air 2 L/min), lorsque l'équilibre quasi-stationnaire est atteint, la concentration de particules et la température sont liées à la composante impulsionnelle de puissance électrique injectée dans le plasma (qui dépend de la tension crête à crête). Sur la figure 2, la fréquence d'aérosol (nombre de particules comptées à la sortie du réacteur par seconde) est tracée en fonction du flux surfacique d'énergie ($F_e = P/S$ où P est la puissance et S la surface d'une électrode, exprimée en $J.cm^{-2}.s^{-1}$ ou en $Watt.cm^{-2}$) pour une température ambiante de 20°C (cf. courbe). Le cercle correspond à la même expérience avec un réacteur conditionné dans de l'air à 80°C. La figure 3 représente les mêmes fréquences d'aérosol en fonction de la température d'électrode.

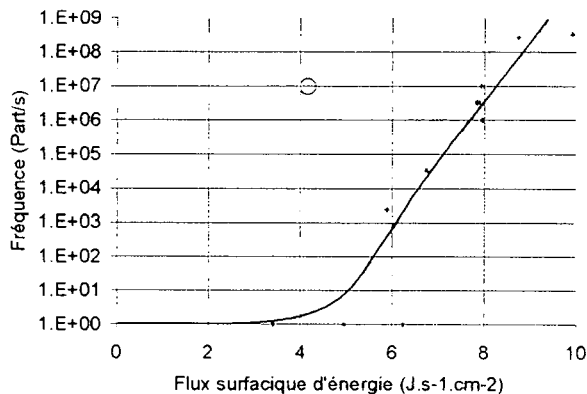


Figure 2: Fréquence d'aérosol en fonction de la densité d'énergie surfacique ($J.s^{-1}.m^{-2}$)

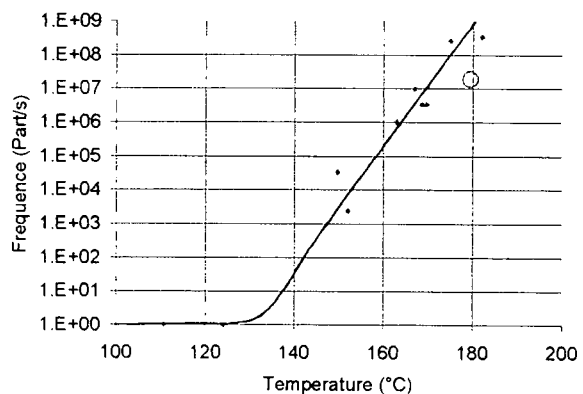


Figure 3: Fréquence d'aérosol en fonction de la température d'électrode (°C)

Dans ces conditions, il semble exister un seuil de flux surfacique d'énergie ($\sim 5 \text{ J.s}^{-1}.\text{cm}^{-2}$) en deçà duquel la fréquence d'aérosol est nulle. Ce résultat est intéressant car jamais observé avec des intervalles de décharges plus importants, pour lesquels, les énergies minimales par impulsion sont très importantes comparées aux quelques $\mu\text{J}/\text{filament}$ dans le cas des distances millimétriques. Dans l'hypothèse où l'énergie cinétique des ions atteignant la surface (« poussés » par la densité de charge en tête de filament) est liée à la quantité de charge par filament, ce seuil électrique apparent validerait l'hypothèse de la pulvérisation par bombardement ionique plutôt que celle de la sublimation.

Cependant, pour des flux d'énergie plus faibles que ce seuil électrique apparent, avec des quantités de charge par filament constante et inférieure à $10 \text{ pC}/\text{filament}$, mais avec des températures de surface plus élevée (obtenues en limitant le refroidissement de la surface par le milieu extérieur en chauffant l'air ambiant, cercle sur les figures 2 et 3), ce seuil en flux d'énergie correspond en réalité à un seuil thermique de $140 \text{ }^\circ\text{C}$ pour un aluminosilicate et de $160 \text{ }^\circ\text{C}$ pour un oxyde d'aluminium (non représenté sur les figures).

Enfin, pour différentes températures d'équilibre quasi stationnaire (fig. 3) relatives à différentes fréquences de filaments identiques, il est possible de contrôler la fréquence de particules via la tension appliquée directement reliée à la fréquence de filament et donc aux nombres de sources de vapeurs. Ainsi, ce procédé de production de nano-particules semble permettre, moyennant la production de particules de diamètre constant qui reste à confirmer, le contrôle de la température de surface et du flux de vapeur qui en résulte pour éviter l'agglomération des nano particules formées en trop grande concentration par les procédés classiques de nucléation (flammes et/ou générateur par arcs). En effet, ce flux de vapeurs est directement liés aux caractéristiques unitaires du filament (via la géométrie) et au courant de décharge exclusivement impulsionnel (via la fréquence des filaments contrôlée par la polarisation et la dépolarisation des surfaces régulées par la tension, la fréquence d'alimentation, l'humidité relative et la température du gaz).

b. Régime transitoire

A la mise sous tension du DBD, la température moyenne de la surface évolue jusqu'à la température finale d'équilibre qui dépend du courant de décharge et des échanges thermiques autour du diélectrique. Puisque les caractéristiques électriques sont constantes, Il est donc possible d'étudier l'influence de la température à flux surfacique d'énergie quasi-constant. La figure 4 décrit l'évolution de la fréquence d'aérosol selon la température d'électrode, soit pendant l'évolution initiale de température en régime transitoire représenté par la courbe en pointillé ($Q=2 \text{ L}/\text{min}$, $V_{cc}=14.2 \text{ kV}$, $Fe=7 \text{ J.s}^{-1}.\text{cm}^{-2}$), soit pour différentes températures d'équilibre quasi stationnaire (courbe pleine) relatives à différentes fréquences de filaments identiques.

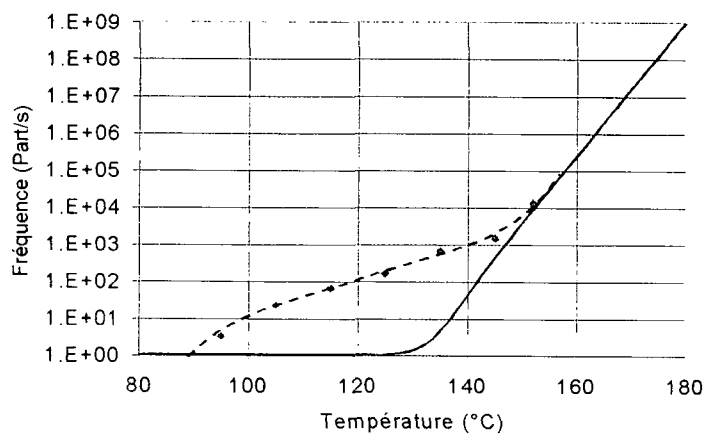


Figure 4: Evolution de la fréquence d'aérosol en régime transitoire (pointillé) et en régime quasi permanent en fonction de la température d'électrode ($^\circ\text{C}$)

Avant tout, il convient de souligner qu'à la mise sous tension, lorsque la décharge s'allume, il existe une bouffée de particules. Cette bouffée initiale peut provenir de la resuspension de particules peu adhérentes déjà déposées sur les surfaces.

Excepté cette bouffée initiale, la fréquence d'aérosol suit la température moyenne de la surface pour finir par la même fréquence de particule qu'à l'EQS. Toutefois, en régime transitoire, la fréquence d'aérosol est nulle pour des températures d'électrodes inférieures à $110 \text{ }^\circ\text{C}$. Cette température seuil en régime transitoire est différente de la température seuil à l'EQS ($140 \text{ }^\circ\text{C}$). Cela se

justifie par une différence entre les températures de surface et d'électrode plus importante pendant le régime transitoire qu'en régime stationnaire, dûe à l'inertie thermique de l'électrode sous la surface.

A flux surfacique d'énergie constant (lié à la charge par filament), la fréquence d'aérosol croît avec la température de surface, plus représentative de la température du spot aux des pieds des filaments. Cette dépendance est confirmée par une autre expérience qui consiste à refroidir l'air ambiant en partant de l'EQS. La diminution de la température de surface (sans modification du flux surfacique d'énergie ni des caractéristiques des filaments) s'accompagne effectivement d'une diminution de la fréquence d'aérosol. Ainsi, la dépendance de la fréquence d'aérosol vis à vis de la température de surface, pour des caractéristiques de filaments constantes, tend à prouver que la sublimation est le processus dominant pour la production de vapeur, sans exclure pour autant le bombardement ionique qui produirait probablement plus de particules sur des surfaces plus chaudes. Même si la température de surface (moins de 500 K) est inférieure à sa température de sublimation (> 2000 K), il ne faut pas perdre de vue que cette température moyenne (caractérisée par la mesure de la température d'électrode) résulte des transferts d'énergie sur de petites surfaces (~ 100 µm de diamètre) pendant des temps très brefs (~ 20 ns). L'évaluation du flux d'énergie par filament est donc de l'ordre de 10^{10} to 10^{15} J.s⁻¹.cm⁻² dans nos conditions. Même si une infime partie de ce flux d'énergie est réellement dissipée en chauffage de la surface, il est probable qu'aux pieds des filaments la température soit suffisante pour la fusion/sublimation de la surface.

c. Influence du débit : compétition entre production et collection

Le débit de gaz modifie à la fois le temps de transit et la température de la surface à l'équilibre, sans modifier notablement les conditions plasma. Sur la figure 5, les évolutions des fréquences d'aérosol avec le débit de gaz (entre 1 et 3 L/min) sont représentées pour 5 tensions (entre 14 kV et 16.7kV)

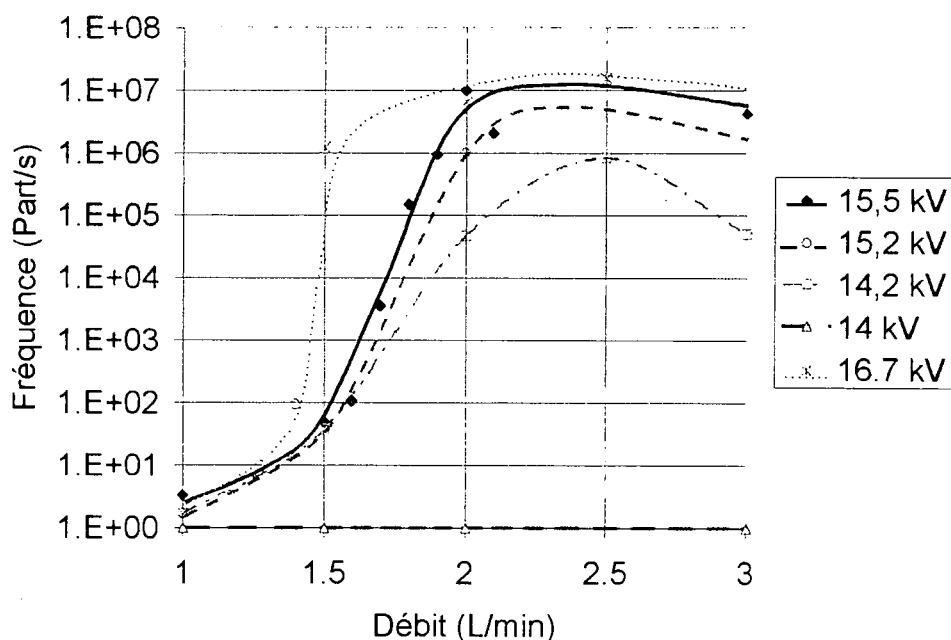


Figure 5: Fréquence d'aérosol production des particules en fonction du débit pour 5 tensions

Excepté pour la tension la plus faible, où la fréquence d'aérosol est nulle car le flux surfacique d'énergie est inférieur à $5 \text{ J.s}^{-1}.\text{cm}^{-2}$, toutes les courbes ont la même allure. La fréquence d'aérosol croît avec le débit jusqu'à un maximum qui dépend du flux surfacique d'énergie. Après ce maximum la fréquence d'aérosol diminue.

Pour des débits inférieurs à 1 L/min, la fréquence d'aérosol est nulle et ce quels que soient le flux surfacique d'énergie et la température de surface (à $T_{\text{ambiante}} = 20 \text{ }^\circ\text{C}$). Une explication potentielle réside dans le fait que l'augmentation du temps de transit de particules dans l'espace interdiélectrique favorise la charge et la collection des particules sur les surfaces. Cette hypothèse permet également d'expliquer l'évolution de la fréquence d'aérosol en fonction du débit détaillée ci dessous.

L'hypothèse repose sur le fait que même si la fréquence d'aérosol est nulle, il y a toujours production de particules dans le réacteur dès lors qu'il y a des filaments de décharges. Entre la production de vapeur par interaction des filaments sur les surfaces et la détection des particules en

sortie de réacteur. il existe au moins cinq processus simultanés : nucléation, croissance, transport, charge et collection/sortie.

Avant le maximum de fréquence d'aérosol (pour les faibles débits de gaz), les temps de transit longs (> 1 ms) permettent la croissance, la charge et la collection électrostatique des particules formées : la force électrostatique est dominante. Mais pour des temps de transit inférieurs à 1 ms (débits supérieurs à 1.5 L/min) les particules ont moins le temps de croître, d'être chargées et de se collecter : la force d'entraînement prédomine. Après le maximum, la fréquence d'aérosol reste quasiment constante, toutes les particules produites sont donc extraites du réacteur puisque seule la dilution intervient et que l'augmentation de la force d'entraînement ne se traduit pas par une augmentation du nombre de particules. La petite décroissance de fréquence d'aérosol observée à fort débit peut s'expliquer par un refroidissement des surfaces avec le débit. Ce refroidissement est d'autant plus important que le flux surfacique d'énergie est faible (faible tension) et donc que la température de surface est faible.

5. Conclusions

L'analyse granulométrique des produits particuliers des Décharges sur Barrière diélectrique et les mesures de concentration ont permis de mettre en évidence la production de particules submicroniques par nucléation des vapeurs produites très localement par interaction des filaments sur la surface du diélectrique.

En outre, la comparaison des fréquences de production des particules (part/s) selon la température de surface, à densité d'énergie surfacique ($J/s/cm^2$) constante démontre l'existence d'un seuil thermique de production de ces particules de 140 °C pour un aluminosilicate et de 160 °C pour un oxyde d'aluminium (non représenté sur les figures).

Enfin l'étude de l'influence du débit permet d'appréhender la compétition entre la production et la collection des particules au sein d'un DBD plan plan et de définir les conditions de production de nano particules. Si la température de surface peut modifier la production de vapeur, la charge, la coagulation brownienne ou coulombienne ainsi que le champ réduit de collection ($\sim E/P$), le temps de résidence (à flux surfacique d'énergie donné et quantité de charge par filament constante) modifie les processus impliqués depuis la production de vapeur jusqu'à la sortie de l'aérosol (production de vapeur, nucléation, croissance, charge et transport i.e. le rapport sortie sur collection).



Ainsi, la production d'aérosol peut être contrôlée pour utiliser les décharges à barrière diélectrique comme outil de production de nano-particules (cf. photo du revêtement obtenu par diffusion sur un objet 3D d'un connecteur à gaz en sortie de réacteur).

References

- [1] U. Kogelschatz et al. "From ozone generators to flat television screens: history and future potential of dielectric-barrier discharges"; Pure Appl. Chem., Vol 71 , No 10; pp 1819-1828; 1999
- [2] K V Kozlov et al. " Spatio-temporally resolved spectrometric diagnostics of the barrier discharge in air at atmospheric pressure "; J. Phys. D: Appl. Phys 34; pp 3164-3176; 2001
- [3] Hammer T., "Application of plasma technology in environment" Contrib. Plasma Phys., 39 441-462 ; 1999
- [4] JP Borra et al. "Electrical Discharge regimes and aerosol production in point-to-plane DC high-pressure cold plasmas: aerosol production by electrical discharges" JAS Vol29 No5/6 pp661-674 1998
- [5] L. Parissi et al. : Electrical discharge for environmental purposes; ed Raizers book; pp279-312; 1999
- [6] N. Jidenko et al. "Aerosol production by DBD in air at atmospheric pressure"; ISPC 16; 2003
- [7] V. I Gibalov et al. «The development of dielectric barrier discharges in gas gaps and on surfaces »; J. Phys. D: Appl. Phys 33; pp 2618-2636; 2000
- [8] M. Petit et al. "Electrical characterization of gas discharges using a numerical treatment" review of scientific instruments; Vol 73-7; pp 2705-2712; 2002
- [8] W.C.Hinds, Aerosol technology - Properties, behavior, and measurement of airborne particles , Wiley, New York, 1982
- [9] S. Masuda et al. « Boxer charger – a novel charging device for high resistivity powders », Conf. Rec. IEEE/IAS ANN. MEETING, Vol 1B, pp. 16, 1978
- [10] Pauleau « Thèse de l'université de Pau et des pays de l'Ardour » n°102, 1980

ETUDE PHENOMENOLOGIQUE DU DEPOT SEC D'AEROSOLS SUR UN COUVERT VEGETAL

A.Petroff *, A.Mailliat

IRSN, Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire,
Centre de Cadarache, 13108 St Paul lez Durance
alexandre.petroff@irsn.fr

TITLE

MECHANISTIC STUDY OF AEROSOLS DRY DEPOSITION ON VEGETATED CANOPIES.

ABSTRACT

Aerosols dry deposition onto agricultural and forest areas is investigated. A special attention is given to highly rough surfaces and sub-micronic aerosols. A theoretical framework has been developed, based on a mechanistic approach of the deposition occurring on each foliar surface. The collective effect of the foliage is taken into account through statistical distribution of the parameters controlling the local deposition. The applicability of the framework is demonstrated for some deposition mechanisms and for realistic conditions of canopy and aerodynamics.

RESUME

Les milieux agricoles et forestiers peuvent être exposés à une contamination d'aérosols. L'évaluation des flux de dépôts en conditions sèches reste très incertaine, notamment dans le cas des aérosols fins et des couverts fortement rugueux. Une méthode a été développée en vue de modéliser la captation de l'aérosol par le système foliaire. Elle s'appuie sur une vision mécaniste des dépôts sur chaque élément foliaire. L'effet collectif du feuillage est pris en compte au travers d'une statistique foliaire des paramètres contrôlant les dépôts élémentaires. L'intérêt de cette approche est illustrée, d'une part en déduisant pour quelques mécanismes la captation par un ensemble de feuilles, d'autre part en explicitant dans une configuration réaliste le dépôt à l'échelle du couvert.

INTRODUCTION

Cette recherche est menée dans le cadre des évaluations du risque radiologique dans les milieux agricoles ou forestiers exposés à une contamination atmosphérique par aérosols. Son objet principal est l'étude des dépôts en l'absence de précipitations (dépôts secs). Une attention particulière est portée aux aérosols compris entre quelques dixièmes de microns et quelques microns, cette échelle de tailles étant celle des particules qui ont contribué au transport à moyenne et longue distance de la majorité des radionucléides émis lors de l'accident de Chernobyl (Ogorodnikov *et al.*, 1994).

En général, les modèles de transport de polluants destinés à l'évaluation du risque radiologique ou à la prévision de la qualité de l'air estiment les dépôts sur une parcelle végétale à l'aide d'une vitesse de dépôt fonction de la granulométrie de l'aérosol, des caractéristiques aérodynamiques de l'atmosphère et de la nature du couvert végétal. Les paramétrisations usuelles de cette vitesse de dépôt, plus ou moins empiriques, ont été mises en défaut par des campagnes de mesures récentes réalisées en forêt ou en soufflerie avec différentes techniques de mesures (entre autres Gallagher *et al.*, 1997; Wyers and Duyzer, 1997; Ould-Dada, 2002). Celles-ci semblent indiquer que la vitesse de dépôt mesurée des aérosols sub-microniques est d'au moins un ordre de grandeur plus importante que les estimations fournies par les formulations actuellement utilisées (par exemple Slinn, 1982).

Ce constat conduit à réexaminer la modélisation de la vitesse de dépôt pour améliorer la prédiction de la rétention des aérosols par le couvert. Après une présentation de la méthode proposée, nous l'appliquerons dans une configuration réaliste de couvert végétal et estimerons la captation associée à quelques mécanismes de dépôt.

I. MODELE DE DEPOT DANS UN COUVERT VEGETAL

La méthode mise en œuvre consiste en deux étapes. La première, classique, fournit l'équation de transport d'un milieu aérosol traversant un couvert végétal. Dans cette équation, apparaît un terme de dépôt sur les éléments foliaires. L'originalité de l'approche réside dans la seconde étape qui, elle, traite de ce terme de dépôt. Elle consiste à expliciter localement les interactions entre aérosols et surface de captation et ce, à l'aide de paramètres propres à l'échelle d'un élément foliaire. L'effet collectif du couvert est obtenu grâce à l'introduction d'une fonction de distribution de ces paramètres. Elle conduit ainsi à expliciter des cadences de dépôt (homogènes à l'inverse d'un temps) et des vitesses macroscopiques de dépôt dont des expressions pratiques sont obtenues pour les mécanismes de dépôt liés à la diffusion brownienne, l'impaction inertielle et la sédimentation.

I.A. Transport dans un couvert végétal

L'établissement de l'équation de transport de l'aérosol dans un couvert végétal nécessite de définir trois aspects du problème, à savoir les caractéristiques du végétal qui interagit avec le milieu aérosol et provoque la rétention des particules ; les propriétés de l'aérosol et les phénomènes physiques l'affectant ; et enfin les propriétés dynamiques de l'écoulement du gaz porteur.

Pour ce qui est du couvert végétal, nous ne considérons comme surface de dépôt que les feuilles, les autres éléments (tronc, branches) ne présentant en comparaison qu'une faible surface d'échange. Concernant les mécanismes de transport considérés dans cette approche, seuls seront pris en compte la convection par l'écoulement gazeux, la sédimentation et les processus de diffusion associés au mouvement brownien et à la turbulence. Le milieu aérosol sera défini en tout point \vec{x} du milieu et à tout instant t par sa densité de concentration $\gamma(\vec{x}, t, d)$ qui fournit la distribution des particules dans les différentes classes de tailles caractérisées par leur diamètre particulaire d . L'écoulement gazeux, quant à lui, est turbulent.

Pour établir l'équation de transport, nous avons recours à l'approche classiquement utilisée pour étudier l'aérodynamique dans les couverts végétaux (par exemple Finnigan, 2000). Elle consiste, pour l'essentiel, en l'application de deux moyennes, sur le temps et l'espace. La première permet de ramener les caractéristiques turbulentes à des grandeurs moyennes. La seconde permet de passer de l'échelle locale (typiquement celle d'un élément foliaire) à l'échelle macroscopique via une intégration des grandeurs sur un volume élémentaire représentatif V du couvert (voir Figure 1). Les dimensions de ce dernier sont choisies de telle façon qu'il contienne un nombre suffisant d'éléments foliaires pour permettre un effet de moyenne. De plus, elles seront suffisamment petites pour rendre compte des variations spatiales des grandeurs étudiées.

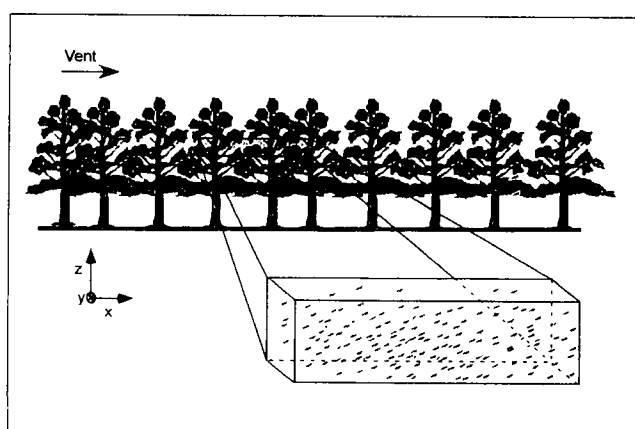


Figure 1 : Représentation d'un volume élémentaire représentatif de couvert végétal

Ces deux moyennes respectivement de temps et d'espace, appliquées à une grandeur ϕ (scalaire ou vectorielle) sont définies à tout instant t et en tout point \vec{x} du milieu aérosol par :

$$\bar{\phi}(t) = \frac{1}{T} \int_{t-T}^{t} \phi(\tau) d\tau \quad \text{et} \quad \langle \phi(\vec{x}) \rangle = \frac{1}{V} \iiint_{M \in V} \phi(\vec{x} + \vec{M}) d^3\omega \quad (1)$$

où T est le temps d'échantillonnage du signal instantané. Leur application successive au bilan local instantané d'une classe de taille de l'aérosol fournit l'équation du bilan à l'échelle macroscopique :

$$\frac{\partial \langle \bar{\gamma} \rangle}{\partial t} + \bar{\nabla} \cdot \left[\langle \bar{u} \rangle \langle \bar{\gamma} \rangle - W_s \langle \bar{\gamma} \rangle \bar{e}_z + \langle \bar{\gamma}' \bar{u}' \rangle + \langle \bar{\gamma}'' \bar{u}'' \rangle \right] = dD \quad (2)$$

où l'opérateur $\bar{\nabla}$ est l'opérateur de divergence, \bar{u} la vitesse instantanée du gaz, W_s la vitesse terminale de chute de l'aérosol ; $\bar{\gamma}' \bar{u}'$ le flux turbulent d'aérosols, $\langle \bar{\gamma}'' \bar{u}'' \rangle$ la corrélation entre les fluctuations spatiales de concentration et de vitesse que nous négligerons ici ; et dD la densité volumique de flux d'aérosols déposés sur les feuilles contenues dans le volume élémentaire.

L'équation de transport du milieu à l'échelle d'un volume représentatif de couvert végétal étant établie, il s'agit ensuite d'estimer le terme de dépôt.

I.B. Traitement du terme de dépôt

Nous proposons ici une modélisation de la captation de l'aérosol par le système foliaire à l'échelle macroscopique. L'approche originale que nous utilisons consiste à expliciter de façon déterministe pour chaque mécanisme le dépôt sur un élément foliaire ; puis d'en déduire une estimation sur un ensemble de feuilles en appliquant une méthode statistique basée sur la fonction de distribution construite à partir des paramètres qui contrôlent les dépôts.

En supposant que les m processus générant le dépôt agissent sur l'aérosol de manière indépendante, la densité volumique de dépôt dD s'exprime en séparant les contributions des différents mécanismes :

$$dD = \sum_{\alpha=1}^m D^\alpha \quad \text{avec} \quad D^\alpha = \frac{1}{V} \iint_{S_{veg}} \bar{J}^\alpha \cdot \bar{n} dS \quad (3)$$

où D^α et \bar{J}^α sont respectivement la densité volumique de dépôt et le flux associés au $\alpha^{i\text{ème}}$ processus, \bar{n} la normale sortante aux surfaces foliaires et S_{veg} la réunion de ces dernières. Les processus de dépôt envisagés dans cette étude sont la sédimentation, la diffusion brownienne, la diffusion turbulente, l'impaction inertielle, l'interception et l'impaction turbulente.

I.B.1. Approche proposée

Il est supposé que les particules, une fois déposées, adhèrent parfaitement à la surface et ne peuvent pas être remobilisées. Chaque surface foliaire Σ d'aire s est supposé isolée. Pour chaque processus, le dépôt sur cet élément foliaire s'écrit :

$$d^\alpha = \iint_{\Sigma} \bar{J}^\alpha \cdot \bar{n} dS \quad (4)$$

Il lui est associé une vitesse élémentaire effective de dépôt v^α définie par :

$$d^\alpha = -v^\alpha s \langle \bar{\gamma} \rangle \quad (5)$$

Ce dépôt élémentaire dépend d'une suite de paramètres ψ^α susceptibles d'évoluer dans un domaine $D(\psi^\alpha)$. Par exemple ceux-ci peuvent être des caractéristiques morphologiques de l'élément foliaire telles sa surface, son orientation ou bien des caractéristiques aérodynamiques à proximité de celui-ci. Le volume V est supposé contenir suffisamment d'éléments foliaires pour pouvoir y définir une moyenne statistique. Cette statistique nous permet d'exprimer le dépôt sur l'ensemble des surfaces

foliaires contenues dans le volume à partir des dépôts élémentaires sur chaque surface. Soient C^N et $f_{\psi}^{N,\alpha}$ respectivement le nombre total de surfaces foliaires par unité de volume et la fonction de distribution en nombre des éléments foliaires par rapport aux paramètres du dépôt. A l'échelle du volume représentatif, la densité volumique de dépôt associée à chaque processus est alors :

$$dD^{\alpha} = C^N \int_{D(\psi^{\alpha})} d^{\alpha} f_{\psi}^{N,\alpha} d\psi^{\alpha} = -r^{\alpha} \langle \bar{\gamma} \rangle \quad \text{avec} \quad r^{\alpha} = C^N \int_{D(\psi^{\alpha})} s v^{\alpha} f_{\psi}^{N,\alpha} d\psi^{\alpha} \quad (6)$$

expression dans laquelle est introduite la cadence de dépôt r^{α} propre au α^{ieme} mécanisme. Elle est homogène à l'inverse d'un temps. Il est commode de l'exprimer en fonction d'une vitesse macroscopique de dépôt V^{α} (définie pour un ensemble d'éléments foliaires) et de la densité volumique de surfaces foliaires du couvert a , cette dernière se définissant à partir de la fonction de distribution en nombre des éléments foliaires par rapport à leur surface, notée ici f_s^N .

$$r^{\alpha} = a V^{\alpha} \quad \text{avec} \quad V^{\alpha} = C^N \int_{D(\psi^{\alpha})} \frac{s v^{\alpha} f_{\psi}^{N,\alpha}}{a} d\psi^{\alpha} \quad \text{et} \quad a = C^N \int_{s=0}^{\infty} s f_s^N ds \quad (7)$$

La méthode proposée pour modéliser la captation de l'aérosol par le couvert végétal vient d'être présentée. Elle permet d'exprimer les cadences et les vitesses macroscopiques de dépôt associées à chaque processus. Des exemples d'utilisation de cette méthode vont à présent être développés.

I.B.2. Exemples de formulations simplifiées de la captation

Moyennant un certain nombre d'hypothèses simplificatrices, des formulations de cadence et de vitesse de dépôt sont proposées. Les mécanismes pris en exemple sont la diffusion brownienne, l'impaction inertielle et la sédimentation. Pour simplifier les écritures, nous omettrons dans la suite les symboles de moyennes en temps et en espace.

Les éléments foliaires se caractérisent par une dimension caractéristique l (largeur maximale de feuille ou diamètre d'aiguille) et une orientation. Cette dernière est définie par deux angles : l'inclinaison θ et l'azimut φ qui repèrent la normale à la surface foliaire en coordonnées sphériques. Nous supposons l'indépendance de ces trois variables aléatoires.

a) Dépôt par diffusion brownienne

Il est d'usage dans l'étude du transfert de masse d'un aérosol (de diffusivité brownienne D_B) à travers la couche limite autour d'un obstacle de dimension caractéristique l d'introduire le nombre de Sherwood Sh .

$$Sh = \frac{v^{Db} l}{D_B} \quad (8)$$

Ce transfert est indépendant de l'orientation de la surface réceptrice et implique la totalité de la surface foliaire. Dans cette première approche, le nombre de Sherwood est choisi constant. En exprimant la vitesse élémentaire efficace v^{Db} à partir de (8), la formulation de la vitesse macroscopique de dépôt est établie en appliquant (7).

$$V^{Db} = Sh D_B k_{l1} \quad \text{avec} \quad k_{l1} = \frac{\int_{l=0}^{\infty} l f_l(l) dl}{\int_{l=0}^{\infty} l^2 f_l(l) dl} \quad (9)$$

Bien sûr, dans la réalité, le nombre de Sherwood dépend à la fois des caractéristiques de l'écoulement amont, de celles de l'obstacle et de celles de l'aérosol. Des formulations semi-empiriques le reliant aux nombres de Schmidt et de Reynolds sont disponibles (par exemple

Schlichting, 1968 ou Schuepp, 1993 dans le cas des couches limites foliaires). Cependant leur utilisation ne ferait que compliquer l'exposé de la méthode et ne sera donc pas présentée ici.

b) Sédimentation :

Ce dépôt s'exprime usuellement en fonction de la vitesse terminale de chute de l'aérosol et du projeté horizontal de la face supérieure de l'obstacle. La vitesse élémentaire effective de dépôt s'écrit simplement :

$$v^S = \frac{1}{2} W_s \cos \theta \tag{10}$$

En appliquant (7), la vitesse macroscopique de dépôt s'écrit :

$$V^S = \frac{W_s}{2} k_{\theta 1} \quad \text{avec} \quad k_{\theta 1} = \int_{\theta=0}^{\pi/2} \cos \theta f_{\theta}(\theta) d\theta \tag{11}$$

c) Impaction inertielle :

L'étude du dépôt par impaction inertielle se fait usuellement en introduisant un coefficient d'efficacité E^{im} qui, pour des obstacles placés perpendiculairement à l'écoulement incident, est défini par :

$$E^{im} = \frac{v^{im}}{U} \tag{12}$$

La vitesse amont s'identifie dans notre étude à la vitesse macroscopique de l'écoulement que nous supposons horizontal. Ce flux s'applique seulement à la moitié de la surface foliaire (face amont) et dépend de l'orientation de la surface par rapport à l'écoulement. La vitesse élémentaire efficace s'écrit :

$$v^{im} = \frac{1}{2} E^{im} U \sin \theta \cos \varphi \tag{13}$$

Le coefficient d'efficacité est usuellement relié au nombre de Stokes St , qui s'exprime en fonction du temps de relaxation de la particule τ et de la vitesse amont de l'écoulement. La relation proposée par (Peters and Eiden, 1992) est :

$$E^{im} = \left(\frac{St}{1+St} \right)^2 \quad \text{avec} \quad St = 2 \frac{\tau U}{l} \tag{14}$$

soit au premier ordre : $E^{im} \propto St^2$. La vitesse macroscopique de dépôt s'écrit en utilisant (7) :

$$V^{im} = 2\tau^2 U^{-3} k_{l2} k_{\theta 2} k_{\varphi} \quad \text{avec} \quad k_{l2} = \frac{1}{\int_{l=0}^{\infty} l^2 \cdot f_l(l) dl}, \quad k_{\theta 2} = \int_{\theta=0}^{\pi/2} \sin \theta f_{\theta}(\theta) d\theta \quad \text{et} \quad k_{\varphi} = \int_{\varphi=0}^{\pi/2} \cos \varphi f_{\varphi}(\varphi) d\varphi \tag{15}$$

Cette première étape de l'étude nous a permis d'établir l'équation de transport de l'aérosol à l'intérieur du couvert. La méthode visant à estimer les dépôts selon chaque mécanisme a été présentée. Des exemples d'utilisation de cette méthode ont été donnés pour les processus de diffusion brownienne, de sédimentation et d'impaction inertielle. Nous allons à présent appliquer ces formulations simplifiées dans une configuration réaliste de couvert végétal et de conditions aérodynamiques.

II. APPLICATION

Pour appliquer la méthode, nous devons renseigner les différentes fonctions de distributions introduites précédemment ainsi que les caractéristiques macroscopiques du système, c'est à dire du couvert végétal, de l'écoulement gazeux et de l'aérosol.

Le couvert végétal choisi est une forêt d'épicéas de hauteur moyenne h , supposée homogène horizontalement et qui a fait l'objet d'une campagne de mesures aérodynamiques (Landsberg and Jarvis, 1973). Nous supposons une distribution uniforme du diamètre des aiguilles (assimilées à des

cylindres) sur l'intervalle $[0, L]$. Dans le cadre de l'étude du comportement radiatif des couverts végétaux, la distribution de l'azimut φ est couramment prise uniforme (Ross, 1981). Suivant (Goel and Strebel, 1984), nous choisissons d'exprimer la fonction de distribution de l'inclinaison foliaire θ par une Beta-distribution, dont les paramètres μ et ν varient selon le végétal, soit

$$f_{\theta}(\theta, \mu, \nu) = \frac{2}{\pi} \frac{\Gamma(\mu + \nu)}{\Gamma(\mu)\Gamma(\nu)} \left(1 - \frac{2\theta}{\pi}\right)^{\mu-1} \left(\frac{2\theta}{\pi}\right)^{\nu-1} \quad (16)$$

expression dans laquelle apparaît la fonction Gamma d'Euler $\Gamma(x)$. Le couvert sera supposé érectophile, ce qui signifie que les aiguilles sont préférentiellement orientées selon la verticale. Les valeurs correspondantes sont : $\mu = 1,172$ et $\nu = 2,77$. Suivant (Bache, 1986), nous supposons que la densité de surface foliaire a suit une loi gaussienne en fonction de l'altitude. La campagne de mesures nous permet d'en ajuster les différents paramètres. L'écoulement à l'intérieur du couvert végétal est supposé stationnaire et se caractérise par la vitesse horizontale. Suivant (Cionco, 1972), nous supposons un profil vertical de vitesse d'allure exponentielle. Quand à l'aérosol, il est supposé homogène, de forme sphérique. Il contient trois classes granulométriques, correspondant à des diamètres de $0,1 \mu\text{m}$, $0,5 \mu\text{m}$ et $2 \mu\text{m}$.

Les vitesses macroscopiques de dépôt par diffusion brownienne, par sédimentation et par impaction inertielle (9, 11, 15) se réécrivent comme :

$$V^{Db} = \frac{3 \text{Sh} D_B}{2 L}, \quad V^S = K_1 W_S \text{ avec } K_1 \approx 0,212, \quad \text{et} \quad V^{Im} = K_2 \frac{U^3}{(L/\tau)^2} \text{ avec } K_2 \approx 3,243 \quad (17)$$

L'évolution verticale de la captation de l'aérosol par le système foliaire est suivie sur la Figure 2 au travers de la cadence de dépôt intégrée sur les trois processus, c'est-à-dire $r = a (V^{Db} + V^S + V^{Im})$.

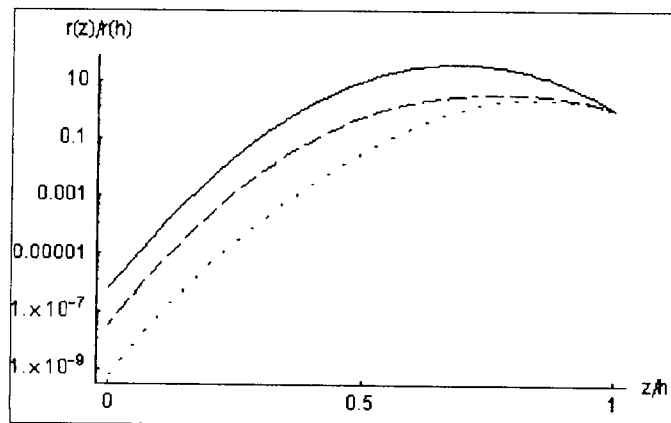


Figure 2 : Profils adimensionnés de cadence de dépôt en fonction de l'altitude pour des diamètres de $0,1 \mu\text{m}$ (trait continu), $0,5 \mu\text{m}$ (pointillés longs), et $2 \mu\text{m}$ (pointillés courts).

Nous supposons que la densité de concentration varie faiblement à l'intérieur du couvert, c'est à dire que le brassage turbulent assure une bonne homogénéisation du milieu. Le dépôt à l'échelle de la parcelle peut alors être estimé en fonction de la taille des particules via la vitesse intégrale de dépôt qui se déduit de la connaissance de r :

$$V_d(d) = \int_0^h r(z, d) dz \quad (18)$$

Son évolution en fonction du diamètre des particule est représentée sur la Figure 1. Pour la gamme des aérosols fins, la vitesse de dépôt estimée est très faible. Elle est d'au moins un ordre de grandeur inférieure aux résultats des campagnes de mesures évoquées précédemment. Cela s'explique par le fait que seuls les processus de diffusion brownienne, de sédimentation et d'impaction inertielle ont été pris en compte dans le cadre de cette présentation.

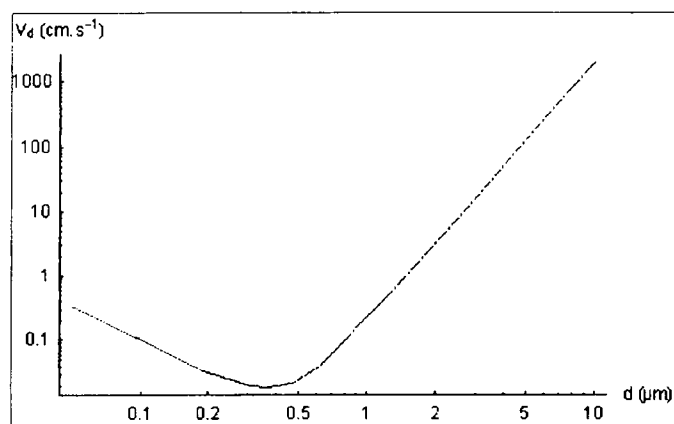


Figure 3 : Profil de vitesse de dépôt global en fonction du diamètre

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Une méthode visant à prédire la captation des aérosols par les couverts végétaux a été proposée. Elle a été appliquée dans une configuration simple de couvert végétal et d'écoulement gazeux. En ne tenant compte que de trois processus de dépôt (diffusion brownienne, sédimentation et impaction inertielle), nous avons pu étudier la rétention des aérosols d'abord à l'échelle d'un ensemble de feuilles puis à l'échelle de la parcelle végétale. Nous avons démontré par là l'intérêt de l'approche développée.

Les développements futurs porteront d'une part sur les autres mécanismes impliqués dans le dépôt sec des aérosols, avec une attention particulière pour ceux suspectés d'être responsables du dépôt des particules fines, en particulier l'impaction turbulente, l'interception (par les micro-structures de la surface foliaire) et éventuellement les effets phorétiques. D'autre part il nous faudra préciser l'influence éventuelle des effets d'abri entre les feuilles, qui pour l'instant est négligée.

REFERENCES

- Bache, D. H. (1986) Momentum transfer to plant canopies : Influence of structure and variable drag. *Atmos. Environ.* **20**, 1369.
- Cionco, R. (1972) A wind profile index for canopy flow. *Bound.-Layer Meteor.* **3**, 255.
- Finnigan, J. J. (2000) Turbulence in plant canopies. *Ann. Rev. Fluid Mech.* **32**, 519.
- Gallagher, M. W., Beswick, K. M., Duyzer, J. H., Westrate, H., Choularton, T. W. and Hummelshoj, P. (1997) Measurements of aerosol fluxes to Speulder Forest using a micrometeorological technique. *Atmos. Environ.* **31**, 359.
- Goel, N. S. and Strebel, D. E. (1984) Simple beta distribution representation of leaf orientation in vegetation canopies. *Agron. J.* **76**, 800.
- Landsberg, J. J. and Jarvis, P. G. (1973) A numerical investigation of the momentum balance in a spruce canopy. *J. Appl. Ecol.* **10**, 645.
- Ogorodnikov, B. I., Budyka, A. K. and Skitovitch, V. I. (1994) Radioactive aerosols near Chernobyl in 1986-1992. *J. Aerosol Sci.* **25**, 269.
- Ould-Dada, Z. (2002) Dry deposition profile of small particles within a model spruce canopy. *Sci. Total Environ.* **286**, 83.
- Peters, K. and Eiden, R. (1992) Modelling the dry deposition velocity of aerosol particles to a spruce forest. *Atmos. Environ.* **26**, 2555.
- Ross, J. (1981) *The radiation regime and architecture of plant stands*. Junk, W. Publishers, The Hague.
- Schlichting, H. (1968). *Boundary layer theory*. McGraw-Hill, New York.
- Schuepp, P. H. (1993) Leaf boundary layers. *New Phytol.* **125**, 477.
- Slinn, W. G. N. (1982) Prediction for particle deposition to vegetative canopies. *Atmos. Environ.* **16**, 1785.
- Wyers, G. P. and Duyzer, J. H. (1997) Micrometeorological measurement of the dry deposition flux of sulfate and nitrate to coniferous forest. *Atmos. Environ.* **31**, 333.

Modélisation numérique de la dynamique des aérosols: le module SIREAM (Size REsolved Aerosol Model)

Edouard Debry et Bruno Sportisse *
Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Centre d'Enseignement et
de Recherche sur l'Environnement Atmosphérique (CEREA)

CFA03. 10-11 décembre 2003

RESUME Nous présentons un modèle résolu en taille décrivant l'évolution d'une distribution d'aérosols troposphériques (organiques et inorganiques) sous l'effet des processus de condensation/évaporation, coagulation et nucléation. Nous décrivons l'approche lagrangienne que nous avons choisie et quelques résultats notamment sur le comportement dynamique des aérosols. Nous montrons l'existence de modèles réduits pour lesquels les aérosols de petite taille peuvent être supposés à l'équilibre de conversion gaz/particule.

1 Modèle lagrangien

1.1 Traitement de la condensation/évaporation (c/e)

Dans la suite, $q_i(m, t)$ représente la densité totale de concentration en espèce X_i dans les aérosols de masse sèche m à l'instant t : par exemple q_{SO_4} est la somme des densités du sulfate sous forme ionique, dissoute ou solide. $n(m, t)$ est la densité de concentrations en aérosols de masse sèche m . On note n_e le nombre d'espèces lumpées du système et q la densité de masse totale, $q \triangleq \sum_{i=1}^{n_e} q_i$.

Pour une hypothèse de mélange interne, les équations eulériennes de c/e s'écrivent ([1]) :

$$\frac{\partial n}{\partial t} + \frac{\partial(I_0 n)}{\partial m} = 0, \quad i = 1, \dots, n_e, \quad \frac{\partial q_i}{\partial t} + \frac{\partial(I_0 q_i)}{\partial m} = (I_i n)(m, t) \quad (1)$$

où I_i est le flux de transfert de masse en espèce X_i et I_0 la vitesse de grossissement des aérosols, $I_0 \triangleq \sum_{i=1}^{n_e} I_i$.

La conservation de la masse donne la concentration gazeuse c_i en espèce semi-volatile X_i , de concentration total K_i : $c_i(t) + \int_{m_0}^{\infty} q_i(m, t) dm \triangleq K_i$.

* debry@cerea.enpc.fr, sportisse@cerea.enpc.fr

Le traitement numérique de ces équations est particulièrement délicat, notamment du fait de la diffusion numérique qu'induit un faible nombre de points de discrétisation (ce qui est le cas en pratique pour des applications 3D). Cet inconvénient peut être évité par un modèle lagrangien.

Nous définissons n_s courbes caractéristiques :

$$j = 1, \dots, n_s, \quad \frac{d\bar{m}^j}{dt}(t) = I_0(\bar{m}^j, t) \quad (2)$$

Sur chacune des n_s boîtes lagrangiennes $[\bar{m}^j(t), \bar{m}^{j+1}(t)]$, des valeurs intégrées sont données par :

$$\bar{n}^j(t) = \int_{\bar{m}^j(t)}^{\bar{m}^{j+1}(t)} n(m, t) dm, \quad i = 1, \dots, n_e \quad \bar{q}_i^j = \int_{\bar{m}^j(t)}^{\bar{m}^{j+1}(t)} q_i(m, t) dm \quad (3)$$

La conservation de la masse se réécrit alors facilement : $c_i(t) + \sum_{j=1}^{n_s} \bar{q}_i^j(t) = K_i$. Après calcul, les équations d'évolution deviennent :

$$\frac{d\bar{n}^j}{dt} = 0 \quad i = 1, \dots, n_e \quad \frac{d\bar{q}_i^j}{dt} = \int_{\bar{m}^j}^{\bar{m}^{j+1}} (I_i n)(m, t) dm \simeq I_i^j(\bar{m}^j, t) \bar{n}^j \quad (4)$$

où l'on voit que le nombre d'aérosols dans chaque boîte reste constant. L'intégrale (a priori non calculable) est approchée par un calcul du transfert de masse au point moyen $\bar{m}^j \triangleq \frac{\bar{q}_i^j}{\bar{n}^j}$.

1.2 Modélisation du transfert de masse

Le transfert de masse I_i est modélisé par l'expression :

$$I_i = 2\pi D_i d_p f(K_{n_i}, \alpha_i) \left(c_i - \eta(d_p) c_i^{eq}(m_1, \dots, m_{n_e}, RH, T) \right) \quad (5)$$

où D_i est le coefficient de diffusion de l'espèce semi-volatile X_i dans l'air, f le facteur de correction suivant le nombre de Knudsen et le coefficient d'accommodation α_i , $\eta(d_p)$ est la correction due à l'effet Kelvin, et c_i^{eq} la concentration gazeuse en X_i à la surface de l'aérosol avec laquelle celui-ci est supposé être à l'équilibre thermodynamique.

Cette dernière concentration est une fonction non-linéaire de la composition interne de l'aérosol, m_1, \dots, m_{n_e} , ainsi que du taux d'humidité RH et de la température T :

- **Espèces inorganiques** : on utilise le module de Thermodynamique *ISORROPIA* [2]. Deux cas peuvent se produire :
 - si l'aérosol est liquide, le pH de l'aérosol peut a priori varier. Cependant la rapide variation de concentration des ions H^+ introduit une raideur ([3]) que l'on corrige en limitant le flux d'ion H^- ([4]).
 - si l'aérosol est solide, *ISORROPIA* ne donne que le produit des c_i^{eq} pour chaque solide existant ; on utilise alors la relation d'électroneutralité des flux qui permet de fermer le modèle ([4]).

- **Espèces organiques** : on utilise le modèle [5]. Dans celui-ci la phase organique est supposée être un mélange idéal, dans lequel les c_i^{eq} sont données par la loi de Henry :

$$c_i^{eq} = (c_i^{eq})^*(T)x_i, \quad x_i = \frac{m_i/M_i}{\sum_{k_{org}} m_k/M_k} \quad (6)$$

où $(c_i^{eq})^*$ est la concentration d'équilibre du composant pur, fonction unique de la température et x_i la fraction molaire de l'espèce organique X_i dans la phase organique, et M_i sa masse molaire.

Le transfert de masse I_i (5) dépend explicitement du diamètre d_p de l'aérosol. Le volume total de l'aérosol se décompose en sa partie inorganique, liquide et solide, et sa partie organique :

$$\frac{\pi d_p^3}{6} = V_{inorg-liq} + V_{inorg-sol} + V_{org} \quad (7)$$

Le volume total occupé par les solides (phase pure) est exactement la somme des volumes occupés par chacun d'eux, tandis que le volume de liquide est, par exemple pour l'inorganique, une fonction extensive de la composition :

$$V_{inorg-sol} = \sum_{i_s} \frac{m_{i_s}}{\rho_{i_s}^*}, \quad V_{inorg-liq} = \sum_{i_l} V_{i_l} n_{i_l}, \quad V_{i_l} \simeq \frac{M_{i_l}}{\rho_{i_s}^*} \quad (8)$$

où $\rho_{i_s}^*$ est la masse volumique du composant solide pur X_{i_s} et V_{i_l} (resp. n_{i_l}) est le volume molaire partiel (resp. le nombre de moles) de X_{i_l} , espèce liquide dissoute ou ionique.

1.3 Modèle 0D d'aérosols

On souhaite garder les avantages du modèle lagrangien précédent en y incluant la coagulation et la nucléation. En pratique, on est amené à splitter la c/e des processus de nucléation et coagulation, qui sont traités après projection sur une grille fixe des boîtes lagrangiennes.

La nucléation et la coagulation sont résolues de manière couplées par le schéma *ETR*. Le modèle de nucléation est celui du mélange $H_2SO_4 - H_2O$ paramétrisée par [6]. Le modèle de coagulation est un modèle classique de "size-binning".

Sur la grille fixe on résout les Eqs. ¹ suivantes, $k = 1, \dots, n_s$:

$$\frac{d\tilde{n}^k}{dt} = \frac{1}{2} \sum_{j_1=1}^k \sum_{j_2=1}^k f_{j_1 j_2}^k \tilde{n}^{j_1} \tilde{n}^{j_2} - \tilde{n}^k \sum_{j=1}^{n_s} f_{k j} \tilde{n}^j + \delta_{(1,k)} J_0(t) \quad (9)$$

$$\frac{d\tilde{q}_i^k}{dt} = \sum_{j_1=1}^k \sum_{j_2=1}^k f_{j_1 j_2}^k \tilde{q}_i^{j_1} \tilde{n}^{j_2} - \tilde{q}_i^k \sum_{j=1}^{n_s} f_{k j} \tilde{n}^j + \delta_{(1,k)} m_0^i(t) J_0(t) \quad (10)$$

où $J_0(t)$ et m_0^i sont respectivement le taux de nucléation et la masse en espèce X_i du nucleus, et le coefficient $f_{j_1 j_2}^k$ est la proportion d'aérosols des boîtes j_1 et j_2 dont la coagulation aboutit dans la boîte k . Ces derniers coefficients sont attachés à la grille fixe et peuvent donc être pré-calculés.

¹où δ est le symbole de Kronecker.

2 Comportement dynamique

2.1 Résolution numérique

Les équations (2) et (4) que l'on souhaite résoudre peuvent se mettre sous la forme d'un système d'évolution $\frac{dx}{dt} = f(x, t)$ que l'on résoud soit par un schéma explicite (*ETR* : explicite trapézoïdal) soit par un schéma implicite (*ROS2*, [7]).

Les figures 1 et 2 illustrent respectivement l'évolution de la distribution numérique d'aérosols et de leur composition chimique, où l'on est parti d'une composition uniforme.

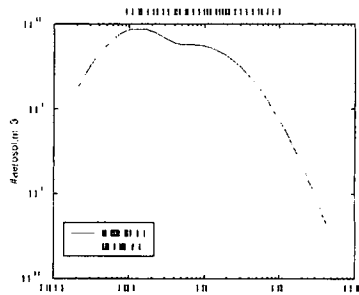


FIG. 1 – Evolution de la distribution numérique

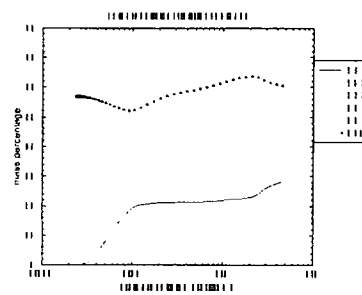


FIG. 2 – Composition finale des aérosols

La figure 3 montre l'erreur quadratique relative ramenée au temps CPU pour les deux schémas numériques pour un nombre de boîtes lagrangiennes variable (10, 30, 50). A nombre de boîtes égal on observe que le schéma implicite est nettement plus efficace.

La figure 4 représente l'évolution du pas de temps, choisi de manière adaptative, pour un cas donné et illustre le fait que la méthode implicite permet de prendre des pas de temps plus grand tout en conservant la précision voulue.

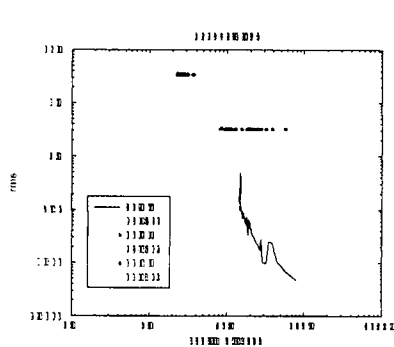


FIG. 3 – RMS vs temps CPU.

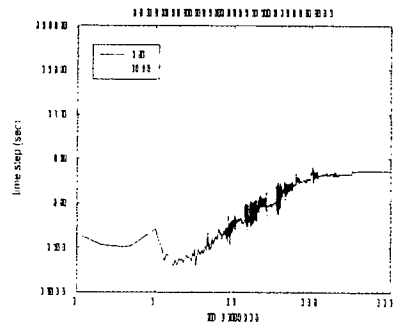


FIG. 4 – Evolution du pas de temps adaptatif.

2.2 Réduction de modèle

La raideur du modèle peut être mise en évidence à l'aide d'une étude spectrale. La figure 5 montre que les valeurs propres du système s'étalent sur plusieurs ordres de grandeur.

La figure 6 représente le rapport entre la norme des vecteurs propres correspondant au plus grandes valeurs propres et la norme de ceux correspondant aux plus petites. Ainsi on observe que l'essentiel de la raideur se "concentre" sur les plus petits aérosols, qui atteignent un équilibre dynamique rapidement.

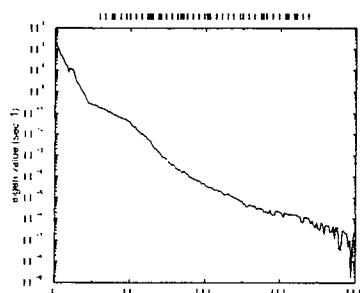


FIG. 5 – Distribution des valeurs propres du système.

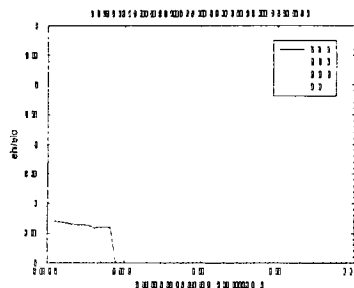


FIG. 6 – Distribution du ratio de la composante rapide des espèces sur composante lente.

De ces observations découle l'idée, déjà développée dans [8], de découpler le spectre d'aérosols en résolvant directement l'équilibre des petits aérosols, et de manière dynamique les gros aérosols. On note j_c cette délimitation.

L'équilibre des petits aérosols revient alors à substituer aux équations d'évolution le système algébrique non linéaire :

$$i = 1, \dots, n_e, \quad j = 1, \dots, j_c, \quad F_i^j = 0 \quad (11)$$

Notons pour conclure que deux approches sont envisageables (résultats non reportés ici) pour résoudre ce système réduit, soit une résolution de type "bulk equilibrium" ([9]), soit une résolution résolue en taille ([10]) par des méthodes itératives ou de Newton-Raphson.

Conclusion

Nous disposons à présent d'un modèle 0D d'aérosols résolu en taille, prenant en compte espèces inorganiques et organiques. Ce modèle peut être aisément porté dans un code "hôte" de chimie-transport pour des simulations 3D. L'insertion dans le modèle 3D POLAIR est en cours et va permettre de mener des comparaisons à des mesures aux échelles régionale et européenne.

La suite logique du travail sur le modèle SIREAM est une meilleure prise en compte du couplage entre espèces organiques et inorganiques, notamment via le contenu en eau liquide des aérosols, et l'extension à un modèle de mélange externe.

Remerciements

Nous remercions Spyros Pandis (Carnegie Mellon University) pour son aide. Ce travail est effectué dans le cadre du projet PAM (Pollution Atmosphérique Multiphasique) soutenu par le programme Primequal.

Références

- [1] J.H. Seinfeld and S.N. Pandis. *Atmospheric chemistry and Physics*. Wiley-interscience, 1998.
- [2] A. Nenes, S.N. Pandis, and C. Pilinis. Isorropia : A new thermodynamic equilibrium model for multicomponent inorganic aerosols. *Aquatic geochemistry*, 4 :123–152, 1998.
- [3] Q. Sun and A.S. Wexler. Modeling urban and regional aerosols - condensation and evaporation near acid neutrality. *Atmospheric Environment*, 32(20) :3257–3531, 1998.
- [4] C. Pilinis, K.P. Capaldo, A. Nenes, and S.N. Pandis. Madm - a new multi-component aerosol dynamic model. *Aerosol Science and Technology*, 32 :482–502, 2000.
- [5] B. Schell, I.J. Ackermann, H. Hass, F.S. Binkowski, and A. Ebel. Modeling the formation of secondary organic aerosol within a comprehensive air quality model system. *Journal of Geophysical Research*, 106(D22) :28275–28293, November 2001.
- [6] H. Vehkamäki, M. Kulmala, I. Napari, Lehtinen K.E.J., C. Timmerreck, M. Noppel, and A. Laaksonen. An improved parameterization for sulfuric acid-water nucleation rates for tropospheric and stratospheric conditions. *Journal of Geophysical Research*, 107(D22) :4622, 2002.
- [7] R. Djouad, B. Sportisse, and N. Audiffren. Numerical simulation of aqueous-phase atmospheric models : use of a non-autonomous rosenbrock method. *Atmos. Environ.*, 36 :873–879, 2002.
- [8] K.P. Capaldo, C. Pilinis, and S.N. Pandis. A computationally efficient hybrid approach for dynamic gas/aerosol transfer in air quality models. *Atmospheric Environment*, 34 :3617–3627, 2000.
- [9] S.N. Pandis, A.S. Wexler, and J.H. Seinfeld. Secondary organic aerosol formation and transport -ii. predicting the ambient secondary organic aerosol size distribution. *Atmospheric Environment*, 27A(15) :2403–2416, 1993.
- [10] M.Z. Jacobson, A. Tabazadeh, and R.P. Turco. Simulating equilibrium within aerosols and nonequilibrium between gases and aerosols. *Journal of Geophysical Research*, 101(D4) :9079–9091, April 1996. American Geophysical Union.

Etude de la pénétration des aérosols à travers une paroi en béton fissurée par des contraintes sismiques

T. Gelain*, F. Gensdarmes, J. Vendel.

Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, 91191 Gif-sur-Yvette.
thomas.gelain@irsn.fr

TITLE

Experimental study on aerosol penetration through cracked concrete walls.

ABSTRACT

Within the framework of the safety assessment of the nuclear fuel facilities, we investigate the leakage of a reinforced concrete wall, cracked by shear stresses characteristic of a seism. The purpose of this study is to measure the retention of the aerosol particles in a cracks network formed by shear stresses. The measurement are carried out for upstream and downstream pressure drops ranging from 10 to 200 hPa, which are representatives of the wind effect or the fire risk onto a building.

After an aeraulic characterisation of the cracks network, we inject aerosol with a vibrating orifice aerosol generator. We study retention for 0.15 to 5 μm aerosol diameters ($v < 1 \text{ m.s}^{-1}$) to study different deposition laws.

The preliminary results show that, for low velocities, the retention of 1 μm aerosol particles into the cracks network decreases when the velocity increases because of the sedimentation of aerosol particles.

RESUME

Dans le cadre de la sûreté des laboratoires et usines du domaine nucléaire, nous étudions l'étanchéité de voiles en béton armé fissurés par des contraintes de cisaillement caractéristiques d'un séisme. Pour cela, nous mesurons les débits de gaz et la rétention des particules dans les fissures du béton pour des différences de pressions amont - aval comprises entre 10 hPa et 200 hPa représentant d'une part, l'effet du vent, d'autre part, le risque incendie sur un bâtiment.

L'objectif général de ce travail est de valider un modèle de calcul de la rétention des aérosols par des fissures dans des parois en béton.

Après une première caractérisation aéraulique nous permettant d'accéder aux paramètres du réseau de fissures, nous injectons un aérosol dans l'installation, et nous mesurons la fraction de particules pénétrantes. La rétention est étudiée pour des diamètres d'aérosols égaux à 0,15, 1 et 5 μm , ce qui permet d'étudier le cas d'un aérosol "pénétrant" (par analogie avec la filtration) et le cas d'un aérosol dont l'évolution est dominée par l'inertie des particules.

Les résultats préliminaires pour un diamètre égal à 1 μm montrent que pour des faibles vitesses, la rétention des particules suit bien une loi de dépôt induit par la sédimentation.

INTRODUCTION.

Dans le cadre de la sûreté des laboratoires et usines du domaine nucléaire, nous étudions l'étanchéité de voiles en béton armé fissurés par des contraintes de cisaillement caractéristiques d'un séisme. Pour cela, nous mesurons les débits de gaz et la rétention des particules dans les fissures de la paroi en béton pour des différences de pressions amont - aval comprises entre 10 hPa et 200 hPa représentant d'une part, l'effet du vent, d'autre part, le risque incendie sur un bâtiment.

L'objectif général de ce travail est de valider un modèle de calcul de la rétention des aérosols par des fissures dans des parois en béton. Ce sujet est complexe car de nombreux facteurs contribuent à la rétention des aérosols par les fissures. On peut citer tout d'abord le dépôt à l'intérieur de la fissure, le dépôt à l'entrée de la fissure et l'évolution des caractéristiques de la fissure due au dépôt des particules (obstruction). Ces phénomènes ont été étudiés avec des géométries idéales telles que les capillaires ou les fentes (Morewitz, 1982; Clement, 1995; Carrié et Modera, 2002), mais rarement avec des fissures réelles et bien caractérisées (Farrar et Girrens, 1992).

Notre démarche consiste à déterminer les caractéristiques aérauliques du réseau de fissures (ouverture, régime de l'écoulement,...) obtenu par cisaillement d'une paroi en béton, puis à mesurer la rétention des particules par les fissures pour différents diamètres de particules et différentes vitesses d'écoulement. Finalement, nous interprétons les mesures expérimentales de rétention d'aérosols en utilisant les caractéristiques aérauliques des fissures et les différents modèles de dépôt existant dans la littérature.

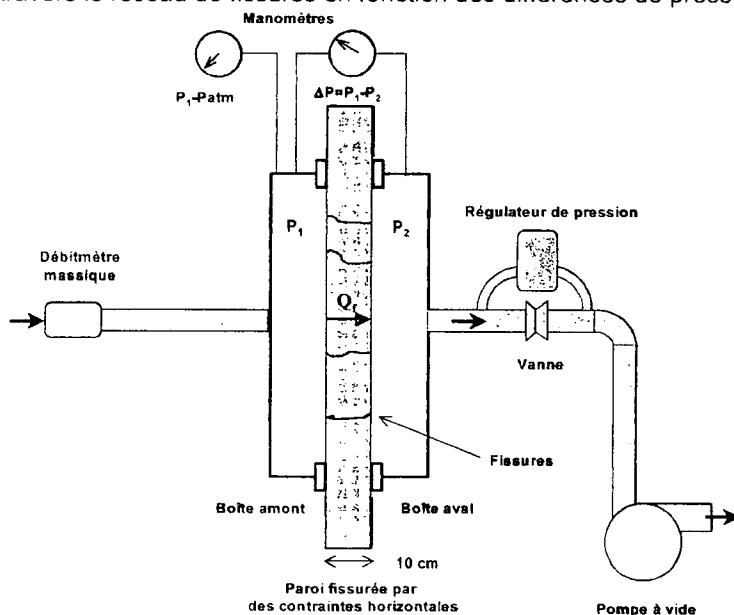
CARACTERISATION AERAULIQUE DU RESEAU DE FISSURES.

L'étude est réalisée sur une paroi en béton armé (130 x 77 x 10 cm) présentant un réseau de fissures d'une étendue totale égale à 11,8 m. Pour déterminer une ouverture équivalente du réseau de fissure e , nous utilisons la loi d'écoulement de Poiseuille pour un écoulement laminaire compressible. Cette loi relie le débit massique dans la fissure à la différence des carrés des pressions amont et aval.

$$Q_f = \frac{l \cdot e^3 \cdot (P_1^2 - P_2^2)}{24 \cdot \mu \cdot L \cdot r \cdot T} \quad (1)$$

où Q_f représente le débit de fuite massique ($\text{kg} \cdot \text{s}^{-1}$), e l'ouverture équivalente de la fissure (m), μ la viscosité dynamique du fluide ($\text{Pa} \cdot \text{s}$), L la profondeur de la fissure (m), l l'étendue de la fissure (m), P_1 et P_2 respectivement les pressions absolues en amont et en aval de la paroi (Pa), r la constante des gaz parfait ($\text{J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$) et T la température (K).

La figure 1 présente la méthode expérimentale mise en œuvre pour la mesure du débit de fuite à travers le réseau de fissures en fonction des différences de pression amont - aval qui sont appliquées.



La zone fissurée est isolée par deux boîtes en acier inox accolées des deux côtés de la paroi.

