

Mesure de l'exposition

Jean-Philippe Weber, Alain Bergeret, Michèle Berode, Pierre-Olivier Droz, Michel Gérin, Nicole Goyer, Paul Héroux, Chantal Laroche, Yvon Le Moullec, Pierre Payment

La référence bibliographique de ce document se lit comme suit:

Weber J-P, Bergeret A, Berode M, Droz P-O, Gérin M, Goyer N, Héroux P, Laroche C, Le Moullec Y, Payment P (2003)

Mesure de l'exposition.

In : Environnement et santé publique - Fondements et pratiques, pp. 163-202.

Gérin M, Gosselin P, Cordier S, Viau C, Quénel P, Dewailly É, rédacteurs.

Edisem / Tec & Doc, Acton Vale / Paris

Note : Ce manuel a été publié en 2003. Les connaissances ont pu évoluer de façon importante depuis sa publication.

Mesure de l'exposition

Jean-Philippe Weber, Alain Bergeret, Michèle Berode, Pierre-Olivier Droz, Michel Gérin, Nicole Goyer, Paul Héroux, Chantal Laroche, Yvon Le Moullec, Pierre Payment

1. Introduction

2. Problématique de la mesure

2.1 Introduction

2.2 Quelques définitions

2.3 Limite de détection et limite de quantification

2.4 Variabilité des niveaux

2.5 Variabilité analytique

2.6 Interprétation et utilisation des résultats de mesurage

2.7 Interprétation d'un rapport ou certificat d'analyse

3. Mesurage des contaminants de l'air

3.1 Stratégies de mesurage de l'air extérieur

3.2 Mesurage par capteurs-analyseurs automatiques

3.3 Mesurage par échantillonnage sur site et analyse de laboratoire

3.4 Mesurage dans l'air intérieur

4. Mesurage des contaminants du milieu de travail

4.1 Stratégie de mesure

4.2 Méthodes de mesurage

5. Mesurage des contaminants de l'eau

5.1 Méthodes d'analyse de l'eau

5.2 Prélèvement et conservation

6. Mesurage des rayonnements de type EBF, radiofréquences et micro-ondes

6.1 Mesurage des fréquences extrêmement basses

6.2 Mesurage des radiofréquences et micro-ondes

7. Mesurage du bruit

7.1 Définitions

7.2 Mesurage de l'exposition au bruit

7.3 Rapport de mesures

8. Méthodes de détection des contaminants microbiologiques

8.1 Introduction

8.2 Méthodes microscopiques

8.3 Méthodes de culture

8.4 Méthodes de détection et d'identification

8.5 Conclusion

9. Surveillance biologique de l'exposition

9.1 Introduction et définition

9.2 Prélèvements biologiques

9.3 Analyses des échantillons

9.4 Interprétation des résultats

9.5 Surveillance biologique de l'exposition pour l'environnement général

10. Méthodes non instrumentales d'évaluation de l'exposition

10.1 Introduction

10.2 Sources d'information et recueil de l'information

10.3 Matrices emplois-expositions

10.4 Évaluation de l'exposition par jugement d'expert

1. INTRODUCTION

Parfois, les sens peuvent suffire à mettre en évidence une situation problématique. La perception olfactive, par exemple, permet parfois à elle seule de détecter la présence en concentration dangereuse de certains toxiques. Cependant, la plupart des agresseurs ne sont pas détectables sans instruments de mesure ou sans analyses de laboratoire avant qu'ils n'aient causés des effets délétères. La connaissance quantitative de l'exposition est une condition essentielle pour pouvoir évaluer rationnellement l'effet des contaminants sur la santé humaine et mettre en place des mesures de prévention. Ce chapitre explore les méthodes de mesure des divers types de contaminants (pris dans leur sens large) auxquels sont exposées les populations humaines, notamment les agresseurs chimiques, physiques et microbiologiques.

Les milieux d'exposition à ces agents comprennent l'air (intérieur, extérieur et du milieu de travail), l'eau, les sols et les aliments. C'est dans ces milieux que sont effectuées les mesures d'évaluation de l'exposition potentielle. Pour ce qui est des agresseurs chimiques, l'exposition peut aussi parfois être caractérisée en mesurant les niveaux biologiques, principalement dans le sang et l'urine, plus rarement dans d'autres milieux, les cheveux, par exemple.

