

Métrieologie des émissions diffuses de poussières et de gaz - flux et composition - des centres de traitement ou stockage de déchets et des sites pollués

Etat des connaissances



**METROLOGIE DES EMISSIONS DIFFUSES DE POUSSIÈRES
ET DE GAZ - FLUX ET COMPOSITION - DES CENTRES
DE TRAITEMENT OU STOCKAGE DE DECHETS
ET DES SITES POLLUES**

ÉTAT DES CONNAISSANCES

RAPPORT FINAL

avril 2011

**M. DURIF, A.-S. CLINCKE, I. FRABOULET, F. GAUTIER,
J. QUERON, I. ZDANEVITCH - INERIS**

Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégalement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :

RECORD, Métrologie des émissions diffuses de poussières et de gaz - flux et composition - des centres de traitement ou stockage de déchets et des sites pollués. Etat des connaissances, 2011, 131 p, n°08-0137/1A

- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

© RECORD, 2011

RESUME

Il ressort de cet état de l'art qu'il n'existe pas de méthode unique permettant de quantifier les émissions diffuses de poussières et de gaz liées aux activités des centres de traitement ou stockage de déchets.

On peut distinguer d'une part, les techniques « à la source » où les mesures sont faites directement sur la source d'émission. Dans ce cas une partie de la source d'émission est caractérisée et le résultat est appliqué à l'ensemble de la source via des hypothèses confortées éventuellement par des tests sur l'homogénéité de la source d'émission. D'autre part, les techniques dites « périmétriques » où les mesures sont réalisées autour de la source (ou des sources). Dans ce cas, le flux est attribué à la source (ou les sources) située(s) au vent des capteurs. Des hypothèses sont alors faites sur la/les sources contributrice(s) et sa (leur) dispersion au point de mesure. A cette incertitude spatiale s'ajoute une incertitude temporelle. En effet, quelle que soit la technique de mesure aucune ne peut être mise en œuvre en permanence tout au long de l'année. Or, les émissions diffuses varient fortement dans le temps. Cette variabilité pose la question de la représentativité de mesures réalisées sur une période allant d'une journée à quelques semaines au regard des variations à l'année.

Si les méthodes « à la source » permettent de mieux appréhender les émissions de sources particulières, la quantification des émissions de l'ensemble du site nécessitera probablement la réalisation d'échantillonnage massif sur le site, voir la mise en œuvre de différentes techniques adaptées à chacune des sources présentes sur le site.

Les méthodes « périmétriques » permettent d'appréhender les émissions à l'échelle du site, voir en adaptant les stratégies de mesures, à quantifier les émissions de zones d'activités particulières. Ces techniques permettent de s'affranchir de l'incertitude liée à l'hétérogénéité de la source d'émission (échelle du site). Par contre la résolution spatiale des sources d'émissions est faible.

Peu de référentiels normatifs existent. Deux sont en cours d'élaboration à l'AFNOR (guides techniques sur l'utilisation des chambres à flux pour le suivi des émissions de sources surfaciques, mesures des émissions diffuses aux lanterneaux). Une norme européenne existe concernant l'évaluation des sources fugitives de poussières par modélisation de dispersion inverse.

Les chambres à flux sont les techniques les plus utilisées à ce jour pour quantifier les émissions gazeuses de sources surfaciques solides ou liquides. Leur simplicité de mise en œuvre en fait un outil privilégié des bureaux d'études. Néanmoins, une incertitude importante sur le terme source est liée à la faible représentativité de l'échantillonnage vis-à-vis de la source qui est souvent très hétérogène.

L'émergence des techniques à long trajet optique pour la mesure des gaz a permis un développement important des méthodes de mesures périmétriques directes intégrées. Ces techniques sont peu utilisées en France. Elles demandent un investissement matériel lourd et une expertise importante. Elles ont un réel potentiel en termes de quantification des émissions diffuses gazeuses totales d'un site. On pourrait également imaginer qu'à moyenne échéance des systèmes à demeure puissent être installés autour des sites, permettant ainsi de résoudre le problème de la représentativité temporelle des campagnes de mesures ponctuelles. Ces techniques permettent également de prendre en compte les émissions dues aux phases dynamiques des procédés.

Les techniques par traçage sont peu utilisées, elles semblent pourtant bien adaptées à la quantification des émissions diffuses des sources statiques mais avec l'inconvénient majeur d'utiliser des gaz à effet de serre très important. L'usage de ces techniques doit être limité à des cas où aucune autre approche n'est possible.

Les émissions particulières restent les plus difficiles à quantifier. A part le cas des émissions de particules aux lanterneaux de bâtiment où la technique de la mesure aux ouvertures semble bien adaptée, pour les autres sources la modélisation inverse semble l'outil le plus adapté à la quantification des émissions diffuses de particules d'un site, voir de différentes zones si elles ne sont pas trop imbriquées. Bien qu'entachée d'une incertitude importante, cette méthode semble être la meilleure approche disponible à ce jour. Elle est, par ailleurs la seule à être normalisée. Cette technique est peu utilisée en France car sa bonne prise en main demande une certaine expertise et la norme est peu didactique.

MOTS CLES : Mesure des émissions diffuses, centres de traitement ou stockage de déchets.

SUMMARY

It appears clear from this state of knowledge, that there is no single method for quantifying fugitive emissions of dust and gas related to activities of waste treatment or storage facilities.

One can distinguish on one hand, the "source characterization" methods where the measurements directly take place on the source of emissions. In this case, part of the emission source is characterized and the result is applied to the entire source via assumptions/hypotheses reinforced by tests on the homogeneity of the emission source. On the other hand, the techniques known as "perimetric" where the measurements are performed around the source (or sources). In this case, the flow is attributed to the source (or sources) located upwind of the sensors. Assumptions are then made on the contributing sources and their atmospheric dispersion at the measurement point. On top of this spatial uncertainty, a temporal uncertainty should also be taken into account. Indeed, none of the existing measurement technique can be implemented continuously throughout the year. Since diffusive emissions strongly vary over time, this variability raises the question of the representativeness of measurements lasting between one and a few weeks regarding the variations of the emissions during the year.

If the "source characterization methods" allow a better understanding of emissions from a specific zone of a source, quantification of emissions from the entire site will probably require to complete massive sampling on site, or to implement various techniques adapted to each source on site. "Perimetric" methods take into account emissions of the entire site or areas. These techniques allow to overcome the uncertainty associated with the heterogeneity of the emission source (site scale), although the spatial resolution of emission sources is low.

Few standardized references exist. Two are in progress in AFNOR (French standardization body) committees (technical guidelines on the use of flux chambers for monitoring emission surface sources, diffuse emission measurements at roof emission). A European standard exists on the assessment of fugitive dust sources by Reverse Dispersive Modeling.

Flux chambers are the most commonly used techniques by now to quantify gaseous emissions from surface solids or liquids sources. Their ease of implementation make it an ideal tool for laboratories. However, significant uncertainty on the source term is related to the low representativeness of the sample regarding the source which is often very heterogeneous.

The recent technical development of long path optical techniques for measuring gas concentration is generating a growing interest for "perimetric" techniques. These techniques are hardly used in France. They require heavy equipment investment and significant expertise. They have a real potential for quantifying the total gaseous fugitive emissions of a site. One could also imagine that in the future, systems could be permanently installed around the site, thereby solving the problem of temporal representativity campaigns. These techniques also take into account emissions from the dynamic phases of the process.

Gas tracer techniques are not commonly used, yet they seem well suited to the quantification of fugitive emissions from static sources but the major drawback is that they need greenhouse gases. The use of these techniques should be limited to cases where not other approach can be used.

Particulate emissions remain the most difficult to quantify. Apart from the case of particulate roof emissions where the technique of measuring at the openings seems well suited, for other sources inverse modeling tool seems best suits to the quantification of fugitive emissions of particles from one site. Even though this technique shows a large uncertainty, it is appears as the best technology available today. It is also the only one to be standardized. This method is rarely used in France because its use needs expertise and the standard is complex to be used.

KEY WORDS: Measurement of fugitives' emissions, waste treatment facilities.

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION	15
2. MESURES A LA SOURCE	17
2.1. Chambres d'échantillonnage	17
2.1.1. Chambre à cheminée.....	19
2.1.1.1. Principe et applications	19
2.1.1.2. Description	19
2.1.1.3. Echantillonnage.....	21
2.1.1.4. Détermination du flux	22
2.1.2. Chambre statique et à accumulation	22
2.1.2.1. Principe et applications	22
2.1.2.2. Description	24
2.1.2.3. Echantillonnage.....	31
2.1.2.4. Détermination du flux	31
2.1.3. Chambre à flux faible	32
2.1.3.1. Principe et applications	32
2.1.3.2. Description	34
2.1.3.3. Echantillonnage.....	41
2.1.3.4. Détermination du flux	42
2.1.4. Chambre à flux dynamique	44
2.1.4.1. Principe et applications	44
2.1.4.2. Description	44
2.1.4.3. Echantillonnage.....	48
2.1.4.4. Détermination du flux	49
2.1.5. Tunnels à vent.....	49
2.1.6. Stratégie d'échantillonnage.....	55
2.1.7. Synthèse des polluants étudiés à l'aide de chambres d'échantillonnage.....	57
2.1.8. Avantages / Inconvénients de chaque chambre d'échantillonnage.....	62
2.2. Mesure aux ouvertures ou « roof monitoring sensing ».....	63
3. MESURES PERIMETRIQUES	71
3.1. Méthodes directes	71
3.1.1. Mesures ponctuelles	71
3.1.1.1. Cas des particules.....	72
3.1.1.2. Cas des gaz	74
3.1.2. Mesures intégrées.....	74
3.1.2.1. Cas des particules.....	74
3.1.2.2. Cas des gaz	75
3.2. Méthodes indirectes	95
3.2.1. Traçage	95
3.2.1.1. Cas des gaz : traçage gazeux.....	95
3.2.1.2. Static plume dispersion	97
3.2.1.3. Dynamic Plume Dispersion	97
3.2.2. Cas des particules.....	98
3.2.3. Couplage avec la modélisation de la dispersion.....	99
3.2.3.1. Méthode au vent / sous le vent	99

3.2.3.2.	Modélisation inverse / rétro modélisation.....	99
4.	ETUDES PARTICULIERES ET INTERCOMPARAISONS.....	102
4.1.	Appel à projets ADEME « émissions du compostage » lancé en 2006.....	102
4.1.1.	Projet ADEME INERIS/TERRALYS/DIVERGENT.....	103
4.1.2.	Projet ADEME CEVA/CEMAGREF/AIR BREIZH:	104
4.1.3.	projet ADEME ARMINE	105
4.1.4.	Projet ADEME EMIBIO	105
4.1.5.	Projet ADEME EMISITE (août 2008).....	106
4.1.6.	Projet ADEME AROME.....	109
4.2.	Autres projets et études	109
4.2.1.	Projet ADEME VEOLIA (Décembre 2008).....	109
4.3.	Intercomparaison allemande par le groupe VDI	113
4.4.	Projet CSTB/INRA - Modélisation de la dispersion atmosphérique des bioaérosols de compostage.....	114
4.5.	Projet ADEME CODIPESO (en cours de réalisation).....	115
5.	CONCLUSION.....	117
6.	LISTE BIBLIOGRAPHIQUE	123
6.1.	Normes.....	123
6.2.	Publications.....	123

TABLE DES ILLUSTRATIONS

Figure 1 : Principe de mesure par chambre à cheminée	20
Figure 2 : Principe de mesure par chambre à accumulation	24
Figure 3 : Principe de mesure par chambre à flux faible	33
Figure 4 : Principe de mesure par chambre dynamique	45
Figure 5 : Méthode du tunnel à vent	49
Figure 6 : Schéma de la version simplifiée de tunnel à vent utilisée pour prélever des bioaérosols émis par des andains de compostage	52
Figure 7 : Schéma de principe de la méthode aux ouvertures	64
Figure 8: Vue de dessus du bâtiment étudié par Vanderborght et al,.....	65
Figure 9: Implantation des techniques de prélèvement dans le lanterneau, étude Chaucherie.....	67
Figure 10 : Schéma illustratif du principe des méthodes dites « directes »	71
Figure 11 : Schéma illustratif du principe des méthodes dites « directes ponctuelles».....	72
Figure 12 : Méthodes des profils d'exposition – Cas d'une source non linéique	73
Figure 13 : Exemples de mesures intégrées (linéaire, surfacique).....	74
Figure 14: Configuration monostatique	75
Figure 15: Configuration bistatique	76
Figure 16: Découpage FTIR – plan vertical	82
Figure 17: Exemple de configuration des faisceaux en H-RPM	83
Figure 18: Exemple de configuration des faisceaux en V-RPM.....	84
Figure 20: Exemple de configuration des faisceaux en 1D-RPM	1
Figure 21: Description de la détection DIAL.....	88
Figure 22: description de la méthode DIAL.....	88
Figure 23: Répartition moyenne des émissions, source par source	90
Figure 24: ratio entre flux mesurés et flux calculés (API), campagnes NPL.....	91
Figure 25 : Exemple de cartographie horizontale des concentrations par DIAL.....	94
Figure 26: Exemple de cartographie verticale des concentrations par DIAL.....	94
Figure 27 : Schéma illustratif du principe des méthodes dites « indirecte »	95
Figure 28: Mesures "static plume dispersion"	97
Figure 29: Mesures "dynamic plume dispersion"	98
Figure 30: Flux globaux de méthane mesurés par les différentes méthodes.....	110
Figure 31 : Photographie des 4 chambres testées dans le cadre de la VDI.....	113
Figure 32 : Emissions par unité de surface pour 2 chambres dynamiques et une chambre statique	114
Tableau 1 : Type de chambre en fonction de la source étudiée	18
Tableau 2 : Matériel nécessaire pour l'utilisation d'une chambre à cheminée	20
Tableau 3 : Matériel nécessaire pour l'utilisation d'une chambre statique	24
Tableau 4 : Exemples de dimensions de chambres statiques.....	28
Tableau 5 : Matériel nécessaire pour l'utilisation d'une chambre à flux faible	34
Tableau 6 : Exemples de dimensions de chambres à flux faible	39
Tableau 7 : Exemples de débits de balayage relevés dans la littérature.....	41
Tableau 8 : Temps de prélèvement selon le polluant analysé et selon la méthode d'analyse utilisée	42
Tableau 9 : Matériel nécessaire pour l'utilisation d'une chambre à flux dynamique.....	45
Tableau 10 : Exemples de dimensions de chambres dynamiques.....	47
Tableau 11 : Exemples de débits de balayage en fonction du polluant étudié.....	48

Tableau 12 : Nombre de mesures individuelles recommandé par l'Agence de l'Environnement anglaise	56
Tableau 13 : Domaines d'applications et les méthodes de mesure utilisées pour l'analyse de COV	57
Tableau 14 : Domaines d'applications et les méthodes de mesure utilisées pour l'analyse de Mercure	58
Tableau 15 : Domaines d'applications et les méthodes de mesure utilisées pour l'analyse de CH ₄	59
Tableau 16 : Domaines d'applications et les méthodes de mesure utilisées pour l'analyse de NH ₃	59
Tableau 17 : Domaines d'applications et les méthodes de mesure utilisées pour l'analyse de CO ₂	60
Tableau 18 : Domaines d'applications et les méthodes de mesure utilisées pour l'analyse de NO _x	60
Tableau 19 : Domaines d'applications et les méthodes de mesure utilisées pour l'analyse de l'odeur / des composés odorants	61
Tableau 20 : Avantages / Inconvénients de chaque chambre d'échantillonnage	62
Tableau 21 : Techniques de mesure mises en œuvre aux ouvertures, étude Torralba.....	68
Tableau 22 : Etapes nécessaires à la mise en œuvre de la méthode de mesure aux ouvertures..	69
Tableau 23: FTIR – limites de détection	78
Tableau 24: instruments optiques – sensibilités	85
Tableau 25 :	92
Tableau 26: ADEME Emisite – comparatif des méthodes	108
Tableau 27 : Synthèse des méthodes.....	119
Tableau 28 : Exemple d'application des méthodes à la quantification des émissions diffuses de sources particulières	122

1. INTRODUCTION

Cette étude propose un état de l'art critique des méthodes et outils existants ou en développement permettant l'estimation et/ou la quantification des émissions diffuses de gaz et de poussières des centres de traitement/stockage de déchets et des sites pollués. Les émissions diffuses rassemblent l'ensemble des émissions non captées par un système d'évacuation canalisé.

Cet état de l'art s'intéresse aux méthodes et techniques que l'on peut mettre en œuvre sur/autour de deux grandes typologies de sources :

- Les émissions diffuses de gaz / particules lors des phases statiques des procédés,
- Les émissions diffuses de gaz / particules lors des phases de mouvements liées à la bonne marche du procédé (mélangeage, broyage, criblage, retournement aération...) mais également lors des roulages (circulation des engins).

La description des techniques a été organisée en deux grandes familles. D'une part, les techniques « à la source » où les mesures sont faites directement sur la source d'émission. Dans ce cas une partie de la source d'émission est échantillonnée et le résultat est appliqué à l'ensemble de la source via des hypothèses confortées éventuellement par des tests sur l'homogénéité de la source d'émission. D'autre part, les techniques périmétriques où les mesures sont réalisées autour de la source (ou des sources). Dans ce cas le flux est attribué à la source (ou les sources) située au vent des capteurs. Des hypothèses sont alors faites sur la/les sources contributrices et leur dispersion au point de mesures.

A cette incertitude spatiale s'ajoute une incertitude temporelle. En effet, quelle que soit la technique de mesures aucune ne peut être mise en œuvre en permanence tout au long de l'année. Or les émissions varient dans le temps. Par exemple pour le stockage des déchets, plusieurs facteurs peuvent influencer sur les émissions :

- Facteurs intrinsèque au déchet :
 - Plus il est âgé moins il est émissif
 - Plus il est humide moins il est émissif
- Facteur intrinsèque à la couverture :
 - Plus elle est humide moins elle est émissive
 - Plus elle est fissurée plus elle est émissive
- Météorologie :
 - Plus la pression atmosphérique baisse plus les émissions augmentent
 - Le vent agit dans les deux sens en créant en fonction de la morphologie du terrain, des zones de surpression/dépression autour desquelles des diminutions/augmentations d'émissions vont être générées.

Dans l'ensemble du document on distinguera les méthodes de mesures mise en œuvre à la source, des méthodes de mesures appliquées dans l'environnement proche ou lointain des sources appelées aussi méthodes périmétriques. Au sein des méthodes périmétriques, il convient de différencier les « méthodes directes » qui permettent de déterminer un flux d'émissions directement à partir des mesures réalisées dans l'environnement et les méthodes indirectes qui font intervenir une évaluation de la dispersion par traçage ou par modélisation. Les méthodes directes de caractérisation sont :

- « intégrées » quand elles mettent en œuvre une technique permettant de réaliser des mesures de concentrations intégrées sur une distance, une surface ;
- « ponctuelles » quand elles nécessitent la mise en œuvre de système de mesure de la concentration en un ou plusieurs points.

Que ce soit pour les mesures de gaz ou de particules, la méthode directe de mesure consistant à capoter l'ensemble d'une source diffuse de façon à se ramener à une source canalisée n'est pas abordée ici puisqu'elle apparaît peu adaptée aux types de sources pouvant être rencontrées dans

les centres de traitement/stockage de déchets et les sites pollués ; des informations sur cette méthode sont cependant disponibles dans (EPA 1993; EPA 1998).

Les méthodes numériques permettant par le calcul d'accéder à des flux d'émission ne seront pas traitées également. Elles sont principalement basées sur les équations dites de l'EPA 42 (EPA 1995). Il s'agit d'équations, permettant à partir des données caractéristiques des sources telles que la granulométrie (« silt content » : proportion de particules présentant un diamètre inférieur à 75 μm), l'humidité de la matière, d'obtenir un flux d'émission. Elles sont construites en prenant en compte l'exploitation de nombreuses données expérimentales passées (souvent « méthode des profils d'exposition ») et des grandeurs physiques impactant les émissions diffuses. De telles équations existent par exemple pour les émissions diffuses de poussières dues aux routes pavées et non pavées, aux manipulations et au stockage de minerai, au secteur de la construction, à l'érosion éolienne. Elles ont été largement utilisées pour déterminer des facteurs d'émission dans diverses études et ont permis l'élaboration d'un certain nombre de modèles prédictifs des émissions diffuses dans plusieurs secteurs industriels tels que la sidérurgie (Badr and Harion 2006; Badr and Harion 2007), le secteur minier (Chaulya, Chakraborty et al. 2002). Cependant, ces équations sont applicables à des cas moyens mais ne permettent pas de rendre compte des spécificités propres à chaque site industriel.

2. MESURES A LA SOURCE

Cette approche consiste à réaliser directement les mesures sur la source afin de déterminer les flux d'émission diffuse. On distingue deux types d'approches : les chambres d'échantillonnage et la mesure aux ouvertures.

2.1. CHAMBRES D'ECHANTILLONNAGE

Cette méthode s'applique aux sources diffuses surfaciques. Les flux sont estimés en isolant une surface donnée des conditions extérieures (vitesse de vent principalement) à l'aide d'une chambre.

La chambre est constituée d'un caisson ouvert sur sa partie basse qui est posé sur la source.

Lorsque les sources sont de grandes dimensions, un plan d'échantillonnage devra être mis en œuvre afin de chercher la représentativité spatiale à partir d'un nombre limité mais suffisant de prélèvements ponctuels.

Compte tenu de la diversité des sources surfaciques, différentes chambres et stratégies de mesure ont été développées. On trouve cinq types de chambres :

Celles qui visent à influencer le moins possible le flux gazeux:

- Chambres à cheminée,
- Chambres statiques et à accumulation,
- Chambres à flux faible (ou à renouvellement),

Celles qui, au contraire, cherchent à reproduire l'influence du vent sur l'émission (Adam 2007) :

- Chambres à flux dynamique,
- Tunnels à vent.

Les applications diffèrent selon le type du dispositif de mesure.

La chambre à cheminée s'applique aux sources dites aérées.

En France, une source est dite aérée, lorsque le débit d'insufflation d'air au travers de cette source peut être mesuré et contrôlé et doit posséder une vitesse supérieure à 20 m/h (soit un débit d'émission minimal de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$).

Il existe deux types de sources aérées :

- Les sources solides : biofiltre, andains aérés, ...
- Les sources liquides: traitement des graisses avec aération, filtres biologiques, bassins aérés (bassins de récupération de lixiviats, boues activées, ...).

Les autres chambres s'appliquent aux sources non aérées artificiellement :

Les sources solides non aérées artificiellement : centre d'enfouissement technique, fosses et bennes de stockage, andains de maturation, de stockage et de fermentation, ...

Les sources liquides non aérées : lagunes, bassins de décantation ou de clarification, traitement des graisses, bassins de récupération de lixiviats, ...

Tableau 1 : Type de chambre en fonction de la source étudiée

	Sources aérées solides	Sources aérées liquides	Sources passives solides	Sources passives liquides
Chambre statique et à accumulation			X	X
Chambre à cheminée	X	X		
Chambre à flux faible			X	X
Chambre à flux dynamique (Gaz)			Peu de références disponibles, méthode peu éprouvée	X
Tunnel à vent (Particules)			Peu de références disponibles, méthode peu éprouvée	

X : Utilisation privilégiée pour ce type de source.

2.1.1. CHAMBRE A CHEMINEE

2.1.1.1. PRINCIPE ET APPLICATIONS

Cette méthode est privilégiée dans le cas de sources surfaciques avec insufflation d'air, qu'elles soient solides (biofiltre, andains aérés, ...) ou liquides (traitement des graisses avec aération, filtres biologiques, bassins aérés...).

Bien que cette méthode soit utilisée de manière importante pour les sources dites aérées, très peu de publications font référence à des études réalisées avec la chambre à cheminée.

Cette méthode est utilisée en routine pour tous types de polluants :

- Odeur
- Composés odorants (soufrés, ammoniac...)
- COV totaux
- COV screening
- CO₂
- CH₄

2.1.1.2. DESCRIPTION

On distingue deux types de chambres :

- Les chambres à cheminée simple sont constituées d'un simple cylindre ou d'un parallélépipède avec des surfaces libres en bas et en haut. Ce type de dispositif est difficilement utilisable lorsque les vitesses d'émission sont faibles (par exemple, sur un biofiltre).
- Afin de permettre un meilleur contrôle de la vitesse de l'effluent gazeux, une chambre à cheminée rétrécie est utilisée car cela permet une augmentation de la vitesse d'émission en sortie de la chambre (Rognon 2004).

Les chambres à cheminée rétrécie permettent la détermination du débit d'air rejeté par la source (vitesse d'émission par la section de passage) et de la concentration émise. Ce principe est illustré par la Figure 1.

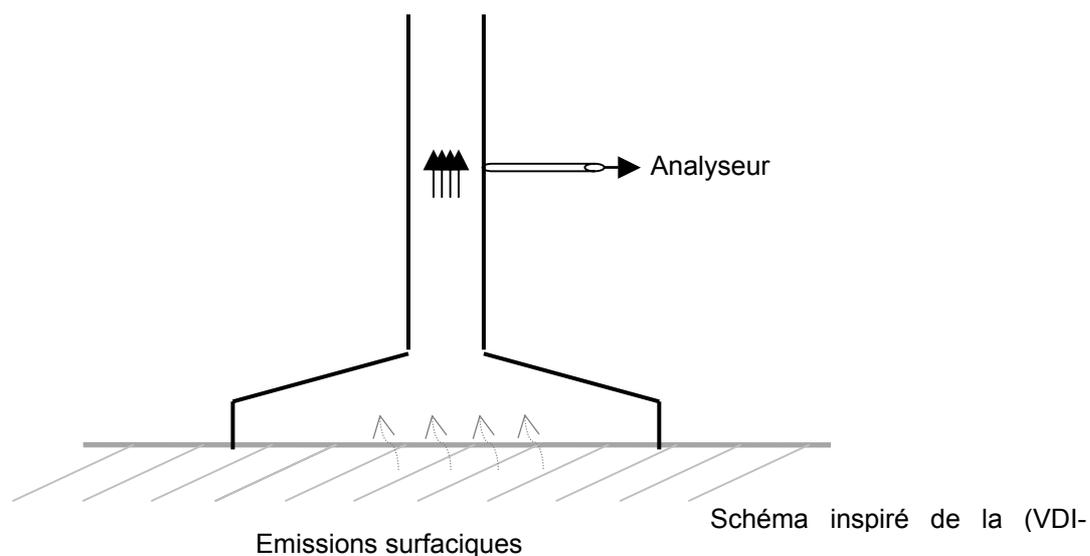


Figure 1 : Principe de mesure par chambre à cheminée

Les chambres à cheminée doivent présenter une surface d'échantillonnage conséquente et une hauteur suffisante pour réduire l'influence directe du vent extérieur sur la stabilité du flux gazeux dans la cheminée (Rognon 2004).

Les chambres à cheminée nécessitent du matériel simple et peu coûteux (Hartman 2003), ce qui peut permettre l'utilisation de plusieurs chambres simultanément donnant une meilleure couverture de la source (Tableau 2).

Tableau 2 : Matériel nécessaire pour l'utilisation d'une chambre à cheminée

Matériel	But	Caractéristiques
Chambre	Isoler d'une surface donnée des conditions extérieures	Acier inoxydable
Cheminée	Augmenter la vitesse d'émission en sortie de la chambre	Acier inoxydable
Tubes de sortie	Permettre la sortie de gaz vers les analyseurs	Téflon ou Acier inoxydable
Analyseur	Analyser les gaz d'émission en sortie de la chambre	Mesure en continu Mesure intégrative sur support puis analyse au laboratoire
Anémomètre	Mesurer la vitesse d'écoulement de gaz dans la cheminée	-

La hotte doit être entièrement travaillée en acier fin, de sorte que les réactions chimiques et autres interactions avec les échantillons soient évitées.

La hotte a généralement une surface de base de 1 m². Elle est en forme de cône ou de pyramide surmontée d'une cheminée d'une surface de base de 0,008 m² à 0,03 m². Un facteur 100 existe entre la section de la cheminée et la surface de base.

Dans la cheminée, on doit atteindre une vitesse d'écoulement minimale d'environ 0,4 m/s, qui peut être mesurée assez précisément avec les instruments de mesure de vitesse habituels (anémomètre à hélice ou à fil chaud, etc.).

Le point de prélèvement doit être prévu au milieu de la longueur de la cheminée, c'est-à-dire à 4 fois le diamètre aérodynamique en amont et en aval de la cheminée. La cheminée devrait avoir une longueur d'au moins 1m.

Pour l'échantillonnage sur des sources surfaciques liquides aérées, on utilise une hotte d'échantillonnage avec des flotteurs.

La chambre à cheminée est, d'un point de vue logistique, facile à transporter et à mettre en place. En effet, seuls une chambre et un analyseur sont nécessaires pour réaliser un essai.

2.1.1.3. ECHANTILLONNAGE

Avant l'échantillonnage, la hotte doit, en fonction de la vitesse d'écoulement et en tout nouveau lieu d'échantillonnage, être rincée avec l'air pur ; en règle générale, une minute suffit. Après le rinçage, l'échantillon peut être prélevé au point de prélèvement (VDI-3790 2001).

L'échantillon doit être prélevé dans l'espace libre après 3 renouvellements de l'air présent dans la hotte (EN13725 2003).

Pour l'échantillonnage sur des sources surfaciques liquides, le piquage s'effectue au-dessus de la chambre afin d'éviter le contact de l'eau avec les analyseurs.

Les mesures du débit et de la concentration sont réalisées dans la cheminée de la hotte (VDI-3790 2001).

Pour la mesure du débit, on utilise le plus souvent un anémomètre à hélice ou à fil chaud, avec lequel la vitesse d'écoulement dans la coupe transversale de la cheminée est déterminée, sur un ou plusieurs axes de mesure. Puisque le courant dans la cheminée, de par la faible vitesse d'écoulement et la forme de construction symétrique, ne laisse pas prévoir de profil de courant prononcé, un axe de mesure suffit à mesurer la vitesse d'air d'échappement.

Une autre possibilité consiste à installer dans la cheminée une roue à pales ou un anémomètre à hélice qui englobe la coupe transversale entière de la cheminée.

En cas de vitesses d'écoulement trop faibles dans la cheminée, d'autres rétrécissements peuvent être installés dans la coupe transversale de cheminée. Dans ces circonstances, il faut prendre en considération la perte de charge créée par les éléments mis en place.

Comme pour tous les dispositifs de mesurage, les paramètres influençant la mesure proviennent principalement de la conception de la chambre, des conditions opératoires et des conditions météorologiques.

Les hottes d'échantillonnage utilisées sur des surfaces solides sont sensibles au vent. En effet, sur les faces au vent, la pression dynamique résultant au sol et l'effet d'aspiration provoqué au niveau de l'arête supérieure de la cheminée peuvent conduire à une surestimation de la vitesse du flux d'air et aussi, par la dilution, à la réduction de la concentration mesurée.

Pour les sources présentant des substrats grossiers (biofiltre constitué de branchage grossier), l'étanchéité entre la chambre et la surface étudiée peut être compliquée à réaliser. Il faut de préférence jointoyer le périmètre d'appui de la chambre sur la source. Le scellement peut être alourdi par exemple, par des tuyaux de sable (VDI-3790 2001).

Comme la sensibilité au vent des hottes d'échantillonnage est un problème, en particulier à l'entrée de la cheminée, un collier pare-vent est nécessaire pour réduire l'influence du vent et maintient ainsi des conditions hydrodynamiques constantes sous la hotte.

La hotte doit être utilisée dans un nombre suffisant d'endroits sur la surface émettrice pour s'assurer d'un échantillon représentatif de la source surfacique (EN 13725, 2003).

Le nombre de mesures dépend de la taille de la surface émissive mais aussi de la surface couverte par les chambres utilisées (Bockreis and Steinberg 2005).

Selon un document de travail (AFNOR Depuis 2005), lorsque que la source a une surface inférieure à 500m², l'échantillonnage s'effectue sur 1% minimum de la surface totale pour une source homogène, sinon une division en zones homogènes devra être effectuée.

Cependant, lorsque la source a une surface supérieure à 500m², un minimum de 6 points de mesure sera réalisé suivant la règle suivante : $N = 6 + 0.15\sqrt{S}$ (N étant le nombre de points de mesure et S la surface de la source).

2.1.1.4. DETERMINATION DU FLUX

Le flux d'émission F est déterminé suivant la formule suivante :

$$F = \frac{Q \times C}{S}. \quad \text{Équation 1}$$

où :

S : surface de base de la chambre

C : concentration mesurée.

Q : débit mesurée dans la cheminée.

L'utilisation d'une chambre à cheminée permet d'obtenir un flux moyen (en mg/h/m²) égale à la moyenne des produits (Débit * Concentration) mesurés à chaque point de mesure de la source étudiée.

2.1.2. CHAMBRE STATIQUE ET A ACCUMULATION

2.1.2.1. PRINCIPE ET APPLICATIONS

La méthode par prélèvements en mode statique repose sur la saturation d'un volume d'air clos en contact avec la source. Cette méthode permet habituellement une faible perturbation des émissions.

La méthode consiste à couvrir au moyen d'une enceinte (chambre) une certaine surface de sol d'une manière quasi hermétique sans modifier significativement le milieu. Cette opération crée un « effet d'accumulation » qui constitue un mécanisme de base permettant de réaliser une mesure du flux local de gaz.

En effet, les gaz émis par la surface recouverte s'accumulent dans l'atmosphère confinée de la chambre constituée initialement de l'air quasi exempt ou peu chargé en gaz à mesurer.

On observe alors une croissance progressive de la teneur moyenne en gaz à l'intérieur de la chambre. Le suivi de la vitesse d'enrichissement en gaz du mélange à l'intérieur de la chambre permet de déduire le flux local de gaz au point considéré. Selon les caractéristiques du dispositif, dans une première période après l'installation de la chambre, cette croissance est pratiquement proportionnelle au temps et peut être assimilée à une fonction linéaire de la teneur en fonction du temps.

Ce principe est décliné en plusieurs types de chambres :

- les chambres statiques où les capteurs de mesure sont installés à l'intérieur de la chambre et aucun prélèvement de gaz n'est effectué vers l'extérieur.

- les chambres statiques où le gaz à analyser est prélevé sans que son volume soit compensé.
- les chambres à recirculation externe : un système permet de prélever en continu une certaine quantité du mélange gazeux à l'intérieur de la chambre. Le gaz prélevé est véhiculé par une conduite vers un analyseur et est ensuite réinjecté dans la chambre, créant ainsi une recirculation des gaz.

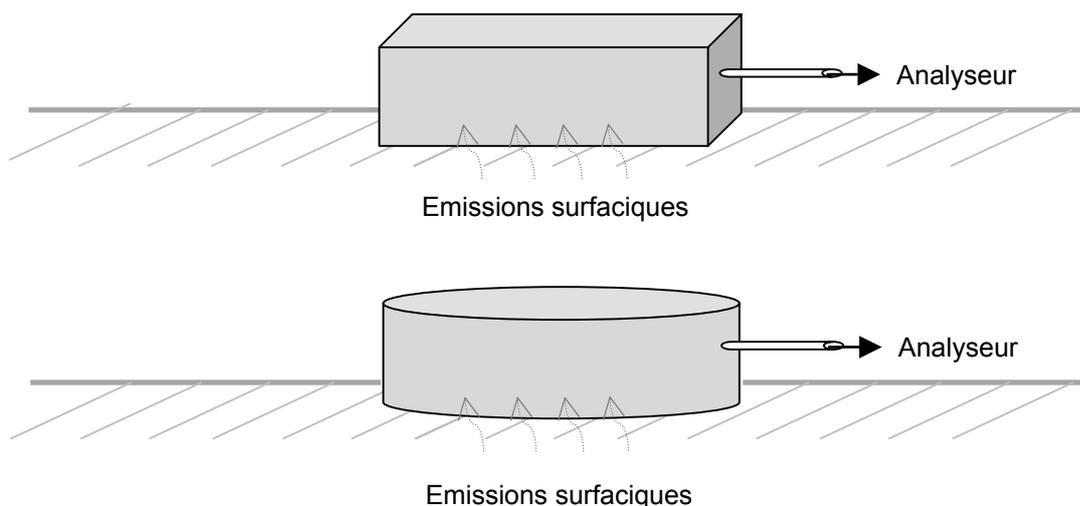


Figure 2 : Principe de mesure par chambre à accumulation

Cette méthode est privilégiée dans le cas de sources passives (non aérées) qu'elles soient solides (centre d'enfouissement technique,...) ou liquides (lagunes, décantation primaire,...).

Selon Bockreis and Steinberg 2005, les chambres statiques ne peuvent pas être utilisées pour des problématiques d'odeur, en raison du volume de prélèvement important pour réaliser une évaluation olfactive via des sacs.

Les chambres statiques sont largement utilisées pour mesurer l'émission de gaz CO_2 , CH_4 et N_2O (Sommer, McGinn et al. 2004) car ces gaz à effet de serre sont peu réactifs en présence d'eau et sont peu affectés par l'augmentation de la concentration de polluants dans l'enceinte de la chambre (Sherlock, Sommer et al. 2002).

2.1.2.2. DESCRIPTION

Les chambres à accumulation nécessitent du matériel simple et peu coûteux (Hartman 2003), ce qui peut permettre l'utilisation de plusieurs chambres simultanément donnant ainsi une meilleure couverture du site (voir

Tableau 3).

Tableau 3 : Matériel nécessaire pour l'utilisation d'une chambre statique

Matériel	But	Caractéristiques
Chambre	Isoler d'une surface donnée des conditions extérieures Contenir des gaz d'émission	Acier inoxydable
Tubes de sortie	Permettre la sortie de gaz vers les analyseurs	Téflon ou Acier inoxydable
Analyseur	Analyser les gaz d'émission en sortie de la chambre	Mesure directe, ou Mesure différée

Certaines chambres en acier inoxydable ont leurs parois internes en Téflon (Tillman and Smith 2004).

Pour l'échantillonnage sur des sources surfaciques liquides, on peut utiliser une chambre d'échantillonnage avec des flotteurs.

Divers dispositifs existent, pour une mesure directe ou différée de la teneur du gaz au sein de la chambre :

- prélèvements discontinus de gaz sur la chambre, réalisés périodiquement,
- prélèvements réalisés sur tubes ou cartouches d'adsorbant, avec réinjection de l'air sortant du tube dans la chambre ;
- prélèvement du gaz par pompage, envoi vers un analyseur en continu ou semi-continu, réinjection de gaz sortant de l'analyseur vers la chambre.

Si plusieurs prélèvements doivent être réalisés successivement, ou si la méthode de mesure est destructive (cas de l'analyse par détecteur à ionisation de flamme), le volume prélevé doit être suffisamment faible en regard du volume de la chambre pour ne pas perturber l'augmentation de la concentration : on peut recommander que le prélèvement soit limité à quelques pourcents du volume (idéalement de l'ordre de 1 %).

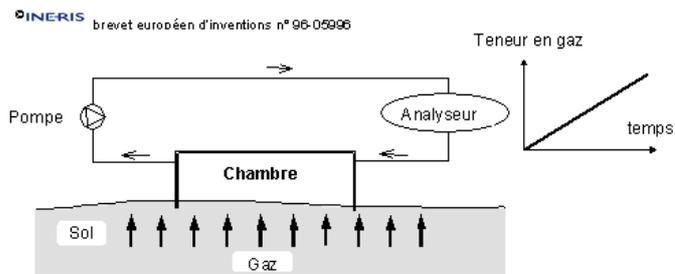
Exemples d'analyseurs en continu :

- destructifs : détecteur à ionisation de flamme pour les hydrocarbures, ou le méthane,
- non destructifs : analyseur infrarouge, analyseur photo-acoustique....

Exemples de dispositifs :

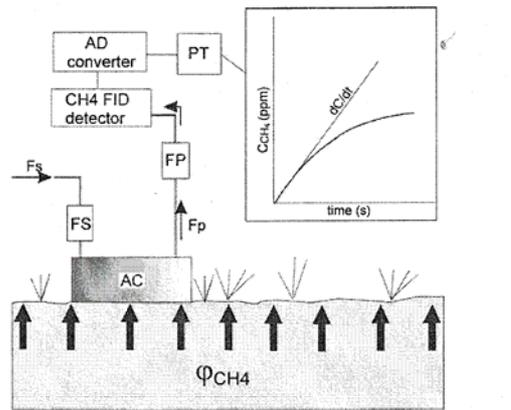
1) Mesure du flux de méthane :

a) Pokryszka, 1994 :

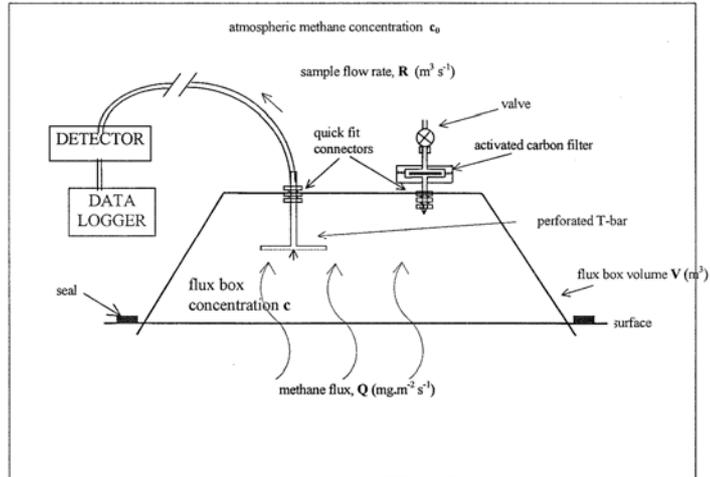


Nota : depuis sa mise au point pour le méthane en 1994, la méthode est aussi utilisée pour d'autres gaz comme CO₂, H₂S, radon et COV.

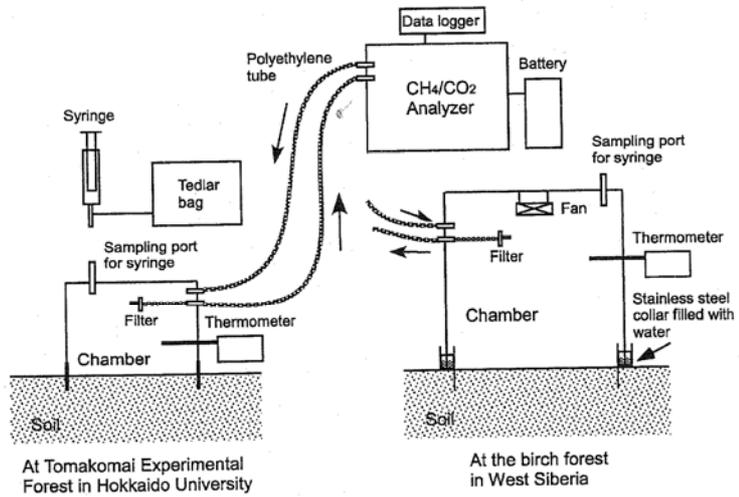
b) Cardinelli et al, 2003



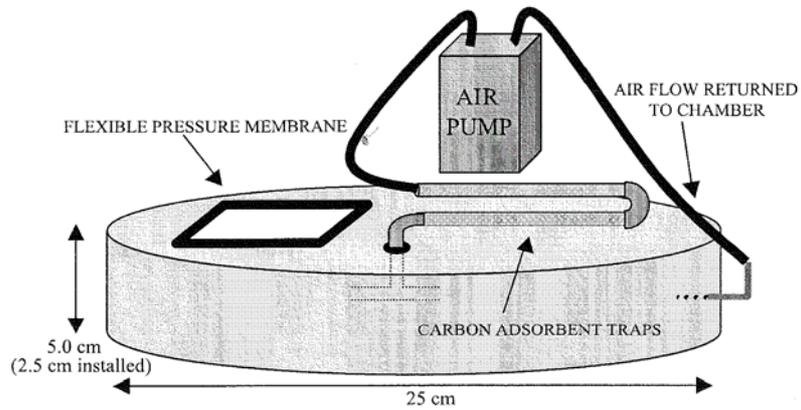
c) Guide de l'agence anglaise de l'environnement (LFTGN 07, 2004)



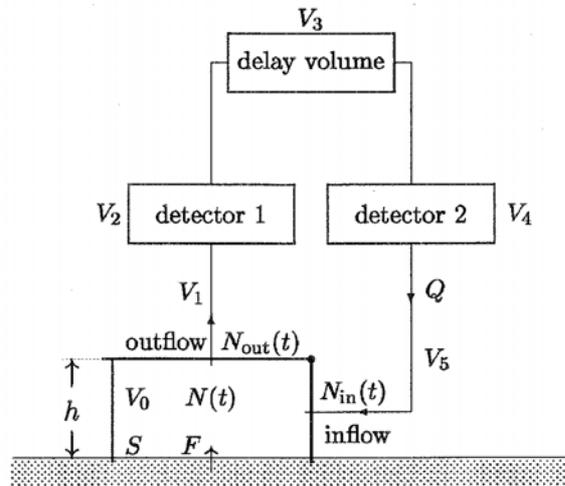
2) Mesure simultanée des flux de méthane et CO₂ : Nakano et al, 2004



3) Flux de COV émis par la zone insaturée des sols : Tillman et al, 2004



4) Mesure du flux de radon issu du sol : Lehman et al, 2004



La chambre statique est facile à transporter et à mettre en place. En effet, seuls une chambre et un analyseur sont nécessaires pour réaliser un essai.