Une pompe reliée à la boîte aval crée une dépression entre l'amont et l'aval et engendre ainsi une fuite à travers la paroi fissurée.

Un débitmètre massique est relié à la boîte amont et mesure le débit de fuite au travers de la paroi.

Connaissant le débit de fuite aux dépressions correspondantes (figure 5) ainsi que les paramètres géométriques et aérauliques, on détermine, à l'aide de la loi de Poiseuille (1), l'ouverture équivalente du réseau de fissures e .

Figure 1 : montage expérimental pour la caractérisation aéraulique.

RETENTION DES AEROSOLS DANS LE RESEAU DE FISSURES.

Nous représentons sur la figure 2 un schéma du dispositif expérimental que nous avons mis en œuvre pour mesurer la rétention d'un aérosol monodispersé dans un réseau de fissures caractérisé.

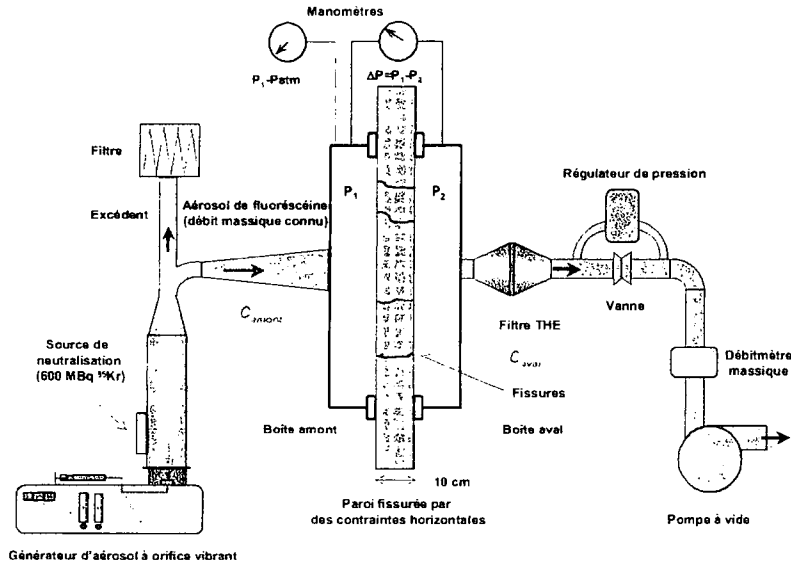


Figure 2 : montage expérimental pour la rétention d'aérosols.

Ce montage présente une partie amont et une partie aval.

La partie amont est constituée d'une boîte étanche en acier inox accolée à la paroi fissurée. Cette boîte est reliée à un générateur d'aérosol à orifice vibrant par l'intermédiaire d'un cône permettant de diminuer les vitesses d'injection et d'éviter l'impaction sur la paroi. Le générateur permet de produire des aérosols de diamètres allant, dans notre cas, de 0,15 à 5 μm .

La partie aval est constituée également d'une boîte étanche en inox accolée à la paroi fissurée. Celle-ci est reliée à un porte-filtre muni d'un filtre THE permettant de collecter les aérosols pénétrants. A l'extrémité du circuit se trouve une pompe à vide, précédée d'un débitmètre massique, permettant de créer la dépression entre la boîte amont et la boîte aval.

Les premiers essais ont été réalisés avec un aérosol monodispersé de diamètre aérodynamique proche de 1 μm . Sur la figure 3, nous représentons la granulométrie de cet aérosol mesurée avec un APS (Aerodynamic Particle Sizer).

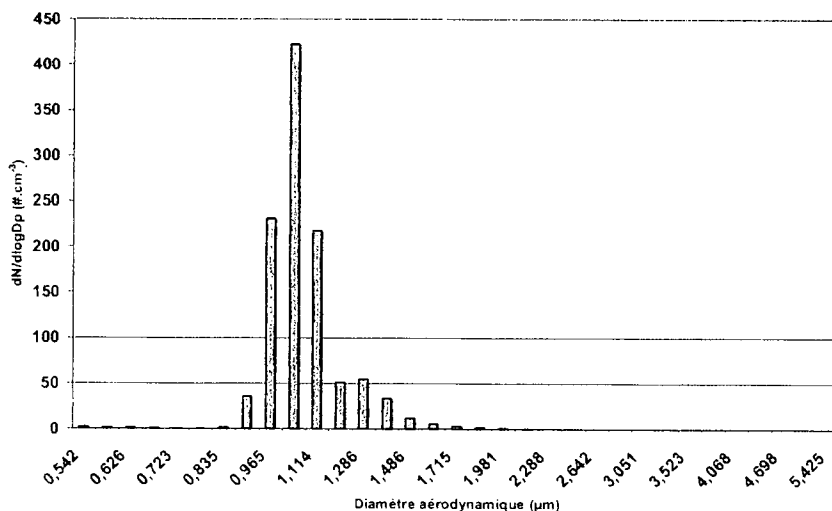


Figure 3 : granulométrie de l'aérosol généré ($d_{ae} = 1 \mu\text{m}$; $\sigma = 1,1$).

Le calcul de la rétention se fait en utilisant le rapport des débits massiques d'aérosols en aval et en amont de la paroi.

$$F_r = 1 - \frac{Q_{\text{aval}}}{Q_{\text{amont}}}, \quad (2)$$

Afin d'éviter la mise en oeuvre de prélèvements isocinétiques de l'aérosol à l'entrée de la boîte amont, nous avons réalisé plusieurs essais de génération en mesurant la concentration d'aérosols par fluorométrie afin de vérifier la répétabilité. Nous avons ensuite considéré une valeur moyenne de la concentration en sortie du générateur en maintenant les paramètres du générateur fixés. Les résultats de ces mesures sont présentés dans le tableau 1.

Tableau 1 : détermination de la concentration amont.

Essai	Dae (μm)	σ	Concentration ($\text{g} \cdot \text{air}^{-1}$)
1	1,1	1,2	$1,542 \cdot 10^{-8}$
2	1,0	1,1	$1,556 \cdot 10^{-8}$
3	1,0	1,1	$1,906 \cdot 10^{-8}$
4	1,0	1,1	$1,784 \cdot 10^{-8}$
5	1,0	1,1	$1,689 \cdot 10^{-8}$
6	1,0	1,1	$1,648 \cdot 10^{-8}$
Concentration moyenne			$1,688 \cdot 10^{-8}$
Ecart type			$1,392 \cdot 10^{-9}$
Coefficient de variation			8,2 %

Le tableau 1 montre que la production de l'aérosol est bien répétable, le coefficient de variation de la concentration étant égal à 8%.

Concernant le débit massique aval, nous avons utilisé une méthode par fluorométrie. Celle-ci consiste à dissoudre la fluorescéine recueillie sur le filtre aval dans une solution ammoniacquée de pH > 9, puis à mesurer sa fluorescence à l'aide d'un fluorimètre. Cette fluorescence est liée à la concentration de fluorescéine dans la solution ce qui permet alors de déterminer le débit massique en aval de la paroi.

Les débits massiques amont et aval sont connus avant et après les boîtes accolées à la paroi. Nous avons donc pris en compte le dépôt d'aérosols à l'intérieur des boîtes et des cônes d'injection et du porte-filtre en réalisant des frottis.

Afin de s'assurer que l'aérosol est homogène dans la boîte amont, nous avons réalisé des mesures de concentrations à l'aide d'un compteur GRIMM en différents points de la face amont du réseau de fissures

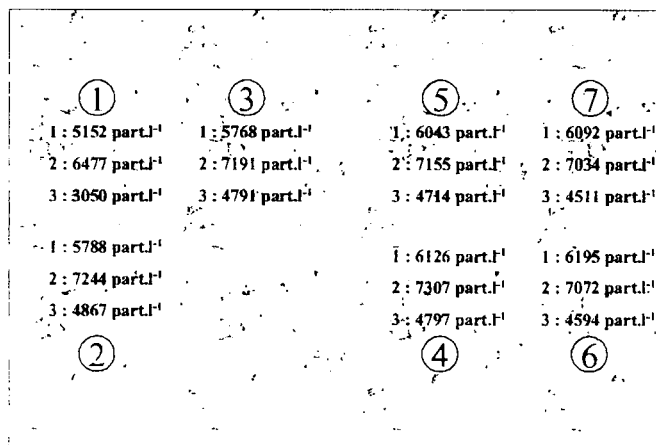


Figure 4 : concentrations mesurées dans la boîte amont.

Sur la figure 4 nous présentons 7 points de mesure pour lesquels nous avons 3 valeurs correspondant à 3 gammes de granulométrie; la première correspond à la gamme 0,65 - 0,8 μm , la deuxième correspond à la gamme 0,8 - 1 μm et la troisième correspond à la gamme 1 - 1,6 μm .

On constate que les concentrations sont suffisamment proches les unes des autres pour confirmer que les aérosols sont bien répartis de façon homogène dans la boîte amont.

RESULTATS

La caractérisation aéraulique permet de tracer l'évolution du débit de fuite en fonction de la différence des carrés des pressions amont et aval.

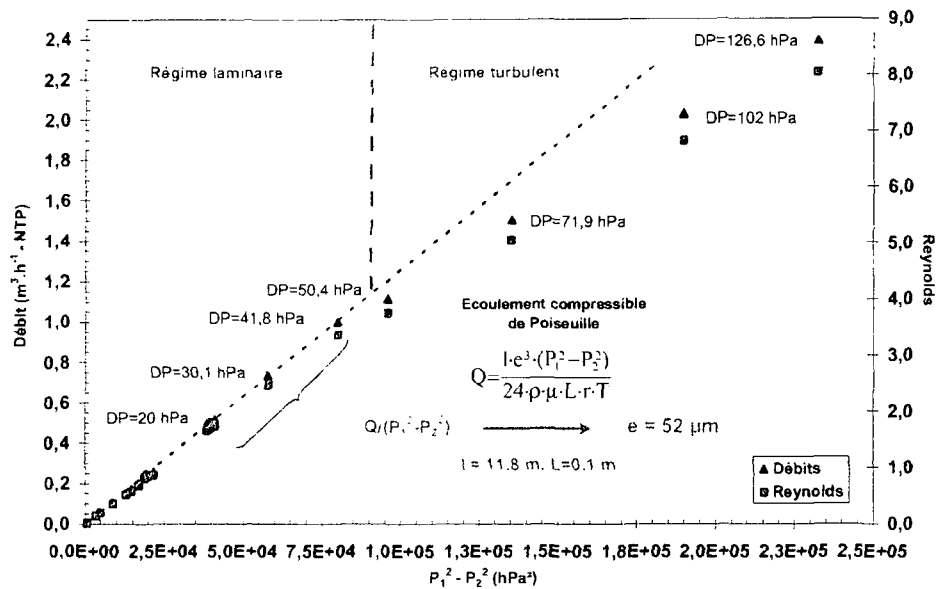


Figure 5 : caractérisation aéraulique de la paroi fissurée.

Nous remarquons sur la figure 5 que le débit est linéaire en fonction de $\Delta(P^2)$ pour des différences de pression inférieures à 50 hPa. Dans ce cas, nous pouvons utiliser la relation (1) pour calculer une ouverture équivalente e du réseau de fissure. Au-delà de cette zone, la relation (1) n'est plus valable du fait d'un régime d'écoulement turbulent. Dans la zone de régime laminaire nos résultats expérimentaux permettent de calculer une ouverture équivalente égale à 52 μm .

Concernant la rétention des aérosols de diamètre égal à 1 μm , nous avons obtenu les résultats préliminaires présentés sur la figure 6.

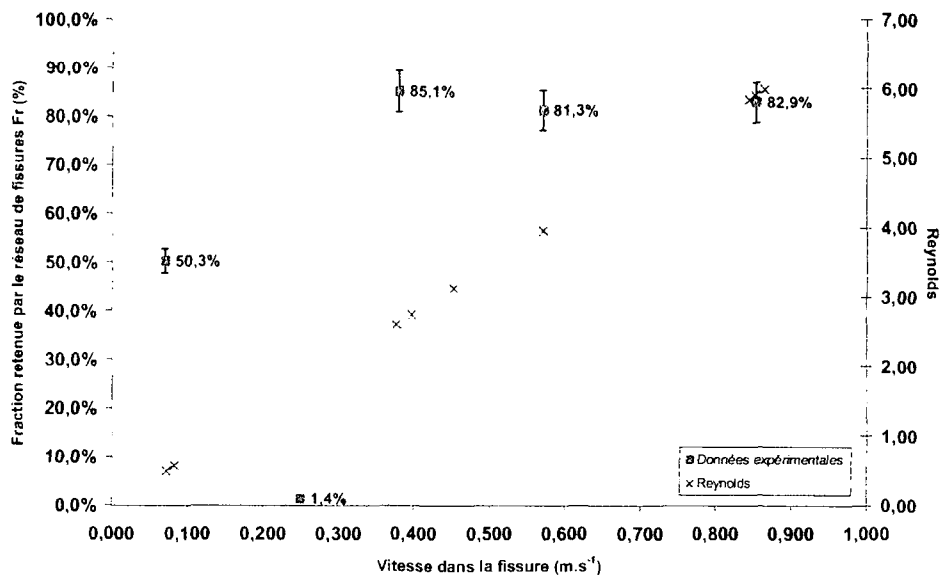


Figure 6 : rétention des aérosols de diamètre égal à 1 μm par la paroi fissurée.

Nous remarquons que la rétention suit bien une loi de dépôt régie par l'inertie des particules pour des vitesses faibles ($< 0,3 \text{ m.s}^{-1}$). A des vitesses plus élevées la rétention augmente assez vite pour tendre vers des valeurs proches de 90%.

CONCLUSION.

Cette première étude nous a permis d'observer le comportement d'un aérosol de diamètre égal à $1\mu\text{m}$ dans un réseau de fissures. Nous avons pu constater que le dépôt par sédimentation se fait pour des vitesses assez faibles et que par la suite on atteint rapidement une rétention importante qui peut s'expliquer soit par une impaction sur la paroi amont, soit par un changement de régime d'écoulement et la contribution de la diffusion turbulente.

Dans ce dernier cas, nous pouvons alors comparer les Reynolds de transition dans le cas de la caractérisation aérodynamique et dans le cas de la rétention d'aérosols. Ces Reynolds sont similaires et proches de 4.

Concernant la validation de modèles de dépôt, nos résultats sont encore peu nombreux et nous envisageons de réaliser d'autres essais pour des diamètres de particules de $0,15\mu\text{m}$ et de $5\mu\text{m}$. Néanmoins l'évolution de la rétention pour le cas des particules de $1\mu\text{m}$ est semblable à celle qui avait été obtenue par Najean dans le cadre de l'expérience SIMIBE pour un diamètre aérodynamique de $1,5\mu\text{m}$ et une ouverture de $500\mu\text{m}$ (Najean, 2000).

REFERENCES.

- Carrié, F.R. and Modera, M.P. (2002) Experimental investigation of aerosol deposition on slot- and joint-type leaks. *Journal of Aerosol Science*, **33**, 1447 – 1462.
- Clement, C.F. (1995) Aerosol penetration through capillaries and leaks: theory. *Journal of Aerosol Science*, **26**, 369 – 385.
- Farrar, C.R. and Girrens, S.P. (1992) Aerosol penetration through a seismically loaded shear wall. *Advanced Engineering Technology*. MEE – 13/MS J576.
- Morewitz, H.A. (1982) Leakage of aerosols from containment buildings. *Health Phys.* **42**(2), 195 – 207.
- Najean, P. (2000) Essais de rétention d'aérosols dans la fissure idéalisée du banc SIMIBE. *Rapport IPSN/DPEA/SERAC/LPMAC/00-13*.

FILTRATION DES AEROSOLS de la fibre au filtre

D. Thomas

Laboratoire des Sciences du Génie Chimique, 1 rue Grandville, BP 451, 54001 Nancy Cedex

Dominique.Thomas@ensic.inpl-nancy.fr

TITLE :

Aerosol Filtration : from fibre to filter

ABSTRACT

In the field of filtration of solid or liquid aerosols, fibre filters remain the most used media. They combine both great efficiency and great flexibility in use. If their use is thousand-year-old, a question however remains : what is a priori their lifespan? The latter is characterized by an acceptable pressure drop in order to minimize the energy cost of filtration and/or a good efficiency in order to respect the standards. To answer this simple question we have to be able to connect the evolution of pressure drop and collection efficiency during filter clogging with the characteristics of the filter, the aerosol and with operating conditions. We try to establish this link starting from a bibliographical synthesis. But this study made it possible above all to show the limits of our current knowledge of the filtration of aerosols by fibre filters concerning the characterization of the fibrous media as well pressure drop or efficiency.

RESUME

Dans le domaine de la filtration des aérosols solides ou liquides, les filtres à fibres demeurent les media les plus usités. Ils allient à la fois une grande efficacité et une grande souplesse d'utilisation. Si leur emploi est millénaire, une question pourtant, subsiste : quelle est a priori leur durée de vie ? Cette dernière est caractérisée par une perte de charge acceptable afin de minimiser le coût énergétique de la filtration et/ou une bonne efficacité afin de respecter les normes. Répondre à cette simple question, c'est être capable de relier l'évolution de la perte de charge et de l'efficacité de collection au cours du colmatage aux caractéristiques du filtre et de l'aérosol et aux conditions opératoires. Nous tentons de faire ce lien à partir d'une synthèse bibliographique. Mais cette étude a permis avant tout de dresser les limites de nos connaissances actuelles sur la filtration des aérosols par des filtres à fibres tant au niveau de la caractérisation des media fibreux que de la perte de charge ou de l'efficacité.

INTRODUCTION

Il existe de nombreux procédés de filtration des aérosols regroupés classiquement en 4 grandes familles :

- Les séparateurs mécaniques dont le cyclone reste la figure emblématique
- Les électrofiltres
- Les laveurs ou séparateurs humides
- Les séparateurs à couches filtrantes

Ces derniers, les plus efficaces en terme d'épuration particulaire, se subdivisent en trois classes : les membranes (filtres céramiques, bougies filtrantes, frittés...), les lits granulaires et les media fibreux. C'est cette dernière catégorie, la plus représentée industriellement, qui fait l'objet de cet exposé.

Leur utilisation est très ancienne puisqu'on trouve mention, chez les auteurs latins, d'un tissu appliqué sur le visage des ouvriers carriers afin de les protéger des poussières. Plus récemment, Pasteur préconisa le premier l'utilisation du coton pour stériliser l'air. De nos jours leur utilisation est quotidienne, des applications grand public comme les sacs d'aspirateur aux applications industrielles nécessitant des gaz de très haute pureté ou des installations confinées pour des raisons de sécurité (laboratoire bactériologique, industrie nucléaire) ou de process (salles blanches ou à empoussièremment contrôlé dans les domaines de l'électronique, informatique, médical ou pharmaceutique).

Pourtant une question demeure. Peut-être justifie-t-elle, à elle seule, si besoin était, notre axe de recherche :

Quelle est, a priori, la durée de vie d'un filtre à fibres ?

Cette durée de vie est conditionnée par une perte de charge acceptable tout en maintenant une efficacité suffisante. Au-delà, le filtre doit être changé.

Répondre à cette simple question, c'est relier le comportement du filtre (donc ses propriétés d'usage) à ses caractéristiques intrinsèques et aux conditions opératoires. Et donc permettre à 'l'ingénierie du filtre à fibres' de répondre à ces trois demandes :

Quel filtre ? Pour quelle application ? Et pour quelle durée de fonctionnement ?

A l'heure actuelle, les manufacturiers peuvent répondre aux deux premières interrogations en puisant dans leur expérience millénaire. La réponse à la troisième se solde généralement par un 'ça dépend...'

Nous allons essayer d'apporter au travers de cet exposé des éléments de réponse à cette question. Il se veut être un état des lieux des connaissances actuelles dans le domaine de la filtration des aérosols par des filtres à fibres. L'étude bibliographique met en évidence deux axes de recherche caractérisés par l'échelle d'observation : l'échelle microscopique de la fibre et l'échelle macroscopique qui s'intéresse au filtre et donc à un ensemble de fibres.

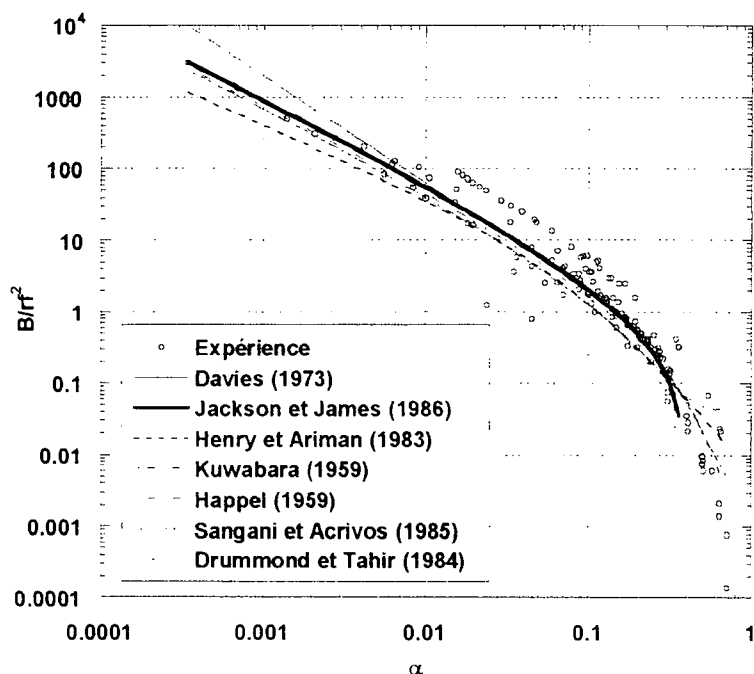
FILTRE VIERGE

Un filtre est un milieu hétérogène constitué généralement d'un enchevêtrement de fibres de dimensions variables (et parfois de natures différentes) maintenues usuellement par un liant. Les épaisseurs peuvent varier d'une centaine de micromètres à plusieurs millimètres. La caractérisation d'un tel milieu reste difficile et nécessite d'importants moyens tel que par exemple l'IRM utilisée par M.J. Lehmann (2003) pour étudier la porosité locale des filtres avec une résolution maximale de $60 \times 60 \times 60 \mu\text{m}^3$. Notons que le filtre doit être rempli d'eau afin d'augmenter la résolution ce qui rend cette technique inapplicable au filtre colmaté. Par ailleurs, il est difficile de caractériser la distribution granulométrique des fibres. Si l'analyse d'images du filtre (Pénicot (1998)) permet d'obtenir une dimension de la fibre il est permis de s'interroger sur la représentativité de cette mesure pour des fibres plates (cellulose) ou trilobées.

Perte de charge d'un filtre vierge :

Jackson et James (1986) ont réalisé une étude bibliographique assez complète sur les modèles de perte de charge d'un filtre vierge. Ils recensent trois cas de figures :

- les modèles théoriques fondés sur un écoulement parallèle aux fibres
- les modèles théoriques fondés sur un écoulement perpendiculaire aux fibres
- les modèles empiriques fondés sur un écoulement à travers un arrangement aléatoire



Points expérimentaux de :
 Carman (1938), Wiggins (1939), Sullivan (1942), Brown (1950), Bergelin et al (1950), Chen (1955), Ingmanson et al (1959), White (1960), Wheat (1963), Labrecque (1968), Kirsch et Fuchs (1967), Stenzel et al (1971), Kostornov et Shevchuck (1977), Viswanadham et al (1978), Jackson et James (1982) recensés par Jackson et James (1986)

Figure 1 : Confrontation des différents modèles (donnant la perméabilité du filtre rapportée au carré du rayon moyen des fibres) avec l'expérience.

Aucun des modèles présentés ne permet de prédire l'ensemble des valeurs expérimentales (figure 1) . Cette disparité entre théorie et expérience provient pour l'essentiel de

- la polydispersité des fibres constituant le filtre dont le comportement aérodynamique ne peut être caractérisé par le seul paramètre diamètre moyen des fibres
- liants et autres traitements qui perturbent l'écoulement

Sakano (2000) a essayé de tenir compte de la distribution granulométrique pour un filtre constitué d'un mélange de fibres de 12 et 39 μm (sans liant) pour différentes valeurs de la fraction massique. Les résultats semblent prometteurs et cette approche mériterait d'être développée.

Efficacité du filtre

L'efficacité du filtre est le deuxième critère de performance. Elle est déterminée à partir de l'efficacité unitaire de collection des fibres faisant intervenir plusieurs mécanismes physiques (Renoux (1998)) dont les principaux sont:

- l'impaction inertielle
- la diffusion brownienne
- l'interception directe
- l'effet électrostatique
- la sédimentation pour les grosses particules

Une revue bibliographique (Thomas (2001)) sur les modèles d'efficacité unitaire a mis en évidence de nombreuses expressions différentes tant empiriques que théoriques. La plupart des auteurs s'accordent à considérer l'efficacité unitaire de collection d'une fibre comme étant la somme des efficacités liées à chaque mécanisme de capture en supposant les différents mécanismes indépendants les uns des autres. Une approche différente abordée par Kasper (1978) consiste à approximer la perméance d'une fibre par le produit des perméances liées à chacun des mécanismes. Pitch (1987) fait remarquer qu'aucune de ces deux approches n'a de justification théorique. Ces modèles supposent que toute particule qui entre en contact avec la fibre est collectée sans être réentraînée. Cette hypothèse est acceptable si les aérosols sont liquides, ou solides et de faibles diamètres ($d_p < 1 \mu\text{m}$) pour lesquels le bilan des forces appliquées à la particule conduit à une forte d'adhésion . En revanche pour des aérosols solides de plus forte taille, l'hypothèse énoncée ci-dessus est plus critiquable. Aussi certains auteurs multiplient l'efficacité unitaire de collection par une probabilité adhésion. Selon Ptak (1990), cette probabilité est fonction du nombre de Stokes et du nombre de Reynolds de la particule. Jodeit (1986) fait remarquer que la probabilité d'adhésion pour un ensemble de fibres est supérieure à celle d'une fibre. En effet dans un filtre, une particule qui rebondit sur une fibre peut être captée par une autre fibre. A l'heure actuelle, il est difficile de formuler cette probabilité d'adhésion sans des études fondamentales complémentaires. On peut citer néanmoins une approche originale menée par G. Kasper (2002) (ou Lehmann (2003)) qui couple l'étude expérimentale du dépôt de particules par inertie sur une fibre avec une approche CFD en tenant compte d'un facteur de rebond.

Le tableau 1 suivant résume l'influence relative des caractéristiques du medium filtrant, de l'aérosol et des conditions opératoires sur l'efficacité du filtre liée aux principaux mécanismes de collection.

Efficacité de collection par	Aérosol		Conditions opératoires	Caractéristiques du filtre		
	$\rho_p \nearrow$	$d_p \nearrow$	$U_f \nearrow$	$d_f \nearrow$	$\alpha \nearrow$	$Z \nearrow$
Diffusion	\searrow	\searrow	\searrow	\searrow	\nearrow	\nearrow
Interception	-	\nearrow	-	\searrow	\nearrow	\nearrow
Inertie	\nearrow	\nearrow	\nearrow	\searrow	\nearrow	\nearrow

Tableau 1 : Influence de divers paramètres intrinsèques à l'aérosol, au filtre et à la filtration sur l'efficacité de collection par diffusion, interception et inertie

Améliorer l'efficacité de filtration d'un filtre à fibres nécessite d'augmenter son épaisseur, sa compacité (1-porosité) ou de diminuer la taille des fibres qui le composent. Ces modifications vont induire inévitablement un accroissement de la perte de charge et donc une augmentation du coût énergétique. Une autre solution consiste à augmenter l'efficacité unitaire de collection en utilisant des fibres chargées (Emi (1987), Walsh (1996), Kanaoka (2003))

Il ressort de cette étude bibliographique qu'aucune des relations inventoriées ne donne un bon accord avec l'ensemble des résultats expérimentaux. L'explication est à rechercher dans le fait qu'elles sont toutes fondées sur des modèles d'écoulement autour d'un arrangement idéalisé de fibres ce qui est loin de traduire la réalité. D'autre part, ces modèles font tous intervenir un diamètre moyen de fibre. Ils ne tiennent pas compte de la distribution granulométrique réelle des fibres. Kirsch(1975) a

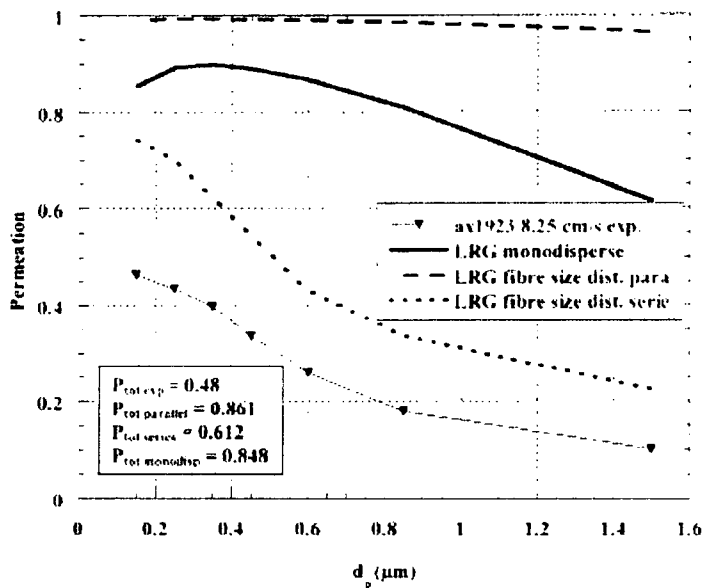


Figure 2 : Frising (2003) – Exemple de comparaison de la perméance spectrale expérimentale et théorique
Diamètre moyen des fibres 5,14 µm – Ecart type 2,8

essayé de prendre en considération la polydispersité des fibres en modifiant la compacité du filtre. Plus récemment, Frising (2003) a comparé les valeurs de perméances expérimentales avec celles calculées en prenant un diamètre moyen de fibre ou la distribution granulométrique en découpant le filtre en une succession de groupes de fibres de même diamètre placés en parallèle ou en série par rapport à l'écoulement (Cf figure 2). Force est de constater que la prise en considération de la polydispersité des fibres couplée à une approche série permet de mieux traduire l'allure de la perméance spectrale sans pour autant l'égaliser.

Par ailleurs, tous les modèles supposent des fibres cylindriques lisses et des particules sphériques. Or Lamb (1975) a démontré expérimentalement que l'efficacité de collection de fibres trilobées est

supérieure aux fibres cylindriques. Il arrive à la même conclusion si les fibres sont rugueuses ou 'crêpées'. De même, il est permis de s'interroger comme Spurny (1998) sur la transposition des efficacités théoriques à des particules plus exotiques d'un point de vue forme (aiguille (fibre d'amiante), plaquette etc...). L'extension du domaine de validité des modèles existants aux particules non isomorphes nécessiterait de les confronter aux mesures expérimentales. Or la difficulté de ce type d'étude est double. D'une part, il s'agit de trouver des particules de formes bien définies et de les générer, et d'autre part, il faut les caractériser. En effet, la plupart des granulomètres ramène la particule à une grandeur caractéristique (diamètre aérodynamique, diamètre de la sphère de même mobilité électrique que la particule, diamètre de la sphère de même surface spécifique, etc ...) ce qui est assez réducteur et ne permet pas de prendre en compte toutes les spécificités de la particule.

En conclusion, il ressort que ces modèles nécessitent toujours une confrontation et un ajustement avec l'expérience afin de tenir compte de la complexité structurale du filtre et des caractéristiques de l'aérosol. Il est permis d'espérer que le développement couplé de la puissance de calcul des ordinateurs et de l'imagerie 3D débouchera sur une approche purement numérique prenant en compte la structure réelle du filtre comme le laissent envisager les travaux de Heikamp (2003).

COLMATAGE DU FILTRE

Au cours de la filtration, la capture par le filtre d'aérosols induit une modification temporelle de sa structure qui se répercute sur sa perte de charge et sur son efficacité de collection. Selon la nature de l'aérosol (solide ou liquide) le comportement du filtre diffère.

Aérosol solide

Le colmatage par un aérosol solide d'un filtre à fibre plan se décrit en 3 phases (Japuntich (1994), Walsh (1996), Pénicot (1998)):

- La filtration en profondeur, correspondant à une lente évolution de la perte de charge en raison de la faible modification structurale du filtre.
- La zone de transition coïncidant, avec la formation d'un dépôt à la surface du filtre conduisant à une variation exponentielle de la perte de charge
- La filtration en surface se traduisant par une évolution linéaire de la perte de charge.

La perméance du filtre décroît de manière exponentielle en fonction du temps de filtration avec une décroissance très prononcée lors des deux premières phases.

Dans la littérature, 6 modèles de perte de charge peuvent être recensés : 3 modèles (Davies (1973), Juda et Chrosciel (1970), Bergman (1978)) ont une approche globale. Ils considèrent que le colmatage est uniforme sur toute l'épaisseur du filtre.

3 modèles (Payatakes (1976), Kanaoka et Hiragi (1990) et Vendel (1988)) ont une approche plus réaliste en tenant compte du profil de pénétration mais ils restent difficilement utilisables.

Les hypothèses du modèle de Payatakes sont contraignantes et irréalistes (particules de même taille). Le modèle de Kanaoka utilise des coefficients de traînée difficiles à déterminer. Enfin le modèle de Vendel nécessite la connaissance du facteur de pénétration et suppose que le diamètre des dendrites est constant et égal au diamètre moyen de l'aérosol généré.

Pour estimer la perte de charge d'un filtre colmaté en surface, nous n'avons recensé qu'un seul modèle de perte de charge. Celui de Novick (1992) qui considère que la perte de charge du filtre résulte de deux contributions : celle du filtre vierge et celle du gâteau. Cette dernière est évaluée à partir de la loi de Kozeny. Nous pouvons néanmoins nous interroger sur la validité de cette dernière relation pour des dépôts de porosité supérieure à 80%. Par ailleurs l'approche de Novick ne tient pas compte du colmatage en profondeur.

Pour estimer l'évolution en trois phases de la perte de charge d'un filtre plan lors du colmatage Thomas (1999 et 2001) a élaboré un modèle pour un aérosol submicronique intégrant l'efficacité et la perte de charge. Dans ce modèle le filtre est décomposé en tranches dans lesquelles coexistent deux sortes de collecteurs : les fibres et les particules collectées. A chaque pas de temps et pour chaque tranche, la masse de particules collectées par les fibres et les dendrites est calculée. La distribution granulométrique est recalculée à la sortie de chacune des tranches ainsi que le diamètre moyen des dendrites. Ce code de calcul ne fait intervenir que les caractéristiques du filtre (compacité, diamètre moyen des fibres, épaisseur), les caractéristiques de l'aérosol (distribution granulométrique, masse volumique) et les conditions opératoires (vitesse de filtration). Ce modèle comme l'illustrent les figures 3 et 4 décrit bien l'évolution de la perte de charge et le profil de pénétration de l'aérosol au sein du filtre. Il permet de prédire correctement l'évolution de la perte de charge d'un filtre de la filtration en profondeur à la filtration en surface. Ce code de calcul donne des résultats satisfaisants avec les particules submicroniques. Son extension au domaine micronique pose plus de problèmes. En effet le dépôt de particules microniques (cf Figure 5) à l'intérieur du filtre est constitué d'agrégats. Or nous sommes incapables à l'heure actuelle d'estimer la perte de charge d'un tel système. De plus des études (Cheng (1998), Silva (1999), Callé (2002)) montrent que la structure du dépôt à la surface du filtre semble dépendre de la structure du filtre, de la vitesse de filtration et de la distribution granulométrique de l'aérosol. La deuxième limitation provient des modèles d'efficacité liés à la couche de particules et aux agrégats.

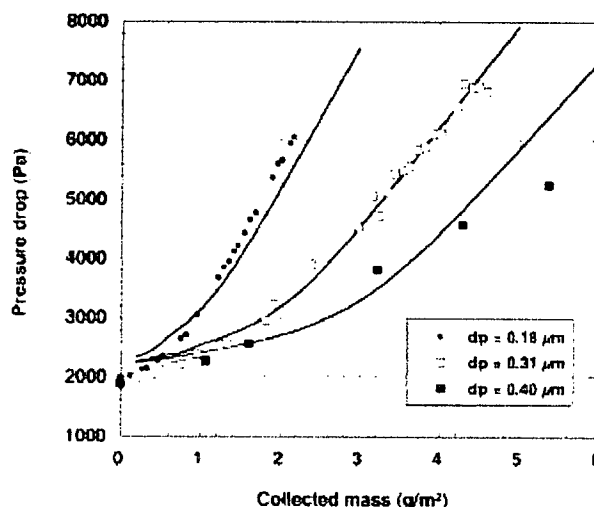


Figure 3 : Thomas (2001)- Evolution de la perte de charge (expérimentale et théorique) en fonction de la masse surfacique collectée pour trois distributions granulométriques.

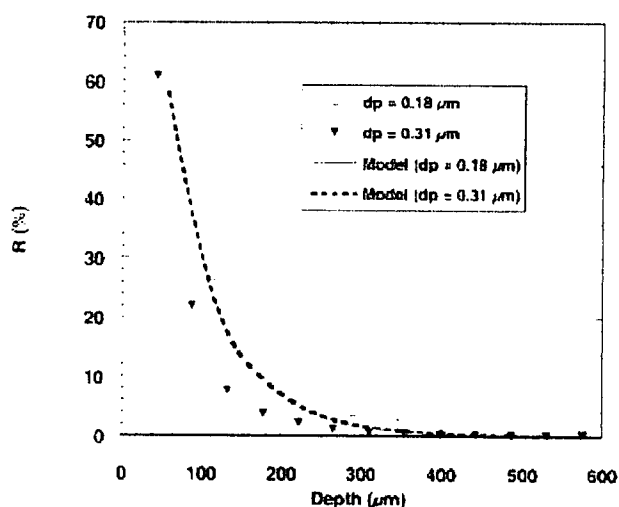


Figure 4 : Thomas (2001)- Profil de pénétration pour deux distributions granulométriques.

Dans le domaine de la ventilation des locaux, les filtres sont généralement plissés. L'utilisation d'un aérosol coloré a permis à Del Fabro (2000, 2002) de mettre en évidence un colmatage non uniforme du filtre lié à l'écoulement. Il a observé une quatrième phase dans l'évolution de la perte de charge qu'il attribue à une réduction de surface de filtration. Ainsi l'extension des modèles développés sur filtres plans aux filtres plissés nécessite de prendre en considération l'aéroulque. Ce qui est un degré de complexité supplémentaire. Dans le milieu industriel, les dépoussiéreurs à filtres plissés, à manches ou poches filtrantes sont très usités. Ces filtres fonctionnent en cycle de colmatage/décolmatage. Callé (2000) a mis en évidence l'influence du traitement de surface du filtre sur le décolmatage (par à coups de pression, majoritairement) et sur la perte de charge résiduelle. Ces deux exemples montrent s'il en était besoin l'influence de la structure du filtre sur son comportement. Par ailleurs, l'évolution cyclique de la perte de charge de ces dépoussiéreurs et donc de l'efficacité qui n'est pas toujours simple à gérer dans le milieu industriel a suscité le développement d'un procédé maintenant la perte de charge (et donc l'efficacité) à une valeur constante par un couplage de la filtration à la fluidisation (Gaillard (2003)). D'autre part, Gutfinger (2002) montre que la présence d'un champ acoustique près du filtre permet de réduire la perte de charge de ce dernier toute chose restant égale par ailleurs.

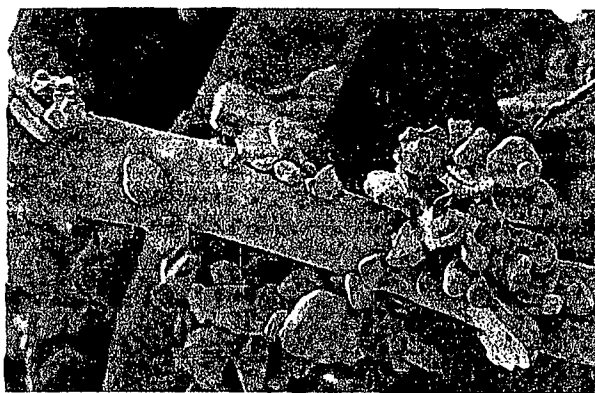


Figure 5 : Dépôt de particules d'alumine sur fibres de polyester

Aérosol liquide

Dans la littérature, peu de travaux ont été consacrés à la filtration des aérosols liquides. Pourtant bien des questions subsistent quant à l'évolution de la perte de charge et de l'efficacité des filtres dans ces conditions de fonctionnement.

Pour illustrer la complexité du colmatage, la figure 6 présentée par Raynor (2000) décrit le comportement du liquide collecté. En traversant le filtre, une fraction des gouttelettes en équilibre avec la vapeur pour des composés volatils ou semi-volatils est collectée par les fibres. Le liquide collecté s'accumule au sein du filtre dont une partie peut être drainée, être ré-entraînée ou s'évaporer.

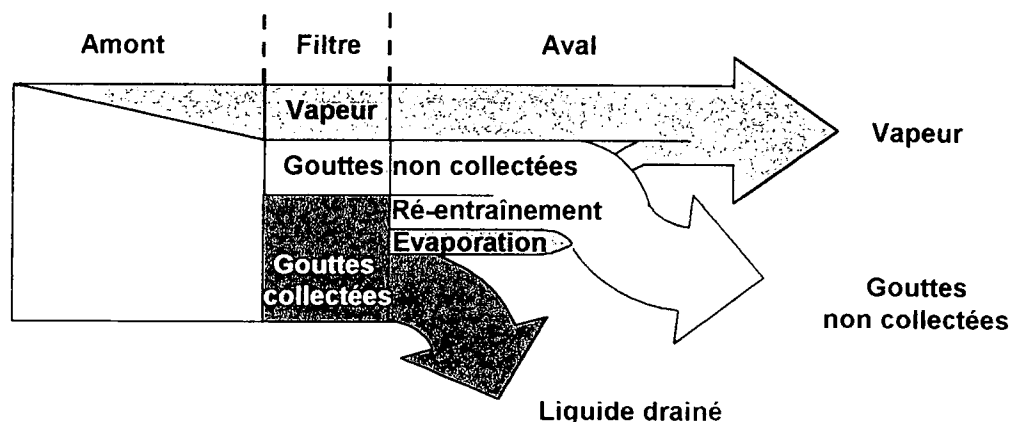


Figure 6 : Comportement schématique d'un aérosol liquide filtré (d'après Raynor (2000)).

Le ré-entraînement se manifeste par l'éclatement du film liquide déposé à la surface aval du filtre et observé par Babut (2002) sur un filtre industriel. Ce phénomène remet en cause la signification physique de la perméance spectrale pour un aérosol liquide.

Au cours de la filtration et contrairement aux solides, le liquide collecté peut sous l'action de forces extérieures migrer au sein de la structure fibreuse et rendre ardue la compréhension globale du colmatage. Accumulation et redistribution du liquide vont modifier profondément la structure du filtre et de ce fait la perte de charge et l'efficacité du filtre. Contal (2003) donne une description qualitative de l'évolution de la perte de charge et de la perméance au cours du colmatage (Figure 7). Il recense l'influence des principaux paramètres sur cette évolution.

Il n'existe à notre connaissance, à l'heure actuelle, aucun modèle sérieux de perte de charge. Par contre, trois approches ont été recensées pour le calcul de la perméance. Elles sont globales puisqu'elles supposent le liquide réparti uniformément au sein du filtre de sorte que le taux de saturation S (fraction du volume des pores occupé par le liquide) est indépendant de l'épaisseur du filtre. Cette hypothèse reste contestable en régime de colmatage transitoire ou il existe un profil de pénétration. Payet (1992) considère que la formation de ponts liquides entre les fibres et aux intersections induit une diminution de la surface efficace de collection, de sorte que la capacité efficace du filtre à prendre en compte dans le calcul de la perméance est $\alpha(1-S(1-\alpha))$. Gougeon (1994) tente d'expliquer l'augmentation de la perméance non pas par la diminution de la capacité mais par l'augmentation du diamètre des fibres. Raynor (2000) suppose comme Payet que la fraction de la fibre recouverte par le liquide a une efficacité nulle. Il présume que le liquide collecté par les fibres se présente sous forme d'un chapelet de gouttes. En s'appuyant sur une étude de Bodarenko (1961) portant sur l'instabilité de l'écoulement d'un film liquide autour d'une fibre et moyennant l'hypothèse de gouttelettes sphériques, il estime la fraction de fibre non recouverte par le liquide. Citons également pour mémoire les travaux de Conder (1989), qui évalue l'augmentation du diamètre des fibres à $1,1 \text{ df}$ et la fraction de fibres disponibles à la captation des gouttelettes égale à $\alpha(1-S^n)$ avec $n < 1$.

A titre d'exemple, la figure 8 compare ces différentes approches sur un filtre à très

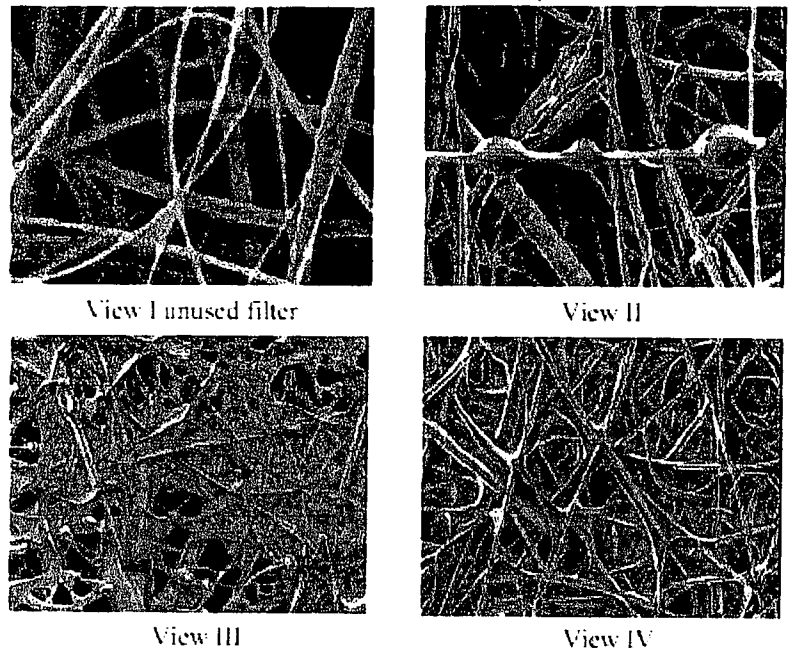
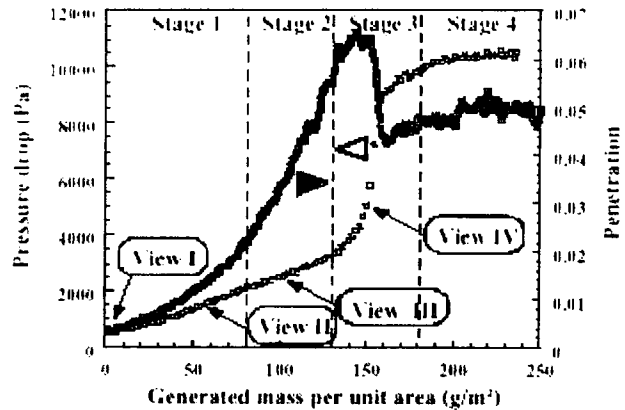


Figure 7 : Contal (2003)- Evolution de la perte de charge et de la perméance lors de filtration d'un aérosol liquide

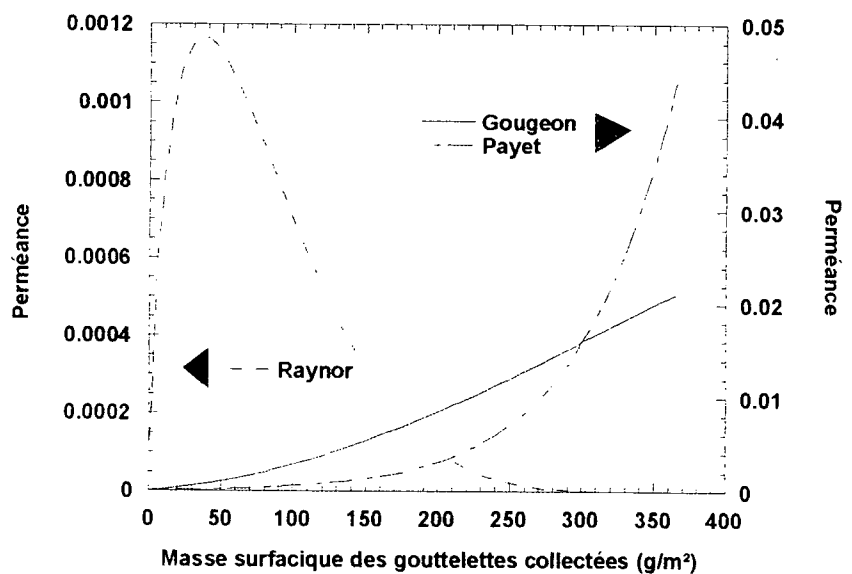


Figure 8 : Evolution de la perméance en fonction de la masse surfacique collectée selon les trois modèles (Payet (1991), Gougeon (1994), Raynor (2000)).

haute efficacité colmaté par un aérosol de DOP. Force est de constater (figure 7) que le modèle de Payet traduit bien l'évolution expérimentale de la perméance en début de colmatage. Celui de Raynor traduit mieux la fin du colmatage. Un modèle couplant ces deux approches devrait donner des résultats satisfaisants.

CONCLUSIONS

Nous avons voulu essayer au travers de ces quelques pages de présenter l'état des connaissances sur la filtration des aérosols par filtres à fibres.

Actuellement, l'impossibilité d'estimer précisément la perte de charge ou l'efficacité initiale à partir des seules caractéristiques du filtre (épaisseur, compacité, distribution granulométrique des fibres ...) reste un handicap important pour les manufacturiers de filtres ou les acteurs de la sécurité. Des progrès considérables pourront sans doute être réalisés dans ce domaine lorsque la structure réelle du filtre pourra être appréhendée dans sa totalité. Des outils fondés sur l'imagerie 3D couplés à des codes de calcul tel que Fluent ou CFX devraient permettre le développement de modèles prédictifs plus performants que ceux recensés dans la littérature. Néanmoins, il est illusoire d'espérer supprimer totalement la validation expérimentale (la détermination de l'efficacité, en particulier). En effet, le développement de ces codes de calcul dans le domaine diphasique est en devenir. Actuellement, ils ne peuvent convenablement intégrer ni la morphologie, ni la distribution granulométrique des particules, ni les interactions entre particules.

La deuxième avancée importante concernera l'extension ou le développement de nouveaux modèles d'efficacité aux filtres colmatés par des aérosols solides submicroniques ou microniques. L'expression de la perte de charge de Bergman est en bonne adéquation avec les valeurs expérimentales pour les filtres colmatés en profondeur par des particules solides submicroniques. Pour les autres, la prédiction de la perte de charge est subordonnée au développement d'un modèle adapté aux agrégats et fibres.

En ventilation, les filtres plissés constituent la majorité des media fibreux utilisés. Leur comportement aérouatique diffère de celui des filtres plans. Il nous semble important d'estimer l'influence de l'aérouatique dans la formation du dépôt, l'évolution de la perte de charge et de l'efficacité du filtre. Le manque d'information issue de la littérature et son importance industrielle requièrent une étude plus approfondie.

L'augmentation de la perte de charge du filtre au cours du colmatage demeure un inconvénient majeur. Pour des systèmes de filtration industrielle, cela oblige pour des raisons économiques de les régénérer périodiquement. Des études préliminaires (non présentées ici) sur le couplage d'aérosols solide et liquide laissent entrevoir des perspectives intéressantes sur l'augmentation de la durée de vie des filtres à fibres. Ce procédé constituerait un palliatif intéressant aux systèmes actuels de régénération.

L'étude de la filtration des aérosols liquides n'en est qu'à sa genèse et il reste de nombreuses questions en suspens. Cependant parler de durée de vie du filtre dans ces conditions de filtration n'a aucun sens, puisqu'une phase pseudo-stationnaire s'établit. Il reste à prédire à quel moment et pour quelles valeurs de perte de charge et d'efficacité elle apparaît.

Dans peu de temps, devant les pressions sociétale, environnementale et médicale, une bonne qualité de l'air sera une revendication générale. Les prémices de ces préoccupations apparaissent dès aujourd'hui avec l'apparition des réseaux de surveillance de la qualité de l'air dans les métropoles ou avec la sévérisation des normes d'hygiène sur les lieux de travail. De nouveaux procédés de filtration plus compacts, plus économiques seront alors nécessaires pour répondre à ces inquiétudes puisque les dépoussiéreurs existants ne sont rentables économiquement qu'à forts débits. Déjà les systèmes de filtration embarqués préoccupent les équipementiers automobiles et agricoles. Le couplage de la filtration et de l'épuration des gaz indésirables est même envisagé. Le cahier des charges d'un système de filtration idéal impose une efficacité élevée, une perte de charge faible voire constante, un procédé compact, une dépense énergétique la plus faible possible, une durée de vie illimitée et l'absence de régénération. Si de tous les dépoussiéreurs les media poreux sont les plus performants en terme d'efficacité, ils ne remplissent pas l'ensemble des critères précédents en l'état d'utilisation actuel.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Babut L., Gonze E., Bernis A., Corradini R., *Etude du comportement de filtres déshuileurs coalesceurs industriels*, 18^{ème} Congrès Français sur les Aérosols (2002), Paris, 157-162
- Bergelin O.P., Brown G.A., Hull H.L., Sullivan F.W., *Heat transfer and fluid friction during viscous flow across banks of tubes – III : A study of tube spacing and tube size*, Trans. ASME, August (1950) pp 881-888
- Bergman W., Taylor R.D., Miller H. H.
15th DOE Nuclear Air Cleaning Conference (1978) CONF-780819, Boston
- Bodarenko V.S., *Formation of drops on thin filaments covered with a cylindrical layer of liquid*, Russian Journal of Physical Chemistry, Vol 35 N°12 (1961) pp 1372-1374
- Brown J.C., *The determination of the exposed specific surface of pulp fibers from air permeability measurements*, TAPPI, Vol 33 (1950) pp 130 – 137
- Callé S., *Etude des performances des medias filtrants utilisés en dépolluierage industriel*, Thèse INPL, 21 Octobre 2000
- Callé S., Thomas D., Contal P., Appert-Collin J.C., Bémer D. *Effect of particle size on filter pressure drop and its modeling*. Int Workshop on Particle Loading and Kinetics of Filtration in Fibrous Filters, Karlsruhe, (2002), 37-48
- Carman P.C., *The determination of the specific surface of powders*, Society Chem. Industry (Trans. And Communications), Vol 57 (1939) pp 225 – 234
- Chen C.Y., *Filtration of aerosols by fibrous media*, Chem. Rev., Vol 55 (1955) pp 595 – 623
- Cheng Y.H., Tsai C.J., *Factors influencing pressure drop through a dust cake during filtration*, Aerosol Science and Technology, 29 (1998) pp 315-328
- Conder J.R., Liew T.P., *Fine mist filtration by wet filters- II : efficiency of fibrous filters*, Journal of Aerosol Sciences, Vol 20 N°1 (1989) pp 45-57
- Davies C.N., *Air filtration*, Academic Press - London - New York (1973)
- Contal P., Simao J., Thomas D., Frising T., Callé S., Appert-Collin J.C., Bémer D., *Clogging of fibre filters by a submicron aerosol droplets. Phenomena and Influence of operating conditions*. Journal of Aerosol Science (2003) (A paraître)
- Del Fabro L., Brun P., Laborde J.C., Lacan J., Renoux A., Ricciardi L., *Modélisation des écoulements d'air dans différents filtres industriels plissés*, 16^{ème} Congrès Français sur les Aérosols, (2000) pp 29-35
- Del Fabro L., Laborde J.C., Merlin P., Renoux A., Ricciardi L., *Colmatage par des aérosols solides des filtres industriels*, 16^{ème} Congrès Français sur les Aérosols, (2000) pp16-21
- Del Fabbro L., *Modélisation des écoulements d'air et du colmatage des filtres plissés par des aérosols solides* Thèse de l'Université Paris XII, 20 juin 2002
- Drummond J.E., Tahir M.I., *Laminar viscous flow through regular arrays of parallel solid cylinders*, International Journal of Multiphase Flow, Vol 10, N°5 (1984) pp 515 - 540
- Emi H., Kanaoka C., Otani Y., Ishiguro T., *Collection mechanisms of electret filter*, Particulate Science and Technology, 5,(1987), 161-171
- Frising T., Thomas D., Contal P., Bémer D., Leclerc D., *Influence of filter fibre size distribution on filter efficiency calculations*. Chemical Engineering Research & Design, Vol 81, Septembre 2003 (A paraître)
- Gaillard F., *Etude du comportement d'un filtre à gaz autonettoyant par fluidisation*, Thèse de l'Université de Savoie, 26 septembre 2003
- Gougeon R., *Filtration des aérosols liquides par les filtres à fibres en régime d'interception et d'inertie*, thèse Université Paris XII, septembre 1994
- Gupta A., Novick V.J., Biswas P., Monson P.R., *Effect of Humidity and Particle Hygroscopicity on the Mass Loading Capacity of High Efficiency Particulate Air Filters.*, Aerosol Science and Technology. 19 (1993) pp94-107
- Gutfinger C., Moldavsky L., Shuster K., Krasovitsky N., Fichman M., *Effect of acoustic fields on loading of fibrous aerosol filters*. Int Workshop on Particle Loading and Kinetics of Filtration in Fibrous Filters, Karlsruhe, (2002), 133-140
- Hakamata T., Ushiroebishu K., Suzuki A., Yoneda T., *Performance of pulse-jet baghouse*, 6th World Filtration Congress, Nagoya (1993) pp 483-486
- Happel J., *Viscous flow to arrays of cylinders*, AIChE Journal, Vol 5, N°2 (1959) pp 175-19
- Happel J., *Viscous flow relative to arrays of cylinders*, AIChE Journal, 5 (1959) pp 174 - 177
- Heikamp W., Stephan A., *Simulation of oil Saturation in porous media*. 4th European Congress of Chemical Engineering, Grenade (2003)
- Henry F.S., Ariman T., *An evaluation of the Kuwabara model*, Particulate Science and Technology, 1 (1983) pp 1 - 20
- Ingmanson W.L., Andrew B.D., Johnson R.C., *Internal pressure distributions in compressible mats under fluid stress*, TAPPI, 42 (1959) pp 840-849
- Jackson G.W., James D. F., *The hydrodynamic resistance of hyaluronic acid and its contribution to tissue permeability*, Biorheology, 19 (1982) pp 317 - 330
- Jackson G.W., James D. F., *The permeability of fibrous porous media*, The Canadian Journal Of Chemical Engineering, 64 (1986) pp 364 – 374
- Japuntich D. A., Stenhouse J. I. T., Liu B. Y. H., *Experimental results of solid monodisperse particle clogging of fibrous filters*, Journal of Aerosol Science 25 (1994) pp385-393.

- Jodeit H., Loeffler F., *Calculation of collection efficiency of industrial fibre filters*, IVth World Filtration Congress, Ostende (1986) pp 2.1- 2.10
- Juda J., Chrosciel, S., *Ein theoretisches Modell der Druckverlusthöhung beim Filtrationsvorgang*, Staub Reinhaltung der Luft 5 (1970) pp196-198.
- Kanaoka C., Hiragi S., *Pressure drop of air filter with dust load*, Journal of Aerosol Science, 21 (1990) pp127-137.
- Kanaoka C., Tanthapanichakoon W., Maneeintr K., Charinpanitkul T. *Estimation of collection efficiency enhancement factor for an electret fiber with dust load*, Journal of Aerosol Science (2003) (A paraître)
- Kasper G., Preining O., Matteson M.J., *Penetration of a multistage diffusion battery at various temperatures*, Journal of Aerosol Science, 9 (1978) p 331
- Kasper G., Rembor H., Lehmann M.J. *The single-fiber based approach to modeling filtration kinetics-Possibilities and limits*. Int Workshop on Particle Loading and Kinetics of Filtration in Fibrous Filters, Karlsruhe, (2002), 27-36
- Kirsch A.A., Fuchs N.A., *Studies on fibrous aerosol filters – II. Pressure drops in systems of parallel cylinders*, Ann. Occup. Hyg., 10 (1967) pp 23 – 30
- Kirsch A.A., Stechkina I.B., Fuchs N.A., *Efficiency of aerosol filters made of ultrafine polydisperse fibres*, Aerosol Science, 6 (1975) pp119-124
- Kirsch A. A., Lahtin U.B., *Gas flow in high porous layers of high dispersed particles*, Journal of Colloid and Interface Science 52 (1975) pp270-276.
- Kostornov A.G., Shevchuck M.S., *Hydraulic characteristics and structure of porous metal fiber materials III. Laws of liquid permeability of materials*, Poroshkovaya Metallurgiya, Vol 9, N° 177 (1977) pp 50 – 56
- Kuwabara B. S., *The forces experienced by randomly distributed parallel Circular cylinders or spheres in a viscous flow at small reynolds numbers*, Journal of the Physical Society of Japan, Vol 14, N°4 (1959) pp 527-532
- Labrecque R.P., *The effects of fiber cross-sectionnal shape on the resistance to the flow of fluids through fiber mats*, TAPPI, 51 (1968) pp 8 – 15
- Lamp H., *Hydrodynamics*, 6th Ed., Cambridge University Press, London (1932)
- Lehmann M.J., Hardy E.H., Kasper G., *Local packing density distribution within a fibrous filter- Determination by MRI*. Journal of Aerosol Science – Abstracts of EAC, Madrid 2003, Vol1, S513-S514
- Lehmann M.J., Kasper G., *Effect of particle Bounce/Adhesion on structure of dust deposits on single filter fibers-CFD simulation*. Journal of Aerosol Science – Abstracts of EAC, Madrid 2003, Vol1, S511-S512
- Novick V. J., Monson P. R., Ellison P. G., *The effect of solid particle mass loading on the pressure drop of HEPA filters*, Journal of Aerosol Science 23 (1992) pp657-665
- Payatakes A.C., *Model of the Dynamic Behaviour of a Fibrous Filter. Application to the Case of Pure Interception During Period of Hindered Growth*, Powder Technology 14 (1976) pp267-278
- Payet S., *Filtration stationnaire et dynamique des aerosols liquides submicroniques*, thèse Université Paris XII, octobre 1991
- Payet S., Boulaud D., Madeleine G., Renoux A., *Penetration and pressure drop of a HEPA filter during loading with submicron liquid particles*, Journal of Aerosol Science, Vol 23, N°7 (1992) pp 723-735
- Pénicot P., *Etude de la performance de filtres à fibres lors de la filtration d'aérosols liquides ou solides submicroniques*, Thèse INPL, 23 Octobre 1998
- Pich J., *Gas filtration theory*. In Filtration Principles and Practices (Edited by Matteson, M.J. and Orr, C.) 2nd Ed., Marcel-Dekker, New-York, (1987).
- Ptak T., Jaroszyk T., *Theoretical - experimental aerosol filtration model for fibrous filters at intermediate reynolds numbers*, Vth World Filtration Congress, Nice (1990) pp 566-572
- Raynor P.C., Leith D., *The influence of accumulated liquid on fibrous filter performance*, Journal of Aerosol Science, Vol 31 N°1 (2000) pp 19-34
- Renoux A., Boulaud D., *Les Aérosols, Physique et Métrologie*, Technique et Documentation, Lavoisier (1998)
- Sakano T., Otani Y., Namiki N., Emi H., *Particle collection of medium performance air filters consisting of binary fibers under dust loaded conditions*, Separation and Purification Technology 19 (2000) pp 145-152
- Sangani A.S., Acrivos A., *Slow flow past periodic arrays of cylinders with application to heat transfert*, International Journal of Multiphase Flow, 8 (1982) pp 193 – 206
- Silva C.R.N., Negri V.S., Aguiar M.L., Coury J.R., *Influence of gas velocity on cake formation and detachment*, Powder Technology, 101 (1999) pp 165-172
- Spurny K.R., *Advances in Aerosol Filtration*, CRC Press (1998)
- Stenzel K. H., Rubin A. L., Yamayoshi W., Suzucki T., Sohde T., Nishizawa T., *Optimization of collagen dialysis membranes*, Trans. Amer. Soc. Artif. Int. Organs, 17 (1971) pp 293 - 298
- Sullivan R.R., *Specific surface measurements on compact bundles of parallel fibers*, J. of Applied Physics, 13 (1942) pp 725 - 730
- Thomas D., Contal P., Renaudin V., Leclerc D., Vendel J., *Modelling the pressure drop in HEPA filters during dynamic filtration*, Journal of Aerosol Science, 2 Vol 30 (1999) pp 235-246
- Thomas D., Penicot P., Contal P., Leclerc D., Vendel J., *Clogging of fibrous filters by solid aerosol particles. Experimental and modelling study*, Chemical Engineering Science, 11 Vol 56 (2001) pp 3549-3561
- Thomas D., *Etude de la filtration des aérosols par des filtres à fibres*, HDR- Université Henri Poincaré, 19 Décembre 2001.
- Vendel J., Letourneau P., Mulcey P., *Prédiction de l'évolution de la pression différentielle et de l'efficacité d'un filtre THE au cours de son colmatage*, Filtra 88, Paris (1988).

- Viswanadham R., Agrawal D.C., Kramer E.J., *Water transport through reconstructed collagen hollow-fiber membranes*. J. of Appl. Poly. Sci., 22 (1978) pp 1655 – 1663
- Walsh D.C., Stenhouse I., *Experimental studies of electrically active fibrous filter loading*, Part. Part. Syst. Charact., 13 (1996) pp47-53
- Walsh D.C., *Recent Advances in the Understanding of Fibrous Filter Behaviour under Solid Particle Load.*, Filtration and Separation 33 (1996) 501-506.
- Walsh D.C., Stenhouse J.I.T., Sourrah K.L., Graef A., *The effect of solid and liquid aerosol particle loading on fibrous filter material performance*, Journal of Aerosol Science, Vol 27 Suppl 1 (1996) pp 5617-5618
- Wheat J.A., *The air flow resistance of glass fiber filter paper*, Can. J. Chem. Eng., 41 (1963) pp 67 – 72
- White M.L., *The permeability of an acrylamide polymer gel*, J. Phys. Chem., 64 (1960) pp 1563 – 1565
- Wiggins E.J., Campbell W.B., Maass O., *Determination of the specific surface of fibrous materials*, Can. J. Research Vol 17-B (1939) pp 318 – 324

ETUDE ET OPTIMISATION DU DECOLMATAGE DES FILTRES A MANCHES

INFLUENCES DES PARAMETRES D'UN A-COUP DE PRESSION SUR LES PERFORMANCES DE DECOLMATAGE

X. Simon^(1,2), D. Bémer⁽²⁾, D. Thomas⁽¹⁾, S. Callé⁽¹⁾, R. Régnier⁽²⁾, P. Contal⁽¹⁾

Laboratoire de Filtration des Aérosols

(1) Laboratoire des Sciences du Génie Chimique / Centre National de la Recherche Scientifique –
1, rue Grandville, BP 451 54001 NANCY Cédex
* Xavier.Simon@ensic.inpl-nancy.fr

(2) Institut National de Recherche et de Sécurité, avenue de Bourgogne, BP 27,
54501 VANDOEUVRE lès NANCY Cédex

TITLE

Study and optimization of bag filter cleaning - Influences of pulse-jet parameters on cleaning performances

ABSTRACT

The aim of this study is to characterize profiles of pressure drop and acceleration along a filter bag subjected to different pulse-jet cleaning. Filtration of clean air is imposed on the 24 bags of a laboratory dust collector. Pulse-jet cleaning can be achieved either on the single instrumented filter bag, or on the 24 bags simultaneously. Various parameters (initial tension of bags, filtration velocity, compressed air tank pressure, impulsive flow duration and geometry of the nozzle or tube injector) were investigated and influences on the cleaning performances of a filter bag were appreciated and compared. Results permit to better understand the effects of pulse-jet cleaning and to identify areas where cleaning seems to be most effective. Choice and combination of those parameters: compressed air pressure, geometry of injector and number of bags cleaned simultaneously, seem to be crucial stages for the optimization of bags cleaning in the pulse-jet dust collectors.