L'instrumentation a connu une amélioration sans précédent au cours des dernières années. Il est maintenant possible de mesurer avec fiabilité

une vaste gamme d'agresseurs à des niveaux très faibles. Prenons, à titre d'exemple, la progression de la technologie en matière de mesure des métaux dans le sang. Grâce à l'ICP-MS (spectromètre au plasma), on peut quantifier une cinquantaine d'éléments en quelques minutes, à partir de quelques gouttes de sang. Il y a 30 ans, un tel exploit aurait requis au moins 50 mL de sang et plusieurs jours de travail.

Après avoir décrit les grands paramètres généraux de la mesure, le chapitre aborde successivement la mesure des contaminants, principalement toxiques, dans l'air extérieur et intérieur, dans l'air du milieu de travail et dans l'eau, puis celle des agresseurs physiques que sont les rayonnements électromagnétiques et le bruit, et celle des agents microbiologiques dans les divers milieux. Le chapitre se termine par une présentation du mesurage des contaminants dans les milieux biologiques et une synthèse sur des méthodes d'évaluation non instrumentale de l'exposition en milieu de travail. Bien que couvrant un large spectre de milieux et d'agresseurs, ce chapitre n'en est pas pour autant exhaustif. En ce qui concerne les contaminants chimiques, nous référons les lecteurs à une monographie récente de l'OMS portant sur le thème général de l'évaluation de l'exposition humaine, que ce soit par des méthodes directes de mesure ou des méthodes indirectes, comme la modélisation ou les questionnaires (WHO. 2000).

2. PROBLÉMATIQUE DE LA MESURE*

When you can measure what you are speaking about and express it in numbers, you know something about it. If you cannot measure it, you cannot improve it.

Lord Kelvin (1824-1907)**

2.1 Introduction

L'affirmation de Lord Kelvin est certainement applicable au domaine de la santé humaine, face à une exposition aux agresseurs chimiques, physiques et microbiologiques dans laquelle la subjectivité individuelle, tant celle de la personne exposée que celle du praticien, peut fausser la réalité.

Ceci dit, il est important de comprendre que toute mesure est entachée d'erreur et que chaque chiffre résultant d'un mesurage comporte une incertitude. Cette affirmation peut paraître étonnante à qui est habitué à utiliser les chiffres pour compter (par exemple un montant d'argent) où, avec les précautions, on arrive toujours au même montant. Le *mesurage* (l'opération d'effectuer une mesure) est en fait une estimation de la réalité dont la conformité dépend de l'instrument et des conditions opérationnelles du mesurage. A titre d'exemple, si 10 personnes tentent d'évaluer les dimensions d'une salle de classe à l'aide d'une règle de 30 cm, on peut facilement imaginer que les résultats varieront d'une personne à l'autre et ne refléteront pas nécessairement la réalité avec exactitude. Lorsqu'il s'agit de mesurages plus complexes (par exemple déterminer le niveau de plombémie) la qualité de l'instrumentation et la compétence du personnel jouent un rôle déterminant dans l'obtention d'un résultat précis.

Le mesurage est sujet à divers types d'erreurs et utilise un vocabulaire particulier pour les décrire. Comme certains des termes utilisés n'ont pas la même signification que dans la vie courante, il importe de les définir. Pour un traitement exhaustif de la problématique de la mesure, nous référons le lecteur au manuel de Quevauviller (2001).

2.2 Quelques définitions (ISO, 1994)

Exactitude («accuracy»): Degré d'accord avec la réalité ou, plus explicitement, accord entre la moyenne d'une grande série de mesures et la «valeur vraie» d'un paramètre.

Biais («bias»): Différence entre la moyenne d'une série de mesures et la valeur vraie.

Précision («precision»): Degré d'accord entre les résultats de plusieurs mesures. Elle s'exprime sous forme d'écart-type du paramètre mesuré ou, pour faciliter les comparaisons, comme coefficient de variation (CV). Le CV est l'écart-type divisé par la moyenne, exprimé en %.