Quelques exemples de dimensions de chambres statiques trouvées dans la bibliographie sont reportés dans le Tableau 4 :

Tableau 4 : Exemples de dimensions de chambres statiques

	Volume	Aire	Hauteur	Références
Chambres parallélépipédiques	30L	0,25m ²	12cm	INERIS, 1996
	45L	0.09m ²	50cm	Duchemin, Lucotte et al. 1999
	27L	0.09m ²	30cm	De Mello 1994
Chambres cylindriques	2.2L	0.02m ²	12cm	Sommer, McGinn et al. 2004
	11.8L	0.06m ²	20cm	Raich 1990
	5.4L	0.07m ²	8cm	
	12.6L	0.13m ²	10cm	Skiba, DiMarco et al. 2006

Selon (Hudson and Ayoko 2008), les chambres statiques sont plus fréquemment cylindrique que parallélépipédique.

La hauteur et le volume des chambres sont globalement environ 30% plus élevés pour les chambres parallélépipédiques que pour les cylindriques.

L'aire des chambres cylindriques est globalement environ 35% plus grande que pour les chambres parallélépipédiques.

Plus la taille de la chambre est petite (hauteur faible), plus le temps requis pour atteindre un équilibre de l'air dans la chambre est court (Cooper 1992). Cependant, selon (Senevirathna, Achari

et al. 2007), plus la surface de la chambre est petite, plus l'incertitude de mesure du flux d'émission sera grande.

Cette méthode est beaucoup utilisée sur les ISDND (Bogner & al, 1997, Savanne et al 1997, Taramini & al, 2003 ; Ackermann & al, 2006, 2007 ; Zdanevitch & al, 2007). Elle est également utilisée pour le suivi des émissions minières : Pokryszka et Tauziède, 1999, 2000 ; Besnard et Pokryszka, 2005.

Elle est particulièrement décrite au Royaume Uni où son application à la surveillance des émissions diffuses de méthane est spécifiée dans un guide à vocation réglementaire (Guidance on monitoring landfill gas surface emission, LFTGN 07, 2004). En France, l'INERIS a réalisé des travaux conséquents sur le développement et la validation de cette méthode (Pokryszka & al, 1999, 2001). Le concept de la méthode a été validé dans le cadre du programme ECLAT d'intercomparaison des méthodes de mesure de flux organisé par l'ADEME (Savanne & al., 1995, 1997).

Afin de pouvoir réaliser une mesure correcte, le phénomène d'accumulation à l'intérieur de la chambre doit être caractérisé sur une durée suffisante et il doit être d'une qualité et d'une régularité satisfaisantes. Ces caractéristiques dépendent de plusieurs éléments, dont les plus importants sont : l'intensité du flux gazeux, le volume de la chambre et sa géométrie, l'étanchéité de la chambre et son contact avec le sol, la répartition des teneurs en gaz accumulé à l'intérieur de la chambre et les caractéristiques du système d'analyse de gaz.

L'ensemble de ces éléments doit ainsi être optimisé lors de la conception du dispositif. Il s'agit notamment :

- du principe de la recirculation du mélange gazeux depuis l'intérieur de la chambre vers l'analyseur et de son retour vers la chambre. Ce principe permet de véhiculer le gaz vers un analyseur pouvant être installé indépendamment de la chambre, mais contribue aussi à homogénéiser le mélange gazeux à l'intérieur de la chambre. En parallèle, il rend la méthode moins tributaire vis-à-vis des conditions météorologiques (vent) grâce à un écoulement régulier créé à l'intérieur de la chambre ;
- du volume de la chambre et du ratio hauteur/surface couverte qui doivent être adaptés à l'intensité du flux de gaz observé sur les sites émetteurs classiques. Ceci permet en parallèle de bénéficier d'une durée suffisante de la partie linéaire du phénomène d'accumulation et d'obtenir un niveau des teneurs en gaz accumulé dans la chambre adapté aux caractéristiques des analyseurs disponibles sur le marché. Il importe en effet généralement d'assurer en parallèle une bonne résolution de la méthode et une gamme de mesure aussi large que possible ;
- d'un dispositif d'homogénéisation de l'atmosphère à l'intérieur de la chambre assurant une bonne qualité du mélange gazeux véhiculé vers l'analyseur sans trop perturber le flux de gaz depuis le sol ;
- d'un dispositif permettant d'éviter les surpressions créées par le flux de gaz dans la chambre ;
- des modalités pratiques de réalisation des mesures permettant de bien maîtriser la partie linéaire du phénomène d'accumulation, établies à partir d'essais en laboratoire et in situ.

Les paramètres influençant la mesure proviennent principalement de la conception de la chambre, des conditions opératoires et des conditions météorologiques. Au niveau de la conception, les paramètres d'influence principaux selon (Adam 2005) sont la forme, la surface, le volume, les matériaux et le système d'homogénéisation :

- **Forme** : on trouve des chambres parallélépipédiques ou cylindriques avec un dôme sphérique. La publication (Balfour 1983) n'a pas trouvé de différence entre les mesures de flux d'émission effectuées avec des chambres ayant des géométries différentes.
- **Surface au sol** : c'est un compromis entre la représentativité de la surface couverte et la possibilité d'avoir une chambre maniable et légère (Eklund 1992). En effet, le volume doit être assez grand pour être représentatif et minimiser les effets de bord, mais la chambre doit rester facile à transporter et à déplacer pour effectuer des mesures sur site en plusieurs points.

- **Volume** : des problèmes de dépression sont susceptibles d'être rencontrés pour de faibles volumes si un débit d'aspiration important est nécessaire afin d'entraîner le mélange vers l'analyseur en aval.
- **Matériaux standards** : acier inoxydable pour les chambres parallélépipédiques et, acrylique pour le dôme des chambres cylindriques. Plus généralement, les matériaux en contact avec le gaz sont en acier inoxydable, en verre ou en téflon (Eklund 1992).

Enfin, le choix du matériau influant directement sur la température à l'intérieur de la chambre, il faut choisir un matériau limitant l'impact du rayonnement lumineux (Bedos, Rousseau-Djabri et al. 2002).

En ce qui concerne le mode opératoire, les paramètres suivants sont à prendre en compte :

- **Enfoncement de la chambre** : la profondeur doit en fait être la plus faible possible, tout en permettant d'assurer une bonne étanchéité (Cooper 1992), (Reinhart 1992). En effet, les perturbations liées à l'enfoncement de la chambre dans le sol peuvent augmenter jusqu'à 250% les émissions de NO₂ (chambre de 57 cm de diamètre enfoncée de 5 cm) (Cooper 1992). L'étanchéité peut être assurée à l'aide d'un joint d'argile ou de sable humide (Pokryszka 1994), (Sartin, Halsall et al. 2002). Comme pour les chambres à cheminée, la nature du substrat (surface non plane) est un facteur pouvant augmenter les difficultés de mise en œuvre et notamment de la réalisation de l'étanchéité entre la chambre et la surface. Pour les chambres adaptées aux sources liquides, des flotteurs sont ajoutés pour maintenir la chambre au-dessus du niveau de l'eau (Aneja, Bunton et al. 2001), (Amyot 2004), etc.
- **Lignes d'échantillonnage** : dans les chambres à recirculation, le transport du mélange gazeux vers l'analyseur et son retour vers la chambre de mesure sont réalisés au moyen de deux flexibles de petit diamètre connectés respectivement au dispositif d'aspiration et au piquage de refoulement de gaz. La longueur des flexibles de transport n'a pas une influence significative sur l'évolution de la concentration en gaz dans la chambre, dans la mesure où le temps de transit du gaz reste largement inférieur à la durée de la partie exploitable du phénomène d'accumulation. La durée de cette partie est habituellement de quelques minutes à une vingtaine de minutes, dans la plupart des cas. Par conséquent, la longueur et le diamètre des flexibles doivent être adaptés aux caractéristiques de la pompe mise en œuvre, afin de limiter le temps de transit du gaz. Dans ce cas, le transit du gaz par les flexibles entraîne principalement un décalage dans le temps de la courbe de croissance de la concentration en gaz dans la chambre, sans modifier significativement la forme de cette courbe.

Ces lignes d'échantillonnage sont généralement en téflon et idéalement longues de 2 à 3 mètres. Cependant, certains résultats montrent que des lignes longues de 30 mètres n'ont pas réellement d'effets importants (Eklund 1992).

Du point de vue des conditions météorologiques, les paramètres à suivre, sont les suivants :

- **Le vent**, sa vitesse et sa direction : les émissions sont d'autant plus faibles que la vitesse du vent est importante. En effet, la chambre isole la surface émettrice des conditions atmosphériques, mais les émissions à l'extérieur de la chambre sont influencées par l'action du vent. Les émissions mesurées sont inférieures aux émissions réelles.

Ce phénomène est amplifié lorsque la direction du vent est parallèle à l'entrée de la chambre (Gillis and Miller 2000).

Selon certains auteurs, il convient alors de ne pas faire de mesures avec des vents supérieurs à 3 m.s⁻¹ (Park 2001).

La sensibilité au vent de la chambre à accumulation est réelle mais a priori moindre que dans le cas des chambres de type ouvert.

- **La pluie** : elle perturbe les échanges gazeux. Globalement, elle diminue les émissions en réduisant la porosité du sol et donc la diffusion moléculaire. Certains conseillent d'attendre 7 jours après un épisode de pluie avant de réaliser des mesures (Klenbush 1986), (Cooper 1992).

- **La température :** L'augmentation de la température à l'intérieur de la chambre peut entraîner une augmentation des émissions (Park 2001). De plus, pour les chambres transparentes, il peut y avoir un effet de serre pouvant entraîner de la condensation et une diminution des émissions si les polluants sont solubles dans l'eau (Klenbush 1986) et (Cooper 1992).

- **Stratégie de mesure associée**

Le nombre de mesures dépend de la taille de la surface émissive mais aussi de la surface couverte par les chambres utilisées (Bockreis and Steinberg 2005).

Selon certaines publications, un flux d'émission peut être mesuré avec une ou plusieurs chambres en simultanément. Par exemple, 4 chambres statiques ont été utilisées simultanément lors d'une étude présentée dans la publication (Skiba, DiMarco et al. 2006), 12 chambres dans (Sommer, McGinn et al. 2004) et 2 chambres dans (Raich 1990). L'utilisation possible de plusieurs chambres en simultanément permet d'obtenir une meilleure représentativité du milieu analysé. Cependant, placer des chambres côte à côte peut perturber les flux d'émissions de polluants obtenus pour chaque chambre.

La chambre statique implique souvent un temps d'équilibrage long de l'ordre d'une heure. Le temps d'équilibrage est variable en fonction des sources. Entre autres pour cette raison, cette méthode est peu utilisée.

Le débit de prélèvement d'air de la chambre statique doit être très faible afin de ne pas créer de dépression et éviter la perturbation des caractéristiques d'émission de la source.

2.1.2.3. ECHANTILLONNAGE

Pour l'échantillonnage sur des sources surfaciques liquides, le piquage s'effectue sur la partie supérieure.

Les temps de prélèvement diffèrent selon le polluant analysé et selon la méthode d'analyse utilisée. Les mesures en continu sont réalisées généralement plus rapidement que les mesures intégratives.

Des durées d'échantillonnage de 30 mn sont citées dans la littérature (Skiba, DiMarco et al. 2006), (Sommer, McGinn et al. 2004), (Sherlock, Sommer et al. 2002), (Raich 1990).

2.1.2.4. DETERMINATION DU FLUX

Selon la publication (Sommer, McGinn et al. 2004), les estimations de flux sont fortement influencées par la localisation des chambres sur la surface émissive lors des essais, en particulier lorsque les polluants se produisent à partir de mécanismes différents (oxydation et/ou réduction).

Le flux surfacique F est déterminé en prenant en compte la variation dans le temps de concentration en gaz dans le volume V compris dans la chambre par rapport à la surface couverte S.

Théoriquement, le flux d'émission est déterminé par la relation suivante :

Pour les dispositifs exploitant uniquement la partie quasi-linéaire de l'effet d'accumulation, le flux théorique est obtenu selon la formule suivante :

$$F = \frac{V}{S} \cdot \frac{\Delta C}{\Delta t} \quad \text{Équation 2}$$

où : $\frac{\Delta C}{\Delta t}$ est le gradient de concentration, soit l'augmentation de la concentration ΔC en gaz dans le temps Δt , observée durant la partie linéaire du phénomène d'accumulation.

Il est toutefois à noter que ce calcul ne prend pas en compte l'influence du dispositif de mesure sur le flux mesuré.

Dans la pratique, il s'avère que la méthode perturbe partiellement l'émission du gaz par le sol, émission qui est la plus souvent faible et donc très facile à modifier. Sans la prise en compte de cette perturbation, les écarts entre le flux gazeux réel et le flux observé dans la chambre peuvent atteindre dans certains cas 50 % voire plus. Ceci est la conséquence de trois faits :

- malgré toutes les précautions prises, la présence de la chambre affecte l'écoulement des gaz dans le sol et leur échange avec l'atmosphère libre ;
- la chambre et le sol ne forment pas un ensemble hermétique ;
- en fonction des caractéristiques de l'analyseur mis en œuvre et de son interaction avec la chambre, la concentration en gaz mesurée dans le temps diffère plus ou moins de la concentration moyenne et de son augmentation se produisant réellement dans la chambre ;

Il est donc nécessaire de prendre en compte cette perturbation et d'introduire les facteurs correctifs. Ces facteurs correctifs sont essentiellement liés aux caractéristiques géométriques et physiques de la chambre ainsi que de certaines conditions de la mesure (l'intensité du flux, perméabilité du sol, qualité de l'échanchéité sol/chambre, ...).

Ces facteurs doivent être établis sur banc de laboratoire reproduisant un flux contrôlé de gaz dans des conditions les plus proches de terrain.

Ainsi, le flux réel (corrigé) déterminé à partir des mesures in situ est obtenu par la relation :

$$Fr_{\text{réel}} = Cch \cdot F_{\text{mes}} \quad \text{Équation 3}$$

où : *Fr_{réel}* est le flux réellement émis,

F_{mes} est le flux mesuré,

Cch est le coefficient correctif de la chambre, pour une construction donnée et une condition de mesure donnée.

La connaissance des coefficients correctifs de la chambre (acquis sur banc, dans des conditions reproduisant les conditions naturelles) est nécessaire pour une utilisation quantitative de la méthode. Ils doivent être déterminés sur un banc d'essai, dans des conditions reproduisant les conditions réelles in situ.

Le caractère semi quantitatif à quantitatif de l'évaluation s'apprécie en fonction de la densité de mesure : une densité moyenne de 10 à 20 points par hectare est généralement insuffisante pour une évaluation quantitative des flux en l'absence de données complémentaires.

2.1.3. CHAMBRE A FLUX FAIBLE

2.1.3.1. PRINCIPE ET APPLICATIONS

Le principe de la chambre à flux faible est la mesure du débit de gaz émis par une source en isolant une surface de la source avec une chambre et en introduisant un gaz vecteur inerte dans celle-ci pour permettre une homogénéisation du milieu.

La méthode par prélèvements en mode statique repose sur la saturation d'un volume d'air clos en contact avec la source. Le transfert de matière au-dessus de la surface couverte s'effectue par la diffusion moléculaire qui assure le transfert de masse jusqu'à l'obtention d'un équilibre. Une fois cet équilibre atteint, le prélèvement du mélange d'air et des composés émis par la source peut s'effectuer par l'introduction d'un gaz vecteur à un débit allant de 5 à 24 L/min. Le flux d'air à l'intérieur de la chambre est laminaire. Le système est équilibré lorsque :

débit de gaz vecteur en sortie = débit d'émission + débit d'apport d'air. (Adam 2005)

L'utilisation d'une chambre à renouvellement d'air à flux faible ne perturbe pas la source. En effet, l'émission n'est pas forcée. Pour que la valeur mesurée soit représentative de l'émission, il est impératif que le volume d'air échantillonné soit parfaitement mélangé et que la présence de l'enceinte n'altère en rien l'émission naturelle.

Ce principe est illustré par la Figure 3.

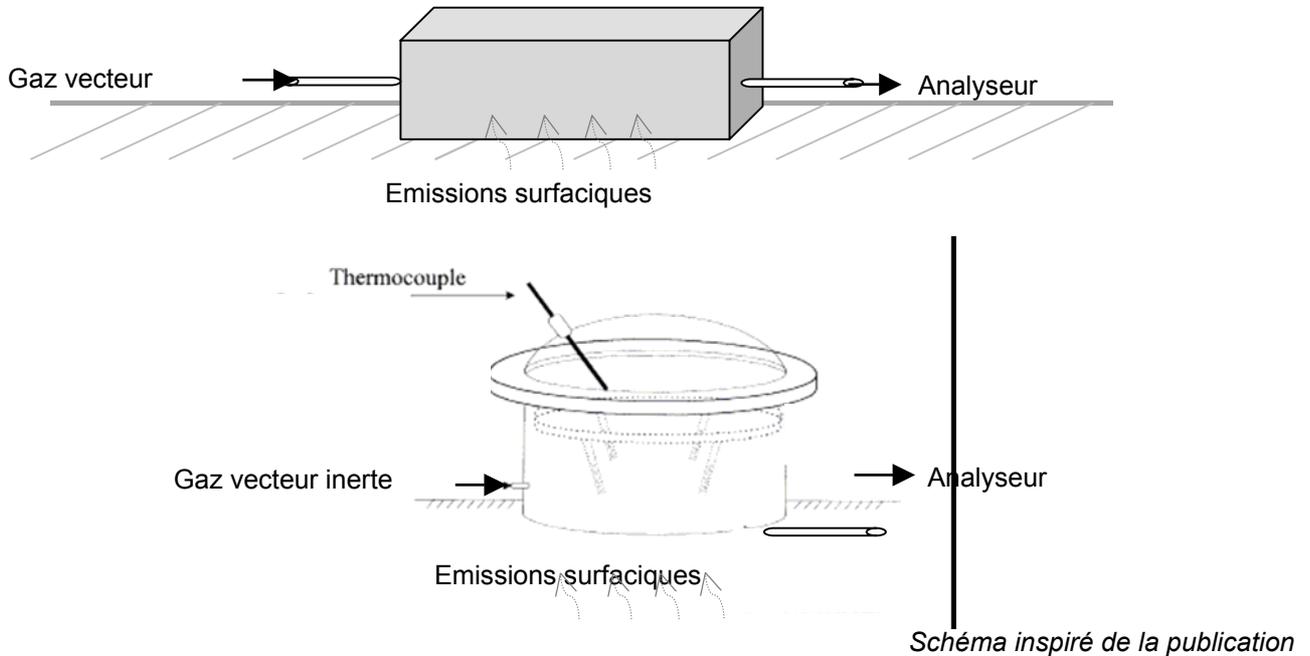


Figure 3 : Principe de mesure par chambre à flux faible

Ce type de chambre est utilisé pour les sources surfaciques passives. L'enceinte est souvent appelée « chambre à renouvellement d'air ».

Cette méthode est beaucoup utilisée dans le domaine des odeurs et le mercure sur les sources dites passives. C'est la méthode de référence pour les odeurs et composés odorants.

Pour étudier des sources passives, les laboratoires utilisent majoritairement des chambres à flux faible.

Exemples d'application

- CH₄ + CO₂ (biogaz, Centre de Stockage de Déchets Ultimes...)
- CH₄ + COV (biogaz, Centre de Stockage de Déchets Ultimes ...)
- Mercure (Lac, Rivière, Lac artificiel, Sols volcaniques, Sols de forêt...)
- N₂O (Tas, Compostage...)
- Composés organiques volatils (biogaz, Sols pollués, Pistes de course...)
- γ-hexachlorocyclohexane (Sols où des graines de canola ont été plantées)
- Oxydes d'azote (Sols exploités par l'agriculture...)

2.1.3.2. DESCRIPTION

Les chambres à flux faible nécessitent du matériel plus compliqué par rapport aux chambres statiques et à cheminée (Hartman 2003) :

Tableau 5 : Matériel nécessaire pour l'utilisation d'une chambre à flux faible

Matériel	But	Caractéristiques
Gaz vecteur	Diluer les gaz d'émission dans la chambre Permettre la sortie des gaz d'émission en sortie de la chambre	Inerte, propre et sec
Débitmètre	Mesurer le débit de gaz vecteur	-
Chambre	Isoler d'une surface donnée des conditions extérieures Contenir des gaz d'émission	Acier inoxydable pour les chambres parallélépipédiques Acrylique pour le dôme des chambres cylindriques
Tubes de sortie	Permettre la sortie de gaz vers les analyseurs	Téflon Acier inoxydable
Tube perforé contenant du gaz vecteur enroulé à l'intérieur de la chambre	Mélanger le gaz vecteur et les gaz d'émission dans la chambre	Téflon Acier inoxydable
Analyseur	Analyser les gaz d'émission en sortie de la chambre	Mesure en continu Mesure intégrative sur support puis analyse au laboratoire

En fonction des applications, des ventilateurs peuvent être utilisés pour homogénéiser la zone de piquages. Cependant, l'utilisation de ventilateurs ne permet plus d'assurer un flux laminaire, mais turbulent.

Le ventilateur peut être chauffé dans le but d'éviter une condensation sur les parois internes de la chambre (Gårdfeldt, Feng et al. 2001). Certaines chambres sont équipées de plusieurs ventilateurs permettant une meilleure homogénéisation du fait de l'amélioration de la distribution des vitesses

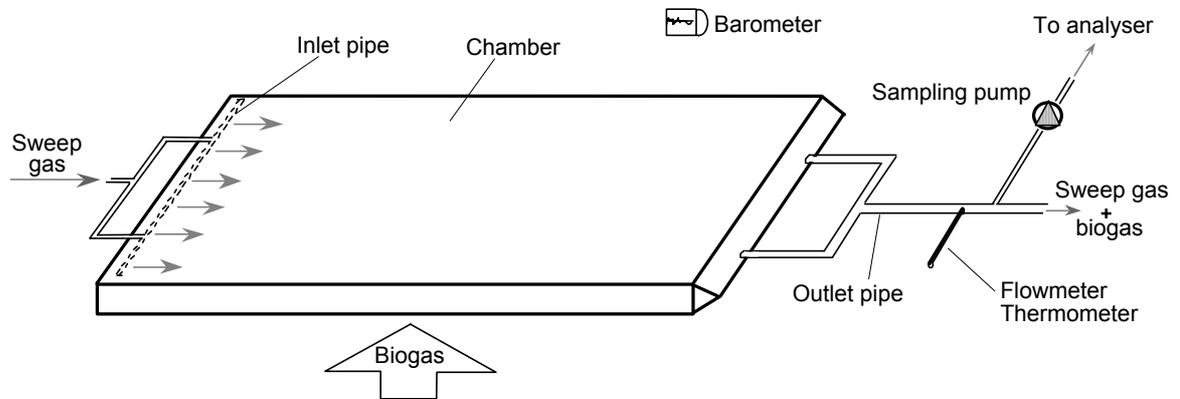
horizontalement en faisant disparaître l'effet jet : 2 pour (Gårdfeldt, Feng et al. 2001), 4 pour (Streever, Genders et al. 1998) et (Burkart, Manderscheid et al. 2007). Les ventilateurs utilisés ont généralement un diamètre compris entre 2.5 cm (Thorbergdottir 2004) et 20 cm (Aneja, Bunton et al. 2001). L'inconvénient de l'utilisation d'un ventilateur permettant un mélange mécanique dans la chambre à flux est la nécessité d'une alimentation électrique (ou batterie), mais aussi la possibilité de ne pas collecter certaines espèces volatiles qui réagiraient avec les composants du ventilateur (Cooper 1992).

Pour l'échantillonnage sur des sources surfaciques liquides, on utilise une chambre d'échantillonnage avec des flotteurs. Autrement, les mêmes exigences que pour les chambres décrites précédemment sont en vigueur.

Exemples de dispositifs :

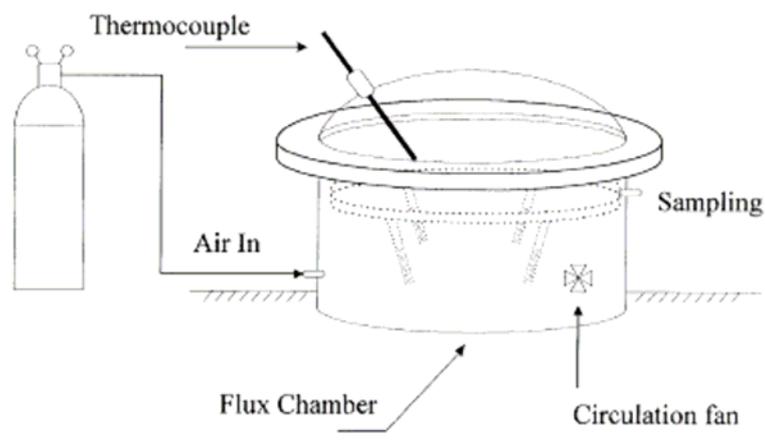
1) Mesure simultanée des flux de méthane et de CO₂

- Pokryszka et al. (1994, 1995)

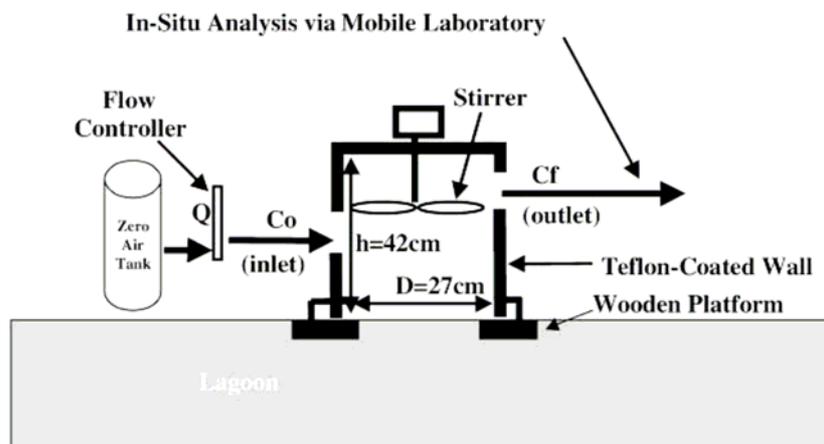


Nota : depuis sa mise au point pour le CH₄ et le CO₂ en 1993, la méthode est aussi utilisée pour les COV.

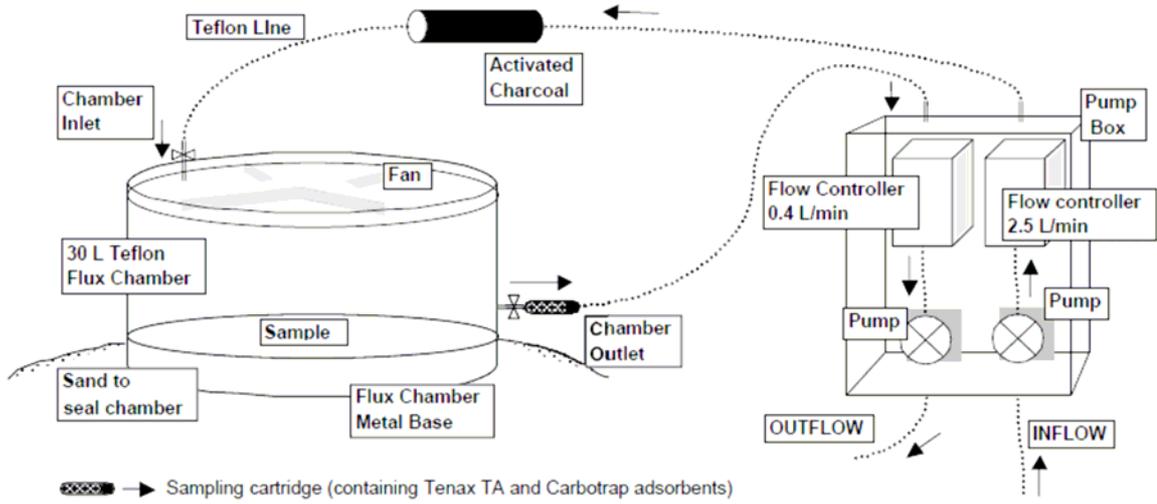
- (Park 2001)



2) Mesure du flux d'ammoniac (Aneja, Bunton et al. 2001)

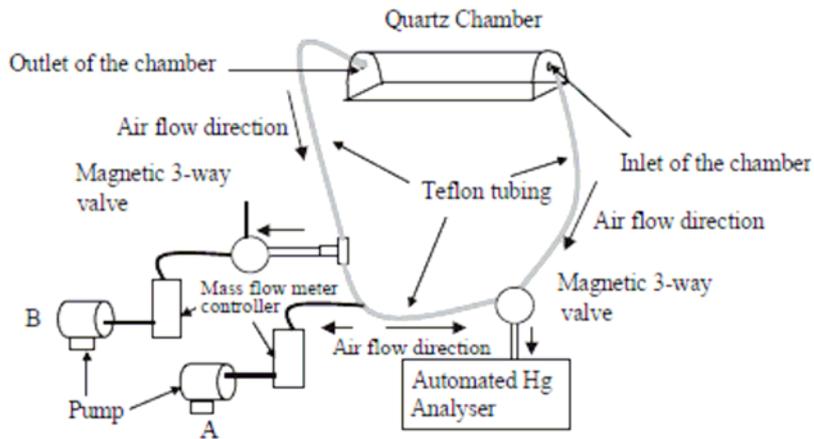


3) Mesure du flux de COV (Sartin, Halsall et al. 2002) :

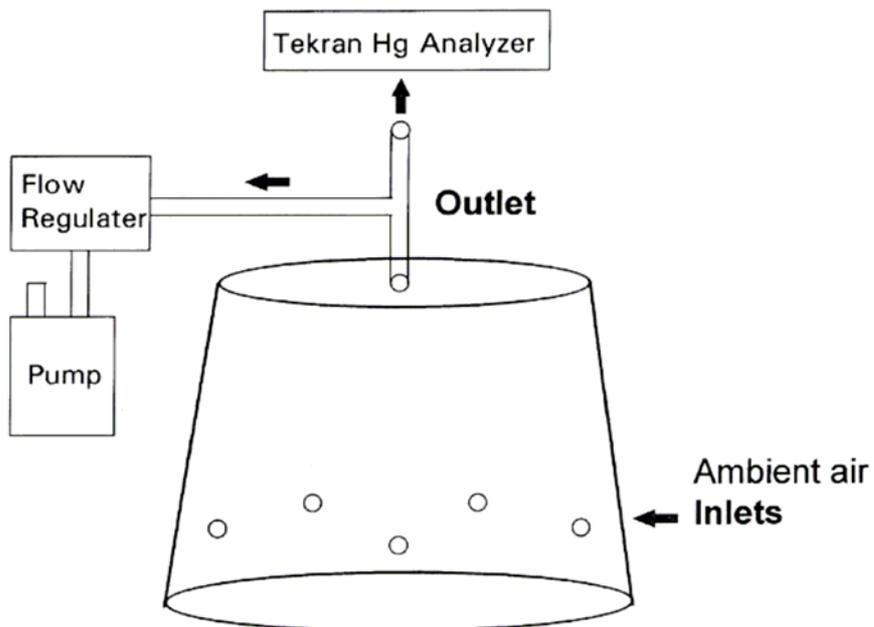
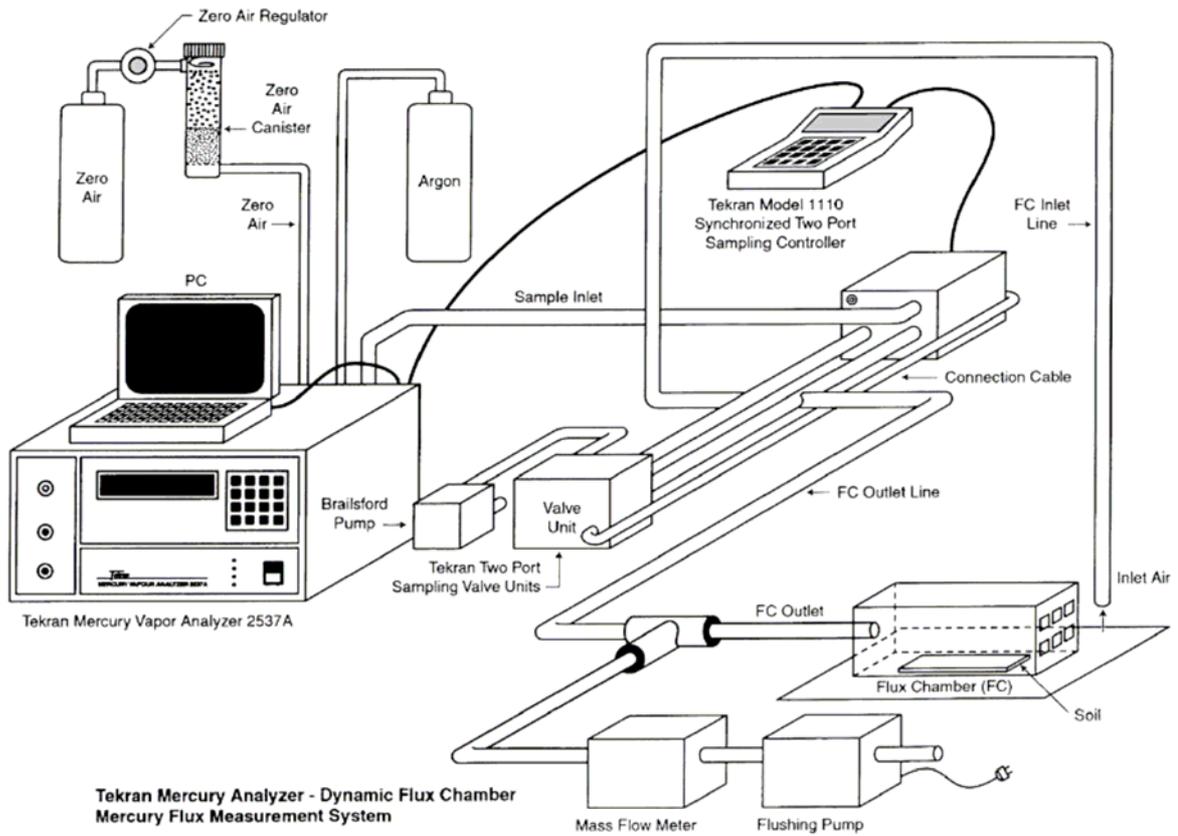


4) Mesure du flux de mercure

- (Feng, Yan et al. 2004)



- (Lindberg, Zhang et al. 2002):



Un petit volume de chambre est avantageux car cela minimise la quantité de gaz vecteur nécessaire par mesure et le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre (Eklund 1992). Quelques exemples de dimensions de chambres à flux faible trouvées dans la bibliographie sont reportés dans le Tableau 6.

Tableau 6 : Exemples de dimensions de chambres à flux faible

	Volume	Aire	Hauteur	Références
Chambres parallélépipédiques	200 à 500L	2 à 5 m ²	8 à 10 cm	(Pokryszka, 1994) (Pokryszka et al, 1995)
	54L	0.18m ²	30cm	(Gillis and Miller 2000)
	24L	0.12 m ²	20cm	(Lindberg, Zhang et al. 2002) (Zhang, Lindberg et al. 2002)
Chambres cylindriques	25L	0.06m ²	42cm	(Aneja, Bunton et al. 2001)
	11.2L	0.09m ²	18cm	(Lindberg, Zhang et al. 2002)
Chambres cylindriques avec dôme sphérique	30L	0.13m ²	23cm	(Eklund 1992)
	30L	0.13m ²	58cm	(Waite, Cabalo et al. 2007)

Selon (Hudson and Ayoko 2008), le volume des chambres est globalement plus élevé pour les chambres parallélépipédiques que pour les cylindriques.

L'aire des chambres cylindriques est globalement plus petite que pour les chambres parallélépipédiques. Les chambres parallélépipédiques sont donc potentiellement plus représentatives.

La chambre à flux « Odoflux ® » est la seule chambre à flux commercialisée (Société Odotech Inc.). Elle est composée d'un cylindre surmonté d'une demi-sphère en résine acrylique. L'étanchéité entre ces deux parties est assurée par des vis en polyéthylène. L'alimentation en air de balayage se fait à la base du cylindre par un tube percé afin, d'après le constructeur, d'obtenir un mélange optimal et de minimiser les perturbations. Le prélèvement se fait par l'intermédiaire d'une sonde placée au sommet de la demi-sphère.

Comme pour la chambre statique (voir §2.1.2), les paramètres influençant la mesure proviennent principalement de la conception de la chambre, des conditions opératoires et des conditions météorologiques. De nombreux paramètres sont identiques à ceux des chambres statiques et à cheminée.

Seuls les paramètres propres à la chambre à flux faible sont mentionnés ci-dessous.

Au niveau de la conception, les paramètres principaux selon (Adam 2005) sont la forme, la surface, le volume, les matériaux et le système d'homogénéisation :

- **Forme** : Pour le cas des chambres cylindriques, le dôme sphérique permet un meilleur mélange dans la chambre à flux et l'introduction d'un débit faible de gaz vecteur (Cooper 1992).
- **Surface au sol** : Lorsqu'on augmente la surface d'émission couverte par la chambre, le flux stationnaire diminue. En effet, l'augmentation de surface favorise l'accumulation du polluant dans la hotte et réduit, par conséquent, le gradient de concentration engendrant l'émission. De la même façon, pour un débit de balayage constant, l'émission est plus faible quand la section de passage augmente car la vitesse de balayage est réduite ce qui entraîne une augmentation de la résistance au transfert dans l'air. (Adam 2007)
- **Volume** : Cependant, plus le volume de la chambre est important, plus le débit de gaz vecteur devra être important. Il convient là aussi de faire un compromis (Eklund 1992).
- **Système d'homogénéisation** : il est nécessaire d'avoir de bonnes caractéristiques de mélange. La conception du système d'arrivée de gaz vecteur peut être étudiée de manière à obtenir un bon mélange (Klenbush 1986), (Gustin 2003). Par exemple, pour les chambres cylindriques, le gaz vecteur peut être acheminé à l'aide d'un tuyau percé enroulé autour de la chambre. Les trous équidistants sont dirigés vers le centre de la chambre parallèlement à la surface émettrice (Klenbush 1986). Certaines chambres sont munies d'un ventilateur (Park 2001), (Leyris 2000), (Aneja, Bunton et al. 2001), (Lindberg, Zhang et al. 2002), (Aneja 1995), etc.

En ce qui concerne le mode opératoire, les paramètres suivants sont à prendre en compte :

- **Durée de stabilisation** : si l'on fait des mesures ponctuelles, il convient d'attendre 3 à 4 taux de renouvellement d'air (volume/débit) pour atteindre une valeur stable (Eklund 1992). Il est tout de même possible de travailler entre 1 à 3 taux de renouvellement d'air si les mesures sont réalisées en continu. Une fois la stabilisation atteinte, il ne faut pas attendre trop longtemps avant de réaliser la mesure. Ceci est surtout vrai quand on a affaire à des sources liquides (Eklund 1992) et (Roelle, Aneja et al. 1999). La durée de la phase transitoire (depuis la mise en place de la chambre et jusqu'à la stabilisation) dépend du débit de balayage et des dimensions de la chambre (Zhang, Lindberg et al. 2002).
- **Débit d'apport du gaz vecteur** : c'est le paramètre le plus important et le plus difficile à appréhender (Eklund 1992). Il a été constaté que ce débit avait une grande influence sur les émissions de la surface recouverte. Certaines publications parlent d'une augmentation des émissions avec le débit de gaz vecteur (Lindberg, Zhang et al. 2002), (Williams and Davidson 1993), (Reinhart 1992), (Aneja 1995) alors que d'autres parlent au contraire d'une diminution (Backwin, Wofsy et al. 1990). Le débit à utiliser dépend de la conception de la chambre et de ses dimensions. Pour certains, il convient de choisir un débit supérieur au débit d'émission (Pokryszka 1994), (Reinhart 1992).

L'air apporté doit être propre et sec. Il faut éviter la contamination chimique de l'air entrant (Hellebrand, Kern et al. 2003). On peut par exemple ajouter à l'entrée des filtres à charbon actif afin de garantir la pureté du gaz vecteur injecté (Sartin, Halsall et al. 2002).

Du point de vue des conditions météorologiques, les paramètres à suivre, sont les mêmes que pour les chambres statiques et à cheminée (voir §1.2.6) : le vent, la pluie et la température.

Quelques exemples de débits de balayage relevés dans la littérature en fonction du polluant étudié sont reportés dans le Tableau 7.

Tableau 7 : Exemples de débits de balayage relevés dans la littérature

Polluants	CH ₄	NOx	NH ₃	γ-hexachlorocyclohexane (pesticide)	Mercure	COV
Publications	(Park 2001)	(Aneja 1995)	(Aneja, Bunton et al. 2001)	(Waite, Cabalo et al. 2007)	(Gillis and Miller 2000) (Lindberg, Zhang et al. 2002) (Zhang, Lindberg et al. 2002) (Choi and Holsen 2009) (Ferrara and Mazzolai 1998)	(Eklund 1992) (Allaire 2002) (Sartin, Halsall et al. 2002)
Débit d'air de balayage	Entre 1 et 2,5L/min en fonction des conditions du site	9L/min	9L/min	12L/min	1 à 10L/min 2.9 à 30 L/min 6L/min 5L/min 6L/min	5L/min 0.15L/min 2.5 L/min

2.1.3.3. ECHANTILLONNAGE

Les essais sur la chambre commercialisée « Odoflux® » pour différents débits de balayage montrent que le débit de balayage conseillé par le constructeur à 0,6 m³/h (10L/min) permet d'approcher la valeur réelle du flux.

Un seul débit d'aspiration a été relevé dans la littérature à 0.4 L/min pour l'analyse d'émission de COV sur un centre d'enfouissement des déchets (Sartin, Halsall et al. 2002).

Concernant la chambre cylindrique avec un dôme sphérique « Odoflux® », l'échantillonnage est conseillé après 15 minutes au minimum, afin d'atteindre le régime permanent. Les essais sur la chambre « Odoflux® » pour différents débits de balayage montrent que les durées de stabilisation varient également en fonction des débits.

Pour l'échantillonnage sur des sources surfaciques liquides, le piquage s'effectue au-dessus de la chambre afin d'éviter le contact de l'eau avec les analyseurs.

Les temps de prélèvement diffèrent selon le polluant analysé et selon la méthode d'analyse utilisée. Les mesures en continu sont réalisées généralement plus rapidement que les mesures intégratives.

Tableau 8 : Temps de prélèvement selon le polluant analysé et selon la méthode d'analyse utilisée

Polluants	CH ₄	Halométhane	NOx	CO ₂	Mercure	COV
Publications	(Park 2001)	(Cox, Fraser et al. 2004)	(Aneja 1995)	(Park 2001)	(Amyot 2004) (Poissant, Pilote et al. 2004) (Zhang 2001)	(Sartin, Halsall et al. 2002) (Chang, Lin et al. 1999)
Temps de prélèvement pour des mesures intégratives	90min	60 min	30 min	90 min	60 min	30 min 40 min
Durée des essais pour des mesures en continu					10 min 5 min	

La chambre à flux faible est largement utilisée pour mesurer l'émission de mercure des sols, mais elle possède aussi des limites, particulièrement la sous-estimation du flux avec des débits faibles de gaz vecteur. Un débit élevé de gaz vecteur est recommandé pour une bonne estimation des flux d'émission du sol en mercure, et donc éviter une sous-estimation des flux de mercure (Zhang, Lindberg et al. 2002).

Certaines chambres sont faites entièrement en téflon, principalement pour le mercure (Lindberg, Zhang et al. 2002), (Zhang 2001), (Carpi and Lindberg 1998), (Engle 2001). La chambre peut être chauffée à 0.5-1°C de plus que la température interne pour éviter la condensation de mercure sur les parois de la chambre (Poissant 1998). Pour maintenir les conditions ambiantes dans la chambre et ne pas créer de dépression, les parois de la chambre sont parfois perforées (Gillis and Miller 2000), (Pekney, Martello et al. 2009), (Lindberg, Zhang et al. 2002) et (Choi and Holsen 2009). Ainsi, les fluctuations de pression rapide dans la chambre, causées par le vent et l'humidité, sont évitées (Feng, Yan et al. 2004).