RESUME

Cette étude a pour objectif de caractériser les profils de perte de charge et d'accélération du média le long d'une manche de filtration soumise à différents décolmatages par à-coup de pression d'air comprimé. Un fonctionnement en air propre est imposé à l'ensemble des 24 manches d'un dépoussiéreur pilote de taille industrielle et le décolmatage peut s'effectuer soit sur l'unique manche instrumentée, soit simultanément sur les 24 manches. Différents paramètres (tension initiale de la manche, vitesse de filtration, pression du réservoir d'air comprimé, temps de décolmatage et géométrie de la buse d'injection) ont été retenus et leurs influences sur les performances de décolmatage d'une manche ont été évaluées et comparées. Les résultats obtenus ont permis de mieux comprendre les effets d'un tel décolmatage et d'identifier les zones où le décolmatage semble le plus efficace. Le choix et la combinaison des paramètres : pression du réservoir d'air comprimé, géométrie de la buse d'injection et nombre de manches décolmatées simultanément, apparaissent comme des étapes cruciales dans l'objectif d'optimisation du décolmatage d'un dépoussiéreur.

INTRODUCTION

Le filtre à manche avec décolmatage par à-coup de pression à contre courant (pulse jet) reste l'un des systèmes de dépoussiérage les plus employés dans l'industrie pour traiter l'air empoussiéré avant son rejet dans l'atmosphère ou son recyclage dans l'air des ateliers. Le fonctionnement de ces dépoussiéreurs consiste en une alternance de cycles de colmatage-décolmatage. Les poussières filtrées entraînent un colmatage du média présentant deux régimes : un colmatage du filtre en profondeur (irréversible) et un colmatage de surface (réversible) pendant lequel les particules se déposent en une couche appelée gâteau de filtration. La seconde phase de fonctionnement d'un dépoussiéreur industriel est le décolmatage dont l'objectif est de décoller les particules collectées principalement en surface du média filtrant afin de diminuer la perte de charge. Le filtre étant ainsi régénéré, un nouveau cycle peut alors débuter (Callé et al. (2002)).

L'augmentation instantanée de la pression lors d'un décolmatage par à-coup de pression conduit à une expansion importante de la manche filtrante et une grande quantité de poussières, collectées pendant la phase de colmatage, peut ainsi être arrachée de la surface du média filtrant. Pour qu'un décolmatage soit efficace, il est nécessaire de créer pendant la brusque déformation de la manche, une force de détachement qui soit supérieure aux forces d'adhésion globales qui retiennent le gâteau de particules au média filtrant. L'à-coup de pression d'air comprimé provoque le gonflement de la manche et le déplacement du média et de son gâteau de filtration. La décélération de l'élément filtrant constitue le paramètre clef puisque le freinage brusque du média jusqu'à son point d'arrêt est à l'origine des forces de tension nécessaires au décollement du gâteau en surface (Dennis et al. (1981), Allen et al. (1999)). L'efficacité du décolmatage dépend d'un grand nombre de paramètres dont les principaux sont ceux associés à l'à-coup de pression et aux conditions de filtration.

Les objectifs de cette étude sont de caractériser les effets d'un à-coup de pression d'air comprimé et de quantifier l'influence d'un certain nombre de paramètres sur les performances de décolmatage d'une manche ou d'un groupe de manches. Pour ce faire, la perte de charge et l'accélération du média sont mesurées en quatre points sur la hauteur d'une manche, lors de son décolmatage sous différentes conditions opératoires.

MOYENS D'ESSAIS ET MESURES EFFECTUEES

Les essais se déroulent sur un dépoussiéreur pilote de taille industrielle. Il comporte 24 manches de filtration cylindriques, réparties sur 5 rails. Chaque manche a une longueur de 1,5 m et un diamètre de 0,13 m. Le dépoussiéreur présente ainsi une surface totale de filtration de 14,7 m² si les 24 manches sont présentes. Le dépoussiéreur peut traiter un débit maximal de l'ordre de 5000 m³.h⁻¹. Le schéma de ce banc d'essais est représenté sur la Fig. 1.

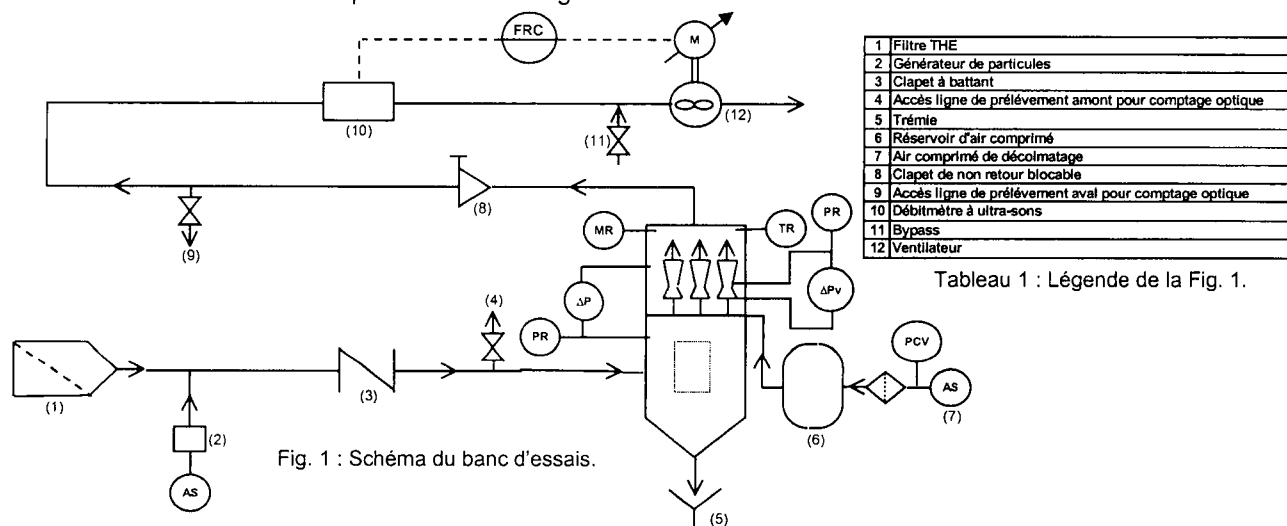


Tableau 1 : Légende de la Fig. 1.

Fig. 1 : Schéma du banc d'essais.

Chaque manche possède sa propre buse de décolmatage. Un automate permet d'effectuer la programmation de séquences de décolmatage. Ainsi, il est notamment possible de sélectionner une ou plusieurs manche(s) isolée(s), un groupe quelconque de manches (entre 1 et 24) ou plusieurs groupes de manches (entre 1 et 24), successivement ou simultanément. Cette flexibilité est nécessaire pour étudier l'influence des manches les unes sur les autres. D'autre part, le temps d'ouverture des électrovannes, t_d , est réglable et la durée d'impulsion de l'à-coup de pression peut varier entre 100 et 1000 ms. La pression du réservoir d'air comprimé est modifiable ($P_r = 3, 5$ ou 7 bar).

Cinq géométries de buse de décolmatage sont testées :

- Position 1 : buses avec orifices de diamètre d , placées à 0,08 m au dessus de la partie supérieure de la manche ($d = 5, 10$ ou 15 mm)
- Position 2 : buse débouchant en partie supérieure de la manche ($d = 10$ mm)
- Position 3 : buse s'introduisant dans le premier quart supérieur de la manche ($d = 10$ mm).

Chaque manche est également équipée de son propre organe de mesure de débit (Venturi positionné au dessus de la manche, dans la coiffe du dépoussiéreur, et relié à un capteur de pression différentielle Keller type PD-41/8885.D-0,05). Ce dernier fournit le débit d'air qui passe par la manche en question, et qui représente une fraction du débit total mesuré en conduit par un débitmètre à

ultrasons (Panametrics Model XGM868). La vitesse de filtration sur une manche, U_f , peut ainsi être estimée avec précision. Trois vitesses ont été retenues : $U_f = 2, 5$ ou 8 cm.s^{-1} . Il est à noter que le générateur de particules de type PALAS BEG 1000S avait été déconnecté et que les travaux se sont uniquement déroulés en fonctionnement en air propre.

Pour mesurer la perte de charge en quatre positions sur la hauteur d'une manche (A) (Cf. Fig. 2), des prises de pression statique, conçues pour éviter toute mesure additionnelle de pression dynamique, ont été positionnées sur une tige filetée parcourant l'ensemble de la hauteur de la manche (mesure de la pression interne de la manche : $P_{int,i}$ où i représente la $i^{\text{ème}}$ position). La pression externe des manches, P_e , est prise égale à la pression dans le conduit amont, supposée égale à la pression régnant dans l'enceinte de filtration du dépoussiéreur « autour » des manches. Les mesures simultanées de $\Delta P_i = P_e - P_{int,i}$ sont effectuées avec des capteurs de pressions différentielles Keller de type PD-41/8885.D-0,05 à une fréquence d'analyse de 100 Hz. Les valeurs numériques qui seront fournies sont toujours moyennées sur au moins trois essais (la reproductibilité était très bonne).

La mesure des accélérations du média en quatre positions sur la hauteur d'une manche (B) sont effectuées à l'aide d'accéléromètres miniatures de très faibles masses (Brüel & Kjaer Type 4393 V), préalablement collés sur le média. Ils sont alimentés par des amplificateurs de charge (deux de type Brüel & Kjaer 2635, deux de type KISTLER 5015A) qui permettent de procéder à certains réglages (gain, intégration, filtrage). Un système d'acquisition (LMS Instruments) permet l'enregistrement et le post-traitement des signaux. Les mesures simultanées d'accélérations, a , sont effectuées avec une fréquence d'analyse de 2048 Hz. Les valeurs numériques qui seront fournies sont toujours moyennées sur 30 mesures réparties en trois essais de dix mesures chacun (la reproductibilité des signaux d'accélérations n'était pas aussi bonne que pour la perte de charge). La valeur moyenne après cette série d'essais n'évolue plus.

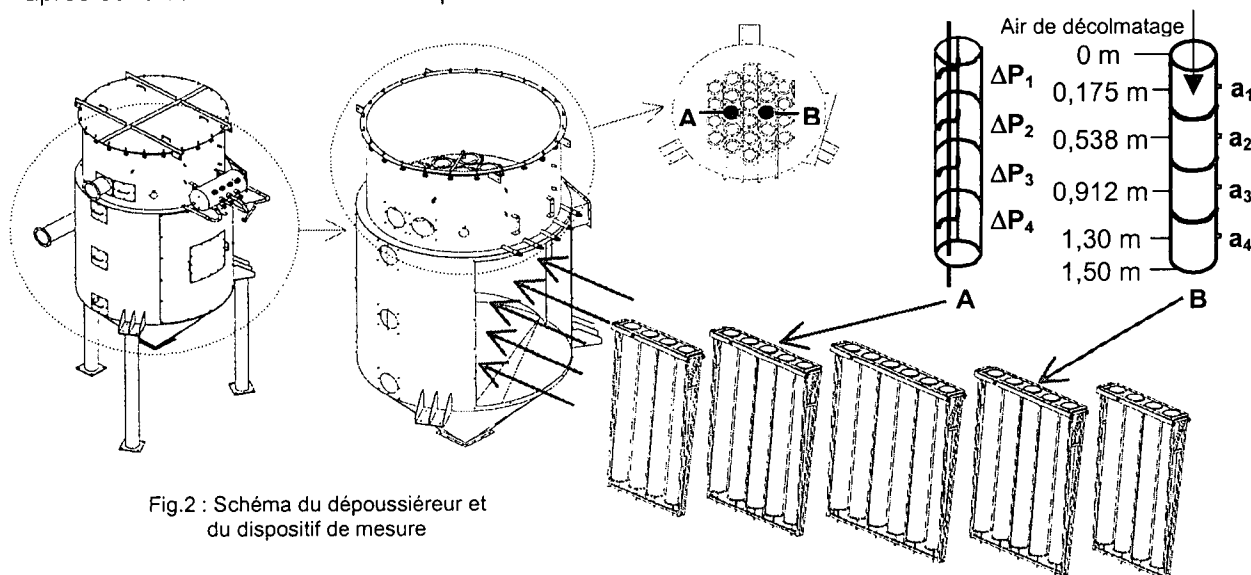


Fig.2 : Schéma du dépoussiéreur et du dispositif de mesure

La tension de la manche est obtenue en vissant la coupelle de fond de manche à l'aide d'une clef dynamométrique. Deux états ont été retenus : un fonctionnement avec des manches de tension initiale nulle et un fonctionnement avec des manches fortement tendues (0,1 m.kg). Il est à noter que la bonne tenue des manches sur l'ensemble de leur hauteur est assuré par cinq anneaux de soutien, partageant ainsi la manche en quatre zones distinctes (Cf. manches A et B Fig. 2).

Le média testé est constitué de fibres de polyester non tissées et bénéficie d'un traitement de surface anti-colmatant par calandrage thermique. Ces caractéristiques à l'état neuf sont regroupées dans le Tableau 2. Elles correspondent à celles de filtres à fibres employés en dépoussiérage industriel.

Référence	FiltraSud T12T56320
Grammage G (g.m^{-2})	400 ± 5
Épaisseur Z (mm)	$1,22 \pm 0,10$
Compacité α_f	$0,237 \pm 0,021$
Diamètre aéroulque de Davies d_f (μm)	$20,3 \pm 3,4$
Diamètre géométrique moyen des fibres (μm)	20

Tableau 2 : Caractéristiques physiques à l'état neuf du média filtrant.

RESULTATS ET DISCUSSION

Phénomènes observés et influence du nombre de manches décolmatées

Les essais qui sont présentés correspondent au fonctionnement des 24 manches pendant le régime de filtration. Le décolmatage est déclenché soit sur l'ensemble des 24 manches, soit sur une manche unique. Des exemples de courbes de perte de charge et d'accélération lors d'un décolmatage, en fonction du temps et de la position sur la manche, sont présentées sur la Fig. 3.

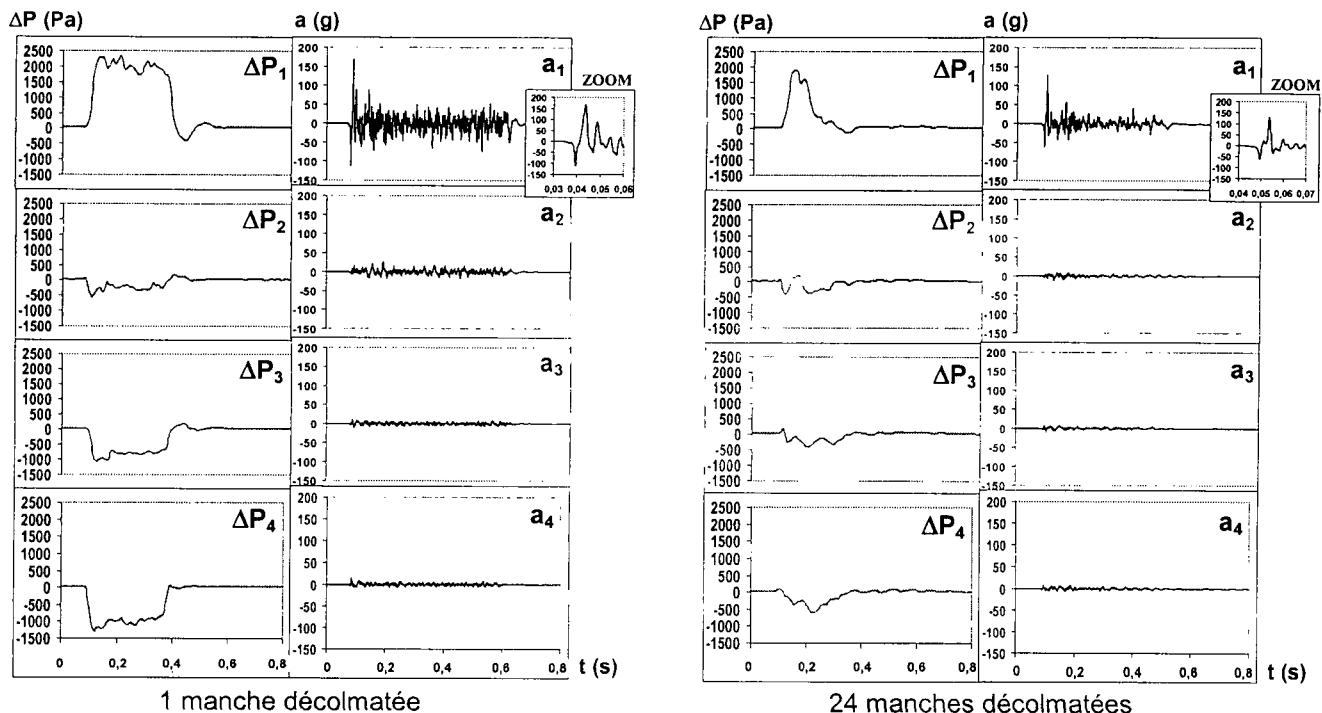


Fig. 3 : Signaux de perte de charge et d'accélération du média pendant un décolmatage en fonction de la position sur la manche – $U_r = 5 \text{ cm.s}^{-1}$, $P_r = 7 \text{ bars}$, $t_d = 100 \text{ ms}$, buse d'orifice 10 mm, tension de manche nulle.

Les allures des profils de perte de charge et d'accélération sur la hauteur d'une manche sont globalement similaires lorsque la manche est seule à être décolmatée ou que les 24 manches sont décolmatées en même temps.

Concernant la perte de charge, le décolmatage entraîne une importante augmentation de ΔP dans le premier quart supérieur (au plus près de la buse), qui provoque dans cette zone une aspiration brutale du média vers l'intérieur de la manche. L'observation visuelle des manches permet de constater que cette aspiration se produit sur les quarante premiers centimètres de la manche. Ce phénomène provient certainement d'un « effet venturi » dans la manche qui serait provoqué par la vitesse du jet d'air comprimé à proximité immédiate de l'orifice de la buse d'injection (Cf. l'analyse du tableau 4). Puis une inversion de pression dominante s'opère dans le deuxième quart supérieur de la manche, pour lequel $P_{\text{int},2}$ et P_e sont proches l'une de l'autre. Enfin, sur le reste de la hauteur de la manche, on observe une surpression intérieure dominante et des pics négatifs de ΔP_3 et ΔP_4 .

Les plus fortes accélérations (positives et négatives) sont enregistrées dans le premier quart supérieur de la manche (au plus près de la buse). Dans cette zone, le média subit tour à tour une accélération vers l'intérieur puis une vers l'extérieur (Cf. zoom Fig. 3). Selon la théorie, c'est lors de sa décélération brutale avant d'atteindre son point d'expansion maximale, que le gâteau se décroche entraîné par son propre poids sous l'effet des forces centrifuges. Au regard des valeurs élevées d'accélérations et des observations visuelles du mouvement du média, il est très probable que le décolmatage par à-coup de pression sera efficace dans cette zone. Sur le reste de la manche, les accélérations restent toujours faibles et ne conduisent pas à de brusques mouvements du média. A une distance éloignée du point d'injection de l'impulsion d'air comprimé, le détachement éventuel du gâteau de filtration ne peut donc pas résulter de mouvements mécaniques du média liés à son accélération.

D'autres auteurs, comme Humphries et Madden (1983) ou Sievert et Löffler (1986) par exemple, ont déjà observé des profils et des valeurs numériques comparables. Cependant, leurs résultats provenaient d'installations pilotes comportant peu de manches (souvent une seule) et il ne leur avait pas été possible de mesurer l'influence de la présence d'autres manches. Pourtant, cette dernière modifie sensiblement les profils le long de la manche étudiée. En effet, les valeurs crêtes maximales

des pics des courbes sont toujours plus faibles, en valeurs absolues, lorsque les 24 manches sont décolmatées simultanément (Tableau 3). De même, les durées des pics de perte de charge sont moins importants (0,28 s contre 0,42 s). Mais il n'a pas encore été possible de déterminer si ces différences provenaient d'une réelle interférence physique avec les autres manches ou si elles étaient simplement le reflet d'une baisse de régime du réservoir d'air comprimé qui ne pourrait alimenter 24 manches en même temps sans perdre en puissance de décolmatage.

Dans la suite du texte, les comparaisons s'appuieront principalement sur les valeurs numériques crêtes des signaux de perte de charge et d'accélération.

Influences de la pression initiale du réservoir d'air comprimé de décolmatage, de la géométrie et de la position de la buse d'injection d'air comprimé

Les effets de la pression initiale du réservoir d'air comprimé sur les valeurs de perte de charge et d'accélération sont regroupées dans le Tableau 3 :

Position	1 manche décolmatée									24 manches décolmatées								
	P _r = 7 bars			P _r = 5 bars			P _r = 3 bars			P _r = 7 bars			P _r = 5 bars			P _r = 3 bars		
	ΔP (Pa)	a - (g)	a + (g)	ΔP (Pa)	a - (g)	a + (g)	ΔP (Pa)	a - (g)	a + (g)	ΔP (Pa)	a - (g)	a + (g)	ΔP (Pa)	a - (g)	a + (g)	ΔP (Pa)	a - (g)	a + (g)
1	2300	-112	168	1780	-89,5	121,9	920	-43,4	78,7	1910	-62	126	1345	-38,1	98	690	-12,1	36,9
2	-550	-16	27	-700	-9,4	13,8	-500	-8	7,9	-400	-9	6,5	-370	-5,6	6,7	-200	-3,7	3,8
3	-1060	-12,5	12	-920	-6,8	9,1	-670	-5,6	5,2	-400	-6	5	-300	-5,4	6,6	-180	-3,4	4,2
4	-1300	-7	15	-1020	-6	7,1	-900	-5,3	5,6	-600	-7	7,5	-500	-4,8	7,4	-350	-2,8	3,1

Tableau 3 : Valeurs numériques crêtes des pics de perte de charge (ΔP), des pics d'accélération négative (a -) et des pics d'accélération positive (a +) pour différentes pression de réservoir en fonction de la position de mesure sur la manche.
(U_r = 5 cm.s⁻¹, t₀ = 100 ms, buse d'orifice 10 mm, tension de manche nulle)

Plus P_r est petite, plus l'intensité de l'à-coup de pression et donc l'accélération sont faibles. De même, les variations de ΔP diminuent fortement lorsque les valeurs de pression initiale du réservoir d'air comprimé deviennent petites. Enfin, les observations visuelles des manches pendant l'à-coup de pression soulignent encore un peu plus le fait que le décolmatage semble plus efficace à fort P_r.

Différentes buses d'injection ont également été testées dans des conditions de décolmatage identiques et les résultats concernant les valeurs de ΔP et de a sont regroupées dans le Tableau 4.

Position	1 manche décolmatée									24 manches décolmatées											
	position 1			position 2			position 3			position 1			position 2			position 3					
	d = 5 mm		d = 10 mm	d = 15 mm		d = 10 mm		d = 10 mm		d = 5 mm		d = 10 mm		d = 15 mm		d = 10 mm		d = 10 mm			
	ΔP (Pa)	a - (g)	ΔP (Pa)	a - (g)	ΔP (Pa)	a - (g)	ΔP (Pa)	a - (g)	ΔP (Pa)	a - (g)	ΔP (Pa)	a - (g)	ΔP (Pa)	a - (g)	ΔP (Pa)	a - (g)	ΔP (Pa)	a - (g)	ΔP (Pa)	a - (g)	
1	1040	-32,8	2300	-112	1100	-148,8	3100	-104,3	>5000	-66,7	1040	-21	1910	-62	1000	-64,4	2770	-105,3	2300	-59,5	
		47,5		168		198,7		83,9		33,6		44,9		126		127,3		79,6		28,2	
2	-350	-5,5	-550	-16	-1010	-29,1	-960	-77,5	1160	-168,8	-180	-5	-400	-9	6,5	-450	-16	-320	-16,3	1160	-7,7
		6,3		27		37,5		92,4		171,2		5,7		6,5		21,2		18,6		69	
3	-490	-3,2	-1060	-12,5	-1260	-13,7	-1015	-17,3	-850	-31,8	-230	-3	-400	-6		-620	-8,4	-400	-10,4	-500	-8,3
		3,4		12		13,9		18,9		36,5		3,4		5		9,1		12		10	
4	-620	-3,4	-1300	-7	-1480	-11,8	-1240	-9,9	-1000	-10,2	-540	-3,5	-600	-7		-830	-8,5	-600	-8,3	-700	-6,8
		4,7		15		14,6		20,6		10,5		3,8		7,5		9,4		18,8		7,9	

Tableau 4 : Valeurs numériques crêtes des pics de perte de charge (ΔP), des pics d'accélération négative (a -) et des pics d'accélération positive (a +) pour différentes buses d'injection en fonction de la position de mesure sur la manche.
(U_r = 5 cm.s⁻¹, P_r = 7 bars, t₀ = 100 ms, tension de manche nulle)

Les buses avec orifice de diamètre d, placées à 0,08 m au dessus de la manche, conduisent à des accélérations importantes du média en partie supérieure de la manche. Le décolmatage du gâteau par mouvement mécanique du média ne sera vraiment efficace que dans cette zone car sur le reste de la hauteur de la manche, les accélérations sont faibles et le média ne subit plus de mouvements brutaux. Les résultats montrent que plus le diamètre d est grand, plus l'accélération du média est importante ; cela est compréhensible puisqu'un plus grand volume d'air est alors libéré. De même, les surpressions en bas de manche, pouvant conduire en théorie à un décolmatage de type flux d'air à contre courant, sont d'autant plus importantes que le diamètre de la buse est élevé. Ici encore, les à-coups de pression produits simultanément sur l'ensemble des 24 manches semblent moins propices à un décolmatage efficace, comparativement aux mêmes à-coups de pression sur une manche unique.

Lorsque la buse de diamètre d = 10 mm débouche juste en partie supérieure de la manche (position 2) ou s'introduit dans le premier quart supérieur de la manche (position 3), les profils changent. Sur une manche décolmatée seule, la dépression enregistrée en ΔP₁ s'accroît, logiquement, au fur et à mesure que la cause de la dépression (le jet d'air comprimé) se rapproche du point de mesure. De même, sur les trois autres points de mesure, on constate que les fronts de ΔP et de a se décalent vers

le bas, d'une distance environ égale à la distance à laquelle le point d'injection d'air comprimé est descendu. De ce fait, le média ne présente plus seulement des accélérations élevées sur son premier quart supérieur, mais sur l'ensemble de la première moitié supérieure de la manche. Les profils de perte de charge et d'accélération, sont également modifiés lors du décolmatage des 24 manches. L'influence des manches semble néanmoins être à l'origine de certaines différences par rapport au fonctionnement d'une manche seule.

Certains auteurs (De Ravin et al. (1988), Lu et Tsai (1998)) affirment également qu'une augmentation de P_r et/ou de d conduit à des augmentations de P_{int} et de débit d'air de décolmatage. Ainsi, les capacités de décolmatage des manches d'un dépoussiéreur sont améliorées et les pertes de charge résiduelles après décolmatage sont plus faibles (temps de cycles plus longs). Une optimisation est à trouver en prenant en compte les influences de ces paramètres et, comme le souligne Lu et Tsai (1996), des conditions optimales de décolmatage pour une combinaison (diamètre de buse – pression du réservoir) peuvent être établies. En milieu industriel, P_r est de l'ordre de 5 à 6 bar. Les orifices de buses d'injection les plus courants sont de diamètre 10 mm.

Influence de la tension initiale des manches, de la vitesse de filtration et du temps d'ouverture des vannes d'injection d'air comprimé de décolmatage

Les expériences n'ont pas révélé d'influences significatives sur les profils de perte de charge et d'accélération pour les paramètres suivants : tension, U_f et t_d . Les valeurs crêtes et la forme des signaux pour chacune des positions de mesure restent globalement les mêmes que la manche soit faiblement ou fortement tendue, que la vitesse de filtration soit égale à 2, 5 ou 8 cm.s^{-1} , et enfin, que le temps de décolmatage soit de $n \times 100$ ms (n compris entre 1 et 10).

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Les signaux de perte de charge et d'accélération sur la hauteur d'une manche, de géométrie et de dimensions imposées, ont été enregistrés sur un banc d'essais pilote de taille industrielle. Ces résultats ont permis d'établir et de comprendre les profils de variation de la perte de charge et de l'accélération du média en fonction de la distance d'éloignement du point de mesure par rapport à la buse de décolmatage. Des valeurs numériques caractéristiques des phénomènes ont été observées : des dépressions de 900 à 3000 Pa en partie supérieure de manche, des surpressions de l'ordre de 500 à 1500 Pa en bas de manche, des valeurs d'accéléérations de 50 à 200 g au plus près de la buse d'injection. Les expériences montrent également que le décolmatage par à-coup de pression n'est pas efficace sur l'ensemble de la hauteur de la manche. Si il se produit un décolmatage efficace du gâteau en bas de manche, il proviendrait d'un flux d'air à contre-courant ou d'un phénomène de secouage non brutal, mais pas d'un véritable à-coup de pression avec mouvement rapide du média. La pression initiale du réservoir d'air comprimé et la géométrie de la buse d'injection apparaissent comme les paramètres qui influencent le plus l'à-coup de pression. La tension des manches, la vitesse de filtration et le temps de décolmatage sont, par contre, des paramètres qui possèdent moins d'influence et qui ne provoquent pas de changements significatifs dans les valeurs de perte de charge et d'accélération. Enfin, l'influence du nombre de manches décolmatées simultanément apparaît comme très importante mais nécessitera des travaux complémentaires pour être complètement et correctement interprétée. L'étape suivante est une étude similaire avec empoussiérement et formation d'un gâteau de particules sur les manches.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Allen R.W.K., Goyder H.G.D., Morris K. (1999). Modelling media movement during cleaning of pulse-jet fabric filters. *Chemical engineering research and design*, 77 (3), pp. 223 – 230.
- Callé S., Contal P., Thomas D., Bémer D., Leclerc D. (2002). Description of the clogging and cleaning cycles of filter media. *Powder Technology*, 123, pp. 40 – 52.
- Dennis R., Wilder J.E., Harmon D.L. (1981). Predicting pressure loss for pulse jet filters. *Journal of the air pollution control association*, 31 (9), pp. 987 – 992.
- De Ravin M., Humphries W., Postle R. (1988). A model for the performance of a pulse jet filter. *Filtration and Separation*, Mai/juin.
- Humphries W., Madden J.J. (1983). Fabric filtration for coal-fired boilers : dust dislodgement in pulse jet filters. *Filtration and Separation*, 20 (1), pp. 40 – 44.
- Lu H.C., Tsai C.J. (1996). Numerical and experimental study of cleaning process of a pulse-jet fabric filtration system. *Environmental science and technology*, 30 (11), pp. 3243 – 3249.
- Lu H.C., Tsai C.J. (1998). A pilot-scale study of the design and operation parameters of a pulse-jet baghouse. *Aerosol science and technology*, 29 (6), pp. 510 – 524.
- Sievert J., Löffler F. (1986). Dust dislodgement in pulse-jet fabric filters. *First World Congress on particle technology, Part IV ; Nurnburg, West Germany (16 – 18 Avril)*, pp. 111 – 126.

FILTRATION DE MELANGES D'AEROSOLS SOLIDES ET LIQUIDES

T. Frising * (1, 2), V. Gujsaite (1), D. Thomas (1), S. Callé (1), P. Contal (1) et D. Bémer (2)

Laboratoire de Filtration de Aérosols

(1) Laboratoire des Sciences du Génie Chimique, 1 rue Grandville, BP 451, 54001 Nancy Cédex
(2) Institut National de Recherche et de Sécurité, av. de Bourgogne, BP 27, 54501 Vandoeuvre Cédex

frising@ensic.inpl-nancy.fr

TITLE

Filtration of solid and liquid aerosol mixtures

ABSTRACT

Air filtration is a very important topic in many industries in order to respect environmental, public health or process gas purity standards. Although many studies have been devoted to solid aerosol filtration, some to liquid aerosol filtration, nearly none are available in the literature concerning the filtration of solid and liquid aerosol mixtures. In this study, a HEPA filter has been challenged with solid and liquid aerosol mixtures of different solid particles mass titles in the mixture (0%, 13.5%, 25%, 50%, 75% and 100%). The pressure drop evolution throughout the filtration is different from those encountered in solid or liquid aerosol filtration and can be described in five separate stages. Experiments carried out at different solid particle titles showed that the higher the solid percentage in the mixture, the higher the pressure drop throughout the filtration.

RESUME

La filtration des effluents gazeux est une opération nécessaire et obligatoire pour la plupart des industries afin de répondre aux normes de rejet environnementales, à celles de l'hygiène dans le cas d'un recyclage de l'air dans les locaux de travail ou simplement pour purifier un gaz de process. Si un grand nombre d'études ont été consacrées au comportement de filtres à fibres en filtration d'aérosols solides, peu concernent la filtration d'aérosols liquides et moins encore la filtration des mélanges. Dans cette étude, un filtre HEPA a été utilisé en filtration de mélanges d'aérosols solides et liquides à différents titres massiques de particules solides dans le mélange (0%, 13,5%, 25%, 50%, 75% et 100%). L'évolution de la perte de charge au cours de la filtration est différente de celles rencontrées en filtration des aérosols solides ou liquides seuls et peut être décrite en cinq phases distinctes. Les expériences réalisées à différents titres massiques de particules solides ont permis de montrer que la perte de charge augmente avec le pourcentage de particules solides dans le mélange.

INTRODUCTION

La filtration des effluents gazeux est une opération nécessaire et obligatoire pour la plupart des industries afin de répondre aux normes de rejet environnementales, à celles de l'hygiène dans le cas d'un recyclage de l'air dans les locaux de travail ou simplement pour purifier un gaz de process. Dans certaines branches industrielles l'aérosol est constitué par un mélange de particules solides et de gouttelettes. Citons à titre d'exemple: l'industrie mécanique avec ses brouillards d'huile chargés en copeaux métalliques et les résidus de fumées, l'agriculture avec la pulvérisation de produits phytosanitaires, ...

Si un grand nombre d'études ont été consacrées au comportement de filtres à fibres en filtration d'aérosols solides (Pénicot, 1998 ; Callé, 2000 ; Thomas, 2001), peu concernent la filtration d'aérosols liquides (Payet, 1992 ; Pénicot, 1998 ; Contal et al., 2003) et moins encore la filtration des mélanges (Sun & Chen, 2002 ; Rosati et al. 1999). Pourtant il est raisonnable de penser que l'interaction entre les particules solides et les gouttelettes risque d'influencer l'évolution de la perte de charge et de l'efficacité du filtre au cours du temps ou en d'autres termes la durée de vie du filtre.

Il nous a donc semblé important de nous intéresser au comportement d'un filtre à fibres vis-à-vis de la filtration de mélanges d'aérosols solide et liquide.

Nous avons donc réalisé une série d'expériences afin de déterminer la perte de charge d'un filtre HEPA lors de la filtration de particules solides et de gouttelettes simultanément. Différents titres massiques d'aérosols solides ont été testés afin d'examiner l'influence des concentrations respectives de particules solides et liquides sur la perte de charge. Seules deux études partielles ont été publiées dans la littérature jusqu'à présent. Sun et Chen (2002) étudient les premiers stades de la filtration pour différents mélanges d'acide oléique et de NaCl et Rosati et al. (1999) trouvent que la perte de charge est d'autant plus élevée que la proportion de solide dans le mélange est importante.

MATERIEL ET METHODES

Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental est schématisé sur la figure 1 ci-dessous.

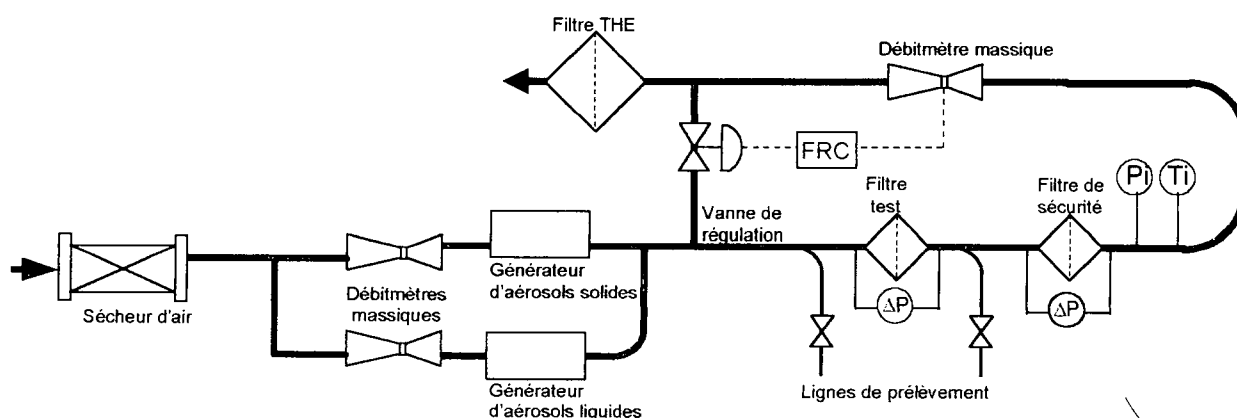


Figure 1 : Dispositif expérimental

Il est composé d'un compresseur d'air commun à tout le laboratoire, d'un sécheur d'air, d'un générateur d'aérosols liquides PLG 2000-HC, d'un générateur d'aérosols solides à brosse tournante RBG 1000, d'un porte filtre d'un diamètre de 110 mm, de trois débitmètres massiques et de deux lignes de prélèvement respectivement en amont et en aval du filtre. La température ambiante et la pression expérimentale sont enregistrées en continu pendant les expériences. Le débit est maintenu constant pendant toute la durée de la filtration à l'aide d'un by-pass et d'une vanne de régulation électro-pneumatique. Les pertes de charge des filtres test et de sécurité sont mesurées en continu par des capteurs de pression différentielle.

Filtre, liquide et solide utilisés

Les caractéristiques du filtre utilisé sont données dans le tableau 1.

	D309
Matériau	Verre
Grammage (g m^{-2})	78
Diamètre moyen arithmétique des fibres (μm)	1,21
Ecart type arithmétique	0,98
Épaisseur (μm)	409
Compacité (-)	0,078
Perméance DOP ($0,3 \mu\text{m}$ à $5,3 \text{ cm s}^{-1}$)	$1,5 \cdot 10^{-4}$
Perte de charge du filtre vierge (Pa à $5,3 \text{ cm s}^{-1}$)	350

Tableau 1 : Caractéristiques du filtre utilisé

L'aérosol liquide est le di(2-éthyl-hexyl)sébaçate (DEHS) dont la granulométrie (déterminée à l'aide de l'impacteur DEKATI) et les caractéristiques sont données sur la figure 2 et dans le tableau 2 respectivement.

Masse molaire (g mol ⁻¹)	426.7
Masse volumique (kg m ⁻³)	900
Viscosité dynamique (Pa s à 20°C)	0,023
Tension superficielle (Nm ⁻¹)	0,0306
Point éclair (°C)	210
Point de fusion (°C)	-48
Point d'ébullition (°C)	256
Pression de vapeur (Pa à 37°C)	2,4 10 ⁻⁵

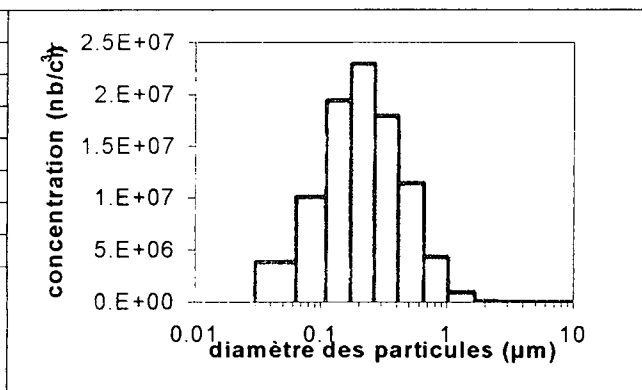


Tableau 2 : Caractéristiques du DEHS

Figure 2 : Granulométrie du DEHS en amont du filtre

La poudre d'alumine présente un diamètre moyen en nombre de 3,6 µm (écart type arithmétique = 1,31) déterminé à l'aide du compteur Coulter. Les aérosols solide (minéral) et liquide (huile organique) ont été choisis afin de limiter les interactions entre eux. D'autre part leur comportement individuel en filtration des aérosols est relativement bien connu (Callé, 2000 ; Contal et al., 2003).

Procédure expérimentale

Deux flux d'air sont mélangés :

- le premier de 30 NI min⁻¹ contenant environ 3,1 g m⁻³ d'aérosol liquide
- le second de 50 NI min⁻¹ contenant une concentration précédemment déterminée afin d'obtenir les titres massiques de solide désirés (0%, 13,5%, 25%, 50%, 75% et 100%). Cette concentration est réglée par la vitesse de montée du piston de particules compactées dans le générateur.

Une fois mélangé, une partie du flux est by-passée afin d'obtenir un débit de filtration de 30 NI min⁻¹ (ce qui équivaut à une vitesse de filtration au niveau du filtre de 5,8 cm s⁻¹ sur notre installation).

La perte de charge a été suivie pendant toute la durée de la filtration.

RESULTATS ET DISCUSSION

Allure de la perte de charge

Comme il n'existe que très peu de données bibliographiques, le premier but de cette étude était de déterminer l'allure de l'évolution de la perte de charge d'un filtre en filtration d'un mélange d'aérosols solide et liquide. La figure 3 montre le résultat de cette étude préliminaire.

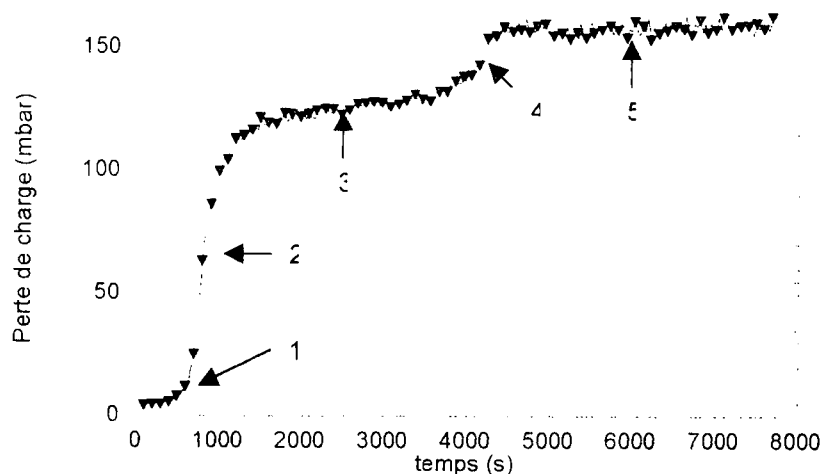


Figure 3 : Evolution de la perte de charge d'un filtre à haute efficacité D309 en filtration d'un mélange de 13,5% en masse de particules solides et 86,5% de particules liquides

L'allure de la perte de charge est significativement différente de celle d'un essai équivalent avec des aérosols solides ou liquides seuls (voir figure 6). Sur la figure 3 on peut clairement distinguer cinq phases pour l'évolution de la perte de charge :

- 1- Une première phase où la perte de charge augmente très lentement. Il s'agit de la filtration en profondeur. Les particules solides et liquides sont arrêtées par les fibres à l'intérieur du medium filtrant. Il semble que pendant cette phase les particules se déposent préférentiellement sur les particules déjà collectées formant ainsi des agrégats. Ces agrégats sont de plus recouverts de liquide (voir figure 4).
- 2- Une deuxième phase où la perte de charge augmente brusquement, identique à celle qu'on peut trouver en filtration des aérosols liquides. Pendant cette phase des ponts et des films liquides se forment aux intersections des fibres entravant ainsi le passage du gaz. Pendant ces deux premières phases on n'observe pas de dépôt de particules en surface du filtre.

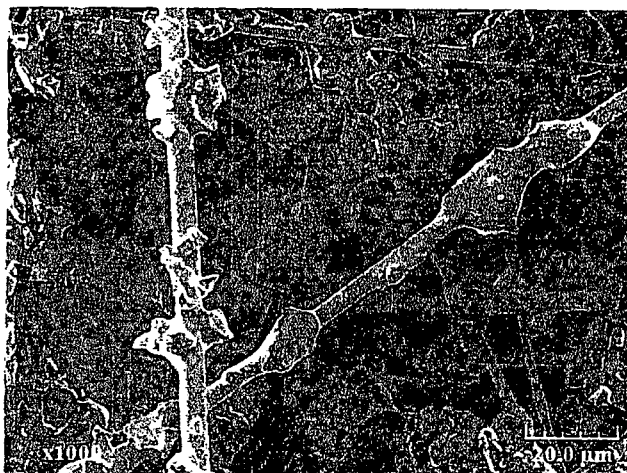


Figure 4 : Photo MEB phase 1 (x1000)

- 3- Pendant la troisième phase on observe le début de la formation d'un gâteau en surface du filtre. La perte de charge n'augmente plus que très légèrement dû à l'accumulation des agrégats de particules en surface du filtre. Les auteurs pensent pouvoir attribuer cette faible augmentation de la perte de charge à une redistribution interne du liquide capturé dans le filtre et le gâteau.
- 4- On assiste à une deuxième augmentation brusque (plus courte que la première) de la perte de charge pendant la quatrième phase. Il nous est par contre difficile pour l'instant d'attribuer cette augmentation à un phénomène physique.

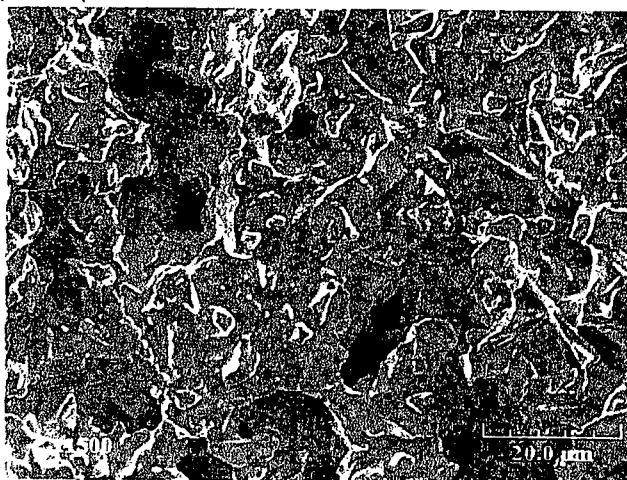


Figure 5 : Photo MEB phase 5 (x1500)

- 5- La cinquième phase est la phase de drainage. On recueille du liquide qui draine du filtre dans les pots de recette situés sur le porte-filtre en amont et en aval du filtre respectivement ce qui explique le caractère constant de la perte de charge (figure 5). Des études plus approfondies sont en cours pour quantifier le liquide drainé et sa concentration en solide.

Influence du taux de solide dans le mélange

Des expériences avec différents taux de particules solides contenues dans le mélange (0%, 13,5%, 25%, 50%, 75% et 100%) ont été effectuées. Les résultats de ces expériences sont résumés sur la figure 6.

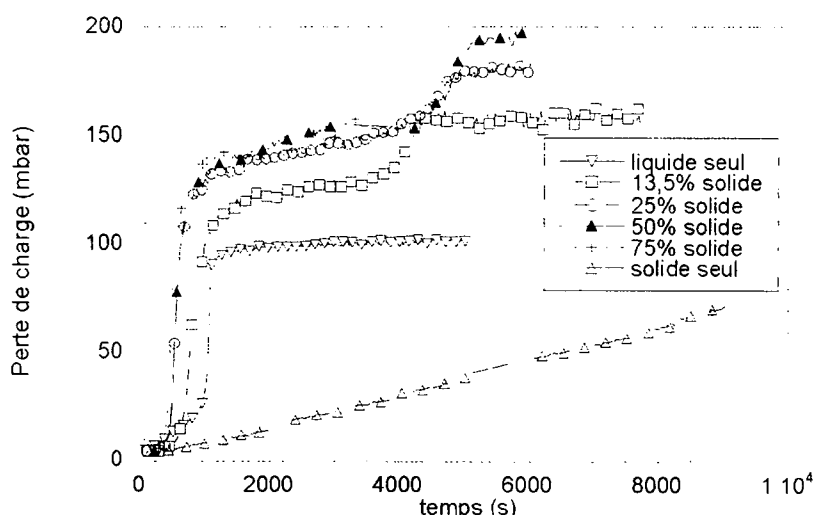


Figure 6 : Evolution de la perte de charge d'un filtre à haute efficacité D309 en fonction du taux de solide contenu dans le mélange d'aérosols

Quel que soit le pourcentage de solide dans le mélange (de 13,5 à 75%), l'évolution de la perte de charge suit toujours la même allure. On retrouve les cinq phases de filtration décrites précédemment. La perte de charge est plus importante lors de la filtration des mélanges que lors de la filtration des particules solides ou liquides seules. Le troisième renseignement qu'on peut tirer de la figure 6 est le fait que pour un même temps de filtration la perte de charge augmente également avec le ratio de solide, ce qui corrobore les résultats obtenus par Rosati et al. (1999). De même la montée rapide de la perte de charge se produit plus tôt pour un pourcentage de solide plus élevé. A la fin, la perte de charge ne varie quasiment plus comme pour le liquide seul, alors que pour le solide seul la courbe augmente encore si l'on poursuit l'expérience.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Dans cette étude nous avons établi l'allure et l'évolution de la perte de charge d'un filtre à fibre en filtration de mélanges d'aérosols solides et liquides. L'allure de la perte de charge diffère notablement de celle rencontrée en filtration des aérosols solides ou liquides seuls. Elle est d'autant plus élevée que la quantité de particules solides contenues dans le mélange est importante. Cette étude n'est qu'à son commencement. De nombreuses questions restent en suspens dont l'influence du débit, l'influence du filtre (matériau et diamètre de fibre), l'influence du couple aérosol solide / aérosol liquide, le mécanisme de colmatage correspondant aux cinq phases de filtration, l'influence du rapport de taille aérosol solide / aérosol liquide / fibre et l'évolution de l'efficacité au cours de la filtration.

REFERENCES

- Callé, S., Etude des performances des media filtrants utilisés en dépoussiérage industriel, *Thèse INPL*, 2000
- Contal, P., Simao, J., Thomas, D., Frising, T., Callé, S., Appert-Collin, J.C., Bémer, D., Clogging of fibre filters by submicron droplets. Phenomena and influence of operating conditions, *Journal of Aerosol Science*, 2003 (à paraître)

- Payet, S., Filtration stationnaire et dynamique des aérosols liquides submicroniques, *Thèse Université Paris XII*, 1992
- Pénicot, P., Etude de la performance de filtres à fibres lors de la filtration d'aérosols liquides ou solides submicroniques, *Thèse INPL*, 1998
- Rosati, J., Leith, D., Raynor, P., Determinants of filter lifetime, *Filtration and Separation*, décembre 1999, p. 30-32
- Sun, W., Chen, D.-R., Filter loading characteristics of liquid-coated particles, *American Filtration Society IAQ Filtration Conference*, 14-16 Novembre 2002, Cincinnati, Etats-Unis
- Thomas, D., Etude de la filtration des aérosols par des filtres à fibres, *Habilitation à diriger des recherches, Université Henri Poincaré Nancy I*, 2001

MODELISATION DU COLMATAGE DES FILTRES THE INDUSTRIELS PAR DES AEROSOLS SOLIDES

L. Bouilloux*, S. Artous, J-C. Laborde, O. Norvez

Laboratoire d'Expérimentations en Confinement, Epuration et Ventilation
Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire
B.P. 68 – Bâtiment 389 – 91192 Gif-sur-Yvette Cedex
laurent.bouilloux@irsn.fr

TITLE

Modelling of industrial HEPA filters clogging by solid particles

ABSTRACT

The communication presents some experimental and numerical results related to the clogging, by solid particles, of industrial pleated filters, especially High Efficiency Particulate Air (HEPA) filters used in French nuclear facilities. We propose to describe the clogging of pleated filters in three phases: first an in-depth filtration, as for flat filtering medium, which modifies slightly the filter pressure drop; the second phase corresponds to a filtration on the surface of the filtering medium, along the pleats, and the last phase to a reduction of the filtering area which generates a significant increase in the pressure drop. In a first part of the paper, are summarized some significant results of experiments in order to study the influence of filtration velocity and of particles diameter. The second part concerns different contributions to the modelling of clogging. One results from a dimensionless approach and the other derives from the Novick model in which a term of filtration area reduction is introduced.

RESUME

La communication proposée est ciblée sur le colmatage des filtres industriels à Très Haute Efficacité (THE) par des aérosols solides. On s'attache plus particulièrement à y présenter les résultats acquis sur des filtres dont la géométrie de plissage est identique à celle des filtres utilisés dans les installations nucléaires françaises (hauteur des plis 27 mm, pas des plis 2,5 mm). Le colmatage des filtres THE plissés est décrit selon trois phases. La première phase correspond à une filtration en profondeur suivie par une deuxième phase caractérisant une filtration en surface du médium filtrant ; ces deux phases sont également observées lors de la filtration avec un médium plan. Enfin, la dernière phase correspond à une réduction de la surface de filtration qui conduit à une élévation significative de la perte de charge, phénomène spécifique des filtres plissés. Dans la première partie de cette communication, des résultats expérimentaux sont présentés dans le but d'illustrer l'influence sur le colmatage de la vitesse de filtration et du diamètre des particules. Les résultats expérimentaux sont ensuite comparés au modèle de Del Fabbro et à un modèle inspiré du modèle de Novick adapté aux filtres plissés en y intégrant un terme de réduction de la surface de filtration.

INTRODUCTION

Les dispositifs de filtration des particules présentes dans l'air sont largement répandus dans différents secteurs industriels : nucléaire, automobile, agroalimentaire, ... Les deux grandeurs les plus importantes pour caractériser le comportement des filtres sont la perte de charge et l'efficacité de collecte des particules. 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 régime non stationnaire ; dans ce cas, le colmatage du filtre par des aérosols induit de profondes modifications de la structure du filtre entraînant une variation de l'efficacité et de la perte de charge au cours du temps. Les modèles théoriques d'efficacité et de colmatage ont été développés uniquement pour des filtres plans, dans des gammes de variation des paramètres restreintes, alors que les filtres industriels possèdent des médias filtrants plissés. A ce titre, l'Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire mène depuis plusieurs années des recherches pour pallier le manque évident de données expérimentales et de modèles phénoménologiques sur le colmatage des filtres plissés en régime non stationnaire.

L'objet de la présente étude est de présenter les résultats expérimentaux acquis sur des filtres à Très Haute Efficacité (THE) industriels dont le plissage (hauteur et pas des plis) correspond à celui des filtres utilisés dans les installations nucléaires françaises (respectivement 27 mm et 2,5 mm). Les influences respectives du diamètre des aérosols solides et de la vitesse de filtration sont discutées. Les résultats expérimentaux sont ensuite comparés au modèle de Del Fabbro et à un modèle inspiré du modèle de Novick adapté aux filtres plissés en y intégrant un terme de réduction de la surface de filtration, phénomène spécifique des filtres plissés.

1. RESULTATS EXPERIMENTAUX ET INTERPRETATION

Le colmatage des filtres plissés par des aérosols solides s'avère être un phénomène complexe qu'il convient d'appréhender comme la succession de trois phases distinctes. En premier lieu, il se produit une filtration en profondeur, au sein du médium filtrant, qui modifie peu la perte de charge du filtre. La deuxième phase correspond à une filtration en surface du médium filtrant avec la formation d'un gâteau de particules. Ces deux premières phases sont identiques à celles observées pour les filtres plans. Enfin, la dernière phase, spécifique des médias filtrants plissés, correspond à une réduction de la surface de filtration qui engendre une élévation importante de la perte de charge.

L'étude expérimentale présentée fait suite aux travaux précédemment réalisés à l'IRSN (Del Fabbro (2001)) sur des filtres ME (Moyenne Efficacité) et THE possédant différentes géométries de plissage. Compte tenu de la complexité des phénomènes observés et dans le but de limiter les données nécessaires pour utiliser les modèles de colmatage, cette étude a été effectuée sur des filtres THE dont les caractéristiques de plissage sont identiques à celles des filtres THE rencontrés dans les installations nucléaires françaises. Seule la surface de filtration a été réduite ($S_0 = 2,1 \text{ m}^2$) pour permettre des temps de colmatage compatibles avec le déroulement de l'étude. L'ensemble des essais de colmatage a été réalisé à débit de filtration constant en utilisant des aérosols d'émeri ou d'alumine (masses volumiques respectives de 4000 kg.m^{-3} et 3900 kg.m^{-3}) dispersés par un générateur à brosse tournante. Les deux paramètres étudiés sont le diamètre des particules produites et la vitesse initiale de filtration dont l'influence respective est rappelée ci-après.

1.1 Influence du diamètre des particules sur le colmatage des filtres plissés

La figure 1 illustre l'influence du diamètre géométrique des particules (d_p) sur le colmatage des filtres THE plissés. Ainsi, pour une masse surfacique de particules donnée, il apparaît que la perte de charge d'un filtre THE augmente lorsque le diamètre des particules diminue. Rappelons que 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.

1.2 Influence de la vitesse de filtration sur le colmatage des filtres plissés

La figure 2 illustre l'influence de la vitesse de filtration sur le colmatage des filtres THE plissés. Pour une masse surfacique de particules donnée, le rapport perte de charge sur vitesse initiale augmente lorsque la vitesse de filtration diminue. Rappelons que ce résultat résulte, selon Del Fabbro, de plusieurs effets. En premier lieu, l'élévation de la vitesse de filtration contribue à une meilleure tenue

mécanique des plis les uns par rapport aux autres, ce qui retarde la réduction de surface. De plus, l'élévation de la vitesse de filtration accroît l'inertie des particules ce qui peut conduire à un dépôt préférentiel des particules au fond des plis. Ce dépôt hétérogène de particules sur le médium filtrant provoque une élévation de la perte de charge inférieure à celle provoquée par un dépôt homogène.

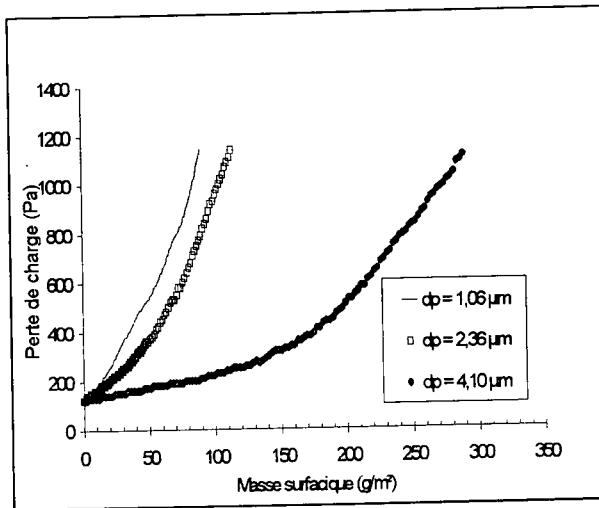


Figure 1 : Influence du diamètre des particules sur le colmatage d'un filtre THE plissé ($vf_0 = 1,25$ cm/s)

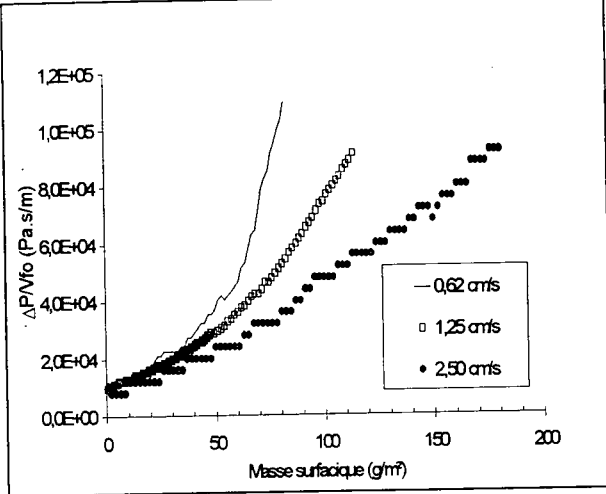


Figure 2 : Influence de la vitesse de filtration sur le colmatage d'un filtre THE plissé ($dp = 2,36$ μm)

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

Outre une première démarche peu satisfaisante de modélisation du colmatage des filtres THE plissés, basée sur l'utilisation du code de mécanique des fluides CFX, une deuxième approche adimensionnelle a été développée à l'Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire à partir de la loi propre aux filtres vierges (Del Fabbro (2001)). Cette approche, présentée dans le paragraphe 2.1, a été développée en intégrant les données géométriques du plissage des filtres ce qui conduit à un modèle nécessitant de nombreuses données d'entrée. En conséquence, une troisième approche, présentée dans le paragraphe 2.2 et basée sur le modèle de Novick, est actuellement en cours de développement pour permettre la modélisation des filtres THE dont la géométrie de plissage est identique à celle des filtres THE utilisés dans les installations nucléaires françaises.

2.1 Modélisation du colmatage des filtres plissés selon une approche adimensionnelle

Cette démarche consiste à utiliser la loi propre aux filtres vierges (équation 1), loi également déduite de l'approche adimensionnelle. Il est nécessaire de remplacer dans cette loi, la résistance aéraulique du médium filtrant vierge R par la résistance aéraulique du médium filtrant plan colmaté dont la valeur est déduite de données expérimentales.

ΔP représente la perte de charge du filtre (Pa), R la résistance aéraulique ($\text{kg/m}^3 \cdot \text{s}$) et e l'épaisseur (m) du médium filtrant, h et p la hauteur et le pas des plis (m), μ la viscosité dynamique ($\text{Pa} \cdot \text{s}$) et ρ la masse volumique (kg/m^3) de l'air, vf_0 la vitesse (m/s) de filtration et Re le rapport $\frac{\rho \cdot vf_0 \cdot p}{\mu}$.

$$\log\left(\frac{\Delta P}{e R v f_0}\right) = \left(\frac{\mu}{e^2 R}\right)^{0.7} \left[460 \log\left(1 + \frac{h e}{p^2}\right) + \frac{0.7 \left(\frac{h}{p}\right)^2}{\log\left(1 + \frac{h}{e R e}\right)} \right]$$

Equation 1 : Modèle de perte de charge propre aux filtres plissés vierges

L'introduction de la seule résistance aéraulique du filtre plan colmaté n'étant pas suffisante, il est nécessaire d'intégrer dans le modèle, la réduction de la surface de filtration. Cette réduction inclut une modification des paramètres géométriques du filtre et un accroissement de la vitesse de filtration. La figure 3 illustre le dépôt des particules supposé homogène et caractérisé par une épaisseur du gâteau

$e_g = \frac{m_s}{\rho_p \alpha_g}$ (avec ρ_p la masse volumique (kg/m^3) des particules et α_g la compacité du gâteau de particules formé sur le médium filtrant. En caractérisant un tel dépôt, il est alors possible d'introduire un terme de réduction de surface directement corrélé au plissage du médium filtrant ($h \rightarrow h \left(1 - \frac{2e_g}{p}\right)$, $p \rightarrow p - 2e_g$) ainsi qu'un accroissement de la vitesse de filtration calculée à partir de la conservation du débit d'air ($v_f \cdot S_o = v_f S$).

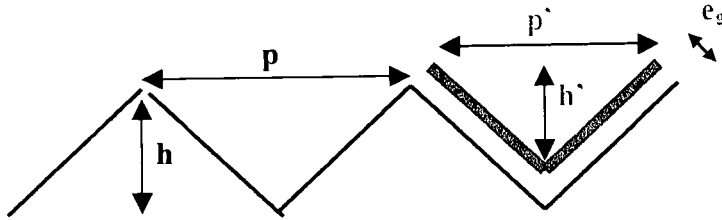


Figure 3 : Réduction de la surface de filtration engendrée par le dépôt de particules sur le médium filtrant

Avec ces considérations, le modèle final est donné par l'équation 2 (m_s est la masse de particules collectée sur le médium filtrant par unité de surface de filtration ou masse surfacique).

$$\frac{\Delta P}{e R v f_0} = \left(1 + \frac{h e}{p^2}\right)^{460} \left(\frac{\mu}{e^2 R}\right)^{0.7} \cdot 10^{\frac{0.7 \left(\frac{\mu}{e^2 R}\right)^{0.7} \left(\frac{h}{p}\right)^2}{\log\left(1 + \frac{h}{e R e}\right)}} \left(1 - \frac{2 m_s}{p \alpha_g \rho_p}\right)^{\frac{-15}{Re}}$$

Equation 2 : Modèle de perte de charge des filtres plissés colmatés

La compacité du gâteau est calculée à partir de la corrélation de Pénicot (1998) : $\alpha_g = 0,58(1 - \exp(-d_p/0,53))$. Dans l'équation 2, les paramètres géométriques h et p ainsi que la résistance aéraulique du médium filtrant sont des fonctions de l'évolution du colmatage.

Les résultats obtenus avec ce modèle sont en bon accord avec les résultats expérimentaux, spécifiquement lorsque le dépôt de particules tend vers un dépôt homogène (faible vitesse de filtration). Néanmoins, la complexité du modèle développé et notamment la nécessité de renseigner l'évolution des paramètres géométriques et la résistance aéraulique du médium filtrant tout au long du colmatage, rend son utilisation limitée.

2.2 Modèle dérivé du modèle de Novick

Dans le but d'avoir un modèle qui ne nécessite pas la connaissance de l'évolution de la résistance aéraulique du médium filtrant durant le colmatage, une nouvelle modélisation dérivée du modèle de Novick est proposée. Le modèle de Novick, basé sur la loi de Kozeny, est utilisé pour calculer la perte de charge d'un médium filtrant en considérant que la perte de charge résulte de deux contributions, la perte de charge du filtre vierge ΔP_0 et la perte de charge due au gâteau de particules formé en surface du médium filtrant ΔP_G . La perte de charge du gâteau est exprimée en utilisant la loi de Kozeny, $\Delta P_G = k_2 v_f m_s$ avec $k_2 = \frac{h k \cdot a_{gp}^2 \cdot \alpha_g \cdot \mu}{C_c \cdot (1 - \alpha_g)^3 \cdot \rho_p}$. h_k représente la constante de Kozeny, a_{gp} la surface spécifique des particules et C_c le coefficient de Cunningham.