2.1.3.4. DETERMINATION DU FLUX

Le flux d'émission F est calculé ainsi :

$$F = \frac{C_{\text{polluant}} \times D_{\text{balayage}}}{S} \quad \text{Équation 4}$$

où : C_{polluant} : concentration en polluant mesurée

D_{balayage} : débit de balayage

S : surface de base de la chambre

Selon un document de travail (AFNOR Depuis 2005), lorsque que la source a une surface inférieure à 200 m², un point de mesure est réalisé tous les 30 m².

Cependant, lorsque que la source a une surface supérieure à 200m², un échantillonnage est effectué sur 1% de la surface totale avec un minimum de 6 points de mesure.

Le taux de renouvellement d'air à respecter pour la mesure est l'élément primordial pour cette méthode. Il tient compte des autres paramètres influents.

Les essais sur la chambre Odoflux® pour différents débits de balayage montrent que les flux surfaciques sont surestimés par rapport à la réalité, cependant le facteur de surestimation n'est pas mentionné dans la littérature.

L'utilisation de cette chambre à flux permet de réaliser une hiérarchisation des sources évaluées dans les mêmes conditions. Une quantification exacte du flux est délicate car les essais ne sont pas très représentatifs de la réalité.

Cette méthode est peu représentative de la réalité des émissions. L'objectif de cette méthode est d'obtenir des mesures comparables sur différentes sources. Cette méthode est actuellement surtout utilisée dans le domaine des odeurs et pour les mesures de mercure.

2.1.4. CHAMBRE A FLUX DYNAMIQUE

2.1.4.1. PRINCIPE ET APPLICATIONS

Le principe de la chambre dynamique consiste à collecter les gaz émis par une source via un gaz vecteur inerte entrant, produit par un ventilateur et balayant la chambre. Ce type de chambre est utilisé pour les sources surfaciques passives, c'est-à-dire lorsque le débit d'émission n'est pas connu.

L'avantage de ce système est la possibilité de simuler l'impact du vent sur la surface émettrice.

L'utilisation de cette chambre à flux permet de réaliser une hiérarchisation des sources évaluées dans les mêmes conditions. Une quantification exacte du flux est difficile car les essais ne sont pas représentatifs de la réalité même si cette méthode tente de simuler l'influence du vent. De ce fait, il n'est actuellement pas possible de comparer des flux quantifiés par une chambre à flux dynamique avec ceux obtenus par une chambre à flux faible.

Cette méthode est très utilisée en Allemagne et dans une moindre mesure en France, principalement pour des sources liquides. Elle recherche une représentativité de l'influence du vent. Par conséquent, la mesure des polluants en sortie est difficile à cause d'une dilution importante au sein de la chambre.

2.1.4.2. DESCRIPTION

Le mesurage en mode dynamique repose sur le transfert des gaz émis par la source dans un flux contrôlé de gaz vecteur injecté dans un espace clos en contact avec la source surfacique. Le débit d'air entrant produit par un ventilateur génère des vitesses de 0,3 à 1 m.s⁻¹. Le flux d'air à l'intérieur de la chambre est donc turbulent. En effet, parmi les facteurs externes affectant l'émission de composés chimiques dans l'environnement, le facteur prépondérant est le transfert de masse convectif et non la diffusion. Le mode dynamique se rapproche donc des conditions environnementales de l'émission. Selon la théorie de la couche limite sur laquelle la méthode dynamique s'appuie, la relation entre la vitesse de l'air et l'émission est exponentielle. L'enceinte crée un environnement dans lequel la couche limite est bien développée afin de favoriser le transfert convectif de matière. Le mélange gaz vecteur-effluent gazeux est ensuite collecté pour être analysé (Rognon 2004).

Ce principe est illustré par la Figure 4.

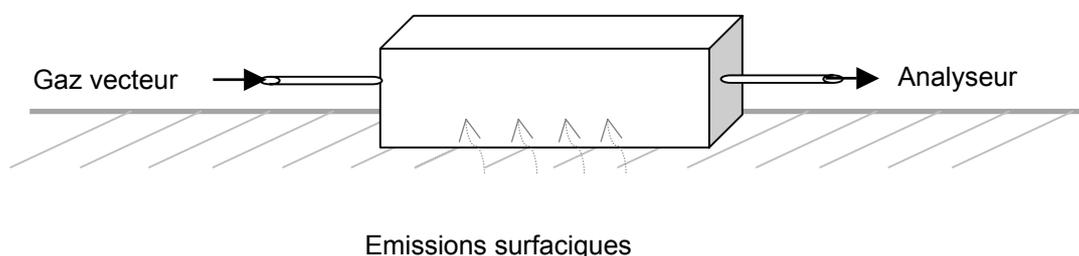


Figure 4 : Principe de mesure par chambre dynamique

Comme les chambres à flux faible, les chambres dynamiques nécessitent du matériel compliqué par rapport aux chambres statiques (Hartman 2003).

Tableau 9 : Matériel nécessaire pour l'utilisation d'une chambre à flux dynamique

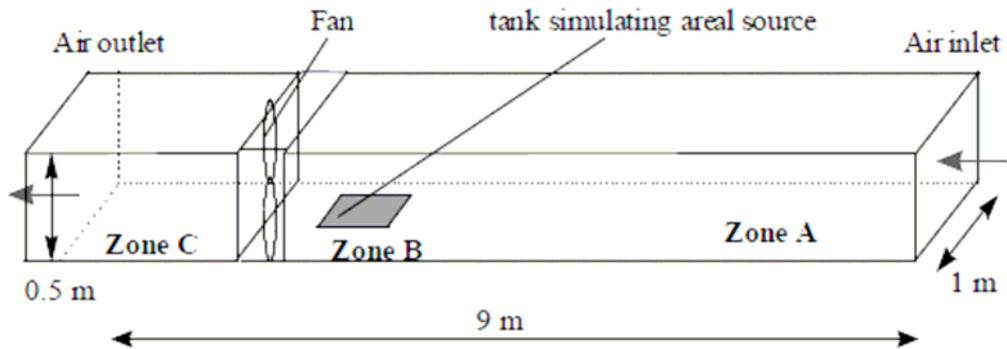
Matériel	But	Caractéristiques
Gaz vecteur	Diluer les gaz d'émission dans la chambre Permettre la sortie des gaz d'émission en sortie de la chambre	Inerte, propre et sec
Anémomètre	Mesurer la vitesse de balayage de gaz vecteur	-
Chambre	Isoler une surface donnée des conditions extérieures Contenir des gaz d'émission	Acier inoxydable
Tubes de sortie	Permettre la sortie de gaz vers les analyseurs	Téflon Acier inoxydable
Analyseur	Analyser les gaz d'émission en sortie de la chambre	Mesure en continu Mesure intégrative sur support puis analyse au laboratoire
Ventilateur	Extraire l'air en sortie de la chambre	Téflon Acier inoxydable

Des ventilateurs peuvent être aussi utilisés pour homogénéiser la zone où le piquage est réalisé.

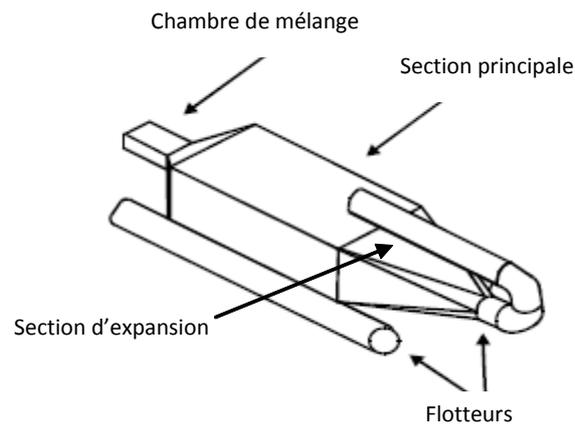
Pour l'échantillonnage sur des sources surfaciques liquides, on utilise une chambre d'échantillonnage avec des flotteurs. Autrement, les mêmes exigences que pour les chambres décrites précédemment sont en vigueur.

Exemples de dispositifs :

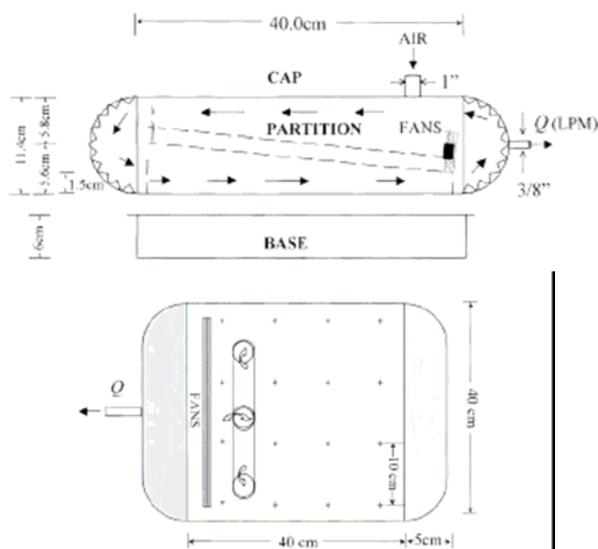
1) Mesure du flux d'odeur (Leyris, Guillot et al. 2005):



2) Mesure du flux de COV (Jiang and Kaye 1996) :



3) Mesure du flux de Fréon 113 (Reichman 2002):



Quelques exemples de dimensions de chambres dynamiques trouvées dans la bibliographie sont reportés dans le Tableau 10.

Tableau 10 : Exemples de dimensions de chambres dynamiques

	Volume	Aire	Hauteur	Références
	30L	0.16m ²	12.7cm	(Jiang and Kaye 1996)
Chambres parallélépipédiques	2L	0.16m ²	18cm	(Leyris 2000) (Leyris, Guillot et al. 2005)
	17.6L	0.16m ²	11cm	(Reichman 2002)

En général, les chambres à flux permettant un prélèvement dynamique sont de forme parallélépipédique (Rognon 2004). En effet, les chambres parallélépipédiques sont potentiellement plus représentatives des émissions surfaciques de part leur surface au sol assez importante (Hudson and Ayoko 2008). Ceci reflète probablement qu'il est plus simple de réaliser un mélange homogène dans une forme parallélépipédique en faisant passer un flux d'air d'un côté à l'autre que dans une forme cylindrique.

Les dimensions des chambres à flux dynamique sont globalement plus faibles que pour les chambres à flux faible, ce qui permet d'atteindre une vitesse de balayage souhaitée plus rapidement.

Cette méthode est beaucoup utilisée en Allemagne avec des vitesses de vent au sein de la chambre comprises entre 0.3 et 0.6m.s⁻¹.

En France, cette méthode de chambre à flux dynamique est peu utilisée mais elle a été validée principalement pour les sources liquides. Le faible nombre de publications en témoigne. Seuls 4 publications (Leyris 2000), (Reichman 2002), (Jiang and Kaye 1996) et (Leyris, Guillot et al. 2005) ont réalisé des essais avec cette méthode. Et sur ces 4 publications, seul (Reichman 2002) a étudié une source solide.

Comme pour les chambres de type « statique » (voir §2.1.2) et « à flux faible » (§2.1.3), les paramètres influençant la mesure proviennent principalement de la conception de la chambre, des conditions opératoires et des conditions météorologiques. De nombreux paramètres sont identiques à ceux de la chambre à flux faible.

Seuls les paramètres propres à la chambre à flux dynamique sont mentionnés ci-dessous.

Au niveau de la conception, les paramètres principaux selon (Adam 2005) sont la forme, la surface, le volume, les matériaux et le système d'homogénéisation :

Forme de la chambre : On peut trouver des chambres aux formes plus complexes comme des chambres parallélépipédiques avec des sections d'expansion et des chambres de mélange afin d'améliorer les conditions de mélange (par exemple (Rognon 2004), (Schulz, Jiang et al. 1995).

Vitesse de balayage du gaz vecteur : c'est un paramètre important. Les chambres à flux dynamique doivent être conçues de telle sorte que l'écoulement sous la chambre soit entièrement turbulent pour atteindre des conditions de transfert reproductibles (EN13725 2003).

Du point de vue du mode opératoire et des conditions météorologiques, les paramètres à suivre sont les mêmes que pour les chambres étudiées précédemment : le vent, la pluie et la température.

L'alimentation en air de balayage doit se faire entre 0,3 et 1 m.s⁻¹ afin d'obtenir un flux turbulent dans la chambre.

Quelques exemples de débits de balayage en fonction du polluant étudié sont reportés dans le Tableau 11:

Tableau 11 : Exemples de débits de balayage en fonction du polluant étudié

Polluants	Odeurs	COV	Gaz Fréon
Publications	(Leyris, Guillot et al. 2005)	(Jiang and Kaye 1996)	(Reichman 2002)
Vitesse d'air de balayage	1m/s	0,3m/s	0,3m/s

Comme la méthode de chambre à flux dynamique tend à simuler un vent dans l'enceinte, l'apport en air vecteur crée une dilution importante, ce qui rend la mesure des polluants en sortie très difficile.

A cause du taux de dilution important, les appareils de mesure en continu sont préconisés vis-à-vis de leur sensibilité. Afin d'obtenir des résultats reproductibles, une mesure en continu du flux est préconisée.

2.1.4.3. ECHANTILLONNAGE

Des prélèvements sur plusieurs points de mesure d'une surface d'émissions diffuses par cette chambre à flux dynamique sont difficiles à réaliser. (WG17)

Selon le document de travail (AFNOR Depuis 2005), lorsque que la source a une surface inférieure à 200 m², un point de mesure est réalisé tous les 30 m².

Cependant, lorsque que la source a une surface supérieure à 200 m², un échantillonnage est effectué sur 1% de la surface totale avec un minimum de 6 points de mesure.

Pour une meilleure représentativité, les mesures sont réalisées avec 2 vitesses de balayage minimum.

2.1.4.4. DETERMINATION DU FLUX

Le flux d'émission F est déterminé de la façon suivante :

$$F = \frac{C_{\text{polluant}} \times V_{\text{balayage}} \times S_{\text{intérieur}}}{S_{\text{base}}} \quad \text{Équation 5}$$

Où :

C_{polluant} : concentration en polluant mesurée

V_{balayage} : vitesse de balayage

S_{base} : surface de base de la chambre

$S_{\text{intérieur}}$: section intérieure de la chambre, au point de mesure

2.1.5. TUNNELS A VENT

Le tunnel à vent est utilisé pour estimer les émissions dues à l'érosion éolienne c'est-à-dire à la mise en suspension par le vent de particules déposées sur une surface. Celui-ci délimite un volume fermé au travers duquel un débit donné est aspiré. Les particules arrachées du sol sont entraînées par le flux d'air et canalisées avant d'être rejetées (Figure 5). Le tunnel est disposé sur la surface à étudier, le volume est fermé pour prévenir des fuites de matière. Le débit d'air traversant le tunnel doit également être contrôlé pour permettre l'obtention de résultats reproductibles.

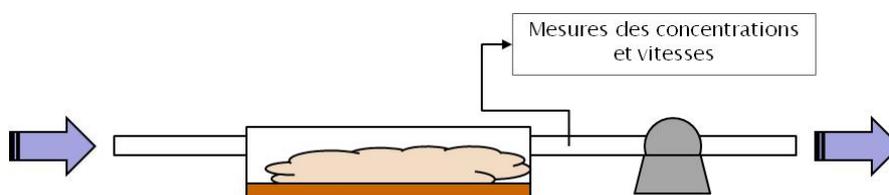


Figure 5 : Méthode du tunnel à vent

Il est possible d'étudier différents débits et donc de déterminer des facteurs d'émission en fonction de la vitesse du vent. La quantité de matière susceptible d'être mise en suspension diminue au fur et à mesure du déroulement du test.

La majorité des études rencontrées dans la littérature qui font intervenir des tunnels à vent ont été réalisées en laboratoire.

Certaines ont pour objectif de déterminer les facteurs d'émission de sols responsables d'émissions diffuses, ainsi que d'évaluer l'efficacité d'action correctives appliquées aux sols (arrosage, traitements de surface) et visant à réduire les émissions de particules. Pour ce faire, des échantillons de sols collectés sur site sont transportés au laboratoire. Ils peuvent dans certains cas subir une phase de caractérisation (répartition granulométrique, humidité, etc.) et de préparation préalable à la réalisation des essais (Roney and White 2006; Neuman, Boulton et al. 2009). Ces études reposent sur la théorie des propriétés d'écoulement de l'effluent particulaire dans le tunnel (Sweeney, Etyemezian et al. 2008; Neuman, Boulton et al. 2009).

La mesure des concentrations de particules étant réalisée dans une conduite fermée, elle peut être réalisée à l'isocinétisme. Les teneurs en poussières générées peuvent alors être déterminées par l'intermédiaire d'une mesure réalisée en sortie du tunnel. Elle est décrite dans une norme allemande (VDI-4285 2005). Les mesures peuvent être réalisées par prélèvement intégratif sur filtre et / ou par un suivi en continu des concentrations.

Des profils de concentrations en particules fines peuvent être déterminés en amont et en aval de la surface émissive par une mesure en continu des concentrations. Celle-ci est souvent réalisée par l'intermédiaire de techniques de mesure indicative basées sur les propriétés optiques de diffraction de la lumière par les aérosols. Dans ce cas, le flux de particules émises par la surface étudiée est obtenu par l'intermédiaire de l'équation suivante :

$$E = \frac{1}{A_b} (m_{out} - m_{in}) \quad \text{Équation 6 :}$$

avec :

A_b la surface de la source émissive

m_{out} est le flux massique en sortie du tunnel

m_{in} est le flux massique en entrée du tunnel

Cette équation peut également s'écrire en fonction des profils de concentration et de vitesse mesurés dans le tunnel:

$$E = \frac{1}{Lb} \int_0^{Ht} (c_{out} u_{out} - c_{in} u_{in}) dz \quad \text{Équation 7 :}$$

où

E est le flux d'émission en particules

Lb est la longueur de la surface émissive

Ht est la hauteur du tunnel à vent

c_{out} et u_{out} correspondent aux concentrations et à la vitesse d'écoulement en sortie du tunnel à la hauteur z

c_{in} et u_{in} correspondent aux concentrations et à la vitesse d'écoulement à l'entrée du tunnel à la hauteur z

Si la grande majorité de ces études ont été menées au laboratoire, on peut tout de même s'interroger quant à la représentativité de ces mesures par rapport à la réalité du terrain.

Une étude (Borrego, Costa et al. 2007) mentionne l'utilisation d'un tunnel à vent en combinaison avec une maquette reproduisant à l'échelle 1/333 une zone portuaire présentant plusieurs activités se déroulant sur une zone de stockage de déchets métalliques, et générant des émissions diffuses. L'objectif de cette étude était d'évaluer l'efficacité de deux mesures visant à réduire l'impact de ses émissions :

- la mise en place d'une barrière de conteneurs industriels
- la mise en place de brise-vent

Les conditions d'écoulement (couche limite atmosphérique) au niveau de la zone portuaire ont été simulées dans le tunnel en utilisant une installation spécifique visant à reproduire les conditions réelles de turbulence et de rugosité.

Les flux de particules émis par les sources diffuses n'ont pas été quantifiés dans cette étude. Ils ont été visualisés par la mise en œuvre de plusieurs techniques :

- laser ;
- fumigène ;
- dispersion de sable.

La quantification des débits a été réalisée par la mesure des vitesses d'écoulement en mettant en œuvre la technique de l'anémomètre à fil chaud.

Trois cas de dispersion des émissions diffuses ont été étudiés :

- en l'absence d'action de réduction (cas 1);
- en présence d'une barrière de conteneurs industriels seule (cas 2);
- en présence d'une barrière de conteneurs industriels et de brise-vent situés de part et d'autre de la zone émissive (cas 3).

Ces observations ont montré que la combinaison des deux mesures de réduction (barrière de conteneurs industriels et brise vent) permettait de modifier les champs de vent et donc de réduire l'impact des émissions diffuses dues à la zone de stockage.

Ces résultats ont alors été combinés à une des équations empiriques développées par l'US EPA (EPA 1995) relative aux émissions de ce type de zones de stockage.

$$E = k * 0.0016 * \frac{(U/2,2)^{1,3}}{(M/2)^{1,4}} \quad \text{Équation 8 :}$$

où :

E est le facteur d'émission (kg ton^{-1}),

k est un facteur de taille sans dimension égal à 0,11 pour les $\text{PM}_{2,5}$ et 0,35 pour les PM_{10} ,

U est la vitesse de vent moyen (m s^{-1}),

M est la teneur en humidité (%).

En combinant les équations relatives aux cas 1 et 3 de cette étude, il a été possible d'établir une équation permettant de déterminer le facteur de réduction des émissions correspondant à la mise en place des deux actions correctives combinées.

Cette démarche a permis d'évaluer l'efficacité de réduction correspondant à deux hauteurs (5 m et 10 m) de barrière et de brise-vent. Aucune incertitude associée aux résultats n'y est précisée.

Dans ce cas, la question de l'impact du changement d'échelle se pose. Si cette démarche permet d'approcher les émissions diffuses d'un site de manière globale, on peut s'interroger sur la capacité de la maquette à reproduire les phénomènes à l'origine de l'ensemble des émissions diffuses.

Peu de publications font référence à la mise en œuvre des tunnels à vent sur des sites industriels pour déterminer les flux d'émissions. Une version simplifiée de cette méthode a été mise en œuvre pour étudier l'émission de bioaérosols d'andains de compostage (Taha, Pollard et al. 2005). Dans cette étude le comportement des bioaérosols émis est assimilé, en termes d'écoulement, à celui d'un gaz.

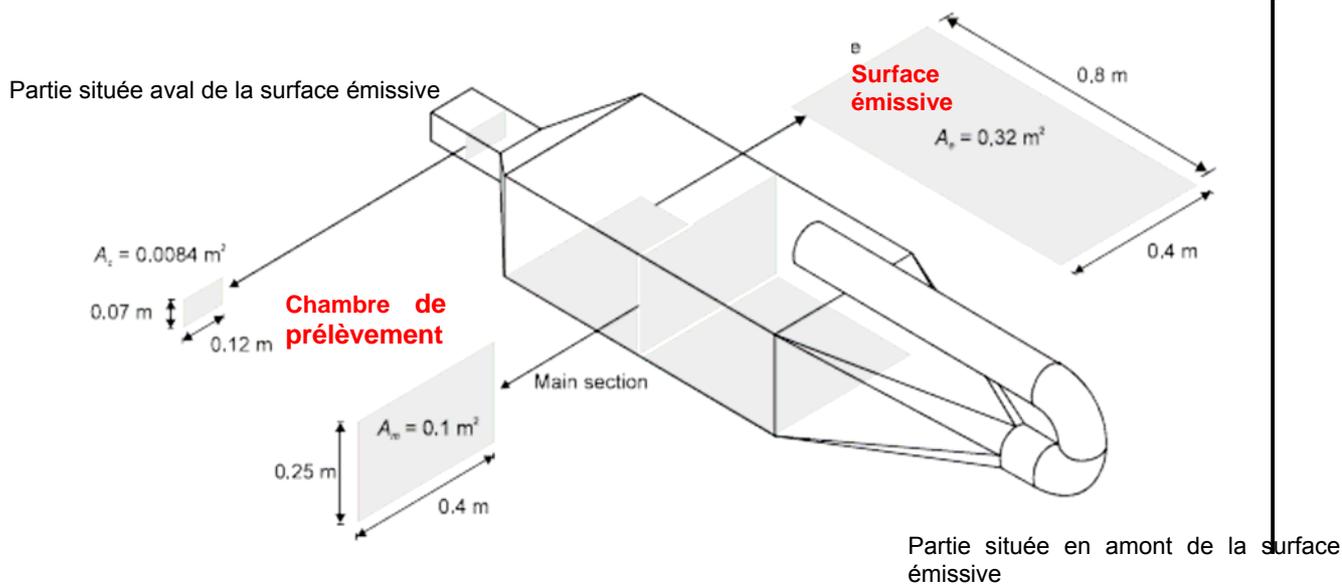


Figure 6 : Schéma de la version simplifiée de tunnel à vent utilisée pour prélever des bioaérosols émis par des andains de compostage

Les concentrations en bioaérosols actinomycètes et aspergillus fumigatus, ont été déterminées par des prélèvements sur filtre réalisés dans une chambre de mélange de volume connu. Le flux de bioaérosols émis par la surface étudiée est alors obtenu.

$$SBER = \frac{Q \cdot BC}{A} \quad \text{Équation 9}$$

où :

SBER est le flux spécifique d'émission de bioaérosol (cfu*m²/s)

Q est le flux d'émission à travers le tunnel à dilution

BC est la concentration en bioaérosols (cfu*/m³)

A est la surface couverte par le tunnel à vent

*cfu : unité de comptage des bioaérosols

Le flux spécifique d'émission au niveau de la surface étudiée est alors déterminé en appliquant la formule suivante :

$$SBER_2 = SBER_1 \cdot \left(\frac{V_2}{V_1} \right)^{0,5} \quad \text{Équation 10}$$

où :

SBER₁ est le flux spécifique d'émission de bioaérosol (cfu/m²/s) dans la zone de mélange où est prélevé l'échantillon

V₁ est la vitesse d'écoulement dans la zone de mélange

$SBER_2$ est le flux spécifique d'émission de bioaérosol ($cfu/m^2/s$) au niveau de la surface étudiée

V_2 est la vitesse d'écoulement au niveau de la surface étudiée

Nous rappelons ici que l'assimilation de l'écoulement d'un aérosol à celui d'un gaz est pertinente lorsque la granulométrie de l'aérosol est fine, c'est-à-dire que la gamme de taille est centrée sur des valeurs de diamètre ne dépassant pas $1 \mu m$ à $2 \mu m$. Pour des gammes centrées sur $10 \mu m$ et plus, il devient plus incertain de réaliser ce type de simplification. Les bioaérosols étudiés ici présentaient des gammes de taille respectives de $1 \mu m$ (actinomyces) et 2 à $50 \mu m$ (aspergillus fumigatus), les résultats obtenus pour les aspergillus fumigatus sont donc à considérer avec précaution.

La méthode du tunnel à vent nécessite une logistique lourde pour la mise en place du tunnel sur la surface à étudier. Elle est d'habitude principalement pratiquée au laboratoire.

Peu d'études font référence à des tunnels à vent portables pouvant être mis en œuvre sur site industriel. La méthode semble bénéficier d'une bonne maturité technique. Cependant, elle est basée sur une théorie complexe relative aux phénomènes d'écoulement dans le tunnel qui doit être bien maîtrisée. Il n'existe pas de référentiels normatifs décrivant spécifiquement cette méthode, mais elle est mentionnée dans des normes allemandes (VDI-3475 2003; VDI-4285 2005). Les niveaux d'incertitude et les limites de détection associés à cette méthode ne sont pas ou peu mentionnés dans les références bibliographiques. Le nombre de points de mesure nécessaire à l'étude exhaustive d'une source surfacique donnée n'est pas précisé dans les références.

Les paramètres influençant les résultats sont :

- La technique de mesure utilisée ;
- Le nombre de points émissifs étudiés ;
- La représentativité des points étudiés au regard de la source émissive ;
- La représentativité de la période de mesure au regard du procédé étudié.

Dans les références bibliographiques rencontrées, cette méthode est mise en œuvre pour :

- Etudier les déterminants des émissions diffuses dues à l'érosion éolienne ;
- Evaluer l'impact de paramètres tels que la vitesse de vent et l'humidité de la surface sur les niveaux d'émission de particules dus à l'érosion éolienne ;
- Evaluer l'efficacité de mesures correctives appliquées aux sols eux-mêmes (arrosage, traitements de surface) et visant à réduire les émissions de particules par érosion éolienne (Borrego, Costa et al. 2007; Neuman, Boulton et al. 2009)
- Evaluer l'efficacité de mesures correctives visant à limiter la dispersion des émissions diffuses (Borrego, Costa et al. 2007)
- Etudier les retombées (distance à la source, proportion) de particules après émissions (Hall, Kukadia et al. 1998) ;
- Caractériser les émissions de sources diffuses (Taha, Pollard et al. 2005).

Cette méthode est particulièrement intéressante puisqu'elle propose une caractérisation directe des sources surfaciques de particules.

Pour la mettre en œuvre sur un site industriel, et puisqu'il s'agit d'un prélèvement ponctuel, il convient cependant de s'assurer de la représentativité spatio-temporelle des prélèvements au regard du site. C'est-à-dire :

- de s'assurer qu'elle soit mise en œuvre sur un nombre suffisant de points de la source surfacique à étudier afin de disposer de résultats représentatifs de la source.
- dans le cas où le procédé comporterait plusieurs phases susceptible de subir de l'érosion éolienne; de réaliser les prélèvements pendant les différentes phases du procédé.

Enfin, de par la logistique nécessaire à sa mise en œuvre et ses fondements théoriques, cette méthode, est adaptée aux sources surfaciques statiques. Elle ne semble pas pouvoir être mise en

œuvre pour caractériser les phases dynamiques (broyage, transport, criblage de matière) de certains procédés de traitement de déchets qui sont connues pour être particulièrement émissives. Pour ces procédés, elle peut donc être utilisée de manière complémentaire avec d'autres méthodes permettant de caractériser les phases dynamiques.

D'une manière générale, elle a donc plutôt vocation à être utilisée au laboratoire pour déterminer le facteur d'émission d'une surface donnée que pour évaluer de manière exhaustive les émissions diffuses de particules dues aux sources surfaciques. La seule étude ayant été réalisée sur site a nécessité l'assimilation de l'écoulement de l'aérosol à celui d'un gaz, ce qui ne généralisé à tous les cas.

2.1.6. STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE

Lorsque l'on cherche à quantifier une source, deux étapes sont à considérer :

- La reconnaissance ponctuelle de zone (cartographie de la surface) ;
- L'évaluation globale des flux.

Trois méthodes sont recensées pour identifier et délimiter les zones fortement émissives :

1/ La mesure de concentration dans l'air à la surface de la zone considérée

Cette méthode est recommandée dans le guide de l'US EPA pour l'établissement d'un plan d'échantillonnage des flux.

La méthode la plus utilisée consiste à réaliser une reconnaissance des concentrations mesurées à la surface du sol sur les zones à surveiller, par un parcours sur les zones à surveiller « walkover surveys ». Des mesures de reconnaissance de la concentration en méthane sont ainsi prévues avant de réaliser des mesures de flux de méthane. Ces mesures permettent d'identifier les zones où une densité de mesures de flux plus élevée est nécessaire. Un raffinement du maillage est donc possible pour les zones à fort flux. Cette méthode est recommandée par l'agence de l'environnement britannique (guide LFTGN07, 2004).

Cette méthode peut être également mise en œuvre par des moyens aéroportés sur les grands sites (par « scanning hyperspectral »). La résolution au sol est généralement réduite (plurimétrique), ce qui limite son application aux flux importants.

2/ L'analyse multivariée des données de flux et de paramètres complémentaires

Cette méthode peut être appliquée lorsque l'on possède des mesures complémentaires (d'humidité, de nature des sols) permettant de guider l'interpolation des valeurs de flux surfaciques obtenue avec une densité non suffisante. Elle suppose l'acquisition de données complémentaires avec une densité suffisante. Cette méthode a été utilisée par l'INERIS en complément de la méthode précédente de mesure de concentration dans l'air. Elle peut également être utilisée à partir des données indirectes (mesures infrarouges) si une corrélation entre celles-ci et l'émission de méthane existe.

3/ La réalisation de mesure de flux à haute densité

Dans certains cas, la mesure de concentration dans l'air est délicate du fait de la présence continue de vitesse de vents relativement élevée (> 3 m/s). La mesure de flux est moins sensible aux vents et permet ainsi de fournir une cartographie des flux.

Suite à la délimitation des zones étudiées, une analyse des données peut être entreprise en considérant les paramètres à l'origine de l'émission des flux (âge et nature des déchets dans le cas des ISDND, type et nature de la couverture). Une analyse de la structure spatiale (variogramme) peut également fournir des indications sur l'anisotropie des données. Ces paramètres ont pour but de guider l'interpolation réalisée sur les données. Cette interpolation est nécessaire pour évaluer le flux global d'une zone. Elle est classiquement réalisée par krigeage ou par une technique de pondération de l'inverse de la distance (IDW). Le choix de l'estimateur utilisé dépend de la structuration spatiale des flux et de la densité des mesures.

L'Agence de l'Environnement anglaise (Guidance for monitoring landfill gas surface emissions, projet 2003) recommande un nombre de mesures individuelles en fonction de la surface (voir Tableau 12).

Tableau 12 : Nombre de mesures individuelles recommandé par l'Agence de l'Environnement anglaise

Zone size (m ²)	Number of locations	Average Spacing (approx.)
5,000	16	18m
10,000	21	22m
50,000	40	35m
100,000	53	43m
200,000	73	52m
1,000,000	156	80m

Zone size (m ²)	Number of locations
1000	6
2000	6
3000	10
4000	13
5,000	16

D'après l'expérience acquise à l'INERIS, le nombre de mesures par unité de surface recommandées par ce document est insuffisant pour réaliser une évaluation quantitative des flux. L'INERIS recommande d'appliquer une densité moyenne de 25 à 35 points par hectare, dépendant de l'émissivité attendue de la zone : les points de mesure devront être plus serrés (tous les 8 à 10 mètres) sur les zones fortement émissives, et pourront être plus espacés (tous les 15 à 20 mètres) si la zone est faiblement émissive. Sur les zones limitées, le nombre de points de mesure doit être suffisant pour que le calcul par interpolation ait un sens (15-20 mesures individuelles au minimum, idéalement 30 à 40).

Dans le cas des mesures de flux émis par la surface d'une installation de stockage de déchets non dangereux réhabilitée (avec une couverture d'argile de l'ordre de 1 mètre d'épaisseur), il a été établi que le confinement aux émissions de gaz offert par cette couverture est très limité en période estivale du fait de fissures apparaissant dans l'argile, et qu'il est à contrario très élevé en période hivernale (blocage de la perméabilité à l'air par l'eau). La réalisation de mesures en période de transition climatique (printemps, automne) se justifie si l'on souhaite obtenir un comportement moyen de la couverture sur une année. L'INERIS recommande cette approche lorsqu'il est nécessaire d'évaluer le flux moyen émis par une couverture sur une base annuelle.

Les mesures effectuées au moyen de chambres peuvent permettre de :

- 1/ hiérarchiser des zones selon leur caractère plus ou moins émissif ;
- 2/ estimer semi-quantitativement et quantitativement des flux.

La hiérarchisation de zones ne demande pas d'utilisation de protocole particulier. Elle suppose seulement de conserver le même protocole pour l'ensemble de la campagne de mesure.

L'évaluation semi-quantitative ou quantitative suppose de disposer d'une méthode de mesure ayant fait l'objet d'un calibrage sur banc de mesure afin de disposer d'une mesure quantitative ponctuelle ayant une bonne répétabilité et une sensibilité connue à l'action du vent.

La connaissance du coefficient correctif de la chambre (acquis sur banc, dans des conditions reproduisant les conditions naturelles) est nécessaire pour une utilisation quantitative de la méthode, afin de pouvoir prendre en compte l'influence du dispositif utilisé sur le flux mesuré.

Le caractère semi quantitatif à quantitatif de l'évaluation s'apprécie en fonction de la densité de mesure : une densité moyenne de 10 à 20 points par hectare est généralement insuffisante pour une évaluation quantitative des flux en l'absence de données complémentaires.

Les exercices d'intercomparaison des méthodes ont permis d'évaluer la pertinence de l'utilisation de la méthode pour l'évaluation des flux de méthane provenant des ISDND (Savanne & al, 1995, 1997).

Selon les gaz recherchés, différents systèmes de mesure de la concentration peuvent être utilisés. La liste non exhaustive suivante est proposée :

- CH₄ (biogaz, émissions de gaz à effet de serre)
- CO₂ (biogaz, respiration du sol, des plantes)
- CH₄ + CO₂ (biogaz, oxydation du biogaz...)
- Composés organiques volatils (biogaz, sols pollués)
- Oxydes d'azote, ammoniac (compostage)
- Radon (émission naturelle du sol)

2.1.7. SYNTHÈSE DES POLLUANTS ÉTUDIÉS À L'AIDE DE CHAMBRES D'ÉCHANTILLONNAGE

COV :

Pour étudier l'émission de COV pour des sources diffuses surfaciques, des méthodes de mesures en continu et intégratives sont disponibles.

Tableau 13 : Domaines d'applications et les méthodes de mesure utilisées pour l'analyse de COV

Polluants	COV	
Sources	Sources solides passives	
Exemples d'application	CSDU, Pistes de course, Forêts, Asphalte des trottoirs...	
Type de mesures	C : mesures en continu	I : mesures intégratives
Nombre de publications traitant ce polluant	4 publications	6 publications
Détails des publications	(Cooper 1992) → COV totaux (Allaire 2002) → COV totaux (Jullien, Monéron et al. 2006) → COV totaux (Jiang and Kaye 1996) → Toluène, MEK, Acétone	(Cooper 1992) → screening COV (Moore, Gut et al. 2005) → méthyl chlorure (Chang, Lin et al. 1999) → screening (36 COVs dont alcanes, alcènes, aromatique, cétones) (Sartin, Halsall et al. 2002) → Alcanes et aldéhydes (Tillman and Smith 2004) → COVs (Cox, Fraser et al. 2004) → Halométhane
Méthodes de mesure utilisées	PID ou FID	Tubes TENAX ou Canisters ou Sacs TEDLAR Puis TD/GC/MS ou TD/GC/FID

Mercur

Les mesures d'émission du Mercure sont réalisées principalement en continu grâce à un analyseur ayant un adsorbant d'or ultra-pur.

Tableau 14 : Domaines d'applications et les méthodes de mesure utilisées pour l'analyse de Mercure

Polluants	Mercur	
Sources	Sources solides ou liquides passives	
Exemples d'application	Lac, Rivière, Lac artificiel, Sols volcaniques, Sols de forêt	
Type de mesures	C : mesures en continu	I : mesures intégratives
Nombre de publications traitant ce polluant	18 publications	1 publication
Détails des publications	(Gillis and Miller 2000) (Lindberg, Zhang et al. 2002) (Poissant 1998) (Zhang, Lindberg et al. 2002) (Feng, Yan et al. 2004) (Poissant, Pilote et al. 2004) (Nacht 2003) (Gustin 2003)	(Gårdfeldt, Feng et al. 2001) (Zhang 2001) (Di Francesco, Ferrara et al. 1998) (Engle 2001) (Gustin, Lindberg et al. 2000) (Ferrara and Mazzolai 1998) (Choi and Holsen 2009) (Pekney, Martello et al. 2009)
Méthodes de mesure utilisées	Analyseur de mercure (cartouche contenant un adsorbant d'or ultra-pur)	ICP/MS

CH₄ :

Pour étudier l'émission de CH₄ pour des sources diffuses surfaciques, des méthodes de mesures en continu et intégratives sont disponibles.

Tableau 15 : Domaines d'applications et les méthodes de mesure utilisées pour l'analyse de CH₄

Polluants	CH ₄	
Sources	Sources solides passives	
Exemples d'application	CSDU, Compostage, Décharges...	
Type de mesures	C : mesures en continu	I : mesures intégratives
Nombre de publications traitant ce polluant	2 publications	3 publications
Détails des publications	(Hellebrand, Kern et al. 2003) (Nakano, Sawamoto et al. 2004)	(Hellebrand, Kern et al. 2003) (Sommer, McGinn et al. 2004) (Sherlock, Sommer et al. 2002)
Méthodes de mesure utilisées	FID	GC-TCD ou GC/MS

NH₃ :

L'ammoniac est très réactif en présence d'eau. Une concentration élevée en NH₃ dans une chambre statique réduirait l'émission de NH₃ du sol couvert par cette chambre. Par conséquent, l'émission de NH₃ est généralement mesurée avec une technique météorologique.

Tableau 16 : Domaines d'applications et les méthodes de mesure utilisées pour l'analyse de NH₃

Polluants	NH ₃	
Sources	Sources solides ou liquides passives	
Exemples d'application	Lagon anaérobique, Tas, Compostage, Boues	
Type de mesures	C : mesures en continu	I : mesures intégratives
Nombre de publications traitant ce polluant	1 publication	2 publications
Détails des publications	(Aneja, Bunton et al. 2001)	(Sommer, McGinn et al. 2004) (Sherlock, Sommer et al. 2002)
Méthodes de mesure utilisées	Chimiluminescence	GC

CO₂ :

Pour étudier l'émission de CO₂ pour des sources diffuses surfaciques, des méthodes de mesures en continu et intégratives sont disponibles.

Tableau 17 : Domaines d'applications et les méthodes de mesure utilisées pour l'analyse de CO₂

Polluants	CO ₂	
Sources	Sources solides ou liquides passives	
Exemples d'application	CSDU, Compostage, Sols de forêts, Marais...	
Type de mesures	C : mesures en continu	I : mesures intégratives
Nombre de publications traitant ce polluant	5 publications	5 publications
Détails des publications	(Hellebrand, Kern et al. 2003) (Jensen, Mueller et al. 1996) (Streever, Genders et al. 1998) (Nakano, Sawamoto et al. 2004) (Burkart, Manderscheid et al. 2007)	(Park 2001) (Hellebrand, Kern et al. 2003) (Sommer, McGinn et al. 2004) (Raich 1990) (Jensen, Mueller et al. 1996)
Méthodes de mesure utilisées	Analyseur IR	GC ou dosage

NO_x :

Pour étudier l'émission de NO_x (NO et N₂O) pour des sources diffuses surfaciques, des méthodes de mesures en continu et intégratives sont disponibles.

Tableau 18 : Domaines d'applications et les méthodes de mesure utilisées pour l'analyse de NO_x

Polluants	NO _x	
Sources	Source solide passive	
Exemples d'application	Sols exploités par l'agriculture, Tas, Compostage, Boues	
Type de mesures	C : mesures en continu	I : mesures intégratives
Nombre de publications traitant ce polluant	2 publications	4 publications
Détails des publications	(Aneja 1995) (Hellebrand, Kern et al. 2003)	(Hellebrand, Kern et al. 2003) (Skiba, DiMarco et al. 2006) (Sommer, McGinn et al. 2004) (Sherlock, Sommer et al. 2002)
Méthodes de mesure utilisées	Chimiluminescence	GC ou

		sac TEDLAR → TDL
--	--	------------------

Odeur / Composés odorants:

Pour étudier l'émission d'odeur pour des sources diffuses surfaciques, des méthodes de mesures en continu et intégratives sont disponibles.

Tableau 19 : Domaines d'applications et les méthodes de mesure utilisées pour l'analyse de l'odeur / des composés odorants

Polluants	Odeur / Composés odorants	
Sources	Sources solide et liquide passives et aérées	
Exemples d'application	Biofiltres, bassins d'aération de station d'épuration, Stockage, Bassins, Lagunes, Tas ...	
Type de mesures	C : mesures en continu	I : mesures intégratives
Nombre de publications traitant ce polluant	1 publication	2 publications
Détails des publications	(Leyris, Guillot et al. 2005)	(Rognon 2004) (Lee and Zhang 2008)
Méthodes de mesure utilisées	GC/FID	Sac TEDLAR → Olfactométrie

2.1.8. AVANTAGES / INCONVENIENTS DE CHAQUE CHAMBRE D'ÉCHANTILLONNAGE

Tableau 20 : Avantages / Inconvénients de chaque chambre d'échantillonnage

	Statique ou à accumulation	A cheminée	Chambre à flux faible	Chambre à flux dynamique	Tunnel à vent
Avantages	<p>Mise en place très facile et peu coûteuse</p> <p>Permet la mesure des concentrations maximales potentiellement émises (équilibre entre les phases)</p> <p>Méthode sensible car pas de dilution avec un gaz vecteur</p>	<p>Temps d'équilibre immédiat</p> <p>Bonne représentativité (flux réellement émis)</p>	<p>Sources non perturbées</p> <p>Comparaison des sources liquides et solides</p>	<p>Permet de simuler l'impact du vent sur la surface émettrice</p> <p>Recherche de la représentativité de l'influence du vent</p>	<p>Propose une caractérisation directe des sources surfaciques de particules</p>
Inconvénients	<p>Manque de représentativité en raison d'une possible accumulation de matière dans le volume clos</p> <p>Temps d'équilibre peut être long => peu utilisé</p>	<p>Sensibilité au vent</p> <p>Matériel lourd et encombrant</p>	<p>Méthode complexe à mettre en œuvre (électricité, gaz vecteur...)</p> <p>Représentativité du prélèvement vis à vis de l'émission non garantie</p>	<p>Méthode complexe à mettre en œuvre (électricité, gaz vecteur...)</p> <p>Dilution importante donc difficulté de mesurer les polluants en sortie</p>	<p>Méthode complexe à mettre en œuvre</p> <p>Ne permet pas de caractériser les sources dynamiques des procédés particulièrement émissives en particules</p>

2.2. MESURE AUX OUVERTURES OU « ROOF MONITORING SENSING »

Cette méthode est utilisée lorsque l'activité émettrice est localisée dans un bâtiment fermé et où les émissions vers l'extérieur ont lieu au travers de larges ouvertures situées en partie haute du bâtiment. Cette méthode ne s'applique pas aux ouvertures basses latérales.

Cette méthode s'applique particulièrement au bâtiment abritant des procédés générant de la chaleur et entraînant une ascendance significative des polluants vers l'extérieur par les ouvertures situées en partie haute du bâtiment (lanterneaux).

Elle consiste à réaliser des mesures de vitesse et de concentration de polluant au niveau de ces ouvertures. Cette méthode peut s'appliquer aux phases gazeuse et particulaire. Elle nécessite néanmoins d'avoir des écoulements mesurables en termes de vitesse ($v > 0,1$ m/s) et de direction.

On mesure les concentrations des espèces recherchées, les débits d'air et la surface de chaque ouverture vers l'extérieur pour obtenir le débit massique de chaque ouverture. La somme des intégrations de ces flux massiques sur chacune des surfaces représentera le terme source du bâtiment. La source est assimilée au bâtiment dans son ensemble.

Le nombre de point de prélèvement dépend :

- de la dimension des lanterneaux et du bâtiment ;
- des sources présentes dans le bâtiment.

En pratique, la section de passage des émissions diffuses et à découper en sous-sections d'égale surface.

On réalise au centre de chaque sous-section une mesure de vitesse, température des gaz et de concentrations en polluants afin de déterminer un flux pour cette zone.

Le flux massique (en g/h) est calculé à partir du débit volumique et la concentration massique d'émissions précédemment définie, pour un atelier donné et un cycle opératoire déterminé. Le principe relatif à la méthode est présenté ci-dessous (

Figure 7).

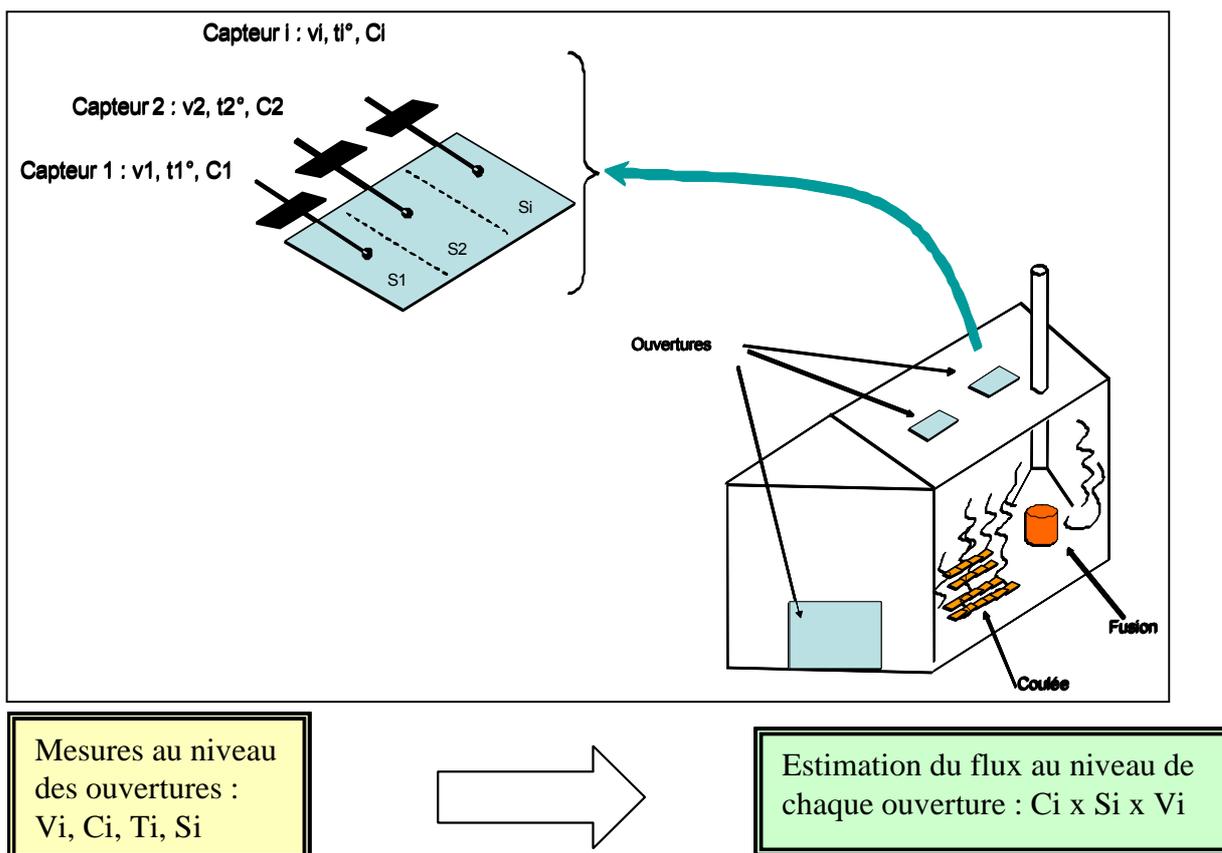


Figure 7 : Schéma de principe de la méthode aux ouvertures

La méthode aux ouvertures s'applique à des bâtiments ayant un faible nombre d'ouverture. Le résultat de la mesure donnera une information sur l'ensemble des sources présentes. De ce fait l'activité de chacune devra être représentative du procédé lors de la mesure. Pour une meilleure représentativité des résultats, il est nécessaire que le prélèvement couvre l'ensemble d'un cycle de production du procédé étudié.

Les conditions météo du site doivent être prises en compte du fait de leur influence sur l'aération du bâtiment. Seules les émissions sortant par les évacuations seront mesurées.

Cette méthode nécessite la formulation des hypothèses suivantes :

- On considère que la vitesse retenue v_i est constante et représentative sur toute la surface et dans le temps. A noter que plus la surface est grande plus le profil de vitesses est susceptible de varier.
- On suppose que l'air entrant dans l'atelier est exempt de tout polluant faisant l'objet des mesures.

Les débits d'air et les concentrations peuvent être très disparates en différents points d'une large ouverture vers l'extérieur, obligeant à faire un nombre important de mesures et de moyennes.

Lors de la mesure de composés particulaires, on cherche à se rapprocher comme dans le cas d'une émission canalisée, d'un prélèvement à l'isocinétisme. Ceci peut être rendu difficile par le fait que les vitesses des flux au niveau du lanterneau sont trop faibles (1 à 2 m/s) pour être mesurées en continu et permettre un maintien de l'isocinétisme pendant toute la durée du prélèvement. Compte tenu des valeurs de vitesses de flux très faibles, le prélèvement dans des conditions isocinétiques nécessite l'utilisation de buses de gros diamètre. Pour les particules de petit diamètre la recherche de l'isocinétisme (PM10) est moins cruciale.

Il existe très peu de données bibliographiques sur la mesure des rejets au niveau des lanterneaux. L'US EPA propose d'utiliser la méthode 5D adaptée à la mesure des rejets diffus à proximité de

filtres à manche, basée sur la méthode 5 développée par l'EPA (EPA 2000) pour les contrôles réglementaires en cheminée. Il existe un manuel technique américain de mise en œuvre de cette méthode (EPA 1976).

Dans les références bibliographiques rencontrées cette méthode est mise en œuvre pour la mesure des émissions diffuses dans les secteurs de la fonderie (Torralba 2006; Torralba, Frejafon et al. 2009) et de la sidérurgie (Vanderborght, Kretschmar et al. 1981; Vanderborght, Kretschmar et al. 1989; Chaucherie, Mangenot et al. 2004; ACI-Environnement 2006; ACI-Environnement 2010).

L'étude de Vanderborght s'est intéressée au cas particulier d'un bâtiment abritant deux procédés dont l'un était équipé d'un système de captage des émissions associé à une évacuation en toiture. La Figure 8 présente une vue de dessus du bâtiment étudié avec le procédé, le système de captage, l'évacuation en toiture équipée de trois lanterneaux ainsi que la position des points de prélèvement.

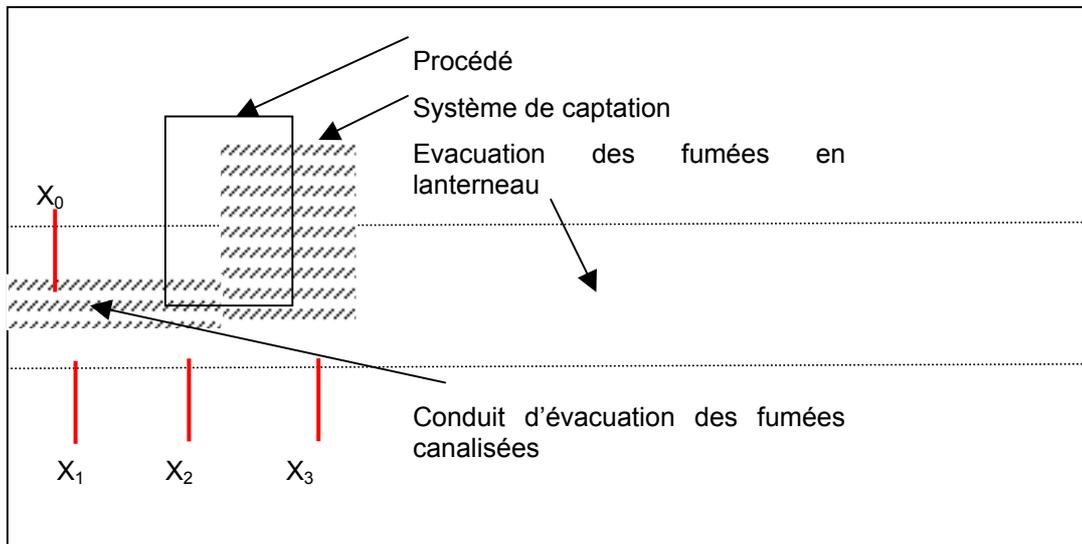


Figure 8: Vue de dessus du bâtiment étudié par Vanderborght et al,
 x_0 est le point de prélèvement de l'émission canalisée issue du système de captation
 x_1 à x_3 sont les points de prélèvement situés au niveau des évacuations en lanterneaux

Cette étude propose une alternative à la mesure des vitesses aux ouvertures. Un gaz traceur a été utilisé pour déterminer par le calcul les flux émis en toiture. Le principe du traçage gazeux repose sur l'hypothèse que le gaz traceur utilisé (ici le SF_6) a le même comportement en termes d'écoulement que l'aérosol émis. Cette hypothèse paraît acceptable compte tenu de la fine granulométrie des particules étudiées (centrée sur 1 à 2 μm).

Cette méthode est basée sur le fait que lorsque le gaz traceur est introduit au niveau de la source du polluant étudié, à une teneur connue, si le gaz traceur et le polluant sont mélangés et se dispersent de manière homogène, leurs concentrations et flux dans le panache sont reliés par l'Équation 11 présentée ci-dessous.

$$C_p / C_t = Q_p / Q_t \quad \text{Équation 11}$$

où

C_p : est la concentration du polluant étudié

C_t : est la concentration du gaz traceur

Q_p : est le flux de polluant émis

Q_t : est le flux de gaz traceur émis

En chaque point de prélèvement, l'écoulement du polluant et du gaz traceur est décrit par cette équation. On rappelle également que d'après les équations de conservation de la masse, le flux total émis en gaz traceur et en particules correspond à la somme de flux déterminés en chaque point d'évacuation.

Quatre périodes de prélèvements différentes ont été considérées dans cette étude. Chaque période de prélèvement durait 30 minutes. Les flux particuliers émis en toiture ont alors été déterminés de deux manières différentes :

- en déterminant les concentrations moyennes en gaz traceur et en particules (4 périodes de prélèvement) en chaque point de prélèvement (X0 à X3). Ces valeurs combinées avec la quantité totale en gaz traceur émise permettent par le calcul de se ramener au flux total de particules émis sans discriminer la contribution du conduit de celle de la toiture.
- en mesurant le débit et les concentrations en gaz traceur et en particules au niveau du point canalisé(X0), on accède par le calcul aux flux de ces deux paramètres dans le conduit. On accède alors au flux total de particules émis en toiture.

Ces deux approches ont donné des résultats similaires, puisque l'écart relatif entre les résultats était de 7% de la valeur moyenne. Une telle méthodologie permet de s'affranchir des mesures de vitesse au niveau des ouvertures qui peuvent s'avérer délicates à mettre en œuvre et à exploiter. Elle peut s'appliquer à tout bâtiment abritant un procédé dont les émissions seraient captées et dont une partie est émise de manière diffuse en toiture (défaut de captation à la source).

L'étude de Chaucherie a comparé plusieurs techniques de caractérisation des concentrations particulières :

- Technique A : Le prélèvement par impaction manuelle dont le principe est basé sur la classification inertielle des aérosols. Cette technique intégrative permet une mesure directe des concentrations massiques de particules en PM10, PM2.5 voire PM1, mais ne donne pas accès au suivi en continu des concentrations massiques.
- Technique B : Le Spectromètre Diffusionnel et Inertiel SDI qui combine la classification inertielle (pour les particules de diamètre compris entre 0,38 et 10,2 μm) et diffusionnelle (pour les particules de diamètre inférieur à 0,38 μm) des aérosols.
- Technique C : Le préleveur « Sapélem » développé par la société LECES associé à une analyse par diffraction laser. Le prélèvement est réalisé sur filtre de nitrate de cellulose. Après mise en solution des particules dans le méthanol et désagrégation des agglomérats de particules par passage de la solution dans une cuve à ultrasons, la classification des aérosols entre 0,02 μm et 1000 μm est réalisée par diffraction laser sur la solution obtenue. Il est important de préciser ici que la mise en solution des particules avant analyse est susceptible de modifier la granulométrie de l'aérosol prélevé ce qui peut poser un problème de représentativité de l'échantillon.
- Technique D : La mesure en continu par impacteur électrique basse pression (ELPI) qui couple la classification inertielle des particules à une détection électrique en continu des particules. Cette technique est intéressante pour le suivi en continu de la granulométrie en nombre de particules dans la gamme allant de 0,03 μm à 10 μm . Cependant, les résultats de concentrations massiques ne sont pas issus d'une mesure directe mais obtenus par un calcul qui nécessite de poser une hypothèse sur la valeur de densité de l'aérosol.

Ces quatre techniques ont été positionnées en quatre points de la section de mesurage distants de 10 cm, à proximité de l'axe latéral du lanterneau, comme l'indique la Figure 9.

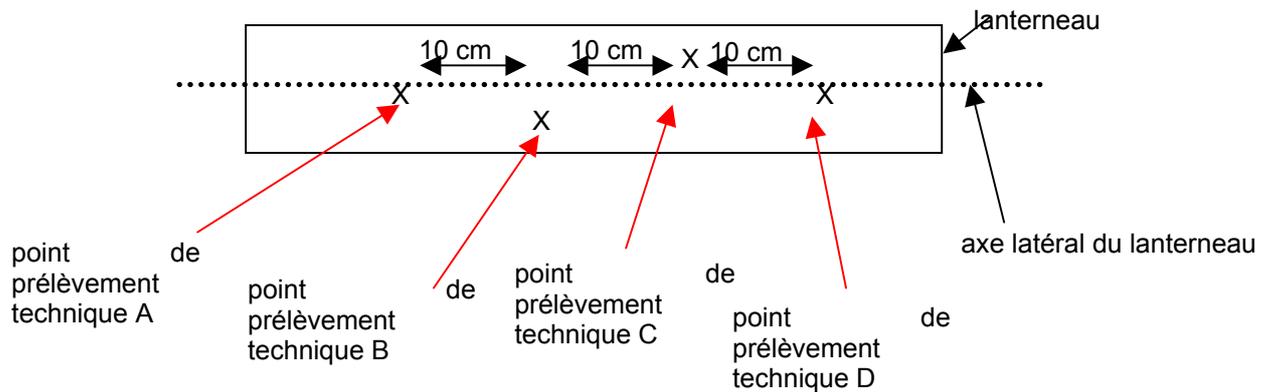


Figure 9: Implantation des techniques de prélèvement dans le lanterneau, étude Chaucherie

Des mesures de vitesse (vitesse comprise entre 0,4 m/s et 1,7 m/s) et de température (température comprise entre 19°C et 24°C) ont été réalisées dans la section de mesure. Six essais de caractérisation des émissions mettant en œuvre ces quatre techniques de manière simultanée ont été réalisés ; ces essais ont permis de déterminer une concentration moyenne émise avec un écart type relatif inférieur à 55% de la valeur moyenne.

L'étude de Torralba réalisée par le CTIF en collaboration avec l'INERIS et avec l'intervention de Séchaud Environnement s'est intéressée aux émissions diffuses de polluants particuliers (TSP, PM10, PM2.5, PM1, métaux lourds) et gazeux (COV totaux) au niveau des lanterneaux d'un hall abritant plusieurs procédés discontinus (fonderie). Il est précisé que les prélèvements ont été réalisés dans les panaches de fumées en sortie des lanterneaux. Cependant, aucun détail concernant l'implantation des préleveurs dans la section de mesure n'est mentionné.

Les méthodes mises en œuvre pour cette détermination sont présentées dans le tableau suivant. Les concentrations et flux émis ont été déterminés. Cependant, l'incertitude associée à ces résultats n'est pas précisée.

Tableau 21 : Techniques de mesure mises en œuvre aux ouvertures, étude Torralba

Polluants	Unités	Prélèvement	Analyses
TSP	mg/m ³	Prélèvement sur filtre chauffé	-pesée différentielle
PM ₁₀ , PM _{2,5}		Prélèvement par impaction manuelle	-pesée différentielle
métaux particulaires		Prélèvement sur filtre chauffé et résine	-analyses physico-chimiques (ICP – MS)
COV totaux	µg C/m ³	- Pompe -Brûleur air/hydrogène -Deux électrodes - Electromètre	Mesure du nombre de liaison C-H converti et en mg C/m ³

Cette méthode présente des contraintes logistiques importantes puisque les essais sont réalisés sur le toit du bâtiment. Dans de nombreux cas, il n'est pas simple d'installer des systèmes de mesures aux lanterneaux pour des raisons de sécurité et de gênes des activités sur le site.

La précision de cette méthode est fonction du maillage réalisé sur la surface à mesurer car le profil de vitesse est rarement constant si l'ouverture est grande.

Les paramètres influant sur les résultats sont nombreux :

- Le nombre de points réalisés;
- La position des points de mesures par rapport à la zone de sortie des polluants générés par les sources présentes dans le bâtiment ;
- La représentativité des périodes de prélèvements au regard des étapes du procédé ;
- Le type d'ouverture considéré. Certains types de lanterneaux sont sensibles aux conditions de vitesse et de direction de vent. Pour ces lanterneaux, il est essentiel de réaliser les prélèvements à des périodes où les conditions de vent permettent un fonctionnement nominal du lanterneau.

Ils doivent être pris en compte dans la définition de la stratégie de mesure.

Les étapes nécessaires à la mise en œuvre de la méthode et les grandeurs suivies sont rassemblées dans le tableau suivant (Tableau 22).

Tableau 22 : Etapes nécessaires à la mise en œuvre de la méthode de mesure aux ouvertures

n°	Etapes	Moyen	Grandeur suivie
1	Visualisation et caractérisation des surfaces d'échanges de l'atelier avec l'extérieur	Observation à l'oeil nu Fumigène	S_i en m^2
2	Profil de vitesse au niveau de chaque ouverture	Mesures de vitesse	v_i
3	Mesure des concentrations au niveau des ouvertures	Prélèvement ou mesure en continu	C_i
4	Détermination des flux	Calcul	$Q = \sum C_i \times S_i \times v_i$

L'étude d'ACI environnement de 2006 a consisté à développer un système de détection en continu de fuites au niveau des équipements de captation des poussières en sortie des dépoussiéreurs type filtre à manche (« baghouse »). Cette étude fait suite à l'étude Chaucherie de 2004 qui s'était intéressée à ces mêmes dépoussiéreurs. L'objectif de cette étude est de réaliser un prélèvement représentatif des émissions par un système de tubage multiple et de réaliser la mesure en continu avec une sonde triboélectrique. La recherche de points d'échantillonnage représentatifs a constitué une première étape de cette étude. Elle a permis d'identifier plusieurs points jugés représentatifs car présentant un écart inférieur à 10% de la valeur moyenne de la concentration déterminée, l'implantation de ces points sur la section de mesurage n'est pas précisée. Une deuxième étape a consisté à tester quatre sondes triboélectriques différentes permettant de détecter en continu des fuites de poussière. Les paramètres d'encrassement et d'exploitation longue durée de ces sondes ont été testés.

L'étude d'ACI environnement de 2009 a eu pour objectif de développer un outil de mesure en continu des émissions diffuses en toiture, ainsi que de proposer un certain nombre de critères méthodologiques visant à contribuer à l'établissement de bonnes pratiques de mesure pour la mise en œuvre de cette méthode. Lors de cette étude 8 campagnes de mesure des émissions diffuses ont été menées sur 8 sites industriels. Ces campagnes ont consisté :

- en des mesures simultanées en au moins 4 points pour les poussières et la vitesse d'effluent ;
- en un séquençement des prélèvements par périodes successives d'une heure ou couvrant la durée totale d'un cycle de production. Un nombre total de 6 à 9 prélèvements était réalisées sur une durée totale de 4 à 10h d'essais.
- en un dépouillement des mesures séquence par séquence.

La note de synthèse non confidentielle relative à cette étude apporte d'une part, des éléments factuels concernant la mesure des débits d'air en toiture et visant à rappeler les contraintes relatives à ce type de mesurages ainsi que les exigences en termes de stratégie qui en découlent. La question de la précision et de l'intervalle de confiance pouvant être associés aux résultats d'une méthode de mesure selon le temps consacré à réaliser les essais y est notamment abordée.

Elle formule d'autre part des propositions méthodologiques sur les points suivants :

- Position des points de mesure du débit ;
- Matériel de mesure du débit ;
- Position des points de mesure des poussières ;
- Matériel de mesure des poussières ;

- Séquencement des prélèvements ;
- Dépouillement des mesures.

Elle présente enfin les résultats obtenus par des prototypes développés dans le cadre de l'étude.

- Un prototype « Icare Flux Diffus » qui mesure le débit des fumées diffuses. Ce prototype est basé sur une mesure de la différence de pression de part et d'autre de la toiture. Les résultats obtenus par cette technique ont été comparés avec succès à ceux obtenus par un anémomètre.
- Deux autres prototypes, « Icare Diffus » MonoPoint et MultiPoints qui mesurent la concentration en poussières des fumées diffuses.

En termes de qualité de la mesure, les résultats obtenus ont montré que les écarts-types sur les débits varient de 10% à 30% et que les écarts-types sur les concentrations en poussières sont deux fois plus importants que sur les débits.

Cette méthode permet d'estimer le flux d'émission diffuse global d'un bâtiment et de hiérarchiser les émissions diffuses de plusieurs bâtiments. Elle doit être utilisée en complément d'autres méthodes afin de déterminer l'ensemble des émissions diffuses sur un site.

Cette méthode présente les limites suivantes :

- Certains points de mesure peuvent être difficiles d'accès lorsque la toiture est vétuste et que l'encombrement au sol rend difficile l'implantation d'une nacelle
- Lorsque le nombre de points de mesure à étudier est important, il peut être nécessaire de sélectionner les ouvertures prioritaires afin d'alléger la logistique et la durée de l'intervention ;
- Les vitesses ascensionnelles des fumées étant très faibles au débouché du filtre (1 à 2 m/s dans la plupart des cas), le prélèvement doit être réalisé avec des buses de très gros diamètres pour obtenir un échantillon représentatif. Le diamètre des buses est calculé suivant la relation exprimant l'isocinétisme du prélèvement par l'égalité des vitesses d'aspiration moyenne du capteur et du gaz en amont du capteur.
- On constate des inversions de flux au niveau de ces ouvertures qui sont difficiles à prévoir et à prendre en compte dans le résultat de mesure.
- Lorsque les surfaces sont grandes, il existe un manque de précision important sur la mesure de vitesse ;
- Le phénomène de turbulence dans les grands halls avec ouvertures multiples peut entraîner la nécessité d'une modélisation de l'aérodynamique interne du hall ou l'utilisation de traceurs.
- Cette méthode est spécifique à des émissions diffuses issues des bâtiments. Elle doit être utilisée en complément d'autres méthodes afin de déterminer l'ensemble des émissions diffuses sur un site.
- Il n'existe aucun référentiel de mise en œuvre. L'hétérogénéité des pratiques ne permet pas de comparer les résultats de mesures obtenus sur un site à différents moments ou sur différents sites.

Aucune référence ne mentionne la mise en œuvre de cette méthode dans les secteurs de traitement de déchets. Mais elle pourrait s'appliquer dès lors que des activités générant un gradient thermique ascensionnel aient lieu dans un bâtiment ayant des ouvertures en partie haute.

3. MESURES PERIMETRIQUES

Cette approche repose sur des mesures qui sont faites dans l'environnement proche ou éloigné des sources. A partir de ces mesures de concentrations, le flux de la source sera déterminé suivant deux méthodes que l'on peut qualifier de directe ou d'indirecte.

3.1. METHODES DIRECTES

On cherche ici à mesurer le flux des émissions diffuses grâce à des mesures directes de concentrations et de débit d'air dans le panache de dispersion des émissions diffuses de la source. Ces mesures sont réalisées à travers une surface fictive verticale qui correspond à la surface d'intersection du panache avec le plan vertical perpendiculaire à la direction du vent.

$$Q = \int_0^L \int_0^L C \times u \cdot dx \cdot dy$$

Équation 12

avec, C : Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

u : Vitesse du vent (m/s)

$dx \cdot dy$: Élément de surface dS (m^2)

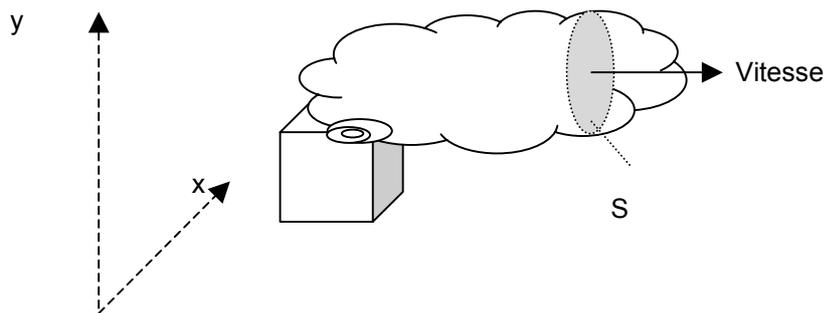


Figure 10 : Schéma illustratif du principe des méthodes dites « directes »

Les principales difficultés liées à cette approche sont la maîtrise de la représentativité de la surface d'intersection choisie et des hypothèses sur la distribution des concentrations, des directions et vitesses de vent dans le panache à cet endroit. Les mesures dans cette surface sont soit réalisées à l'aide de prélèvements ponctuels avec des surfaces d'échantillonnage très limitées, soit à l'aide de mesures intégrant l'ensemble de cette surface.

3.1.1. MESURES PONCTUELLES

Lorsque cette méthode est mise en œuvre avec des systèmes ponctuels (id. donnant un résultat de concentration en un point), les hypothèses faites sur la surface d'intersection devront être validées par les résultats de mesures.

Avec des systèmes ponctuels, cette méthode s'applique aux sources diffuses de faibles hauteurs pour lesquels le panache de dispersion reste à une faible hauteur. En effet, la bonne maîtrise de la surface d'intersection nécessitera de mettre en œuvre des mâts de mesure autour de la source afin de la caractériser (homogénéité et surface) et d'ainsi pouvoir calculer le flux résultant (éq. 1) sans risquer que le panache de dispersion passe au-dessus du réseau de mesure.

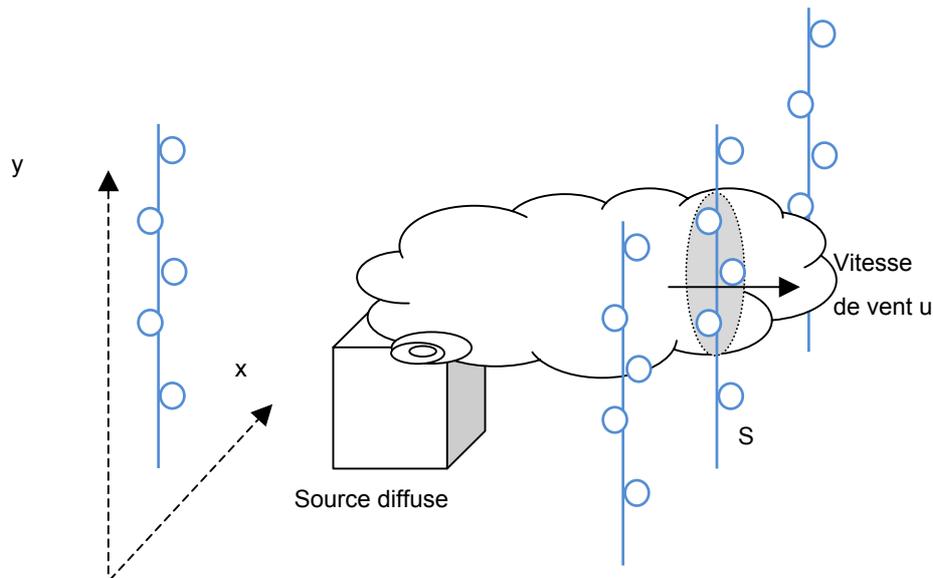


Figure 11 : Schéma illustratif du principe des méthodes dites « directes ponctuelles»

Compte tenu de la difficulté d'échantillonner à des hauteurs différentes à l'aide d'échantillonneurs ponctuels, cette approche est très peu utilisée. Pour les gaz, les nouveaux outils à long trajet optique permettent de s'affranchir de cette difficulté. Pour les particules, les contraintes logistiques inhérentes aux prélèvements de particules à différentes hauteurs, n'ont pas favorisé le développement de ce type d'approche.

3.1.1.1. CAS DES PARTICULES

Aucune des références étudiées ne mentionne la mise en œuvre de cette méthode sur des sites industriels du secteur de traitement des déchets. Les secteurs ayant fait l'objet d'étude par cette méthode sont les carrières (sources étudiées : broyeurs), les mines (sources étudiées : transport de matières), la construction (sources étudiées : envolée due aux roulages des camions). Néanmoins, le côté générique de certaines opérations amène à penser que les approches qui y sont décrites sont adaptables à différentes activités que l'on trouve également dans les secteurs du traitement des déchets.

Quelles que soient les publications, les étapes de calcul permettant d'obtenir les flux d'émission à partir des données collectées, ne sont pas clairement explicitées.

La mise en œuvre des méthodes de mesure sur le terrain est assez hétérogène en termes de techniques, de distance à la source, de durée de prélèvement, etc. Les grandeurs suivies sont :

- les concentrations massiques dans l'air ambiant en particules totales, en PM10, voir en PM2.5;
- les directions de vent;
- dans certains cas, les activités sur site.

Si certaines études se limitent à déterminer le facteur d'enrichissement en poussières du panache du à la source (Chang, Chang et al. 1999; Padgett, Meadows et al. 2008 ; Trivedi, Chakraborty et al. 2009), d'autres proposent la quantification des émissions.

Cette approche est basée sur :

- l'utilisation d'équations telle que l'équation modifiée de Pasquill et Gifford ou l'équation de conservation de la masse décrivant le flux d'émission en fonction des concentrations en amont et en aval de la source et de la vitesse de vent (Chaulya, Chakraborty et al. 2002).
- sur la détermination de profils de concentrations et de vitesse de vent dans le panache (Kinsey, Linna et al. 2004; Muleski 2005; Sivacoumar 2009).

Le facteur d'émission est alors déterminé en intégrant spatialement les profils de concentration et de vitesse obtenus au niveau des différentes sections de mesure.

La méthode nécessite la mise en œuvre d'un nombre important d'analyseurs (3-4), disposés à différentes hauteurs le long d'un mât d'une hauteur de quatre à six mètres, mesurant en continu la vitesse et la direction du vent et la concentration du polluant. Un ou plusieurs de ces mâts sont positionnés en amont et aval de la source à courte distance (1-2 mètres) de la source émettrice.

La quantité de poussières prélevées en chaque point permet de calculer la concentration par unité de surface. En faisant l'hypothèse d'une répartition homogène des concentrations et du vent, l'intégration de ces flux élémentaires donne le terme source total.

Il est nécessaire de se placer au plus près de la source pour éviter les pertes dues à la déposition des grosses particules et ainsi sous estimer le terme source.

Dans les cas d'une source linéique uniforme (véhicule sur une route uniformément empoussiérée) une paire de mâts (amont/aval) suffit pour la mesure, alors que dans le cas d'une source ponctuelle un nombre plus important de mâts doit être utilisé.

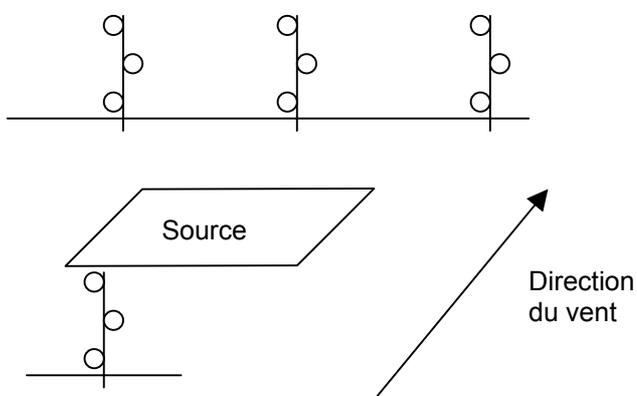


Figure 12 : Méthodes des profils d'exposition – Cas d'une source non linéique

Le nombre et la hauteur des mâts est à déterminer en fonction de la morphologie du panache. Cette méthode est délicate à mettre en œuvre car il faut positionner les capteurs dans le panache de façon à recueillir un échantillon représentatif. Il n'est pas nécessaire de prélever à l'isocinétisme pour des particules ayant des diamètres aérodynamiques inférieurs 10 μm .

Cette méthode a été utilisée pour déterminer les facteurs d'émission des envols de particules dus au passage des véhicules sur des routes asphaltées ou non. Cette méthode nécessite la réalisation en différents points et en simultané (différentes hauteurs et largeurs de la section) de prélèvements de poussières et de relevés des conditions des vents dans le panache des sources.

Globalement, l'incertitude sur la surface et l'homogénéité effective du panache rend le calcul de flux par la mise en œuvre de cette méthode difficile. Bien souvent, dans les références bibliographiques rencontrées, l'exploitation des mesures de concentrations de particules autour des sources se limite à :

- évaluer les concentrations et les distances de l'impact des émissions diffuses de sites industriels (Sivacoumar 2009), dans le secteur cimenterie afin d'évaluer l'impact des sources diffuses de particules totales (TSP) liées au transport, stockage, broyage, criblage de matières premières, des produits intermédiaires et du produit fini (Abdul-Wahab 2006).
- évaluer l'effet d'actions correctives mises en place pour abaisser les émissions diffuses dues aux activités des sites ; (Muleski 2005 ; Sivacoumar 2009),
- construire des modèles permettant de prédire l'impact des émissions diffuses des sites (Lee, Tang et al. 2001; Sivacoumar 2009),
- comparer les prédictions de modèles existant avec les concentrations mesurées (Sivacoumar 2009).

3.1.1.2. CAS DES GAZ

Dans le cas des gaz, compte tenu de l'existence d'outil à long trajet optique, rares sont les exemples où cette approche est utilisée. Il lui est préféré l'approche par mesures intégrées (cf. § 3.1.2).

3.1.2. MESURES INTEGREES

Les techniques optiques permettent de réaliser des mesures de concentrations intégrées sur une distance (ex. DOAS), une surface (ex. DIAL). Chacune de ces techniques est applicable à une liste spécifique de polluants.

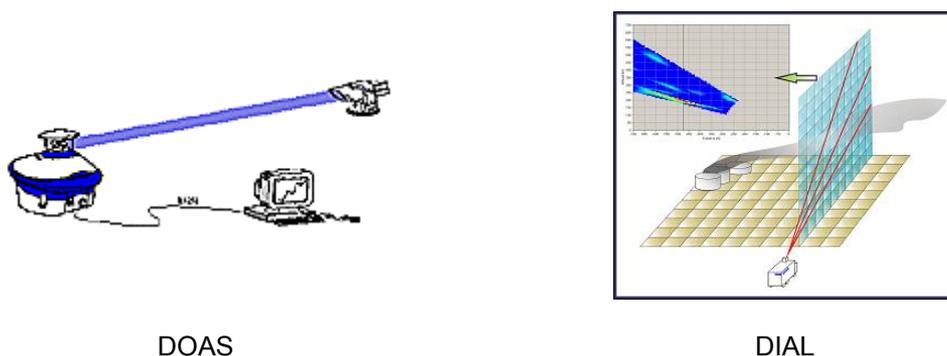


Figure 13 : Exemples de mesures intégrées (linéaire, surfacique)

L'application de ces outils de mesure permet de préciser les hypothèses sur la surface d'intersection du panache avec le plan vertical perpendiculaire à la direction du vent. Cette information permet de calculer les émissions avec une moindre part d'erreur sur la distribution des concentrations sur cette surface.

Ces méthodes sont applicables sur de grandes échelles, c'est-à-dire au niveau de sources étendues ou de grandes dimensions, tels les casiers de stockage des déchets, un site industriel dans sa globalité, etc. Par un positionnement judicieux de l'appareillage, ces méthodes peuvent également permettre d'étudier une source particulière au sein d'un site industriel étendu (bassin de lagunage au niveau d'une station de compostage par exemple).

De par l'acquisition de données dynamiques en quasi-continu (une valeur toutes les 2/3 minutes environ) et du fait d'un mode de fonctionnement relativement peu onéreux autorisant des périodes de mesure longues (quelques semaines), ces méthodes peuvent également conduire à l'obtention d'informations pertinentes pour relier les variations de concentration à des événements liés à la conduite de procédés (retournement d'andains en compostage, dépotage/manutention, etc.) et d'en évaluer ainsi les concentrations ou flux induits respectifs.

La sensibilité de ces méthodes s'améliore avec la distance de mesure. Avec intégration du signal de mesure sur une distance de une à plusieurs centaines de mètres, ces méthodes peuvent être très sensibles (limites de détections de l'ordre de 5 à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) mais également précises (incertitudes sur les concentrations de l'ordre du $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Le point clé concernant les incertitudes sur les flux émis mesurés à l'aide de ces méthodes réside dans les incertitudes sur les conditions de vents utilisées (vitesse et direction). La grande difficulté dans ce cas précis est de pouvoir obtenir des données de vents précises et fiables au niveau de la zone de mesure réelle (gradients de vent précis entre le sol et la zone quadrillée par les mesures en hauteur).

3.1.2.1. CAS DES PARTICULES

Pour les particules, à ce jour, il n'existe pas d'outil à long trajet optique, permettant seul et sans calibrage préalable de mesurer des concentrations en particules dans un panache d'émissions

diffuses. En effet, le spectre obtenu est fortement dépendant de la nature chimique, de la forme et de la distribution granulométrique des particules émises. Des techniques comme le LIDAR ont été utilisées en complément des méthodes ponctuelles (Holmen, James et al. 2000; Holmen 2001) et après calibrage (Varma, Hashmonay et al. 2008; Hashmonay, Kagann et al. 2009).

3.1.2.2. CAS DES GAZ

Les techniques à long trajet optique permettent d'analyser les concentrations moyennes d'un ou de plusieurs gaz au niveau d'un faisceau optique de plusieurs centaines de mètres.

L'analyse spectrale du faisceau émis entre l'émetteur et le récepteur et traversant le panache permet de déterminer l'absorption respective de chacun des composés par comparaison à des spectres de références issus de base de données spectrales. Le panache est traversé en totalité à une certaine hauteur ce qui fournit une concentration moyenne sur la longueur du faisceau. En fonction des techniques, on accède à des concentrations moyennes soit intégrées sur tout le trajet optique, soit à différentes distances le long de ce trajet.

On trouve deux types de configuration d'instruments :

- monostatique: émetteur et récepteur sont intégrés au même instrument, le trajet optique retour est obtenu à l'aide d'un miroir. Cette configuration peut permettre d'abaisser les limites de détection sur des trajets courts, puisque le trajet est double (aller-retour)
- bistatique: émetteur et récepteur sont séparés et sont placés à chaque extrémité du faisceau.

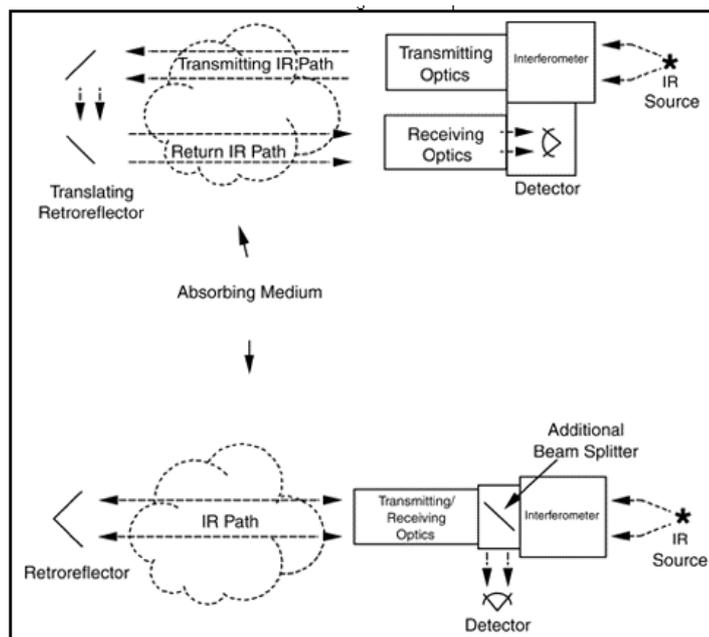


Figure 14: Configuration monostatique

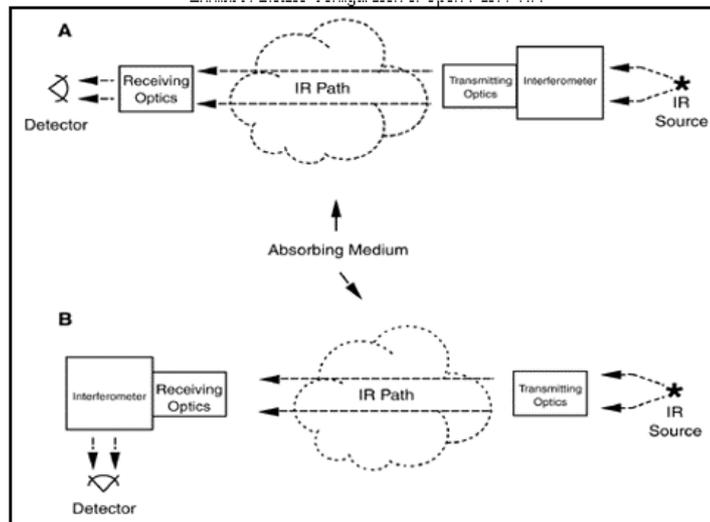


Figure 15: Configuration bistatique

Consécutivement à l'adoption en 1990 aux Etats-Unis du "Clean Air Act Amendments" imposant des mesures d'émission de 189 composés chimiques, l'effort a été porté sur le développement de méthodes rapides et peu onéreuses de quantification des émissions diffuses. Cette méthode a été normée pour ce qui est des FTIR aux Etats-Unis sous le titre "Compendium Method TO-16".

Ces instruments sont utilisés afin de réaliser des mesures directes de concentrations dans le panache de dispersion des émissions diffuses de la source. Ces mesures sont utilisées soit pour réaliser une surveillance dans l'environnement proche du site des concentrations résultantes des émissions diffuses d'un site, soit d'évaluer le flux de ces émissions. Bien que cette étude ne porte que sur la quantification des émissions diffuses, nous présenterons également quelques études où ces instruments ont été utilisés afin d'évaluer les concentrations autour de différents sites industriels.

(Marshall, Chaffin et al. 1994) ont utilisé un OP-FTIR pour déterminer les concentrations moyennes en méthane et BTEX pouvant être rencontrées au niveau d'un chantier de dépollution de sites et sols pollués. Cette étude leur a permis de valider l'utilisation du FTIR comme moyen de surveillance des émissions de COV spécifiques mais également comme moyen in-situ de validation de méthode d'abattement des émissions.

(Fateley, Hammaker et al. 1995) ont également utilisé un FTIR pour déterminer les concentrations en différents COV spécifiques au niveau des émissions diffuses d'un site pétrochimique. Différents emplacements ont été étudiés et les résultats montrent que les concentrations obtenues sont significatives et que l'on peut très bien mesurer différents composés en même temps. Quelques restrictions sont présentées, principalement en ce qui concerne la mesure des concentrations "amont".