Le modèle de Novick développé pour caractériser le colmatage des filtres plans ne prend pas en compte la réduction de surface observée lors du colmatage des filtres plissés. Il est alors nécessaire d'introduire un terme de réduction de surface. La première démarche retenue a été d'introduire le terme de réduction de surface développé dans l'approche adimensionnelle (équation 3).

$$\Delta P = \left[\Delta P_0 + \left(\frac{h k \cdot a_{gp}^2 \cdot \alpha_g \cdot \mu \cdot v_f \cdot m_s}{C_c \cdot (1 - \alpha_g)^3 \cdot \rho_p} \right) \left(1 - \frac{2 m_s}{\rho_p \cdot \alpha_g \cdot p} \right)^{-15 / Re} \right]$$

Equation 3 : Modèle de perte de charge des filtres plissés colmatés dérivé du modèle de Novick

En utilisant non pas la valeur standard de la constante de Kozeny ($h_k = 4,5$) mais une valeur moyenne de 1,5, la phase de colmatage en surface des filtres plissés est correctement modélisée. Par ailleurs, l'introduction du terme de réduction de la surface améliore la modélisation de la dernière phase du colmatage. Néanmoins, la fonction $(-x/Re)$ en puissance du terme de réduction de la surface, validée pour la démarche de modélisation adimensionnelle avec une constante expérimentale x égale à 15, n'est pas optimale dans cette approche (figure 4). Par ailleurs, il apparaît délicat d'appliquer une valeur unique de cette constante x pour modéliser correctement l'ensemble des essais exploités. Il apparaît donc nécessaire de mieux appréhender la formulation du terme de réduction de la surface. Pour ce faire, une démarche complémentaire est en cours de développement pour permettre la modélisation de la phase du colmatage incluant une réduction significative de la surface de filtration.

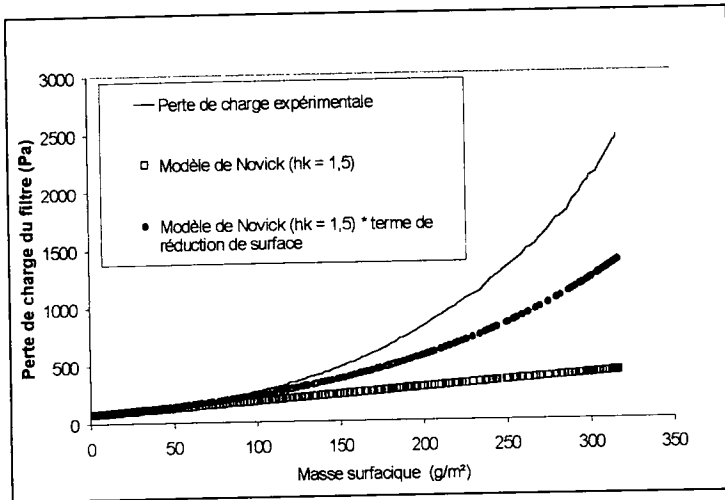


Figure 4 : Comparaison entre le modèle dérivé du modèle de Novick et l'expérience ($v_{f_0} = 1,0$ cm/s, $d_p = 4,17$ μ m)

Cette démarche complémentaire est également basée sur la conservation du débit de ventilation et sur l'hypothèse que la loi de Novick initiale est conservée sur l'ensemble du domaine de colmatage. A partir de ces considérations, il est alors possible de recalculer la surface de filtration selon l'équation 4.

$$S = \sqrt{\frac{h_k \cdot a_{gp}^2 \cdot \alpha_g \cdot \mu \cdot v_{f_0} \cdot S_0^2 \cdot m_s}{C_c \cdot (1 - \alpha_g)^3 \cdot \rho_p \cdot (\Delta P - \Delta P_0)}}$$

Equation 4 : Calcul de la surface de filtration au cours du colmatage

Les figures 5 et 6 présentent l'évolution de la surface et de la vitesse de filtration, dès que la perte de charge du médium filtrant s'écarte de la loi initiale de Novick, en fonction du rapport masse surfacique sur diamètre au carré des particules collectées, avec $\Delta m_s = m_s - m_{smaxNOVICK}$. Le terme $m_{smaxNOVICK}$ est la masse de particules collectées sur le filtre qui correspond à la fin de la phase de filtration en surface sans réduction significative de surface (point de transition entre les phases de filtration en surface et de réduction de la surface de filtration).

Il apparaît que les variations de la surface et de la vitesse de filtration sont directement corrélées au carré du diamètre des particules. Ainsi, en exprimant la variation de surface ou de vitesse de filtration en fonction du rapport masse surfacique sur diamètre au carré des particules, les essais réalisés avec la même vitesse de filtration initiale se superposent. Cependant, les conditions opératoires retenues ne permettent pas d'interpréter l'ensemble des essais réalisés. En effet, la majorité des essais a été effectuée avec comme objectif d'atteindre des niveaux d'accroissement de la résistance aéraulique préalablement définis (rapport environ dix entre résistances aérauliques initiale et finale). Pour des vitesses de filtration inférieures à la moitié de la vitesse nominale (1,25 cm/s), cet accroissement de résistance aéraulique est obtenu pour des masses surfaciques plus réduites, rendant difficile l'interprétation des courbes d'évolution de la surface ou de la vitesse de filtration. De plus, pour des vitesses de filtration supérieures à la vitesse nominale (2,5 cm/s), la réduction de surface n'est pas significative sur l'ensemble de la durée du colmatage.

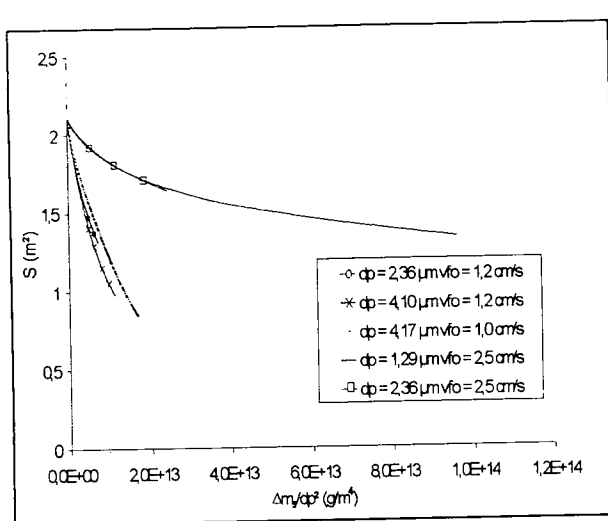


Figure 5 : Evolution de la surface de filtration

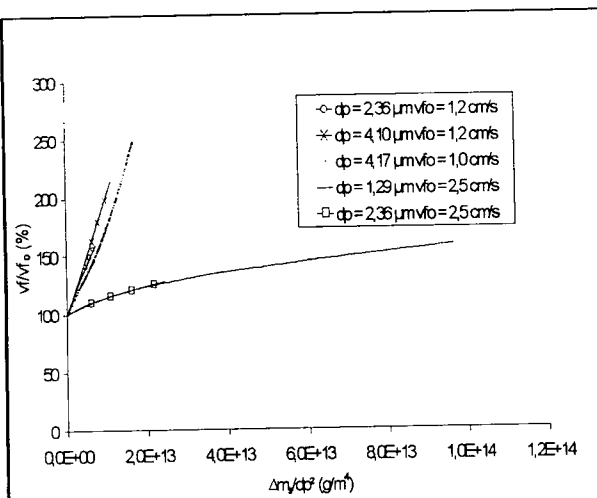


Figure 6 : Evolution de la vitesse de filtration

En conséquence, en l'état actuel des données disponibles, il apparaît délicat de proposer un modèle permettant de décrire l'évolution de la surface et de la vitesse de filtration en fonction de la masse surfacique de particules collectées, de la vitesse initiale de filtration et du diamètre des particules. Cependant, outre la corrélation directe du terme de réduction de la surface à l'inverse du carré du diamètre des particules, il semble, au vu des figures 5 et 6, que l'influence de la vitesse de filtration intervienne comme une fonction puissance, en accord avec la formulation proposée dans la démarche adimensionnelle.

CONCLUSION

Les résultats présentés dans cette communication permettent d'enrichir les connaissances sur le colmatage d'un médium filtrant plissé, notamment concernant le rôle du diamètre des particules et de la vitesse initiale de filtration sur l'évolution de la surface de filtration tout au long du colmatage. Différentes approches ont été discutées en vue de permettre la modélisation du colmatage de filtres THE dont la géométrie de plissage est identique à celle des filtres THE utilisés dans les installations nucléaires françaises. A ce jour, il semble que la modélisation basée sur l'introduction, dans le modèle de Novick, d'un terme de réduction de la surface de filtration, fonction de la masse de particules collectées, de la vitesse initiale de filtration et du diamètre de particules, soit une voie prometteuse. Néanmoins, le développement puis la validation d'un tel modèle nécessitent encore d'acquérir de nouvelles données expérimentales.

REFERENCES

- Del Fabbro, L. (2001) Modélisation des écoulements d'air et du colmatage des filtres plissés par des aérosols solides, Thèse de l'Université Paris XII
 Penicot-Bauge, P. (1998) 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 Lorraine

GENERATION D'AEROSOL PAR ECLATEMENT DE BULLES DE GAZ A LA SURFACE D'UN FILM LIQUIDE

B. MOREAU, E. GONZE, Y. GONTHIER, A. BERNIS*

(1)Laboratoire d'Optimisation et de Conception en Ingénierie de l'Environnement, ESIGEC, Université de Savoie, 73376 LE BOURGET DU LAC CEDEX

Alain. Bemis@univ-savoie.fr

TITLE

Generation of aerosols by the bursting of gas bubbles on the surface of a liquid film

ABSTRAC

We studied the generation of aerosols when gas bubbles burst on the surface of a coalescing filter. A test bench was created to simulate bursting of the bubbles. A fast camera was used to monitor the dynamics of bubble bursting, and the particles generated were measured with a GRIMM (model 1.108) counter. We evidenced a linear relation between the bubbling frequency and the velocity of the gas at the bubbler orifice. We also found that the "diameter/height" ratio of the bubbles before bursting does is not dependent on the gas velocity in a range from 0.1 to 0.4 m/s. The flow of particles generated when the bubbles burst is directly proportional to the bubbling frequency. The small-diameter particles (0.35 – 0.45 and 0.575 μm) are generated in the largest numbers, whatever the velocity at the orifice. The largest particles are fewer in number, except for the 2.5- μm particles, produced in quantities comparable with the 0.45- μm particles.

RESUME

Nous avons étudié la génération d'aérosol lors de l'éclatement de bulles de gaz à la surface d'un filtre coalesceur. Un banc d'essais a été réalisé afin de simuler les éclatements des bulles. Nous avons pu ainsi générer des trains de bulles de géométrie connue avec des fréquences de bullage variable. La dynamique de l'éclatement a pu être suivie grâce à une caméra rapide, les particules générées ont été mesurées par un compteur de marque GRIMM (modèle 1.108). La génération des bulles est assurée par un orifice équipé d'un médium filtrant en papier cellulosique. L'ensemble est immergé dans de l'huile de compresseur de telle sorte que le médium filtrant tangente la surface du liquide. Nous avons mis en évidence une relation linéaire entre la fréquence de bullage et la vitesse du gaz à l'orifice du bulleur. Par ailleurs nous avons trouvé que le rapport "diamètre/hauteur" des bulles avant éclatement ne dépend pas de la vitesse du gaz pour une fourchette de 0,1 à 0,4 m/s. Lors de l'éclatement des bulles le flux des particules généré est directement proportionnel à la fréquence de bullage. Les particules de petits diamètres (0,35 – 0,45 et 0,575 μm) sont générées en majorité quelle que soit la vitesse à l'orifice. Les plus grosses particules sont en nombre moindre sauf pour les particules de 2,5 μm qui rivalisent avec les 0,45 μm . En terme de flux massique, ce sont les particules microniques qui apportent la plus forte contribution.

I Problématique

Des filtres coalesceurs sont utilisés pour retenir l'huile rejetée sous forme d'aérosol dans les réseaux de gaz comprimé par les compresseurs lubrifiés. Les contraintes, liées à l'évolution ou l'utilisation de nouveaux matériels utilisant ces gaz, imposent de nouvelles exigences liées à la démarche qualité. L'optimisation de leur efficacité passe par une meilleure compréhension de leur fonctionnement encore mal connu, du fait de l'empilement de couches filtrantes qui les constituent. Quelques travaux récents abordent ce type de filtre [1,2,3]. L. Babut [3] a montré dans son étude, que lors de la phase continue de fonctionnement de ces filtres, une fraction du gaz traverse le film de liquide, qui s'écoule à la face externe du filtre, sous forme de bulles. Par ailleurs, cet auteur a mis en évidence que lors de l'éclatement des bulles des particules étaient générées, réduisant ainsi l'efficacité de ces filtres. De ce fait, nous avons pensé que la dynamique de grossissement et d'éclatement des bulles et la production d'un aérosol lors de leur éclatement devaient être étudiées.

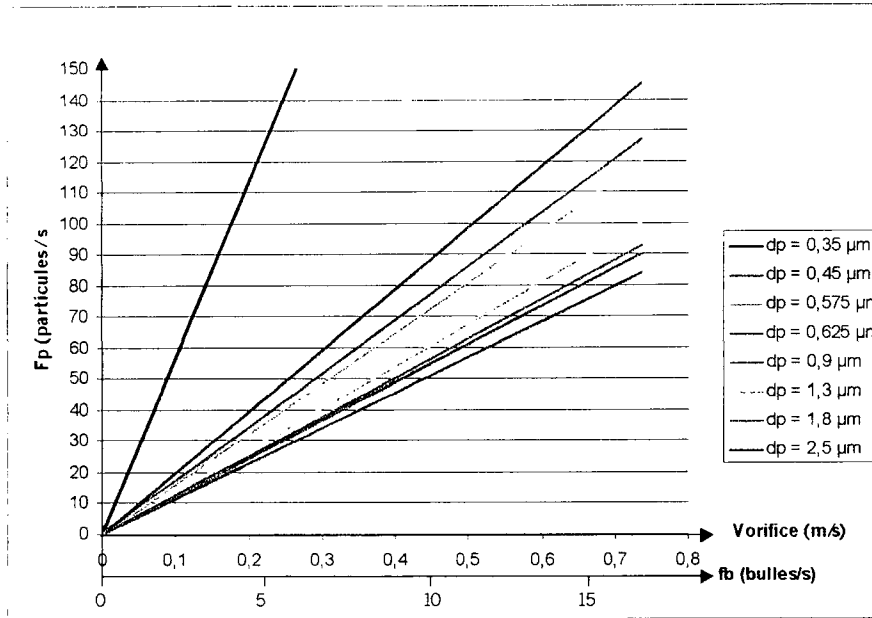


Figure 5 : Tracés des flux numériques moyens de particules en fonction de la vitesse à l'orifice ou de la fréquence de bullage pour les différents diamètres de particules.

La figure 5 fait apparaître que les particules de petits diamètres (0,35 – 0,45 et 0,575 µm) sont produites en plus grand nombre quelle que soit la fréquence des bulles. Les plus grosses particules sont moins générées en général. Cependant, nous pouvons remarquer que les particules de 2,5 µm rivalisent avec les particules de 0,45 µm.

En ce qui concerne le flux massique moyen, les résultats portés sur la figure 6 montrent que le flux le plus important est amené par les particules microniques

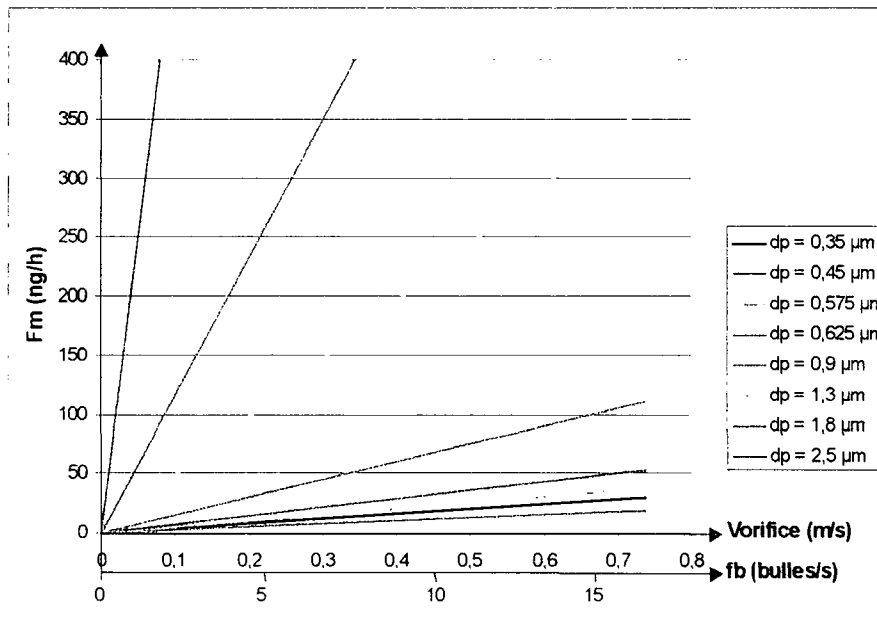


Figure 6 : Tracés des flux massiques moyens de particules en fonction de la vitesse à l'orifice ou de la fréquence de bullage pour les différents diamètres de particules.

II Présentation du banc d'essais

La figure 1 présente le banc d'étude. Il comprend un bac couvert transparent, rempli à moitié d'huile de compresseur (MOBIL Rarus 425). Une injection d'air via un orifice, "bulleur", équipé d'un médium filtrant en papier cellulosique, qui tangente la surface de l'huile permet la formation de bulles. Une circulation d'air propre, balayant la surface du liquide, entraîne les particules générées par l'éclatement des bulles dans une conduite où elles sont dénombrées grâce au compteur de particules "GRIMM modèle 1.108, 15 canaux de 0,3 à 20 μm ". Les débits d'air sont mesurés à l'aide de compteurs volumétriques. Une caméra rapide "Photron Fastcam PCI" associée à une chaîne d'acquisition permet de filmer des séquences de bulles qui éclatent.

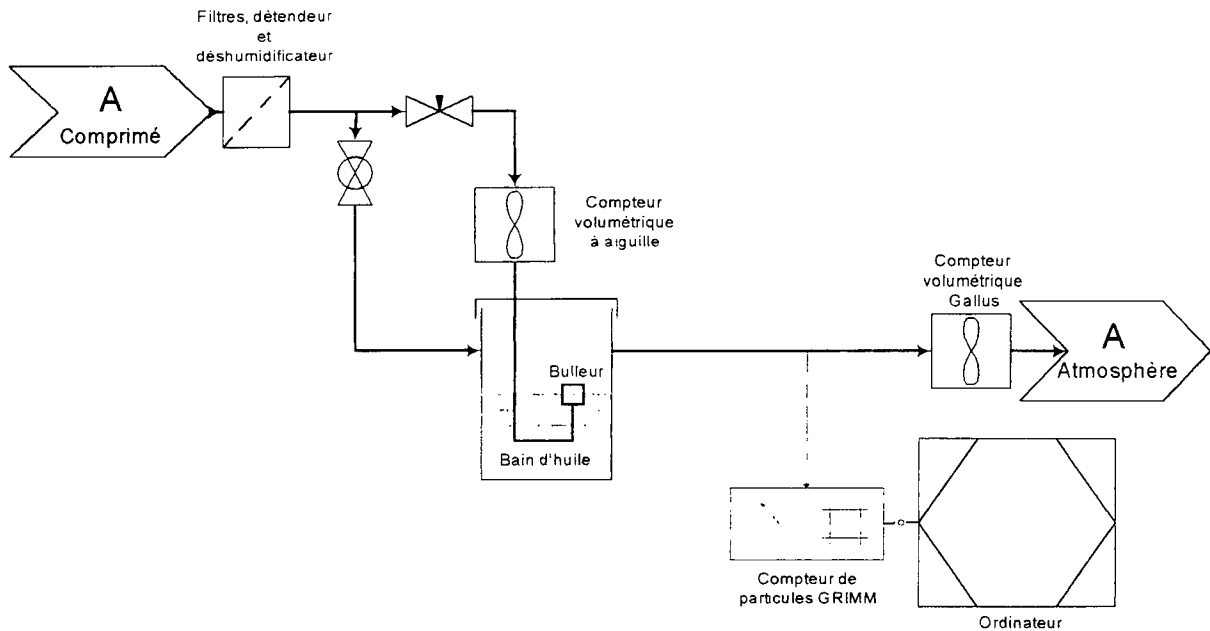


Figure 1 : Schéma du banc d'essai.

III caractéristiques des bulles

Pour une série, afin de moyenner, chaque bulle est dimensionnée (photo 1). Pour cela, l'image correspondant à la bulle à l'équilibre (taille maximale avant éclatement) est sélectionnée, puis analysée. Des droites sont tracées entre les extrémités caractéristiques de la bulle. Les graduations des réglés qui apparaissent sur l'image nous permettent de déterminer le diamètre de la calotte sphérique d_b et la hauteur h_b de la bulle. Un cercle de rayon r_b est aussi confondu avec la paroi de la bulle.

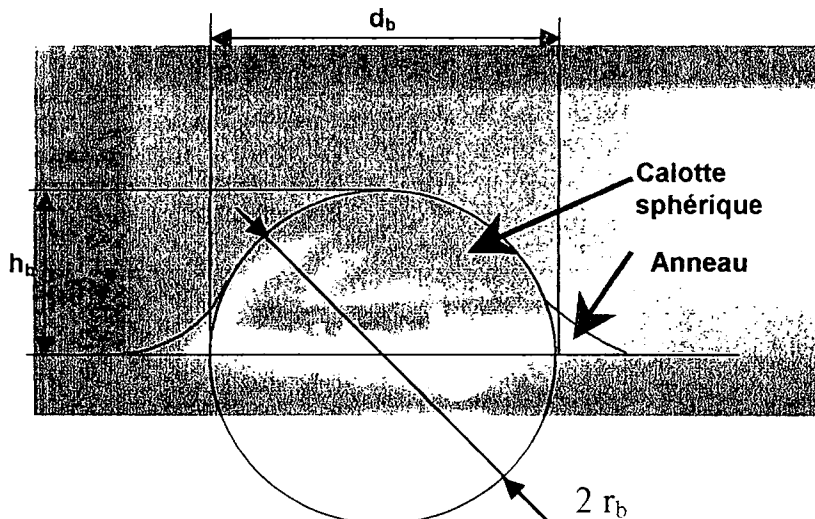


Photo 1 : image d'une bulle avant explosion

La bulle peut être assimilée à une calotte sphérique. Son volume V_b est déterminé par la relation suivante :

$$V_b = \frac{1}{3} \pi h_b^2 (3r_b - h_b)$$

Nous avons trouvé expérimentalement que le rapport hauteur/diamètre de la calotte sphérique pouvait être considéré comme constant et égale à 0,37 en fonction de la vitesse du gaz à l'orifice du bulleur.

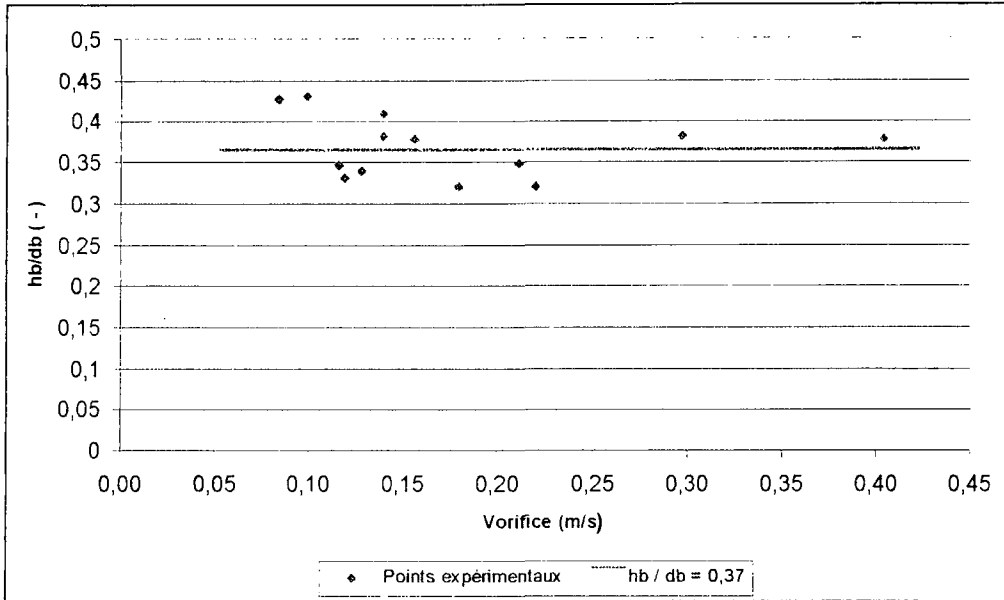


Figure 2 : Tracé du rapport de la hauteur des bulles sur le diamètre de la calotte sphérique en fonction de la vitesse à l'orifice.

IV fréquences de bullage

Grâce à l'analyse des images fournies par la caméra, nous pouvons relier la fréquence moyenne de bullage f_b à la vitesse du gaz dans l'orifice du bulleur ($V_{orifice}$). Nous proposons une relation linéaire

$$f_b = 22,6 \times V_{orifice}$$

avec f_b en bulles/s et $V_{orifice}$ en m/s.

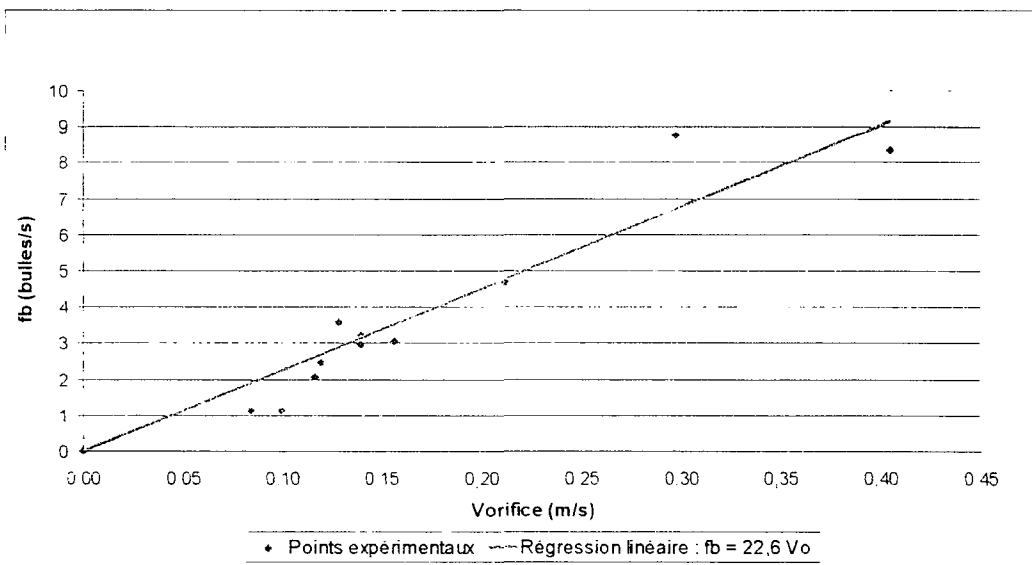


Figure 3 : Tracé de la fréquence de bullage en fonction de la vitesse à l'orifice.

V génération de particules

La génération de particules par des bulles qui explosent à la surface d'un liquide est très étudiée entre autre par les océanologues qui quantifient les aérosols salins produits par les océans [4]. Industriellement une étude sur l'émission de poussières par éclatement de bulles de gaz dans un four électrique d'aciérie est conduite par l'IRSID [5].

Aucune d'étude sur l'éclatement de bulles issues d'un film liquide n'a été trouvée dans la littérature. Ces études ont montré que l'explosion d'une bulle à la surface d'un liquide génère des particules d'une part par la rupture du film constituant la paroi de la bulle et d'autre part par la formation d'un jet lors de la fermeture de la cavité subsistant à la surface libre du liquide. Ce dernier mécanisme n'a pas été observé pour les bulles formées à partir d'un flux gazeux traversant un film liquide, la cinétique de fermeture du "trou" laissé par la bulle étant assez lente compte tenu du fait que le gaz continue à sortir par le "trou".

V. 1 évolution temporelle

Nous suivons dans le gaz de balayage la concentration en particules à la sortie du banc avant et après l'injection de bulles. A titre d'exemple, sur la figure 4, nous montrons l'évolution de celle-ci pour les particules de diamètre 0,35 – 0,45 et 1,3 μm . Le temps de mise en régime correspond essentiellement à l'homogénéisation de la concentration en particules dans le ciel gazeux au-dessus du bulleur. Nous constatons très nettement l'apport de l'explosion des bulles dans la génération de particules.

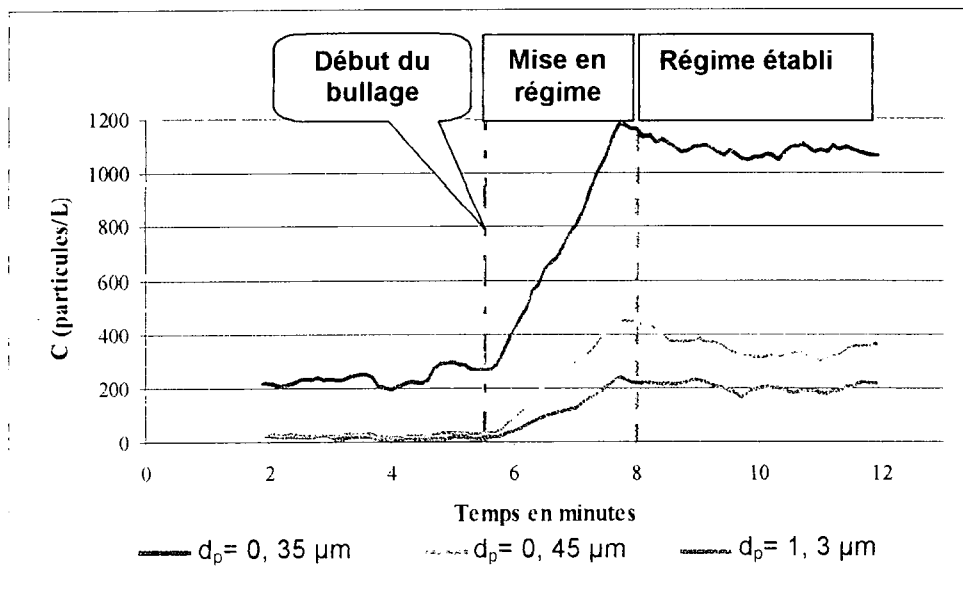


Figure 4 : Réponses de la concentration mesurée en particules de différents diamètres en fonction du temps

V. 2 influence de la fréquence d'explosion des bulles sur le flux de particules générées

Expérimentalement, nous avons constaté que ce flux est directement proportionnel à la fréquence de bullage. Ceci paraît logique si l'on admet que l'explosion génère une même quantité de particules à chaque bulle.

Sur les figures 5 et 6, nous avons représenté respectivement l'évolution des flux numériques et massiques moyens de particules pour divers diamètres de particules en fonction de la fréquence de bullage ou de la vitesse du gaz à l'orifice du bulleur. Afin de rendre lisible ce graphe, les résultats expérimentaux ne seront pas représentés, seules les droites de régression linéaire sont tracées.

VI conclusion

A l'aide d'une caméra rapide, nous avons pu voir que les bulles formées par un flux gazeux traversant un film liquide ont avant explosion la forme d'une calotte sphérique dont le rapport hauteur/diamètre pouvait être considéré comme constant et égale à 0,37 pour notre système gaz – liquide – médium. Nous avons mis en évidence la formation d'un aérosol suite à l'explosion des bulles. Si les particules submicroniques sont majoritaires en nombre, le flux massique des particules générées est essentiellement constitué par des particules microniques, par ailleurs il est directement proportionnel au flux de bullage.

Les filtres coalesceurs perdent donc une part de leur efficacité par ce primage intempestif. Ce phénomène ne se produit que si l'on atteint un drainage par film sur la dernière couche de médium. Pour éviter ce désagrément, il faut que le calcul du nombre de couches en série composant le filtre intègre non seulement l'efficacité désirée, mais en plus le débit de liquide à évacuer par drainage pour que le dernier étage ne soit pas en situation d'engorgement (BABUT [3]).

Cette première étude doit être poursuivie afin de prendre en compte d'autres liquides et média filtrants.

VII bibliographie

[1] PAYET S., BOULAUD D., MADELAINE G., RENOUX A. Penetration and pressure drop of a HEPA filter during loading with submicronic liquid particles, *Journal of Aerosol Science*, 1992, **7**, pp. 723-735.

[2] PENICOT P., THOMAS D., CONTAL P., LECLERC D., VENDEL J. Clogging of HEPA filters by solid and liquid aerosol particles : an experimental study. *Filtration and Separation*, 1999, **36**, pp. 59-64.

[3] BABUT L., GONZE E., BERNIS A., CORRADINI R.. Etude du comportement de filtres industriels déshuileurs coalesceurs. 18^{ème} congrès Français sur les Aérosols Paris, 11-12 décembre 2002

[4] SPIEL D.E.,. On the births of film drops from bubbles bursting on seawater surfaces. *J. Geophysical Research*, 1998, **103**, 24907-24998

[5] PATISSON F., HUBERT J.C., FARAL M., BIRAT J.P., SESSIECQ Ph., ABLIDZER D. émission de poussières par éclatement de bulles de gaz dans un four électrique d'aciérie. *Récents Progrès en Génie des Procédés*, 2001, **15**, n° 88, 43-53

MECANISMES DE CAPTURE DES PARTICULES DANS UN ELECTROFILTRE A CATHODE POREUSE

R. BOICHOT, A. BERNIS, E. GONZE.

Ecole Supérieure d'Ingénieurs de Chambéry ESIGEC, Laboratoire d'Optimisation et de Conception en Ingénierie de l'Environnement, Université de Savoie, 73370 Le Bourget du Lac.

Raphael.boichot@univ-savoie.fr

MECHANISMS OF CAPTURE OF PARTICLES IN A POROUS CATHOD ELECTROSTATIC PRECIPITATOR

The migration of particles between electrodes of an electrostatic precipitator is well known and widely studied. In the case of a wire to cylinder electrostatic precipitator with porous cathod, it was necessary to understand the mechanisms of capture of particles, at the moment where particles enter the porous cathod, and to make a numeric model with a simplified geometry. It was possible to correlate local electric velocity of particles, electrical field, and efficiency. This model, coupled with a migration model in the space between electrodes, gives a good approximation of real phenomena for submicronic particles. After that, several considerations are made about the whole process, which allow to filtrate particles with a very short residence time.

La migration des particules dans l'espace inter-électrode d'un électrofiltre est bien connue et souvent étudiée. Dans le cas d'un électrofiltre fil – cylindre à cathode poreuse développée à l'ESIGEC, la question s'est posée de comprendre les mécanismes de capture des particules au niveau local, au moment où les particules quittent le milieu gazeux pour rentrer dans une structure poreuse. Il a été possible de corréler l'efficacité de capture avec la vitesse radiale du gaz, la charge des particules et le champ électrique local, dans le cas d'une géométrie simplifiée, avec un certain succès pour des particules de fluorescéine de 0,18 µm. Dans un deuxième temps, ce modèle local est couplé à un modèle de migration des particules et de relargage, puis généralisé à d'autres particules. Enfin diverses considérations sont faites sur ce procédé permettant d'opérer avec des temps de séjour très courts (quelques millisecondes).

I) Introduction

Lors du CFA 2002, nous avons présenté un procédé innovant : la filtration électrostatique des particules à travers une matrice poreuse et en géométrie fil – cylindre. Le choix dans notre cas d'une tension positive avait pour but de minimiser au maximum les émissions d'ozone, et d'assurer de par la faible mobilité des ions positifs une forte concentration en espèces chargées dans l'espace inter-électrode. La contrepartie est une forte instabilité électrique de la décharge couronne.

Une étude énergétique a donné des puissances volumiques de l'ordre de $2,5 \text{ kJ.m}^{-3}$ pour obtenir une efficacité de filtration supérieure à 90% de 0,35 µm à 20 µm. Comparé à un électrofiltre classique équipant un incinérateur et fonctionnant à 1 kJ.m^{-3} pour une efficacité de 99%, le procédé n'est pas particulièrement économe, mais en terme de temps de séjour, un facteur 1000 est couramment observé. Ce système n'est donc pas optimisé pour traiter à très haute efficacité des débits de gaz à l'échelle industrielle, mais plutôt pour traiter des petits débits de gaz avec un abattement raisonnable en particules dans un faible encombrement. La consommation énergétique pour une efficacité de 90% en nombre correspond à une perte de charge de 25 hPa, ce qui est concurrentiel par rapport à un procédé de filtration classique à médium filtrant fibreux.

Le but de cette étude est de présenter de manière la plus exhaustive possible les mécanismes de filtration mis en évidence dans ce procédé. Un modèle lagrangien de

migration des particules sera utilisé pour caractériser la relation entre mobilité électrique des particules et efficacité de filtration au niveau local. Dans un deuxième temps, ces efficacités locales seront globalisées au niveau du procédé, à l'aide de l'étude des champs de vitesse dans l'espace inter-électrodes. Nous verrons alors que le type de matrice filtrante utilisé, s'il n'influence que peu l'efficacité globale, a une influence sur le mode de pilotage du procédé. Enfin, dans un dernier temps, les limitations du procédé, en matière de stockage des poussières, et de relargage, seront abordées.

II) Matériel et méthode

Nous disposons d'un modèle de déviation des particules dans l'espace inter-électrodes mis au point précédemment. Différents essais de mesures de vitesses dans l'espace inter-électrodes ont permis de valider ces modélisations réalisées sous « Star-CD ». La partie électrostatique a été comparée à des résultats de modélisation de la bibliographie [1]. Mais sur l'efficacité locale de filtration, aucune donnée bibliographique ou expérimentale n'est disponible, il est donc indispensable de modéliser complètement cet aspect. Nous avons fait un certain nombre d'hypothèses pour simplifier la résolution du problème, tant le nombre de paramètres à prendre en compte est important :

- La matrice est modélisée comme un ensemble de cylindres en arrangement régulier, dont on peut faire varier

l'espacement et le diamètre pour balayer une gamme de surface développée de $800 \text{ à } 3200 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

- Seule la vitesse radiale est prise en compte, la vitesse axiale étant considérée localement comme sans influence sur l'efficacité de filtration.
- La vitesse radiale dans le petit domaine d'étude est constante.
- L'efficacité de filtration est corrélée par le seul ratio vitesse de migration électrique de la particule / vitesse radiale de fuite du gaz.
- Enfin l'effet de la turbulence du milieu n'est pas prise en compte.

Le modèle développé prend en compte un carré de $2 \times 2 \text{ mm}$ de côté, qui est une vue en coupe sur 1 mm de l'espace inter-électrodes, et sur 1 mm de l'intérieur de la matrice fibreuse.

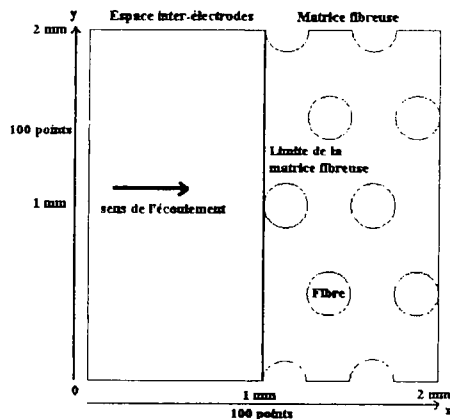


Schéma n°1 : vue du domaine de calcul. Le domaine est divisé en 10000 éléments. Le schéma représente une matrice de 80% de porosité avec des fibres de 0,25 mm.

Le domaine de calcul ne doit être plus grand pour deux raisons :

- Sur l'axe x , au niveau de l'écoulement et du champ électrique dans l'espace inter-électrodes, il apparaît que au delà de 1 mm en amont et en aval de la limite de la matrice, la distance de la limite du système n'influence pas la solution.
- Sur l'axe z , le domaine doit être assez petit pour considérer que la vitesse radiale (dirigée selon x) est constante, et 2 mm suffisent pour obtenir un motif répétitif de l'arrangement des fibres.

Contrairement aux champs de vitesses dans l'espace inter-électrodes qui sont réalisés sous « Star-CD » en externe et sous une station de calcul (le modèle k -epsilon utilisé étant trop complexe pour être traité sous un PC avec des temps de calcul raisonnables), les champs de

vitesses dans notre petit élément de matrice sont réalisés sous « Femlab » et sous PC, avec une résolution des équations de Navier-Stokes en écoulement incompressible. L'utilisation d'un modèle compatible avec un PC de bureau a permis la réalisation de nombreux essais avec un minimum de temps de calcul. Les arrangements de fibres testés sont les suivants :

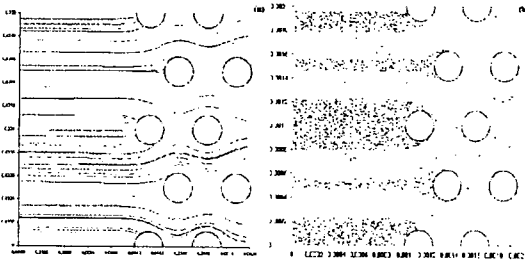
- 90 % de porosité fibres 0,25 mm
- 80 % de porosité fibres 0,25 mm
- 70 % de porosité fibres 0,25 mm
- 80 % de porosité fibres 0,5 mm
- 80 % de porosité fibres 0,15 mm

Les vitesses radiales de gaz testées vont de $0,005 \text{ à } 6,4 \text{ m/s}$, avec des particules de $0,1 \text{ à } 0,35 \mu\text{m}$ chargées à saturation sous 7 kV/cm (relation de Pauthenier). Les paramètres charge des particules, taille des particules, et champ électrique, sont regroupés sous le paramètre vitesse de migration des particules. Le balayage des mobilités électriques des particules et des vitesses radiales de gaz est effectué dans des ordres de grandeur proches de la réalité d'un essai standard ($15 \text{ m}^3/\text{h}$, 10 kV , 1 mA , 20°C). Un nombre adimensionnel est créé, le nombre de mobilité N_m , qui est égal à V_{pe}/V_g , V_{pe} étant la vitesse de migration électrique à l'entrée du domaine de calcul (en régime de Stokes), et V_g la vitesse radiale du gaz à l'entrée du domaine de calcul. N_m traduit le rapport entre la vitesse d'entraînement de la particule par le gaz hors du domaine de calcul et la vitesse d'entraînement des particules vers le sommet des fibres collectrices. L'hypothèse est faite que V_{pe} initial est le paramètre dimensionnant de l'efficacité malgré ses changements de valeur et de direction lors de la capture des particules. La même hypothèse est faite pour V_g initial. Lors de la modélisation, si une particule touche la surface d'une fibre (champ électrique strictement = 0), elle est considérée comme capturée. Si elle sort du domaine de calcul par la limite $x = 0,002$, elle est considérée comme définitivement perdue et non capturée. Ainsi nous pouvons obtenir l'efficacité de filtration locale des matrices fibreuses, sous un aspect purement électrostatique. Les effets de diffusion, interception et impaction des particules sont considérés comme négligeables devant l'effet électrostatique, étant donnée la très faible surface d'interaction entre les fibres et le gaz. Un modèle classique de filtration passive des particules de type Miecret et Gustavsson permet d'enlever tout doute à ce sujet, d'autant plus que ceci conforte les observations des dépôts de particules sur les fibres, qui ne se

font que sur la surface des fibres voyant l'anode, et sur une seule rangée de fibres.

III) résultats de la modélisation

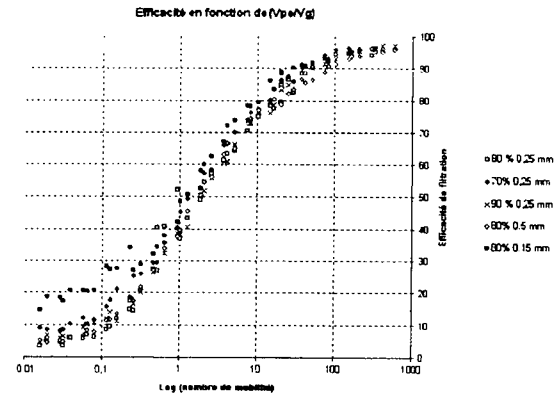
Plus de 250 cas ont été testés, avec dans chaque cas la prise en compte de la trajectoire d'au moins 1000 particules. Une fois la modélisation des champs de vitesse réalisée sur « Femlab », la solution est formatée en un tableau de 100*100 points, inséré dans un programme de migration des particules programmé en Visual Basic. Le champ électrique est également modélisé en Visual Basic, et conditionné en une matrice 100*100 points contenant les champs selon les axes x et y. Le champ est calculé par la résolution en 2D des équations de Maxwell, avec une condition aux limites de potentiel sur la face x = 0, et une condition de potentiel nul sur la surface des fibres. Les faces y = 0 et y = 0.002 sont considérées comme des zones à potentiel flottant (condition de symétrie). Dans notre cas, l'hypothèse est faite que les particules continuent à se charger si leur charge de saturation locale est supérieure à leur charge réelle. Les modes de représentation permettent de suivre soit la trajectoire des particules, soit leur position instantanée dans le domaine d'étude.



Graphiques n°1a et 1b. Le graphique 1a montre la trajectoire de 100 particules de 0,35 µm pour un champ initial de 7 kV/cm et une vitesse de gaz de 0,1 m/s. Le graphique 1b montre la position instantanée de 5000 de ces mêmes particules. Les particules non captées sont en rouge et les particules captées en noir. Ces deux graphes confirment parfaitement les observations macroscopiques : toutes les particules sont captées par le sommet des fibres voyant l'anode. Les fibres suivantes sont plongées dans un champ électrique nul : il n'y a pas d'interactions fibres-particules.

Lorsque nous traçons l'efficacité de filtration en fonction du nombre de mobilité, nous observons bien une corrélation entre ce nombre de mobilité, valable uniquement à 1 mm du bord de la cathode, et les efficacités globales. Il est remarquable de noter que quelles que soient les vitesses testées, les tailles de particules, et les charges de particules, les mesures d'efficacité se

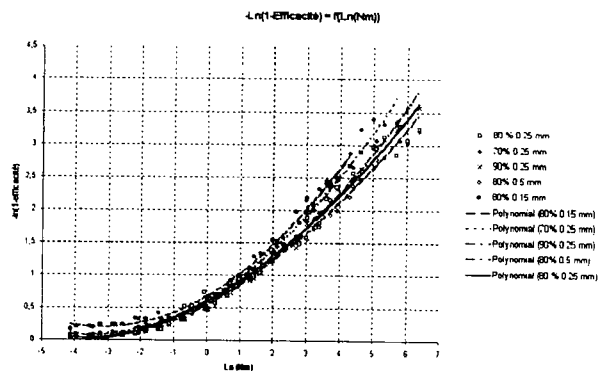
maintiennent sur une même relation, pour une même matrice.



Graphique n°2 : efficacités de filtration modélisées pour différentes matrices et différents rapports V_{pe}/V_g. Toutes les matrices ont à peu de choses près la même efficacité. Il est possible toutefois de voir une légère influence positive de la surface développée sur l'efficacité de filtration. Chaque courbe est la combinaison de 10 vitesses de gaz et de 4 vitesses de migration de particules.

Le support de filtration a donc peu d'influence sur l'efficacité de filtration frontale, dans les gammes de porosité et de diamètre de fibres testées, même s'il semble que la surface développée favorise légèrement l'efficacité de filtration. En traçant $\ln(Nm) = f(-\ln(1-\text{Efficacité}))$, il est possible d'obtenir une corrélation par un polynôme, du type :
 $-\ln(1-\text{efficacité}) = A \cdot (\ln(Nm))^2 + B \cdot \ln(Nm) + C$
 $A = 5,158 \cdot 10^{-5} \cdot a_c + 0,515$
 $B = 1,723 \cdot 10^{-5} \cdot a_c + 0,257$
 $C = 6,616 \cdot 10^{-6} \cdot a_c + 0,026$

Et ac la surface spécifique de la cathode testée numériquement en m²/m³.



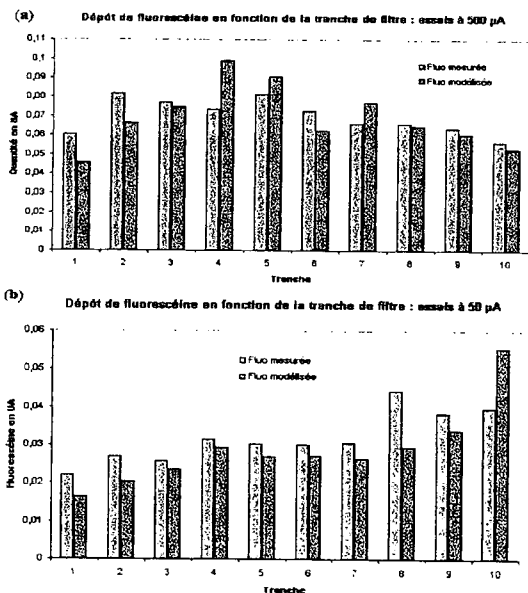
Graphique n°3 : l'efficacité de filtration peut-être corrélée empiriquement au nombre de mobilité par un polynôme du second degré. Les facteurs A, B et C de ce polynôme sont eux-mêmes une fonction empirique linéaire de la surface développée de la matrice. Le fait de relier une grandeur volumique à une efficacité de surface n'est valable que dans notre cas simplifié.

La relation précédente est valable uniquement de 800 à 2700 m²/m³. L'avantage que présente la modélisation de l'efficacité locale de filtration est double : il est impossible d'y accéder

directement par la mesure, et il est périlleux de la retrouver par l'efficacité globale sans compréhension des phénomènes physiques sous-jacents. De plus, la faible influence de la matrice fibreuse sur la filtration est complètement noyée dans les incertitudes de mesure. Enfin, nous avons démontré qu'il est possible de traiter un gaz en filtration frontale à l'aide des effets électrostatiques, grâce à l'apparition d'une composante radiale du champ électrique sur les obstacles reliés à la masse, qui s'oppose efficacement au contournement de ceux-ci par les particules à cause des lignes de flux du gaz.

IV) Confrontation des résultats modélisés et des résultats expérimentaux.

Les relations liant localement N_m et l'efficacité de filtration sont insérées dans un modèle général de charge – migration – diffusion turbulente des particules représentant tout l'espace inter - électrodes. La modélisation est calibrée à l'aide d'un essai à la fluorescéine ($0,18 \mu\text{m}$) présenté lors du CFA 2002, qui consistait à utiliser une cathode poreuse découpée en 10 cylindres de 2 cm d'épaisseur, afin de pouvoir cartographier le dépôt de particules. Deux essais ont été réalisés avec une cathode de 40 mm extérieur, de 20 mm intérieur, et de 200 mm de long. A un débit de $9 \text{ m}^3/\text{h}$, les courants de décharge 50 et $500 \mu\text{A}$ ont été testés (potentiels respectifs : 5.7 kV et 7.5 kV pour une anode de 0,2 mm de diamètre).



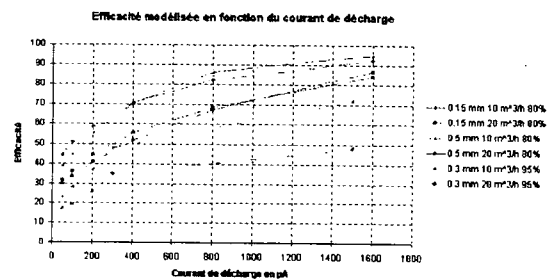
Graphiques n°4a et 4b : cartographies des dépôts de fluorescéine modélisés et mesurés. Les efficacités totales sont de 32% et 29% à $50 \mu\text{A}$ pour l'expérimental et la modélisation respectivement, et de 70% et 69% à $500 \mu\text{A}$ pour l'expérimental et la modélisation respectivement.

La calibration du modèle permet de s'approcher de manière assez satisfaisante des résultats expérimentaux, mais il est nécessaire de prendre une turbulence et une vitesse de migration des particules plus élevées que ce que la théorie prévoit (de l'ordre d'un facteur 2). L'ajustement des vitesses de migration vers le haut est courant dans les modélisations d'électrofiltres [2].

Ces vitesses de migration des particules élevées peuvent avoir plusieurs origines : soit une forme des particules non sphérique, qui s'ajoute à l'orientation des particules dans le champ électrique et qui a pour résultante une force de traînée inférieure à celle calculée avec un diamètre moyen, soit la grande porosité des particules filtrées, qui, là encore vient faire baisser la force de traînée de celles-ci. Enfin, la méconnaissance de la constante diélectrique des particules testées joue beaucoup sur l'ajustement de la charge de saturation. Les particules de fluorescéine sont produites par séchage de gouttelettes d'une solution chargée à 10 g/L , et s'il est certain que leur forme est sphérique, il est en revanche très probable que leur porosité soit assez élevée pour expliquer les faibles forces de traînée observées.

V) Généralisation du modèle à tout type de particules. Considérations générales sur le pilotage de ce type de procédé.

La tentation est grande alors de tester ce modèle avec des points expérimentaux réalisés sur des particules atmosphériques de $0,35 \mu\text{m}$.



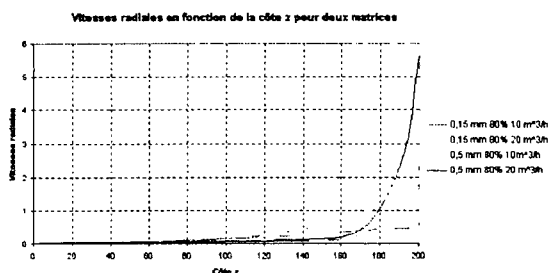
Graphique n°5 : comparaison entre des points de modélisation et des points de mesure pour des particules de $0,35 \mu\text{m}$. Il apparaît que la calibration du modèle avec les particules de fluorescéine n'est plus valable pour les particules atmosphériques. Les matrices testées numériquement ont un diamètre extérieur de 30 mm, une porosité de 80%, et un diamètre de fibres dans la cathode de 0,15 ou 0,5 mm. La matrice testée expérimentalement a un diamètre extérieur de 40 mm, une porosité de 95%, et un diamètre de fibres de 0,3 mm.

Nous observons que la mobilité électrique des particules atmosphériques est plus faible que celle extrapolée à partir des données sur la

fluorescéine, ce qui indiquerait une très faible porosité de ces particules, et une assez bonne sphéricité.

Les essais expérimentaux dans l'air montrent très peu de différences entre les essais pour différentes matrices, comme semblent le confirmer les tendances au niveau local. La modélisation des efficacités sur particules de 0,35 μm confirme ces observations. Au niveau global, malgré une forte différence des profils de vitesse radiale selon que la matrice génère plus ou moins de pertes de charges (diamètre des fibres utilisées dans le modèle plus ou moins fines, à porosité constante), on ne constate pas de réelles différences entre matrices.

Les matrices à forte surface développée semblent toutefois moins sensibles à l'effet du courant, selon la modélisation. D'après la modélisation des vitesses radiales, elles ne présentent pas le défaut d'avoir des vitesses radiales très élevées en bout de matrice, qui grèvent l'efficacité aux bas courants de décharge. Par contre les matrices à faibles surfaces développées reprennent l'avantage sur les hauts courants de décharge, car les particules sont déviées avant la zone finale, et bénéficie d'un nombre de mobilité très élevé.



Graphique n°6 : vitesses radiales contre la cathode pour des matrices de 80% de porosité, avec des fibres de 0,15 et 0,5 mm de diamètre. Dans le cas des fibres à 0,5 mm de diamètre (faible surface développée), la majorité du flux de gaz passe dans 10 % de la surface de collecte.

Les modélisations ne permettent pas de voir une différence de l'influence du débit entre les deux matrices modélisées.

Les constatations sur les points expérimentaux sont légèrement différentes. Lorsque l'on mesure une efficacité globale en nombre avec un aérosol polydispersé naturel, on constate toujours peu de différences entre les essais, et à l'exclusion de l'influence du diamètre de l'anode qui n'a pas été testée, seul le débit et l'énergie injectée ont une réelle influence. Il est donc inutile de tenter une optimisation du procédé par des variations du matériau de la cathode. Dans les faits on constate un effondrement de l'efficacité pour les forts débits avec les matrices à faible surface développée, à cause des fortes vitesses en bout de matrice qui entraînent des efficacités

presque nulles, alors que la majorité du flux de gaz passe par cette zone. Cet effet est très atténué avec les matrices à forte surface développée. L'influence du courant de décharge découle de cette observation : pour les matrices à faible surface développée, tant que le courant et le potentiel appliqués permettent de chasser les particules avant la zone des fortes vitesses radiales, l'efficacité est bonne et à peu près constante, mais les efficacités stagnent rapidement, contrairement au cas modélisé. Par contre avec les matrices à forte surface développée, l'augmentation de l'efficacité est graduelle avec la puissance injectée, et l'on peut obtenir des niveaux d'efficacité plus élevés que prévu. En regroupant les paramètres débit de gaz traité et puissance injectée, on peut estimer qu'à niveau d'efficacité à peu près constant :

- L'efficacité augmente progressivement avec les matrices à forte surface développée, et peut atteindre des niveaux élevés grâce à l'effet positif des fibres de faible diamètre sur la filtration.
- L'efficacité croît brusquement mais atteint rapidement un seuil de saturation avec les matrices à faible surface développées.

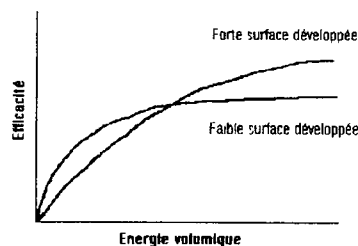
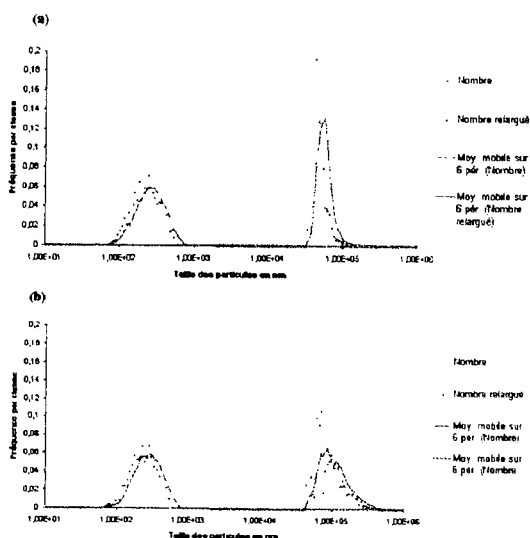


Schéma n°2 : récapitulatif de l'effet de la surface développée sur l'efficacité de filtration. Les efficacités sont équivalentes en moyenne.

VI) relargage

Les capacités de stockage de ce procédé sont de l'ordre de quelques g/L de matériau fibreux. Passée cette capacité, les agglomérats de particules accumulés sont suffisamment volumineux pour être arrachés par les forces de frottement du fluide. Les forces de frottement du fluide sont très inhomogènes dans notre procédé, à l'image des vitesses radiales du fluide contre la cathode. Nous pouvons donc nous attendre à avoir un mode de relargage assez difficile à prévoir à la sortie de notre dispositif. Utilisant les données de la publication de Theerachaisupakij [3], nous avons mis au

point un modèle de relargage couplé à notre modèle de filtration. L'hypothèse faite est la suivante : la vitesse radiale dans la matrice est dans le pire des cas égale à la vitesse radiale contre la cathode, il est donc possible de déduire une taille critique d'aérosol ne pouvant rester fixé à la surface des fibres pour cette vitesse. Lorsque la matrice est saturée en particules, toute particule filtrée repart sous la forme d'un amas de particules de la taille critique. En couplant le modèle de déviation des particules, le modèle de filtration, et le modèle de relargage, on peut approcher la granulométrie de l'aérosol sortant du procédé. La granulométrie dépendant de la vitesse radiale, et donc du lieu d'impaction des particules, plus les particules seront arrêtées tôt dans l'espace inter - électrode, plus l'aérosol relargué sera gros.



Graphiques 7a et 7b : aérosol primaire entrant dans l'électrofiltre et aérosol relargué pour des points à 10 m³/h et 50 et 1000 µA respectivement. Le pic de relargage du graphique 7a est presque monodispersé : toutes les particules passent par les zones de fortes vitesses. Les pics sont représentés en fréquence par classe, et non comparables entre eux. 1000 particules ont été injectées.

Le modèle de relargage permet enfin de connaître la taille critique des particules filtrables : au delà de la taille critique de relargage, aucune particule de diamètre supérieur ne peut-être captée. Dans nos essais, ce diamètre critique se situe au delà de 20 µm.

VII) Conclusion

Nous avons mis au point un modèle mathématique permettant de simuler le

comportement d'un électrofiltre à cathode poreuse. Lors de la calibration du modèle, plusieurs particularités sont apparues. Tout d'abord, il semble que la vitesse de migration des particules est en général plus importante que leur vitesse théorique. Ceci peut-être du à leur forme, mais aussi au fait que nous avons rarement des indications sur leur nature exacte. La constante diélectrique et la porosité sont des paramètres difficiles à évaluer, surtout avec des aérosols naturels. Ensuite et en accord avec les essais expérimentaux, il semble que l'influence de la surface développée de la cathode poreuse joue très peu sur l'efficacité globale de filtration. Par contre sur des points de fonctionnement particuliers, il peut-être utile d'utiliser un certain type de matrice. Sur les points à basse énergie volumique (<1 J/L), les matrices à faible surface développée apportent immédiatement une bonne efficacité, alors que les matrices à forte surface développée permettent de monter assez haut en efficacité sur des points à forte énergie volumique (>2 J/L). Sur des points de 1 à 2 J/L, les matrices sont toutes équivalentes.

Les paramètres réellement influents sont donc le débit traité et l'énergie injectée. L'optimisation du matériau n'apporte pas de réelle amélioration de l'efficacité.

Les principaux problèmes rencontrés lors de la modélisation sont l'absence de données sur les particules naturelles, et la difficulté à trouver un bon modèle de turbulence.

Bibliographie

- [1] [7] Y. Zebboudj, G Hartmann. Current and electrical field measurements in coaxial system during the DC positive corona in humid air. The european physical journal, Applied physics 7, 167-176 (1999).
- [2] Applied electrostatic precipitation. K.R. Parker. 1997.
- [3] Reentrainment of deposited particles by drag and aerosol collision. W Theerachaisupakij, S. Matsusaka, Y. Akashi, H. Masuda. Journal of Aerosol Science 34, 261-274 (2003).

REDUCTION DE L'EMPOUSSIEREMENT DES STATIONS DU METRO PARISIEN PAR FILTRATION ELECTROSTATIQUE

S. Tokarek * (1) et A. Bernis (2)

(1) RATP, Contrôle Général de Sécurité, 21 boulevard Bourdon, 75004 Paris, sandra.pillot@voila.fr

(2) Laboratoire d'Optimisation de Conception et d'Ingénierie pour l'Environnement, ESIGEC, Université de Savoie, Savoie Technolac, 73376 Le Bourget du Lac

TITLE : DUST REDUCTION IN PARISIAN UNDERGROUND BY ELECTROSTATIC PRECIPITATION

ABSTRACT

The quality of the air in the Parisian subway stations is a significant concern of the users and the authorities in France [1], [2] like abroad [3]. The subway generates its own particles resulting from the contact wheel-rail, braking, the ballast. In order to try to decrease the particulate concentration in stations, a prototype electrostatic precipitator of the company Recycl' Air is installed since May 2001 in an unused station of Line 5. The efficiency of the process was controlled regularly using an optical particulate counting. The results show that at the end of approximately one year, the efficiency fell of 15 % for all the classes of particles and that consequently it is necessary to clean the cartridges of filtration. The maintenance of this type of filter used under these conditions will be annual, which is very interesting. In order to determine the causes of this fall of efficiency, a fibroscope was introduced into the filter and allowed us to visualize the deposit of particles inside the filter.

RESUME

La qualité de l'air dans les stations de métro parisiennes est une préoccupation importante des usagers et des pouvoirs publics en France [1], [2] comme à l'étranger [3]. La concentration particulaire est l'un des soucis majeurs. Le métro génère ses propres particules issues du contact roues-rail, du freinage, du ballast... Pour tenter de diminuer la concentration particulaire en station, un électrofiltre prototype de la société Recycl'Air est installé depuis mai 2001 dans une station désaffectée de la ligne 5. L'efficacité du procédé a été contrôlée régulièrement à l'aide d'un comptage particulaire optique. L'efficacité est définie comme le rapport entre le flux de particules capté dans le filtre et le flux entrant. Les résultats montrent qu'au bout d'un an environ, l'efficacité a chuté de 15 % pour toutes les classes de particules et que par conséquent qu'il est nécessaire de nettoyer les cartouches de filtration. La maintenance de ce type de filtre utilisé dans ces conditions sera annuelle, ce qui est très intéressant pour la RATP. Afin de déterminer les causes de cette baisse d'efficacité, un fibroscope a été introduit dans le filtre et nous a permis de visualiser le dépôt de particules à l'intérieur du filtre.

La bonne qualité de l'air régnant dans le réseau souterrain est une attente forte des usagers du métro parisien [2]. L'empoussièremement est l'une des préoccupations majeures, notamment, s'il fallait satisfaire aux valeurs réglementaires annoncées pour les années futures. Les particules sont émises par les systèmes de freinage et de guidage du métro, par les voyageurs, par les sols et les revêtements. Elles sont remises en suspension à chaque fois qu'un train passe et reste de façon permanente en suspension aux heures de pointe. Pour abaisser l'empoussièremement, des actions peuvent être menées soit, à la source (changement du système de freinage des trains, réfection des quais...), soit à partir de solutions techniques traitant l'air ambiant. C'est cette deuxième voie que nous avons exploré au cours de notre étude. Une recherche initiale [1] a permis de montrer la faisabilité et la pertinence de la filtration électrostatique. L'étude en cours a pour but d'optimiser le fonctionnement de ce type d'appareil dans les conditions du métro. Un électrofiltre pilote tubulaire de la société Recycl'Air est donc installé dans une station de métro en vue de son optimisation par rapport à l'aérosol de la RATP.

I) Présentation du filtre électrostatique

Un filtre électrostatique cylindrique de la société Recycl'Air a été installé de mai 2001 à juillet 2003 dans une station de métro parisien de la ligne 5 (Bobigny-Place d'Italie). L'air est aspiré par une turbine de débit réglable (de 350 à 1000 m³.h⁻¹) placée à l'intérieur du filtre. L'écoulement d'air à l'intérieur du filtre n'est pas co-axial : les deux entrées d'air sont perpendiculaires aux tubes (sur la figure 1 est représenté un module de filtration). L'air passe ensuite dans plusieurs modules de filtration montés en parallèle constitués chacun de deux cartouches cylindriques en série. Un ou plusieurs modules peuvent être utilisés en même temps. La vitesse d'entrée est de l'ordre de 5 m/s et la vitesse de refoulement est du même ordre de grandeur.

Chaque cartouche cylindrique a un diamètre intérieur de 120 mm et une longueur de 1 m. Les cartouches comportent une électrode émissive portée à 8000 V constituée d'étoiles métalliques et de disques troués. L'électrode collectrice est représentée par un tricot métallique spécifique de la société Recycl'Air mis au potentiel de la terre. Le tuyau de sortie a un diamètre de 26 cm.