(Taylor and Brunnert 1998) ont suivi les recommandations de l'EPA TO-16 afin de surveiller les émissions de toluène, ethylbenzène et o-m-p xylènes au niveau d'un chantier de dépollution d'un site pollué (les valeurs maximum relevées ont été respectivement 6.87, 5.27, 5.4, 5.4, 4.2 ppm). En appliquant des valeurs limites à ne pas dépasser, les mesures avaient pour but d'autoriser les activités du chantier. En cas de dépassements, le chantier était arrêté et des mesures d'abattement étaient mises en place.

(Zwicker and Waldron 2000) ont utilisé la technique OP-FTIR pour évaluer les concentrations en ammoniac en périphérie d'une ancienne décharge contenant des fines de gâteaux de sels qui réagissent avec l'eau pour former NH_3 . Les concentrations mesurées sont de l'ordre de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

(Childers, Thompson et al. 2001) ont réalisé des mesures d'ammoniac et de méthane à l'aide d'un FTIR au niveau d'un site intégré d'élevage de porcs. Les différentes mesures obtenues au niveau de différents trajets optiques sélectionnés de manière à pouvoir caractériser chacune des sources identifiées. Les résultats ont montré qu'il existait de grandes différences de concentrations entre tous les essais et ont donc de ce fait permis de hiérarchiser et de qualifier chacune des sources.

Elles ont ainsi permis de découvrir que le méthane était émis principalement au niveau de la station de lagunage du lisier.

(Hegde, Chang et al. 2003; Chen, Hegde et al. 2008) ont réalisé des mesures à l'aide d'un OP-FTIR en surface de centres d'enfouissement d'OM actuels et réhabilités.

(Minnich, Scotto et al. 1993) proposent une méthode d'évaluation en continu des concentrations en COV lors de la rémédiation de sites et sols pollués, ceci pour contrôler l'impact sur les populations environnantes mais également en termes d'hygiène du travail pour les salariés présents sur le chantier (définition de seuils d'alarme ou d'arrêt de chantier). Combinées à des mesures des paramètres météorologiques, les mesures à l'aide d'instruments à long trajet optique peuvent permettre de déterminer à l'aide de modèles de dispersion en continu les concentrations dans l'air ambiant et ainsi de pouvoir agir en cas de dépassement au niveau de cibles identifiées (écoles, crèches, etc.) ou au niveau du chantier lui-même.

(Minnich and Scotto 1999) ont mis en œuvre cette méthode au niveau du chantier de réhabilitation d'un site utilisé dans les années 60 comme stockage de déchets industriels. Le but était de contrôler que les émissions d'une quinzaine de composés générés par les différents travaux au sein du site et le transport de terres polluées n'engendraient pas en limite de propriété du site de dépassement des valeurs limites autorisées.

Cette étude a utilisé un OP-FTIR dont le trajet optique ceinturait, grâce à un jeu de miroirs, l'ensemble du site (en deux trajets optiques séparés). Ces données étaient couplées aux données météorologiques au sein du modèle de dispersion SPECTRAMET afin de déterminer les concentrations maximales. En cas de dépassement, le chantier était stoppé et ne pouvait reprendre que si les niveaux de concentrations étaient revenus à la normale.

La mise en place de ce type de surveillance a permis d'une part d'obtenir l'acceptation des riverains, mais également de réduire le coût du chantier. L'US EPA a en effet reconnu que même si le chantier a duré 11 mois suite à de nombreux arrêts, les coûts ont été réduits car sans application du FTIR le chantier aurait été entièrement couvert et fermé.

La présence d'interférents (vapeur d'eau principalement) ainsi que l'obstruction du trajet optique (chute de pluie, brouillard) peuvent limiter les capacités de cette méthode. La topographie du terrain peut également alourdir la charge de travail en obligeant à multiplier les mesures.

Les limites de détection des instruments actuels peuvent également être inférieures ou supérieures à celles des instruments conventionnels.

Les limites de détection du FTIR sont présentées par (EPA 2004) et sont reportées dans le tableau suivant:

Tableau 23: FTIR – limites de détection

Compound	Estimated Detection Limits for 100 m One-Way Path, 1 min Average (ppmv)	Compound	Estimated Detection Limits for 100 m One-Way Path, 1 min Average (ppmv)
Acetaldehyde	0.010	Ethylene dibromide	0.006
Acetone	0.024	Ethylene dichloride	0.030
Acrylonitrile	0.010	Fluorotrichloromethane	0.004
Benzene	0.040	Formaldehyde	0.006
Bromodichloromethane	N/A	Hexane	0.006
1,3-Butadiene	0.012	Hydrogen sulfide	6.0
Butane	0.006	Methane	0.024
Carbon disulfide	0.028	Methyl chloroform	0.006
Carbon tetrachloride	0.008	Methyl ethyl ketone	0.030
Carbonyl sulfide	0.006	Methyl isobutyl ketone	0.040
Chlorobenzene	0.040	Methyl mercaptan	0.060
Chloroform	0.012	Methylene chloride	0.014
Chloromethane	0.012	Pentane	0.008
1,4-Dichlorobenzene	0.012	Propane	0.008
Dichlorodifluoromethane	0.004	2-Propanol	0.006
t-1,2-Dichloroethene	N/A	Propylene dichloride	0.014
Dichlorofluoromethane	N/A	Tetrachloroethene	0.004
Dimethyl sulfide	0.018	Toluene	0.040
Ethane	0.010	Trichloroethylene	0.004
Ethanol	0.006	Vinyl chloride	0.010
Ethyl benzene	0.060	Vinylidene chloride	0.014
Ethyl chloride	0.004	Xylenes	0.030
Ethyl mercaptan	N/A		

L'utilisation d'un FTIR fait l'objet de quelques normes et guide d'utilisation:

- aux Etats-Unis: FTIR Open-Path Monitoring Guidance document, US-EPA, Research Triangle Park, NC, 1999,
- en Allemagne: "Fernmessverfahren – Messungen in der bodennahen Atmosphäre nach dem FTIR-Prinzip – Messen gasförmiger Emissionen und Immissionen Grundlagen",
- en France / Europe: des travaux sont en cours au niveau du CEN et un projet de norme "Qualité de l'air ambiant – mesurage de l'air ambiant à proximité du sol par spectrométrie à transformée de Fourier (FTIR)" a été proposé.

L'utilisation des méthodes optiques à long trajet permet de s'affranchir des différentes incertitudes liées à la collecte d'échantillons des méthodes extractives (prélèvement d'échantillons avant analyses). Si un FTIR est utilisé, l'obtention simultanée d'informations concernant de multiples composés susceptibles d'être présents dans l'air est un atout de poids. En intégrant les concentrations sur la longueur totale du faisceau, ces techniques prennent en compte l'ensemble des contributions des différentes sources présentes sur une surface importante, ce qui réduit grandement la charge de travail par rapport à des mesures classiques avec maillage fin (chambre à flux, etc.).

Les principaux avantages de cette méthode sont:

- intégrité des échantillons car il n'y a pas de prélèvement,
- analyse multigaz simultanée possible (DOAS, FTIR),
- obtention de concentrations intégrées sur la longueur du trajet optique,
- pas de coûts analytiques supplémentaires.

L'utilisation de méthodes à long trajet optique permet de réaliser des mesures de multiples composés en une seule fois. Si dans le cas du DOAS le nombre de composés est assez limité, l'utilisation d'un FTIR peut permettre théoriquement de suivre plusieurs dizaines de composés à la fois (la seule limite étant leurs propriétés optiques dans l'IR).

La portée des instruments est cependant limitée. Si les DOAS et FTIR permettent de suivre plusieurs composés, leur portée est souvent limitée à 500 m. Les TDLAS ont, quant à eux, une portée pouvant aller jusqu'à 2000 mètres, mais ils sont bien souvent spécifiques à un seul composé.

L'avantage de ces méthodes est de fournir des données dynamiques et en continu sur de longues périodes. Les pas de mesures sont en effet relativement courts (quelques minutes pour les DOAS et FTIR, quelques secondes pour les TDLAS). La faible maintenance en opération et les coûts de fonctionnement faibles autorisent l'utilisation de ces techniques sur des périodes importantes, ce qui renforce la représentativité temporelle des campagnes de mesure.

Par contre, il n'y a pas d'information spatiale dans les résultats de ces techniques de mesure. Les concentrations mesurées correspondent à la moyenne sur la totalité de la longueur du faisceau.

Quelques interférents sont à noter, surtout sur les techniques IR: vapeur d'eau, CO₂, etc. Il est donc nécessaire de régulièrement obtenir un spectre de référence en mesurant les propriétés de l'air en amont du site étudié.

L'ensemble des travaux réalisés a conduit l'US EPA à rédiger un guide d'utilisation du FTIR pour la mesure de COV à l'air ambiant (EPA 1996), avant de publier la norme d'utilisation des FTIR à l'air ambiant. (EPA 1999).

L'utilisation d'un FTIR ou d'un DOAS a été également normalisée en Allemagne (VDI 4211, 2000) (VDI 4212, 2000). L'utilisation d'un DOAS est en cours de normalisation CEN (TC264/WG18/N130). L'utilisation d'un FTIR est également en cours de normalisation CEN (TC264/WG18/N117).

Ces techniques semblent bien adaptées pour la surveillance en continu des concentrations en limite de propriété des sites industriels ("Fence line monitoring") ainsi qu'à la caractérisation des émissions diffuses de sources surfaciques importantes, tels les centres d'enfouissement, les stations d'épuration des eaux usées, les complexes industriels ou agricoles, etc.

Cette méthode ne nécessitant pas d'intervention physique entre l'émetteur et le récepteur, elle peut être déployée très rapidement, sur des surfaces importantes et dans des zones d'accès difficile.

Lorsque l'on cherche à quantifier le terme source, ces techniques sont utilisées afin de réaliser des mesures à travers une surface fictive verticale qui correspond à la surface d'intersection du panache avec le plan vertical perpendiculaire à la direction du vent.

Les techniques optiques permettent alors de réaliser des mesures de concentrations intégrées sur une distance (DOAS, FTIR, TDLAS), une surface (SOF, LIDAR). Chacune de ces techniques est applicable à une liste spécifique de polluant.

Ces résultats de mesures combinés avec des mesures des vitesses de déplacement de l'air dans le panache permettent d'estimer le flux des émissions diffuses d'une source (Equation 16).

$$Q = \int_0^L \int_0^L C \times u \cdot dx \cdot dy \quad \text{Équation 13}$$

avec, C : Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

u : Vitesse du vent (m/s)

$dx \cdot dy$: Élément de surface dS (m^2)

L'application de ces outils de mesures permet donc de préciser les hypothèses sur la distribution des concentrations sur la surface d'intersection du panache avec le plan vertical perpendiculaire à la direction du vent. Cette information permet de calculer les émissions avec une moindre part d'erreur (Eq.16) que si on devait le faire avec un prélèvement en un point du panache.

Néanmoins, il est nécessaire de vérifier qu'elle part du panache est effectivement scannée. Pour se faire, de nombreuses études couplent ces mesures avec des outils de modélisation et/ou de traçage gazeux afin de vérifier les hypothèses faites sur la surface d'intersection.

(Simpson and Kagan 1990; Whitcraft and Wood 1990) ont utilisé un OP-FTIR afin d'évaluer les flux de chlorure de méthylène, de méthanol et d'ammoniac émis au niveau d'un bassin de traitement des eaux industriels. Le faisceau du FTIR a été positionné à différentes hauteurs, de manière à mesurer les concentrations existantes dans le panache et de remonter ainsi, à l'aide des données météo également mesurées, aux flux émis. A l'aide de test au gaz traceur (SF_6), la capture de l'ensemble du panache a pu être vérifiée et la précision de la méthode évaluée à environ 15%.

(Scotto, Minnich et al. 1991) proposèrent une méthode basée sur des mesures à l'aide d'instruments optiques à long trajet optique et des outils de modélisation de la dispersion atmosphérique, méthode devant permettre de déterminer les flux émis. Les préconisations formulées dans cette étude résident dans le positionnement optimal de l'instrument par rapport à la source: pour les auteurs, un trajet optique de 150 mètres est suffisant pour capturer l'ensemble du panache tant que la distance séparant le trajet optique de la source n'excède pas 20 mètres. Cette méthode est présentée comme particulièrement adaptée à l'évaluation des flux de COV des CET réhabilités.

(Kricks, Minnich et al. 1991) ont mis en œuvre cette méthode au niveau d'un chantier de forage de puits sur un CET. Le but était de contrôler que les émissions d'une dizaine de composés générés par les forages n'engendraient pas en limite de propriété du site un dépassement des valeurs limites autorisées.

Cette étude a utilisé un OP-FTIR dont le trajet optique était maintenu perpendiculaire aux vents dominants. Ces données étaient couplées aux données météorologiques au sein d'un modèle de dispersion afin de déterminer les concentrations maximales susceptibles d'être rencontrées sur le chantier lui-même et au niveau de cibles plus éloignées.

(Kirchgessner, Piccot et al. 1993) ont testé l'application d'un OP-FTIR afin de déterminer les émissions de méthane issues d'une mine de charbon à ciel ouvert. Les tests réalisés ont montré que les flux étaient sous-estimés de 20 à 75%. Les auteurs de cette étude soulèvent de nombreuses questions:

- quelle est la précision des mesures OP-FTIR ?
- quels sont les effets de la position de la station météo et des intervalles de mesure utilisés,
- quelle est la fidélité de la méthode dans le cas où seule une partie du panache est mesurée?

Suite à ces travaux, (Piccot, Masemore et al. 1994) ont dimensionné et réalisé une campagne de tests et de validation de cette méthode par couplage des mesures OP-FTIR avec la modélisation de la dispersion atmosphérique du panache, associée à une détermination des paramètres de stabilité de l'atmosphère à l'aide d'émission connue de gaz traceur (SF_6). Le modèle gaussien de dispersion atmosphérique PAL 2.0A (Point Area and Line Sources) est utilisé pour déterminer, à l'aide des mesures météorologiques de terrain et des concentrations moyennes en SF_6 mesurées par le FTIR, les paramètres de stabilité de l'atmosphère à introduire au sein du modèle pour faire correspondre concentrations en SF_6 modélisées et mesurées. A l'aide de ces mêmes paramètres, la concentration moyenne du composé étudié au niveau du trajet optique du FTIR est modélisée en appliquant un flux surfacique émis arbitraire de 1 g/m^2 . Le rapport entre la concentration réellement mesurée et celle modélisée est alors directement identique au rapport entre le flux réel émis et celui pris arbitrairement. Il est cependant nécessaire de retrancher à la concentration mesurée la valeur du bruit de fond local s'il n'est pas nul.

16 tests représentant l'équivalent de 4,7 heures de données aboutissent à une précision moyenne sur le flux total émis de l'ordre de 25-30 %. Les différents tests semblent montrer que la mise en œuvre de cette méthode est limitée à des vitesses de vents situées entre 1 et 6 m/s et que les mesures restent correctes même avec un angle de mesure décalé de 50° par rapport à la direction des vents. Les résultats montrent également que sous certaines classes de stabilité de l'atmosphère, les résultats sont nettement surestimés. Ceci est expliqué par le fait que le gaz traceur émis a une densité très différente de l'air ambiant et peut, sous certaines conditions météorologiques, avoir une dispersion différente de celle du composé étudié.

(Milton, Partridge et al. 1995) ont évalué, à partir des limites de détection de leur FTIR et du modèle de dispersion ADMS (Advanced Dispersion Modelling System), les limites de détection de flux surfaciques à l'aide de cette méthode. Leurs travaux montrent que si la mesure porte sur l'intégralité de la hauteur du panache, alors on peut directement calculer les flux en réalisant le produit scalaire de la concentration moyenne mesurée, de la surface du panache et du vecteur vent. Par contre, si seulement une partie du panache est caractérisée, alors il est nécessaire d'utiliser un modèle de dispersion afin de déterminer l'extension verticale du panache et la fraction qui a été caractérisée. Les résultats montrent que, en fonction de la classe de stabilité de l'atmosphère, les limites de détection des flux surfaciques sont de l'ordre de 0,02 à 0,1 $\text{mg/m}^2/\text{s}$ pour un vent de 4 m/s. Pour une gamme de vent de 2 à 6 m/s, ces valeurs sont de 0,01 à 1,3 $\text{mg/m}^2/\text{s}$. Ces valeurs ont été validées sur tests réels au niveau de casiers fermés d'un centre d'enfouissement de déchets ménagers.

Afin de pallier les artefacts de mesure liés au fait que les mesures FTIR sont réalisées au niveau du sol et peuvent de ce fait être difficilement représentatives de l'ensemble du panache émis, (Piccot, Masemore et al. 1996) a proposé une version améliorée de cette méthode: la mesure intégrative sur un plan orthogonal au panache à l'aide de faisceaux multiples. Si l'intégralité du panache est contenue dans la section de mesure, alors le flux total émis peut être déterminé à partir des mesures FTIR et des paramètres météorologiques. Par contre, si une partie du panache est en dehors de la section de mesure, alors elle doit être estimée afin de calculer le flux total émis.

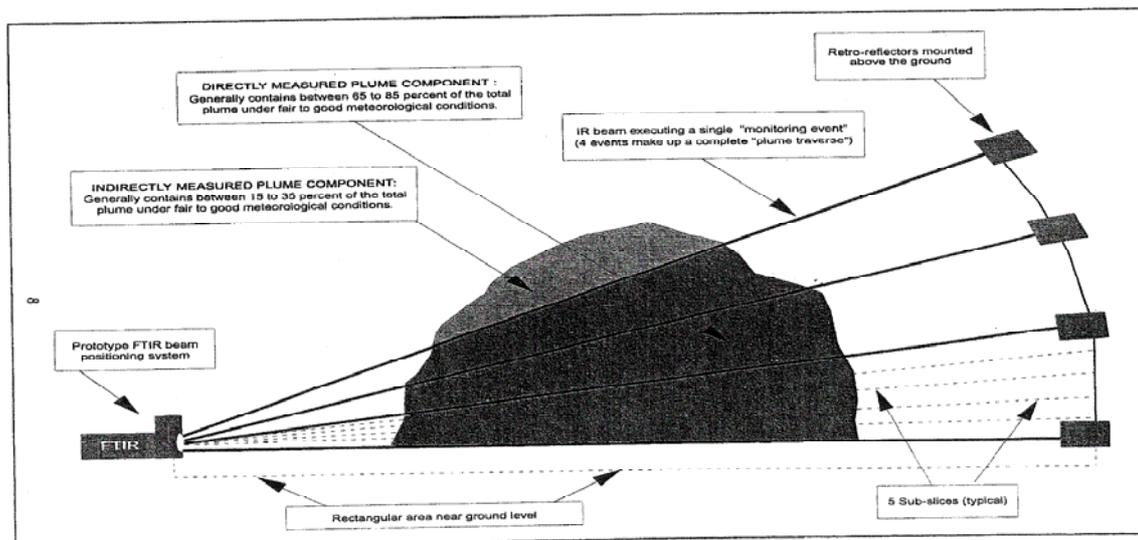


Figure 16: Découpage FTIR – plan vertical

Les résultats des tests menés montrent qu'il est important qu'une majorité du panache soit incluse dans la section de mesure, au risque d'augmenter les incertitudes. Si ceci est respecté, alors les flux déterminés correspondent aux flux émis avec une précision de l'ordre de 20 à 30 %.

(Hashmonay, Yost et al. 1999) ont mis au point en 1999 une méthode permettant, à partir de mesures réalisées à l'aide d'un OP-FTIR, de distinguer différentes sources contiguës et d'en déterminer les flux respectifs. La méthode utilise une technique d'inversion couplée à la modélisation de la dispersion atmosphérique afin de reconstruire la distribution des émissions. Cette méthode a été testée sur le terrain à l'aide d'émissions contrôlées de SF₆.

Les conclusions de cette étude montrent qu'il est effectivement possible de distinguer différentes sources contiguës et d'en déterminer les flux d'émission respectifs moyennant un positionnement judicieux des instruments. Quelques points sont tout de même essentiels:

- les mesures doivent être portées sur un plan vertical par une méthode indépendante pour pouvoir quantifier les flux émis respectivement par chacune des sources,
- la stabilité de l'atmosphère doit être caractérisée à partir de la variabilité des mesures,
- la direction des vents ne doit pas varier de plus de 15 ° par rapport à la normale à la section de mesure optique,
- la qualité des mesurages dynamiques des conditions de vents est impérative.

La localisation précise des sources et leur dimension est cependant impérative pour que les travaux de modélisation de la dispersion soient représentatifs.

(Eklund and LaCosse 1998) ont réalisé des mesures de concentration en CH₄, CO₂, CO, N₂O, NH₃ et COV autour de 5 bassins de traitement des eaux. Le but de cette étude était, à partir des résultats de mesure, de déterminer les flux émis par modélisation de la dispersion atmosphérique et de calculer ensuite les facteurs d'émission correspondant. Sur l'ensemble des composés suivis, seuls le CH₄ et le NH₃ ont pu être correctement étudiés, les mesures FTIR étant limitées pour les autres composés par des limites de détection trop importantes ou des valeurs de bruit de fond trop importantes par rapport aux flux émis (cas du CO₂ par ex.).

Le Radial Plume Mapping (RPM) est une méthode qui a été développée aux Etats-Unis grâce au financement du National Risk Management Research Laboratory de l'US EPA. Elle permet, à partir de mesures optiques à distance (Path-Integrated Optical Remote Sensing), de dessiner des distributions de concentrations dans un plan et ainsi de localiser des fuites "spot" et/ou de quantifier les flux émis. Les instruments susceptibles d'être utilisés via cette méthode sont les OP-FTIR, les OP-TDLAS ou encore les OP-DOAS.

L'énergie lumineuse (IR ou UV) est émise entre un émetteur et un récepteur, séparés d'une distance de 100 à 500 mètres.

Elle peut être aisément appliquée à la caractérisation de sources surfaciques ou aux fuites fugitives (centre d'enfouissement technique, bassin de lagunages, complexes industriels). Cette méthode peut être utilisée pour la surveillance de n'importe quel composé gazeux. Seules les limitations techniques des instruments optiques utilisés peuvent restreindre le champ d'application.

On distingue trois catégories de RPM:

- la RPM horizontale (H-RPM), qui permet d'obtenir des cartographies de concentrations sur un plan horizontal,
- la RPM verticale (V-RPM), qui permet d'obtenir des cartographies de concentrations sur un plan vertical et la détermination des flux, sous les vents d'une source donnée,
- la RPM monodimensionnelle (1D-RPM), qui permet de suivre les concentrations moyennes de composés sur un trajet fixe (limite de propriété d'un site, etc.).

Les mesures optiques sont réalisées dans une configuration multi-faisceaux spécifique dont les résultats permettent, par l'utilisation d'algorithmes mathématiques, de remonter à des cartes d'iso-concentrations.

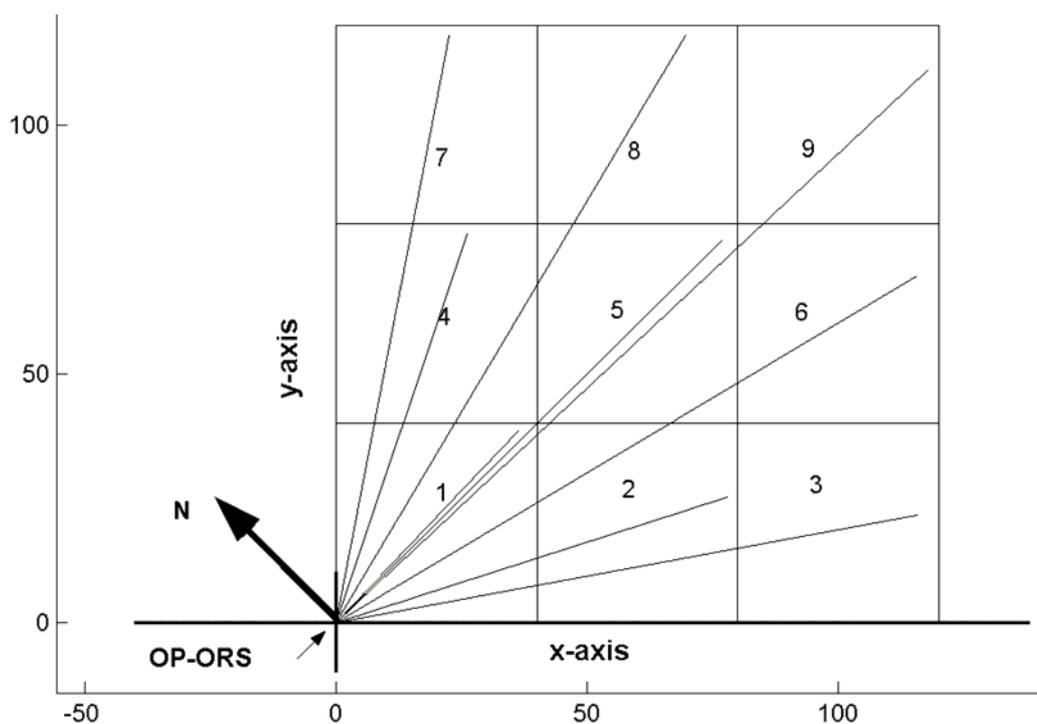


Figure 17: Exemple de configuration des faisceaux en H-RPM

Dans le cas de la H-RPM, la zone d'étude est divisée en sous-surfaces d'égales dimensions au sein desquelles est positionné un miroir constituant un faisceau. L'instrument bascule alors d'un faisceau à l'autre automatiquement et l'acquisition du signal se fait sur environ 30 secondes.

L'ensemble des mesures est moyennée sur une période longue (1 heure ou plus) de manière à obtenir des concentrations moyennes intégrées.

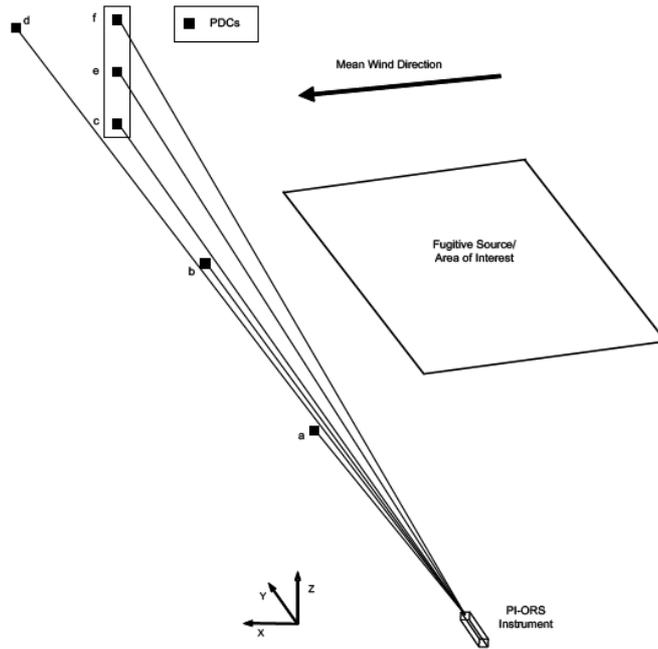


Figure 18: Exemple de configuration des faisceaux en V-RPM

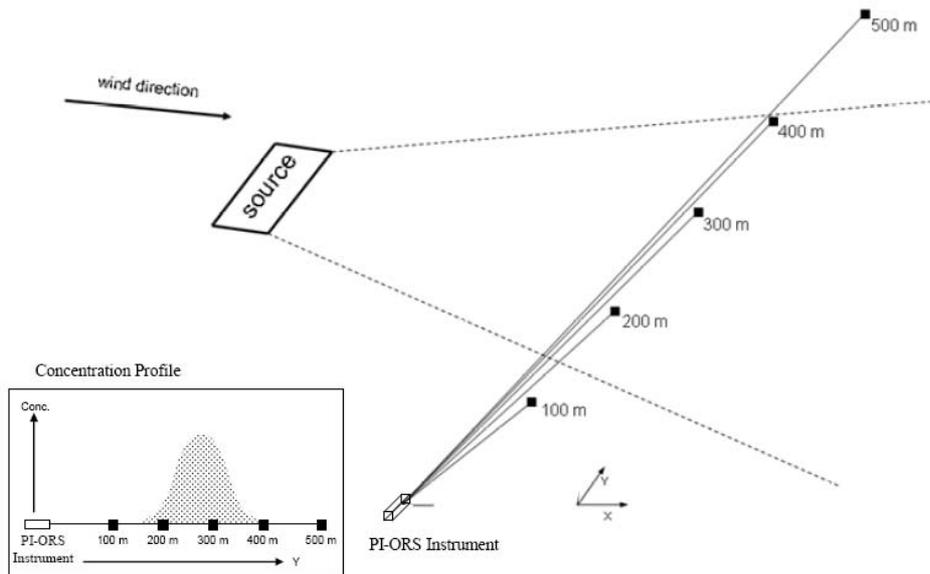


Figure 19: Exemple de configuration des faisceaux en 1D-RPM

Dans le cas de la V-RPM, l'instrument analyse les concentrations sur un plan vertical situé sous les vents de la source étudiée. On peut alors construire une carte de concentrations. Le flux est déterminé en réalisant le produit scalaire entre ces concentrations et le vecteur vent. On obtient directement le flux émis par la source étudiée.

Cette méthode est brevetée. L'ensemble des configurations, procédures et algorithmes utilisés a été brevetée aux Etats-Unis comme méthode de cartographie des composés atmosphériques utilisant un instrument optique à long parcours. (Yost and Hashmonay 2003)

En fonction du composé à suivre et des objectifs de l'étude, l'instrument utilisé peut être différent, mais il doit permettre d'obtenir des concentrations moyennes intégrées sur un long parcours optique. Les instruments les plus utilisés sont à l'heure actuelle:

- OP-FTIR, (portée < 700 m et temps d'acquisition important mais mesure simultanée multicomposés)
- UV-DOAS,
- TDLAS, (portée plus grande et vitesse d'acquisition importante)
- PI-DIAL (portée plus grande et vitesse d'acquisition importante)

La sensibilité des instruments retenus doit être compatible avec ce qui est attendu sur le terrain. Compte tenu des longueurs de faisceau optiques importantes, la RPM peut ne pas fonctionner sur certains composés problématiques (composés traces odorant). Les sensibilités moyennes des instruments commerciaux sont présentées dans le tableau suivant:

Tableau 24: instruments optiques – sensibilités

Instrument	Formaldehyde	1,3-butadiene	Acroleine	Benzene	Ammoniac	COV totaux
OP-FTIR (si faisceau > 100m)	2-10 ppb	2-10 ppb	8-30 ppb	15-50 ppb	0.5-4 ppb	1-5 ppb
UV-DOAS (si faisceau > 250 M)	0.5 ppb	*	*	0.1 ppb	1 ppb	*
TDLAS (si faisceau > 250 m)	*	*	*	*	20-50 ppb	*
DIAL (si faisceau de 1000 m)	**	**	**	10 µg/m ³	**	**

* ne peut pas être mesuré par ce type d'instrument

** les sensibilités sont souvent spécifiques à chaque instrument

Dans le cas de la V-RPM, un soin tout particulier doit être apporté au suivi des paramètres météorologiques (principalement vitesse et direction du vent), si possible à deux hauteurs différentes (2 et 10 mètres) de manière à évaluer le gradient de vent au niveau de l'aire étudiée.

Cette méthode a été développée, évaluée et validée au travers de nombreux articles.

Sur la base des travaux de développement de l'utilisation des OP-FTIR (Piccot, Masemore et al. 1994) (Milton, Partridge et al. 1995) (Piccot, Masemore et al. 1996), (Hashmonay, Yost et al. 1999) a utilisé un OP-FTIR en configuration 1D-RPM associé à la modélisation de la dispersion afin de tester les capacités de cette méthode à distinguer trois sources contigües mais d'émissions différentes. Les conclusions de cette étude montrent qu'il est effectivement possible de distinguer différentes sources contigües et d'en déterminer les flux d'émission respectifs moyennant un positionnement judicieux des instruments. Quelques points sont tout de même essentiels:

- les mesures doivent être portées sur un plan vertical pour bien apprécier la distribution des panaches,
- la stabilité de l'atmosphère doit être caractérisée à partir de la variabilité des mesures,

- la direction des vents ne doit pas varier de plus de 15° par rapport à la normale à la section de mesure optique,
- la qualité des mesures dynamiques des conditions de vents est impérative.

Suite à ces travaux, (Hashmonay 1999) ont proposé une amélioration de leur méthode afin de s'affranchir des travaux de modélisation et d'inversion. Suite aux progrès réalisés dans l'utilisation de la tomographie assistée par ordinateur (Hashmonay, Yost et al. 1999) (Wu, Yost et al. 1999), (Price 1999) et au développement de l'algorithme Smooth Basis Functions Minimization (SBFM) (Drescher, Gadgil et al. 1996), les auteurs proposent d'appliquer ces traitements mathématiques aux mesures optiques afin de reconstruire les champs de concentration le long des trajets optiques étudiés, ceci afin de localiser les sources mais également de quantifier les flux émis (Hashmonay 1999; Hashmonay, Natschke et al. 2001).

Des tests de validation de cette méthode ont été réalisés à l'aide de gaz traceur (N_2O) (Hashmonay, Natschke et al. 2001). Les différents tests réalisés lors de cette étude conduisent à conclure que la méthode sous-estime les flux réels de 10 à 15 %, mais qu'elle est relativement robuste quelle que soit la stabilité de l'atmosphère.

(Todd, Ramanathan et al. 2001) a utilisé la méthode RPM pour évaluer les flux de NH_3 émis par un bassin de lagunage.

La méthode RPM a été testée (EPA 2004) en versions H-RPM et V-RPM à l'aide d'un FTIR au niveau d'un centre d'enfouissement de déchets désaffecté en cours de réhabilitation situé à Somersworth (New Hampshire) afin d'en évaluer les émissions de méthane et autres composés. Les différentes mesures ont permis d'évaluer la concentration moyenne en méthane de 1,03 ppm au dessus du bruit de fond (1,75 ppm) et de localiser trois zones d'émission "spot" importantes. La mise en œuvre de la V-RPM a, quant à elle, permis d'évaluer le flux global du site à 5,8 g/s. Un test au gaz traceur (éthylène) a également été réalisé et le flux correspondant déterminé par la méthode est sous estimé de 3,9 % par rapport au flux émis.

La méthode RPM a été à nouveau testée (EPA 2005) en version H-RPM et V-RPM à l'aide d'un FTIR et d'un TDLAS au niveau d'un ancien centre d'enfouissement de déchets ménagers désaffecté et réaménagé en zone de loisirs situé à Fort Collins (Colorado). Les mesures n'ont pas permis de détecter de zone d'émission "spot" et les flux totaux émis ont été trouvés comme négligeables.

La méthode RPM a été à nouveau testée (EPA 2005) en version H-RPM et V-RPM à l'aide d'un FTIR et d'un TDLAS au niveau d'un ancien centre d'enfouissement de déchets ménagers désaffecté situé à Colorado Springs (Colorado) afin d'en évaluer les émissions de méthane. Les mesures H-RPM ont permis de localiser deux émissions "spot". Les mesures V-RPM ont permis d'évaluer le flux global émis à 4,9 g/s.

Consécutivement aux différents travaux de tests et de validation de cette méthode, l'EPA (EPA 2005) a introduit cette méthode dans son guide d'évaluation des émissions de gaz des centres d'enfouissement fermés ou abandonnés. L'EPA (EPA 2006) a ensuite élaboré un guide d'utilisation spécifiant les différents critères de qualité des résultats (instruments optiques, données météorologiques, qualité des mesures, etc.) pour l'utilisation de la méthode RPM (EPA OTM 10).

(Thoma, Secrest et al. 2009) ont suivi l'EPA OTM 10 pour déterminer, à l'aide de mesures DOAS UV, les émissions totales de mercure élémentaire gazeux à partir d'installations utilisant des électrodes au mercure. Les flux déterminés par la méthode EPA OTM 10 sont comparables à ceux obtenus en parallèle par des mesures aux ouvertures. Le flux total du site est de l'ordre de 400 g/jour et semble montrer qu'une partie des émissions totales correspond à des émissions fugitives. La méthode OTM 10 est présentée comme très performante pour le suivi sur de longues périodes des émissions d'un site.

Cette méthode est basée sur l'hypothèse que les émissions se produisent à moins de 3 mètres du niveau du sol. Si les émissions se produisent au dessus de trois mètres, la stratégie doit être revue pour que les mesures soient représentatives. La complexité du site investigué (topographie, champ visuel, etc.) peut obliger à adapter la méthode.

Les tests de (Hashmonay, Natschke et al. 2001) ont montré que les flux émis sont souvent sous estimés de l'ordre de 12% mais qu'en fonction des conditions météorologiques, ces résultats pouvaient sous estimer de près de 60% les flux réels.

Cette méthode permet l'obtention de cartographies de concentrations sur un plan horizontal (H-RPM) et ainsi de localiser des zones émissives "spots", si la topographie du terrain s'y prête. Dans le cas de topographies plus complexes, l'augmentation des emplacements de mesures ou le déploiement d'autres techniques peut être nécessaire.

Cette méthode permet surtout l'obtention de flux massiques (V-RPM) au niveau de sources surfaciques importantes.

L'H-RPM et la V-RPM ont ainsi pu être mises en œuvre au niveau d'un centre de stockage de déchets ménagers ancien réaffecté en zone de loisirs (EPA 2004).

Les mesures sont généralement moyennées sur une ou quelques heures et peuvent être considérées comme représentatives.

La RPM est une méthode permettant de rapidement caractériser une source surfacique importante. En mode V-RPM, les longueurs de faisceau importantes (site de grande dimension) peuvent impliquer des angles de tirs très faibles et une diminution de la représentativité des résultats. Il est dans ce cas nécessaire de diviser les grandes surfaces en sous-parties et de répéter les mesures, ce qui peut alourdir la charge de travail.

L'avantage des méthodes optiques est de ne pas être extractives, c'est à dire qu'on peut s'affranchir des problèmes d'échantillonnage, de conservation des échantillons, etc.

L'un des points clés de cette méthode réside dans l'obtention de mesures de conditions météorologiques les plus stables possibles, en termes de vitesse et de direction de vents. L'angle formé par le plan étudié en V-RPM et le vecteur vent doit être le plus proche de 90° pour limiter les incertitudes liées à la mesure. Compte tenu de la logistique impliquée (nacelles élévatoires) et des configurations du terrain, les incertitudes liées à cette méthode peuvent ne pas être négligeables.

La technique LIDAR est une autre technique à long trajet optique qui permet de mesurer des concentrations de polluants dans l'atmosphère par l'analyse de l'écho d'impulsions laser se propageant dans l'atmosphère. Cette technique est utilisée aujourd'hui pour la mesure dans l'air ambiant et présente un potentiel intéressant dans le cas des émissions diffuses.

DIAL est l'acronyme de Differential Absorption Lidar. Ce système LIDAR est basé sur l'envoi quasi-simultané de deux impulsions laser sur deux longueurs d'onde différentes (λ_{on} et λ_{off}) mais suffisamment proches pour pouvoir considérer que leurs interactions avec l'atmosphère (ou polluant recherché) sont identiques. Dans ces conditions, une analyse du ratio des deux équations LIDAR obtenues nous permet de déterminer la concentration du polluant à la distance x , concentration qui s'exprime alors en fonction des sections efficaces d'absorption comme :

$$C(x) = \frac{M}{2[\sigma(\lambda_1) - \sigma(\lambda_0)]} \cdot \frac{d}{dx} [\ln P(x, \lambda_0) - \ln P(x, \lambda_1)]$$

Équation 14

où M représente la masse moléculaire du polluant considéré.

La différence de section efficace d'absorption aux deux longueurs d'onde fait partie de données spectrales connues pour chaque polluant. Finalement on obtient $C(x)$, la concentration du polluant considéré en fonction de la distance, exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à température réelle.

Le système DIAL peut se schématiser comme suit :

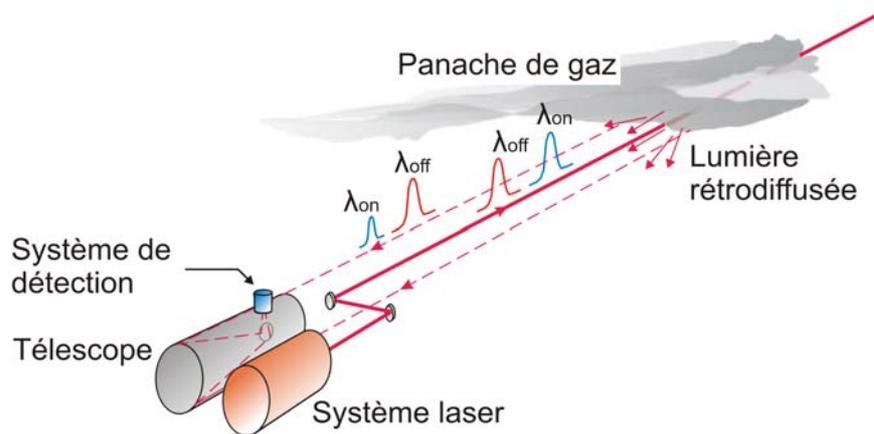


Figure 20: Description de la détection DIAL

Le polluant ayant une section efficace d'absorption vis-à-vis de la longueur d'onde λ_{on} plus importante que vis-à-vis de la longueur d'onde λ_{off} , l'intensité rétrodiffusée pour λ_{on} est par conséquent plus faible que pour λ_{off} ; ceci découle de la loi de Bert-Lambert :

$$I(x) = I_0 \cdot \exp[-\sigma \cdot N \cdot x] \quad \text{Équation 15}$$

La concentration en composé recherché est déduite de la différence de pente observée entre les deux signaux. Il est à noter que les premiers 200 mètres ne sont pas exploitables car le signal subit l'influence de la compression géométrique de l'ensemble optique.

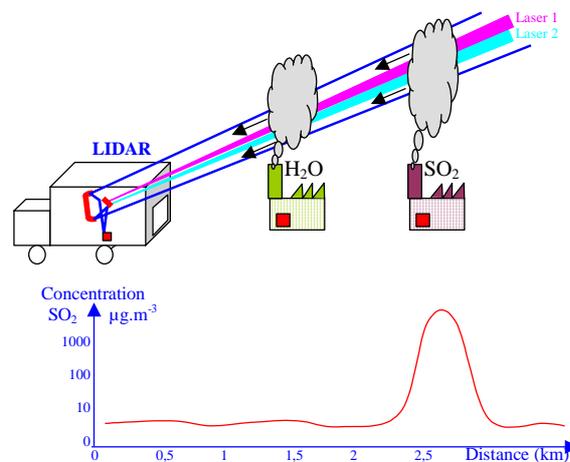


Figure 21: description de la méthode DIAL

En fonction du polluant et de son niveau de concentration, il devient alors par exemple possible de localiser des nuages de polluants, à moins de 10 mètres près, sur plusieurs kilomètres de distance, dans les diverses directions pointées par le LIDAR. Cela reviendrait à répartir 400 capteurs sur un fil de 3 kilomètres de long. Cela permet ainsi d'obtenir avec une bonne résolution spatiale, une cartographie en 3 dimensions de la concentration en un polluant donné comme par exemple :

- DIAL IR: méthane, alcanes, éthylène, chlorure de méthylène, HCl et tout ce qui absorbe à une longueur d'onde entre 2 et 4,5 μm
- DIAL UV/Visible: SO_2 , BTEX, NO_2 , NO

Le calcul des flux émis est obtenu en réalisant un produit scalaire entre les concentrations mesurées par le LIDAR sur un plan donné et le vecteur vitesse de vent associé à ce plan. La plus grande précision est obtenue lorsque le plan de coupe du LIDAR est orthogonal au vecteur vitesse du vent (Edner, 1987)(Edner, 1994). La précision est souvent présentée comme étant de l'ordre de

10 à 40 %, principalement liée aux incertitudes concernant les champs de vent au niveau de la section de panache étudiée.

L'utilisation de mâts météo n'est souvent pas suffisante pour obtenir des données représentatives, les mesures se concentrant généralement sur des panaches situés à plus de 100 mètres d'altitude. L'utilisation de modèle de reconstruction de profils verticaux des champs de vent peut être intéressante mais souvent limitée dans sa représentativité.

Certains auteurs préconisent l'utilisation d'un autre instrument LASER afin de suivre les mouvements des aérosols ou l'effet Doppler.

((Weibring, Andersson et al. 1998)) proposent une méthode basée sur la mesure du déplacement du panache à partir d'images vidéo.

Les systèmes DIAL sont utilisés depuis plus de 20 ans afin d'étudier les émissions fugitives de COV totaux ou spécifiques des sites de raffinage, pétrochimie, gaziers. Ils ont été également utilisés afin de tester l'efficacité de combustion de torchères, les émissions de COV des aéroports, les émissions de NO_x ou de SO₂ au niveau de torchères, cheminées, etc.

Nous décrivons ces études car mêmes si elles ne concernent pas directement les industries du traitement et du stockage des déchets, ces exemples illustrent bien les performances de cet outil. La typologie des sources et la nature des polluants rencontrés dans ces études laissent à penser que cette technique est transférable à certaines des problématiques que l'on peut rencontrer dans le secteur du traitement et du stockage des déchets.

Des travaux d'intercomparaison du DIAL avec une ligne de préleveurs ponctuels ont été réalisés sur des sites chimiques et pétrochimiques au Royaume-Uni et ont conduit à des concentrations totales relativement comparables (± 15 % pour les COV totaux, ± 20 % pour le toluène). (Robinson, Woods et al. 1995)

(Robinson, Woods et al. 1995) ont également quantifié à l'aide d'un DIAL UV les flux et concentrations de SO₂ émis par différentes cheminées industrielles et à l'aide d'un DIAL IR les flux et concentrations de méthane en sortie d'un cheminée test. Les flux obtenus sont comparables (± 12 % pour le SO₂, ± 15 % pour le méthane) à ceux obtenus par le suivi en continu conventionnel des émissions de ces mêmes cheminées. Les auteurs présentent ces incertitudes comme étant principalement liées à la qualité et représentativité des données de vents retenues.

L'utilisation d'un DIAL pour mesurer des polluants atmosphériques gazeux fait l'objet d'une norme en Allemagne (VDI 4210 Part 1).

Les limites de détection dépendent des propriétés d'absorption optique du composé recherché et des conditions atmosphériques, mais sont souvent inférieures au ppm. La distance de mesure varie de 50 m à près de 600 m ou 1500 m en fonction des conditions météo. La précision des mesures est de l'ordre de 10 m mais peut être réduite à 2,5 m si les conditions le permettent.

La précision sur les flux varie de 0,5 kg/h à proximité de la source (faible dispersion du panache) à près de 25 kg/h si l'on se trouve loin de la source (Walmsley and O'Connor 1995).

La présence d'aérosols ou de vapeur d'eau perturbe les mesures en entraînant des variations temporelles et spatiales importantes du coefficient de rétro-diffraction.

La méthode DIAL nécessite d'avoir au niveau de l'emplacement retenu des fenêtres de tir conséquentes. En effet, tout obstacle (cheminée, canalisations, arbres, etc) présent dans l'axe du tir empêchera les mesures.

(Walmsley and O'Connor 1995) ont utilisé un DIAL IR pour quantifier les flux de COV totaux émis par une raffinerie et un terminal gazier. Au niveau du terminal gazier, le flux total mesuré s'est révélé être 20 fois inférieur au flux attendu et les mesures ont permis de mieux évaluer les sources réelles et de permettre une économie d'argent en remettant en cause une modification technique prévue (liaison des fuites PSV aux torchères). Des mesures à l'aide d'un FTIR et de modélisation ont été réalisées et ont permis d'aboutir à un flux deux fois moindre que celui obtenu à l'aide du DIAL. Les auteurs précisent que les essais n'ont pas eu lieu au même moment et que du coup les flux leur semblent comparables.

Au niveau de la raffinerie, les mesures DIAL ont conduit à un flux total de 1600 t/an pour un site de capacité de $3,5 \times 10^6$ tonnes par an (estimé à 1000 t/an par le site). Les mesures ont également

permis de hiérarchiser les différentes sources et de montrer que les émissions sont principalement dues aux zones procédés et aux citernes de stockage.

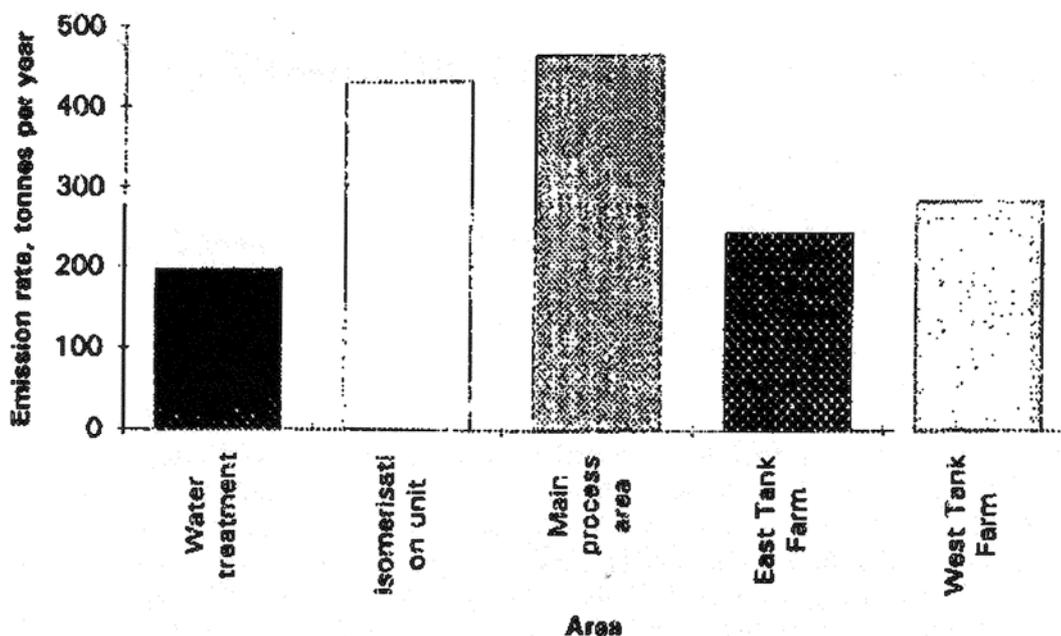


Figure 22: Répartition moyenne des émissions, source par source

(Walmsley and O'Connor 1995) ont également utilisé un DIAL IR pour déterminer les flux de COV totaux émis par des citernes de stockage au niveau de 4 sites industriels différents. Les flux mesurés varient de 0,5 à 100 kg/h. Des mesures dynamiques ont également été réalisées au niveau d'une citerne de stockage (avec toit flottant externe) de pétrole brut durant trois jours et ont montré que les émissions étaient maximales lorsque les niveaux étaient au maximum. Des mesures ont également été réalisées au niveau de différentes unités des zones procédés et sur trois raffineries différentes. Les résultats montrent des fluctuations temporelles importantes au niveau des émissions que les auteurs attribuent aux activités de maintenance. Les flux totaux varient de quelques dizaines à quelques centaines de kg/h par unité.

(Weibring, Andersson et al. 1998) ont utilisé un DIAL UV (300,02 nm) associé à une mesure des vitesses de vent par traitement d'images vidéo afin de quantifier les émissions canalisées de SO₂ issues d'une papeterie. Le flux obtenu sur une cheminée est de l'ordre de 139 kg/h, mesuré à 143 kg/h par les instruments automatiques en cheminée.

(Robinson, Woods et al. 1995) ont utilisé la méthode DIAL afin de quantifier les émissions fugitives de nombreux sites industriels: 56 citernes de stockage d'hydrocarbures (toit fixe, toit fixe ventilé avec toit flottant interne, toit flottant externe), 3 raffineries (Royaume-Uni, Grèce, Allemagne), etc.

En ce qui concerne les travaux réalisés au niveau des citernes de stockage d'hydrocarbures (amont et aval), les flux déterminés par DIAL sont de 1,0 à 5,0 supérieurs aux flux déterminés à l'aide des formules développées par l'US EPA / API (moyenne = 2,7).

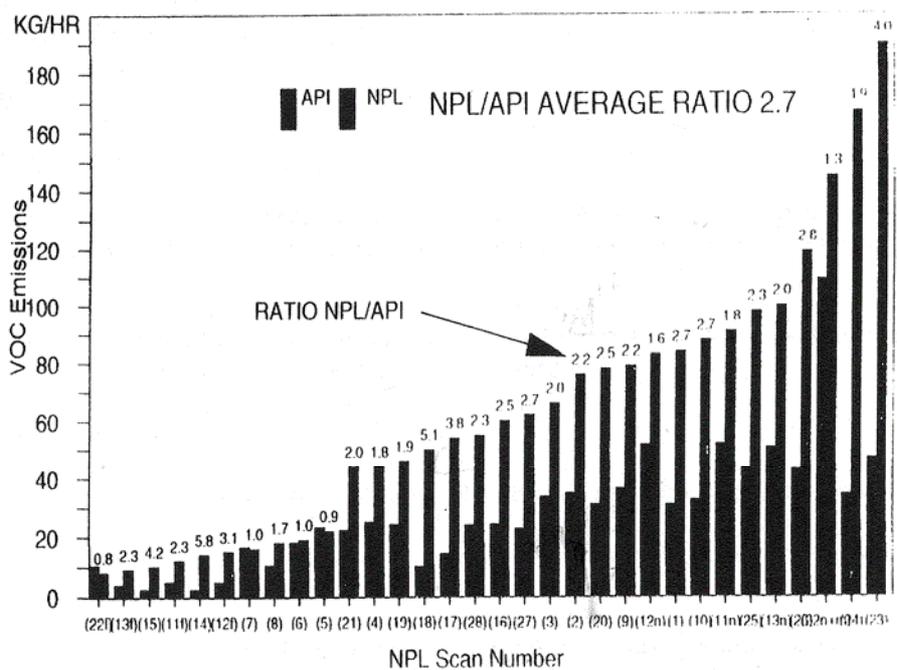


Figure 23: Ratio entre flux mesurés et flux calculés (API), campagnes NPL

Les auteurs reconnaissent que ces formules sont construites pour donner des moyennes annuelles et peuvent être difficilement transposables à des périodes courtes. Il existait également des erreurs dans les formules de calculs qui ont été corrigées depuis. Les mesures ont cependant été réalisées par temps froid et couvert afin de minimiser l'incidence de l'influx thermique solaire.

Les auteurs présentent les hypothèses que l'état général de la citerne, des joints, la composition du contenu, les mouvements de liquide et les conditions météorologiques peuvent expliquer ces écarts.

(Woods 1993) ont utilisé un DIAL IR pour mesurer les émissions de COV d'un site de production de polyéthylène. Ces flux sont comparés aux estimations EPA/SOCMI suivant différentes méthodologies.

Le flux total du site est quantifié à 56 kg/h (446 t/an). Les valeurs obtenues au niveau d'une unité sont deux à trois fois supérieures aux estimations, quel que soit le scénario. Les auteurs expliquent cette différence par la présence de sources fugitives non incluses dans le programme de suivi des fuites (LDAR).

(Robinson, Andrews et al. 1998) ont réalisé à l'aide d'un DIAL IR des mesures de rejets totaux de COV au niveau d'un terminal pétrolier comprenant des unités de traitement/stabilisation de pétrole brut et production de GPL et gaz ethane/butane/propane. L'ensemble des mesures réalisées ont été comparées aux estimations de l'industriel qui sont actuellement introduites dans les facteurs d'émission nationaux.

Les trajets optiques spécifiques retenus pour cette étude ont permis de réaliser des mesures en chacune des principales unités du site. Les résultats montrent qu'il existe une grande disparité entre ces différentes zones (procédés, station pompage, torchères, etc.) et ont également permis de hiérarchiser l'ensemble de ces sources.

Les mesures réalisées en limites de propriété du site ont conduit à des flux totaux relativement comparables à la somme de chacun des flux des différentes zones retenues. Ainsi, les mesures réalisées au niveau de chacune des sources conduisent à un flux total émis de 2150 ± 143 t/an, alors que les mesures directes des émissions totales du site conduisent à un flux total émis de 2137 ± 50 t/an à 2474 ± 254 t/an.

Par contre, si l'on compare ces chiffres avec ceux déterminés par l'industriel sur la base des facteurs d'émission de l'API, les différences sont plus importantes. Ainsi, le flux total émis déclaré par le site industriel est de 504 t/an. Les mesures DIAL IR conduisent donc à des émissions totales de 4 à 5 fois supérieures aux émissions déclarées. A cela, les auteurs présentent quelques explications:

- les mesures DIAL comprennent l'ensemble des émissions canalisées, diffuses et fugitives, alors que les estimations ne prennent en compte qu'une partie de ces émissions.
- certaines installations ne rentrent dans aucune rubrique de la classification des installations et n'ont de ce fait pas de facteur d'émission associé.

Les auteurs reconnaissent également le manque de retour d'expérience concernant la représentativité temporelle des mesures DIAL lorsque l'on transpose à l'année. Cependant, les données de fonctionnement ont été étudiées et validées par l'exploitant (BP) et semblent démontrer que l'activité ayant eu cours pendant les mesures a été continue, homogène et représentative des conditions annuelles.

(Chambers 2003) ont utilisé un DIAL UV / IR pour quantifier et suivre les panaches de SO₂ au niveau de différentes sources canalisées et d'émission de méthane / COV totaux au niveau de différents sites de production de gaz. Le DIAL s'est révélé être une méthode très performante pour cette application, capable de détecter des concentrations en SO₂ inférieures aux limites air ambiant existantes. Les flux déterminés au niveau d'émetteurs canalisés sont comparables ($\pm 10\%$) à ceux mesurés directement en cheminée. Les tests réalisés sur la mesure des COV totaux ont également présenté de nombreux avantages.

(Frisch 2003) présentent les résultats de 15 campagnes de mesures DIAL réalisées en Suède entre 1986 et 2001 au niveau de 6 sites de raffinage ou de pétrochimie différents.

Suivant une décision des autorités locales d'imposer des mesures des émissions totales de COV, les premières mesures ont été réalisées en 1988, 1989 et 1992 et ont conduit à des flux totaux émis près de 20 fois supérieurs aux flux évalués et déclarés par les sites industriels. Devant les débats qui se sont ensuivis, les points suivants ont été établis:

- les industriels (BP) ont confirmé que les flux mesurés étaient fiables, même si les niveaux étaient élevés,
- les industriels se sont engagés à mettre en place des mesures beaucoup plus drastiques de contrôle des émissions afin d'abaisser ces niveaux,
- les industriels se sont engagés à conduire une campagne DIAL dans un délai d'un an afin de vérifier que les mesures mises en place conduisaient bien à des abattements.

Si les auteurs reconnaissent qu'une seule campagne de mesure n'est pas suffisante pour apprécier les niveaux d'émissions totales d'un site, plusieurs campagnes successives et la tendance des flux émis représentent par contre une information pertinente. C'est le cas notamment des mesures réalisées au niveau de la raffinerie Preem Raffinaderi AB de Göteborg, comme présenté ci-dessous:

Tableau 25 : Résultats étude suédoise sur raffinerie

AREA	1988		1989		1992		1995		1999	
	kg/h	tons/a	kg/h	tons/a	kg/h	tons/a	kg/h	tons/a	kg/h	tons/a
Crude Oil Tanks (Wind Normalized)	410	3500	350	3000	180	1590	90	790	80	700
Process Area	1640	14100	530	4600	115	1000	130	1150	170	1490
Waste Water Treatment	56	480	55	470	9	80	17	140	37	320
Product Tanks (Wind Normalized)	750	6400	750	6400	310	2700	270	2330	170	1470
Total	2860	24500	1680	14500	620	5360	510	4410	460	3980

Note: In 1988 emissions from Product Tanks were not measured, as the emissions were presumed to be low. As to make figures comparable, figures for these emissions have 1989 have been put in the table to also represent 1988.

(SIRA 2004) ont évalué différents systèmes de mesures optiques à long trajet au niveau de différentes sources industrielles (production d'éthylène, production de gaz) et urbaines. Ces travaux font partie du projet européen ROSE (Remote Optical Sensing Evaluation). L'ensemble des travaux réalisés permettent aux auteurs de présenter des préconisations d'utilisation de ce type d'instruments en mode "champ proche" ou en mode "champ éloigné".

(Chambers 2004) ont réalisé des mesures des flux de méthane, COV totaux et benzène à l'aide d'un DIAL IR au niveau de deux sites d'extraction, traitement et production de gaz. Les objectifs de cette étude étaient multiples. D'une part, cela consistait à évaluer l'applicabilité de la méthode DIAL à ce type de site industriel mais également d'étudier, à deux ans d'intervalles, les émissions totales d'un site suite à la mise en œuvre de caméras IR dans les programmes LDAR de détection et réparation des fuites de COV.

Les résultats obtenus montrent plusieurs choses:

- premièrement, la bonne capacité de la technique DIAL à détecter et quantifier les flux émis par différentes sources ou par un site industriel dans sa globalité,
- les flux déterminés par le DIAL sont de 4 à 8 fois supérieurs aux flux déterminés par l'industriel via les facteurs d'émission de l'API / Canadian Association of Petroleum Producers,
- l'utilisation de caméras IR au sein du programme LDAR semble avoir permis à l'échelle d'une année de réduire de près de 6 fois les flux totaux émis par le site.

Les auteurs présentent donc les caméras IR engagées dans les programmes LDAR comme des outils très performants pour la détection de fuite et la méthode DIAL comme une méthode performante d'évaluation de l'efficacité des mesures de réduction des émissions mises en place.

Les auteurs présentent pour le site, grâce à la réduction des pertes de produits, des gains économiques de l'ordre de 800 000 \$ par an.

Les différentes études réalisées au Canada et en Europe conduisant à des différences de l'ordre de 2 à 5 fois supérieures entre flux mesurés (DIAL) et flux calculés (formules API, EPA, etc.), l'US EPA a organisé en 2006 le premier "Workshop on VOC Fugitive Losses: New monitors, Emission Losses and Potential Policy Gaps".

(Edner, Ragnarson et al. 1993), (Ferrara, Mazzolai et al. 1998) et (Grönlund, Edner et al. 2005) ont utilisé un DIAL UV (254 nm) pour cartographier les différentes sources de mercure élémentaire gazeux au niveau de différentes mines d'extraction du mercure (respectivement Abbadia San Salvatore / Italie, Almaden / Espagne et Idrija / Slovenie) et de quantifier les flux totaux émis au niveau du site.

Les concentrations mesurées au niveau de ces sites varient de 50 à près de 5 000 ng/m³. Les flux totaux émis par le site d'Almaden ont été évalués à 600-1200 g/h.

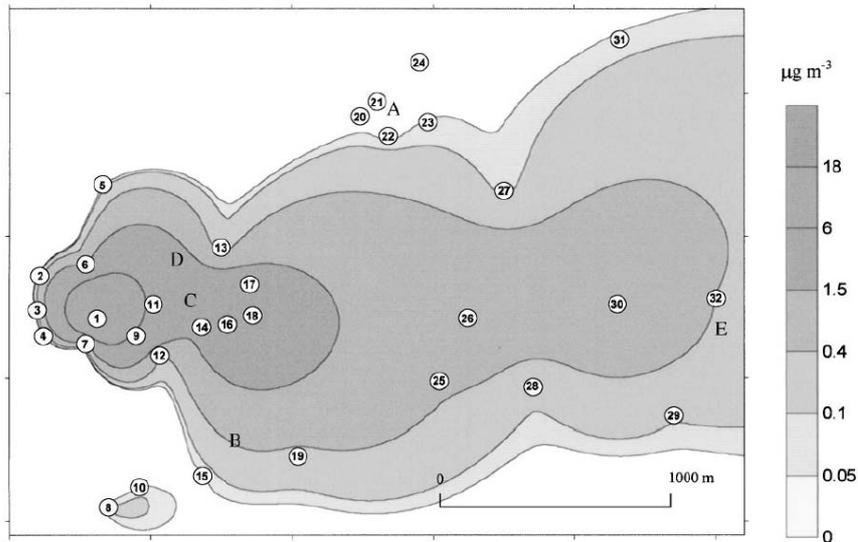


Fig. 1. Atmospheric mercury concentration ($\mu\text{g m}^{-3}$) over the Almadén village (area bordered with dotted lines) and over the mining complex (area bordered with continuous lines) measured by point monitors (the circles show the location of the sampling stations). A, B, C, D, E are the measurement positions of the Lidar system (September 1993).

Figure 24 : Exemple de cartographie horizontale des concentrations par DIAL

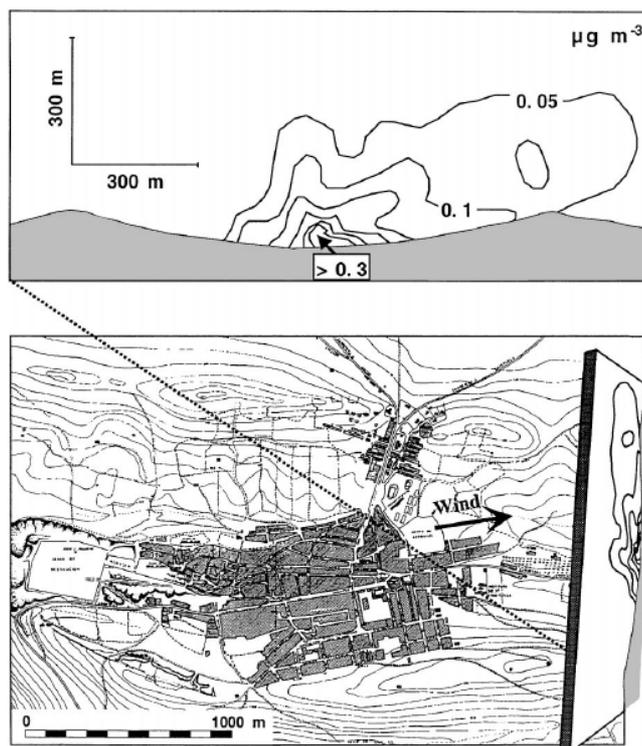


Fig. 4. Map of atmospheric mercury concentration of the spreading plume in a vertical section downwind from the Almadén village, measured with the Lidar technique (September 1993).

Figure 25: Exemple de cartographie verticale des concentrations par DIAL

L'ensemble des mesures réalisées a permis aux auteurs de hiérarchiser les différentes sources présentes au niveau de ces sites, de découvrir des sources jusque là négligées (ventilation des galeries de mines par ex.) et de mieux comprendre les phénomènes conduisant aux émissions de Hg (influence de la température ambiante, etc.)

3.2. METHODES INDIRECTES

On cherche ici à déterminer le flux des émissions diffuses grâce à des mesures de concentrations dans l'environnement à partir desquels le flux des émissions diffuses sera déterminé grâce à une évaluation du ratio de dispersion (α) reliant les concentrations mesurées dans l'environnement (C) au flux des émissions diffuses (Q).

$$C = \alpha Q \text{ Équation 16}$$

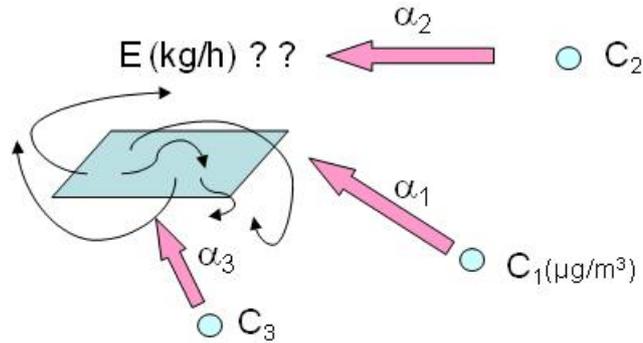


Figure 26 : Schéma illustratif du principe des méthodes dites « indirecte »

Il n'y a plus ici de mesure directe d'une vitesse et d'une concentration dans une surface d'intersection du panache.

Plusieurs approches existent pour déterminer le ratio de dispersion : l'utilisation de gaz traceurs ou des outils de modélisation (atmosphérique, parfois complété par des modules statistiques).

3.2.1. TRAÇAGE

La méthode repose sur l'hypothèse que le traceur et le polluant diffusent de la même façon dans l'atmosphère.

3.2.1.1. CAS DES GAZ : TRAÇAGE GAZEUX

Un gaz traceur est émis en des points représentatifs des émissions diffuses que l'on cherche à quantifier. Cette représentativité est à considérer par rapport à la résultante de sa dispersion à une distance de 100 à 300 m de la source.

Connaissant le débit d'émission du traceur (Q_t) si les mesures des concentrations du gaz traceur et du polluant que l'on cherche à quantifier (C_t , C) sont faites en des points identiques, alors on a la relation :

$$\frac{C}{C_t} = k \times \frac{Q}{Q_t} \text{ Équation 17}$$

Si la diffusion est identique, le facteur k est égal à un et l'émission (Q) est donnée par :

$$Q = C \times Q_t / C_t \text{ Équation 18}$$

La mesure par gaz traceur a été très largement utilisée par la communauté scientifique dans le cadre de calage de modèles atmosphériques de dispersion (Vanderborght and Kretzschmar 1984), de localisation des fuites, l'optimisation de systèmes de ventilation ou encore l'analyse du taux de renouvellement d'air de pièces et locaux. Dans le cadre des émissions fugitives, cette méthode a été appliquée au niveau d'industries métallurgiques (Lamb, Vitols et al. 1980; Vanderborght, Kretzschmar et al. 1981) ou de raffineries (Sivertsen 1983). Cet outil a également été utilisé comme alternative aux cartographies de surface des sources diffuses de CH_4 à l'aide de chambre

à flux, ceci afin de s'affranchir de la grande variabilité spatiale des émissions en surface de CET par exemple.

Lors de l'utilisation de ce type d'outil, différentes approches sont proposées mais elles reposent toutes sur l'émission d'un gaz traceur en des points représentatifs des émissions diffuses que l'on cherche à quantifier. Cette représentativité est à considérer par rapport à la résultante de sa dispersion à une distance de 100 à 300 mètres de la source.

Connaissant le débit d'émission du traceur (Q_t) et sa masse molaire (M_t), si les mesures des concentrations du gaz traceur (C_t) et du polluant (C) de masse molaire (M) que l'on cherche à quantifier sont faites en des points identiques, alors on a la relation :

$$\frac{C}{C_t} = \frac{M_t \times Q}{M \times Q_t} \quad \text{Équation 19}$$

L'émission (Q) est alors donnée par :

$$Q = Q_t \times \frac{M \times C}{M_t \times C_t} \quad \text{Équation 20}$$

Cette méthode nécessite que le point d'émission soit a priori localisé. La mesure des concentrations doit être faite à une distance assez éloignée des points d'émission pour permettre un bon mélange du traceur et du polluant.

Dans tous les cas, le gaz traceur utilisé doit être très stable, doit peu réagir dans l'environnement et sa concentration ubiquitaire doit être quasi nulle.

Les gaz les plus utilisés sont le SF_6 , N_2O , CF_4 , C_2F_6 et NF_3 . Ces gaz peuvent être détectés avec une grande sensibilité par chromatographie en phase gazeuse avec détection par capture d'électrons. La mesure du débit d'injection peut se faire soit via un compteur volumétrique pour les petits débits, soit par gravimétrie pour les débits plus importants (utilisation d'orifices critiques pour le contrôle du débit d'injection).

L'un des points clés des études à l'aide de gaz traceurs est de simuler une émission comparable à celle que l'on cherche à caractériser. Ce point clé doit être étudié sur la base des dimensions de la source, de la distance de mesure par rapport à celle-ci et des conditions atmosphériques de dispersion lors des mesures.

Ainsi, si la distance de mesure est très inférieure aux dimensions de la source, alors les phénomènes de dispersion atmosphérique sont faibles au niveau du point de mesure et il est alors impératif d'utiliser des systèmes d'injection en "H" ou en étoile et de grandes dimensions (10 à 20 mètres) pour simuler une fuite surfacique représentative. On peut également choisir de multiplier les points d'injection et ainsi de "quadriller" la source à étudier de nombreuses "petites" sources secondaires.

Si la distance de mesure est très importante par rapport aux dimensions de la source étudiée, alors les phénomènes de dispersion atmosphérique sont forts au niveau du point de mesure et le mode d'injection du traceur a peu d'influence. Une injection à partir d'une bouteille unique peut être ici réalisée.

Les gaz traceurs étant des molécules très stables, leur utilisation croissante a conduit à une nette augmentation du bruit de fond de l'atmosphère (actuellement de l'ordre de 0,3 ppt). Il est également important de noter que certains de ces gaz contribuent fortement à l'effet de serre. Leur utilisation est donc à pondérer en fonction des enjeux de l'étude et des objectifs à atteindre.

3.2.1.2. STATIC PLUME DISPERSION

Le protocole le plus simple (*Static plume dispersion*) consiste à réaliser des prélèvements de gaz dans le panache sous les vents de la source à l'aide de sacs en PVC, en polyéthylène, dans des canisters en verre ou en métal ou à l'aide de seringues.

Les points de mesure des concentrations (C_t , C) sont disposés en arc de cercle autour de la source. L'exploitation des résultats de ces mesures permet de vérifier la distribution des concentrations et d'évaluer la dispersion (écart-type) du facteur d'émission calculé en chacun des points de mesure. Suivant l'hypothèse que le traceur et le composé d'intérêt présentent la même dispersion atmosphérique, cette méthode présente l'avantage de ne pas nécessiter de mesures des conditions météorologiques ni d'utiliser un modèle de dispersion.

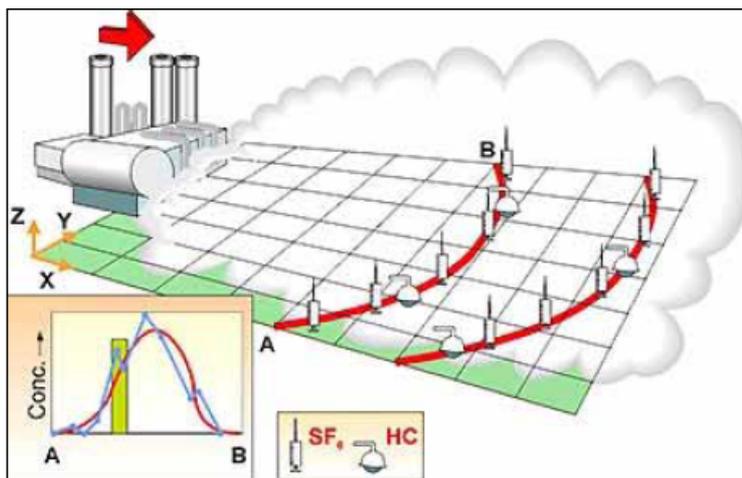


Figure 27: Mesures "static plume dispersion"

Ce protocole a ainsi été utilisé pour évaluer les émissions d'hydrocarbures au niveau d'un bassin de traitement des eaux d'une raffinerie (Ludwig, Liston et al. 1983; Howard, Lamb et al. 1992).

(Czepiel, Mosher et al. 1996) ont comparé ainsi les flux de CH_4 émis au niveau d'un CET, flux mesurés par chambre à flux et méthode au gaz traceur. Les onze essais au SF_6 permettent d'aboutir à une émission moyenne de l'ordre de 17 750 L/min, ce qui est du même ordre de grandeur que le flux mesuré par chambre à flux qui était de 15 800 L/min.

Une variante de ce protocole consiste à utiliser un modèle de dispersion atmosphérique pour déterminer les différents paramètres de dispersion (stabilité de l'atmosphère, etc.) spécifiques aux conditions lors des mesures à l'aide des données du gaz traceur. Ces paramètres sont alors réutilisés pour déterminer les flux émis à partir des mesures du gaz d'intérêt.

Quelle que soit la variante, l'inconvénient de ce protocole réside dans l'important dispositif de prélèvement à mettre en œuvre ainsi que dans l'impossibilité d'obtenir directement les résultats (analyses en décalé nécessaires). De plus, la réussite de la campagne de mesure dépend de la validation à posteriori des hypothèses de dispersions faite préalablement à la mise en place du dispositif de mesure sur le terrain. En effet, compte tenu d'un temps de montage important, la disposition des points de mesures ne peut être reconfigurée au grès des variations de dispersion du panache.

3.2.1.3. DYNAMIC PLUME DISPERSION

L'une des évolutions apportées à ce protocole a été d'utiliser des analyseurs en continu spécifiques aux composés recherchés et positionnés dans une unité mobile effectuant des trajets au sein du panache les plus perpendiculaires aux vents dominants possible, de manière à reconstruire la coupe transversale du panache, (Lamb, McManus et al. 1995; Erisman, Otjes et al. 2001) comme présenté en figure suivante (Dynamic Plume Dispersion):

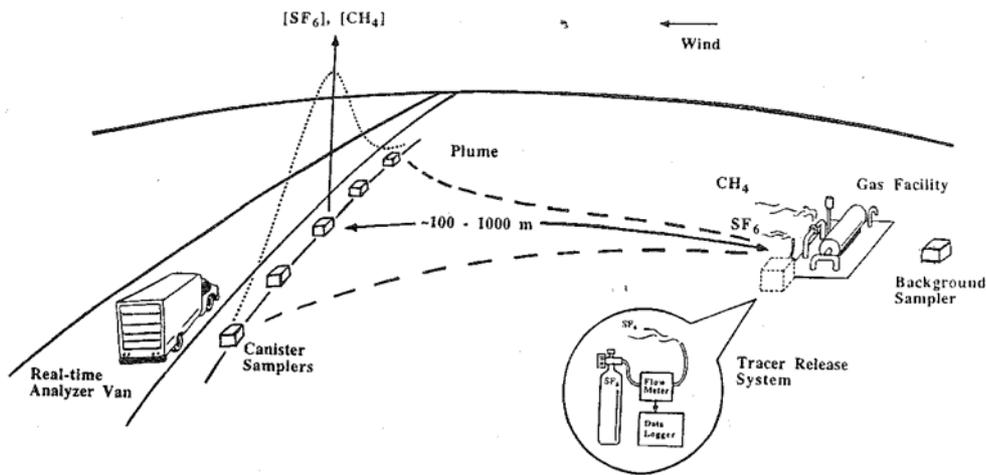


Figure 28: Mesures "dynamic plume dispersion"

L'avantage ici est d'obtenir en quasi continu des données dynamiques (à l'échelle du temps nécessaire à la traversée du panache) du composé recherché et du gaz traceur sous les vents de la source considérée. Ceci permet de localiser en direct la position du panache (différence entre signal et bruit de fond supérieur à 50 ppb), de vérifier que les deux panaches sont bien corrélés et de s'affranchir des changements de direction des vents éventuels. Suite aux récentes avancées technologiques, différents analyseurs sont actuellement disponibles pour répondre à ce type de mesure: FTIR, TDLAS, etc.

(Lamb, McManus et al. 1995) ont utilisé cette méthode afin de mesurer les flux diffus de CH₄ émis par les installations de distribution de gaz naturel. Différents tests contrôlés ont permis d'estimer la précision de la méthode à $\pm 15\%$.

(Galle, Samuelsson et al. 2001) ont développé une évolution de la méthode utilisant un gaz traceur, nommée par les auteurs *Time Correlation Tracer* (TCT). Dans cette version, un FTIR est positionné en un emplacement fixe situé à 500 -1000 m sous les vents d'une source à caractériser au niveau de laquelle un flux connu de gaz traceur (ici N₂O) est émis. Les concentrations en composé d'intérêt et en gaz traceur sont ensuite mesurées en continu sur des périodes relativement longues (de un à quelques jours) de manière à couvrir différentes conditions météorologiques. Lorsque les données relatives au composé d'intérêt sont corrélées aux données relatives au gaz traceur, cela signifie que les deux composés ont la même origine. Le ratio entre les deux concentrations permet alors connaissant le débit de gaz traceur d'estimer le flux du composé d'intérêt émis.

Cette méthode a ainsi été appliquée avec une périodicité de deux mois en Suède au niveau d'un centre d'enfouissement en activité traitant environ 18 000 t/an d'ordures ménagères principalement (Galle, Samuelsson et al. 2001). Les résultats obtenus montrent d'une part que les émissions du site sont relativement stables au cours du temps et d'autre part que les flux estimés par cette méthode sont cohérents avec ceux déterminés par les modèles de production de CH₄. Par contre les mesures de flux réalisées en parallèle à l'aide de chambres à flux conduisent à des flux nettement plus faibles.

La méthode TCT a été appliquée en Suède au niveau de 7 centres d'enfouissement sur une période allant de 2001 à 2003 (Börjesson, Samuelsson et al. 2009). Les résultats obtenus sont très comparables d'une période à l'autre (de l'ordre de 20 à 300 kg/h de CH₄) et sont présentés avec une incertitude de l'ordre de $\pm 18\%$.

Les résultats des études à l'aide de gaz traceurs peuvent permettre de caler un modèle de dispersion et sont également utilisées comme référence dans le cadre de la validation de méthodes optiques (FTIR, DOAS, LIDAR, etc.).

3.2.2. CAS DES PARTICULES

Pour les particules, deux options de traceurs sont mentionnées dans un document proposant une « review » des méthodes existantes (EPA, 1993) :

- le SF6 ;
- les particules phosphorescentes ou fluorescentes

Cependant, la question de la représentativité de la diffusion du traceur vis à vis de celle du polluant cible est plus délicate dans le cas des particules puisque la théorie régissant la dispersion des aérosols est plus complexe et fait intervenir plus de paramètres que celle relative aux gaz

En effet l'utilisation d'un gaz traceur tel que le SF6 s'avère pertinente uniquement dans la gamme de taille de particules inférieure à 10 µm. Même en se plaçant dans cette gamme de taille, des problèmes demeurent

- à proximité de la source car il est difficile de s'assurer que le traceur et le polluant sont mélangés de manière satisfaisante ;
- à distance de la source, quand les dépôts de particules de diamètre inférieur à 10 µm au sol cessent d'être négligeables.

L'utilisation de particules phosphorescentes ou fluorescentes permet de se rapprocher du comportement réel des particules émises. Cependant, il apparaît difficile d'émettre un aérosol traceur présentant des caractéristiques physico-chimiques semblables à celles de l'aérosol réellement émis et donc d'en reproduire fidèlement la dispersion. Ces raisons expliquent pourquoi le traçage est peu mentionné dans les références récentes.

3.2.3. COUPLAGE AVEC LA MODELISATION DE LA DISPERSION

3.2.3.1. METHODE AU VENT / SOUS LE VENT

Cette méthode consiste à réaliser des mesures par prélèvements intégratifs en des points ponctuels placés dans l'environnement en amont et en aval de la source à caractériser. En soustrayant la concentration mesurée en amont de la source qui correspond au bruit de fond à celle mesurée en aval de la source, on détermine une concentration d'enrichissement due à la source. Cette concentration est alors associée à un modèle de dispersion pour déterminer le flux d'émission de la source. Cette méthode est considérée comme étant la plus simple à mettre en œuvre mais également la plus approximative puisqu'elle s'intéresse à une portion très limitée de l'aérosol et qu'elle ne permet pas de prendre en compte les variations spatio-temporelles des conditions météorologiques.

3.2.3.2. MODELISATION INVERSE / RETRO MODELISATION

Cette approche est une version très améliorée de la méthode au vent / sous le vent puisqu'elle met en œuvre une acquisition en continu des données et permet de caractériser plusieurs sources à la fois. Elle est basée sur l'acquisition de nombreuses données de concentrations et météorologiques mesurées au même moment dans l'atmosphère autour d'une ou de plusieurs sources afin d'estimer par calcul les émissions d'une ou plusieurs sources.

Contrairement à son intitulé, cette méthode ne repose pas sur une inversion des équations de mécaniques des fluides. Le modèle de dispersion est utilisé en réalité de manière directe¹ pour évaluer les facteurs de dispersion reliant l'émission à la concentration.

Pour ce faire, des hypothèses sont faites sur la source d'émission diffuse (formes, hauteur, vitesse et température au point d'émission) à laquelle on attribue un facteur d'émission théorique (souvent unitaire ex : 1 g/h). Compte tenu de ces paramètres et des données météorologiques enregistrés localement, on calcule pour chaque période de mesure (t) le facteur de dispersion propre reliant chaque couple «émetteur (ei) / récepteur (ri)».

$$C_{ei,ri,t} = \alpha_{ei,ri,t} \times E_{ei,ri,t} \quad \text{Équation 21}$$

¹ Détermination d'une concentration dans l'environnement résultant d'un calcul de dispersion d'une émission atmosphérique.

Pour chaque période de mesure et récepteur, le rapport des concentrations mesurées sur $\alpha_{ei,ri,t}$ permet de calculer les émissions de/des sources étudiées.

En pratique, la mise en œuvre de cette méthode repose sur différentes étapes :

- Etape 1 : Hypothèses sur la source (formes, hauteur, vitesse et température au point d'émission) et de sa dispersion dans l'environnement compte tenu des observations de terrains (rose des vents locales).
- Etape 2 : Mise en place de points de mesure en amont et en aval de cette source et d'une station météorologique. On cherchera à positionner les capteurs de telle sorte que chaque capteur ne soit pas sous l'influence de la même source au même moment. L'emplacement des récepteurs peut être évalué en utilisant le modèle de dispersion et l'historique des données météorologiques du site. Ces mesures devront être réalisées avec une résolution temporelle importante.
- Etape 3 : Campagnes de mesures dans l'environnement (concentration et météorologie). On cherchera à réaliser des mesures sur un période longue (1 à 2 mois) et avec des mesures en continu à forte résolution temporelle.
- Etape 4 : Validation des hypothèses faites sur la dispersion de la source dans l'environnement compte tenu de l'analyse des roses des vents et des concentrations mesurées dans l'environnement. Vérification de la non corrélation des mesures pour écarter l'impact possible du bruit de fond sur les mesures. Une étude graphique de corrélation des concentrations mesurées dans l'air ambiant est réalisée. Elle consiste à représenter les concentrations horaires mesurées en chaque récepteur les unes par rapport aux autres et permet d'évaluer l'impact du bruit de fond. Si les concentrations mesurées en plusieurs récepteurs sont très corrélées, elles sont fortement influencées par le bruit de fond. La méthode n'est alors pas applicable.
- Etape 5 : Calcul du facteur de dispersion pour chacun période de mesure (résolution temporelle). Ce calcul est réalisé pour chaque couple «émetteur (ei) / récepteur (ri)» à l'aide du modèle de dispersion dans lequel sont implémentés : les paramètres d'émission définis à l'étape 1, la position des récepteurs (points de mesure), les conditions météorologiques enregistrées pendant la campagne de mesure (étape 3).



Dans le cas de plusieurs sources, vérification de la non corrélation des facteurs de dispersion entre eux est nécessaire. Pour se faire, l'indépendance des facteurs de dispersion des sources doit être évaluée. Les sources sont considérées comme indépendantes si la corrélation des $R_\alpha < 0.5$. Si deux sources sont corrélées ($R_\alpha > 0.5$), elles doivent être combinées ou l'une d'entre elles doit être négligée. Une telle observation peut également amener à la modification de la stratégie de mesurage.

- Etape 6 : Calcul du flux d'émission en chacun des points de mesure pour chaque période de mesure.
 - Dans le cas d'une source d'émission unique, l'émission est calculée à partir des facteurs de dispersion calculés et des concentrations mesurées (régression linéaire) :

$$e_i = c_{ir} / \alpha_{ir} \quad \text{Équation 22}$$

- Dans le plusieurs sources, la démarche est la même que dans le cas d'une unique pour le calcul des facteurs de dispersions. Mais les flux d'émissions sont calculés par la recherche du modèle statistique permettant d'expliquer les mesures réalisées sur le terrain.

Une analyse des résidus est par la suite réalisée en comparant les données de concentrations obtenues en multipliant le flux d'émission par le facteur de

dispersion à celles mesurées sur le terrain. Cette analyse permet de déterminer les périodes de mesure lors desquelles l'évolution des concentrations dans l'air ambiant est bien décrite (répartition normale de résidus), i.e. les périodes où les débits d'émission sont constants. La démarche de détermination de flux peut par la suite être renouvelée sur cette période pour disposer du flux d'émission moyen sur la période constante d'émission.

$$C_i = \alpha_{iA} E_A + \alpha_{iB} E_B + \dots + \alpha_{iX} E_X$$

On cherche à trouver le meilleur modèle statistique :

$$C_1(t_0) = \alpha_{1A} E_A + \alpha_{1B} E_B + \dots + \alpha_{1Q} E_Q$$

$$C_2(t_0) = \alpha_{2A} E_A + \alpha_{2B} E_B + \dots + \alpha_{2Q} E_Q$$

...

$$C_6(t_n) = \alpha_{6A} E_A + \alpha_{6B} E_B + \dots + \alpha_{6Q} E_Q$$

Cette méthode a été discutée et évaluée dans le cadre de travaux de normalisation européen qui a abouti à la publication d'un texte normatif (NF EN 15445 2008).

Ce texte rappelle le principe de la méthode et définit son champ d'application. La norme NF EN 15445 2008 consiste à qualifier en mettant en œuvre la méthode de modélisation inverse, les débits d'émissions diffuses de sources de particules fines (<10 µm) et grossières (>10 µm), d'installations et de zones industrielles. Elle ne permet pas de quantifier en valeur absolue les débits d'émission de particules, mais d'identifier et de hiérarchiser les sources diffuses prédominantes sur un site.

La campagne terrain doit permettre l'acquisition d'une population suffisante de données afin de réaliser ultérieurement une analyse statistique. Elle doit donc durer au moins quatre semaines, le pas de temps d'acquisition ne doit pas dépasser 1h. Si la technique de mesure est différente de la méthode de référence décrite dans la norme EN 12341 (EN 12341 2000), une campagne de mesurages comparatifs avec un échantillonneur de référence doit être réalisée afin de déterminer le facteur de conversion entre les deux méthodes.