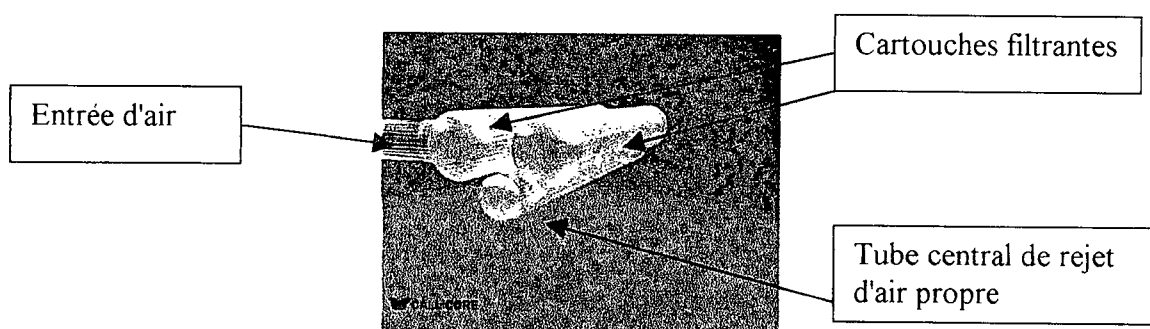


Figure 1 : représentation d'un module de filtration dédié à l'étude paramétrique

II) Etude de la durée de vie du filtre

La mesure de l'efficacité du filtre se fait à l'aide d'un comptage particulaire en nombre de particules à l'amont et à l'aval du filtre grâce à un compteur optique Grimm. L'efficacité est définie comme le rapport entre le flux de particules capté par le filtre et le flux de particules

$$\text{entrant: } \eta = \frac{\phi_{\text{amont}} - \phi_{\text{aval}}}{\phi_{\text{amont}}} = \frac{C_{\text{amont}} - C_{\text{aval}}}{C_{\text{amont}}} = 1 - \frac{C_{\text{aval}}}{C_{\text{amont}}}$$

car le débit est constant entre la sortie et l'entrée où ϕ est le flux de particules et C la concentration en particules.

Le prototype a été mis en fonctionnement en mai 2001 jusqu'en juillet 2003. Des mesures d'efficacité ont été faites régulièrement toujours à la même heure afin d'étudier la durée de vie du système (figure 2) et d'évaluer la fréquence de maintenance du filtre, donnée indispensable pour la RATP. Pendant toute la durée de l'essai aucune opération de maintenance n'a été faite. Quand l'efficacité chute de plus de 15 % par rapport à l'efficacité initiale, nous pouvons estimer qu'il faut changer les cartouches du filtre. Il semblerait que dans les mêmes conditions de fonctionnement, il soit nécessaire de changer les cartouches environ tous les ans. Cependant la dispersion des points vient du fait que d'un jour à l'autre la concentration en particules dans l'atmosphère peut varier et donc l'efficacité aussi [4]. La concentration reste dans l'intervalle [150 000 - 500 000] particules totales par litre. Cette baisse d'efficacité du filtre est certainement due à une combinaison de phénomènes : l'effet contre-émission, une baisse de la tension et le ré-entraînement des particules.

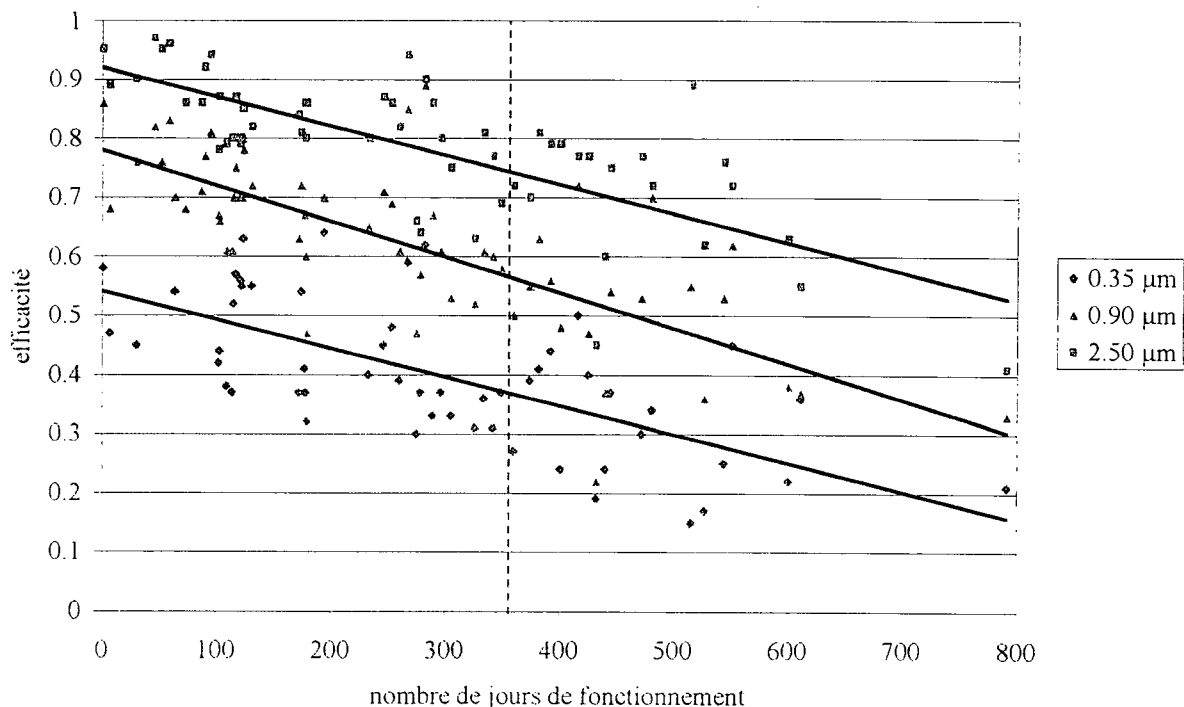


Figure 2: évolution de l'efficacité du filtre en fonction de sa durée de fonctionnement et

III) Déposition des particules dans le filtre

Les particules collectées se déposent dans le tricot métallique de l'électrode collectrice. Sous l'effet de forces électriques agissant entre les particules et l'électrode et de forces de Van der Waals entre les particules, celles-ci sont retenues dans les fibres du filtre. Afin de pouvoir visualiser les dépôts sans les détruire, un vidéo-fibroscope a été introduit à l'intérieur du filtre qui avait déjà fonctionné pendant deux ans. Nous avons observé dès l'entrée des amas importants de particules sur la grille, sur la surface du tricot métallique et sur les pointes des étoiles métalliques (figure 3).

De plus nous observons des "filaments" de particules à la surface du tricot et sur les pointes des étoiles. Les particules ou les fibres semblent s'être accumulées sous forme de dendrites (figure 4), formant même dans certains cas un pont entre l'anode et la cathode du filtre. Dans ce dernier cas, une partie du courant pourrait passer par le pont, ce qui diminuerait l'efficacité du filtre. Les dendrites formées ont un aspect fibreux, filamenteux.

De plus lorsque la turbine est en fonctionnement, nous avons assisté à l'intérieur du filtre à un réentraînement des amas de particules déposés dans le filtre. Des amas de particules se sont clairement décrochés sous l'influence du débit d'air, ce qui explique pourquoi l'efficacité est faible au delà de deux ans de fonctionnement.



Figure 3 : amas de particules sur le tricot métallique

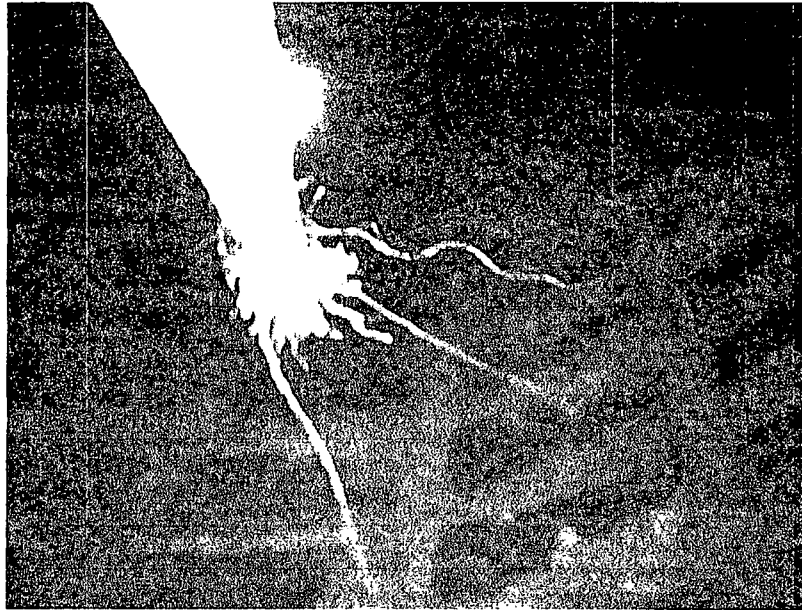


Figure 4 : déposition de particules et fibres sur l'électrode émissive

IV) Conclusion :

Ce travail s'inscrit dans une perspective d'amélioration de la qualité particulaire de l'air des stations de métro, nécessaire au respect des futures normes européennes. L'objectif de ce travail a été d'étudier sur site un système de filtration électrostatique. Les caractéristiques de cet appareil sont connues et son intérêt majeur réside dans le fait que sa fréquence de nettoyage est annuelle donc faible par rapport aux autres types d'électrofiltres. Les causes de la baisse d'efficacité du filtre ont été visualisées par fibroscopie : il s'agit un ré-entraînement de particules et un transfert de l'intensité d'ionisation par les dendrites formées par les particules et les fibres déposées.

Contact Recycl'Air:

Recycl'Air - Pist Oasis - 131 impasse des Palmiers - 30100 Alès, France

Références bibliographiques :

- [1] Mazoué S." Elaboration et validation d'un système de traitement d'air pour les espaces souterrains du métropolitain", (1998), thèse de doctorat, Université de Créteil
- [2] Fisher N., Mazoué S., Gehin E., Renoux A., "Origines et distribution granulométrique de l'aérosol d'une station souterraine du métro parisien", Congrès Français sur les Aérosols, décembre 2002
- [3] Johansson C., Johansson P.A, "Particulate matter in the underground of Stockholm", 10th International Air Pollution Conference, Segovia, 2002
- [4] Tokarek S, Rosalie S, Bernis A. "Influence de la proportion de grosses particules à l'entrée d'un électrofiltre", Congrès Français sur les Aérosols, décembre 2002

ECHANTILLONNEUR D'AEROSOL MICROBIOLOGIQUE CIP 10 - M

P. Görner*, R. Wrobel, O. Witschger, J.-F. Fabriès, D. Ambroise¹

Laboratoire de Métrologie des Aérosols, Département Métrologie des Polluants,
INRS, BP 27, 54501 Vandoeuvre Cedex.

*peter.gorner@inrs.fr

¹Département Epidémiologie en Entreprise,
INRS, BP 27, 54501 Vandoeuvre Cedex.

TITLE

Development and preliminary evaluation of the personal bioaerosol sampler CIP 10-M.

ABSTRACT

The objective of this study was to develop a new personal sampler for bioaerosol, named "CIP 10-M", and to evaluate its performances under controlled laboratory conditions and in the field. In the prototype version of the new personal sampler, the airborne micro-organisms are aspirated at a sampling flow rate of 10 L/min, then driven by the centrifugal force toward the liquid collection layer, maintained inside a rotating cup (≈ 7000 rpm), where they land at a smooth angle. The configuration of the CIP 10-M causes minimal stress of mechanical impaction or pressure shock. After the sampling period the organisms laden liquid is recovered for subsequent cultivation or analysis.

The sampler exhibits a physical collection efficiency $> 50\%$ for particles $> 1.8 \mu\text{m}$ in aerodynamic diameter, and $> 95\%$ for particles $> 2.8 \mu\text{m}$. The field tests have demonstrated that the CIP 10-M personal sampler is compact, easy to transport, assemble, clean and sterilize. Using its internal battery it can be operated over a period of 24 hours. Altogether, it was found to have several advantages over the majority of the conventional bioaerosol samplers. One of them is the separation of the bioaerosol into inhalable, thoracic, and respirable fractions according to the international sampling conventions.

RESUME

Malgré la prise en compte croissante de la pollution microbiologique de l'air dans le cadre des études sur la santé au travail, il existe encore très peu d'instruments spécifiques pour la mesure de l'exposition professionnelle aux bioaérosols. Un nouvel échantillonneur individuel de bioaérosols, le CIP 10-M, a été développé et ses performances étudiées en laboratoire et en milieu industriel. Dans ce nouvel échantillonneur les bioaérosols sont aspirés à un débit de 10 L/min et collectés principalement par effet centrifuge dans un liquide à l'intérieur d'une coupelle en rotation (≈ 7000 tr/min). Cette configuration minimise le stress éventuel sur les microorganismes lié à l'impaction sur une surface ou bien à un choc de pression. Après prélèvement l'échantillon liquide chargé en microorganismes est récupéré et différents types d'analyses microbiologiques sont alors réalisables.

Les mesures effectuées en laboratoire montrent que l'efficacité physique de collecte du système est $> 50\%$ pour des particules de diamètre aérodynamique $> 1,8 \mu\text{m}$, et $> 95\%$ pour des diamètres aérodynamiques $> 2,8 \mu\text{m}$. Les aptitudes d'utilisation pratique de l'appareil CIP 10-M (transport, assemblage, nettoyage, stérilisation) ont pu être vérifiées lors de campagnes de mesures en environnement industriel (unité de traitement des déchets ménagers et égouts). Autonome, il peut être utilisé pour réaliser des prélèvements jusqu'à des durées dépassant 24 heures. Le CIP 10-M peut également accueillir les trois sélecteurs granulométriques (inhalable, thoracique et alvéolaire) habituellement utilisés sur la version classique de l'échantillonneur individuel CIP 10. L'ensemble des résultats montre l'utilité du nouvel échantillonneur individuel de bioaérosols CIP 10-M, surtout lorsque les conditions d'échantillonnage individuel sont difficiles.

INTRODUCTION

La pollution microbiologique est de plus en plus prise en compte dans le cadre des études sur la santé au travail. La qualité microbiologique de l'air des locaux de travail est surveillée dans de nombreuses situations industrielles et dans le secteur tertiaire. Afin de mesurer la concentration en bioaérosols dans l'air et d'en connaître la nature plusieurs échantillonneurs ont été développés au cours des dernières années, soit sur la base d'appareils existant (Kenny *et al.*, 1999), soit en intégrant de nouvelles conceptions (Reponen *et al.*, 2001). Parmi les nombreuses questions que soulève le mesurage des bioaérosols, le plus grand soin doit être apporté au processus d'échantillonnage qui doit autant que possible préserver l'intégrité et l'activité biologique des microorganismes collectés. Par ailleurs, l'intervalle entre la limite de détection et la limite de saturation de l'ensemble de la chaîne échantillonnage-analyse doit couvrir la valeur prévisionnelle de la concentration mesurée.

On trouve habituellement trois grands principes d'échantillonnage en vue de l'analyse par culture de microorganismes : impaction sur gélose nutritive, prélèvement sur filtre et prélèvement dans un médium liquide. Le premier est sujet au phénomène de saturation, imposant de faibles durées d'échantillonnage souvent de l'ordre de la minute. Le deuxième implique une manipulation délicate du filtre en laboratoire et le transfert des microorganismes collectés dans un médium liquide. L'échantillonnage direct dans un liquide est habituellement effectué par barbotage ou par impaction (impingers). L'emploi de ces dernières méthodes se heurte à des difficultés spécifiques : efficacité physique d'échantillonnage insuffisante pour les barboteurs, stress de différentes natures (mécanique, thermique, différence de pression) des microorganismes pour les impingers (Grinshpun *et al.* 1997 ; Lin and Li 1999). Par ailleurs, parmi les dispositifs de prélèvement existants, il en existe encore très peu qui soient destinés à la mesure de l'exposition individuelle.

L'ECHANTILLONNEUR INDIVIDUEL DE BIOAEROSOLS CIP 10-M

L'échantillonneur individuel de bioaérosols CIP 10-M est une émanation dans son principe général de l'échantillonneur CIP 10 développé il y a plusieurs années (Courbon *et al.*, 1988). Cette version « non microbiologique » est maintenant couramment employée en France et dans différents pays au monde pour la mesure de l'exposition professionnelle aux aérosols en milieu industriel. Outre sa particularité d'être autonome, le CIP 10 dispose de trois sélecteurs pour échantillonner au choix la fraction alvéolaire (version CIP 10-R au débit de 10 L/min), la fraction thoracique (version CIP 10-T au débit de 7 L/min) et la fraction inhalable (version CIP 10-I au débit de 10 L/min).

La conception de la version microbiologique a été déduite principalement du mode de collection des microorganismes dans un médium afin de pouvoir réaliser différents types d'analyses microbiologiques sans être limité par des phénomènes de saturation.

Le cœur du dispositif CIP 10-M, la coupelle, est présenté sur la Figure 1. Dans ce nouvel échantillonneur, les bioaérosols sont aspirés au travers de l'orifice du carter du CIP 10 à un débit de 10 L/min et collectés dans une couche de liquide plaquée sur la paroi interne de la coupelle du fait de sa rotation (≈ 7000 tr/min). Une fois aspirés, les microorganismes suivent un mouvement hélicoïdal pour finalement toucher la surface du liquide de manière tangentielle. Cette configuration contribue à minimiser le stress éventuel sur les microorganismes lié à l'impaction sur une paroi ou bien à un choc de pression comme c'est le cas dans un impacteur. Dès la mise en route, le CIP 10-M peut être utilisé dans n'importe quelle position, le liquide étant maintenu dans la coupelle rotative par l'effet centrifuge. L'aspiration de l'air est assurée par la présence de rainures disposées de façon radiale sur la paroi supérieure horizontale de la coupelle. Le volume du liquide de collecte est compris entre environ 2 et 2,5 cm³. Après prélèvement, le liquide est récupéré dans un flacon stérile et conditionné pour le transport au laboratoire pour analyse microbiologique. A cause du phénomène d'évaporation la durée de prélèvement peut varier entre une et plusieurs heures en fonction de la température, de l'humidité relative de l'air et de la nature du liquide de collecte utilisé.

La Figure 2 montre l'échantillonneur CIP 10-M en configuration ouverte (coupelle visible) et d'utilisation (coupelle non visible). C'est dans cette dernière configuration que l'échantillonneur a été évalué au laboratoire et en milieu industriel. Les efficacités d'aspiration et de sélection des trois sélecteurs (alvéolaire, thoracique et inhalable) ont déjà fait l'objet d'études dans le passé (Görner *et al.* 2001, Fabriès *et al.* 1998, Görner *et al.* 1999).

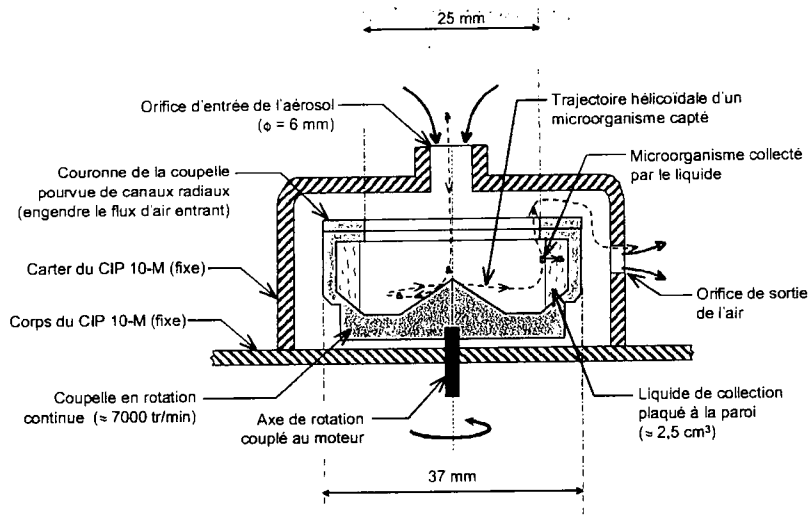


Figure 1 : Description schématique de la coupelle en rotation dans le carter du CIP 10-M et du mécanisme de collection d'un microorganisme capté sur la couche de liquide.

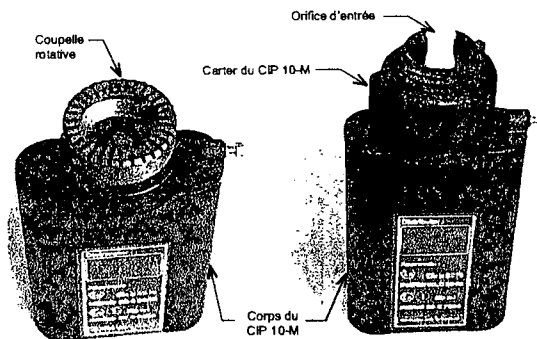


Figure 2 : Photographies de l'échantillonneur CIP 10-M. Vue en configuration ouverte (coupelle rotative visible) et en configuration d'utilisation (carter en position).

La Figure 3 montre l'opération de remplissage de la coupelle du nouvel échantillonneur lors de mesurages effectués en milieu industriel ainsi que le CIP 10-M lorsqu'il est porté par une personne.

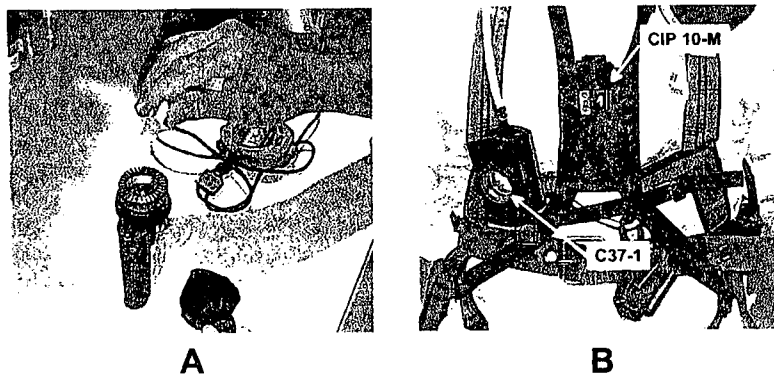


Figure 3 : Opération de remplissage de la coupelle rotative (A) avant mise en fonctionnement et CIP 10-M porté par un opérateur (B).

Le Tableau 1 présente pour une même durée de prélèvement (150 min) les différentes limites de concentration détectables (C_{LD}) et maximales mesurables (C_{MM}) pour le CIP 10-M et la cassette porte-filtre 37 mm (à 1 et 2 L/min) suivant un mode de calcul déjà explicité (Görner *et al.*, 2002). On observe que si les trois méthodes ne sont pas limitées au niveau des C_{MM} , le CIP 10-M conduit à une C_{LD} nettement inférieure. Pour comparaison, les C_{LD} et C_{MM} ont été également calculées pour l'impacteur mono-étage MAS 100 (Merck). On peut ici clairement observer les limites d'utilisation du MAS 100 notamment vis-à-vis des concentrations élevées.

Tableau 1 : Comparaison des concentrations limites détectable (C_{LD}) et maximales mesurables (C_{MM}) pour les méthodes mettant en œuvre l'ensemencement sur un milieu de culture (gélose).

Echantillonneur	Débit nominal (L/min)	Volume d'air prélevé ^a (L)	C_{LD} (Prob. = 98%) ^b (UFC/m ³)	C_{MM} (UFC/m ³)
CIP10-M	10	1500	20	Illimité
Cassette 37 mm	2	300	125	Illimité
	1	150	250	Illimité
MAS 100	100	100	30	17300 ^c
		250	12	6900 ^c

^a: calculé pour une même durée de prélèvement de 150 min sauf pour le MAS 100 (1 min et 2,5 min).

^b: calculée sur la base de 3 colonies dénombrées sur une boîte de Pétri. Cette valeur correspond, suivant la loi discrète de Poisson, à la limite supérieure de l'intervalle de confiance au niveau 98% pour 1 colonie dénombrée.

^c: calculé sur la base de 400 colonies au maximum dénombrables et avec le facteur correctif prenant en compte l'effet d'impaction multiple (Hinds, 1999).

EFFICACITE PHYSIQUE DE COLLECTE DE LA COUPELLE ROTATIVE

L'efficacité physique de collecte de l'aérosol dans la coupelle (en présence d'eau) a été mesurée en fonction du diamètre aérodynamique des particules au débit de 10 L/min. Les mesures ont été réalisées en laboratoire dans un tunnel aéraulique à basse vitesse (Fabriès *et al.*, 1984) et suivant un protocole expérimental décrit par Fabriès *et al.* (1998). Lors des mesures deux méthodes d'analyse de la concentration et de la granulométrie ont été employées, chacune étant fondée sur une technique spécifique : l'API (Aerosizer® API, Amherts Process Instruments Inc., USA) et le Coulter (Multisizer® III, Coultronics, France). Deux aérosols polydispersés d'essai ont été choisis dont un était composé de micro-sphères en verre (Ballotini®, B3000) et l'autre de particules d'acétate de polyvinyle (Rhodopass® A080).

Pour un diamètre aérodynamique d_{ae} l'efficacité de collecte E_C est calculée à partir de la mesure de la concentration de l'aérosol pénétrant via l'orifice d'entrée (C_0) et de la mesure de la concentration de l'aérosol en sortie du carter (C_1) (voir Figure 1) :

$$E_C(d_{ae}) = 1 - \frac{C_1(d_{ae})}{C_0(d_{ae})}$$

Les résultats sont présentés sur la Figure 4 pour les deux aérosols et les deux méthodes. On observe que l'efficacité E_C augmente fortement avec le diamètre des particules. Elle est > 0,5 pour des particules de diamètre aérodynamique > 1,8 μm (correspondant au diamètre de « coupure »), et > 0,95 pour des diamètres aérodynamiques > 2,8 μm . La valeur du diamètre de coupure est proche de celle généralement mesurée pour les impacteurs microbiologiques mono-étage (Fabriès *et al.*, 2001).

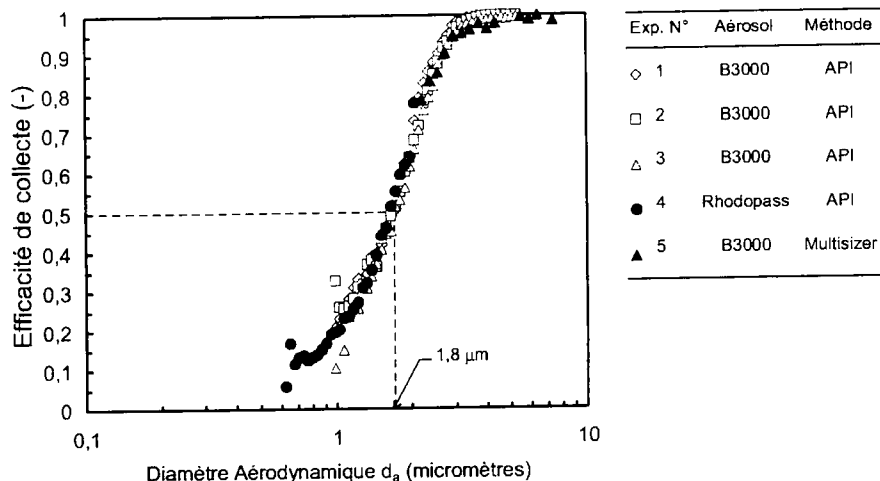


Figure 4 : Efficacité physique de collecte du CIP 10-M en fonction du diamètre aérodynamique. Chaque motif correspond à un essai particulier. Deux aérosols d'essais ont été employés ainsi que deux méthodes d'analyse de la concentration et de la granulométrie.

L'efficacité d'échantillonnage globale d'un dispositif complet avec sélecteur (par exemple celui de la fraction inhalable) est la combinaison des efficacités d'aspiration, de sélection et de collecte des particules E_C par la coupelle. Dans le cadre de cette étude lors des mesurages effectués en milieu industriel le CIP 10-M a été employé sans sélecteur, l'aspiration se faisant directement par l'orifice tel que cela est présenté sur la Figure 2. Compte tenu des caractéristiques géométriques de cet orifice, du débit d'aspiration mis en œuvre (10 L/min), et du mode d'utilisation on peut considérer que l'efficacité d'aspiration reste proche de l'unité jusqu'à environ 20 μm en diamètre aérodynamique. En conséquence, l'efficacité présentée sur la Figure 4 peut être assimilée à l'efficacité d'échantillonnage globale du CIP 10-M jusqu'à cette taille de particule.

ESSAIS SUR LE TERRAIN

Le CIP 10-M a été utilisé en tant que technique principale d'échantillonnage en parallèle avec la cassette 37 mm et le MAS 100 lors de campagnes de mesurages des bioaérosols sur deux sites :

- une unité de traitement des déchets ménagers,
- un réseau urbain d'égouts.

Les méthodes employées pour les analyses quantitatives (bactéries cultivables, moisissures et épifluorescence) ont été explicitées auparavant (Görner *et al.*, 2002).

Unité de traitement des déchets ménagers

La Figure 5 et la Figure 6 présentent respectivement les concentrations en bactéries cultivables (UFC/ m^3) et en cellules bactériennes (cell./m^3) obtenues par des prélèvements effectués à poste fixe dans une cabine de « pré-tri » occupée par deux ouvriers, en parallèle sur un même statif avec trois CIP 10-M et deux cassettes 37 mm opérant à 2 L/min (C37-2). La période totale de prélèvement (d'environ 150 min) a été divisée en deux périodes égales pour les trois CIP 10-M.

On observe que les niveaux de concentrations mesurés sont élevés par rapport à ceux qui avaient été mesurés dans une unité similaire mais sur un site différent (Görner *et al.*, 2002). Ces niveaux sont très supérieurs aux concentrations maximales mesurables par le MAS 100 (voir Tableau 1). On peut constater que les niveaux de concentrations mesurés suivant les deux techniques (le CIP 10-M et la C37-2) sont proches.

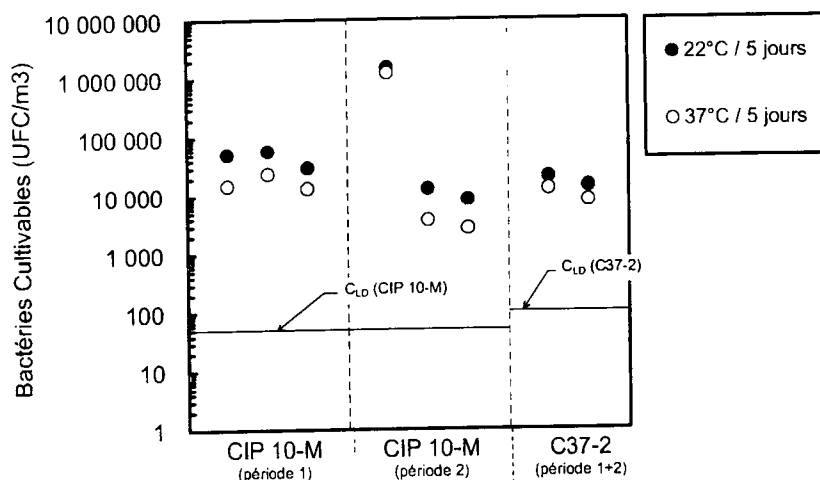


Figure 5 : Concentration en bactéries cultivables (UFC/m³) pour le CIP 10-M et l'échantillonneur C37-2. Les résultats CIP 10-M correspondent à deux périodes de prélèvement (1 et 2) consécutives d'environ 60 minutes, les résultats du C37-2 correspondent à la concentration moyenne mesurée sur l'ensemble des deux périodes 1 et 2. Ensemencement sur milieu CASO, incubation à 22°C et 37°C, dénombrement à 5 jours. Les concentrations $C_{LD(CIP\ 10-M)}$ et $C_{LD(C37-2)}$ correspondent aux limites de détection.

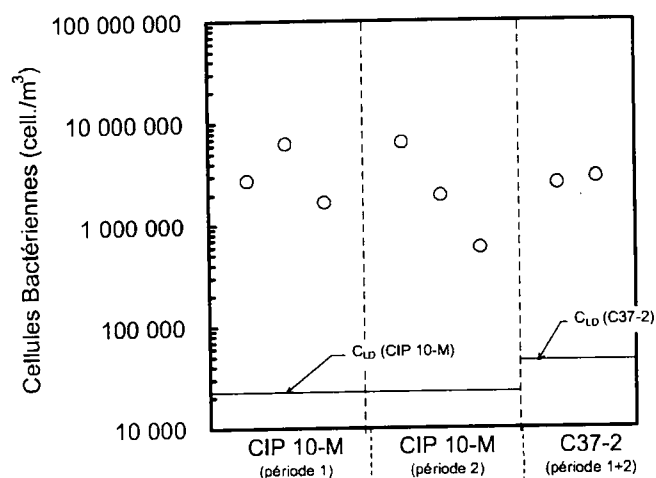


Figure 6 : Concentration en cellules bactériennes (cell./m³) pour le CIP 10-M et l'échantillonneur C37-2. Les résultats CIP 10-M correspondent à deux périodes de prélèvement (1 et 2) consécutives d'environ 60 minutes, les résultats du C37-2 correspondent à la concentration moyenne mesurée sur l'ensemble des deux périodes 1 et 2. Méthode indirecte et comptage effectué par épifluorescence. Les concentrations $C_{LD(CIP\ 10-M)}$ et $C_{LD(C37-2)}$ correspondent aux limites de détection.

Réseau urbain d'égouts

Dans le cadre d'une étude épidémiologique des prélèvements courts (1 heure) ont été effectués sur un nombre réduit de travailleurs opérants dans un réseau urbain d'égouts. Sur chaque travailleur un dispositif CIP 10-M et deux cassettes 37 mm aspirant à 1 L/min (C37-1) ont été disposés. Différentes activités de travail ont été explorées pour cette étude : curage mécanisé, extraction de boues et collecte itinérante. Les niveaux de concentration mesurés sont très variables et diffèrent suivant l'activité et la journée ; ils s'étendent entre $\approx 100\text{ UFC/m}^3$ et $\approx 45000\text{ UFC/m}^3$ pour les bactéries cultivables et entre $\approx 200\text{ UFC/m}^3$ et $\approx 3000\text{ UFC/m}^3$ pour les moisissures. Compte tenu de cette très grande variabilité, il n'a pas été possible lors de cette étude d'aboutir à une comparaison. On a pu cependant observer que l'ordre de grandeur des mesures de concentrations était équivalent entre le

CIP 10-M et la C37-1. Par ailleurs, on a pu mettre en évidence l'aspect pratique d'utilisation du CIP 10-M.

CONCLUSION

Un échantillonneur destiné à mesurer l'exposition professionnelle aux bioaérosols, le CIP 10-M, a été développé. Le cœur du dispositif CIP 10-M est constitué d'une nouvelle coupelle qui, du fait de sa rotation continue (≈ 7000 tr/min), maintient une couche de liquide plaquée sur sa paroi interne. Cette couche de liquide constitue le médium de collection de particules microbiologiques. Une fois aspirés dans le CIP 10-M, les microorganismes suivent un mouvement hélicoïdal pour finalement toucher la surface du liquide suivant une trajectoire tangentielle. Cette configuration contribue à minimiser le stress éventuel sur les microorganismes lié à l'impaction sur une surface ou bien à un choc de pression. Il s'agit à ce jour du seul échantillonneur individuel disponible qui collecte les microorganismes dans un milieu liquide.

Les mesures effectuées en laboratoire montrent que l'efficacité physique de collecte du système est $> 50\%$ pour des particules de diamètre aérodynamique $> 1,8 \mu\text{m}$, et $> 95\%$ pour des diamètres aérodynamiques $> 2,8 \mu\text{m}$. Les aspects pratiques liés à l'utilisation de l'appareil CIP 10-M (transport, assemblage, nettoyage, stérilisation) ont pu être appréciés lors de campagnes de mesures en environnement industriel (unité de traitement des déchets ménagers et réseau urbain d'égouts). Autonome, il peut être utilisé pour réaliser des prélèvements jusqu'à des durées de 24 heures. Les essais comparatifs réalisés montrent que le CIP 10-M fournit des résultats comparables aux méthodes classiques. De plus, comme pour la version « non biologique », le CIP 10-M peut accueillir les trois sélecteurs granulométriques destinés à mesurer au choix les différentes fractions inhalable, thoracique ou alvéolaire.

RÉFÉRENCES

- Brevet d'invention n° 03 02323 (2003) Capteur individuel portatif pour la mesure de l'aérosol microbiologique. *Demande de brevet en France déposée le 26 février 2003.*
- Courbon, P., Wrobel, R., Fabriès, J.F. (1988) A new individual respirable dust sampler : The CIP 10. *Ann. Occup. Hyg.*, 32, 129-143.
- Fabriès, J.F., Carton, B., Wrobel, R. (1984) Equipment for the study of air sampling instruments with real time measurement of the aerosol concentration. *Staub-Reinhalt. Luft*, 44, 405-409.
- Fabriès, J.F., Görner, P., Kauffer, P., Wrobel, R., Vigneron, J.C. (1998) Personal thoracic CIP10-T and its static version CATHIA-T. *Ann. Occup. Hyg.*, 42, 453-465.
- Fabriès, J.F., Wrobel, R., Görner, P. (2001) Détermination expérimentale de l'efficacité physique d'échantillonnage de deux échantillonneurs de bioaérosols. *Dans actes du 17^{ème} Congrès Français sur les Aérosols, CFA'2001*, pp 9-15.
- Görner, P., Wrobel, R., Roger, F., Fabriès, J.F. (1999) Inhalable aerosol selector for the CIP 10 personal aerosol sampler. *J. Aerosol Sci.*, 30, suppl. 1, 893-894.
- Görner, P., Wrobel, R., Micka, V., Skoda, V., Denis, J., Fabriès, J.F. (2001) Study of fifteen respirable aerosol samplers used in occupational hygiene. *Ann. Occup. Hyg.*, 45, 43-54.
- Görner, P., Fabriès, J.F., Witschger, O., Greff-Mirguet, G., Mathieu, I. (2002) Mesurage de bioaérosols au cours du traitement des eaux usées et du traitement des déchets urbains. *Dans actes du 18^{ème} Congrès Français sur les Aérosols, CFA'2002*, pp 109-118.
- Grinshpun, S.A., Willeke, K., Ulevicius, V., Juozaitis, A., Terzieva, S., Donnelly, J., Stelma, G.N., Brenner, K.P. (1997) Effect of impaction, bounce and reaerosolization on the collection efficiency of impingers. *Aerosol Sci. Technol.*, 26, 326-342.
- Hinds, W.C. (1999) *Aerosol Technology. Properties, Behavior and Measurement of Airborne Particles. 2nd Edition. Chapter 19 "Bioaerosols". John Wiley&Sons, Chichester, UK.*
- Kenny, L.C., Stancliffe, J.D., Crook, B., Stagg, S., Griffiths, W.D., Stewart, I.W., Futter, S.J. (1999) The adaptation of existing personal inhalable aerosol samplers for bioaerosol sampling. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 59, 831-841.
- Lin, W.H., Li, C.S. (1999) Collection efficiency and culturability of impingement into a liquid for bioaerosols of fungal spores and yeast cells. *Aerosol Sci. Technol.*, 30, 109-118.
- NF T 90-400 (1987) Essais des eaux – Directives générales pour les examens microbiologiques. *AFNOR, décembre 1987.*
- Reponen, T., Willeke, K., Grinshpun, S.A., Nevalainen, A. (2001) Biological particle sampling. *Dans : Aerosol Measurement - Principles, Techniques and Applications. 2nd Edition. Edité par P.A. Baron et K. Willeke. Wiley Interscience, Chichester, pp 751-777.*

CALIBRATION AND EFFICIENCY OF SMPS SYSTEMS

Ch. Gerhart¹, M. Heim², G. Kasper³, G.P. Reischl³

¹Grimm Aerosol Technik GmbH, Dorfstrasse 9, D-83404 Ainring, Germany.

²Institut für Mechanische Verfahrenstechnik und Mechanik, Universität Karlsruhe (TH), Strasse am Forum 8, D-76128 Karlsruhe, Germany.

³Institut für Experimentalphysik, Universität Wien, Boltzmanngasse 5, A-1090 Wien, Austria

Keywords: Nano Sizer, SMPS+C, Calibration, CPC, Electrometer.

ABSTRACT

The standard measurement system for aerosol in the submicron range has become the SMPS technique. This synonym for a combination of a condensation nucleus counter (CPC) and a differential mobility analyzer (DMA) is often seen as the reference method in particle size measurement in the submicron range. The systems seems to be an absolute instrument. There is up to now no calibration method for a complete SMPS, CPC with DMA combination. Even different approaches for the required data inversion algorithm of a complete SMPS system are available. The components of this measurement system, CPC and DMA, can only be validated independently – not as a combination in a SMPS system. The quality of a CPC is usually tested by an electrometer, which also stands for an absolute counting system. DMA's can only be validated by their operation and geometry parameters. A DMA itself is again an absolute system and can not be calibrated. Only the DMA parameters flow, geometry and voltage between the electrodes can be verified. For the combination of CPC and DMA to a complete nanosizer SMPS only a clear and analytical data inversion algorithm leads to a reliable instrument for particle size measurement in the nano-size range. This testing procedure is shown on the new Grimm SMPS+C.

MOTIVATION

For measuring nanosize particulate emissions – e.g. soot particles– the normally used technologies are condensation nuclei counting CPC and counting of elementary charges in high sensitive electrometer. The first is capable even down to lowest particle concentrations appearing behind actual trap or filter technology. Both technologies need for measuring the whole particle size distributions in different size classes a classification method. A common method is based on the electrical mobility of the particles in different size classes. The method is usually performed using electrostatic classification devices called differential mobility analyzer. In most cases these instruments are used as the reference technique for nanosize particle measurements.

CALIBRATION

The Calibration of a complete SMPS system is not possible due to the lack of a reference measurement technique covering a reference size classification and a reference concentration measurement simultaneous. Even the two parts of SMPS systems, CPC and DMA are absolute systems which can not be calibrated. Only the operating parameters, like flow rate, geometry, voltage between the electrodes, saturator / condenser temperatures, condensation liquid can be checked and validated – not the measurement result itself.

EFFICIENCY

CPC:

For the calibration the Grimm Calibration unit 5.700 (fig. 1) was applied. The principle setup for the determination of the counting efficiency is shown in fig. 2. As it is known that the counting efficiency depends on the hygroscopic behaviour of the aerosol particles (Ankilov 2002), the counting efficiency was determined the counting efficiency for a hygroscopic sodium chloride aerosol and a non hygroscopic tungsten oxide aerosol.

The tungsten oxide aerosol was generated with a hot wire WO_x generator, as described in previous paper by Reischl et. al (1997). The aerosol was charged in a radioactive source of high activity (^{241}Am) and then classified in a very short Vienna type DMA. To determine the counting efficiency of the UPC 5.403, a Vienna Type FCE was used as a reference counter. A three parametric exponential fit (Mertes 1995) was applied to the measured data and a cut-off diameter (50% counting efficiency) of about 4.5 nm was determined for the nonhygroscopic tungsten oxide aerosol, which is a good result compared to other comparable CPCs.

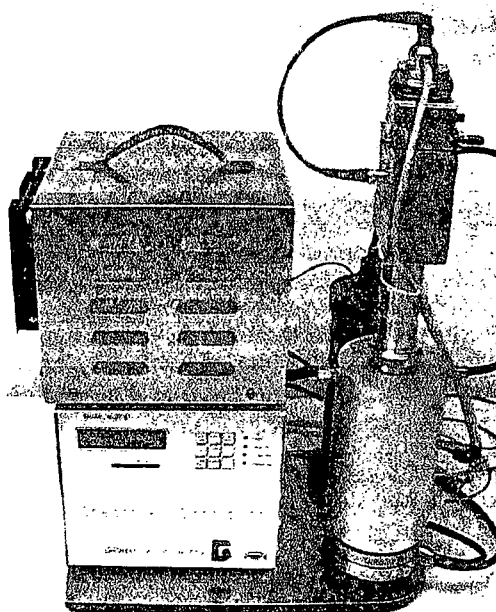


Fig. 1: Picture of the new Grimm High-Conc. HC-SMPS+C (DMA+Electrometer Combination) used in combination with a tungsten aerosol generator for an efficiency test of a CPC (Grimm CPC 5.403 on top)

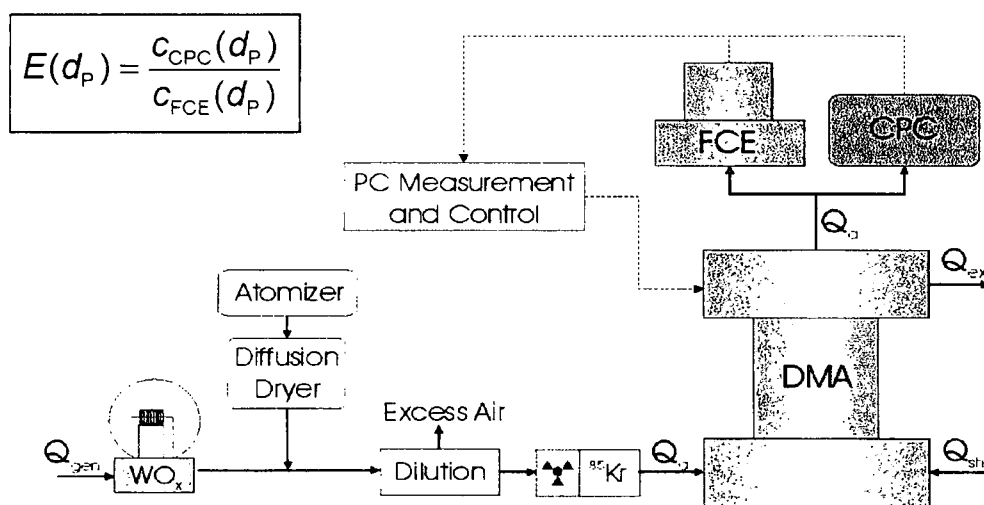


Fig. 2: Principle of the efficiency testing procedure for a CPC with a Faraday Cup Electrometer FCE

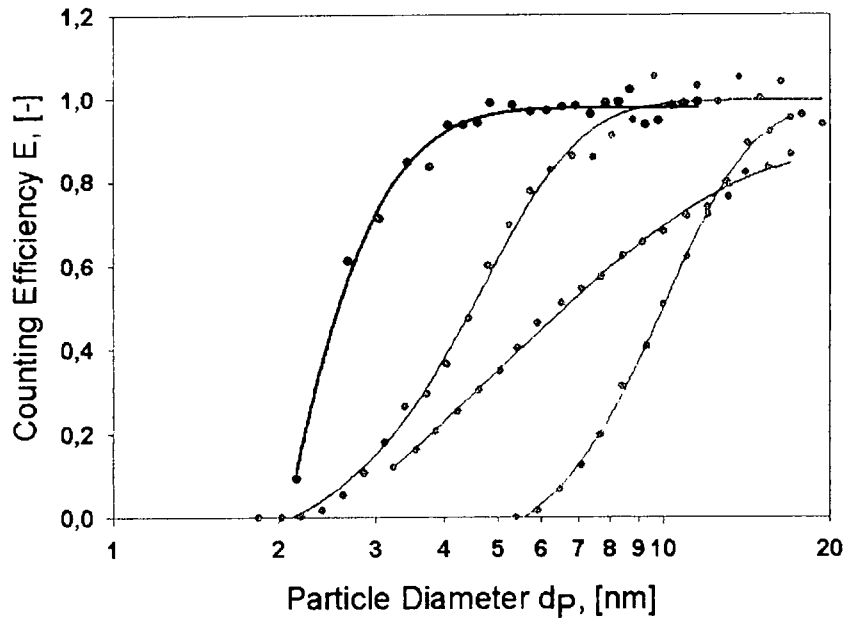


Fig. 3: Efficiency of different commercial CPC's: TSI 3025 (Kesten 1991) $d_{50} = 2.6$ nm; Grimm 5.403 $d_{50} = 4.5$ nm; TSI 3022 (Ankilov 2002) $d_{50} = 6.6$ nm; TSI 3010 (Ankilov 2002) $d_{50} = 10.0$ nm

DMA:

For DMA columns with concentric electrodes and symmetric flow the electrical mobility of the particles can be expressed independently of the flow profile only with geometric parameters (simplified for sheath air = excess air and aerosol flow = sample flow):

$$Z = Q_{sh} \frac{\ln(R_2 / R_1)}{2\pi L} \frac{1}{V}$$

- with
- Q_{sh} = sheath air
 - R_1 = outer radius of inner electrode
 - R_2 = inner radius of outer electrode
 - L = axial distance between sample inlet and outlet slit
 - V = potential difference between the electrodes

The sharpness of the classification can be written as:

$$\frac{\Delta Z}{Z} = \frac{Q_s}{Q_{sh}} = \frac{\Delta d_p}{d_p} \frac{1}{\psi(d_p)}$$

The sharpness of the classification, dependent only of the geometry and the flow ratio, is an indication for the classification quality of the appropriate DMA.

To measure the sharpness / tranferfunction of a DMA, a DMA tandem setup is required. The principle for these measurements is shown in fig. 4. For the carried out measurements a NaCl aerosol was used, generated with an atomizer and a diffusion dryer. The aerosol was charged in a radioactive source and then classified in a first DMA (Hauke 3/150) using a fixed voltage for each measurement. By altering the voltage of the second DMA (Grimm DMA 5.5-300), the monomobile distribution was scanned. Behind each DMA, the concentration was measured by two CPCs, so that the relative count rate could be determined. The influence of diffusional loss in the

tubings to both counters was considered by measuring a relative counting efficiency of the two CPCs.

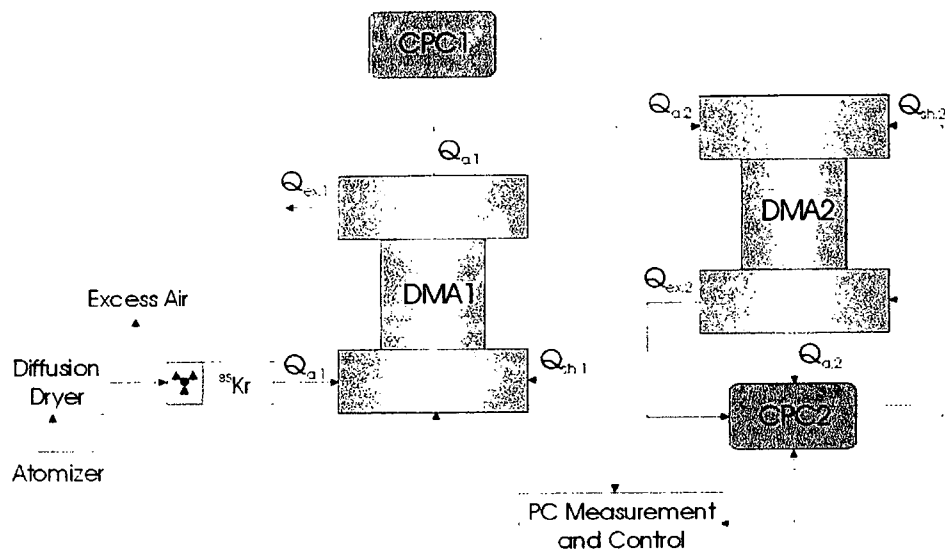


Fig. 4: Setup for a tandem measurement two get the transferfunction of a DMA

In addition to the measurements, simulations based on the transfer function described by Stolzenburg (1988) were performed, by assuming the ideal transfer function for the Grimm DMA and the Hauke DMA. This simulation took into account only the diffusional loss and broadening inside the classifying zone of the DMA, but not the loss in the aerosol inlet and outlet of the classifier. For this reason a deviation between the experimental points and the prediction of the simulation, which is caused by loss in the inlet and outlet of the classifier, could be observed. Therefore the data of the measurement was normalized to the height of the predicted value of the simulation, to compare both data sets. By this method, a good agreement was found between the simulation and the measurements.

To get a relative information about the transfer function of the Grimm classifier, a comparison with a TSI 3071 DMA was made by using both DMA in a tandem setup after a Vienna type DMA. The results for these measurements can be seen in figure 5. The resulting Tandem signal of the Grimm classifier is broader, but also higher than the signal of the TSI DMA. One suggestion for the difference of the two signals is a broader transfer function of the Grimm DMA. On the other hand it is also possible, that the higher diffusional loss in the TSI DMA could result in an apparent better performance for higher electrical mobilities or also both effects can cause the measured signal. To answer this question, more measurements are needed, like tandem measurements with the TSI and the Grimm DMA used as the first classifier at a fixed voltage, while scanning over the distribution with the Vienna type DMA.

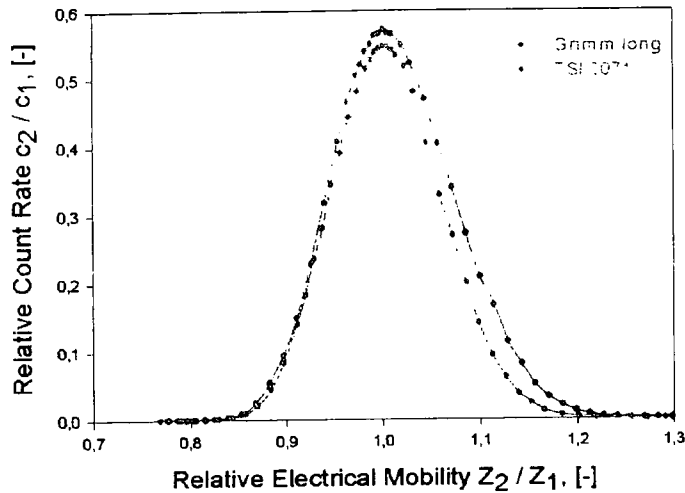


Fig. 5: Measured transferfunction of the Grimm LDMA 5.500-900 and the TSI 3071

Data Inversion:

The number size distribution function of the classified sample aerosol $F_C(d_p)$ from a DMA at voltage V is given by the original number size distribution function $F(d_p)$, the transfer function $Tr(Z)$ and the charge distribution of the particles $\alpha(d_p)$:

$$F_C(d_p) = \sum_{i=1}^{\infty} \alpha(d_p, i) \cdot Tr(Z) \cdot F(d_p) \text{ with } F_C(d_p) = dN_C / d \ln d_p.$$

This equation can only be solved under the following restrictions (Winklmayr 1987):

- Knowledge on the DMA (Transfer function $Tr(Z_P)$)
- Knowledge on the charge distribution $\alpha(d_p)$ (Fuchs 1963, Reischl 1983)
- Limited upper particle size
- Fixed voltage steps/mobility channels (difference is factor $\sqrt{2}$)

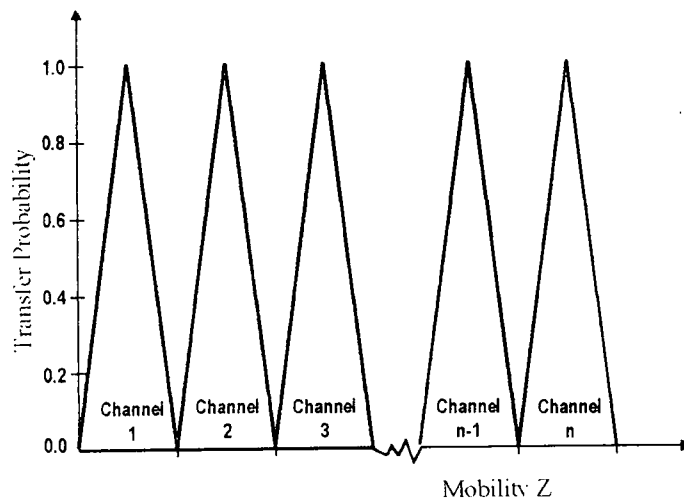


Fig. 6: Schematic description of transferfunctions in measured mobility range

In addition to the previous calculation some instrument typical corrections have to be done for the calculation of the input aerosol size distribution :

- Efficiency function: Efficiency of the counter in the particle size range below 10 nm.

- Delay time of DMA transport: Depending on the flow rate, the diameter of the classifier column and the length of the column the time until the particles enter the counter has to be considered.
- Response time of the counter: The time until the particle sensor is able to see all particles (concentration) in one voltage step respectively until the particles have left the counting system (decrease of concentration) depending on the residence time of the particles in the counter.

Shifting the voltage very fast in small steps through the whole measurement range (= scanning) leads to a very complicated description of the classification of the particles. Complicated trajectories of the particles in the DMA combined with mixing during the transport and the delay time to the particle detector (nucleous condensation counter CNC) leads to a smearing of the particle fractions in the counter (Russel et al. 1995). Scanning would seem to be a faster measurement method. Current investigations (Collins et al. 2002) showed, that a proper measurement of a complete scan over a size distribution takes the same time as a stepping method (~300 s) to avoid a broadened and skewed inverted distribution relative to the true distribution.

SUMMARY

It has been shown which requirements exist for the validation of SMPS systems and its components a DMA and a CPC. Still there is the need for a standardized testing procedure of SMPS systems to proof their reliability. Methods for testing the efficiency and the quality of CPC's and DMA's exist. The uncertainty in a SMPS system is only the data inversion method to even get a SMPS system as a real standard measurement system for particle size measurements down to a few nanometers.

REFERENCES

- Ankilov et al.** 2002. *Particle size dependent response of aerosol counters*. Atmospheric Research, 62, 209 – 237.
- Collins, D.R., R.C. Flagan, and J.H. Seinfeld.** 2002. *Improved Inversion of Scanning DMA Data*. Aerosol Sci. Technol., 36, 2 – 9.
- Fuchs, N. A.** 1963. On the stationary charge distribution on aerosol particles in a bipolar ionic atmosphere. Geof. Pura Appl., 56, 185 – 193.
- Hewitt, G. W.** 1957. *The charging of small particles for electrostatic precipitation*. Trans. Amer. Inst. Elect. Eng., 76, 300 – 306.
- Knutson, E. O., and K. T. Whitby.** 1975. Aerosol classification by electric mobility apparatus, theory and applications. J. Aerosol Sci., 6, 443 – 451.
- Liu, B. Y. H., and D. Y. H. Pui.** 1974. A submicron aerosol standard and the primary absolute calibration of the condensation nucleus counter. J. Colloid Interf. Sci., 47, 155 – 171.
- Reischl, G. P., H. G. Scheibl, and J. Porstendörfer.** 1983. The bipolar charging of aerosols: Experimental results in the size range below 20 nm particle diameter. J. Colloid Interface Sci., 8, 55 – 65.

TECHNIQUES DE GRANULOMETRIE APPLIQUEES A LA PROPULSION SOLIDE

R. Friemel^{1,2}, P. Prévot¹, M. Prévost¹, B. Platet², G. Lavergne².

Office National d'Etudes et Recherches Aérospatiales.
Département des Modèles pour l'Aérodynamique et l'Energétique.

¹ Laboratoire de Propulsion, Centre du Fauga-Mauzac, 31410 Mauzac.

² Unité Multiphasique Hétérogène, Centre de Toulouse, BP 4025, 31055 Toulouse Cedex 4.

friemel@onera.fr

TITLE

Size and concentration measurement techniques for two phase flow in a solid rocket motor.

ABSTRACT

In order to control the combustion instabilities of solid rocket motors, it is necessary to measure the size and concentration of the alumina droplets inside de combustion chamber. An experimental device is being tested for this purpose. The combustion products of a small piece of propellant are sampled by an isokinetic probe located inside the combustion chamber. Alumina droplets are solidified during their transport in the sampling pipe by the sublimation of a solidified intermediate. ~~We studied this intermediate~~ in three different aspects. In a first phase, we verified that the combustion of aluminium droplets is complete, by using microscopy analysis. Second, we identified several mechanisms that occur during droplets solidification inside the sampler. This will help us to tune the system accurately. Third, we describe a second facility, designed to simulate in cold gas the isokinetic sampling process in high concentration and high speed conditions.

RESUME

Pour maîtriser les instabilités de combustion des propulseurs spatiaux à propergols solides, il faut connaître la répartition granulométrique des gouttes d'alumine dans la chambre de combustion. Un montage est actuellement testé à cet effet. Les produits de combustion d'un petit bloc de propergol sont prélevés par une sonde isocinétique située à l'intérieur de la chambre de combustion. Les gouttes d'alumine captées se solidifient sous l'effet de la sublimation de la paroi interne de la canne de prélèvement, constituée de plexiglas. Des analyses au microscope électronique d'échantillons issus des premiers essais, nous ont permis de vérifier que la combustion de l'aluminium est complète. Elles nous ont également permis de comprendre les phénomènes de solidification des gouttes d'alumine dans la canne de prélèvement, en vue de réglages adéquats. Enfin, nous présentons les caractéristiques d'un second montage qui simule en gaz froid le prélèvement par sonde isocinétique, dans des conditions extrêmes de concentration et de vitesse. Des rafales de quelques secondes permettent à deux sondes isocinétiques d'échantillonner un mélange d'air et de particules. La concentration et la vitesse de l'écoulement incident, ainsi que celle du prélèvement peuvent être variées dans de grandes proportions, permettant de tester les techniques actuelles de granulométrie vers les hautes concentrations et les vitesses élevées.

1. Besoin de granulométrie pour les moteurs spatiaux

Dans les moteurs latéraux de la fusée Ariane 5, l'aluminium en poudre, mélangé au propergol solide à hauteur de 18% en masse, améliore la performance par les réactions énergétiques de sa combustion. Le produit de cette combustion est de l'alumine sous forme de gouttes liquides. En fonction de leur taille, ces gouttes contribuent plus ou moins à amortir les oscillations de poussée du moteur, qui font vibrer dangereusement les satellites transportés, et compliquent le pilotage de la fusée. Pour modéliser et résoudre ce problème, les codes de calcul ont besoin de conditions initiales : la taille et le nombre des gouttes d'alumine au cœur de la chambre de combustion.

Une telle mesure est très délicate et pose problème aux constructeurs de lanceurs spatiaux depuis de nombreuses années à cause de plusieurs facteurs.

La forte pression (45 bar), la haute température (3400 K) la forte luminosité qui en découle, rendent périlleuse toute adaptation des techniques classiques de granulométrie optique. Mais surtout la forte concentration des particules confère aux produits de combustion l'opacité d'une fumée dense. On peut en effet calculer que les gouttes d'alumine occupent 1/1000 du volume et 32% de la masse des produits de combustion. Les études expérimentales sur la combustion de l'aluminium à la surface du propergol solide¹ ont mis en évidence les mécanismes qui conduisent à deux tailles de particules : 1 μ m et 60 μ m environ. Le problème persistant depuis de nombreuses années est de connaître la proportion de chacune de ces deux classes à l'issue de la combustion complète de l'aluminium. Deux techniques ont déjà été testées pour cette mesure.

2. Les techniques de granulométrie pour propergol solide

Les producteurs industriels de propergol solide utilisent le principe du Piège Rotatif². Un petit cube de 1cm³ de propergol brûle dans un bol cylindrique d'environ 15 cm. Ce bol est fermé, il tourne sur son axe, entraînant sur ses parois verticales un liquide initialement introduit. Lors de la combustion du propergol les particules d'alumine sont solidifiées au contact du liquide qui tapisse les parois. Après combustion totale, on mesure la granulométrie de la poudre captée par le liquide. On trouve alors 70% en masse de petites particules. Le principal problème de ce montage est que les grosses gouttes d'aluminium n'ont pas le temps de brûler. On en retrouve une grande quantité (couleur gris foncé) mélangée aux petites particules d'alumine (couleur blanche). Il est donc difficile de conclure quant à la formation des grosses gouttes d'alumine.

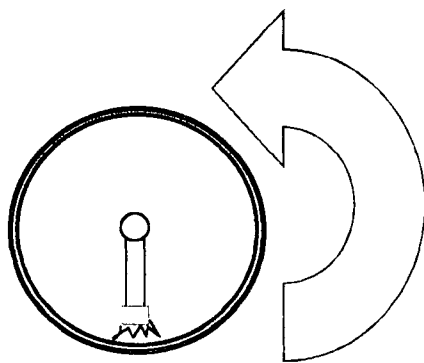


Figure 1- Le piège rotatif.

Pour résoudre ce problème, le Laboratoire de Propulsion de l'ONERA a mis au point un moteur de fusée à échelle réduite³. Sa taille (1,80 m) permet une combustion complète des grosses gouttes d'aluminium. A l'intérieur du moteur, en aval du bloc de propergol, un jet froid d'Hélium solidifie les gouttes d'alumine avant leur sortie par la tuyère. Elles sont ainsi figées à l'état solide, et ne risquent pas d'être transformées par leur passage dans la tuyère (coalescence, éclatement). Un granulomètre par diffraction laser analyse en sortie de la tuyère les particules éjectées à grande vitesse. Il trouve seulement 1% en volume de petites particules. Deux problèmes ont limité l'interprétation de cette mesure : en sortie de tuyère, les particules sont en cours d'accélération donc les plus grosses sont plus lentes et apparaissent plus nombreuses. Le faisceau laser ne couvre pas toute l'épaisseur du jet, donc risque d'analyser une zone non représentative de la granulométrie moyenne.

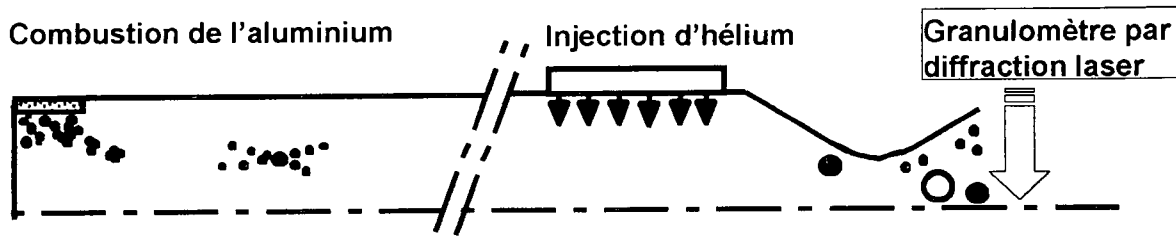


Figure 2- Schéma du montage LP2 de l'ONERA.

Malgré des tentatives de correction par le calcul⁴ des différentes faiblesses de ces deux techniques de mesure, il n'a pas été possible de faire converger les résultats. C'est pourquoi le Laboratoire de Propulsion de l'ONERA envisage d'acquérir un nouveau montage d'origine russe, qui allie de bonnes conditions de combustion à un système de mesure fiable.

Ce petit moteur est pourvu d'une sonde isocinétique qui, en quelques secondes, prélève à l'intérieur de la chambre un échantillon des produits de combustion. Les parois internes de la sonde sont tapissées de plexiglas. La sublimation de celui-ci refroidit les gouttes d'alumine jusqu'à leur solidification. Elles sont alors recueillies et mesurées.

En vue d'une exploitation efficace de ce montage, notre étude consiste à analyser les trois principaux mécanismes mis en jeu : (1) combustion de l'aluminium, (2) solidification des gouttes d'alumine, (3) échantillonnage du mélange diphasique.

3. Analyse des premiers échantillons de poudre d'alumine

Différents propergols, dont une formule proche de celle des boosters d'Ariane 5, ont pu être testés dans le laboratoire russe qui propose ce montage. Pour approfondir les points n°1 et 2 ci-dessus, nous avons analysé ces échantillons de poudre au moyen d'une loupe binoculaire, d'un microscope électronique à balayage (MEB), et d'un granulomètre par diffraction laser.