Le nombre de points de prélèvement dépend de l'implantation et du nombre de sources identifiées. Les points de mesure appelés également « récepteurs » doivent être positionnés de façon représentative au regard des zones d'impact des sources (entre les sources et dans l'axe de direction préférentielle du vent). La distance entre les sources et les points de prélèvement est comprise entre 50 m et 300 m.

Cette norme fournit, pour la détermination des débits d'émission une incertitude de répétabilité pour les particules fines (9-18%) et grossières (5-21%) ainsi qu'une incertitude de reproductibilité 14-92% pour les particules fines et 7-97% pour les particules grossières. Si les valeurs d'incertitude de reproductibilité peuvent paraître élevées, cette méthode présente l'intérêt d'avoir été évaluée en termes d'incertitude et de faire l'objet d'un texte normatif, ce qui n'est pas le cas d'un certain nombre d'autres méthodes. Elle permet en outre d'évaluer l'ensemble des émissions diffuses sur un site industriel sous réserve que toutes les sources aient été identifiées au préalable. Il est d'autre part intéressant de noter que compte tenu de ces résultats d'évaluation, cette méthode conserve un but qualitatif d'étude des émissions diffuses et ne prétend pas permettre l'obtention de valeurs absolues de facteurs d'émission. Les limites de détection pouvant être atteintes par cette méthode n'y sont pas précisées. .

Les paramètres influant sur les résultats sont :

- la position des points de prélèvement ;
- la capacité du modèle de dispersion à décrire les émissions diffuses du site (l'analyse des résidus permet de vérifier ce point);

- la représentativité de la période de prélèvement au regard du fonctionnement du site ;
- les sources d'émissions diffuses prise en compte dans la modélisation.

Cette méthode considère par défaut un flux d'émission continu et constant pendant toute la durée des mesure, elle ne permet de tenir compte *a priori* du caractère ponctuel et variable qui est très caractéristique des émissions diffuses.

Peu d'informations sont fournies dans la norme sur les caractéristiques attendues pour le modèle de dispersion. Il n'est par exemple pas précisé si l'utilisation d'un modèle de dispersion spécifique des émissions diffuses est pertinente ou non.

Cette méthode permet d'estimer et de hiérarchiser les émissions diffuses d'une ou plusieurs sources diffuses identifiées sur un site industriel. La norme décrit un champ d'application limité aux particules mais, de notre point de vue, son utilisation peut être étendue au gaz.

La mise en œuvre de cette méthode pour la caractérisation de sources diffuses de particules sur un site intégré de production du secteur de la sidérurgie est décrite dans deux références (Vrins and Schulze 1996; Vrins and Schofield 2000). Elle a consisté à diviser le site en une dizaine de zone « émissives » et à sélectionner quatre points récepteurs où ont été positionnés des compteurs optiques de type Osiris permettant un suivi en continu de la concentration en particules totales, PM10, PM2.5 et PM1. Nous rappelons ici que ces compteurs optiques fournissent une valeur estimée et non absolue de la concentration massique. Les résultats obtenus par ces appareils ont été comparés à ceux d'une microbalance TEOM qui fournit une mesure directe de la concentration massique en particules, cette comparaison a montré une bonne cohérence entre les courbes de concentrations obtenues avec les deux techniques.

La modélisation de la dispersion a été réalisée en utilisant le modèle Fugitive Dust Modelling (FDM) spécifique à la dispersion des émissions diffuses. Cette étude a permis d'évaluer le flux d'émission diffuse de 11 sources identifiées sur le site. L'incertitude associée à ces résultats n'est pas précisée.

Cette méthode a par ailleurs été mise en œuvre pour caractériser les émissions diffuses de PM10, PM2.5 et PM1 de la zone portuaire de Tarragone en Espagne. Dans ce cas, trois compteurs optiques de type Grimm dont le principe de mesure est le même que celui des Osiris, mais permettant d'accéder à une distribution en taille plus fine, ont été utilisés. Le modèle choisi ici est une version « petite échelle » du modèle de dispersion Lagrangien « Portpuff ». Il est particulièrement adapté à la dispersion des aérosols, car il possède un module spécifique permettant de prendre en compte. Il est d'autre part caractérisé par une résolution spatiale (1 m) et temporelle (1 s) très fine. La spécificité de cette étude est que chaque source potentielle d'émissions diffuses a été étudiée indépendamment. Pour la caractérisation de chaque source, les trois analyseurs GRIMM ont été positionnés en arc de cercle, à plusieurs dizaines de mètres sous le vent de la source. Un pas de temps de 6 secondes (résolution temporelle maximale du GRIMM) a été utilisé pour l'acquisition des données de concentrations en particules et pour la modélisation de la dispersion. Les flux d'émission de quatre sources diffuses ont ainsi pu être déterminés avec une incertitude inférieure à 30% de la valeur moyenne.

4. ETUDES PARTICULIERES ET INTERCOMPARAISONS

4.1. APPEL A PROJETS ADEME « EMISSIONS DU COMPOSTAGE » LANCE EN 2006

Dans l'objectif d'améliorer les connaissances des émissions atmosphériques du compostage, l'appel à projets «Emissions du compostage » a été lancé en 2006 par l'ADEME. Les thématiques du programme 2006 s'organisaient autour de deux axes : les émissions des sites et des procédés, la métrologie dans l'environnement/l'exposition et les risques sanitaires.

Huit projets ont été sélectionnés dans ce programme. Un neuvième projet traitant du compostage mais soumis à l'ADEME via l'appel à projets de R&D « métrologie des sources fixes » (2005, DPIA) a été inclus au programme. Les études de cet appel à projets se rapportant à la thématique « émissions diffuses » sont présentées ci-après.

- Modélisation de la dispersion atmosphérique des bioaérosols de compostage (CSTB / Terralys / LBE / INRA Toulouse / CNRS / INERIS). Attente retour

- Impact environnemental des émissions liées au compostage, définition d'un protocole d'échantillonnage et évaluation de l'exposition des populations. (ARMINES (école des mines SE)) a voir

4.1.1. PROJET ADEME INERIS/TERRALYS/DIVERGENT

L'objectif principal de l'étude «Caractérisation des concentrations de particules dans l'air ambiant et identification des phases émissives en site ouvert de compostage » a été d'établir une méthodologie permettant de mettre en relation les concentrations en particules mesurées dans l'air ambiant d'un site ouvert de compostage présentant des émissions diffuses d'une part avec le mode de fonctionnement du site d'autre part et d'identifier les phases émissives qui contribuent à ces concentrations. Elle a été réalisée dans le cadre d'une convention avec l'ADEME (N°0675C0100) signée suite à l'appel à projets «Emissions du compostage » a été lancé en 2006 par l'ADEME et d'un programme d'appui de l'INERIS au Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer.

Son principe repose sur le suivi en continu des concentrations de particules dans l'air ambiant de sites ouverts de compostage de déchets verts et des activités qui s'y déroulent. Il a en effet été établi que c'est pendant les étapes de manipulation des produits appelées aussi « phases dynamiques » (mélange, transfert, retournement, criblage, chargement pour évacuation, déplacements des engins) que les émissions de particules sont les plus importantes. Ces opérations sont réalisées au moyen de machines fixes (broyeur, crible) dédiées à une tâche unique, et de machines mobiles (chargeurs) multitâches. Chaque activité est réalisée dans une zone définie du site. La collecte des données sur le terrain a été assurée par la réalisation de campagnes de mesure des concentrations en particules, des conditions météorologiques et de suivi de variables descriptives de l'activité de compostage.

Deux sites de compostage de déchets verts ont été étudiés. Sur chaque site, des campagnes, d'au moins quatre semaines, ont été réalisées en période estivale et hivernale. Elles ont eu pour objet le suivi en continu et à un pas de temps fin, des concentrations en particules par une méthode optique de mesure dite indicative, des paramètres météorologiques, des positions et du fonctionnement des machines (GPS) afin de modéliser le déroulement des phases dynamiques intervenant dans le procédé (broyage, criblage, retournement...). Ces données ont alors fait l'objet d'un traitement statistique afin de mettre en relation les concentrations en particules mesurées avec les conditions météorologiques et le déroulement des activités sur les sites. Des outils descriptifs et statistiques de traitement des données ont été mis en œuvre. L'analyse descriptive constitue une étape préalable à la modélisation statistique. Elle a pour objectif de décrire et de mieux comprendre les données disponibles et a consisté en :

- la réalisation de statistiques descriptives ;
- la représentation de l'évolution temporelle des variables de concentration sous forme de profils moyens journaliers.

Des modèles statistiques de description des concentrations mesurées en fonction des variables d'influence (conditions météorologiques, déroulement des activités) ont été construits et validés à partir des données collectées sur site. La modélisation statistique a pour objectifs de déterminer les facteurs sources des concentrations de particules (phases émissives du procédé) ainsi que les facteurs d'influence propres aux sites (configuration du site, conditions météorologiques...). Des modèles statistiques ont été construits, afin d'exprimer les concentrations de particules (variables de réponse) en fonction de ces facteurs (variables explicatives), avant d'être évalués. Les techniques utilisées sont celles de régression linéaire multiple et d'analyse de covariance, couramment employées pour expliquer les observations d'une variable de réponse par les données de plusieurs variables explicatives mixtes (quantitatives et qualitatives).

L'exploitation statistique des données a conduit à la construction de modèles explicatifs généraux et spécifiques. Les modèles généraux décrivent la moyenne spatiale des concentrations mesurées sur les 5 points du site en fonction des paramètres météo (hors direction du vent) et des variables d'activité du site. Les modèles généraux ont permis de hiérarchiser les activités et les conditions extérieures en termes d'impact sur les concentrations en particules grossières et fines mesurées. Par rapport aux modèles généraux, les modèles spécifiques comportent une variable d'entrée supplémentaire. Cette variable, la direction de vent, conditionne le caractère au vent ou sous le vent des stations de mesure par rapport aux activités. Les modèles spécifiques ont permis de

compléter les résultats obtenus par les modèles généraux en précisant si l'impact des activités sur les différentes tranches est plutôt local ou global sur le site.

Cette méthode peut s'appliquer à tout site présentant des émissions diffuses fortement dépendantes des activités en cours. Elle permet d'identifier les sources majeures d'émissions dont l'impact pourra être diminué par la mise en œuvre de mesures correctrices. L'efficacité de telles mesures pourra ensuite être évaluée en réalisant une nouvelle campagne de mesure de concentrations et en comparant les résultats obtenus avant et après la mise en œuvre des actions correctives.

4.1.2. PROJET ADEME CEVA/CEMAGREF/AIR BREIZH:

Le projet « Acquisition de données relatives aux émissions gazeuses soufrées issues du compostage des déchets des collectivités littorales » visait à pallier le manque d'études et de données relatives aux émissions de composés gazeux, et en particulier soufrés réduits, potentiellement associées au stockage et au compostage des algues ramassées sur les plages. La biodégradabilité des algues a été évaluée.

Pour les collectivités territoriales côtières, la gestion des déchets organiques revêt une dimension particulière. En effet, aux côtés des déchets verts issus de végétaux supérieurs, de nombreuses communes littorales doivent faire face à la gestion de déchets végétaux issus de la mer. Cette spécificité est très marquée dans les zones concernées par des développements eutrophiques, qui conduisent à des échouages massifs d'algues connus entre autres sous le nom de « marées vertes ». En France, le littoral Manche-Atlantique ainsi les lagunes méditerranéennes sont particulièrement concernés par ce phénomène récurrent.

Sur le littoral breton, les quantités d'échouages collectées annuellement avoisinent en moyenne les 50 000 tonnes (CEVA, 2006). Pour mémoire, en 2001 et pour la totalité de la région Bretagne, la quantité de déchets verts compostés est de 140 300 tonnes (ADEME, 2003). Les destinations des algues ramassées à l'état d'échouage sont l'épandage en flux tendu sur terres agricoles ou le co-compostage avec des déchets lignocellulosiques avant revalorisation agronomique.

Du fait de leur métabolisme particulier, les algues présentent une composition élémentaire différente des végétaux terrestres, avec en particulier une forte teneur en sulfates (Percival et Mc Dowell, 1967) et en sulfures (Yoch, 2002). Elles sont donc susceptibles de produire au cours de leur décomposition des volumes conséquents de composés soufrés gazeux, dont le sulfure d'hydrogène, le disulfure de carbone et des vapeurs de diméthylsulfure. Ces émanations sont sources de nuisances olfactives et peuvent créer un risque d'intoxication aiguë ou chronique par inhalation (INRS, 1997).

Le compostage des végétaux marins a peu mobilisé l'intérêt des chercheurs, alors que l'impact environnemental du compostage des déchets verts issus de végétaux supérieurs est somme toute assez documenté.

L'étude réalisée comprend 3 volets :

- une approche modèle de caractérisation des émissions gazeuses au laboratoire et au pilote ;
- une mesure des émissions gazeuses sur site avec un tunnel ventilé dont le principe est similaire à celui de tunnel à vent pour les particules ;
- un suivi environnemental au voisinage de sites de compostage en andains libres.

Des mesures d'émissions sur site en conditions réelles ont été réalisées. En l'occurrence, les données de la littérature étaient inexistantes pour le compostage de mélanges d'algues et de déchets verts broyés. Les facteurs d'émission calculés sont représentatifs de la première phase du compostage (première semaine ou quinzaine), plus que des émissions globales de la plate-forme. Par ailleurs, la plate-forme étudiée n'était pas exploitée dans des conditions représentatives de ce qu'on peut appeler compostage, s'agissant d'un andain tabulaire de grandes dimensions, sans retournement. Les mesures d'émissions révèlent donc des conditions de biodégradation presque anaérobies, avec de fortes émissions de méthane. De ce fait, les facteurs d'émissions mesurés

sont peu comparables à ceux obtenus en pilote avec une aération du produit beaucoup plus efficace.

Au vu des résultats et des observations, une voie d'amélioration prioritaire du traitement par compostage des algues et de réduction des émissions gazeuses associées réside dans l'augmentation de la fréquence des retournements et potentiellement côté prétraitement des algues afin de réduire la formation d'agrégats favorables à l'installation des processus anaérobies.

4.1.3. PROJET ADEME ARMINE

Le projet ARMINES « Impact environnemental des émissions liées au compostage, définition d'un protocole d'échantillonnage et évaluation de l'exposition des populations » proposé par l'Ecole des Mines Saint Etienne concerne l'analyse des COVNM (Composés Organiques Volatils Non Méthaniques) et des molécules odorantes et/ou toxiques (H₂S et autres soufrés, NH₃ et amines, etc) issus du compostage de déchets. L'étude a été effectuée chez des particuliers et sur un site de compostage qui ne démarrera son activité qu'au printemps prochain.

Les objectifs de ce projet sont :

- De proposer un protocole d'échantillonnage utilisant une chambre à flux afin de quantifier les émissions diffuses : la forme de la chambre et les conditions d'utilisation seront définies grâce à une modélisation des conditions aérodynamiques dans la chambre (logiciel Fluent).
- De comparer qualitativement et quantitativement les émissions, notamment des traceurs, lors du compostage individuel et en site industriel (mesures par μ TD/ μ GC/MS et ATD/GC/MS).
- D'analyser l'évolution des émissions en fonction des conditions météorologiques et de l'état de maturation du compost.
- D'évaluer le bruit de fond et l'exposition des populations à partir de mesures autour du site avant et lors de l'exploitation (couplage d'une dispersion gaussienne et de SIG).

4.1.4. PROJET ADEME EMIBIO

Le projet « Etude des déterminants des Emissions de BIOaérosols générés par le compostage des déchets » (EMIBIO) soumis en réponse à l'Appel à Propositions de Recherche et Développement lancé par l'ADEME en juin 2006, s'intègre dans le cadre du programme « Risques sanitaires et environnementaux des émissions de la filière du compostage des déchets organiques ». L'objectif final de ce programme de recherche est de disposer d'outils de mesurage, de modélisation, de prévention et d'évaluation des impacts sanitaires et environnementaux liés au compostage. Les thématiques du programme 2006 s'organisaient autour de deux axes : les émissions des sites et des procédés, la métrologie dans l'environnement/l'exposition et les risques sanitaires. Le projet EMIBIO répond principalement au premier axe et apporte des éléments quant à l'évaluation de l'exposition (deuxième axe).

L'objectif du projet EMIBIO est d'identifier des déterminants des émissions de bioaérosols lors du compostage en lien avec la dynamique des populations bactériennes et fongiques dans les composts.

Le projet permet ainsi à l'ADEME de disposer de données sur les déterminants des émissions de bioaérosols issus du compostage des déchets et par suite d'identifier des leviers de réductions des émissions. L'approche pluridisciplinaire proposée par le projet de recherche est issue de l'association des compétences de quatre partenaires : le Cnam IHIE-SSET Ouest, Veolia Environnement Recherche et Innovation, la Chaire de Biologie du Cnam Paris et l'UMR Ecologie microbienne du CNRS de l'université de Lyon. La coordination du projet est assurée par le Cnam IHIE-SSET Ouest.

Le projet se décline en quatre lots correspondant pour chacun à un objectif spécifique :

- **Lot 1** : Concevoir et mettre au point un système de pilotes qui permette de reproduire les procédés de compostage, intégrant les actions mécaniques telles que le criblage et le retournement d'andains.

- **Lot 2** : Mettre au point les méthodes nécessaires à l'échantillonnage et la quantification des micro-organismes dans les composts et dans l'air.
- **Lot 3** : Evaluer l'extrapolation de l'échelle des pilotes à l'échelle de sites de compostage.
- **Lot 4** : Etudier les déterminants des émissions de bioaérosols en pilotes.

Les études ont été réalisées en conditions contrôlées afin de maîtriser les paramètres des procédés de compostage (aération, température, retournement, ...) et pouvoir comparer les facteurs étudiés dans des conditions égales par ailleurs. Les systèmes clos des pilotes de compostage permettent en outre d'estimer des flux d'émissions.

Les effets de deux déterminants de la dynamique des populations microbiennes des composts et des émissions de bioaérosols ont été étudiés : la nature des matières compostées (déchets verts, boues, biodéchets) et le procédé de compostage (aération minimale et aération optimale).

Les microorganismes étudiés sont les champignons, les bactéries et les actinomycètes thermophiles. Les méthodes culturales et moléculaires quantitatives et qualitatives d'analyse des micro-organismes sont combinées et comparées.

4.1.5. PROJET ADEME EMISITE (AOUT 2008)

Ce projet avait pour but de concevoir et d'évaluer différentes méthodes de mesure des émissions gazeuses surfaciques au niveau de deux plateformes de compostage.

Différents travaux ont été conduits antérieurement à cette étude concernant le développement de méthodes de mesure spécifiques à certaines sources surfaciques: chambres à accumulation ou à flux au niveau d'andains de compostage, chambre à accumulation ou modélisation inverse au niveau d'un tas de fumier (Sommer, McGinn et al. 2004), etc. Une étude d'intercomparaison de différentes méthodes pour la mesure du méthane ou de l'ammoniac (chambre à flux, méthode par gaz traceur, etc.) a également été réalisée au niveau d'une plate-forme de compostage de déchets verts (Garibay and Wang 2002). Cette étude montre que les résultats obtenus à l'aide des différentes méthodes pouvaient être concordants.

Ce projet a rassemblé l'expertise du CEMAGREF, de l'INERIS, de NUMTECH et de TRACE ENVIRONNEMENT. Les méthodes qui ont été testées sont les suivantes:

- la chambre à accumulation,
- la chambre à flux,
- le tunnel ventilé dont le principe est similaire à celui de tunnel à vent pour les particules,
- la modélisation inverse avec mesures à l'aide d'un DOAS UV-Visible.

Ces méthodes ont été mises en œuvre au niveau de deux sites industriels de compostage: en avril 2007 sur une installation de compostage en andains d'ordures ménagères prétraitées et en octobre/novembre 2007 sur une plate-forme de co-compostage de boues d'épuration en casiers aérés.

La méthode de mesure par chambre à accumulation s'est révélée très intéressante pour obtenir rapidement la répartition au moins qualitative des émissions à l'échelle d'un andain. Elle est cependant très sensible aux conditions extérieures et notamment au vent dans le cas de matériaux grossiers (étanchéité difficile à obtenir).

Les chambres à flux et tunnels à vent se sont révélés par contre plus lourds à mettre en œuvre ce qui limite le nombre total de mesure pouvant être obtenues à l'échelle d'une journée.

Les trois méthodes citées ci-dessus ont cependant conduit à des résultats très nettement différents. Pour ce qui est de la chambre à accumulation, les hypothèses formulées sont que cette méthode mesure les émissions diffusives et convectives. Des tests réalisés par l'INERIS en conditions contrôlées ont également montré que l'écart entre les flux mesurés et les flux générés pouvaient être de l'ordre de 5 à 10 % en l'absence de vent, mais pouvaient être de l'ordre de 15 % avec des vitesses de vent plus élevées. Si la méthode rend bien compte de la variabilité spatiale des émissions, les résultats obtenus à l'aide d'une chambre à accumulation doivent être relativisés en fonction de la porosité et de l'hétérogénéité du substrat mais également de la vitesse du vent le jour des mesures.

Pour ce qui est de la chambre à renouvellement et du tunnel ventilé, on peut considérer que leur mode de fonctionnement (appareillage, dépression au sein de la chambre, écoulement thermique, etc.) est susceptible de générer des perturbations au niveau des émissions surfaciques conduisant à une surestimation des flux par rapport à la chambre à accumulation.

Pour l'ensemble des trois méthodes de mesure directe, il apparaît que les perturbations de surface occasionnées lors de la mise en œuvre de l'appareillage sont susceptibles d'occasionner une modification des flux émis et mesurés.

La méthode par modélisation inverse à l'aide de mesures DOAS s'est révélée également lourde à mettre en œuvre (alimentation électrique, alignement, etc.) mais moyennant des conditions favorables, peut permettre d'évaluer correctement les niveaux émis. La mise en œuvre de cette méthode a permis d'identifier différents éléments clés d'une telle campagne:

- la prise en compte et l'évaluation du bruit de fond local est nécessaire pour que les résultats de la modélisation soient fiables et utilisables,
- les travaux de modélisation sont réalisés en faisant l'hypothèse que les flux sont émis de manière homogène et constante; ces deux points sont à relativiser dans le cadre des andains de compostage. Ceci peut générer un biais important dans la méthode,
- le positionnement du faisceau de mesure de l'instrument doit être sélectionné avec précaution. Il doit être suffisamment éloigné des sources pour s'affranchir des effets de turbulences dus aux différents bâtiments existant mais également afin de garantir une distance de dispersion suffisante pour que les résultats puissent être comparés à des travaux de modélisations à partir de modèles gaussiens.

Un autre avantage de cette méthode réside dans le fait qu'elle évalue les émissions d'un site dans sa globalité en termes de dimensions mais également de conduite (retournement d'andains, aération, etc.) et peut de ce fait permettre de qualifier et de différencier les phases les plus émissives du procédé. L'analyse comparative des méthodes est présentée dans le tableau suivant:

Tableau 26: ADEME Emisite – comparatif des méthodes

	Adapté à une mesure des émissions:			Possibilité de suivi dans le temps	Facilité et contraintes de mise en œuvre	Conditions favorables ou défavorables	Sensibilité (avec les analyseurs employés), représentativité	Points critiques
	Ponctuelle	D'un andain	D'un site					
Chambre à accumulation	Oui	Oui	Non pour les sources "dynamiques" (retournements)	Non, sauf succession de mesures ponctuelles (1/2 heure: voir influence retournement sur site A)	Autonomie électrique, rapidité de la mesure (50 à 100 points par jour)	Vent nul à faible (sensible aux sautes de vent dans le cas d'un matériau très perméable)	Sensibilité adaptée, limite pour CH4 sur site B. Flux minorés sur matériau très perméable (méthode mise au point sur sols plus ou moins argileux)	Perméabilité du matériau (facteur correctif à appliquer) Vent
Chambre à renouvellement	Oui	Oui, avec beaucoup de points	Non pour les sources "dynamiques" (retournements)	Oui, sur une période de l'ordre de la journée	Alimentation électrique Durée de la mesure	Vent modéré	Sensibilité adaptée, limite pour CH4 sur site B Représentativité à préciser	Contrôle des conditions de prélèvement (pression)
Tunnel à balayage	Oui	Oui	Non pour les sources "dynamiques" (retournements)	Oui, sur une période de l'ordre du jour	Alimentation électrique Durée de la mesure	Vent modéré	Sensibilité adaptée, limite pour CH4 sur site et N2O sur site A. Représentativité à établir, perturbation du champ de pression autour de l'andain	Contrôle des conditions de prélèvement (pression)
Suivi DOAS et modélisation inverse	Non	Oui si isolé	Oui si isolé	Oui, si périodes d'émissions distinctes suffisamment identifiées	Alimentation électrique Installation du DOAS à l'extérieur du site	Direction du vent	Sensibilité adaptée (NH3). Pour l'essai réalisé, mesures DOAS fortement influencées par le niveau de fond du site	Distance du DOAS au site

4.1.6. PROJET ADEME AROME

L'objectif du projet AROME, mené par SUEZ Environnement, l'INERIS, l'IRSN et NUMTECH était de valider et d'ajuster un modèle de dispersion atmosphérique en vue de son application réglementaire dans le domaine des odeurs. En effet, l'arrête « compostage » du 22 avril de 2008 a défini des nouvelles règles pour limiter les émissions d'odeurs des sites de compostage en France. Cet arrêté suit la tendance de la réglementation « odeurs » au niveau international et préconise de contrôler, à l'aide d'une modélisation de la dispersion atmosphérique, le non-dépassement dans l'environnement, dans un rayon de 3 000 m et pour une fréquence donnée, de la valeur de concentration d'odeurs de $5 \text{ ou}_E \cdot \text{m}^{-3}$.

L'utilisation de la modélisation de la dispersion permet de quantifier l'impact olfactif d'un site à partir de la connaissance des émissions, de la météorologie et des caractéristiques du site et de son environnement. Or, à l'inverse des Etudes de Risques Sanitaires pour lesquelles de nombreuses validations de la méthodologie existent dans la littérature, aucune évaluation n'a encore été menée pour la modélisation de la dispersion des odeurs.

La validation d'un modèle de dispersion atmosphérique et son application dans le cadre de la réglementation « odeurs » a reposé sur la comparaison de résultats de mesures d'odeurs dans l'environnement et de résultats de simulations numériques de la dispersion à partir de données d'émission des sources.

Dans le cadre du projet AROME, deux campagnes de mesure ont été réalisées sur deux sites de compostage. Sur l'un des deux sites, les sources d'émissions étaient surfaciques diffuses car l'activité de compostage était réalisée à l'air libre. Aussi, les mesures de flux d'émission à la source ont été réalisées à l'aide de chambres à cheminée placées sur les andains en compostage avec insufflation d'air.

Les mesures de flux d'émission à la source et les mesures de concentrations dans l'environnement des paramètres suivant : odeur, NH_3 , TRS et traceur passif exogène (SF_6), ont été réalisées simultanément, afin d'être comparées. Les résultats de ces mesures ont ensuite été utilisés pour effectuer la modélisation de la dispersion des odeurs.

4.2. AUTRES PROJETS ET ETUDES

4.2.1. PROJET ADEME VEOLIA (DECEMBRE 2008)

Ce projet piloté par VEOLIA CRPE avait pour but d'évaluer pour la première fois les capacités métrologiques de différentes méthodes de mesure des émissions de méthane au niveau des centres d'enfouissement. Cette étude a permis de rassembler différentes compétences internationales et les méthodes testées ont été les suivantes:

- Radial Plume Mapping (ARCADIS – USA),
- Static and Dynamic Plume Method (ECN – Pays Bas),
- Modélisation inverse (INERIS – France),
- IR-DIAL (NPL – Royaume Uni),
- Airborne Laser Methane Assessment (Pergam – Suisse)

Il est à noter que les méthodes proposées par le NPL et l'INERIS n'avaient jamais été mise en œuvre auparavant sur ce type de source.

Ces méthodes ont été testées suivant deux aspects:

- leur capacité à localiser les zones émissives,
- leur capacité à mesurer les flux émis (au niveau d'une zone test et du site en sa globalité).

Si les méthodes fournissent des résultats comparables en termes de répartition des émissions, les flux de méthane évalués diffèrent grandement et deux catégories de méthodes semblent se différencier: celles utilisant un modèle de dispersion et les mesures optiques directes (DIAL et RPM).

Au regard des critères de classification définis par les auteurs, il semble qu'aucune des méthodes testées ne réponde à l'ensemble des objectifs à atteindre. Si certaines se révèlent performantes sur l'évaluation des flux émis, leurs performances en ce qui concerne la localisation des zones émissives majeures semblent limitées. De plus, la complexité de la plupart de ces méthodes et les différents points clés de la mesure (temps de mise en œuvre, disponibilité commerciale, transposabilité à d'autres sites, etc.) conduisent pour chacune des méthodes à une limitation de l'applicabilité. Il semble donc ressortir de cette étude que les objectifs à atteindre (localisation des sources, évaluation des flux, financement disponible, etc.) sont les éléments qui majoritairement conduisent à la sélection d'une de ces méthodes.

Ainsi, les résultats obtenus par chacune des méthodes concernant le flux total de méthane émis sont présentés dans la figure suivante:

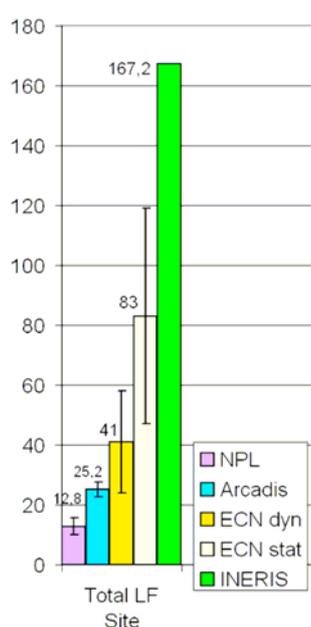


Figure 29: Flux globaux de méthane mesurés par les différentes méthodes

A titre de comparaison, le site a déclaré en 2007 une émission totale de 59 g_{CH4} /an et de 69 g_{CH4}/an pour l'année 2008. Au regard de ces informations, si les méthodes utilisant un modèle de dispersion gaussien surestiment les flux globaux, les méthodes basées sur des mesures directes semblent quant à elles sous-estimer ces mêmes flux.

Si les mesures directes permettent d'obtenir des résultats avec une incertitude raisonnable, leur capacité à couvrir l'intégralité d'un site étendu semble limitée. Pour la méthode RPM, sauf augmentation du temps de mesure, la couverture des mesures au niveau d'un casier ne permet pas de bien évaluer l'intégralité de la surface et certaines émissions peuvent avoir été non détectées (zones de fuites spot en dehors de la zone couverte par les mesures, émissions au niveau des pentes des casiers, etc.). Pour la méthode DIAL, il semble que les limites de détection de la méthode engendrent une sous-estimation des flux au niveau des casiers fermés (concentrations inférieures aux limites de détection) mais également au niveau des zones émissives principales (pas de mesure en dessous de 4 mètres de haut, donc sous estimation des émissions présentes au ras du sol). D'autre part, la difficulté de cette méthode réside également dans sa capacité à trouver des fenêtres de tir suffisantes et optimales pour pouvoir couvrir l'ensemble du site.

Pour ce qui est des méthodes utilisant un modèle de dispersion, il semble que les incertitudes sur les flux soient directement liées au modèle. Ceci peut être expliqué par:

- une mauvaise paramétrisation du modèle au regard des conditions atmosphériques réelles lors des mesures,
- une mauvaise adaptation des modèles gaussiens aux échelles de distance courtes (< 500 mètres); l'utilisation de modèles lagrangien pourrait se révéler plus adaptée à ce type de mesures,
- des conditions météorologiques peu favorables lors des mesures (vent relativement faible et direction changeante).

Pour ce qui est des capacités de localisation des sources mais également de détermination des flux émis au niveau d'une source particulière (casier précis par exemple), les travaux réalisés dans le cadre de cette étude ont permis de dresser l'analyse suivante, pour chacune des méthodes:

- Radial Plume Mapping: méthode de mesure directe très performante, instrumentation légère mais temps de mise en œuvre long et compétences fortes en optique nécessaires. L'appareillage utilisé permet d'obtenir des mesures de concentrations en méthane avec une forte sensibilité (limite de détection de quelques ppb) et grande précision (incertitude de l'ordre de 10%). Par contre, cette méthode est confrontée à certaines limitations lors de son implantation sur le terrain. Ainsi, la stabilité du vent (en termes de vitesse comme de direction) sur des échelles de temps de l'ordre de quelques heures est un point clé de la méthode. De part sa mise en œuvre, la couverture d'une grande surface est assez délicate et certaines émissions "spot" peuvent ne pas être détectées. La mesure des émissions au niveau des pentes de casier est très difficile; au niveau d'un casier en cours de remplissage, les émissions peuvent être sous-estimées dans le cas où la hauteur des capteurs n'est pas suffisante pour couvrir l'ensemble du panache émis,
- dynamic / static plume: méthode de mesure performante utilisant un modèle de dispersion avec temps de mise en œuvre rapide. L'utilisation d'un modèle gaussien semble ne pas être optimale compte tenu des conditions de mesure (distances courtes, relief variable, présence d'obstacles à la dispersion). La méthode est également sensible aux variations de direction des vents, mais le matériel étant embarqué, ceci peut être rapidement résolu en déplaçant le matériel. La méthode est cependant limitée par la présence de routes et voies d'accès carrossables à proximité des sources et suivant des directions les plus favorables par rapport aux vents,
- modélisation inverse: même si elle était mise en œuvre pour la première fois au niveau d'un CET, cette méthode de mesure s'est révélée performante mais l'utilisation d'un modèle de dispersion conduit à des incertitudes semble-t-il importantes. Si la mesure du méthane en elle-même est sensible (limite de détection de quelques ppb) et d'une grande précision (incertitude de l'ordre de 10%), l'utilisation de ces données au travers d'un modèle de dispersion gaussien semble conduire à des résultats surestimés. Ceci peut être lié à la grande dépendance de la méthode aux données météorologiques stables et favorables (vitesse des vents significative et direction stable). Le matériel étant embarqué dans un véhicule léger, cette méthode s'est révélée très intéressante pour rapidement détecter et localiser des sources d'émission "spot". L'utilisation d'autres modèles de dispersion (Lagrangien notamment) pourrait diminuer les incertitudes associées aux résultats,
- IR-DIAL: cette méthode optique permet de construire des cartes de niveaux de concentration en 2D / 3D à partir d'un emplacement fixe. La distance de mesure peut être de 150 à 1500 mètres. Si cette méthode de détection du méthane est relativement sensible et précise, la mise en œuvre de l'équipement est assez complexe et nécessite la présence de personnel hautement qualifié. En termes d'aléas de terrain et pour des raisons d'accès de l'instrument (camion de 20 tonnes), cette méthode ne peut être mise en œuvre qu'au niveau de sites relativement plats et bien desservis par des voies d'accès. La présence d'obstacles (arbres, bâtiments, etc.) dans la fenêtre de tirs souhaitée peut être limitant. L'une des contraintes les plus importantes réside dans l'obtention de conditions de vents stables au cours des mesures, soit sur une durée d'une demi-heure ou d'une heure. Si cette méthode est performante de par le fait qu'elle réside en une mesure directe des concentrations au sein des panaches, son application elle peut être limitée au niveau des casiers peu émissifs

(concentrations inférieures au seuil de détection). De plus, l'instrument ne peut mesurer sous une hauteur de 4 mètres. Par conséquent, une fraction non négligeable du panache située près du sol peut être sous-estimée lors des mesures.

Ce rapport d'étude a été transmis pour relecture à 4 experts internationaux. Les différents avis/remarques présentés en annexes fournissent une interprétation plus complète des résultats de l'étude. Si quelques points divergent entre chacun, l'ensemble des experts semble s'accorder sur les éléments suivants:

- la pertinence du programme et les résultats de l'étude pilotée par VEOLIA constituent actuellement une source importante d'éléments de comparaison concernant les différentes méthodes plus ou moins innovantes et abouties mises en œuvre,
- les résultats obtenus permettent également d'identifier les points clés à renforcer dans les études comparables à venir,
- au regard des différentes incertitudes et hypothèses retenues, aucune méthode ne semble actuellement en mesure d'être déployée à grande échelle pour la mesure "réglementaire" des flux de méthane émis,
- pour ce qui est de l'estimation des flux émis à l'échelle d'un site, il semble que la représentativité des mesures diffère entre chacune des méthodes mises en œuvre et qu'il soit de ce fait difficile de réellement conclure quant à la capacité de ces méthodes à estimer les flux globaux avec une incertitude raisonnable.

4.3. INTERCOMPARAISON ALLEMANDE PAR LE GROUPE VDI

Le groupe VDI a mis en œuvre une intercomparaison de quatre chambres en octobre 2007, afin de définir la ou les méthodes pertinentes.

Les mesures ont été réalisées sur deux sources liquides (un décanteur primaire et un bassin aéré) et une source semi-liquide (bassin de stockage des boues).

Trois chambres dynamiques ont été testées (Ecoma, GED Environnement et Odournet) et une chambre statique (IWA) (Figure 30).

La chambre IWA correspond à un bidon ouvert sur le fond et qui est progressivement introduit dans la source, l'air chassé est prélevé.

Les trois chambres dynamiques sont de conception différente : compartimentées (Ecoma et Odournet) ou non compartimentée (GED Environnement)



Figure 30 : Photographie des 4 chambres testées dans le cadre de la VDI

Une vitesse d'émission de 10 m/h est appliquée pour la chambre IWA.

Pour les chambres dynamiques, les vitesses de balayages sont différentes : 0,06 m/s (Ecoma), 0,3 m/s (Odournet) et 1 m/s (GED Environnement).

Les résultats concordent (Figure 31) pour trois chambres pour les deux sources liquides (essais 1 et 2) : à savoir, pour les chambres dynamiques d'Ecoma et d'Odournet et la chambre statique.

Par contre, lors des mesures sur la source semi-liquide, la chambre statique présente des résultats sur-estimés comparativement aux 2 chambres dynamiques (essai 3). Dans ce cas, il semble que la vitesse d'émission théorique de 10 m/h soit inadaptée.

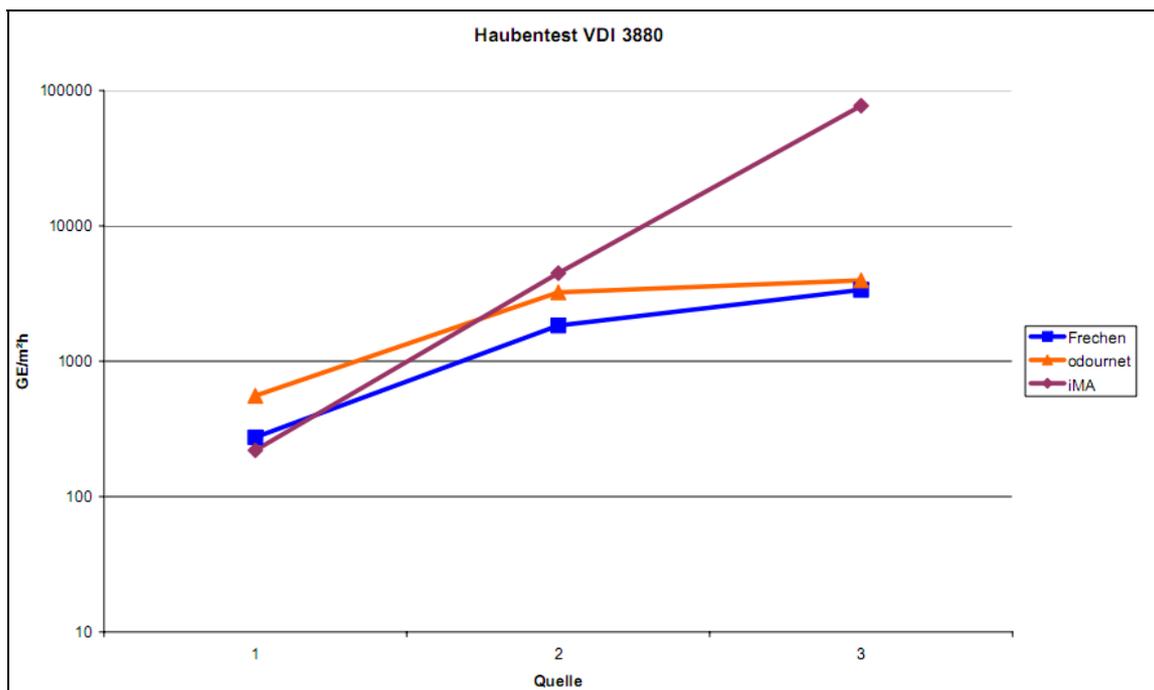


Figure 31 : Emissions par unité de surface pour 2 chambres dynamiques et une chambre statique

Pour le groupe de la VDI, ces mesures suffisent pour considérer que les méthodes les plus pertinentes correspondent aux chambres dynamiques, avec des vitesses de balayage comprises entre 0,06 et 0,3 m/s.

4.4. PROJET CSTB/INRA - MODELISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE DES BIOAEROSOLS DE COMPOSTAGE

Les sites industriels de compostage constituent une source d'aérosols microbiologiques importante dont la diversité et les impacts sanitaires et environnementaux sont aujourd'hui méconnus. L'unique mesure des bioaérosols sur les sites de compostage ne permet pas d'accéder à l'impact sur les environnements riverains. Pour cela un projet visant à modéliser la dispersion des bioaérosols de compostage a été conduit.

D'un point de vue méthodologique, les échantillons d'air ont été prélevés à l'aide d'un préleveur haut-débit sur 3 sites de compostage différents traitant notamment des boues urbaines et industrielles et des déchets verts. Les aérosols ont été caractérisés au niveau physique (concentration, granulométrie) et microbiologique (Fraction cultivable, Inventaire moléculaire (ADNr 16S et 18S), PCRq, SSCP, observation en microscopie à épifluorescence (DAPI). La dispersion dans l'atmosphère de groupes microbiens (*Actinomycètes thermophiles*, *Aspergillus fumigatus*...) et de composés chimiques d'intérêts sanitaires (mycotoxines) a été qualifiée et quantifiée. La matrice compost a également été étudiée par une approche bibliographique et par des prélèvements sur site. Une base de données regroupant 2905 séquences d'ARNr 16S a permis notamment de mieux connaître la diversité microbienne des composts.

D'autre part, des difficultés liées à la fois au manque de données sur le 'terme source' et à la grande variabilité des émissions n'a pas permis de modéliser la dispersion des aérosols issus du compostage. Cependant, ce projet sur les aérosols microbiens émis lors du procédé de compostage a permis de mieux connaître la diversité microbienne de l'air de ces environnements. Il a permis également de proposer de nouveaux indicateurs permettant d'évaluer l'impact d'un site sur l'environnement riverain : mode particulaire qui serait associé aux émissions du compostage, évolution de la structure des populations microbiennes avec la distance à la tâche.

De plus, les résultats du projet ont également montré :

- La difficulté de caractériser la dispersion par des mesures *in-situ*

- L'importance de disposer de mesure de référence pour mettre en évidence les émissions du site,
- La pertinence de l'approche multi-paramètres pour tracer l'impact des aérosols de compostage sur l'environnement riverain du site,
- La quantification pour la première fois, d'une mycotoxine d'*A. fumigatus* (fumigaclavine C) dans les bioaérosols de compostage.

4.5. PROJET ADEME CODIPESO (EN COURS DE REALISATION)

Le projet CODIPESO (COMparaison des DISpositifs de Prélèvement des Emissions Surfaiques Odorantes) est piloté par l'Ecole des Mines d'Alès, l'INERIS et l'IRSN. Il a démarré fin 2009 et doit s'achever fin 2011.

Les chambres à flux ont été conçues et développées par différents laboratoires en vue d'estimer les flux émis à l'air libre, par des sources de grandes surfaces. Le projet CODIPESO se propose d'évaluer la représentativité et la reproductibilité de deux méthodes de mesures par chambres à flux en vigueur actuellement en France et en Europe.

Les objectifs du programme sont les suivants :

- Evaluer la répétabilité et la reproductibilité en laboratoire et sur site, de deux méthodes de mesures par chambres à flux (dynamiques et à renouvellement),
- Evaluer la représentativité des résultats obtenus par ces deux méthodes en laboratoire (maîtrisant le terme source),
- Evaluer les écarts obtenus dans des conditions de mesures similaires entre les flux estimés par ces deux méthodes sur le terrain.
- Les membres du groupe de travail AFNOR « prélèvements surfaiques » participeront au programme.

Dans le programme, il est prévu de réaliser des essais :

- Sur site,
- En laboratoire.

Les essais sur site ont été planifiés avant les essais en laboratoire, afin de ne pas exclure des dispositifs dont les dimensions ne leur permettent pas d'être testés sur les bancs d'essai.