3.1. Combustion complète

La loupe binoculaire ne permet pas de distinguer clairement des particules inférieures à 10 μ m, mais les couleurs des grosses particules (entre 30 et 120 μ m) donnent de riches informations sur leur composition chimique. En effet, en croisant les photos couleur et l'analyse spectrale du MEB, nous avons pu associer à chaque couleur un élément chimique. Ainsi, les particules transparentes sont formées d'alumine pure, tout comme les blanches, dont la surface est plus rugueuse. La couleur rouge témoigne d'une légère pollution de l'alumine au fer, potassium et chrome. Le jaune est le signe d'une légère pollution de l'alumine au plomb. Tous ces éléments en quantités infimes proviennent du propergol, de l'allumeur et des parois du montage. Enfin la couleur gris foncé marque la présence d'aluminium métallique donc imbrûlé.

Nous avons constaté que les rares particules gris foncé sont de grande dimension (>100 μ m), et qu'il n'y en a presque aucune parmi les particules inférieures à 100 μ m. C'est donc la preuve que la combustion de l'aluminium a été complète avant l'échantillonnage par la sonde.

Notre modèle analytique de trajectoire des particules entre la surface du propergol et la sonde estime le temps de parcours entre 20 et 45 ms. Nos observations confirment donc les modèles courants de vitesse de combustion des gouttes d'aluminium.

3.2. Solidification

Les photos au MEB (fig. 1) nous ont permis d'analyser finement la forme des particules solidifiées d'alumine. Pour une correspondance directe entre la granulométrie des gouttes en suspension dans les gaz chauds, et celle de la poudre récupérée après la combustion, il est préférable de mesurer des particules solides de forme sphérique. De telles particules ont bien été observées, dans toutes les tailles, mais elles restent minoritaires (environ 25%). La majorité des particules ont des formes irrégulières qui semblent résulter d'une agglomération d'un grand nombre de petites particules lorsqu'elles se trouvaient dans un état pâteux, au cours de leur solidification dans la canne de prélèvement.

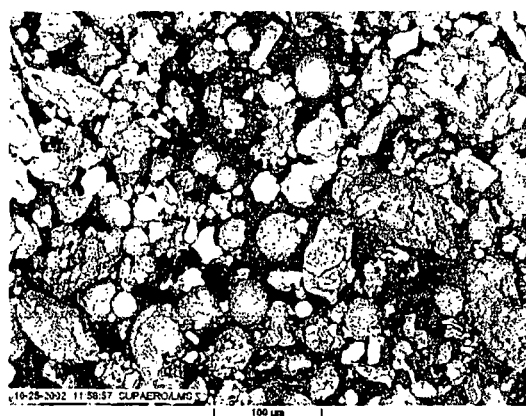


Figure 3 : Sphères lisses et agglomérats d'alumine

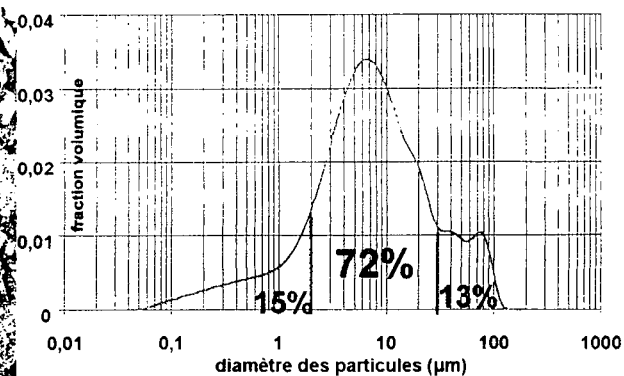


Figure 4 : Fraction volumique de chaque taille de particule, mesure au granulomètre par diffraction laser

Ceci explique la répartition granulométrique que nous avons obtenue par diffraction laser : 72% du volume correspond à des particules entre 2 et 30 μm. Il est fort probable que les agglomérats constituent l'essentiel de cette classe de particules. Il n'est donc pas encore possible de comparer ces résultats aux expériences précédentes. Mais les tests effectués sur un autre propérgol présentent des petites particules majoritairement sphériques. Nous pouvons donc supposer qu'un réglage fin des paramètres de fonctionnement du montage réduira considérablement la production d'agglomérats.

4. Conception d'un nouveau montage pour tester une sonde isocinétique en écoulement diphasique concentré et rapide

Le troisième volet de notre étude concerne les mécanismes de prélèvement du mélange diphasique par la sonde isocinétique au cœur du réacteur. Ce type de sonde a déjà été étudié⁵ pour des écoulements lents (5 m/s) et peu concentrés (0,03g/m³ d'air). Nous allons explorer son fonctionnement dans des conditions similaires au montage russe, c'est à dire à grande vitesse et forte concentration de particules. Il est plus aisé de faire cette étude dans des conditions ambiantes, sans combustion, d'où l'utilité d'un montage de simulation, qualifié de « gaz froid ». Nous exposons ici seulement les caractéristiques techniques d'un montage en cours de réalisation.

4.1. Calcul de dimensionnement

Dans le petit moteur, la pression et la température sont très supérieures aux conditions ambiantes. Cela confère au gaz porteur une masse volumique et une viscosité supérieures. Pour simuler les phénomènes de prélèvement de façon réaliste, il nous faut donc effectuer un calcul de similitude, qui cherche à conserver les nombres sans dimension les plus significatifs du point de vue physique. Le tableau 1 explicite ceux que nous avons choisi de conserver.

V désigne la vitesse du mélange diphasique, d le diamètre d'une particule, D le diamètre intérieur de la sonde, ρ_f la masse volumique du fluide, ρ_p celle des particules, μ la viscosité du fluide.

Grandeur à conserver	formule	signification physique
nb. de Stokes des particules par rapport à la sonde	$\frac{\rho_p d^2 V}{18 \mu D}$	capacité des particules à contourner un obstacle
nb. de Reynolds de la sonde	$\frac{\rho_f V D}{\mu}$	structure de l'écoulement autour d'un objet
rapport des masses volumiques particule/fluide	$\frac{\rho_p}{\rho_f}$	respecter à la fois les concentrations massique et volumique
taille des particules	d	valider la technologie de mesure

Tableau 1 : Principe de la similitude

Grandeur physique	Gaz chaud	Gaz froid
Nature du fluide porteur	produits de combustion	air ambiant
Température (K)	3400	300
Pression (bar)	45	1
Masse volumique fluide (kg/m ³)	4,5	1,2
Viscosité (10 ⁻⁵ Pa.s)	9,9	1,8
Nature des particules	gouttes d'alumine	microbilles de verre creuses
Masse volumique particules (kg/m ³)	1810	479
Vitesse mélange (m/s)	25	17,5

Tableau 2 : Résultat de la similitude en gaz froid

Le système d'équations impliqué par la conservation des nombres du tableau 1 nous conduit aux grandeurs notées en gras dans le tableau 2 pour le cas « gaz froid »: les particules doivent

avoir une masse volumique de 479 kg/m^3 . Les microbilles de verre creuses répondent à cette caractéristique. Alors nous pouvons utiliser une sonde de 8 mm identique à l'originale. Et il faut régler la vitesse de l'écoulement à $17,5 \text{ m/s}$. Dans ces conditions, pour respecter la concentration de particules, il faut produire un mélange d'air et de poudre de concentration 555 g/m^3 . Alors une sonde peut prélever 1 g de poudre en 2 secondes.

4.2. Conception technique

Pour satisfaire ces spécifications, nous avons mis au point un montage dont voici le principe de fonctionnement : une rafale d'air de quelques secondes est générée en vidant partiellement un réservoir sous pression. La vitesse de l'écoulement est maintenue constante par le détendeur. L'air passe dans l'injecteur de particules, où il emporte une certaine proportion de poudre. Après stabilisation dans une conduite rectiligne, le mélange rencontre deux sondes de prélèvement en parallèle.

Lorsque la vitesse de l'écoulement est stable, chaque sonde est activée par son vérin pneumatique, qui aspire l'échantillon de mélange gaz - poudre comme le ferait une seringue. La poudre échantillonnée par chacune des deux sondes est captée par un cyclone miniature⁶. Après le tir, elle sera pesée, puis mesurée par un granulomètre à diffraction laser. La poudre de l'écoulement principal est récupérée en sortie par des cyclones⁷, et réintroduite dans l'injecteur de particules pour la rafale suivante.

Les principales originalités de ce montage sont :

- un fonctionnement par rafales pour des écoulements à grande vitesse (20 m/s),
- une forte concentration en particules (jusqu'à 1 kg/m^3) grâce à un injecteur haute pression,
- une technique d'aspiration par vérin pneumatique qui permet un échantillonnage très bref (2s) et une mesure simple de la vitesse d'aspiration,
- une paroi de la veine d'essai transparente autour des sondes pour visualiser les mécanismes de prélèvement.

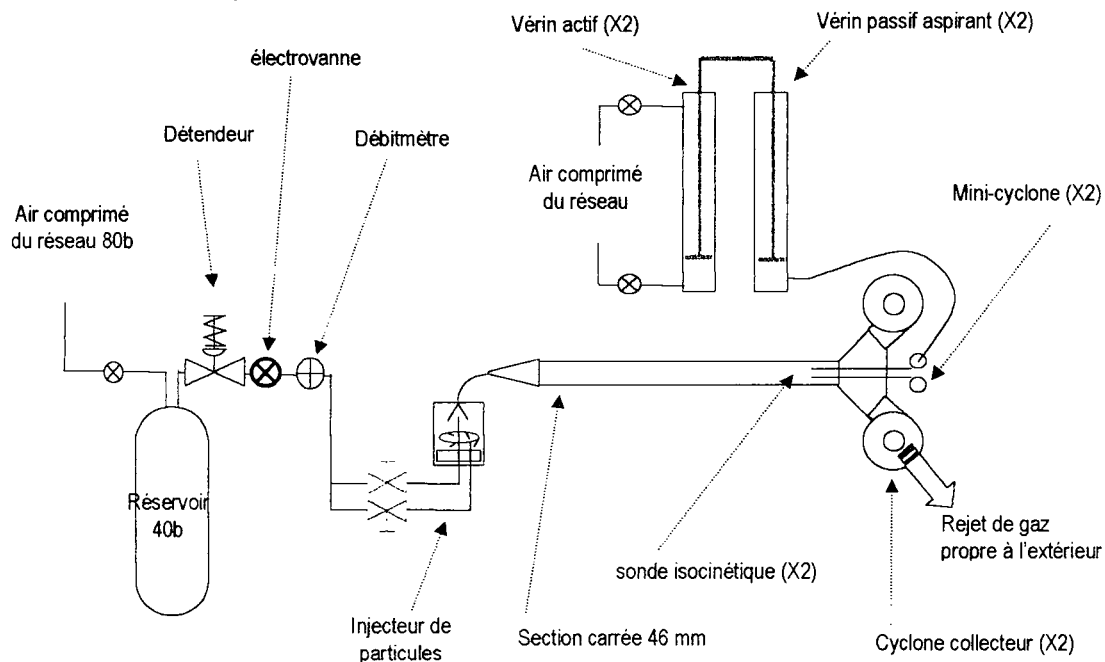


Figure 5 : Schéma du montage PIC, banc d'essai pour sonde de Prélèvement Iso-Cinétique d'un écoulement diphasique concentré, en rafales à grande vitesse.

4.3. Capacités de mesure

Le paramètre le plus important à étudier est l'effet de la vitesse de prélèvement sur l'efficacité d'échantillonnage. A cet effet, la vitesse d'aspiration de la première sonde est ajustée à celle de l'écoulement incident pour servir de mesure témoin. Cette sonde est parfaitement isocinétique. D'une rafale sur l'autre, nous faisons varier la vitesse d'aspiration de la seconde sonde et comparons la granulométrie des deux échantillons prélevés pendant la même rafale.

Puis nous répétons cette séquence en faisant varier la concentration des particules. A forte concentration, l'interaction des particules entre elles et des particules vers le fluide est à prendre en compte pour interpréter les résultats. La vitesse de l'écoulement incident peut être aussi variée, pour mesurer son impact sur le prélèvement ainsi que l'effet de la turbulence.

Nous avons dans un premier temps prévu de mesurer les particules après chaque rafale. Mais ce montage peut être utilisé pour tester des techniques optiques de granulométrie, notamment leurs limites vers les fortes concentrations qui rendent l'écoulement opaque. Il est donc envisageable d'y implanter par exemple la microphotographie ou la mesure d'extinction, en sortie d'une sonde isocinétique.

Ces différentes voies d'investigation permettront d'étendre la connaissance actuelle des sondes isocinétiques aux milieux diphasiques très concentrés et rapides. Nous aurons alors des bases physiques pour interpréter les résultats de granulométrie des propulseurs spatiaux à propergol solide. Mais d'autres domaines industriels sont concernés par des conditions de mesure semblables: le transport pneumatique de poudre en cimenterie, chimie, agro-alimentaire, pharmacie, ainsi que dans les chaudières à charbon et les turbines à vapeur.

5. Conclusion

Pour mesurer la granulométrie à l'intérieur des moteurs spatiaux à propergol solide, le montage envisagé présente trois aspects à étudier : combustion, solidification des gouttes, et prélèvement isocinétique. Par l'analyse au microscope électronique d'échantillons issus des premiers essais, nous avons vérifié que la combustion de l'aluminium est complète. Par ailleurs, certains mécanismes de solidification des gouttes d'alumine dans la canne de prélèvement ont été mis en évidence et demandent des ajustements. Enfin, nous avons mis au point un montage « gaz froid » qui simule le prélèvement isocinétique dans des conditions extrêmes de concentration et de vitesse. Les résultats des essais à venir visent à contribuer au progrès des techniques de granulométrie.

REFERENCES

- ¹ Duterque J., Hommel J., Etude de l'agglomération et de la combustion de l'aluminium dans les propergols solides. *La recherche Aérospatiale n°4, 1993.*
- ² Salita M., Survey of recent Al₂O₃ droplet size data in solid rocket chambers, nozzles, and plumes. *VKI Lecture Series 2002, Internal aerodynamics in solid rocket propulsion.*
- ³ Traineau, Kuentzmann, Prévost, Tarrin, Delfour. Particle size distribution measurements in a subscale motor for the ariane 5 solid rocket booster. *AIAA/SAE/ASME/ASE 28th Joint Propulsion Conference and Exhibit, Nashville, TN (USA), July 6-8, 1992.*
- ⁴ Hylkema J.J., Modélisation cinétique et simulation numérique d'un brouillard dense de gouttelettes. Application aux propulseurs à poudre. *Thèse de Doctorat à l'Ecole nationale Supérieure de l'Aéronautique et de l'Espace, mars 1999.*
- ⁵ Witschger, Wrobel, Fabriès, Görner, Renoux. A new experimental wind tunnel facility for aerosol sampling investigations. *Journal of Aerosol Science, vol 28, n°5, p833-851, 1997.*
- ⁶ Zhu, K.W. Lee. Experimental study on small cyclones operating at high flowrates. *Journal of Aerosol Science Vol 30, No. 10, pp 1303-1315, 1999.*
- ⁷ Schnelle, Brown. Air pollution control technology handbook. *CRC Press 2001.*

BACCARA ET L'ETALONNAGE DES INSTRUMENTS MESURANT L'ACTIVITE VOLUMIQUE DE RADON-222 DANS L'AIR

N. Michielsen, V. Voisin

Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, Direction de la sûreté des usines, des laboratoires, des transports et des déchets, Service d'études et de recherches en aérodispersion des polluants et en confinement, Saclay – Bât. 389, BP 68, 91192 Gif-sur-Yvette Cedex.
e-mail : nathalie.michielsen@irsn.fr

L'intérêt porté au radon vient du fait qu'il est la principale source d'irradiation naturelle des populations et qu'il est présent sur toute la surface du globe terrestre. Il est aussi considéré aujourd'hui comme le second facteur de risque de cancer broncho-pulmonaire, après le tabac. En France, la prise en compte du risque lié au radon pour le public a démarré officiellement en 1999 avec la publication d'une circulaire (99/46 du 27 janvier 1999) définissant les actions à mener pour assurer au plan local la gestion du risque radon. Cette circulaire fixe un seuil d'alerte de $1\ 000\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ et un objectif de précaution de $400\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ en valeur moyenne annuelle. En conséquence, le nombre de mesures de l'activité volumique en radon-222 effectuées dans l'environnement et en particulier dans l'habitat connaît un développement important. Dans ce cadre, il apparaît nécessaire de décrire l'étalonnage des instruments de mesure ainsi que la chaîne métrologique qui permettra d'améliorer la qualité des mesures réalisées et donc d'aider à la comparaison objective de résultats obtenus par des moyens très variés.

L'étalon primaire

La description de la chaîne d'étalonnage des instruments mesurant l'activité volumique de radon-222 commence par l'étalon primaire. Tous les étalons de radon-222 existant jusqu'à ce jour utilisent un système de mesure indirecte basé sur la connaissance de l'activité d'une source étalon primaire de radium-226 et du schéma de désintégration (Figure 1). Mais le taux de production en radon de ces sources est en général difficile à établir avec précision, car il existe de nombreux paramètres influençant cette production. Au contraire, l'étalon primaire de radon-222, développé au LNHB (Laboratoire National Henry Becquerel), a été mis au point à partir d'une méthode de mesure directe de l'activité du radon-222 (Picolo, 1995).

Le principe de cet étalon primaire repose sur le comptage, en angle solide défini, des particules alpha émises par du radon-222 condensé en un point froid, la surface de condensation étant placée en face du détecteur. L'utilisation d'un détecteur semi-conducteur ayant un rendement de détection de 100% pour les particules alpha et permettant d'identifier les particules issues du radon-222, confère à la méthode son caractère direct.

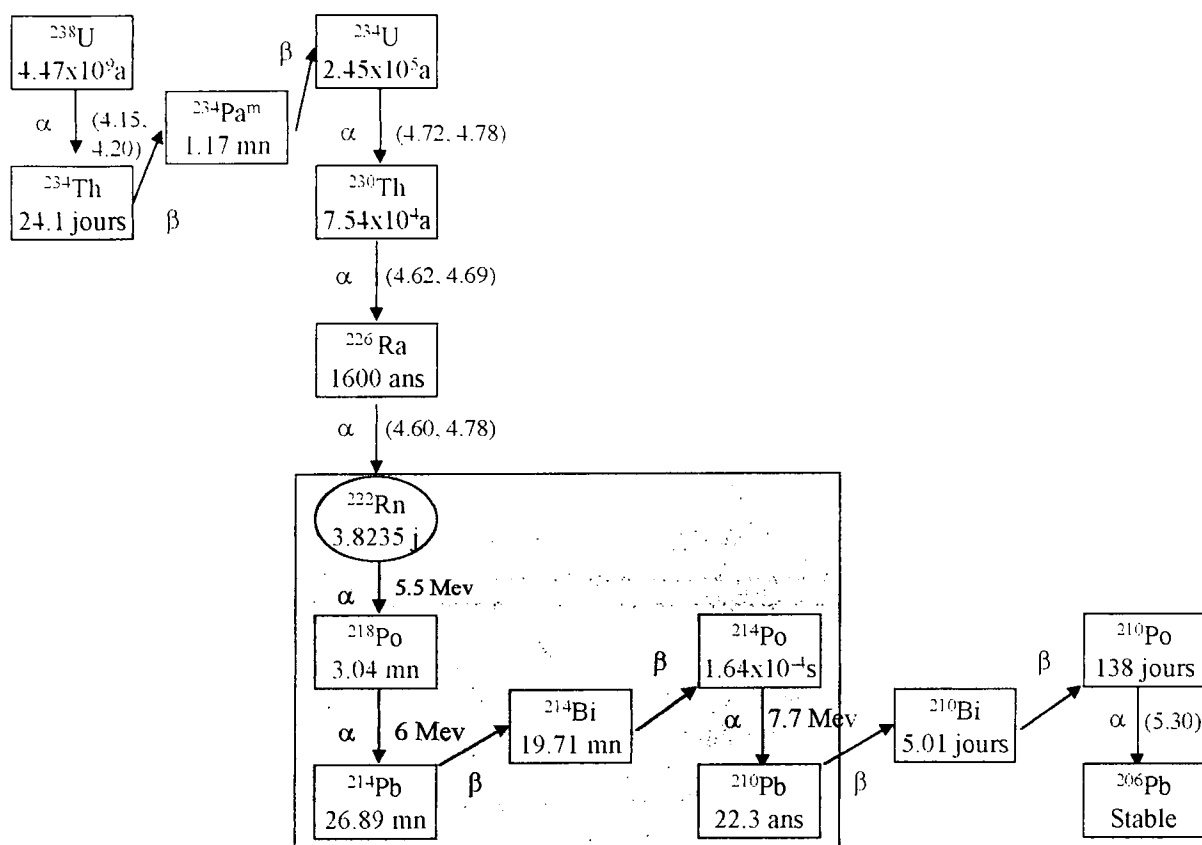


Figure 1 : La Chaîne de désintégration de l' ^{238}U

L'étalon secondaire

Une fois la mesure absolue effectuée, la quantité de radon-222 ainsi mesurée est transférée dans un conteneur plongé dans l'azote liquide (Fig. 2). Ce conteneur, par exemple une ampoule de verre, constitue notre étalon secondaire, deuxième maillon de la chaîne d'étalonnage.

Le transfert s'effectue en réchauffant la surface de condensation jusqu'à une température de 300 K, ce qui réévapore le gaz radon. Ce dernier se recondense alors dans l'ampoule en verre plongée dans l'azote liquide.

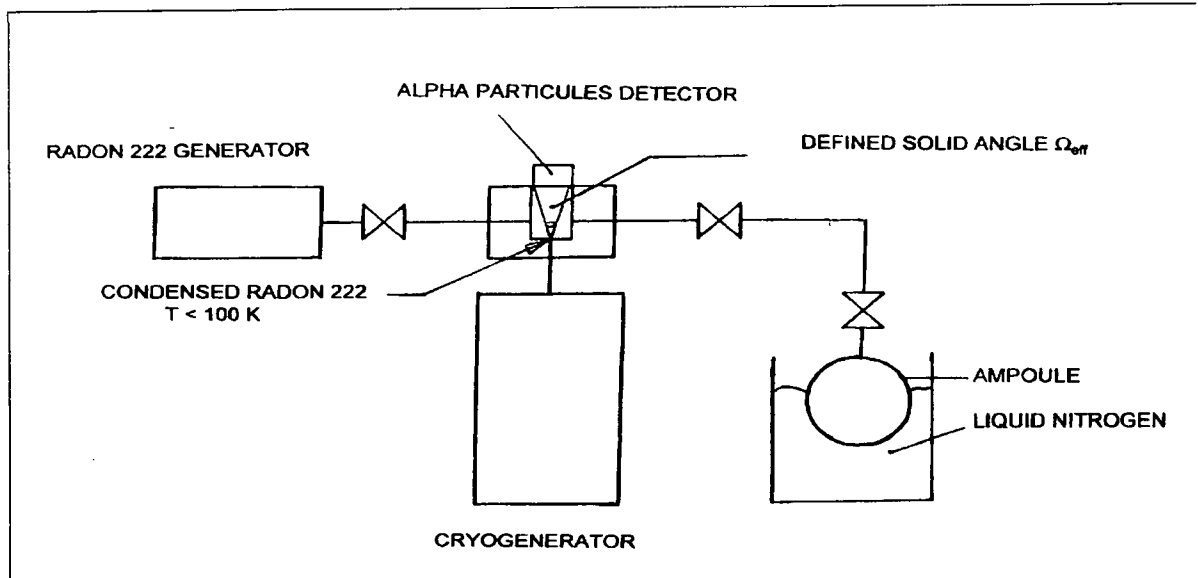


Figure 2 : Schéma de l'installation produisant l'étalon primaire et secondaire

Le banc d'étalonnage

Le troisième maillon de la chaîne métrologique concerne les bancs d'étalonnage. La figure 3 montre l'un de ces bancs, développé à l'IRSN sous le nom de BACCARA (acronyme pour BANc de CALibrage du Radon).

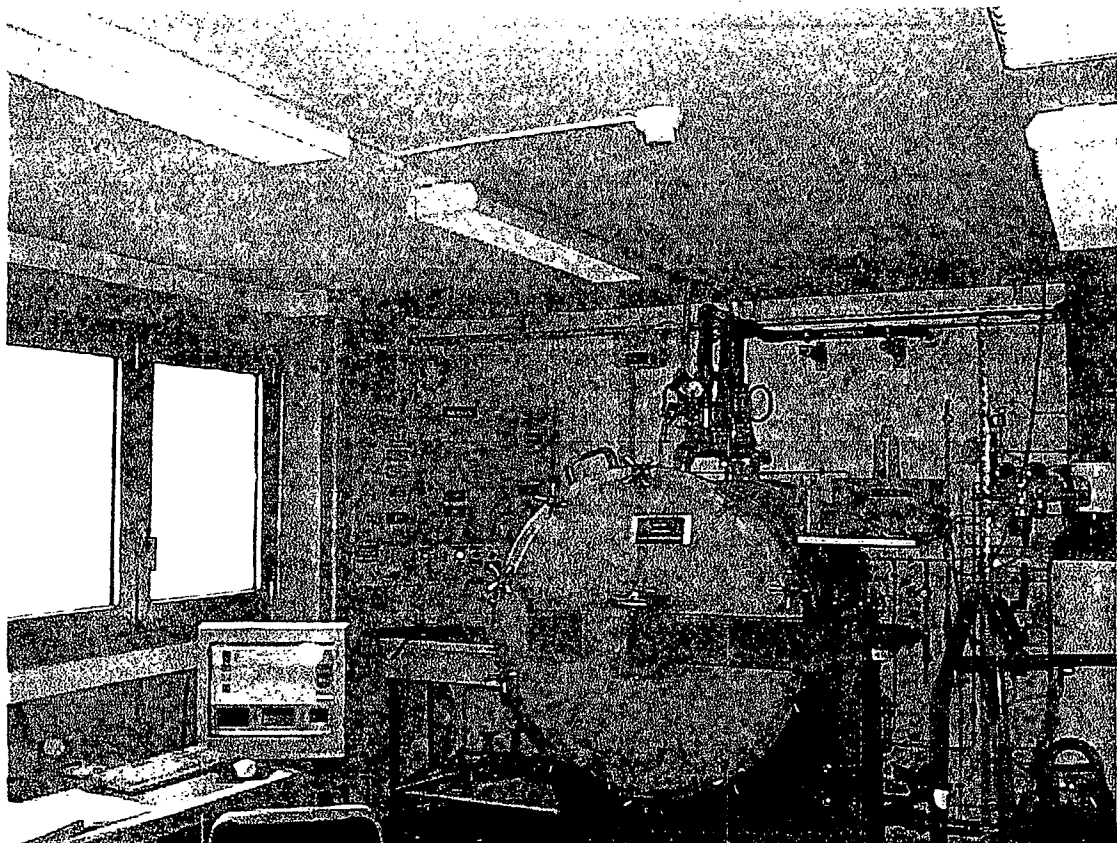


Figure 3 : Vue d'une partie de l'installation BACCARA

BACCARA est formé d'un cylindre en acier inoxydable de 1 m³, relié à la masse. Ce banc permet, de par la large gamme d'activité volumique qu'il peut contenir, allant de 40 Bq.m⁻³ à 40 000 Bq.m⁻³, d'étalonner des instruments de mesure utilisés dans l'environnement aussi bien que dans les sols. Plusieurs méthodes d'étalonnage peuvent être appliquées, suivant que l'appareil à tester fonctionne en continu ou de façon intégrée (dosimètres) (Michielsen, 1996).

Le principe de l'étalonnage est d'enfermer les instruments dans un volume connu, d'injecter au temps t₀ une activité de radon-222 connue et d'étalonner ensuite les appareils par rapport à cette valeur en tenant compte de la décroissance radioactive du radon-222. De façon pratique, les instruments à tester sont placés dans BACCARA et l'étalon secondaire est connecté au cylindre (Fig. 4). Le radon est alors transféré de façon active, de l'étalon vers BACCARA, à l'aide d'une petite pompe utilisée en circuit fermé. Un ventilateur fonctionnant lors des tests garantit l'homogénéité de l'activité volumique en radon dans BACCARA. Avant chaque étalonnage, l'étanchéité du cylindre est vérifiée en maintenant celui-ci en surpression.

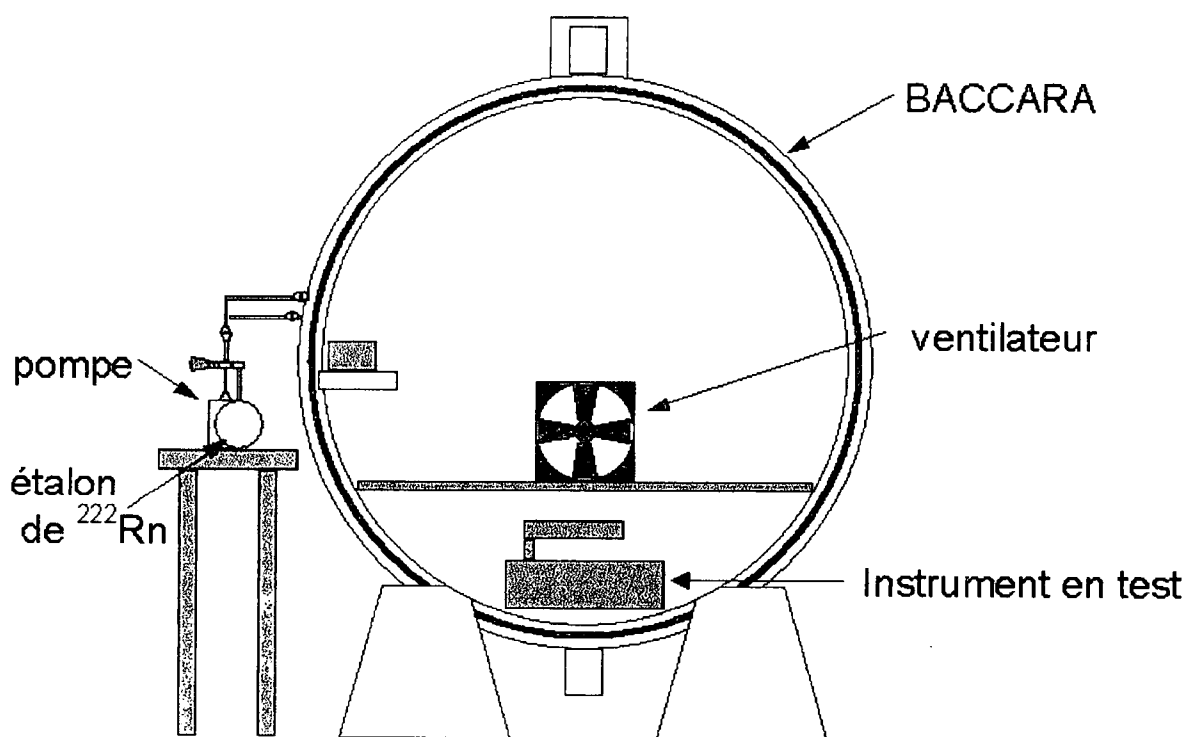


Figure 4 : Schéma de BACCARA pendant l'exposition

Pour une activité A de l'étalon secondaire transférée dans un volume V , l'activité volumique à l'instant t dans BACCARA est égale à :

$$A(t) = \frac{A \times \exp\left(-\frac{\ln(2) \times t}{T}\right)}{V} \quad (1)$$

où $A(t)$ est exprimée en Bq.m⁻³,
et T est la période radioactive du ²²²Rn ($T = 3,8235 \pm 0,0004$ jours)

Les incertitudes-types composées relatives reliées à ces données et calculées suivant le guide pour l'expression de l'incertitude de mesure sont de la forme :

$$\frac{u_c(A(t))}{A(t)} = \sqrt{\frac{u^2(A)}{A^2} + \frac{u^2(V)}{V^2}} \quad (2)$$

où les incertitudes sur la période T et le temps d'exposition sont considérées négligeables. Il faut néanmoins noter que, lorsque le temps d'exposition des appareils est long, l'incertitude sur la période T doit être prise en compte.

Exemple d'étalonnage

Il concerne la détermination du rendement R d'une chambre d'ionisation exposée dans BACCARA. Celui-ci s'exprime de la façon suivante :

$$R = \frac{A_{inst} - A_{bdf}}{A_{ref}} \quad (3)$$

où A_{inst} est l'indication de l'instrument de mesure, A_{bdf} est l'indication de l'instrument de mesure à une activité volumique nulle en radon-222 et A_{ref} est l'activité volumique de référence dans BACCARA. Toutes ces valeurs sont exprimées en $Bq \cdot m^{-3}$.

Avec comme incertitude-type composée relative :

$$\frac{u_c(R)}{R} = \sqrt{\frac{u^2(A_{inst}) + u^2(A_{bdf})}{(A_{inst} - A_{bdf})^2} + \frac{u^2(A_{ref})}{A_{ref}^2}} \quad (4)$$

Déroulement de l'expérience

Avant d'introduire l'instrument à étalonner dans BACCARA, son volume est évalué et, s'il y a lieu, son horloge est ajustée à une horloge de référence. Les robinets de l'ampoule étalon secondaire sont alors ouverts, la pompe mise en marche et le temps t_0 est lu sur l'horloge de référence. Les activités volumiques de radon-222 de l'ampoule et du banc s'équilibrent en quelques minutes. Par contre, le remplissage de la chambre d'ionisation se fait de façon passive par diffusion du gaz à travers un filtre ; le temps de transfert est donc beaucoup plus long (environ une heure) et nous ne relevons les données de l'appareil que trois heures après t_0 . L'intervalle de mesure de l'instrument est d'une heure, pendant laquelle le radon continue à se désintégrer. L'appareil mesure donc une activité volumique moyennée sur cette heure. C'est aussi l'activité volumique moyennée sur la même heure que nous calculons pour obtenir l'activité de référence.

Résultats

Les conditions d'étalonnage au moment de la fermeture du banc sont les suivantes :

- Fluide de travail : air ambiant
- Pression de travail : 994,4 hPa
- Température : 21,1 °C
- Humidité relative : 31 %

Le bruit de fond de l'appareil, A_{bdf} , est obtenu en plaçant l'instrument dans un air « vieilli » exempt de radon.

$$A_{\text{bdf}} = (12 \pm 3) \text{ Bq.m}^{-3}.$$

La figure 5 montre les rendements acquis lors de l'exposition de la chambre d'ionisation, pour une gamme d'activité volumique allant de 40 à 14 000 Bq.m^{-3} .

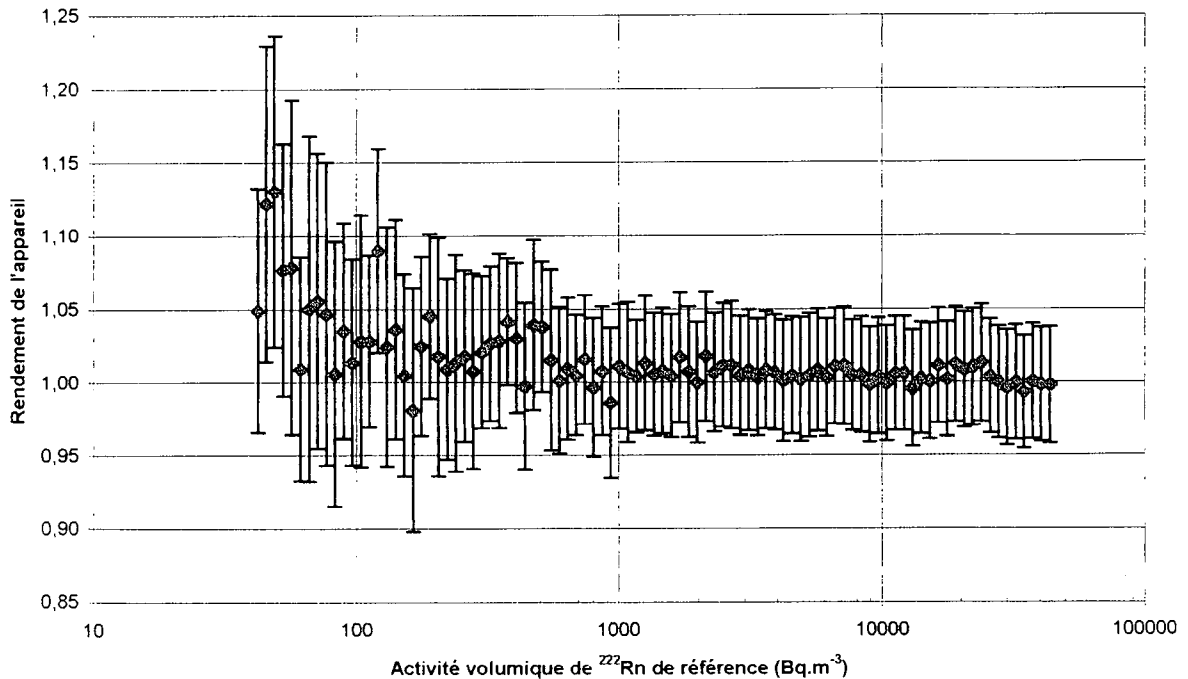


Figure 5 : Exemple d'étalonnage

Conclusion

Afin de montrer la traçabilité d'un étalonnage dans BACCARA à l'étalon national de radon-222, un exemple d'étalonnage d'un instrument mesurant l'activité volumique de radon-222 dans l'air a été donné et la chaîne métrologique liée à la mesure du radon-222 dans l'air a été décrite. C'est parce que la qualité des mesures effectuées dans l'environnement ou dans l'habitat, ainsi que la qualité des comparaisons des résultats de mesure dépendent, entre autres, de l'étalonnage des instruments, que cette traçabilité est importante.

De plus, une campagne d'intercomparaison, portant sur les procédures d'étalonnage, à laquelle l'IRSN a participé, a montré un très bon accord entre les résultats obtenus par les 9 laboratoires européens intervenants (Röttger et al. 2002).

Références

ISO (1993) - Guide to the expression of uncertainty in measurement - ISBN-92-67-10188-9.

PICOLO J.L. (1995) - Etude et réalisation d'un dispositif cryogénique permettant d'effectuer des mesures absolues d'activité de radon 222 en vue de l'élaboration d'un étalon primaire - Rapport CEA-R-5696.

MICHIELSEN N. (1996) – Etat d'avancement de BACCARA (BAnC de CALibrage du Radon) – Rapport d'études SERAC/LPMA/96-04.

RÖTTGER A., A. Honig, G. Butterweck, Ch. Schuler, V. Schmidt, H. Buchröder, A. Rox, J.C. H. Miles, I. Burian, N. Michielsen, V. Voisin, F.J. Maringer, A. Vargas, (2002) Intercomparison exercise of calibration facilities for radon gas activity concentration. Natural Radiation Environment, NRE VII, 20-24/05/2002, Rhodes (Greece).

CONTRIBUTION A LA CARACTERISATION DE L'EXPOSITION AUX AEROSOLS DE MOISSURES: MESURE DE L'ERGOSTEROL.

E. Robine*, I. Lacaze, S. Moularat, M. Boissier et S. Ritoux.

Laboratoire de Microbiologie des Environnements Intérieurs,
Centre Scientifique et Technique du Bâtiment,
84 avenue Jean Jaurès, 77421 Champs sur marne.
robine@cstb.fr / LMEI@cstb.fr

TITLE

Characterization of the exposure to the airborne fungal: measurement of ergosterol.

ABSTRACT

The aim of this study was to develop a methodology to evaluate the level of indoor fungal exposure. We have adapted and applied a biomass assessing method. A specific component of the fungal cell membranes (Ergosterol) was measured using liquid chromatography (HPLC), the quantification limit is 40 ng/ml (n33, σ 5).

Associated with a rotating foam air sampler, the indoor ergosterol concentration was measured successfully with a detection limit of 0.4 ng/m³ corresponding to a theoretic value of 150 spore/m³. Various investigations in indoor environments showed that this approach could be a suitable method for the assessment of the fungal airborne contamination.

RESUME

Dans le but de mieux appréhender le niveau d'aérocontamination fongique des environnements intérieurs, nous avons adapté et testé une méthode d'évaluation de la biomasse fongique. Le dosage en chromatographie en phase liquide (HPLC) d'un constituant de la membrane cellulaire des champignons microscopiques: l'Ergostérol, a été employé. Cette méthode permet de détecter et d'identifier la molécule d'ergostérol à une concentration de 40 ng/ml (n 33, σ 5).

En utilisant conjointement ce dosage et un appareil de collecte à coupelle rotative, la mesure de la flore fongique globale est rendue possible avec une limite de quantification de 0,4 ng/m³ soit une valeur théorique de 150 spores par m³. Les mesures de l'ergostérol réalisées sur différents sites ont montré que cette méthode permettait d'appréhender les différentes situations d'expositions des occupants à une flore fongique aéroportée.

INTRODUCTION

Il n'existe au plan national aucun chiffre de prévalence de contamination fongique en milieu intérieur, cependant une étude bibliographique récente de l'Institut National de Santé Public du Québec (2002) rapporte l'ampleur du risque lié à la présence des moisissures dans ces environnements.

Le développement de moisissures à l'intérieur des logements est un phénomène qui apparaît à la fois dans les bâtiments anciens, mais aussi dans les constructions récentes. Ces locaux peuvent constituer des « niches écologiques » pour le développement de ces microorganismes, sous l'influence de différents facteurs qui englobent la conception et la construction, les formes et la configuration, les matériaux et les structures, le type d'utilisation et les conditions de maintenance (Hyvärinen et al., 2002).

La contamination des bâtiments, pose un problème à la fois de dégradation des matériaux et des ouvrages, mais également un risque sanitaire non négligeable puisque ces biocontaminants peuvent entraîner, dans certaines circonstances d'exposition, l'apparition de maladies: allergies, infections, toxi-infections (Kuhn & Ghannoum, 2003).

En effet, l'inhalation de spores, fragments de mycélium, particules de matériaux ou poussières contaminées peut entraîner l'apparition de nombreux effets sur la santé. Ces manifestations semblent corrélées avec une augmentation des surfaces contaminées dans l'habitat. La plupart des études épidémiologiques démontrent une association entre la prévalence de symptômes respiratoires et la présence d'humidité excessive et de moisissures dans ces espaces. Cependant, il existe très peu de données concernant l'exposition aux moisissures en milieu intérieur, notamment en raison des difficultés inhérentes à la métrologie de ces biocontaminants (Flannigan, 1997 ; Madelin 1994). Ainsi, concernant la dose d'exposition, il n'existe à l'heure actuelle pas d'éléments fiables permettant

d'établir un seuil au-dessous duquel il n'y a pas d'effet sur la santé ni de liste de références permettant de juger du niveau de risque selon les espèces de moisissures rencontrées.

La définition d'indicateurs biologiques et le développement de méthodes de mesures adaptées font partie d'une étape préliminaire indispensable pour accéder à l'évaluation du niveau d'exposition des occupants. L'effort métrologique doit porter à la fois sur le développement et l'amélioration des techniques de prélèvement mais également sur la mise au point ou l'adaptation de méthodes de marquage et de reconnaissances indirectes, basées en particulier sur la recherche des produits du métabolisme ou de constituants cellulaires spécifiques.

Ainsi, les conidies et fragments mycéliens, vecteurs de dispersion des moisissures, contiennent des esters d'ergostérol spécifiques à la majorité des champignons microscopiques. Le dosage de cette molécule a essentiellement été utilisé pour déterminer la contamination de substrats solides comme les céréales, les sols... (Seitz et al., 1979 ; Grant & West, 1986 ; Zill et al., 1988 ; Gessner & Schmitt, 1996). Plus récemment, cette molécule a été mesurée dans les poussières, les produits de construction et l'air de maisons (Axelson et al., 1995 ; Miller & Young 1997 ; Pasanen et al., 2000).

Dans le cadre de cette étude, nous avons utilisé l'ergostérol comme un marqueur de la présence fongique dans l'air intérieur. Il s'agissait d'établir et développer en laboratoire une méthodologie susceptible d'évaluer la globalité des champignons microscopiques et de valider *in situ* cette technique.

MATERIEL ET METHODE.

1. MATERIEL BIOLOGIQUE.

a. Choix des souches.

Les essais ont été réalisés avec une souche de collection de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie de Mycologie de Bruxelles IHEM: *Aspergillus niger* 05077. La souche est conservée dans de l'eau distillée. Une subculture favorisant la sporulation est réalisée sur gélose Sabouraud avant chaque utilisation. La culture finale est obtenue après 7 jours à 25 °C sur gélose avoine.

b. Dénombrement des moisissures.

La concentration de la suspension fongique est mesurée par turbidimétrie. Cette méthode utilise le principe de la diffusion de la lumière des particules en suspension liquide. Un modèle HI 93703 (Hanna Instruments) a été utilisé. Une corrélation entre la concentration de spores et la turbidité de la suspension (Fig.1 a) a été établie. Le nombre de spores est évalué à l'aide d'une cellule de Thoma. Les conidies sont comptées, par observation au microscope, dans 5 carrés représentant un volume de 1/250 mm³ (Fig.1 b).

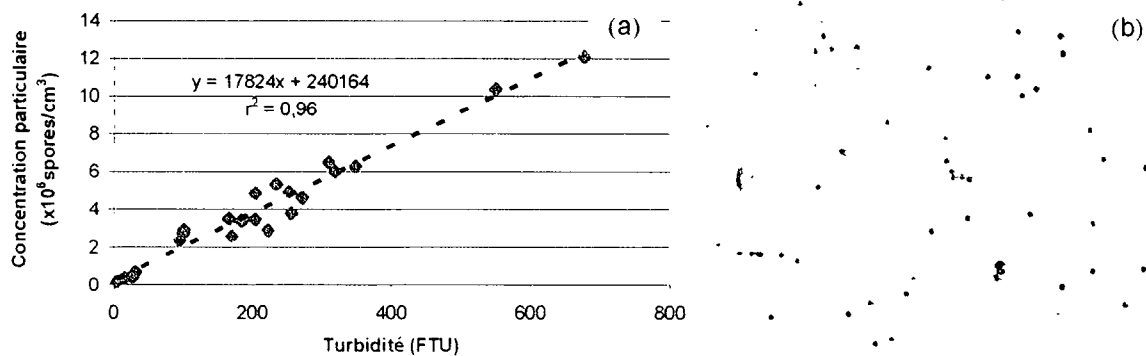


Figure 1 : (a) Relation entre turbidimétrie et concentration d'une suspension de spores. (b) observation, au microscope objectif (X10), de la cellule Thoma et des conidies à dénombrer.

2. METHODE DE DOSAGE DE L'ERGOSTEROL

Le principe de la mesure s'appuie sur l'absorbance de l'ergostérol dans l'UV à 282 nm. Les esters d'ergostérol contenus dans la membrane cellulaire fongique sont libérés et transformés en alcool par saponification. Le composé isolé est ensuite analysé par chromatographie en phase liquide. Le protocole d'extraction consiste à placer l'échantillon dans 2 ml de méthanol, puis à les soumettre aux ultrasons (BRANSON 2510, Branson). L'extrait est récupéré puis centrifugé à 6000 tours/minute pendant 15 minutes (EBA 8 S, Hettich). Le surnageant est filtré (inorganic membrane filter ANOTOP, 0,2 µm Whatman, VWR International) puis dosé en Chromatographie

Liquide Haute Performance (HPLC). Le système est étalonné à l'aide d'un extrait commercial d'ergostérol pur à 99,4% (Fluka).

Le système Waters utilisé est muni d'une colonne LICHROSPHER RP18 de 100 Å (Merck). La détection est assurée par un détecteur UV (Waters 996 Photodiode Array Detector). L'ensemble de l'appareillage est piloté par le Logiciel Millennium 32.

Nous utilisons une phase mobile composée exclusivement de méthanol (méthanol rectapur, VWR) en mode isocratique. Le débit de cette phase lors de l'utilisation est égal à 1,5 l/min avec une pression résultante de 1400-1500 PSI. Hors utilisation, la colonne est conservée dans un mélange méthanol/eau (40/60). L'eau évite l'assèchement et le méthanol la prolifération des micro-organismes dans la colonne.

3. COLLECTE DES AEROSOLS FONGIQUES.

a. Utilisation de la coupelle rotative

Une coupelle garnie d'une mousse en polyuréthane montée sur l'axe d'un moteur électrique, est mise en rotation à grande vitesse à l'intérieur d'une cavité cylindrique (CIP 10, Arelco).

L'aérosol ambiant est aspiré au travers d'un sélecteur. Ce dernier sélectionne la fraction inhalable des particules. L'air est ensuite rejeté par un orifice de refoulement tangentiel à la paroi de l'appareil (Figure 2).

La coupelle contenant les particules collectées est ensuite traitée de manière à mesurer la quantité d'ergostérol prélevée, et par conséquent la concentration de l'aérosol ambiant. La mesure est exprimée en nanogramme d'ergostérol par mètre cube d'air.

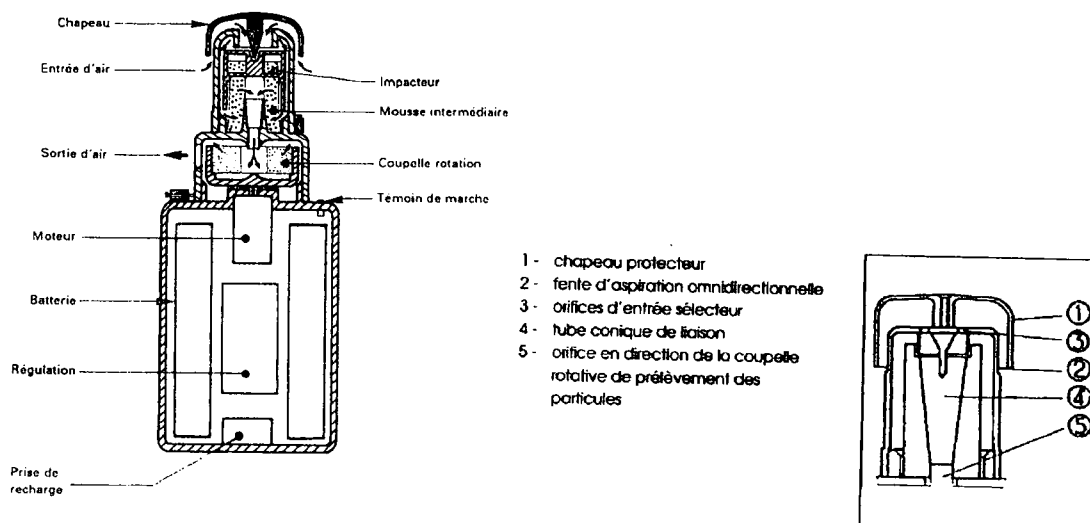


Figure 2: Schéma de l'appareil à coupelle rotative et du sélecteur de la fraction inhalable (d'après la norme NF X 43-262).

Cet appareillage répond aux exigences de la norme française NF X 43-262: « Détermination gravimétrique du dépôt alvéolaire de la pollution particulaire – méthode de la coupelle rotative » (Courbon et al., 1988).

b. Échantillonnage par impaction

Un impacteur (Andersen Instruments Incorporated) a été utilisé pour juger de l'aérobiocontamination fongique. L'étage n°4 a été utilisé, l'air y est aspiré à un débit de 28,3 l/min pendant 2 minutes, (diamètre des trous 0,71 mm; $d_{50}=3,3 \mu\text{m}$). Les particules sont collectées sur un milieu de culture Sabouraud. Les colonies sont dénombrées après 7 jours d'incubation à l'obscurité (25 °C).

RESULTATS ET DISCUSSION

1. CARACTERISATION ET VALIDATION DE LA TECHNIQUE.

a. Incertitude et limite de quantification.

Pour une gamme étalon de solutions d'ergostérol de concentrations comprises entre 0 et 10 mg/l, la relation entre l'aire des pics et la concentration en ergostérol est linéaire avec un coefficient de corrélation r^2 de 0,99. La dispersion du résultat d'analyse a été calculée à partir de 31 manipulations réalisées de façon identique avec une solution étalon à 6 mg/l. Il est admis qu'une méthode est

répétable lorsque le rapport de l'écart-type à la moyenne est faible. Le coefficient de variation calculé, inférieur à 1 %, apparaît très satisfaisant. Par ailleurs, en utilisant des solutions d'ergostérol de concentration décroissante à partir de 1 mg/l, la valeur moyenne de la limite de quantification a été évaluée à 0,04 mg/l (n=33 ; σ 0,005). Le coefficient de variation calculé pour cette limite est égal à 12,5 %.

b. Conservation des échantillons et vérification de l'impact de la rotation lors de la collecte.

Après échantillonnage, la coupelle garnie de la mousse en polyuréthane est acheminée directement au laboratoire. Elle est nécessairement protégée et conservée dans un emballage étanche à l'abri de la lumière. L'ergostérol est une molécule stable se dégradant essentiellement lorsqu'elle est exposée aux rayonnements UV. Une solution d'ergostérol (étalon) peut être conservée par exemple à 4 °C à l'abri de la lumière pendant une période de 2 mois sans être altérée.

Néanmoins, nous avons contrôlé la stabilité des prélèvements pendant la période de stockage. Ainsi, quatorze coupelles de prélèvement ont été artificiellement dopées avec une même quantité de spores (*A.niger*) puis placées dans une chambre froide à 4 °C pendant 19 et 27 jours. Comparé à la référence, aucun changement significatif de la concentration d'ergostérol pendant ces durées n'a été observé (Tableau I).

	Conservation de l'échantillon			Effet de la collecte	
	T 0	T 19 jours	T 27 jours	T0	7 jours de fonctionnement
Moyenne en mg/l	0,359	0,294	0,375	0,279	0,237
Ecart-type	0,042	0,064	0,019	0,006	0,087
nbr. Echantillon	8	3	3	3	3

Tableau I : Stabilité de l'ergostérol contenu dans les spores d'*Aspergillus niger* après 19 et 27 jours de stockage et 7 jours de collecte.

Nous avons également vérifié que l'étape de collecte n'altérerait pas l'ergostérol des conidies. Une quantité identique et connue de spores a été distribuée dans six coupelles. Trois ont été placées dans l'appareillage et mises en rotation pendant 7 jours à l'abri de toute pollution fongique tandis que les trois autres étaient conservées à 25 °C pendant la même durée. Nous n'avons noté aucune variation significative de la concentration (Tableau I). L'étape de collecte ne semble ainsi pas dégrader la molécule d'ergostérol.

c. Dispersion de la mesure.

De manière à évaluer la dispersion de la mesure entre différents appareillages, nous avons disposé sur un même site extérieur 5 appareillages et collecté l'ergostérol pendant deux semaines (198 m³). L'incertitude cumulée du prélèvement et de l'analyse s'étend sur une plage de 19 %. Bien que ce test soit soumis aux fluctuations spatiales de la concentration du site, il permet d'apprécier la relative bonne dispersion des mesures pour un prélèvement environnemental (m 1,87, n 5, σ 0,28).

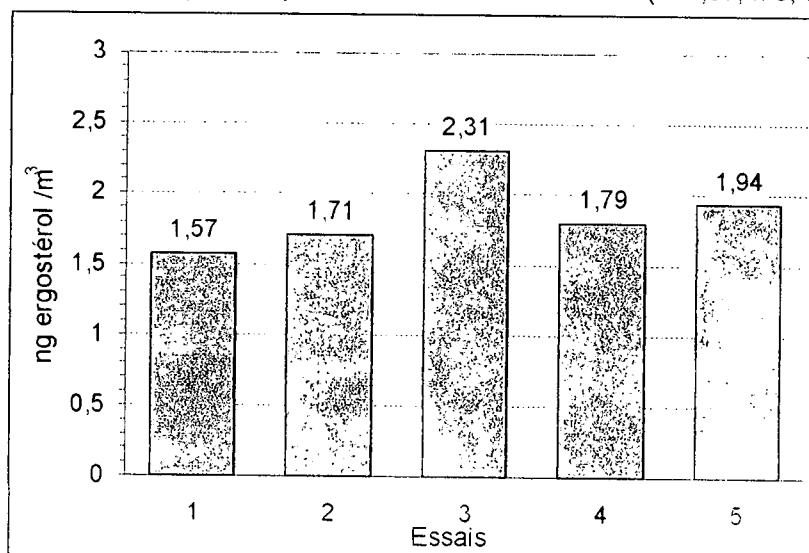


Figure 3. Mesures simultanées de l'ergostérol aéroporté extérieur.

2. COMPARAISON ENTRE LA MESURE DE L'ERGOSTEROL ET LA CULTURE.

La concentration extérieure d'ergostérol aéroportée a été mesurée corrélativement à la flore fongique cultivable. La mesure de l'ergostérol a été réalisée après 7 jours de prélèvement et pendant cette même période 4 prélèvements ponctuels ont été effectués à l'aide de l'impacteur. Les résultats sont présentés dans le Tableau II.

Prélèvement.	UFC/m ³	Ergostérol ng/m ³ du 30/07 au 6/08/01	Type de moisissures isolées.
30/07/01	40	2,74	Espèces majoritaires 95 %: <i>Cladosporium</i> sp. <i>Penicillium</i> sp. <i>Aspergillus</i> sp. Espèces minoritaires 5 %: <i>Ulocladium</i> sp. <i>Alternaria</i> sp et mycélium stérile.
31/07/01	320		
02/08/01	1190		
03/08/01	440		

Tableau II : Comparaison entre la concentration d'ergostérol aéroporté et des mesures ponctuelles de la flore fongique cultivable.

Pour une valeur moyenne de 498 UFC/m³ [40-1190], nous avons mesuré une concentration de 2,74 ng d'ergostérol/m³. Une précédente étude de Miller (1997) a estimé la quantité moyenne d'ergostérol par spore des trois espèces majoritaires à 2,45 ng/spore. Nous avons mesuré pour *Alternaria alternata* IHEM 3183 (résultat non publié) : 4,62 pg/spore (n 6, σ 1,54). Cette quantité plus importante est liée à la grande taille des spores d'*Alternaria*. Cette variation liée à la dimension des conidies avait déjà été observée pour d'autres espèces par ce même auteur.

Si l'on considère les pourcentages respectifs des différentes espèces isolées (95 et 5%), on peut estimer la quantité moyenne d'ergostérol par spore à 2,56 pg, soit une valeur théorique de 1070 spores/m³. Cette dernière concentration théorique est deux fois supérieure à la valeur moyenne de la fraction cultivable. Cette différence est probablement liée à la fraction non cultivable collectée. De plus, la concentration extérieure fluctue largement, on observe sur la journée une variation d'un facteur 2 à 3 et sur la semaine de près de 100 (Figure 4). Les valeurs d'aérobiocontamination obtenues par culture permettent essentiellement d'apprécier un instantané du niveau de contamination. L'échantillonnage excède rarement les 2 minutes de collecte, et selon les appareillages employés représente un maximum de 0.2 m³ d'air prélevé. À l'opposé, la mesure de l'ergostérol intègre une semaine de prélèvement, soit près de 100 m³ d'air.

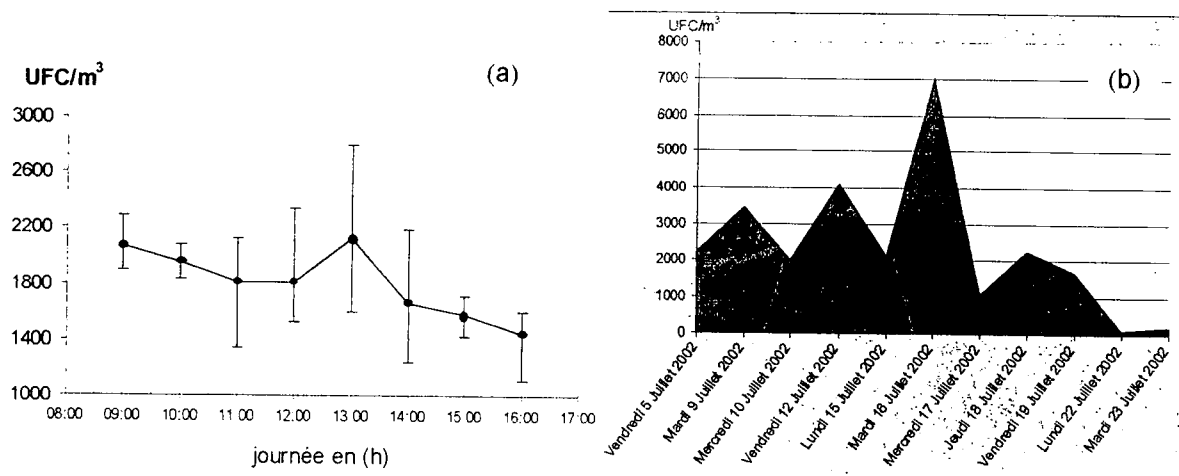


Figure 4: (a) mesure de la flore fongique cultivable aéroportée sur une journée ; (b) mesure de la flore fongique cultivable aéroportée sur plus d'une semaine.

3. MESURES SUR SITES.

Des prélèvements d'air ont été réalisés dans différents sites: un laboratoire (ventilation double flux avec filtration haute efficacité de l'air), dans un bureau paysager occupé (ventilation double flux) et dans 6 logements et 2 écoles.

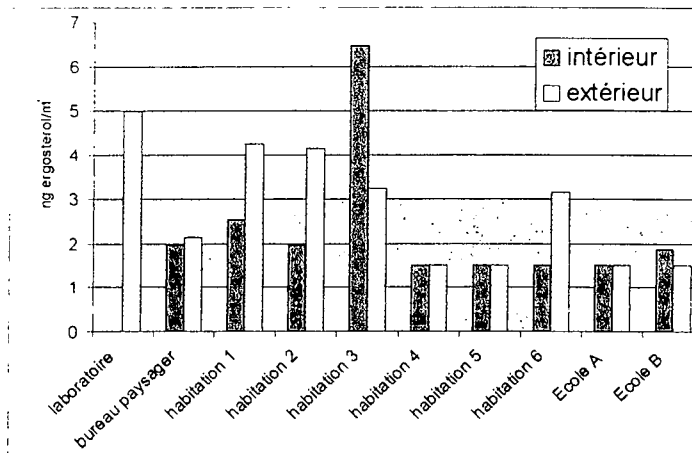


Figure 5: Mesure de l'ergostérol aéroporté présent à l'intérieur et extérieur de différents locaux. Le prélèvement à l'intérieur du local est réalisé à 1 mètre du sol. Un autre, en référence, est systématiquement effectué à l'extérieur dans les mêmes conditions.

Les concentrations d'ergostérol mesurées lors de cette campagne ont atteint un maximum de 6.47 ng/m^3 (Figure 5). Plusieurs situations d'aérobiocontamination ont été observées : Pour 5 sites (habitats 4, 5 ; Ecoles A, B et le bureau), les concentrations extérieures et intérieures ne sont pas significativement différentes. Les locaux évalués sont *a priori* exempts de sources endogènes fongiques. Les champignons microscopiques présents dans l'air intérieur sont principalement issus de l'extérieur. Le niveau de contamination atteint dans ces environnements est alors essentiellement le résultat de variations saisonnières (Figure 6), les concentrations fongiques extérieures les plus importantes étant relevées en été.

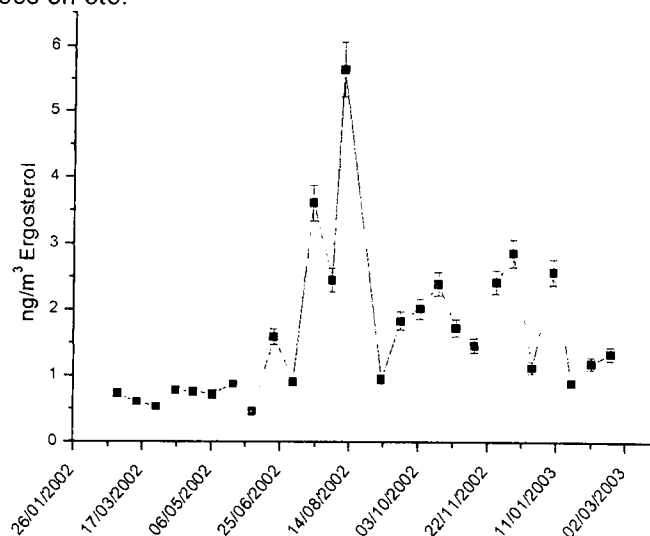


Figure 6: mesure extérieure de la biomasse fongique aéroportée, année 2002-2003 sur le site de Champs-sur-Marne (France).

Nous avons observé sur 4 sites (1, 2, 6 et le laboratoire) une teneur à l'intérieur plus faible qu'à l'extérieur. Il n'existe pas de source endogène dans ces locaux. Le système de ventilation et éventuellement de climatisation assure alors une réduction du transfert d'environ 50 % de la pollution fongique extérieure. Le laboratoire équipé d'un système de filtration spécifique (filtre très haute efficacité) limite totalement la pénétration de l'ensemble des contaminations fongiques.

Dans le cas du logement 3, la concentration intérieure est deux fois plus importante que le niveau de contamination extérieure. Il doit exister une source dans le local: matériaux contaminés, plantes ou encore une contamination du système de ventilation.

Ainsi, les principales situations de contamination intérieure ont été examinées. La mesure de l'ergostérol semble être une méthode robuste susceptible d'évaluer quantitativement la flore fongique aéroportée.

CONCLUSION

Le présent travail s'est attaché à établir une métrologie capable d'estimer la globalité de la flore fongique aéroportée. Une méthode de dosage d'un constituant cellulaire spécifique des champignons a été adaptée et mise au point.

En utilisant conjointement ce dosage et un appareil de collecte validé par ailleurs, la mesure de la flore fongique globale a été rendue possible. Comparé aux méthodes traditionnelles utilisant la culture, le dosage de l'ergostérol est une mesure intégrée. La culture permet d'apprécier un instantané du niveau de contamination tandis que la mesure de l'ergostérol évalue près d'une semaine d'exposition cumulée. Concernant la détection de la fraction cultivable, la méthode proposée reste moins sensible avec une limite de détection proche de 150 spores/m³ (0,4 ng/m³, échantillonnage de 100 m³). Cependant, la fraction des spores non cultivables est susceptible d'entraîner des manifestations immuno-allergiques voire toxiques. De plus, la contamination biologique des locaux est un phénomène discontinu soumis à l'aérodynamique et à la formation momentanée de « bouffées » polluantes difficilement mesurable par une collecte instantanée de la fraction cultivable.

D'autre part, les mesures de l'ergostérol réalisées sur sites ont montré qu'elles permettaient d'appréhender les différentes situations d'expositions des occupants à une flore fongique aéroportée. L'utilisation de cette technique apparaît donc adaptée à une évaluation quantitative de l'exposition des personnes. Elle doit cependant être appuyée par une approche qualitative. La culture serait alors utilisée, car elle seule permet l'identification des moisissures les plus allergisantes et/ou toxigènes.

REFERENCES

- AFNOR, (1991). Qualité de l'air, air des lieux de travail. NF X 43-262, tome 3, 170-
- Axelsson, B.-O., Saraf, A., & Larsson, L., (1995). Determination of ergosterol in organic dust by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography B: Biomedical Sciences and Application*, 666(1), 77-84.
- Courbon, P., Wrobel, R., & Fabries, J.F., (1988). A new individual respirable dust sampler: the CIP 10. *Ann. Occup. Hyg.*, 32 (1), 129-143.
- Flannigan, B., (1997). Air sampling for fungi in indoor environments. *J. Aerosol Sci.*, 28(3), 381-392.
- Gessner, M.O. and Schmitt, A.L., (1996). Use of solid-phase extraction to determine ergosterol concentrations in plant tissue colonized by fungi. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(2), 415-419.
- Grant, W.D., & West, A.W., (1986). Measurement of ergosterol, diaminopimelic acid and glucosamine in soil : evaluation as indicators of microbial biomass. *Journal of microbiological methods*, 6, 47-53.
- Hyvärinen, A., Meklin, T.; Vepsäläinen, A. and Nevalainen, A., (2002). Fungi and actinobacteria in moisture-damaged building materials - concentrations and diversity. *International biodeterioration & biodegradation*, 49, 27-37.
- Institut National de Santé Public du Québec (2002). Les risques à la santé associés à la présence de moisissures en milieu intérieur. document déposé à Santécom (<http://www.santecom.gc.ca>), p 163.
- Kuhn, D.M., & Ghannoum, M.A., (2003). Indoor mold, toxigenic fungi, and *Stachybotrys chartarum*: infectious disease perspective. *Clin. Microbiol. Rev.*, 16 (1), 144-172.
- Madelin, T.M., (1994). Fungal aerosols : a review. *Journal of Aerosol Science*, 25(8), 1405-1412.
- Miller, J.D., & Young, J.C., (1997). The use of ergosterol to measure exposure to fungal propagules in indoor air. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 58, 39-43.
- Pasanen, A.L., Kasanen, J.-P., Rautiala, S., Ikäheimo, M., Rantamäki, J., Kääriäinen, H. and Kalliokoski, P., (2000). Fungal growth and survival in building materials under fluctuating moisture and temperature conditions. *International biodeterioration & biodegradation*, 46, 117-127.
- Seitz, L.M., Sauer, D.B., Burroughs, R., Mohr, H.E. & Hubbard, J.D., (1979). Ergosterol as a measure of fungal growth. *Phytopathology*, 69, 1202-1203.
- Zill, G., Engelhardt, G. and Wallnöfer, P.R., (1988). Determination of ergosterol as a measure of fungal growth using Si 60 HPLC. *Zeitschrift Fur Lebensmittel - Untersuchung Und Forschung*, 187(3), p246-249.

MESURE EN TEMPS REEL DES CONCENTRATIONS MASSIQUES DE POUSSIÈRES A L'EMISSION DE SOURCES FIXES

X. Chaucherie*(1) et Gilles Gonnet (2)

(1) Leces, BP 40223, 57282 Maizières-Les-Metz Cedex.
xchaucherie@leces.fr

(2) Ecomesure, BP13, 91640 Janvry.
contact@comesure.com

TITLE

Automated stack particulate matter monitoring

ABSTRACT

Particulate matter emissions from stationary sources are typically measured in France using methods NF EN 13-284-1 and NF X 44-052. These methods are manual, labor intensive, slow and subject to uncertainty from filter handling, transport, conditioning and weighting. In order to avoid all these measurement artefacts, RUPPRECHT & PATASCHNICK has developed an automated new source particulate monitor that provides high resolution, direct mass measurement in real-time, using the TEOM technology (Tapered Element Oscillating Microbalance). The TEOM series 7000 source particulate monitor has been evaluated and validated by performing simultaneous dust measurements with reference methods in the iron and steel industry. Thus, the TEOM 7000 monitor can be considered as equivalent to the reference method and can be used for the calibration of continuous emissions monitoring systems for dust, such as tribo-electric sample probe and opacimeter.

RESUME

En France, les mesures réglementaires de concentrations en poussières à l'émission des sources fixes répondent aux normes NF EN 13-284-1 et NF X 44-052. Ces normes font toutes appel à des techniques de prélèvement isocinétique des poussières sur un média filtrant mais souffrent d'un handicap : celui d'être entièrement manuelles. La répétabilité des mesures dépend alors, pour une part, de sources d'erreurs inhérentes, telles que le transport du filtre, la récupération des poussières éventuellement piégées en amont du filtre, le conditionnement du filtre avant et après échantillonnage et la pesée. Autant de faits qui ont conduit la société RUPPRECHT & PATASCHNICK à développer une technique de mesure en temps réel des concentrations massiques des poussières à l'émission, reposant sur la technologie de la microbalance oscillante TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance). Les performances du TEOM 7000 ont été évaluées et validées face aux méthodes normalisées sur différents ateliers sidérurgiques. Les résultats obtenus respectivement par le TEOM 7000 et les méthodes normalisées sont statistiquement similaires. La mesure des concentrations massiques de poussières par le TEOM 7000 constitue ainsi une méthode équivalente aux méthodes manuelles de référence. Par conséquent, le TEOM 7000 peut être utilisé pour la calibration des systèmes de mesure en continu des poussières tels que les sondes triboélectriques et opacimètres.

1) PROBLEMATIQUE

A l'heure actuelle, les mesures réglementaires de concentrations en poussières à l'émission des sources fixes doivent répondre à des normes nationales ou internationales. Ces normes font toutes appel à des techniques de prélèvement isocinétique des poussières sur un média filtrant mais souffrent d'un handicap : celui d'être entièrement manuelles. La répétabilité des mesures dépend alors, pour une part, de sources d'erreurs inhérentes, telles que le transport du filtre, la récupération des poussières éventuellement piégées en amont du filtre si le filtre n'est pas en tête de la ligne de prélèvement, le conditionnement du filtre avant et après échantillonnage, la pesée, etc... Un autre inconvénient leur incombe, celui de perdre de nombreuses informations spatio-temporelles telles que des transitoires de concentrations ou des stratifications dans les cheminées ou les conduits. Enfin, le résultat final du prélèvement n'est connu que lorsque le média filtrant est pesé en laboratoire.

Autant de faits qui ont conduit la société américaine RUPPRECHT & PATASCHNICK à développer une technique de mesure des concentrations massiques des poussières à l'émission plus facile à utiliser, plus rapide et plus reproductible. L'appareil mis au point est dénommé TEOM 7000. Il intègre une microbalance inertielle TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) dont la méthodologie est adaptée au contrôle des émissions industrielles. Cette microbalance permet ainsi de mesurer en temps réel des transitoires, indépendamment des variations physiques des poussières (nature chimique, couleur, granulométrie...). Sa réponse est en effet exclusivement liée à la masse des particules. Les phases émissives du process industriel peuvent être ainsi déterminées plus finement par le TEOM 7000 que par les méthodes optiques ou triboélectriques pour lesquelles le principe de mesure a un rapport plus ou moins éloigné avec la masse réelle des poussières analysées.

Les applications du TEOM 7000 incluent l'analyse des transitoires lors de changement de charge, de nettoyage/regénération des systèmes de filtration, l'étude de l'influence des paramètres opératoires et des dispositifs antipollution sur la génération des poussières et l'étalonnage d'analyseurs en temps réel tels que les sondes triboélectriques et opacimètres.

2) PRINCIPE DE LA MICROBALANCE TEOM

Le cœur du TEOM 7000 est une microbalance, utilisant un élément conique métallique oscillant à sa fréquence propre (photographie n°1). Un filtre est placé au sommet du corps oscillant. Les particules déposées sur le filtre augmentent la masse du système oscillant, produisant une décroissance de la fréquence propre d'oscillation. Cette variation de fréquence est suivie en continu et convertie en variation de masse. Dans ce système, la fréquence d'oscillation obéit à l'équation bien connue de l'oscillateur harmonique :

$$f = \sqrt{\frac{K}{m}} \quad (1)$$

où :

f est la fréquence exprimée en rad.s^{-1} ,
K est une constante propre à l'élément oscillant,
m est la masse.

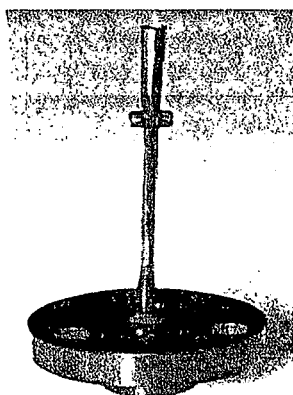
La variation de la masse correspondant au changement de fréquence, elle peut s'exprimer par la relation :

$$dm = K \left(\frac{1}{f_b^2} - \frac{1}{f_a^2} \right) \quad (2)$$

où :

dm est la masse collectée,
 f_b la fréquence d'oscillation après collection,
 f_a la fréquence d'oscillation initiale.

L'étalonnage est très facilement réalisé en pesant un poids étalon déposé sur le filtre. Le TEOM oscillant à sa fréquence propre, il garde sa calibration indéfiniment.



Photographie n°1 – Vue de la microbalance TEOM

3) PRINCIPE FLUIDIQUE DU TEOM 7000

La figure n°1 montre le schéma fluidique du système TEOM 7000. Les poussières en suspension dans le fluide gazeux entrent par une buse isocinétique rectiligne puis sont collectées sur le filtre installé en bout de l'élément oscillant de la microbalance TEOM. L'ensemble filtre-balance est chauffé à une température légèrement supérieure à la température de la cheminée pour éviter les condensations. Les gaz filtrés sont évacués vers un dispositif extérieur d'assèchement des gaz constitué de membranes nafion autorégénérantes. Les gaz secs passent ensuite par un contrôleur de débit volumique de type Streamline et sont finalement évacués par la pompe.

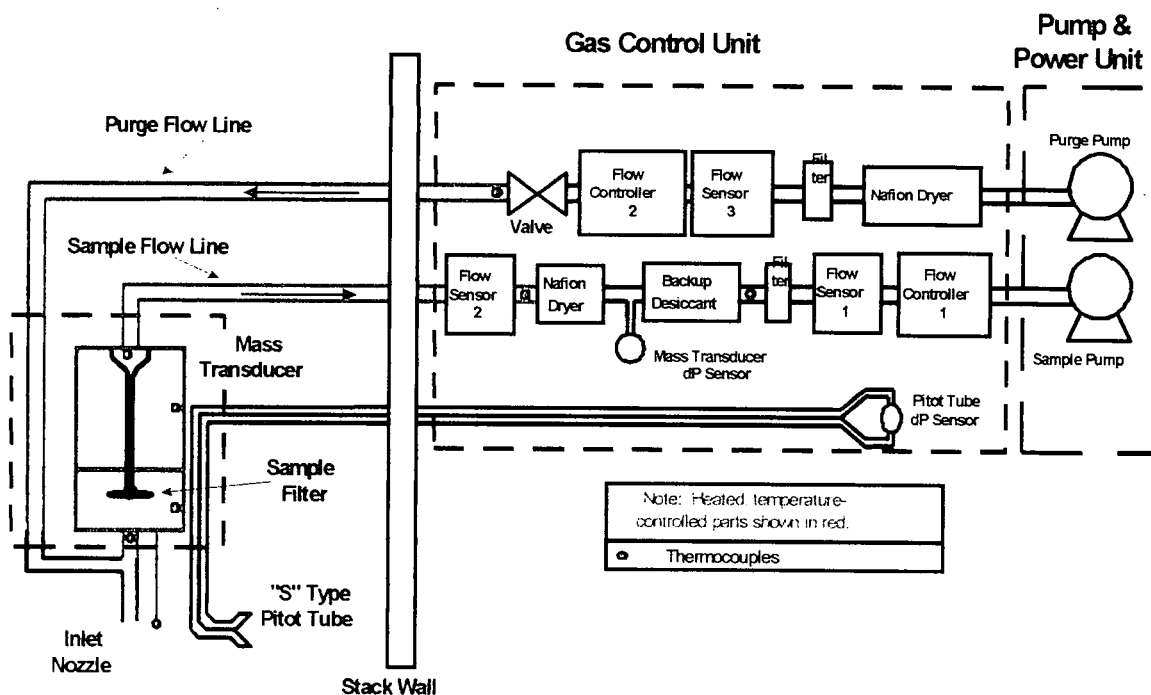
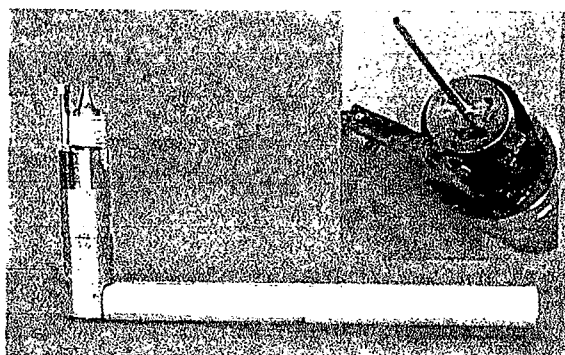


Figure n°1 – Schéma fluidique de l'appareil TEOM 7000

Les pertes de poussières en amont du filtre sont fortement minimisées. En effet, la microbalance TEOM est placée directement dans la cheminée puis pivote pour faire face à l'écoulement (photographie n°2). La seule partie susceptible de piéger en amont les poussières, la buse isocinétique, est strictement rectiligne et longue de moins de 10 cm (photographie n°2). Les poussières éventuellement déposées sur les parois internes de la buse peuvent être rajoutées aux poussières déposées sur le filtre. Dès que le prélèvement est terminé, la sonde est retirée de la cheminée et l'opérateur peut, au moyen d'une brosse en acier, transférer les poussières sur le filtre par brossage. Le poids additionnel est immédiatement calculé. Selon les normes, il peut s'avérer nécessaire que la pesée des particules soit effectuée après séchage des particules. Le TEOM est donc équipé d'un système d'injection d'air sec permettant de sécher les poussières avant leur pesée finale.

La taille de la sonde de prélèvement est compatible avec des trappes ayant un passage libre d'au moins 75 mm de diamètre. La canne est démontable pour être facilement transportée. Elle consiste en éléments modulaires de 1,5 mètre de long. La longueur maximum ne doit pas excéder 6 mètres. Une traverse est obtenue en faisant glisser la canne au travers d'une bride équipée de raccords rapides. La sonde de prélèvement peut travailler jusqu'à 200°C. Un jeu de buses isocinétiques permet de travailler sur une grande gamme de vitesses (de 1 à 27 m/s).

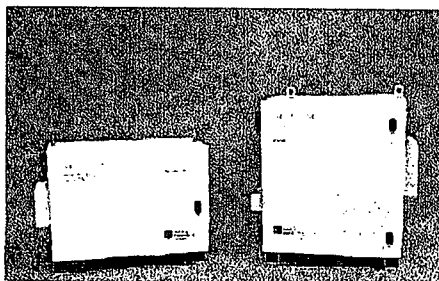


Photographie n°2 – Vues de la sonde de prélèvement TEOM 7000 et des nouvelles buses isocinétiques rectilignes

Le banc de prélèvement est composé de trois sous-ensembles (photographie n°3) :

- la microbalance associée à sa canne de prélèvement,
- le coffret de contrôle et de régulation automatique,
- le coffret de pompage.

Ces trois modules sont facilement transportables sur site. Ils sont étanches aux intempéries et fabriqués pour un usage intensif en milieu difficile. La canne de prélèvement est équipée d'une crémaillère permettant de positionner la microbalance à 90° après introduction dans le piquage normalisé. Le coffret de contrôle regroupe l'ensemble de l'électronique de contrôle et d'acquisition, le conditionnement de gaz, les contrôles de débits, les mesures d'O₂ et de CO₂ optionnelles.



Photographie n°3 - Vue des coffrets de contrôle et de pompage du TEOM 7000

4) ESSAIS DE VALIDATION DU TEOM 7000

En 2002 et 2003, douze essais d'évaluation et de validation du TEOM 7000 ont été réalisés sur trois ateliers sidérurgiques différents. Ces essais ont consisté à mesurer les concentrations en poussières simultanément par le RP TEOM 7000 et par les méthodes manuelles normalisée NF EN 13284-1 (faible concentration) et NF X44-052 (forte concentration). Les prélèvements de poussières par les deux techniques testées ont été réalisés sur un même et seul axe, les différents points de mesure étant définis par la norme NF X44-052. Le tableau n°1 synthétise l'ensemble des résultats obtenus par les deux méthodes utilisées.

Test ID	TEOM 7000 Mass Conc. (mg/m ³)	Standards Mass Conc. (mg/m ³)	Average Mass Conc.	Δ %
Plant 1, Run 1	3.04	3.45	3.25	-12.6%
Plant 1, Run 2	4.03	4.56	4.30	-12.3%
			Average Δ%	-12.5%
Plant 2, Run 1	6.80	6.00	6.40	12.5%
Plant 2, Run 2	56.20	56.90	56.55	-1.2%
Plant 2, Run 3	5.40	5.00	5.20	7.7%
Plant 2, Run 4	0.85	0.75	0.80	12.5%
Plant 2, Run 5	2.07	1.84	1.96	11.8%
Plant 2, Run 6	2.20	2.00	2.10	9.5%
			Average Δ%	8.8%
Plant 3, Run 1	79.90	85.50	82.70	-6.8%
Plant 3, Run 2	123.10	115.00	119.05	6.8%
Plant 3, Run 3	88.40	101.00	94.70	-13.3%
Plant 3, Run 4	74.40	83.30	78.85	-11.3%
			Average Δ%	-6.1%

Minimal sampling duration : 1 hour

Tableau n°1 – Synthèse des concentrations en poussières obtenues par le TEOM 7000 et les méthodes de référence NF EN 13284-1 et NF X 44-052

Les essais réalisés sur trois ateliers sidérurgiques distincts permettent de confirmer les conclusions de l'organisme allemand TÜV chargé en 2001 d'évaluer le TEOM 7000 :

- les résultats obtenus respectivement par le TEOM 7000 et les méthodes manuelles normalisées sont statistiquement similaires,
- la mesure des concentrations en poussières par le TEOM 7000 constitue une méthode équivalente aux méthodes manuelles de référence,
- par conséquent, le TEOM 7000 peut être utilisé pour la calibration des systèmes de mesure en continu des poussières tels que les opacimètres et pulvérimètres (figure n°2).

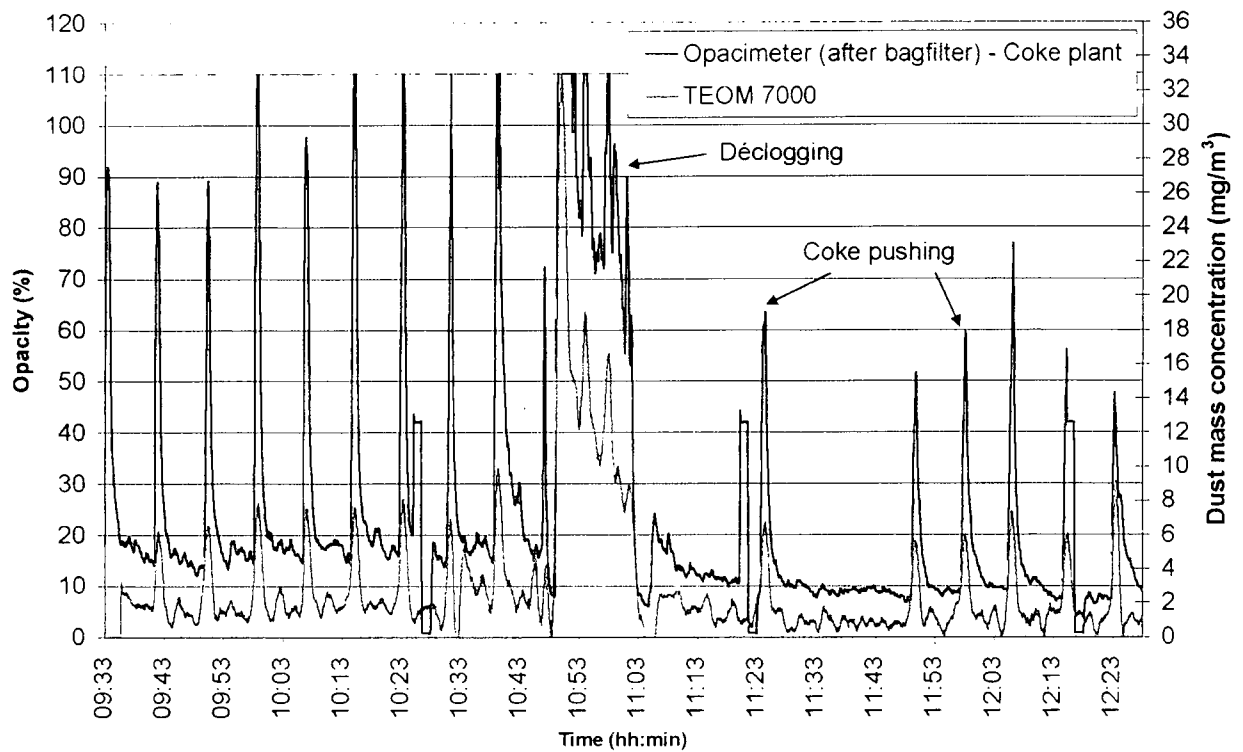


Figure n°2 – Comparaison des signaux TEOM 7000 / opacimètre obtenus en aval d'un filtre à manches équipant une cokerie

6) CONCLUSION

Pour les mesures de concentrations en poussières dans les émissions canalisées, le TEOM 7000 offre de nouvelles voies d'investigation incluant l'étude de l'influence des paramètres process sur la génération des poussières ainsi que l'étalonnage d'analyseurs en temps réel tels que les sondes triboélectriques ou opacimètres pour lesquels le principe de mesure a un rapport plus ou moins éloigné avec la masse réelle des poussières analysées.

ETUDE DE LA COMPOSITION ELEMENTAIRE DES PARTICULES EN MILIEU URBANO-INDUSTRIALISE. APPLICATION A LA RECHERCHE DE SOURCES DANS L'AGGLOMERATION DE DUNKERQUE (NORD DE LA FRANCE).

L. Lamaison, A.L. Guihur, A. Robache et J.C. Galloo

Département Chimie et Environnement. Ecole des Mines de Douai,
941 rue Charles Bourseul, BP 838, 59508 Douai Cedex, France.
lamaison@ensm-douai.fr

TITLE

Determination of the elemental composition of airborne particulate matter as a tool for source apportionment on an urban and industrial area.

ABSTRACT

The area of Dunkerque (North of France) is quite industrialised (iron and steel industry, petrochemistry, cement factory, metallurgy...). In order to identify the sources of particles in this area, particulate matter sampling is achieved according to wind speed and direction. Particles are mineralised in a microwave oven by acid digestion using HCl/HNO₃/HF/H₂O mixture (6:2:1:8) and samples are then analysed by ICP-MS and ICP-AES.

First observations on the sampling results allow to assimilate lead to steel industry. Moreover, some elements seem to have a similar behaviour: nickel and vanadium, chrome and cobalt or arsenic, cadmium, manganese, rubidium and cesium. Nevertheless, so far, attributing some elements to one particular source is not obvious since the sources are numerous and some elements might come from different types of sources.

RESUME

L'agglomération Dunkerquoise se caractérise par un environnement fortement industrialisé (sidérurgie, pétrochimie, cimenterie, métallurgie, activité portuaire) et d'influence urbaine. Afin de caractériser la pollution particulaire et d'effectuer une recherche de sources, des prélèvements de particules PM₁₀ (diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm) sont effectués sur un site résidentiel à proximité des zones industrielles en fonction de la direction du vent. Les particules recueillies sur filtre sont mises en solution par minéralisation micro-ondes à l'aide d'un mélange HCl/HNO₃/HF/H₂O (6:2:1:8). Les minéralisats sont ensuite analysés par ICP-MS et ICP-AES.

Quatre séries de prélèvement, de quatorze jours chacune, ont été effectuées en été 2003. Les premières observations permettent d'attribuer la présence de plomb aux rejets de la sidérurgie. Des éléments peuvent être regroupés en fonction de leur comportement : nickel et vanadium, chrome et cobalt ou encore arsenic, cadmium, manganèse, rubidium et césium. Cependant, à l'heure actuelle, il est difficile d'attribuer, de manière certaine, ces éléments à une source particulière étant donné que certains éléments peuvent provenir de plusieurs sources à la fois.

Introduction

L'agglomération de Dunkerque, sous influence industrialisée et urbaine, est un terrain d'étude de la pollution particulaire intéressant. Cette étude fait partie d'un projet intégré dans le contrat de plan Etat-Région Nord-Pas-de-Calais qui a pour thème la mesure de la pollution particulaire dans la Région de Dunkerque. Ses objectifs sont la caractérisation de la pollution particulaire inorganique élémentaire en vue d'identifier les sources et l'obtention de données sur la toxicité des particules.

Pour ce faire, une méthode de caractérisation des particules par spectrométrie de masse induite par couplage plasma (ICP-MS) et spectrométrie d'émission atomique induite par couplage plasma (ICP-AES) a été développée. Une campagne de prélèvement a débuté en juin 2003 sur un site de l'agglomération de Dunkerque. Les résultats qui nous ont paru intéressants sont présentés ici ainsi qu'une description des méthodes de prélèvement, minéralisation et détection utilisées.

Le site de prélèvement

Le site de prélèvement est situé dans la région Nord-Pas-de-Calais, dans l'agglomération Dunkerquoise. Avec ses 210000 habitants sur 18 communes, l'agglomération est fortement urbanisée. Le transport routier, autoroutier, ferroviaire et maritime y est important. Le port autonome de Dunkerque, s'étendant sur 17 kilomètres, est le troisième port de marchandises français avec 44.4 millions de tonnes de marchandises transportées par an. C'est également une zone particulièrement industrialisée, rejetant la majorité des poussières de la région [1]. L'industrie sidérurgique y tient la première place (45% des rejets de poussières du Nord Pas-de-Calais). Le second pôle de production de particules est le pôle pétrochimique, comprenant deux raffineries (pétrole et lubrifiants) et une usine de vapocraquage d'hydrocarbures. La métallurgie y est représentée par une usine d'aluminium et des filières d'emballages métalliques. De nombreuses autres d'industries sont présentes, notamment une usine de fabrication de ciment, une fonderie de bronze et un pôle agroalimentaire et phytosanitaire.

Le site de prélèvement choisi est situé dans la commune de Grande Synthe, dans un quartier résidentiel. Le site a été choisi pour sa situation par rapport aux principales sources de particules, réparties en éventail autour du site. C'est un site à influences multiples qui se prête donc tout particulièrement à la recherche de sources de pollution. En outre, la ville de Grande Synthe est relativement peuplée (23560 habitants) ; la pollution mesurée sur ce site reflète donc celle inhalée par la population locale.

Les matériels et méthodes employés pour caractériser les particules

Prélèvements :

Les particules sont collectées sur des filtres en Nitrate de cellulose (Sartorius AG) à l'aide d'un préleveur de particules PM10 (Partisol® 2300 Speciation Sampler, Rupprecht & Patashnick Co., Inc). Il comprend 12 cartouches de prélèvement, chacune pouvant contenir un filtre. Le débit de prélèvement est de 10 L/min.

Le préleveur est équipé d'une sonde de température, de pression et d'humidité relative et est couplé à un anémomètre (mesure de la vitesse et de la direction du vent).

Préparation des échantillons

▪ *Digestion micro-ondes*

Les particules recueillies sur filtres sont mises en solution par digestion micro-ondes (minéralisateur micro-onde Milestone, Etos TC) à l'aide d'une solution acide concentrée. Afin d'avoir une minéralisation optimale, des récipients fermés sont employés, permettant de réaliser la digestion sous pression. Ceci présente en outre l'avantage de limiter la perte ou une contamination éventuelle des échantillons.

▪ *Choix de la solution d'attaque*

Le succès d'une minéralisation dépend du choix des réactifs, de leur combinaison et de leur concentration [2]. L'acide nitrique (HNO_3) est fréquemment employé pour les attaques acides : il permet de mettre en solution la fraction organique des particules mais ne permet cependant pas de solubiliser les particules alumino-silicatées [4]. L'acide fluorhydrique (HF) solubilise les particules alumino-silicatées. Le mélange d'acide chlorhydrique (HCl) et d'acide nitrique (3:1), connu sous le nom d'eau régale, permet de mettre en solution les métaux dits nobles comme les éléments du groupe platine (Pt, Pd et Rh), éventuellement traceurs de la pollution automobile [3].

Le protocole de minéralisation mis en place au laboratoire fait appel à un mélange HCl/ HNO_3 /HF/ H_2O (6:2:1:8). La dilution dans l'eau présente l'avantage d'améliorer la qualité des blancs acides tout en ne modifiant pas l'efficacité de minéralisation.

La minéralisation est contrôlée sur des matériaux certifiés de référence du National Institute of Standard & Technology (NIST) SRM 1648 (Urban Particulate Matter) et SRM 2557 (Used Auto Catalyst) par le calcul des taux de recouvrement.

Analyse des échantillons :

- *ICP-MS* (ICP-MS 6100 DRC Plus, Perkin Elmer)

La sensibilité de l'ICP-MS en fait une technique de choix pour la détection des éléments traces dans l'atmosphère. Cependant, afin de ne pas endommager prématurément le détecteur, des solutions de concentrations supérieures à 5 µg/L seront analysées en ICP-AES.

▪ **ICP-AES (Iris Intrepid, ThermoElemental)**

Les éléments analysés en ICP-AES sont ceux retrouvés en forte concentration dans les échantillons: Si, Al, S ou encore Fe. Mais les limites de détection relativement élevées (> 1 µg/L) de cette technique ne permettent pas de détecter des éléments en concentration moindre.

Les éléments étudiés et validés à partir des matériaux de référence NIST SRM 1648 et SRM 2557 sont les suivants: Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Eu, Hf, K, La, Fe, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Pt, Rb, Rh, S, Sb, Sc, Si, Sm, Th, Ti, U, V, Zn et Zr.

La campagne de prélèvement de l'été 2003 : résultats et discussion

Les prélèvements effectués:

L'objectif de la campagne de prélèvement est d'effectuer un lien entre les éléments détectés sur le site de Grande-Synthe et les sources de particules. Afin de connaître l'influence de chaque source, l'agglomération dunkerquoise est virtuellement découpée en secteurs. La figure 1 montre le découpage effectué. Le secteur 0-60° (0° étant le Nord) comprend, par exemple, une partie de l'usine sidérurgique, la raffinerie de lubrifiants, l'usine de laminage de tôles et le port. Lorsque le vent a une direction comprise entre 0 et 60°, les particules récupérées sur le filtre proviendront des industries citées ci-dessus. Le préleveur utilisé a la possibilité de prélever indépendamment sur 12 cartouches soit sur 12 filtres. A chaque filtre est associée un secteur, donc une ou plusieurs sources selon les secteurs (Figure 1).

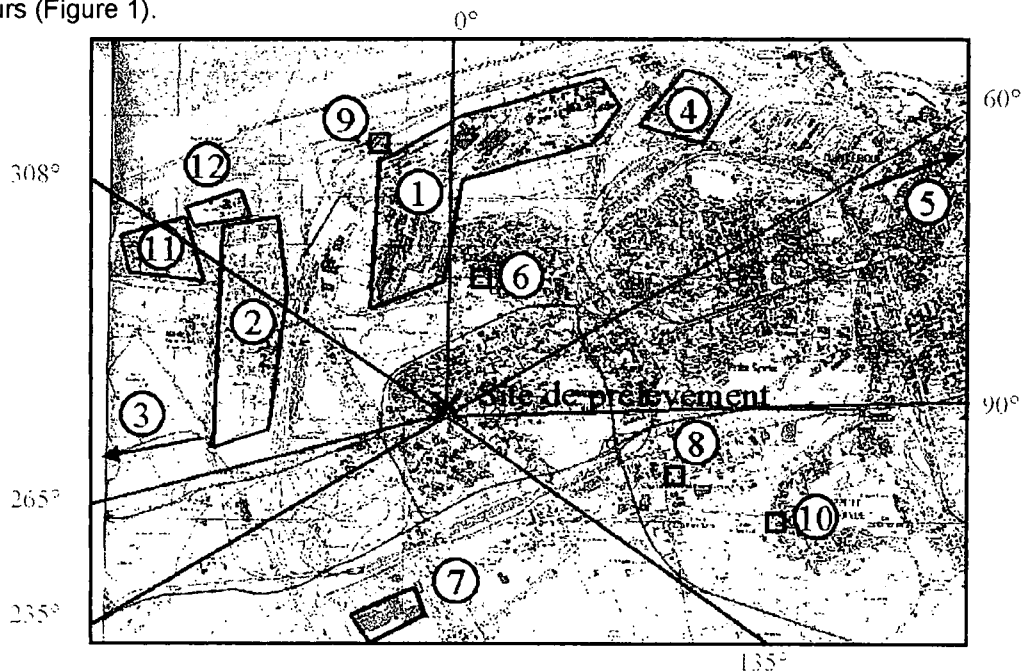


Figure 1 : Carte de l'agglomération de Dunkerque avec la position des principales industries responsables de la production de poussières (d'après L'industrie au regard de l'environnement en 2002, DRIRE) et les secteurs définis

1 : Sidérurgie, 2 : Raffinage de pétrole, 3 : Production d'aluminium, 4 : Raffinage de lubrifiants, 5 : Production d'aciers spéciaux, 6 : Laminage de tôles fortes, 7 : Métallurgie, 8 : Centrale d'enrobage, 9 : Fabrication de ferro-manganèse, 10 : Fonderie de bronze, 11 : Craquage d'hydrocarbures, 12 : Cimenterie

La pollution locale de fond est caractérisée à partir de prélèvements pour des vents faibles (vitesse inférieure à 3 km/h).

Quatre séries de prélèvements de 14 jours chacune en moyenne, du 17 juin au 25 août 2003 ont été réalisées.

Les conditions climatiques :

L'été 2003 a été particulièrement ensoleillé, chaud, sec et peu venté. Cette situation s'est aussi retrouvée sur Dunkerque avec un temps relativement sec et peu ou pas de vent. Près de 30% du temps, le vent était inférieur à 3 km/h.

Trois directions de vent majoritaires sont observées (Figure 2): Ouest-Sud-Ouest (vents majoritaires, entraînant les particules au large), vent de Nord-Ouest (rabattant la pollution sur les zones urbaines) et vent d'Est.

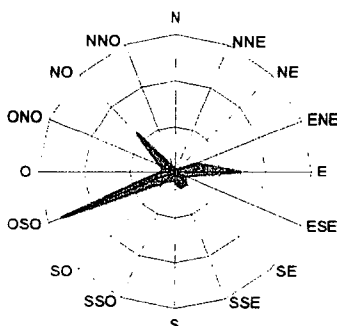


Figure 2 : Rose des vents sur le site atelier de Dunkerque du 17 juin au 25 août 2003

Durant la période d'été le vent est donc rarement venu du Nord et très peu de particules provenant de ce secteur ont été recueillies. C'est pourtant un secteur intéressant car c'est dans ce secteur-là que se situe l'usine sidérurgique produisant une quantité importante de poussières et d'éléments toxiques.

Le comportement de quelques éléments toxiques

Les résultats présentés ici correspondent à une partie des conclusions qui ont pu être faites à partir de la première campagne d'échantillonnage. Nous nous intéressons ici surtout aux éléments les plus toxiques, c'est-à-dire le nickel, le cadmium, l'arsenic, le plomb, le chrome et le vanadium.

> **Pb**

Le plomb se retrouve en quantité importante dans l'atmosphère (jusqu'à environ $1.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) principalement dans les vents venant du Nord ($308-360^\circ$ et $0-60^\circ$). Or c'est dans cette zone que se situent les deux principaux émetteurs de plomb à Dunkerque : le complexe sidérurgique (15319 kg de plomb émis en 2002) et la fabrique de ferromanganèse (2810 kg en 2002) [1]. Le plomb peut également être émis, dans une moindre mesure, par la cimenterie.

> **As-Cd-Mn-Rb-Cs**

Cette association d'éléments a été observée pour les quatre prélèvements effectués. L'allure des roses de pollution (correspondant à une série de prélèvement) pour ces cinq éléments est donnée dans les figures 3 et 4.

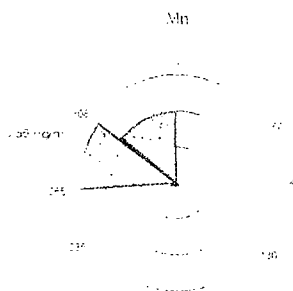


Figure 3 : Rose de pollution pour Mn pour la série du 15 juillet au 29 juillet 2003

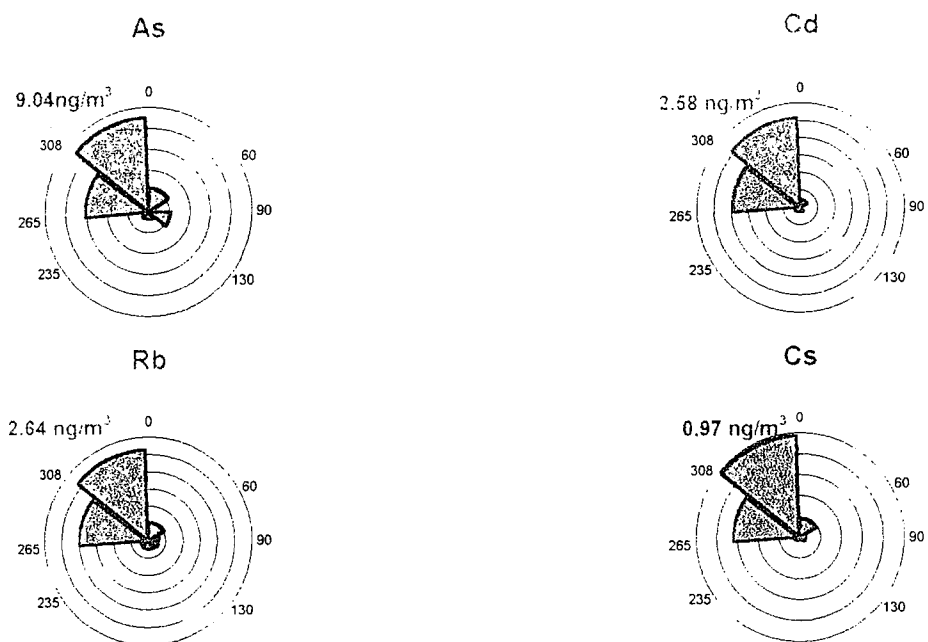


Figure 4: Roses de pollution de As, Cd, Rb et Cs pour la série du 15 juillet au 29 juillet 2003

En majeure partie, ces éléments se retrouvent dans deux secteurs : 265-308° et 308-360°. Dans ces deux zones sont présentes de nombreuses industries, notamment une partie de l'usine sidérurgique (cokerie), la raffinerie de pétrole, la cimenterie, une usine d'aluminium et une usine de ferro-manganèse. La présence de manganèse peut laisser penser à une provenance de l'usine de ferro-manganèse dans le secteur 308-360°. Cependant l'arsenic et le cadmium peuvent également provenir de combustibles fossiles (cokerie, raffinerie). Pour le secteur 265-308°, les nombreuses sources présentes ne permettent pas d'attribuer ces éléments à une source précise.

➤ **V-Ni**

Les roses de pollution du vanadium et du nickel (Figure 5) soulignent leur similarité de comportement.

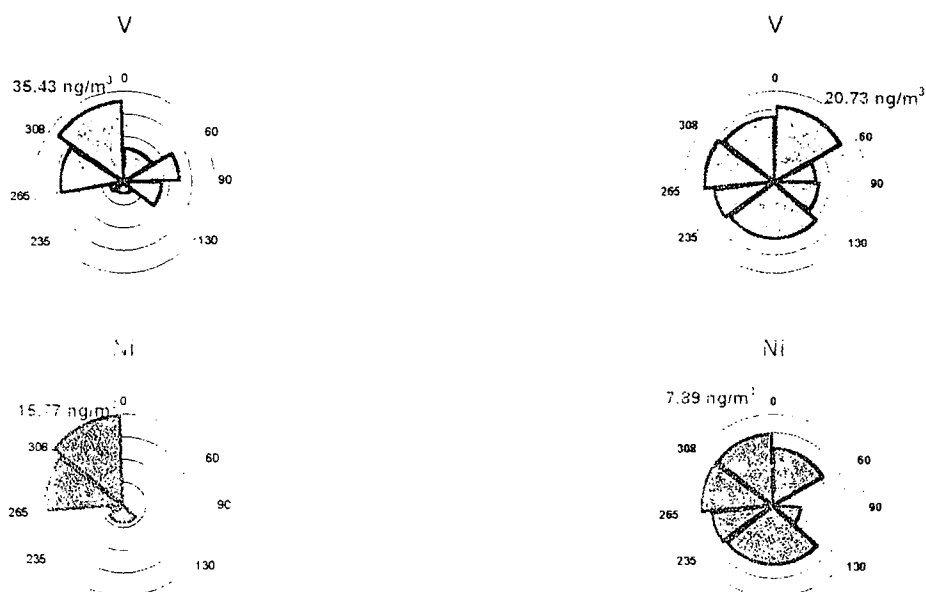


Figure 5: Roses de pollution du vanadium et du nickel du 15 au 29 juillet (gauche) et du 1^{er} au 14 juillet (droite)

L'association nickel-vanadium se retrouve sur tous les prélèvements. Cependant, il est difficile de l'attribuer à une source particulière : ils peuvent provenir des matières fossiles (pétrole, charbon) utilisées par les raffineries et la cokerie mais également de l'activité métallurgique et sidérurgique.

➤ Cr-Co

L'association chrome-cobalt est illustrée par les roses de pollution suivantes (Figure 6) :



Figure 6: Roses de pollution du chrome et du cobalt pour la série du 1^{er} au 15 juillet.

Le chrome et le cobalt se retrouvent fréquemment associés et semblent provenir en majorité du secteur Nord-Est (0-60°). Les sources possibles sont donc l'activité sidérurgique, la raffinerie de lubrifiants, l'activité portuaire ou peut-être également l'usine de fabrication d'aciers spéciaux un peu plus éloignée au Nord-Est.

Conclusion et perspectives

La première campagne de mesure de la pollution particulaire à Dunkerque a permis de mettre en évidence des associations d'éléments : Ni-V, Cr-Co ou As-Cd-Mn-Cs-Rb. Cependant il est encore difficile d'attribuer un élément ou un groupe d'éléments à une source. Le problème vient du fait que, d'une part, dans les secteurs de vents considérés plusieurs sources sont présentes et d'autre part qu'un même élément peut venir de sources différentes.

Pour avoir quelques informations supplémentaires sur les sources, nous avons, dans le cadre d'une convention avec l'usine sidérurgique, la possibilité d'analyser les minerais et charbon utilisés ainsi que des prélèvements effectués au sortir des cheminées des différents ateliers. Ceci permettra peut-être de trouver des traceurs de pollution pour cette usine sidérurgique.

Enfin, il est prévu d'effectuer des prélèvements à l'aide d'un impacteur en cascade, en parallèle du préleveur Partisol. Ils permettraient d'avoir une information supplémentaire sur la répartition granulométrique des éléments et ainsi d'avoir une idée plus précise sur leur toxicité.

Bibliographie :

[1] DRIRE Nord Pas-De-Calais (2003), L'industrie au regard de l'environnement 2002

[2] Hoenig, M. (2001). "Preparation steps in environmental trace element analysis - facts and traps." *Talanta* **54**, pp. 1021-1038.

[3] Moldovan M. et al. (1999). "Determination of platinum, rhodium and palladium in car exhaust fumes." *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* **14**, pp.1163-1169.

[4] Robache (2000) Caractérisation des aérosols dans l'air ambiant: application à la recherche de sources, Thèse de doctorat, Université des Sciences Technologiques de Lille, Ecole des Mines de Douai

Remerciements :

Nous remercions particulièrement la Région Nord Pas-de-Calais, le Ministère délégué à la Recherche et aux Nouvelles Technologies et le Fonds européen de développement régional (FEDER) pour le financement de ce projet.

AEROSOL SUBMICRONIQUE EN SITE URBAIN DE FOND : CAS DE LA STATION DE GENNEVILLIERS, HIVER 2003.

P. Godard(1), O. Le Bihan*(1), H. Marfaing(3), O. Blanchard(4), G. Tymen(4).

(1) Unité Qualité de l'air, direction des risques chroniques, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, Parc Technologique ALATA, BP 2, 60550 Verneuil-en-Halatte.

(2) AIRPARIF, Surveillance de la Qualité de l'air en Ile-de-France, 7, rue Crillon, 75004 Paris.

(3) Université de Bretagne Occidentale, LARAAH, avenue Le Gorgeu, 29200 Brest.

olivier.le-bihan@ineris.fr

TITLE

Submicronic aerosol at a background urban site : case study of the Gennevilliers station, winter 2003.

ABSTRACT

This paper presents the preliminary results of a winter 2003 5 weeks field campaign which has been carried out at the urban background station of Gennevilliers Paris area. In order to characterise the exposure to submicrometer particles, a Differential Mobility Analyser has been employed in the 10 to 500 nm range. The statutory air survey parameters, and meteorological parameters have been also considered.

The hourly 10 nm- 500 nm number concentration ranged from 1.500 tot 83.500 p.cm⁻³. The median value is 13.000 p.cm⁻³. The ultrafine particles (< 100 nm) are the dominant mode.

The lowest correlation coefficient (0.46) concerns the ultrafine mode and PM 10. It suggests a certain independence of these two parameters. The linkage is better between the 100-500 nm range and PM 2.5.

RESUME

Début 2003, durant 5 semaines, un suivi de la granulométrie des particules de la gamme 10 nm – 500 nm, a été réalisé au niveau d'une station de fond urbain de l'agglomération parisienne.

Une base de données a ainsi été constituée, prenant en compte les indicateurs réglementaires « air ambiant » ainsi que les paramètres météorologiques. Son exploitation préliminaire est présentée ici. La concentration en nombre moyenne horaire de la gamme 10-500 nm va de 1.500 à 83.500 p.cm⁻³, pour une valeur médiane de 13.000 p.cm⁻³. Nous avons constaté la domination des particules ultrafines (< 100 nm).

En terme de corrélation, nous relevons une certaine indépendance des particules ultrafines vis à vis des paramètres « massiques » PM 2.5 et PM 10. Ces derniers sont reliés de manière plus significative avec la gamme 100-500 nm.

INTRODUCTION

Dans le domaine de la qualité de l'air, la surveillance réglementaire comprend un volet spécifique aux particules en suspension : le suivi de la concentration massique de type PM10.

La base de données ainsi constituée a permis la réalisation d'études épidémiologiques, confirmant l'association entre particules et santé.

Diverses études de toxicité indiquent cependant qu'un effort particulier doit être réalisé sur la compréhension du rôle joué par les particules submicroniques et tout particulièrement ultrafines (diamètre inférieur à 100 nanomètres).

Si des travaux poussés sont menés sur l'émission de particules submicroniques par les moteurs automobiles, un travail important reste à réaliser quant aux caractéristiques d'exposition en air ambiant.

Une telle démarche a été entamée dans des agglomérations telles que Copenhague et Londres. La situation française reste jusqu'ici peu documentée, bien que le parc automobile français se distingue par un taux de motorisation diesel parmi les plus importants.

Dans ce cadre, une action de caractérisation de l'aérosol submicronique a été menée par l'INERIS, en collaboration avec AIRPARIF, l'Université Paris XII et l'Université de Bretagne Occidentale, pour le compte du LCSQA (Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air).

Le premier objectif de ce travail a été de déterminer l'exposition aux particules submicroniques sur un site de fond. Ceci comprend la concentration en nombre et la distribution en taille.

Le second objectif a porté sur l'identification des paramètres influents, à l'aide des mesures réglementaires réalisées en routine dans la station de surveillance, et à l'aide de paramètres météorologiques.

Pour ce faire, un suivi de la granulométrie entre 10 et 500 nm a été effectué à la station AIRPARIF de Gennevilliers en période hivernale, pour une durée de 5 semaines en février-mars 2003. Un analyseur de mobilité électrique a été mis en œuvre en parallèle à des mesures en polluants gazeux (SO_2 , NO_x , O_3 , NH_3), et particulaires (PM 10, PM 2.5).

Cette présentation porte sur les résultats préliminaires de cette étude.

PRESENTATION DU SITE DE MESURE

Cette campagne de mesure a été menée au niveau de la station de surveillance de la qualité de l'air de Gennevilliers, gérée par le réseau AIRPARIF.

Ce site est classé « urbain de fond », par opposition à un site « de proximité », « péri-urbain » ou « rural ».

En terme de situation géographique, il se trouve dans le nord-ouest de l'agglomération parisienne. Plusieurs types de sources sont susceptibles de l'influencer : tissu urbain de proximité, incluant des installations de chauffage, autoroutes A15 et A86, sources industrielles fixes, survol d'avions à basse altitude.

METROLOGIE

Mesures réglementaires

Les principaux paramètres surveillés par la station AIRPARIF de Gennevilliers sont les suivants : PM 10, PM 2.5, NO_x , SO_2 , O_3 .

Mesures spécifiques

Nous avons mis en œuvre un analyseur de mobilité électrique SMPS TSI de type 3936, constitué d'un classificateur électrostatique TSI type 3080, associé à un compteur de noyaux de condensation TSI type 3010.

Cet ensemble a été réglé pour la mesure de la gamme 10 – 500 nm, pour un pas de temps de 15 minutes comprenant trois explorations de gamme.

Météorologie

L'aéroport du Bourget, situé à proximité, bénéficie d'un suivi météorologique classique, que nous avons pu intégrer à notre étude. Il avons considéré les paramètres suivants : vitesse et direction du vent, humidité relative, température.

RESULTATS

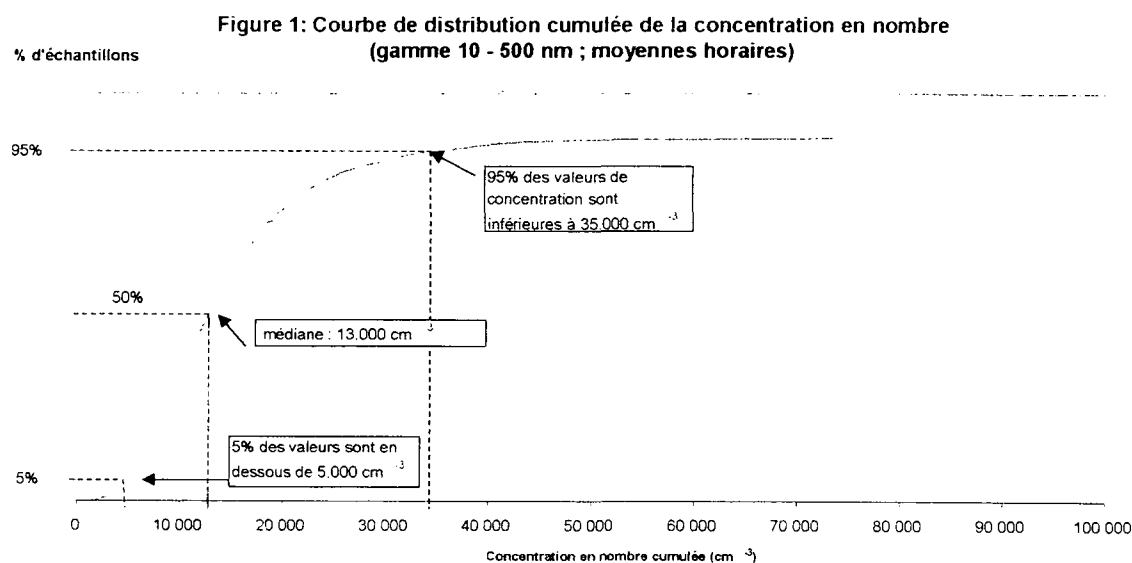
Base de données

Une base de données ¼ heure a été constituée, portant sur la période allant du 21 février au 4 avril 2003.

Nous en avons retiré une base de données horaire, sur laquelle est basée cette présentation.

Concentration en nombre de la gamme 10 – 500 nm

La figure 1 présente la courbe de distribution cumulée de la concentration en nombre de la gamme 10–500 nm, moyenne horaire, pour la durée de la campagne.



Les résultats sont résumés dans le tableau 1 :

Valeurs extrêmes	1.500	83.500
Percentiles 5% et 95%	5.000	35.000
Médiane	13.000	

Tableau 1 : Concentration en nombre 10-500 nm ($\#.\text{cm}^{-3}$) - moyennes horaires.

Comparaison avec d'autres études

Putaud et coll. (Putaud 2002) ont réalisé une synthèse des données existantes au niveau européen, qui permet une comparaison de nos observations avec différents types de station.

Zone :	Concentration en nombre ($\#.\text{cm}^{-3}$)
Troposphère libre	~200
« Naturelle »	~ 1.500
Rurale	1.600 – 2.000
Péri-urbaine	3.500 – 13.000
Urbaine	11.000 – 31.000
De proximité (rue canyon)	7.000 – 81.000

Tableau 2 : d'après Putaud et al. (2002), gammes de concentration en nombre à différentes implantations européennes, saison hivernale.

Si les observations en zone éloignée présentent une bonne stabilité autour d'une valeur donnée, on constate un élargissement de la gamme dans les zones urbaines (péri-urbaines, urbaines, de proximité). On peut y voir l'influence des activités humaines puisque la période nocturne présente des concentrations nettement inférieures aux niveaux diurnes.

D'après ce tableau, en considérant les percentiles 5% et 95% que nous avons calculé, notre site semble comparable à la classe « urbaine », moyennant un léger élargissement vers les valeurs inférieures (5.000 pour 11.000) et supérieures (35.000 pour 31.000).

Tout en gardant à l'esprit que ce type de démarche reste très indicative, il semble donc que nous retrouvons pour les particules submicroniques le classement général de la station (station « urbaine de fond »).

Comparaison avec d'autres paramètres

Coefficient de corrélation

Le tableau 3 présente le coefficient de corrélation calculé entre les différents paramètres mesurés.

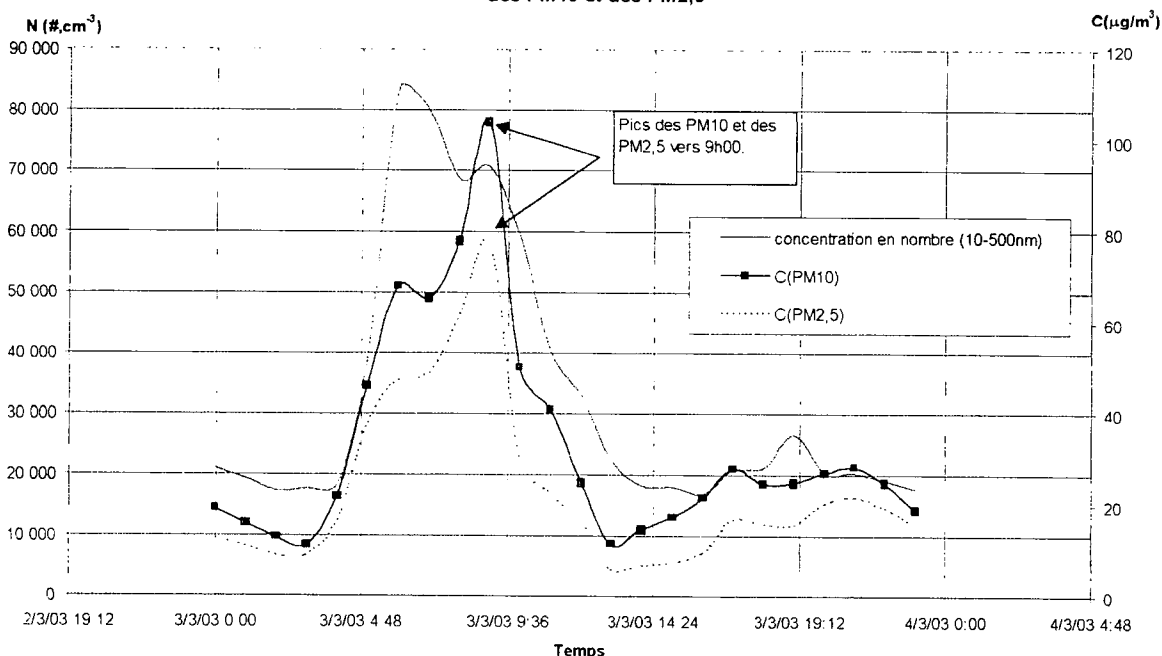
	10 – 500 nm	10-100 nm	100-500 nm
10-100 nm	0.99	1	0.81
100-500nm	0.88	0.81	1
PM10	0.51	0.46	0.64
PM2.5	0.57	0.51	0.74
NO	0.72	0.70	0.73
NO ₂	0.63	0.60	0.67
SO ₂	0.66	0.64	0.68

Tableau 3 : coefficient de corrélation entre les différents paramètres mesurés.

Plusieurs éléments notables sont observés :

- La corrélation entre la concentration totale de la gamme (10-500nm) et le sous-groupe 10-100nm est très élevée (0.99). Ceci indique que les particules ultrafines dominent la concentration en nombre de la gamme explorée.
- A l'inverse, la valeur minimale du coefficient de corrélation est trouvée entre la gamme 10 – 100 nm et la mesure PM 10 ; cette information est importante car elle signifie que si les particules ultrafines présentent un lien réel avec la concentration massique de type PM 10 (surveillance réglementaire), cette dépendance reste relative.
- A l'inverse, nous observons un lien plus significatif (0.74) entre la gamme 100 – 500nm et le paramètre PM 2,5.

Figure 2 : Evolution de la concentration en nombre (10-500 nm), des PM10 et des PM2,5



Etude de cas

La figure 2 représente le suivi de la concentration en nombre (10 – 500 nm), en parallèle aux paramètres massiques, lors de la journée du 3 mars 2003.

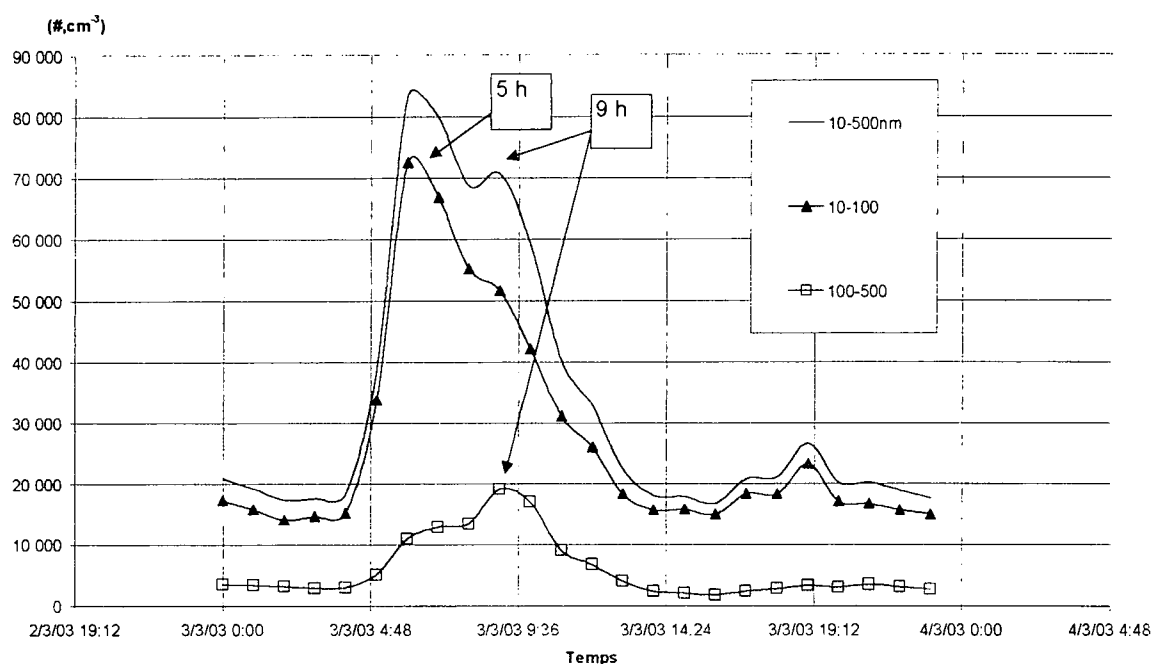
L'intérêt de cet épisode est d'illustrer tout à la fois la convergence de comportement de ces paramètres, ici dans le cas d'un épisode de forte concentration, mais aussi leurs spécificités, avec en l'occurrence ici un décalage entre les maxima.

Comme nous l'avons fait lors du calcul de corrélation, il est intéressant de considérer à nouveau deux sous-groupes de particules (10-100 et 100-500nm).

Ceci est illustré par la figure 3.

- Nous constatons que le premier pic en concentration totale, vers 5h du matin, est dû très largement à la gamme 10-100 nm.
- Par contre, le pic de 9h bénéficie d'un apport conséquent de la gamme 100-500 nm.
- La gamme 100-500nm culmine lors du pic de 9h, tout comme les indicateurs PM 2.5 et PM 10. En terme de volume, si les particules ultrafines sont peu significatives, la gamme 100-500nm est beaucoup plus significative ; une approche granulométrique (volume) devrait permettre de donner des indications quant au poids de la gamme 10-500 nm sur les mesures PM.

Figure 3 : Evolution des gammes 10-500nm, 10-100nm et 100nm à 500nm



CONCLUSION

Un suivi de la granulométrie des particules a été réalisé début 2003 durant 5 semaines au niveau d'une station de fond urbain de l'agglomération parisienne.

Une base de données a ainsi été constituée, prenant en compte les indicateurs réglementaires « air ambiant » ainsi que les paramètres météorologiques. Son exploitation préliminaire est présentée ici. La concentration en nombre moyenne horaire de la gamme 10-500 nm va de 1.500 à 83.500 p.cm⁻³, pour une valeur médiane de 13.000 p.cm⁻³. Nous avons constaté la domination des particules ultrafines.

En terme de corrélation, nous relevons une certaine indépendance des particules ultrafines vis à vis des paramètres « massiques » PM 2.5 et PM 10. Ces derniers sont reliés de manière plus significative avec la gamme 100-500 nm.

REFERENCE

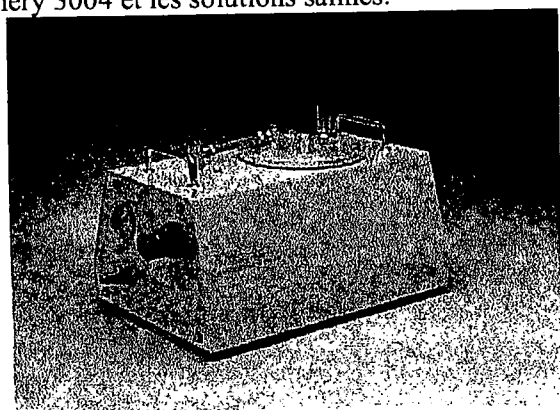
J.P. Putaud et al. (2002). A European Aerosol Phenomenology. Physical and chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. EUR 20411 EN.

GRANULOSHOP: LETTRE D'INFORMATIONS

EDITION SPECIALE ASFERA 2003

Génération d'aérosol : Toute une gamme dédiée : de nombreuses solutions : ATM 220, 225 (électrique) 230 (le plus populaire), ATM 210 (sous pression 10 bars) et ATM 240/241 (gros débit)

Compacts et robustes, ils permettent l'atomisation de divers liquides huileux comme DEHS, DOP, Emery 3004 et les solutions salines.



L'ATM 230 fonctionne sur un principe similaire à celui de l'ATM 220, et permet une production de particules 10 fois supérieure. La principale application de ce générateur est le challenge de l'intégrité de grandes surfaces de filtre. Le granulométrie est très proche de celle des générateurs plus petits. Les particules supérieures à 1 µm sont éliminées par la plaque d'impact montée sur la buse. Le débit le plus élevé s'obtient avec l'ATM 240. Il est particulièrement adapté à la production de particules de traçage ou d'amorce dans les longs tunnels à air. On peut régler le débit de ces deux générateurs en ajustant la pression de fonctionnement de la buse. Leurs grands réservoirs permettent un fonctionnement de longue durée. Ils sont robustes, fiables, aussi faciles à utiliser qu'à nettoyer... Exemple : Générateur ATM 230

Air comprimé	Max. 800kPa (8bar)
Débit	1 ... 2,5 m³/h
Débit massique	Max. 25 g/h
Contre pression	Max. 300 mbar
Aérosols	DEHS, DOP, Emery 3004, paraffines, sphères Latex (max. 2µm), suspensions, solutions salines

Granulomètre compteur LAP 320

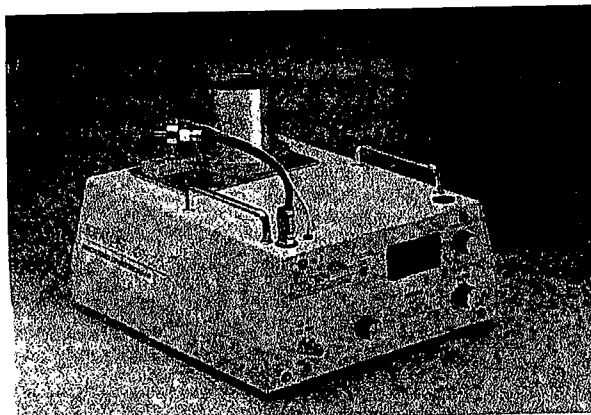
- Granulométrie rapide sans contact des distributions
- Large gamme de concentration
- Influence minimale de la nature du produit par utilisation de la

Granuloshop : Topas :

www.granuloshop.com/to/

Latex, poudres, consommables Pour tous vos usages : calibrées, certifiées ou non, colorées ou non, toutes tailles, suspensions ou formes sèches entrez dans le granuloshop, mettez dans votre panier et recevez vos offres directement, par mail sous format PDF

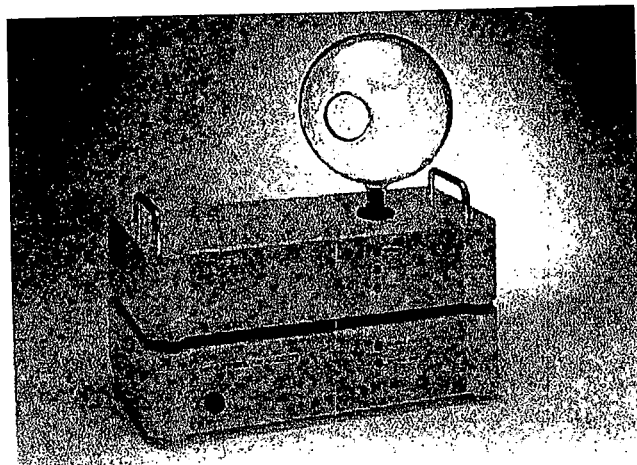
Génération d'aérosols solides (disperseurs de poudre) Le disperseur de poudre SAG est un générateur de poussière très précis et très stable sur une longue durée. D'une façon similaire aux technologies de l'information, on a fiabilisé le transport en divisant la poussière en tout petits paquets. La masse apportée à la buse de dispersion peut être réglée en modifiant la vitesse de la courroie dentée, segmentée de façon uniforme. De plus la solution technique retenue pour la réserve de poussière garantit un dosage continu et stable



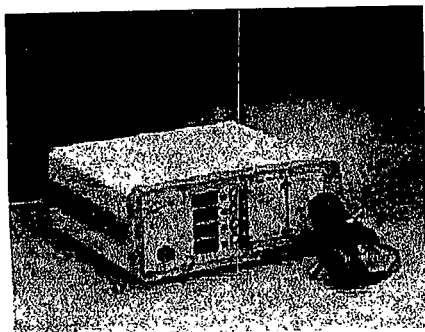
L'utilisation de **bande doseuse** est une technique éprouvée. La courroie est segmentée en volume définis ce qui permet une alimentation stable même pour de très petites quantités. La concentration en nombre de particules peut donc facilement être réglée en modifiant la vitesse de la courroie.