Les essais sur site se sont déroulés début octobre 2010. Huit et neuf chambres à flux ont été testées sur deux sources d'une plateforme de compostage de déchets verts et de boues de stations d'épuration : un andain en cours de compostage et un bassin de récupération des lixiviats.

Remarque : les trois chambres dynamiques testées lors de l'intercomparaison du groupe VDI ont participé aux essais sur site du programme CODIPESO.

Au préalable des essais, l'homogénéité des deux sources a été évaluée.

Les mesures réalisées au cours des essais sur site sont les suivantes :

- Prélèvements d'échantillons (3 séries par source) par sac en Nalophan pour analyses olfactométriques par deux laboratoires accrédités COFRAC (les échantillons d'une même source sont attribués à un même laboratoire),
- Prélèvements d'échantillons en sac Tedlar pour analyse sur site par l'INERIS, des composés soufrés (TRS, H₂S, méthylmercaptan, DMS), des COVT/COVNM et du CH₄,
- Mesures ponctuelles des COVT par TOTAL sur les dispositifs installés sur la source liquide,
- Suivi en continu pendant toute la durée des essais, des composés soufrés (TRS, H₂S, méthylmercaptan, DMS), des COVT/COVNM et du CH₄ sur les deux dispositifs de l'INERIS.

Le traitement et l'analyse des résultats des mesures sont en cours.

Au cours du 1^{er} semestre 2011, les essais en laboratoire seront réalisés :

- Sur le banc de simulation d'une source liquide de l'Ecole des Mines d'Alès,
- Sur le banc de simulation d'une source solide de l'INERIS.

Pour chacun des bancs, la stabilité des émissions sera vérifiée.

5. CONCLUSION

Il n'existe pas de méthode unique permettant de quantifier les émissions diffuses de poussières et de gaz liés aux activités des centres de traitement ou stockage de déchets.

On distingue d'une part, les techniques « à la source » où les mesures sont faites directement sur la source d'émission. Dans ce cas une partie de la source d'émission est caractérisée et le résultat est appliqué à l'ensemble de la source via des hypothèses confortées éventuellement par des tests sur l'homogénéité de la source d'émission.

D'autre part, les techniques dites « périmétriques » où les mesures sont réalisées autour de la source (ou des sources). Dans ce cas, le flux est attribué à la source (ou les sources) située au vent des capteurs. Des hypothèses sont alors faites sur la/les sources contributrices et leur dispersion au point de mesure.

A cette incertitude spatiale s'ajoute une incertitude temporelle. En effet, quelle que soit la technique de mesure aucune ne peut être mise en œuvre en permanence tout au long de l'année. Hors les émissions varient dans le temps. Cette variabilité pose la question de la représentativité de mesures réalisées entre une journée et deux semaines au regard des variations annuelles à l'année.

Tableau 27 : Synthèse des méthodes

§	Méthode	Nom	Type de mesure	Principe	Unité de mesure	Représentativité spatio/temporelle d'une mesure	Normes
2.1.1	1	Chambre à cheminée	A la source	Canaliser le flux d'air émis par une source surfacique dite aérée.	Flux surfacique (mg/h/m ²)	Faible représentativité spatiale de la mesure ponctuelle. Echantillonnage sur au moins 1% de la surface de chaque zone homogène. Durée d'une campagne de mesure type pour une source : une journée.	En cours d'élaboration (AFNOR)
2.1.2	2	Chambre statique ou à accumulation	A la source	Saturation d'un volume d'air clos en contact avec la source. Cette méthode permet habituellement une faible perturbation des émissions.	Flux surfacique (mg/h/m ²)	Faible représentativité spatiale de la mesure ponctuelle. Nécessité de multiplier le nombre de points de mesures (§ 2.1.6). Durée d'une campagne de mesure type pour une source : quelques heures à une semaine.	Pas de référentiel. Nombreuses publications décrivant des applications.
2.1.3	3	Chambre à flux faible	A la source	Mesure du débit de gaz émis par la source par l'isolation d'une surface et l'introduction d'un gaz vecteur inerte dans l'enceinte pour homogénéisation du milieu. Le prélèvement du mélange d'air et des composés émis s'effectue par l'introduction d'un gaz vecteur à un débit allant de 5 à 24 L/min. Le flux d'air dans la chambre est laminaire.	Flux surfacique (mg/h/m ²)	Faible représentativité spatiale de la mesure ponctuelle. Pour une source de surface < à 200 m ² , un point de mesure est réalisé tous les 30 m ² . Pour une source de surface > à 200 m ² , un échantillonnage est effectué sur 1 % de la surface. Durée d'une campagne de mesure type pour une source : une journée.	En cours d'élaboration (AFNOR)
2.1.4	4	Chambre à flux dynamique	A la source	Cette méthode consiste à collecter les gaz émis par une source par un gaz vecteur inerte entrant, produit par un ventilateur et balayant la chambre. Elle permet de simuler l'impact du vent sur la surface émettrice. Le débit d'air entrant produit par un ventilateur génère des vitesses de 0,3 à 1 m.s ⁻¹ . Le flux d'air à l'intérieur de la chambre est donc turbulent.	Flux surfacique (mg/h/m ²)	Faible représentativité spatiale de la mesure ponctuelle. Pour une source de surface > à 200 m ² , un échantillonnage est effectué sur 1 % de la surface avec un minimum de 6 points de mesure. Durée d'une campagne de mesure type pour une source : une journée.	En cours d'élaboration (AFNOR)
2.1.5	5	Tunnel à vent	A la source	Le tunnel à vent est utilisé pour estimer les émissions dues à la mise en suspension par le vent de particules déposées au sol. Celui-ci est constitué d'un volume fermé au travers duquel on aspire à un débit donné. Les particules arrachées du sol sont entraînées par le flux d'air et canalisées pour être mesurées avant d'être rejetées.	Flux surfacique (mg/h/m ²)	Faible représentativité spatiale de la mesure ponctuelle. Nécessité de multiplier le nombre de points de mesures. Durée d'une campagne de mesure type pour une source : 1 à 2 journées.	Pas de référentiel. Peu publications décrivant des applications sur le terrain.
2.2	6	Mesures aux ouvertures	A la source	Mesure des flux de polluant sortant par les ouvertures situées en partie haute de bâtiments industriels. Ces polluants sont entraînés par les mouvements d'air ascendant (aéraulique naturelle).	Flux surfacique (mg/h/m ²)	Bonne représentativité spatiale et temporelle si stratégie d'échantillonnage adaptée en fonction de la variabilité spatiale et temporelle de l'activité industrielle générant ces émissions.	Pas de référentiel et peu de publications mais préparation d'un guide technique au niveau de l'AFNOR.
3.1.2	7	Mesures périmétriques directes intégrées	A distance de la source	Mesures des concentrations de polluants dans une surface d'intersection du panache avec le plan perpendiculaire à la direction de déplacement de la masse d'air.	Flux (mg/h)	Les émissions globales des sources générant le panache étudié sont quantifiées. Pour un site réunissant plusieurs sources imbriquées, résolution spatiale différente en fonction des outils de mesures utilisés. LIDAR : information à l'échelle d'un site ou de zones d'activités. DOAS, FTIR et TDLAS : information à l'échelle d'une source ou d'un site. Une campagne de mesures dure en moyenne de 1 à 2 semaines.	Pas de référentiel. Nombreuses publications.
3.2.1.1	8	Traçage gazeux	A distance de la source	Injection d'un gaz traceur avec un débit connu en un point de la source étudiée. Sa dispersion à distance de la source étudiée devra être équivalente au polluant de la source étudiée. Mesure des concentrations du polluant et du traceur en un point sous le vent de la source.	Flux (mg/h)	La résolution spatiale sera équivalente à la dimension de la source générant le panache étudié. Durée d'une campagne de mesure type pour une source : une journée.	Pas de référentiel. Nombreuses publications.
3.2.1.2	9	Static plume dispersion	A distance de la source	Variante de méthode 8 avec plusieurs points de prélèvement fixes dans l'environnement. Ce qui permet d'évaluer la dispersion du panache.	Flux (mg/h)	La résolution spatiale sera équivalente à la dimension de la source générant le panache étudié. Durée d'une campagne de mesure type pour une source : une journée.	Pas de référentiel. Nombreuses publications.
3.2.1.3	10	Dynamic plume dispersion	A distance de la source	Variante de méthode 8 avec mesures en continu embarquées dans un engin mobile. Ce qui permet d'évaluer la dispersion du panache.	Flux (mg/h)	La résolution spatiale sera équivalente à la dimension de la source générant le panache étudié. Durée d'une campagne de mesure type pour une source : une journée.	Pas de référentiel. Nombreuses publications.
3.2.2.2	11	Modélisation inverse	A distance de la source	Réalisation de mesures en continu (mesures 1/4 horaire au minimum) des concentration d'un polluant en plusieurs points disposés autour d'une ou plusieurs sources (au vent/sous le vent). Mesure concomitante des conditions météorologiques (mesures 1/4 horaire au minimum). Après campagne de mesure traitement des données avec un modèle de dispersion et des outils statistiques.	Flux (mg/h)	La résolution spatiale sera équivalente aux nombres de sources qu'il sera possible de discriminer par le réseau de mesure mis en place. Typiquement information à l'échelle de zone d'activité. Durée d'une campagne de mesure type : deux mois.	EN 15445 pour les particules

Si les méthodes « à la source » permettent de mieux appréhender les émissions de sources particulières, la quantification des émissions de l'ensemble du site nécessitera probablement la réalisation d'échantillonnage massif sur le site, voir la mise en œuvre de différentes techniques adaptées à chacune des sources présentes sur le site.

Les méthodes « périmétriques » permettent d'appréhender les émissions à l'échelle du site, voir en adaptant les stratégies de mesures à quantifier les émissions de zones d'activités particulières. Ces techniques permettent de s'affranchir de l'incertitude liée à l'hétérogénéité de la source d'émission (échelle du site). Par contre la résolution spatiale des sources émissions est faible.

Peu de référentiels normatifs existent. Deux sont en cours d'élaboration à l'AFNOR (guides techniques sur l'utilisation des chambres à flux pour le suivi des émissions de sources surfaciques, mesures des émissions diffuses aux lanterneaux). Une norme européenne existe concernant l'évaluation des sources fugitives de poussières par modélisation de dispersion inverse.

Les chambres sont les techniques les plus utilisées à ce jour pour quantifier les émissions gazeuses de sources surfaciques solides ou liquides. Leur simplicité de mise en œuvre en font un outil privilégié des bureaux d'études. Néanmoins, une incertitude importante sur le terme source est liée à la faible représentativité de l'échantillonnage vis-à-vis de la source qui est souvent très hétérogène.

L'émergence des techniques à long trajet optique pour la mesure des gaz a permis un développement important des méthodes de mesures périmétriques directes intégrées. Ces techniques sont peu utilisées en France. Elles demandent un investissement matériel lourd et une expertise importante. Elles ont un réel potentiel en termes de quantification des émissions diffuses gazeuses totales d'un site. On pourrait également imaginer qu'à moyenne échéance des systèmes à demeure puissent être installés autour des sites, permettant ainsi de résoudre le problème de la représentativité temporelle des campagnes de mesures ponctuelles. Ces techniques permettent également de prendre en compte les émissions dues aux phases dynamiques des procédés.

Les techniques par traçage sont peu utilisées, elles semblent pourtant bien adaptées à la quantification des émissions diffuses des sources statiques mais avec l'inconvénient majeure d'utiliser des gaz à effet de serre très important. L'usage de ces techniques doit être limité à des cas où une autre approche n'est pas possible.

Les émissions particulières restent les plus difficiles à quantifier. A part le cas des émissions de particules aux lanterneaux de bâtiment où la technique de la mesure aux ouvertures semble bien adaptée, pour les autres sources la modélisation inverse semble l'outil le plus adapté à la quantification des émissions diffuses de particules d'un site, voir de différentes zones si elles ne sont pas trop imbriquées. Bien qu'entachée d'une incertitude importante, cette méthode est la meilleure technique disponible à ce jour. Elle est, par ailleurs la seule à être normalisée. Cette technique est peu utilisée en France car sa bonne prise en main demande une certaine expertise et la norme est peu didactique.

Tableau 28 : Exemple d'application des méthodes à la quantification des émissions diffuses de sources particulières

Typologie de source	Activités industriels					Particules	Gaz							
	Compostage	Stockage des déchets	Incineration	Méthanisation	Soils pollués	PM ₁₀ , PM _{2,5}	CH ₄	BTEX	COV chlorés	COV autres	NH ₃	H ₂ S par TRS	Autres soufrés	Olfactométrie
Andains - Statique	X		X	X		5	2,3,7	2,3,7	2,3,7	2,3,7	2,3,7	2,3	3	3
Andains -Retournement	X		X			11	7	7	7	7	7	8	8	
Bassins, lagunes - Aération	X	X					1,7,8	1,7,8	1,7,8	1,7,8	1,7,8	1,8	1,8	1
Bassins, lagunes - Hors aération	X	X	X				3,4,7,8	3,4,7,8	3,4,7,8	3,4,7,8	3,4,7,8	3,4,8	3,4,8	3
Biofiltres	X						1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1	1	1
Zones de broyages et criblages	X					11	7	7	7	7	7	8	8	
Casier - Recouvert		X				5	2,3,7	2,3,7	2,3,7	2,3,7	2,3,7	2,3	3	3
Casier - Remplissage		X				11	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	8	8	
Chargement/Déchargement	X	X	X	X	X	11	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	8	8	
Echanges sol/air					X	5	2,3,7,8	2,3,7,8	2,3,7,8	2,3,7,8	2,3,7,8	8	3	3
Lanterneaux/Large ouverture	X		X			6	6	6	6	6	6	6	6	

Le numéro rapporte à la méthode du tableau 25.

6. LISTE BIBLIOGRAPHIQUE

6.1. NORMES

- AFNOR, S.-g. d. t. (Depuis 2005). "Prélèvements surfaciques."
- EN13725 (2003). "Détermination de la concentration d'une odeur par olfactométrie dynamique." X43-327 Annexe J.
- EN 12341 (2000). "Détermination de la fraction PM10 de matière particulaire en suspension dans l'air."
- NF EN 15445 (2008). "Evaluation des sources fugitives de poussières par modélisation de dispersion inverse".
- VDI-3475 (2003). "Emission control – Biological waste treatment facilities –Composting and anaerobic digestion –".
- VDI-3790 (2001). "Guideline VDI 3790 Part 2 - Environmental meteorology - Emission of gases, odors and dusts from diffuse sources - Landfills." Science of the Total Environment **267**(1-3): 183-184.
- VDI-4285 (2005). "Part I: Determination of diffusive emissions by measurement - Basic concepts."

6.2. PUBLICATIONS

- Abdul-Wahab, S. A. (2006). "Impact of fugitive dust emissions from cement plants on nearby communities." Ecological Modelling **195**(3-4): 338-348.
- ACI-Environnement (2006). Développement d'un système de mesure des émissions diffuses en continu-application au cas des dépoussiéreurs de type Baghouse- Note de synthèse non confidentielle, Convention ADEME N°0474C0070,.
- ACI-Environnement (2010). Développement d'un système de mesure en continu des émissions diffuses de polluants, Application au cas des émissions en toiture d'ateliers industriels, Note finale non confidentielle, Convention ADEME / ACI 06-74-C0017.
- Adam, K. (2005). Flux surfaciques estimés par la méthode de la chambre statique et comparaison aux flux réels : essais en laboratoire, INERIS.
- Adam, K. (2007). Bilan des résultats obtenus lors des essais sur les chambres à flux, INERIS.
- ADEME (2003) : Le compostage en Bretagne. auteurs : C. Rouan et M. Chauvin.
- Allaire, S. E. Y., S.R.; Ernst, F.F.; Gan, J (2002). "A dynamic two-dimensional system for measuring volatile organic compound volatilisation and movement in soils." J. Environ. Qual **31**: 1079-1087.
- Amyot, M. S., G.; Lindberg, S.E.; Hintelmann, H ; Lalonde, J. D.; Ogrinc, N.; Poulain, A.J.; Sandilands, KA. (2004). "Formation and evasion of dissolved gaseous mercury in large enclosures amended with 200HgCl₂" Atmospheric Environment **38**: 4279-4289.
- Aneja, V. P., B. Bunton, et al. (2001). "Measurement and analysis of atmospheric ammonia emissions from anaerobic lagoons." Atmospheric Environment **35**(11): 1949-1958.
- Aneja, V. P. R., W.P.; Holbrook, B.D (1995). "Measurement of NO from an upper coastal plain." Atmospheric Environment **29**: 3037-3042.
- Backwin, P. S., S. C. Wofsy, et al. (1990). "Emission of nitric oxide from tropical forest soils and exchange of NO between forest canopy and atmospheric boundary layers." Journal of geophysical research **96 (D10)**: 16755-16764.
- Badr, T. and J.-L. Harion (2006). "Effect of aggregate storage pile configuration on dust emissions." Atmospheric Environment **41**: 360-368.

- Badr, T. and J. L. Harion (2007). Quantification of diffuse dust emissions from open air sources on industrial sites. 3rd IASME/WSEAS International Conference on Energy, Environment, Ecosystems and Sustainable Development, Agios Nikolaos, GREECE.
- Balfour, W. D. E., B.M. (1983). Measurement of Volatile Organic Emissions from Subsurface Contaminants. Work performed by Radian Corp. under U.S. EPA contract no. 68-02-3889.
- Bedos, C., M.-F. Rousseau-Djabri, et al. (2002). "Rate of pesticide volatilization from soil: an experimental approach with a wind tunnel system applied to trifluralin." Atmospheric Environment **36**(39-40): 5917-5925.
- Bockreis, A. and I. Steinberg (2005). "Measurement of odour with focus on sampling techniques." Waste Management **25**(9): 859-863.
- Börjesson, G., J. Samuelsson, et al. (2009). "A national landfill methane budget for Sweden based on field measurements, and an evaluation of IPCC models." Tellus **61B**.
- Borrego, C., A. M. Costa, et al. (2007). "Air quality impact due to scrap-metal handling on a sea port: A wind tunnel experiment." Atmospheric environment **41**: 6396-6405.
- Burkart, S., R. Manderscheid, et al. (2007). "Design and performance of a portable gas exchange chamber system for CO₂- and H₂O-flux measurements in crop canopies." Environmental and Experimental Botany **61**(1): 25-34.
- Carpi, A. and S. E. Lindberg (1998). "Application of a teflon(TM) dynamic flux chamber for quantifying soil mercury flux: Tests and results over background soil." Atmospheric Environment **32**(5): 873-882.
- CEVA (2006). Rapport Prolittoral 2005.
- Chambers, A. K. (2003). Well test flare plume monitoring phase II: DIAL testing in Alberta, Alberta Research Council.
- Chambers, A. K. (2004). Optical measurement technology for fugitive emissions from upstream oil and gas facilities, Alberta Research Council.
- Chang, F.-H., T.-C. Lin, et al. (1999). "Emission characteristics of VOCs from athletic tracks." Journal of Hazardous Materials **70**(1-2): 1-20.
- Chang, Y. M., T. C. Chang, et al. (1999). "An estimation on overall emission rate of fugitive dust emitted from road construction activity." Environmental Engineering Science **16**(5): 375-388.
- Chaucherie, X., C. Mangenot, et al. (2004). "Détermination de la granulométrie des aérosols dans les émissions diffuses d'ateliers sidérurgiques: PM₁₀, PM_{2.5}, PM₁ et PM_{0.1}, Rapport final convention N°8020275."
- Chaulya, S. K., M. K. Chakraborty, et al. (2002). "Development of empirical formulae to determine emission rate from various opencast coal mining operations." Water, Air and Soil Pollution **140**: 21-55.
- Chen, I. C., U. Hegde, et al. (2008). "Methane and carbon dioxide emissions from closed landfill in Taiwan." Chemosphere **70**(8): 1484-1491.
- Childers, J. W., E. L. Thompson, et al. (2001). "Multi-pollutant concentration measurements around a concentrated swine production facility using open-path FTIR spectrometry." Atmospheric Environment **35**(11): 1923-1936.
- Choi, H.-D. and T. M. Holsen (2009). "Gaseous mercury fluxes from the forest floor of the Adirondacks." Environmental Pollution **157**(2): 592-600.
- Cooper, C. D. R., D.R.; Rash, F.; Seligman, D.; Keely, D (1992). Landfill gas emissions Orlando, University of Central Florida: 172.
- Cox, M. L., P. J. Fraser, et al. (2004). "Terrestrial sources and sinks of halomethanes near Cape Grim, Tasmania." Atmospheric Environment **38**(23): 3839-3852.
- Czepiel, P. M., B. Mosher, et al. (1996). "Landfill methane emissions measured by enclosure and atmospheric tracer methods." Journal of geophysical research **101**(D11).
- De Mello, W. Z. H., M. E. ; (1994). "Application of static and dynamic enclosures for determining dimethyl sulfide and carbonyl sulfide exchange in Sphagnum peatlands : implications for the magnitude and direction of flux." Journal of geophysical research **99**: 14601 - 14607.

- Di Francesco, F., R. Ferrara, et al. (1998). "Two ways of using a chamber for mercury flux measurement--A simple mathematical approach." The Science of The Total Environment **213**(1-3): 33-41.
- Drescher, A. C., A. J. Gadgil, et al. (1996). "Novel approach for tomographic reconstruction of gas concentration distributions in air: Use of smooth basis functions and simulated annealing." Atmospheric Environment **30**(6): 929-940.
- Duchemin, E., M. Lucotte, et al. (1999). "Comparison of static chamber and thin boundary layer equation methods for measuring greenhouse gas emissions from large water bodies." Environmental Science & Technology **33**(2): 350-357.
- Edner, H., P. Ragnarson, et al. (1993). "Atmospheric mercury mapping in a cinnabar mining area." The Science of The Total Environment **133**(1-2): 1-15.
- Eklund, B. (1992). "Practical Guidance for Flux Chamber Measurements of Fugitive Volatile Organic Emission Rates." J. Air Waste Manage. Assoc. **42**: 1583-1591.
- Eklund, B. and J. LaCrosse (1998). Field measurement of greenhouse gas emission rates and development of emission factors for wastewater treatment, US EPA - National Risk Management Research Laboratory.
- Engle, M. A. G., M.S.; Zhang, H. (2001). "Quantifying natural source mercury emissions from the Ivanhoe Mining District, Northcentral Nevada, USA " Atmospheric Environment **35**: 3987-3997.
- EPA (1976). "Technical manual for the measurement of fugitive emissions : Roof monitor sampling method for industrial fugitive emissions. EPA 600/2-76-089b. ."
- EPA (1993). "Example test plan for point or non-uniform line sources. EPA contract n° 68-DO-0123. Avril, 1993."
- EPA (1993) "A review of methods for measuring Fugitive PM-10 Emissions rates from stationary sources"
- EPA (1995). "Compilation of air pollutant emission factors, AP-42, vol. 1, fifth ed. Stationary Point and Area Sources. US Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC."
- EPA (2005). Evaluation of a Former Landfill Site in Fort Collins, Colorado Using Ground-based Optical Remote Sensing Technology.
- EPA (2005). Evaluation of Fugitive Emissions at a former Landfill Site in Colorado Springs, Colorado using Ground-based Optical Remote Sensing Technology.
- EPA (2005). Guidance for Evaluating Landfill Gas Emissions from Closed or Abandoned Facilities.
- EPA (2006). OTM 10 Optical Remote Sensing for Emission Characterization from Non-point Sources.
- EPA, U. (1996). FT-IR open-path monitoring guidance document.
- EPA, U. (1998). Stationary Source Control Techniques Document for Fine Particulate Matter.
- EPA, U. (1999). Long-Path Open-Path Fourier Transform Infrared Monitoring of Atmospheric Gases. **Compendium Method TO-16**.
- EPA, U. (2000). "Method 5 - determination of particulate matter emissions from stationary sources."
- EPA, U. (2004). Measurement of fugitive emissions at a Region I Landfill. Washington DC, US EPA.
- Erisman, J. W., R. Otjes, et al. (2001). "Instrument development and application in studies and monitoring of ambient ammonia." Atmospheric Environment **35**(11).
- Fateley, W. G., R. M. Hammaker, et al. (1995). "Observing industrial atmospheric environments by FT-IR." Journal of Molecular Structure **347**: 153-168.
- Feng, X., H. Yan, et al. (2004). "Seasonal variation of gaseous mercury exchange rate between air and water surface over Baihua reservoir, Guizhou, China." Atmospheric Environment **38**(28): 4721-4732.
- Ferrara, R. and B. Mazzolai (1998). "A dynamic flux chamber to measure mercury emission from aquatic systems." The Science of The Total Environment **215**(1-2): 51-57.

- Ferrara, R., B. Mazzolai, et al. (1998). "Atmospheric mercury sources in the Mt. Amiata area, Italy." The Science of The Total Environment **213**(1-3): 13-23.
- Frisch, L. (2003). Fugitive VOC-emissions measured at oil refineries in the province of Västra Götaland in South West Sweden, County administration of Västra Götalands län.
- Galle, B., J. Samuelsson, et al. (2001). "Measurements of methane emissions from landfills using a time correlation tracer method based on FTIR absorption spectroscopy." Environmental Science & Technology **35**(1).
- Gårdfeldt, K., X. Feng, et al. (2001). "Total gaseous mercury exchange between air and water at river and sea surfaces in Swedish coastal regions." Atmospheric Environment **35**(17): 3027-3038.
- Garibay, M. and H.-M. Wang (2002). Comparison of indirect and direct area source emission assessment technologies. Symposium on air quality measurement methods and technology. San Francisco, Air & Waste Management Association
- Gillis, A. and D. R. Miller (2000). "Some potential errors in the measurement of mercury gas exchange at the soil surface using a dynamic flux chamber." Science of the Total Environment **260**(1-3): 181-189.
- Grönlund, R., H. Edner, et al. (2005). "Mercury emissions from the Idrija mercury mine measured by differential absorption lidar techniques and a point monitoring absorption spectrometer." Atmospheric Environment **39**(22): 4067-4074.
- Gustin, M. S. (2003). "Are mercury emissions from geologic sources significant? A status report." The Science of The Total Environment **304**(1-3): 153-167.
- Gustin, M. S., S. E. Lindberg, et al. (2000). "Assessing the contribution of natural sources to regional atmospheric mercury budgets." The Science of The Total Environment **259**(1-3): 61-71.
- Hall, D. J., V. Kukadia, et al. (1998). "Deposition of large particles from warehouse fire plumes - a small-scale wind tunnel model study." Journal of Hazardous Materials **59**(1): 13-29.
- Hartman, B. (2003). "How to collect reliable soil-gas data for upward risk assessments, Part 2 : Surface Flux-Chamber Method." LUSTLine Bulletin **44**: 14-34.
- Hashmonay, R. (1999). "Innovative approach for estimating fugitive gaseous fluxes using computed tomography and remote optical sensing techniques." Journal of the Air and Waste Management Association **49**: 966-972.
- Hashmonay, R., D. F. Natschke, et al. (2001). "Field evaluation of a method for estimating gaseous fluxes from area sources using open-path fourier transform infrared." Environmental Scientific Technology **35**: 2309-2313.
- Hashmonay, R., M. G. Yost, et al. (1999). "Emission rate apportionment from fugitive sources using open-path FTIR and mathematical inversion." Atmospheric Environment(33): 735-743.
- Hashmonay, R., M. G. Yost, et al. (1999). "Computed tomography of air pollutants using radial scanning path-integrated optical remote sensing." Atmospheric Environment(33): 267-274.
- Hashmonay, R. A., R. H. Kagann, et al. (2009). "An advanced test method for measuring fugitive dust emissions using a hybrid system of optical remote sensing and point monitor techniques." Atmospheric and Biological Environmental Monitoring.
- Hegde, U., T.-C. Chang, et al. (2003). "Methane and carbon dioxide emissions from Shan-Chu-Ku landfill site in northern Taiwan." Chemosphere **52**(8): 1275-1285.
- Hellebrand, H. J., J. Kern, et al. (2003). "Long-term studies on greenhouse gas fluxes during cultivation of energy crops on sandy soils." Atmospheric Environment **37**(12): 1635-1644.
- Holmen, B. A. (2001). "Lidar assisted measurement of PM10 emissions from agricultural tilling in California's San Joaquin Valley-part I: Lidar." Atmospheric Environment **35**: 3251-3264.
- Holmen, B. A., T. A. James, et al. (2000). Tractor-generated fugitive dust plumes: Improving PM emission flux calculations with lidar. 2nd International Conference on Air Pollution from Agricultural Operations, Des Moines, Ia.
- Howard, T., B. Lamb, et al. (1992). Journal of Air and Waste Management Association **42**.

Hudson, N. and G. A. Ayoko (2008). "Odour sampling. 2. Comparison of physical and aerodynamic characteristics of sampling devices: A review." Bioresource Technology **99**(10): 3993-4007.

INRS (1997): Sulfure d'hydrogène. Fiche toxicologique n°32. 5 pp.

Jensen, L. S., T. Mueller, et al. (1996). "Soil surface CO₂ flux as an index of soil respiration in situ: A comparison of two chamber methods." Soil Biology and Biochemistry **28**(10-11): 1297-1306.

Jiang, K. Y. and R. Kaye (1996). "Comparison study on portable wind tunnel system and isolation chamber for determination of VOCs from areal sources." Water Science and Technology **34**(3-4): 583-589.

Jullien, A., P. Monéron, et al. (2006). "Air emissions from pavement layers composed of varying rates of reclaimed asphalt." Resources, Conservation and Recycling **47**(4): 356-374.

Kinsey, J. S., K. J. Linna, et al. (2004). "Characterization of the fugitive particulate emissions from construction mud/dirt carryout." Journal of the Air & Waste Management Association **54**(11): 1394-1404.

Kirchgessner, D. A., S. D. Piccot, et al. (1993). "Estimation of methane emissions from a surface coal mine using open-path FTIR spectroscopy and modeling techniques." Chemosphere **26**(1-4): 23-44.

Klenbush, M. R. (1986). "Measuring of gaseous emission rates from land surfaces using an emission isolation flux chamber." NTIS EPA 600/8-86/600.

Kricks, R. J., T. R. Minnich, et al. (1991). Perimeter monitoring at Lipari landfill using Open-path FTIR spectroscopy: an overview of lessons learned. 84th annual meeting & exhibition of the AWMA. Vancouver.

Lamb, B., J. B. McManus, et al. (1995). "Development of atmospheric tracer methods to measure methane emissions from natural gas facilities and urban areas." Environmental Science & Technology **29**(5).

Lamb, B., V. Vitols, et al. (1980). "Atmospheric tracer techniques and gas transport in the primary aluminium industry." Journal of Air Pollution Control Association **30**: 558-566.

Lee, C. H., L. W. Tang, et al. (2001). "Modeling of fugitive dust emission for construction sand and gravel processing plant." Environmental Science & Technology **35**(10): 2073-2077.

Lee, J. and Y. Zhang (2008). "Evaluation of gas emissions from animal building dusts using a cylindrical convective chamber." Biosystems Engineering **99**(3): 403-411.

Leyris, C., J. M. Guillot, et al. (2005). "Comparison and development of dynamic flux chambers to determine odorous compound emission rates from area sources." Chemosphere **59**(3): 415-421.

Leyris, C. M., F.; Guillot, J.M.; Pourtier, L.; Fanlo, J.L. (2000). "Laboratory study of odour emissions from areal sources : evaluation of a sampling system." Analysis **28**(3): 199-206.

Lindberg, S. E., H. Zhang, et al. (2002). "Dynamic flux chamber measurement of gaseous mercury emission fluxes over soils: Part 2--effect of flushing flow rate and verification of a two-resistance exchange interface simulation model." Atmospheric Environment **36**(5): 847-859.

Ludwig, F. L., E. M. Liston, et al. (1983). "Tracer techniques for estimating emissions from inaccessible ground level sources." Atmospheric Environment **17**(11): 2167-2172.

Marshall, T. L., C. T. Chaffin, et al. (1994). FTIR and fugitive emissions. Environmental testing and analysis.

Milton, M. J. T., R. H. Partridge, et al. (1995). Minimum emission rates detectable from landfill sites using optical integrated-path techniques. International Specialty Conference on Optical Sensing for Environmental and Process Monitoring, San Francisco.

Minnich, T. R. and R. L. Scotto (1999). "Use of Open-Path FTIR Spectroscopy to address air monitoring needs during site remediations." Remediation.

Minnich, T. R., R. L. Scotto, et al. (1993). Remote sensing of Volatile Organic Compounds (VOCs): a methodology for evaluating air quality impacts during remediation of hazardous waste sites. Sampling and analysis of airborne pollutants, Lewis publishers: 237.

- Moore, R. M., A. Gut, et al. (2005). "A pilot study of methyl chloride emissions from tropical woodrot fungi." Chemosphere **58**(2): 221-225.
- Muleski, G. E. (2005). "Particulate emissions from construction activities." J. Air Waste Manage. Assoc. **55**: 772-783.
- Nacht, D. G., M. (2003). "Mercury emissions from background and altered geologic units throughout Nevada." Water, Air and Soil Pollution **151**: 179 - 193.
- Nakano, T., T. Sawamoto, et al. (2004). "A comparison of regression methods for estimating soil-atmosphere diffusion gas fluxes by a closed-chamber technique." Soil Biology and Biochemistry **36**(1): 107-113.
- Neuman, C. M., J. W. Boulton, et al. (2009). "Wind tunnel simulation of environmental controls on fugitive dust emissions from mine tailings." Atmospheric Environment **43**(3): 520-529.
- Padgett, P. E., D. Meadows, et al. (2008). "Monitoring fugitive dust emissions from off-highway vehicles traveling on unpaved roads and trails using passive samplers." Environmental Monitoring and Assessment **144**(1-3): 93-103.
- Park, J. W. S., H.C (2001). "Surface emission of landfill gas from solid waste landfill." Atmospheric Environment **35**: 3445-3451.
- Pekney, N. J., D. Martello, et al. (2009). "Environmental chamber measurements of mercury flux from coal utilization by-products." Fuel **88**(5): 890-897.
- Percival, E. ; Mc Dowell, R. H. (1967): Chemistry and enzymology of marine algal polysaccharides. Academic Press, London. XII-219 pp.
- Piccot, S. D., S. S. Masemore, et al. (1996). "Field assessment of a new method for estimating emission rates from volume sources using open-path FTIR Spectroscopy." Journal of the Air and Waste Management Association **46**: 159-171.
- Piccot, S. D., S. S. Masemore, et al. (1994). "Validation of a method for estimating pollution emission rates from area sources using Open-Path FTIR Spectroscopy and Dispersion Modeling Techniques." Journal of Air and Waste Management Association(44): 271-279.
- Poissant, L., M. Pilote, et al. (2004). "Mercury gas exchanges over selected bare soil and flooded sites in the bay St. François wetlands (Québec, Canada)." Atmospheric Environment **38**(25): 4205-4214.
- Poissant, L. C., Alain (1998). "Water-air and soil air exchange rate of total gaseous mercury measured at background sites " Atmospheric Environment **32**: 883-893
- Pokryszka, Z. (1994). Caractérisation de l'impact des décharges. Mise au point de méthodes de quantification des émissions de de biogaz, INERIS: 53.
- Price, P. N. (1999). "Pollutant tomography using integrated concentration data from non-intersecting optical paths." Atmospheric Environment **33**: 275-280.
- Raich, J. B., R.; Steudler, P. (1990). "Comparison of two static chamber techniques for determining carbon dioxide efflux from forest soils." Soil Science Society of America Journal **54**: 1754 - 1757.
- Reichman, R. R., D. (2002). "Design and performance of a dynamic gas flux chamber." J. Environ. Qual **31**: 1774 - 1781.
- Reinhart, D. C., D. (1992). "Flux chamber design and operation for the measurement of municipal solid waste landfill gas emission rates." J. Air Waste Manage. Assoc. **42**: 1067 - 1070.
- Robinson, R. A., A. S. Andrews, et al. (1998). Differential Absorption Lidar measurements of VOC emissions from Wytch farm crude oil gathering station, National Physical Laboratory.
- Robinson, R. A., P. T. Woods, et al. (1995). DIAL Measurements for air pollution and fugitive loss monitoring. SPIE.
- Roelle, P., V. P. Aneja, et al. (1999). "Measurements of NO emissions from an agricultural soil with a dynamic chamber system." Journal of geophysical research **104 (D1)**: 1609-1619.
- Rognon, C. (2004). Prélèvements et mesures des flux d'émission d'odeurs de sources surfaciques. Eurodeur.

- Roney, J. A. and B. R. White (2006). "Estimating fugitive dust emission rates using an environmental boundary layer wind tunnel." Atmospheric Environment **40**(40): 7668-7685.
- Sartin, J. H., C. J. Halsall, et al. (2002). "Emission rates of C8-C15 VOCs from seaweed and sand in the inter-tidal zone at Mace Head, Ireland." Atmospheric Environment **36**(34): 5311-5321.
- Schulz, T., K. Jiang, et al. (1995). "The development of a sampling system for the determination of odour emission rates from areal surfaces, aerodynamics performances." Air & Waste Management Association.
- Scotto, R. L., T. R. Minnich, et al. (1991). A method for estimating VOC emission rates from area sources using remote optical sensing. US EPA/AWMA International Symposium on the Measurement of Toxic and Related Air Pollution, Raleigh, NC.
- Senevirathna, D. G. M., G. Achari, et al. (2007). "A mathematical model to estimate errors associated with closed flux chambers." Environmental Modeling & Assessment **12**(1): 1-11.
- Sherlock, R. R., S. G. Sommer, et al. (2002). "Ammonia, methane, and nitrous oxide emission from pig slurry applied to a pasture in New Zealand." Journal of Environmental Quality **31**(5): 1491-1501.
- Simpson, O. A. and R. H. Kagan (1990). Measurements of Emissions at a Chemical Waste Water Site With an Open Path Remote Fourier Transform Interferometer. US EPA / AWMA International Symposium on the Measurement of Toxic and related Air Pollution, Raleigh, NC.
- SIRA (2004). Recommendations for best practise in the use of open-path instrumentation.
- Sivacoumar, R. R., S. M.; Chinnadurai, S. J.; Jayabalou, R. (2009). "Modeling of fugitive dust emission and control measures in stone crushing industry." Journal of Environmental Monitoring **11**(5): 987-997.
- Sivertsen, B. (1983). "Estimation of diffuse hydrocarbon leakages from petrochemical factories." Journal of Air Pollution Control Association **33**: 323-327.
- Skiba, U., C. DiMarco, et al. (2006). "Nitrous oxide emissions from a dung heap measured by chambers and plume methods." Agriculture, Ecosystems & Environment **112**(2-3): 135-139.
- Sommer, S. G., S. M. McGinn, et al. (2004). "Techniques for measuring gas emissions from a composting stockpile of cattle manure." Atmospheric Environment **38**(28): 4643-4652.
- Streever, W. J., A. J. Genders, et al. (1998). "A closed chamber CO₂ flux method for estimating marsh productivity." Aquatic Botany **62**(1): 33-44.
- Sweeney, M., V. Etyemezian, et al. (2008). "Comparison of PI-SWERL with dust emission measurements from a straight-line field wind tunnel." Journal of Geophysical Research-Earth Surface **113**(F1).
- Taha, M. P. M., S. J. T. Pollard, et al. (2005). "Estimating fugitive bioaerosol releases from static compost windrows: feasibility of portable wind tunnel approach." Waste Management **25**: 445-450.
- Taylor, R. and J. Brunnert (1998). Fugitive Emission Monitoring with Open-Path FTIR at Times Beach, Missouri, City Park. SPIE conference on Environmental Monitoring and remediation Technologies. Boston, Massachusetts, SPIE.
- Thoma, E. D., C. Secrest, et al. (2009). "Measurement of total site mercury emissions from a chlor-alkali plant using ultraviolet differential optical absorption spectroscopy and cell room roof-vent monitoring." Atmospheric Environment **43**(3): 753-757.
- Thorbergdottir, I. M. G. S., Reynir; R. Ingvason, Haraldur; Einarsson, Arni (2004). "Benthic oxygen flux in the highly productive subarctic Lake Myvatn, Iceland : In situ benthic flux chamber study." Aquatic Ecology **38**: 177-189.
- Tillman, F. D. and J. A. Smith (2004). "Design and laboratory testing of a chamber device to measure total flux of volatile organic compounds from the unsaturated zone under natural conditions." Journal of Contaminant Hydrology **75**(1-2): 71-90.
- Todd, L. A., M. Ramanathan, et al. (2001). "Measuring chemical emissions using open-path Fourier transform infrared (OP-FTIR) spectroscopy and computer-assisted tomography." Atmospheric Environment **35**(11): 1937-1947.
- Torralba, B. (2006). "Mise au point et validation des protocoles de mesures des émissions diffuses en fonderies, Convention ADEME N°06 74 C0012, Rapport final."

Torralba, B., E. Frejafon, et al. (2009). "Measurement of diffuse gas emissions in foundries using a DOAS technique: Comparison with the "Roof moniro" method." International Conference on Emissions Monitoring, Stresa 23-25 september 2009, Proceedings.

Trivedi, R., M. K. Chakraborty, et al. (2009). "Dust dispersion modeling using fugitive dust model at an opencast coal project of Western Coalfields Limited, India." Journal of Scientific & Industrial Research **68**(1): 71-78.

Vanderborght, B. and J. Kretzschmar (1984). "A literature survey on tracer experiments for atmospheric dispersion modelling studies." Atmospheric Environment **18**(11): 2395-2403.

Vanderborght, B., J. Kretzschmar, et al. (1989). "On the use of SF6 tracer releases for the determination of fugitive emissions." 5th Symposium on fugitive emissions measurement and control.

Vanderborght, B., J. Kretzschmar, et al. (1981). On the use of SF6 tracer releases for the determination of fugitive emissions. 2nd European symposium on physico-chemical behaviour of atmospheric pollutants. Varese.

Varma, R. M., R. A. Hashmonay, et al. (2008). "A novel method to quantify Fugitive dust emissions using optical remote sensing." Advanced Environmental Monitoring(143-154).

Vrins, E. and N. Schofield (2000). "Fugitive dust emission by an ironmaking site." Journal of Aerosol Science **31**(Supplement 1): 524-525.

Vrins, E. and F. Schulze (1996). "Fugitive dust emission estimates using a dust dispersion model." Environmental software conference report : 4th Workshop on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Oostende, Belgium, 6–9 May 1996 **Volume 1**: 117-124.

Waite, D. T., E. Cabalo, et al. (2007). "A comparison of flux chambers and ambient air sampling to measure gamma-hexachlorocyclohexane volatilisation from canola (*Brassica napus*) fields." Chemosphere **68**(6): 1074-1081.

Walmsley, H. L. and S. J. O'Connor (1995). The Use of Differential Absorption LIDAR to Measure Atmospheric Emission Rates at Industrial Facilities. Optical remote sensing for environmental and process monitoring, San Francisco.

Weibring, P., M. Andersson, et al. (1998). "Remote monitoring of industrial emissions by combination of lidar and plume velocity measurements." Applied physics B **66**: 383-388.

Whitcraft, W. K. and K. N. Wood (1990). Use of Remote Sensing to Measure Wastewater Treatment Plant Emissions. 83rd Annual Meeting and Exhibition of the Air & Waste Management Association, Pittsburgh, PA.

Williams, E. J. and E. A. Davidson (1993). "An intercomparison of two chamber methods for the determination of emission of nitric oxide from soil." Atmospheric Environment **27A**: 2107-2113.

Woods, P. T. (1993). A determination of the emissions of volatile organic compounds from oil refinery storage tanks, National Physical Laboratory.

Wu, C.-F., M. G. Yost, et al. (1999). "Experimental evaluation of a radial beam geometry for mapping air pollutants using optical remote sensing and computed tomography." Atmospheric Environment **33**(28): 4709-4716.

Yoch, D. C. (2002). Dimethylsulfoniopropionate: Its Sources, Role in the Marine Food Web, and Biological Degradation to Dimethylsulfide. Applied and Environmental Microbiology **68**(12), 5804-5815.

Yost, M. G. and R. Hashmonay (2003). Mapping Air Contaminants Using Path-Integrated Optical Remote Sensing with a non-overlapping Variable Path Length Beam Geometry. USA.

Zhang, H., S. E. Lindberg, et al. (2002). "Dynamic flux chamber measurement of gaseous mercury emission fluxes over soils. Part 1: simulation of gaseous mercury emissions from soils using a two-resistance exchange interface model." Atmospheric Environment **36**(5): 835-846.

Zhang, H. L., S.E.; Marsik, F.J.; Keeler, G.J. (2001). "Mercury air/surface exchange kinetics of background soils of the Tahquamenon river watershed in the Michigan upper Peninsula." Water, Air and Soil Pollution **126**: 151-169.

Zwicker, J. O. and T. Waldron (2000). Determination of ammonia concentrations using open-path fourier transform infrared spectroscopy at the Brantley landfill, US EPA.