Une **double buse d'injection** (selon la norme ISO 5011) à la fin de la courroie prend la poudre et la met sous forme d'aérosol. Un **excavateur** (scraper) spécialement conçu assure le remplissage constant de la courroie dentée et réduit l'influence du niveau de remplissage de la trémie.

diffraction laser directe • Haute sensibilité par utilisation de laser diode • Volume de mesure optimisé • Pas d'hypothèse à priori sur la distribution granulométrique • Facile à utiliser avec son logiciel convivial sous Windows • Conception robuste, petit et léger • Portable



Neutraliseur de charges EAN Avantages particuliers: Neutralisation sans source radioactive • réglage séparé pour les ions positifs et négatifs • facile à intégrer dans une banc test ou tout appareil de test

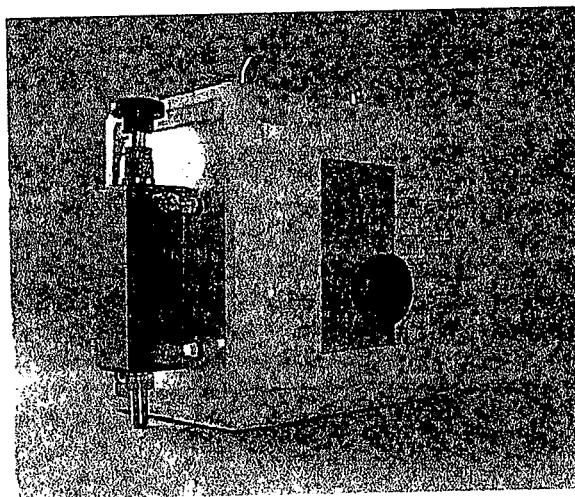


Diluteurs Dilution reproductible et constante de l'aérosol même alors que les conditions changent • Contrôle continu et affichage du ratio de dilution du moment • Conçu pour être portable (pas besoin de source externe d'air comprimé ou de sortie de gaz) • Robuste et fiable, c'est un investissement solide avec un entretien minimal • Fonctionnement précis en surpression et dépression • Possibilité de modifier les caractéristiques (flux, ratio) à la commande.

Disperseur de poussière SAG 440 ASHRAE

Le disperseur de poussières SAG 440 ASHRAE a été conçu pour satisfaire aux spécifications de l'ASHRAE 52.2 et DIN EN779 pour tester les performances des systèmes généraux de ventilation et nettoyage de l'air.

Echantillonneur sous pression : Il est conçu pour échantillonner les aérosols sous pression et introduire l'échantillon dans un compteur (sans pression). Idéal pour salles blanche ou bancs de test sous pression. Pression d'entrée max. 8 bars; pression min. 1 bar; volume de sortie 2,83 l/m au minimum ... 28,3 l/m au minimum (à définir à la commande)



Tour de France... Nos instruments font le tour de nombreux laboratoires qui souhaitent les découvrir. Pour recevoir un instrument en essai il vous suffit de nous envoyer un mail ou de téléphoner. Vous le recevrez bientôt !

Bancs test complets Nous réalisons aussi de nombreux bancs de test spécifiques pour la recherche et l'industrie. Consultez-nous !

Et aussi... nos granulomètres, compteurs de particules, switch, sondes de prélèvement, etc.

Merci de votre présence à ASFERA 2003 !

*** Dernière minute : Vous renouvelez vos instruments ?

Nous reprenons votre vieux matériel, cela peut être avantageux : consultez nous ! ***

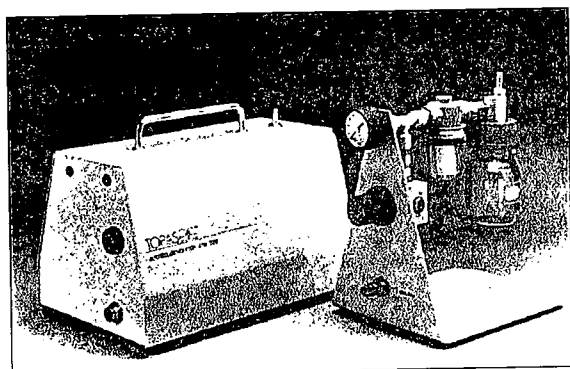
Abonnez-vous à la lettre d'information du Granuloshop, le meilleur en technologie des poudres.
Tel 01 30 53 48 48 ou par mail à info@acil-instruments.com site www.granuloshop.com

Pourquoi des générateurs d'Aérosols ?

Beaucoup d'applications nécessitent des aérosols de test, reproductibles, stables, à concentration ajustable d'une granulométrie bien définie. Des applications typiques sont décrites ci-dessous.

Test de filtres

L'assurance des personnes et de la qualité des produits requiert des tests d'efficacité réguliers des filtres hautes performances, la certification de boîtes à flux laminaire et des salles blanches. A cette fin, il faut disposer d'un aérosol de test car un aérosol ambiant a une tendance à varier rapidement. Dans la recommandation VDI- 3491 il est suggéré d'utiliser des générateurs d'aérosol afin de produire un aérosol de façon définie. Comme les générateurs d'aérosol produisent des aérosols très concentrés de granulométrie proche de la MPPS (most penetrating particle size) les sites critiques peuvent être identifiés plus rapidement. L'usage de matériaux huileux (DEHS, DOP, Emery 3004...) conduit à un aérosol stable avec une durée de vie connue (évaporation long terme).



Générateurs d'aérosol ATM 225 et ATM 220

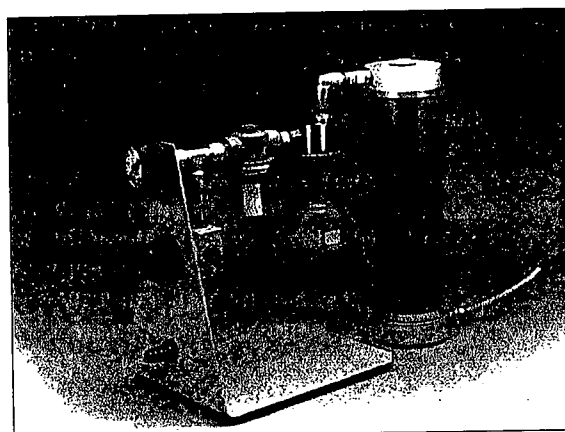
La recherche en Aérosol

On utilise les générateurs d'aérosol par atomisation dans divers champs de R&D:

- Inhalation
- Toxicologie
- Environnement

Calibration d'instruments

La génération d'aérosol de test (PSL) pour la calibration d'instruments (granulomètre, compteur optique, photomètre,...) doit aussi être mentionnée comme une des applications.

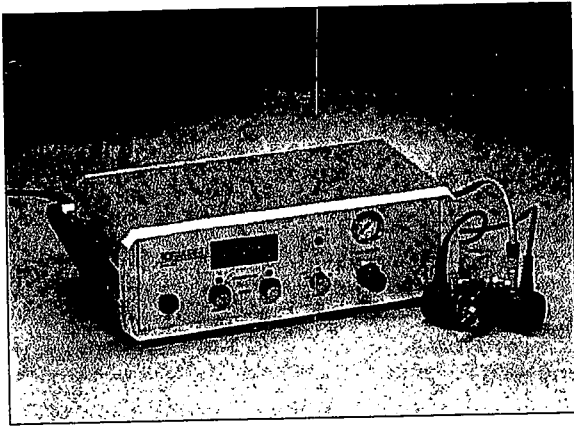


Le générateur d'aérosol ATM 220 avec séchage par diffusion est idéal pour la calibration d'instruments.

Visualisation de flux

Un autre champ d'application est la visualisation de flux. Ici, l'utilisateur veut contaminer la zone de mesure avec des particules de composition et de taille connues afin de mesurer après coup leur vitesse et leur profil par des méthodes optiques.

La suite... <http://www.granuloshop.com/to/index.htm>



Neutraliseur et chargeur Electrostatique pour Aérosols EAN

L'interaction des particules, en particulier solides, peut causer des charges électrostatiques indésirables. On sait générer des aérosols d'une remarquable stabilité et homogénéité (voir SAG, ATM et SLG) pour le test de filtres, cyclones, impacteurs, etc. On peut encore améliorer la qualité des tests en utilisant ce neutraliseur.

Il peut aussi être utilisé pour charger des aérosols de poussières ou liquides afin d'orienter la déposition. Et l'équilibre de charge peut être contrôlé en mélangeant ions positifs et ions négatifs de façon très précise.

Applications

- Neutralisation efficace et contrôlée des aérosols
- Charge précise des particules
- Evaluation reproductible des filtres et séparateurs
- Assurance Qualité
- Recherche fondamentale en Aérosols.

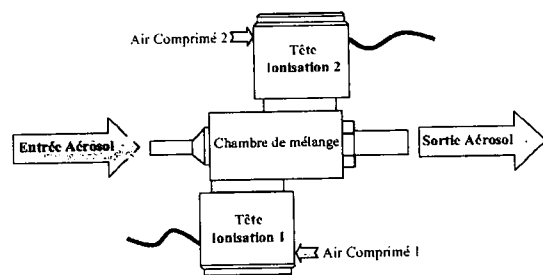
Avantages Particuliers

- Génération contrôlable des ions
- Réglage indépendant des 2 sources d'ions positifs et négatifs
- Pas de source radioactive
- Intégration aisée dans tout autre système de test de filtre ou de génération d'aérosols.

Principe

L'EAN 581 repose sur le principe de décharge Corona avec une chambre de mélangeage et 2 têtes d'ionisation indépendantes. Les ions positifs et négatifs sont générés dans deux flux mélangés consécutivement au flux d'aérosol dans la chambre de mélangeage. Une source d'air comprimé, propre est raccordée à chaque tête d'ionisation et le bloc de commande, branché au secteur gère l'alimentation électrique.

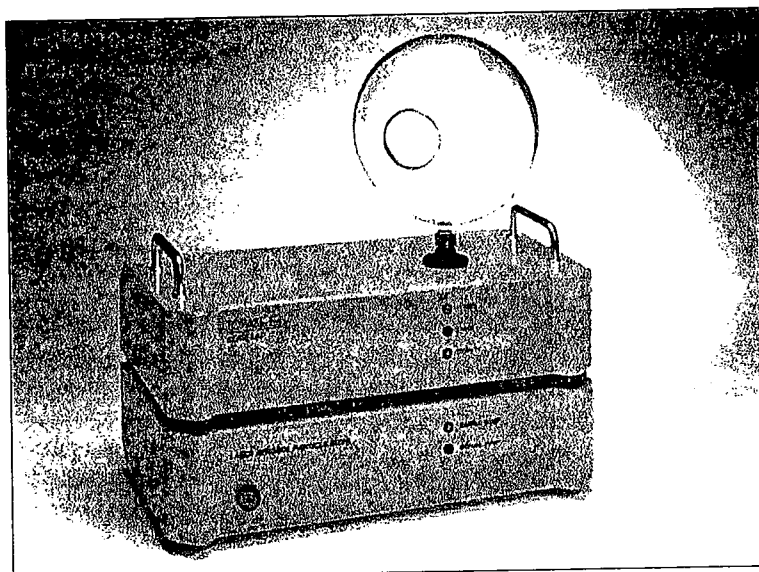
La conception exclusive de la chambre vous assure un mélangeage absolument parfait et donc une excellente efficacité de charge ou de décharge. L'échange d'ions sur la surface des particules change la charge résiduelle de la particule avant sa sortie.



Chambre de mélangeage avec tetes d'ionisation

La tension et le courant d'ionisation sont affichés en kV et μ A pour un réglage précis.

La suite... <http://www.granuloshop.com/to/index.htm>



Granulomètre Aérosol Laser LAP 320 avec Sphère échantillon

Principaux Avantages

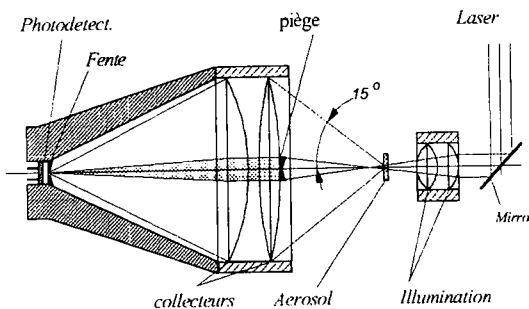
- Granulométrie rapide sans contact des distributions
- Large gamme de concentration
- Influence minimale de la nature du produit par utilisation de la diffraction laser directe
- Haute sensibilité par utilisation de laser He-Ne
- Volume de mesure optimisé
- Pas d'hypothèse a priori sur la distribution granulométrique
- Facile à utiliser avec son logiciel convivial sous Windows
- Conception robuste, petit et léger
- Portable (batteries)

Principe de Mesure

Méthode de mesure unique des dimensions des particules (caractéristiques particulières) indépendante de toute hypothèse sur la courbe de distribution granulométrique. Cette méthode combine haute sensibilité, justesse et rapidité de la mesure. Il est en effet intéressant d'utiliser la corrélation entre caractéristiques physiques et optiques dont la mesure est fiable et pratique. Les instruments de la série LAP sont basés sur une mesure de particules une à une. Ils donnent une granulométrie précise et une mesure de concentration dans les aérosols très concentrés avec une excellente résolution granulométrique.

Applications

- Mesure de la granulométrie (sprays, poussières, poudres)
- Mesure de référence pour la calibration et le test des Aérosols
- caractérisation et tests des filtres
- estimation de l'efficacité séparatrice
- Caractérisation des aérosols pharmaceutiques
- R&D en Aérosols

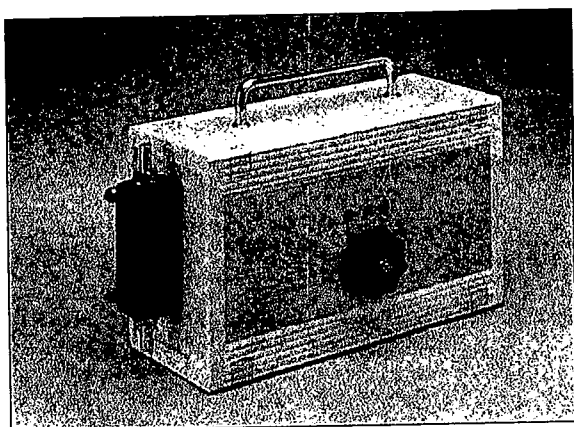


Near Forward Light Scattering Arrangement Used in the LAP

La suite... <http://www.granuloshop.com/to/index.htm>

Un grand nombre d'applications en mesure et technologie des aérosols nécessitent une dilution de l'aérosol à caractériser.

Ainsi, l'évaluation d'un filtre ou d'un matériau filtrant n'est souvent possible que grâce à des techniques adéquates de dilution de façon à mesurer la granulométrie en amont et en aval avec le même instruments.



Système de dilution DIL

Les systèmes de dilution Topas sont conçus pour vous permettre d'être mobile. La dilution est effectuée sans ajout d'air comprimé auxiliaire. Le ratio de dilution est observé en permanence au moyen d'une mesure de flux montée de série et indiqué sur le panneau avant.

Les modèles DIL, d'un côté, sont utilisés avec un flux total défini et une dilution fixe, les modèles DDS, de l'autre, permettent d'ajuster le ratio dans une large gamme offerte à l'utilisateur.

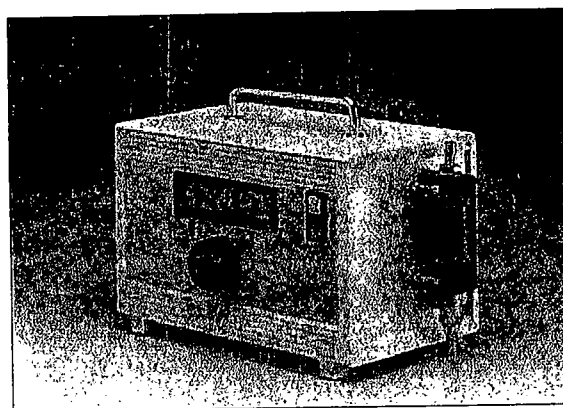
Chaque modèle de dilution est conçu pour une usage mobile et flexible. Ils n'utilisent que du 12 V. continu.

Applications

- Validation de bancs et hottes à flux laminaire et salles blanches
- Evaluation d'efficacité de filtres
- Mesure d'aérosols très concentrés
- Recherche fondamentale en aérosols

Avantages particuliers

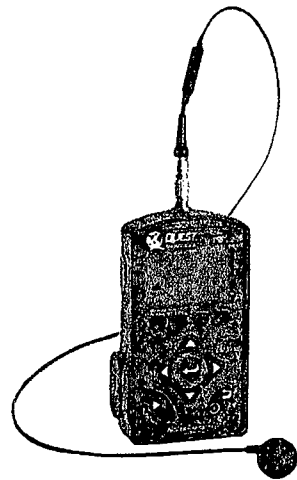
- Dilution reproductible et constante de l'aérosol même alors que les conditions changent
- Contrôle continu et affichage du ratio de dilution du moment
- Conçu pour être portable (pas besoin de source externe d'air comprimé ou de sortie de gaz)
- Robuste et fiable, c'est un investissement solide avec un entretien minimal
- Fonctionnement précis en surpression et dépression
- Possibilité de modifier les caractéristiques (flux, ratio) à la commande



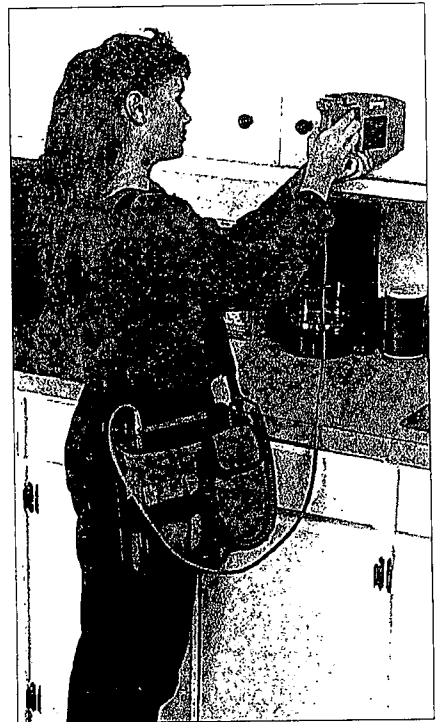
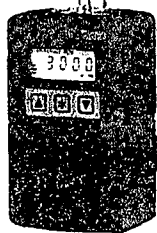
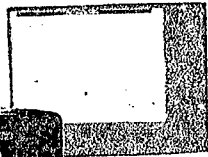
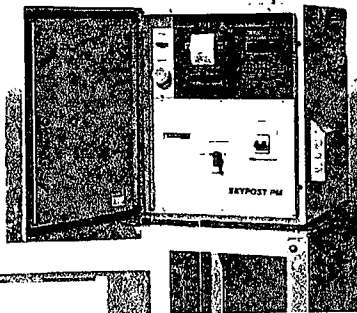
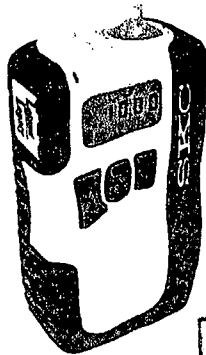
Système de dilution dynamique DDS 560

La suite... <http://www.granuloshop.com/to/index.htm>

HYGIÈNE TOXICOLOGIE DÉTECTION



**PRÉLÈVEMENT
DÉTECTION
BRUIT
RAYONNEMENT
HABITAT**



PRÉLÈVEMENT PAR BADGES

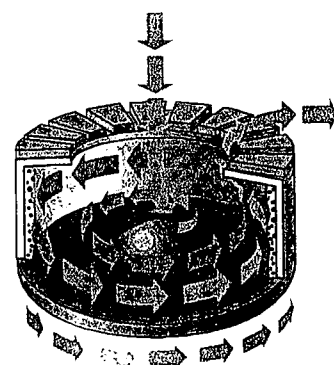
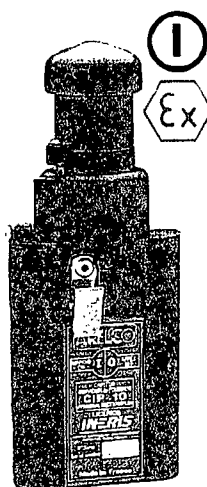
- Badge de prélèvement avec analyse différée en laboratoire pour :
 - vapeurs organiques sur charbon actif (modèle GABIE*)
 - aldéhydes
- Badges à réaction colorimétrique pour :
 - Phosgène
 - Hydrures (phosphine, arsine, diborane, silane)
 - Isocyanates (TDI/PPDI)
 - Aérosols d'isocyanates (MDI/TDI)



Badge G.A.B.I.E.

ECHANTILLONNAGE SUR COUPELLES ROTATIVES

- Capteur Individuel de Poussières modèle CIP 10
 - Pour le prélèvement individuel de la fraction alvéolaire, thoracique ou inhalable sur mousse rotative pour les particules (poussières, charbon, silice, quartz,...)
- Capteur Individuel de Polluants Microbiologiques, modèle CIP 10 M*
 - Pour un prélèvement hélicoïdal sur un anneau liquide rotatif des bio aérosols (endotoxines, bactéries, champignons, moisissures, pollens,...)
- Capteur Atmosphérique de Poussières, modèle CAP
 - Pour un prélèvement extérieur, autonome sur batterie, durant 7 jours
- Accessoires
 - Banc d'étalonnage de débit à équilibre manométrique
 - Tachymètre

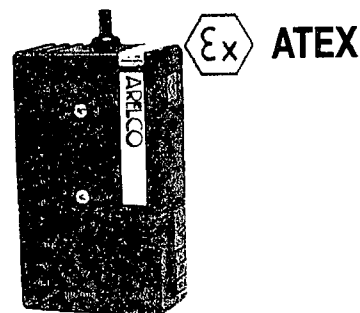


Prélèvement hélicoïdal sur liquide rotatif des bio aérosols. CIP 10 M

PRÉLÈVEMENT PAR POMPES

PRÉLÈVEMENT INDIVIDUEL

- Trois modèles robustes 224-44EX, et 224-PCTX4, 224-PCTX8 : débit de 500 à 4000 cc/min. (0 à 500 avec accessoires)
- Le modèle économique 224-52TX : débit de 750 à 3 000 cc/min. (0 à 500 avec accessoires)
- Le modèle programmable POCKET PUMP avec liaison PC : débit de 5 à 250 cc/min.
- Le modèle programmable EXEC avec liaison PC : débit de 750 à 3 000 cc/min. (0 à 500 avec accessoires)
- Le modèle programmable fort débit LEYLAND LEGACY avec liaison PC : débit de 5 à 15 l/min. autonomie 24 heures sur batterie



Modèle 224-52TX



Ex ATEX

Modèle POCKET PUMP

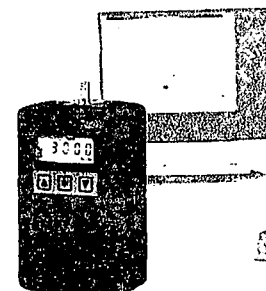
PRÉLÈVEMENT D'AMBIANCE

Version BASIC avec programmeur hebdomadaire ou
Version PLUS avec programmeur calculateur de volume corrigé :

- BRAVO M2 (0,1 à 25 l/min) BASIC ou PLUS
- BRAVO H2 (0,5 à 40 l/min) BASIC ou PLUS
- BRAVO RP (0,1 à 12 l/min pour amiante) BASIC



Modèle LEYLAND LEGACY

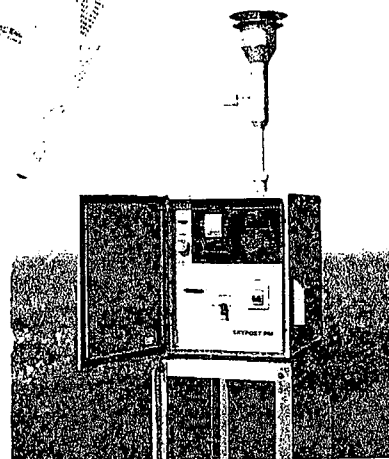
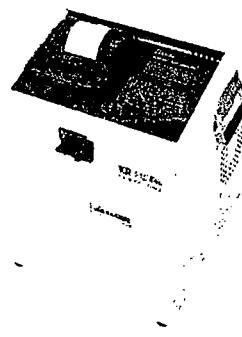


Modèle EXEC

* Brevet INRS (Institut National de Recherche et de Sécurité)

- CHARLIE avec possibilité de gestion de nombreux périphériques en vue de prélèvements séquentiels sur filtres ou tubes... (débit régulé à 2%) et gestion des données de configuration ou d'échantillonnage
- SENTINEL distributeur de cassettes d'échantillonnage
- SKYPOST Station de prélèvement séquentiel avec tête PM10, PM2,5 ou TSP

Préleveur intelligent
Modèle CHARLIE



Station de prélèvement PM10
modèle SKYPOST

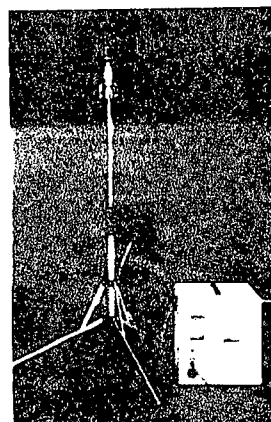
ACCESSOIRES

POUR LE PRÉLÈVEMENT GAZEUX

- Tubes de prélèvement en charbon actif, florasil, gel de silice, PUF, tenax, XAD 2...
- Supports de tubes de prélèvement monovoie ou multivoies, formats standards, larges, jumbo ou multiples.
- Barboteurs individuels.
- Sacs d'échantillonnage en Tedlar de 1 à 200 litres.

POUR LE PRÉLÈVEMENT DE POUSSIÈRES

- Porte-filtre \varnothing 47 mm PM10, PM2,5 et TSP
- Support de filtre \varnothing 37 mm pour fraction totale maximale collectée des particules ambiantes
- Support de boîte-filtre \varnothing 37 mm avec sélecteur de fraction (alvéolaire, thoracique ou inhalable) modèle C.A.Th.I.A.*
- Porte filtres \varnothing 47 mm avec impacteurs virtuels pour 3 fractions simultanées (alvéolaire, thoracique et inhalable)
- Porte boîte-filtre \varnothing 37 mm pour fraction inhalable
- Porte boîte-filtre avec cyclone nylon pour fraction alvéolaire
- Cassettes (styrène, polypropylène, hautes températures, anti-électrostatiques, autoclavables,...)
- Filtres (esters de cellulose, cellulose pure, PTFE, PVC, Polycarbonate, Argent, fibres de verre et de quartz, quadrillés, avec cloche,...)
- Boîte-filtre pré-conditionnée avec filtre, filtre pré-pesé, ou apparié en poids
- Pistolet de contrôle d'étanchéité de cassette, spatule à ouvrir les cassettes, extracteur de filtre en cassette, presse pour cassette, bandes d'étanchéité pour cassettes.
- Vaporisateur d'acétone pour transparisation des filtres



Le prélèvement d'amiante
avec le support filtre
C.A.Th.I.A.
et une pompe BRAVO RP

MATÉRIELS DE CONTRÔLE DES POMPES

- Débitmètre étalon à lame de savon.
- Unité de contrôle et d'enregistrement de la stabilité du débit

DÉTECTION

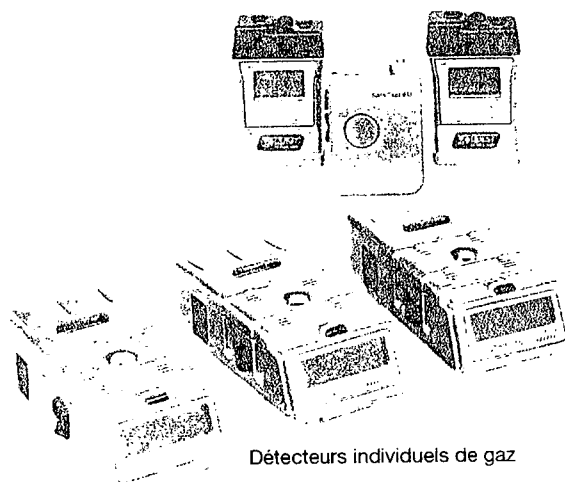
DE GAZ

- Détecteur individuel mono-gaz ou multi-gaz pour explosivité, O₂, CO, H₂S, NO, NO₂, SO₂, Cl₂, HCN, NH₃, EtO avec logiciel de programmation des cycles de mesures et d'exploitation des fichiers de résultats.
- Détecteur mural mono-voie ou multi-voies pour explosivité O₂, CO, H₂S, NO, NO₂, SO₂, Cl₂, HCN, NH₃, HCl, H₂.

D'AÉROSOL

- Porte filtres avec impacteurs virtuels et lecteur optoélectronique de mg/m³ de 3 fractions (alvéolaire, thoracique et inhalable)
- Unité portable ou murale de vapeur de mercure

* Développé par INRS (Institut National de Recherche et de Sécurité)



Détecteurs individuels de gaz

BRUIT

- Dosimètres de bruit classe 1 ou 2 avec liaison PC
- Sonomètres classe 1 ou 2 avec liaison PC
- Filtres d'octave et tiers d'octave
- Source étalon de bruit
- Contrôleurs de vibration sous trois axes
- Logiciel en français de programmation des cycles de mesures et d'exploitation des fichiers de résultats.

RAYONNEMENT

THERMIQUE

- Unités de mesure de la contrainte et confort thermique WBGT/PMV/PPD
- Enregistreur individuel de contrainte thermique
- DELTA RADIOMÈTRE
Modèles unidirectionnel ou multidirectionnel pour la mesure rapide du rayonnement thermique d'une source de chaleur.

RADIOACTIF

- RADIAMÈTRE 0,2 à 50 $\mu\text{Sv/h}$
Alpha, Bêta, Gamma ou X.

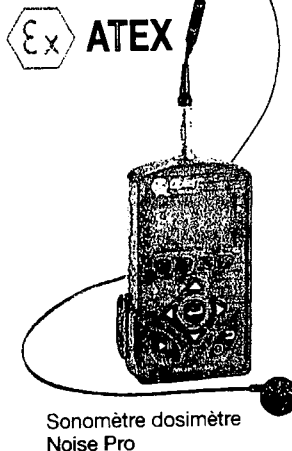
HABITAT

PLOMB

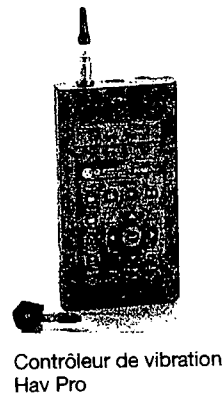
- Crayon de détection de Pb
- Analyseur par fluorescence X de mg/cm^2 Pb dans les revêtements muraux modèle Microlead
- Analyseur par fluorescence X de mg/cm^2 Pb dans les revêtements muraux, avec gestion informatique des rapports de mesures modèle Leadstar.

AIR INTÉRIEUR

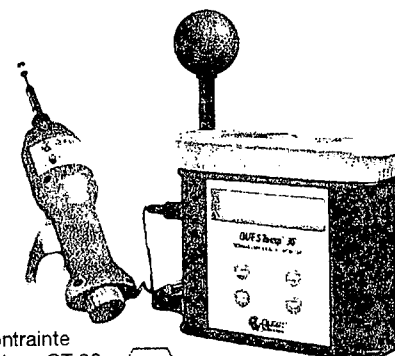
- Contrôleur de la qualité de l'air intérieur avec mesures CO_2 , humidité relative, température, gaz toxique et calcul du renouvellement d'air.



Sonomètre dosimètre
Noise Pro



Contrôleur de vibration
Hav Pro



Analyseur de contrainte
et confort thermique QT 36



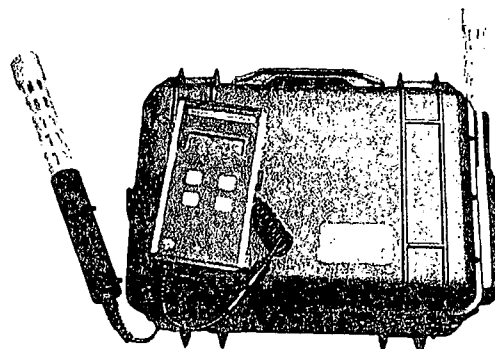
HABITAT

PLOMB

- Crayon de détection de Pb
- Analyseur par fluorescence X de mg/cm^2 Pb dans les revêtements muraux modèle Microlead
- Analyseur par fluorescence X de mg/cm^2 Pb dans les revêtements muraux, avec gestion informatique des rapports de mesures modèle Leadstar.



Mesure du Plomb
dans les peintures
par XRF LEADSTAR



Contrôleur de la qualité et du renouvellement de l'air
Modèle Aq 5000

ARELCO A.R.C. est distributeur des marques OMEGA SPECIALTY INSTRUMENT CO., QUEST TECHNOLOGIES, SKC INC., TCR TECORA, WARRINGTON INC., ...



2, avenue Ernest Renan - 94120 Fontenay sous Bois - France
Tél. +33 (0)1 48 75 82 82 - Fax +33 (0)1 43 94 07 21
E mail : arelcoarc@arelco.fr - Site web : www.arelco.fr

PURETÉ DES GAZ - COMBUSTION/ÉMISSION
CONTRÔLE INDUSTRIEL - HYGIÈNE/TOXICOLOGIE/DÉTECTION

CIP 10-M

CAPTEUR INDIVIDUEL DE POLLUANTS MICROBIOLOGIQUES

SPÉCIFICATIONS TECHNIQUES

- Débit de prélèvement : 10 litres par minute (sélecteur alvéolaire ou inhalable) (ou 7 l / min avec sélecteur thoracique).
- Vitesse de rotation de la coupelle de collecte : 7 000 tours / minute environ
- Sterilisation : Tête en ABS autoclavable
Coupelles de prélèvement en métal (ou plastique)
Boîtier électronique en ABS pouvant être aseptisé.
- Compatibilité : Tête omnidirectionnelle compatible avec les sélecteurs de fractions conventionnelles.
Le CIP10-M peut accepter un sélecteur inhalable, alvéolaire (débit 10 l/min) ou thoracique (équivalent PM 10, débit 7 l/min) en vue du prélèvement ciblé d'une fraction conventionnelle d'un aérosol en accord avec la norme EN 481.
- Port ou installation : pince de fixation et baudrier individuel en nylon.
- Mise en marche : par contact aimant
- Indicateur : témoin Led de fonctionnement
- Autonomie électrique : plus de 40 heures par batterie interne rechargeable Cd-Ni
- Poids : 350g
- Dimensions : 178 x 70 x 25 mm

RÉFÉRENCES DE COMMANDES

- 1 VALISE avec 1 CIP 10-M
1 coupelle réf 10 007M, 1 tête de prélèvement sans sélecteur chargeur, baudrier, outillage Réf. 10-010M
- 2 Tête d'échantillonnage pour fraction alvéolaire Réf. 10-006
- 3 Tête d'échantillonnage pour fraction thoracique Réf. 10-928
- 4 Tête d'échantillonnage pour fraction inhalable Réf. 10-926
- 5 Coupelle d'échantillonnage pour micro organismes Réf. 10-007M
- 6 Mousse impacteur utilisée dans tête alvéolaire (lot de 100) Réf. 10-030
- 7 Mousse sélecteur utilisée dans tête alvéolaire (lot de 100) Réf. 10-031

ÉTALONNAGE

- 1 Tachymètre optique pour le contrôle de la vitesse de rotation de la coupelle rotative (= mesure du débit du CIP 10-M) Réf. APC 8527

2, avenue Ernest Renan
94120 Fontenay sous Bois - France
Tel. +33 (0)1 48 75 82 82
Fax +33 (0)1 43 94 07 21
E mail : arelcoarc@arelco.fr
Site web : www.arelco.fr



CIP 10-M

CAPTEUR INDIVIDUEL DE POLLUANTS MICROBIOLOGIQUES

L'échantillonnage sur un liquide en rotation d'aéro-biocontaminants pour le contrôle de la qualité de l'air.

Les polluants microbiologiques de l'air vont des virus dont la taille est inférieure au micron jusqu'aux spores des champignons qui peuvent dépasser 200 µm.

Ils sont maintenus en suspension dans l'air naturellement ou peuvent être aéroportés sur des particules d'aérosols.

Le CIP10-M permet d'effectuer

un prélèvement d'air et de piéger

des aéro-biocontaminants sur un liquide.

La qualité microbiologique de l'air en aéro-biocontaminants pourra être évaluée grâce à une analyse du liquide de piégeage par une technique de dénombrement ou d'identification.

Brevet INRS en cours

Le préleveur d'échantillon CIP10-M avec une coupelle rotative qui génère le débit d'aspiration et collecte sur un anneau liquide en rotation des bactéries, moisissures, pollens ou leurs fragments sans en altérer leur fiabilité et leur intégrité.

APPLICATIONS

Polluants :

- ☒ Bactéries (égionellose, salmonelle, listeria, ...)
- ☒ Pollens

☒ Moisissures

☒ Virus

☒ Endotoxines

Domaines d'utilisation :

Prélèvements individuels, mobiles ou fixes

Dans l'industrie :

- ☒ Alimentaire, tri, déchets, assainissement, ...

Locaux collectifs :

☒ Médical,

☒ Transport,

☒ Loisir et sport,

☒ Habitat,

☒ Commerce.



CIP 10-M

CAPTEUR INDIVIDUEL DE POLLUANTS MICROBIOLOGIQUES

PRÉLÈVEMENT HELICOÏDAL SUR UN ANNEAU DE LIQUIDE EN ROTATION

GÉNÉRATION DU DÉBIT DE PRÉLÈVEMENT

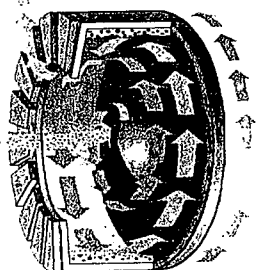
La coupelle rotative est soumise à une vitesse de rotation de plusieurs milliers de tours par minute. Des pales horizontales en partie supérieure de la coupelle assurent le débit par un effet ventilateur centrifuge. Le frottement de l'air sur les faces verticales du liquide et les autres surfaces internes de la coupelle en rotation génère une dépression pour canaliser le flux d'air vers le liquide de collecte.

LE PRÉLÈVEMENT HELICOÏDAL SUR LIQUIDE ROTATIF

Le liquide contenu dans la coupelle est, par frottement, soumis à une vitesse de rotation similaire à celle de la coupelle. La résultante de la vitesse d'aspiration et de la force centrifuge modérée permet un dépôt en douceur des bio-aérosols sur la surface du fluide qui est lui-même plaqué sur la paroi interne de la coupelle. En effet, les bio-aérosols de l'air prélevé décrivent un trajet hélicoïdal et viennent se déposer sous une vitesse voisine de celle du fluide de collecte.

MAINTIEN DU FLUIDE DANS LA COUPELLE ROTATIVE

Lors de cette rotation, le fluide est soumis à une force centrifuge qui le plaque contre la paroi verticale circulaire interne de la coupelle. En haut de la paroi circulaire, un rebord interne orienté vers l'intérieur de la coupelle permet d'obtenir une cavité cylindrique destinée à maintenir captif le fluide en rotation.



AVANTAGES DU PRÉLÈVEMENT HELICOÏDAL SUR UN ANNEAU LIQUIDE ROTATIF

INTÉGRITÉ DE L'ÉCHANTILLON

Contrairement aux méthodes traditionnelles d'échantillonnage qui génèrent de nombreux traumatismes aux aérosols biologiques, le prélèvement hélicoïdal sur fluide rotatif permet de maintenir l'intégrité et la survie des cellules microbiennes.

» Aucun choc subi par les cellules microbiennes lors d'impact sur un plan de filtre, de paroi de flacon ou d'une surface de filtre.

» Pas de traumatisme généré aux bactéries par d'importantes vitesses ou dépressions dans des buses subsoniques.

» Aucune déshydratation des cellules au fur et à mesure du prélèvement grâce au milieu constituant le fluide de collecte.

ÉFFICACITÉ DE LA COLLECTE

100% des particules au diamètre aérodynamique > 3.5 µm et 50% des particules au diamètre aérodynamique > 1.5 µm.

GRANDE CAPACITÉ DE COLLECTE

La solution de collecte en mouvement régénère sa surface de prélèvement. Elle pallie au risque de saturation superficielle.

MANIPULATION AÏSÉE DE L'ÉCHANTILLON

Possibilité de transvaser, diluer et analyser l'échantillon liquide de nombreuses façons.

ANALYSE DE LA SOLUTION D'ÉCHANTILLONNAGE

En fin de prélèvement, le liquide contenu dans la coupelle (deux millilitres environ) peut être analysé sur place (ATP-métrie...), conditionné dans sa coupelle, récupéré en vue d'une analyse différée au laboratoire avec ou sans dilution.

- » mise en culture et comptage de colonies
- » mise en culture et identification des souches
- » qualification de toxines libérées (par exemple, les endotoxines inhérentes aux bactéries Gram négatives)
- » comptage de cellules bactériennes par épi fluorescence
- » identification PCR

AVANTAGES DÉTERMINANTS DU CIP 10-M POUR LES PRÉLÈVEMENTS DE MICRO-ORGANISMES DANS L'AIR

COMPATIBLE AVEC DE NOMBREUX MILIEUX DE COLLECTE

Le CIP-10-M permet le prélèvement de bio-aérosols avec une collecte sur de nombreux fluides possibles. La coupelle rotative a été spécialement développée pour pouvoir contenir toutes sortes de fluides. Sa géométrie interne annulaire peut retenir des liquides très purs (eau distillée aprotogène, solution peptonée, ...) comme des substances plus visqueuses (gélose, graisses...)

LE CIP 10-M EST SILENCIEUX

Idéal pour les prélèvements dans les locaux accueillant le public (habitats, établissements hospitaliers, complexes sportifs, transports, lieux collectifs...), il ne crée aucune nuisance sonore et garantit toute discrétion lors d'enquête délicate.

MOBILE ET COMPACT

La solution de collecte est bien maintenue par centrifugation malgré des secousses lorsque le CIP 10-M est transporté. Son ergonomie n'occasionne aucune gêne et garantit toute représentativité des résultats. Il permet de pouvoir envisager enfin des prélèvements individuels.

GRANDE AUTONOMIE : plusieurs heures de fonctionnement sur batterie

Ne requiert aucune alimentation électrique externe. L'autonomie du milieu de collecte est fonction de sa susceptibilité à l'évaporation. Par exemple, pour un prélèvement effectué avec une coupelle rotative contenant de l'eau, l'autonomie de collecte est supérieure à 3 heures selon l'humidité relative de l'air.

MATÉRIAUX COMPATIBLES AVEC LES PROTOCOLES DE STÉRILISATION

Tête d'échantillonnage en ABS, coupelle en métal ou plastique autoclavables. Unité électronique à aseptiser.

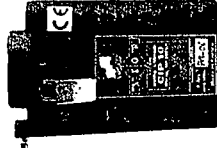


Tête d'échantillonnage omnidirectionnelle interchangeable selon la fraction conventionnelle à prélever

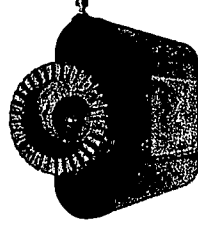


Couvercle pour coupelle

Coupelle de prélèvement hélicoïdale



Unité électronique



Vue de la coupelle de prélèvement (sans sélecteur de fraction aérolaire, thoracique ou inhalable).

POSSIBILITÉ DE PRÉLÈVEMENT DE FRACTIONS CONVENTIONNELLES

Le CIP 10-M peut être équipé de têtes d'échantillonnage amovibles en vue du prélèvement spécifique des fractions conventionnelles aérolaire, thoracique et inhalable de l'aérosol, en accord avec la norme EN 481.

ECOMESURE

QUALITÉ DE L'AIR

Analyseurs et Préleveurs



Environnement
air intérieur

Hygiène
industrielle

Environnement / Air intérieur

Analyse en continu des polluants atmosphériques

- Analyseur massique de poussières en temps réel R&P TEOM 1400
- Analyseur de poussières R&P DUSTSCAN Sentinelle
- Analyseur granulométrique des particules ultra fines DEKATI ELPI
- Analyseur de carbone dans les poussières en suspension 5400
- Analyseur des HAP adsorbés sur les poussières en suspension EcoChem PAS 2000
- Analyseurs de sulfates et nitrates particulaires 8400N/S

Prélèvement / Echantillonnage des polluants atmosphériques

- Sequenceur de filtres et cartouches ACCU
- Preleveur séquentiel de poussières en suspension PARTISOL PLUS
- Preleveur de poussières Mini PARTISOL
- Echantillonneur d'air multipolluants PARTISOL SPECIATION
- Cartouches de speciation ChemComb
- Echantillonneur de polluants semi volatils TISCH PUF
- Echantillonneur de COV par méthode Canister ANDERSEN AVOCS
- Echantillonneur passif OGAWA

Air intérieur / Hygiène industrielle

- Analyseur de poussières portatif DUSTSCAN SCOOT
- Echantillonneur personnel multipolluants ChemPass R&P 3400

- ACCESSOIRES
- Débitmètres étalons STREAMLINE
 - Débitmètres étalons BIOS



ECOMESURE

B.P. 13 - F-91640 Janvry

Tél : (+33) 01 64 90 55 55 - Fax : (+33) 01 64 90 55 66

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 mg/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

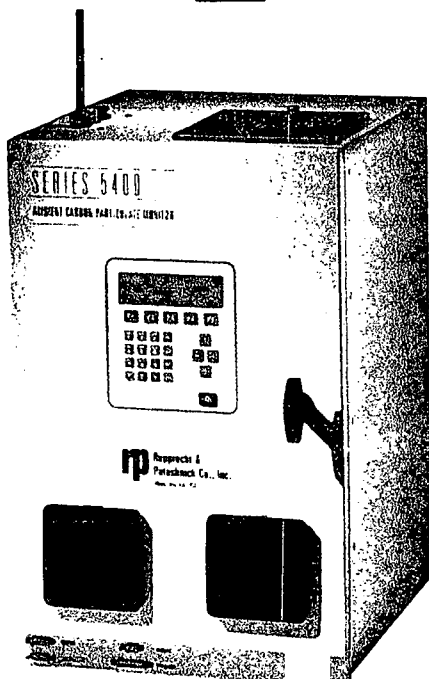
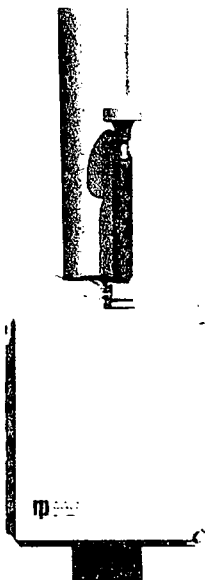
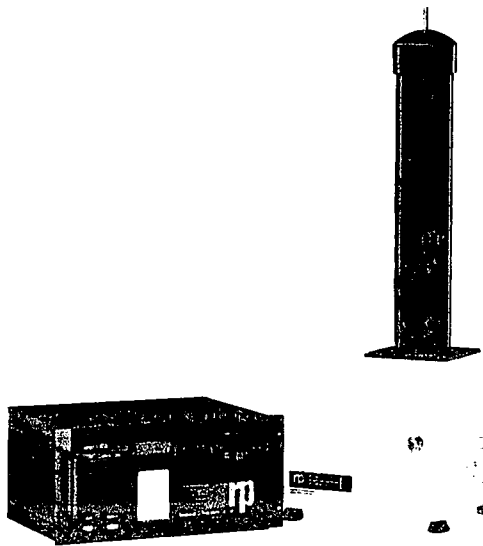
Mesure simultanée du carbone élémentaire (suie) et du carbone organique

Procédure d'étalonnage simple, précise et rigoureuse

Minimisation des artefacts par collection sur impacteur

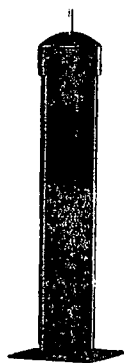
Conçu pour installation en réseau : fonctionnement automatique sans intervention humaine, nombreuses interfaces, étalonnage automatique...

REMARQUE : le R & P 5400 permet de quantifier non seulement la concentration en 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 analyseur IR.



Environnement / Air intérieur

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 mg/m^3

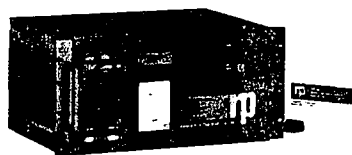
Résolution : 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

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 mg/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

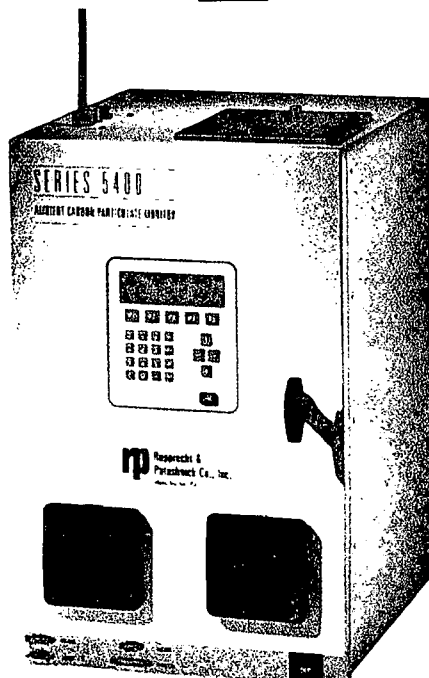
Mesure simultanée du carbone élémentaire (suie) et du carbone organique

Procédure d'étalonnage simple, précise et rigoureuse

Minimisation des artefacts 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 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 analyseur IR.



Environnement/Air intérieur

Analyse en continu des polluants atmosphériques

ANALYSEUR DES HAP ADSORBÉS SUR LES POUSSIÈRES

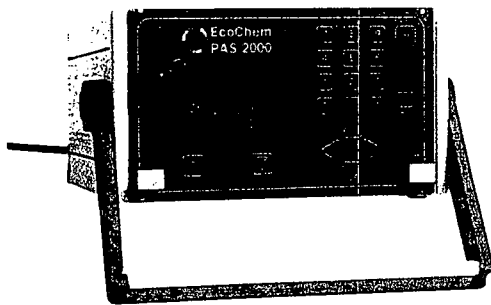
ECOChem PAS 2000

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

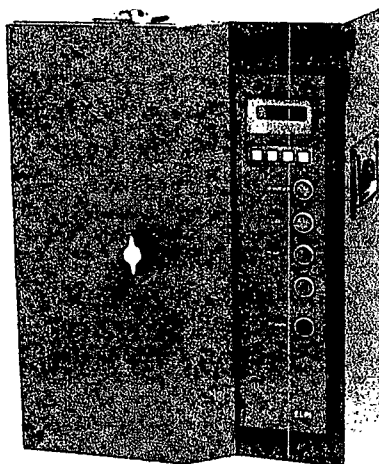
Débit d'aspiration : 30 l/mn

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 concentration 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)

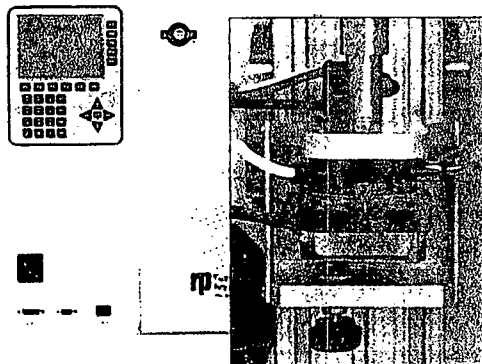
Résolution en temps : 10 mn

Gamme : 0 à 1 mg/m³

Résolution : 0,2 µg/m³

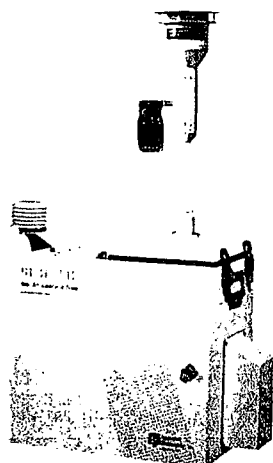
Sorties analogique et RS 232

Principe : oxydation flash, suivie de la détection du NO₂ (nitrates) par chimiluminescence et 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.

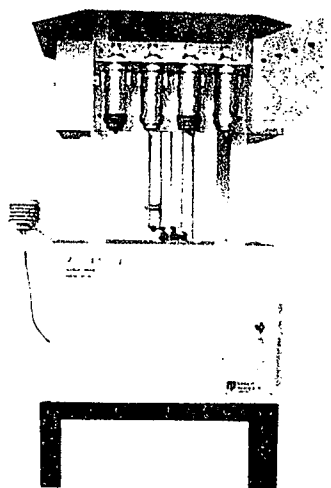
Prélèvement / Echantillonnage des polluants atmosphériques



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, Possibilité d'échantillonner en fonction des conditions météo et de mesurer la fraction PM-10 et PM-2,5 sur un même préleveur.

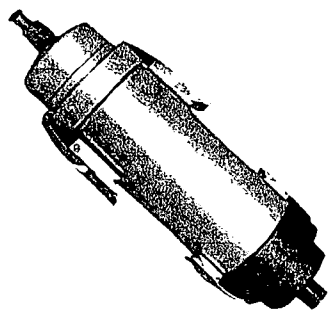


ÉCHANTILLONNEUR D'AIR MULTIPOLLUANTS **R & P PARTISOL SPECIATION**

Développé pour la collection simultanée / séquentielle d'échantillons particulaires et en vue de quantifier un ensemble de polluants atmosphériques solides, semi volatils, fractions PM-10 et PM-2,5, métaux lourds, nitrates, HAP, pesticides, dioxines, etc.

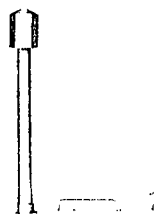
12 voies de prélèvement avec possibilité d'échantillonner simultanément sur jusqu'à 12 voies
Utilise les cartouches de spéciation ChemComb

REMARQUE : associé aux cartouches ChemComb, le Partisol Speciation permet d'extraire simultanément un grand nombre de supports de collection différents : ces supports peuvent ainsi être optimisés selon le type d'analyse chimique envisagé ultérieurement pour qualifier chaque polluant.



CARTOUCHES DE SPÉCIATION MULTIPOLLUANTS **R & P CHEMCOMB**

- Cartouches multi-étages permettant l'échantillonnage de divers polluants particulaires et 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.



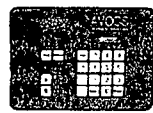
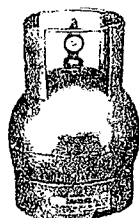
ÉCHANTILLONNEUR DE COV SUR "CANISTER" **ANDERSEN AVOCS**

Collecte des échantillons d'air dans des cylindres métalliques spécialement traités, les "canisters" pour l'analyse ultérieure des COV

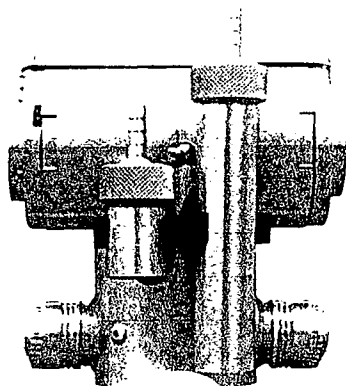
Connectable sur 1 à 16 canisters

Echantillonnage conditionnel selon la direction et la vitesse du vent

Alimentation sur secteur et sur batterie



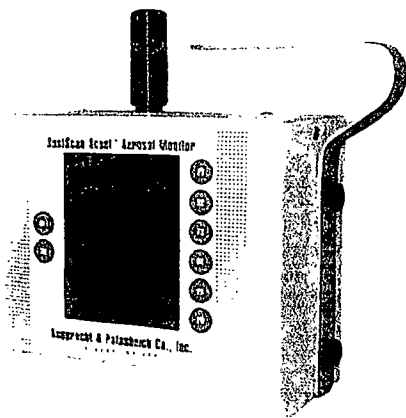
Air intérieur/hygiène industriel



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, NC
Pompe personnelle et harnais en option

APPLICATIONS : échantillonneur modulaire s'adaptant à l'analyse de tout ou partie o
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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 0 - 100 mg/m^3
Résolution : +/- 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
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 P
Autonomie sur batterie : 6 heures

APPLICATIONS : mesure instantanée ou en continu de la concentration en poussières
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 re
geables. Existe en version " massive ". Idéal pour l'étalonnage de débitmètres et an
seurs. Ne contient aucun liquide susceptible de contaminer l'appareil à étalonner.

DÉBITMÈTRE ÉTALON

STREAMLINE Principe : mesure de perte de charge sur orifice calibré
Etudié pour l'utilisation sur site dans les conditions climatiques les plus rigoureuses
Gamme de débit total : de 1 à 20 l/mn

COMPTEUR DE NOYAU DE CONDENSATION
6 MODELES DIFFERENTS 3007, 3010 3022A, 3025A, 3760A, 3762



COMPTEUR CNC PORTABLE

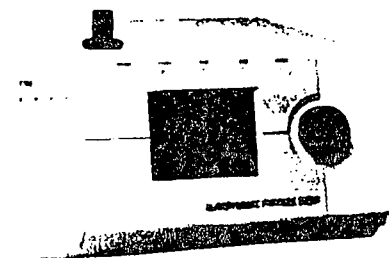
ENREGISTREMENT DES DONNEES A L'AIDE D'UN
DATA LOGGER INTEGRE; LOGICIEL DE
TELECHARGEMENT DES DONNEES

DEBIT TOTAL DE 0,7 L/min

AUTONOMIE DE 8 HEURES

CONCENTRATION EN PARTICULE JUSQU'A $5 \cdot 10^5$
PART/CM³

GRANULOMETRE APS 3321



MESURE EN TEMPS REEL DU DIAMETRE DES
PARTICULES COMPRIS ENTRE 0,5 ET 20 μ m

DEBIT TOTAL DE 5 L/min

52 CANAUX GRANULOMETRIQUES

CONCENTRATION EN PARTICULE JUSQU'A 1000
PART/CM³

LOGICIEL D'ACQUISITION DES DONNEES

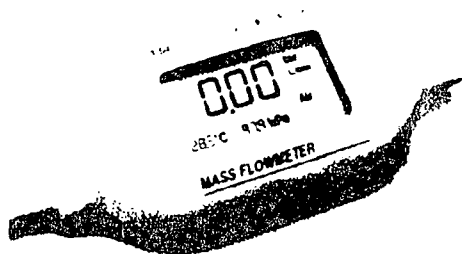


Intertek Testing Services
I.C.S

B.91.rue du Général de Gaulle
27109 LE VAUDREUIL - France
Tél : 02 32 09 36 26 - Fax : 02 32 09 36 28
Email : ics@intertek.com

Contact : Mr NOIRTIN Arnaud

DEBITMETRE MASSIQUE ELECTRONIQUE



MESURE DU DEBIT MASSIQUE EN TEMPS REEL

MESURE DE LA TEMPERATURE ET DE LA
PRESSION ABSOLUE POUR CONVERTIR LE DEBIT
MASSIQUE EN DEBIT VOLUMIQUE

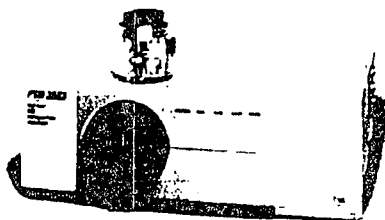
FAIBLE PERTE DE CHARGE

SORTIE ANALOGIQUE OU RS-232

SPECIFICATIONS :

- Gamme de mesures : 0 à 300 l/min ou 0 à 200 l/min ou 0 à 20 l/min.
- Incertitude : 2 % sur la lecture ou 0,05 l/min.
- Temps de réponse : 4 millisecondes.
- Poids : 180 grammes.

AEROSIZER PSD 3603



MESURE DE LA GRANULOMETRIE DES AEROSOLS EN
TEMPS REEL

MESURE DES POUDRES (A L'AIDE D'UN DISPERSEUR) ET
DES AEROSOLS

LOGICIEL D'EXPLOITATION SOUS WINDOWS

SORTIE ANALOGIQUE OU RS-232

SPECIFICATIONS :

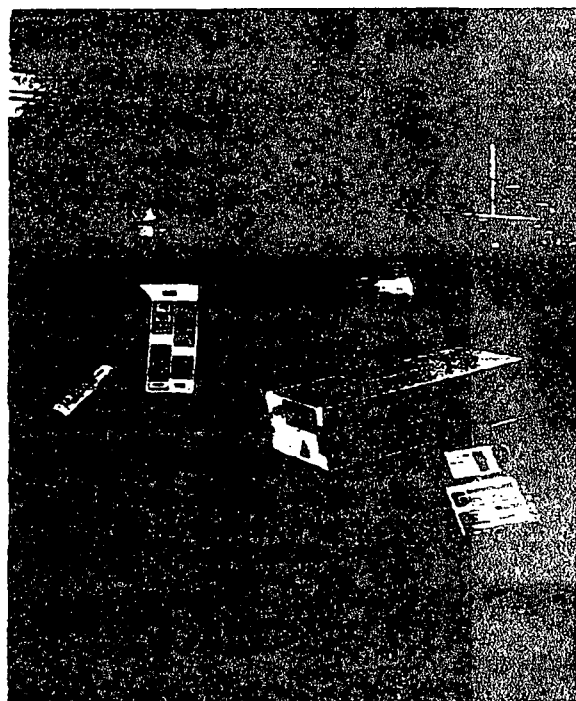
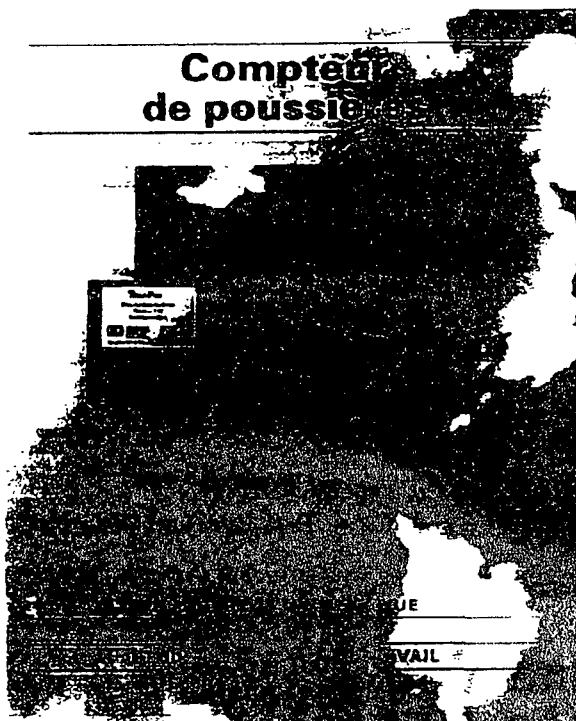
- Principe de mesure : Mesure du Temps de Vol
- Gamme de taille : 0,2 à 700 μm
- Incertitude : 10% sur chaque taille
- Nombre de canaux : 128 par décade
- Poids : 18,2 Kilogrammes



Intertek Testing Services
I.C.S

B.91.rue du Général de Gaulle
27109 LE VAUDREUIL - France
Tél : 02 32 09 36 26 - Fax : 02 32 09 36 28
Email : its@intertek.com

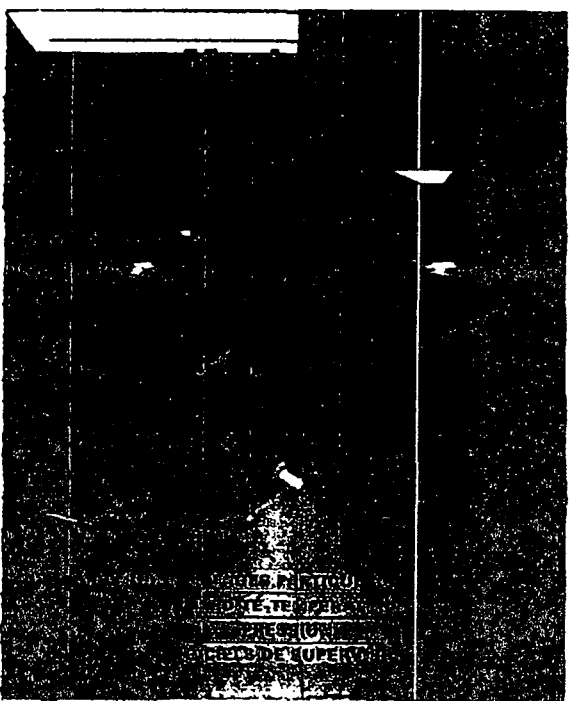
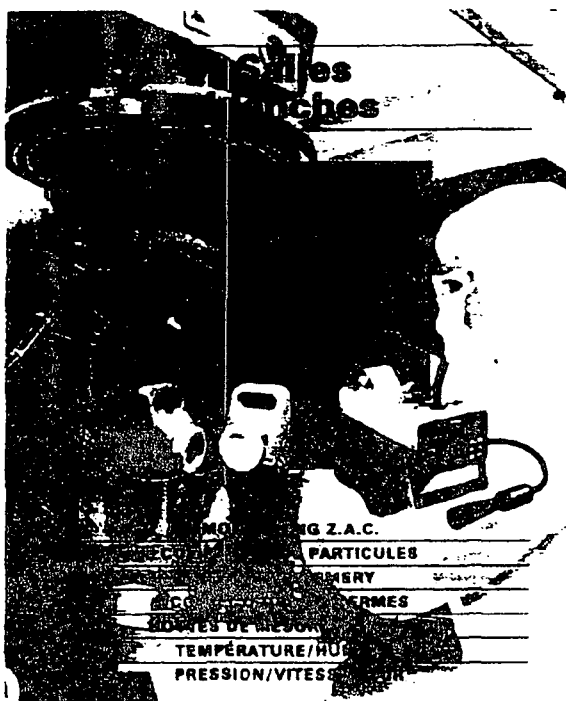
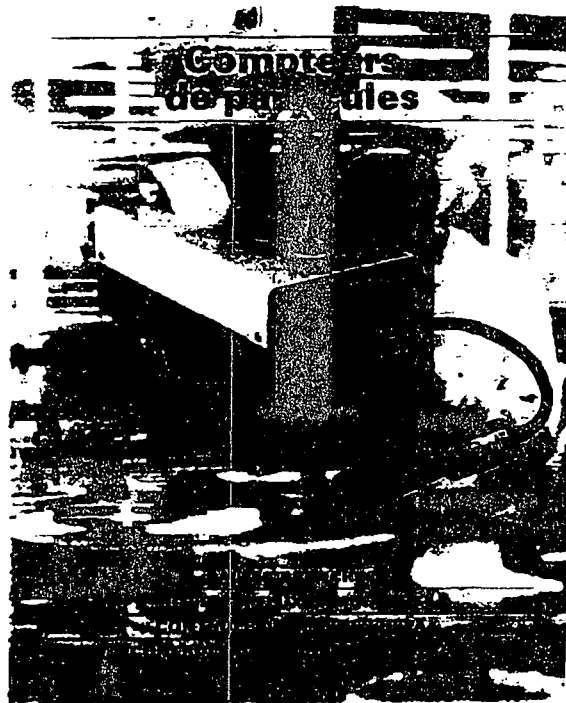
Contact : Mr NOIRTIN Arnaud



Intertek Testing Services
ITS

B.P.1 - 71, 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



Contact : Mr BERTIN Pasca.