Signification de l'écart-type (σ): Pour une distribution normale, dont la moyenne est m , la zone des valeurs comprises entre $(m - \sigma)$ et $(m + \sigma)$ contient 67 % des observations tandis que 95 % des observations se retrouvent entre $(m - 2\sigma)$ et $(m + 2\sigma)$.

On peut distinguer plusieurs notions connexes.

Répétabilité («repeatability»): Degré d'accord entre les résultats de plusieurs mesures effectuées dans des conditions expérimentales très proches: même appareil et conditions d'opération, même opérateur à l'intérieur d'une courte période de temps («*within-run*»). Il s'agit du plus haut degré de précision que peut atteindre un laboratoire (en utilisant ses meilleurs éléments).

Reproductibilité («reproducibility»): Degré d'accord entre les résultats de plusieurs mesures effectuées au cours du temps (jours, mois, semaines) par des opérateurs différents («*run-to-run*»). La reproductibilité indique la précision moyenne qu'on peut attendre d'un laboratoire.

2.3 Limite de détection et limite de quantification

La notion de limite de détection (LD) est simple à comprendre. Il s'agit du niveau à partir duquel on réussit tout juste à distinguer la présence de ce qu'on recherche. L'erreur sur une

* Section rédigée par Jean-Philippe Weber

** «Quand on peut mesurer ce dont on parle et l'exprimer en nombres, on en connaît quelque chose. Ce qu'on ne peut mesurer ne peut être amélioré.»

mesure faite à la limite de détection est donc très importante. Pour une mesure instrumentale, la LD s'exprime souvent en termes du rapport signal/bruit. L'Association of Official Analytical Chemists (AOAC) définit la LD comme le niveau du paramètre dont le signal signifie 3 fois l'écart-type du bruit de fond (AOAC, 1996). À ce niveau, l'erreur de mesure sera d'environ 100 % (intervalle de $\pm 2\sigma$). En d'autres termes, on a une chance sur deux de se tromper, ce qui tout compte fait est bien la définition instinctive d'une limite de détection. Pour du travail quantitatif, on ne conserve que les résultats dont la valeur est supérieure à la limite de quantification (rapport signal/bruit de 10). À ce niveau, l'erreur de mesure est d'environ 30 % (toujours pour un intervalle de $\pm 2\sigma$). Cette erreur diminue rapidement avec l'augmentation du signal.

Comment traiter les résultats inférieurs à la limite de détection? Il n'est pas évident de calculer des paramètres statistiques sur des valeurs non numériques («inférieur à la LD»). Traditionnellement, on assigne une valeur arbitraire (souvent 0 ou la moitié de la LD) à ces valeurs. Cependant, avec une certaine connaissance de la distribution sous-jacente, il est possible d'utiliser des algorithmes de correction qui permettent une meilleure estimation des paramètres statistiques (moyenne, écart-type) en présence de résultats inférieurs à la LD (Hornung et Reed, 1990; Wild et coll., 1996).

2.4 Variabilité des niveaux

L'exposition aux contaminants est le plus souvent variable dans le temps et l'espace. Pour cerner avec fiabilité cette exposition, il importe de bien connaître le système à mesurer, de faire les mesurages ou prélèvements aux moments appropriés et d'obtenir un nombre suffisant de données pour caractériser le système.

La stratégie adoptée dépend entre autres de la distribution. La distribution la plus fréquemment rencontrée dans la nature est la distribution normale. Cette distribution se caractérise par sa forme symétrique en forme de cloche et peut se définir par une fonction contenant uniquement deux paramètres, la moyenne et l'écart-type. Beaucoup des tests statistiques usuels ont été conçus pour être appliqués à un ensemble de données réparties selon une distribution normale.

Cependant, les niveaux de contaminants tendent plutôt à suivre une distribution asymétrique, biaisée («skewed») vers les basses valeurs, généralement de type log-normale. Dans ce cas, une transformation logarithmique de l'ordonnée permet de retrouver une distribution normale et d'utiliser des tests statistiques courants. Une distribution log-normale est caractérisée par une moyenne géométrique (l'antilog de la moyenne des logs des valeurs) et un écart-type géométrique (ETG: l'antilog de l'écart-type des logs des valeurs). La moyenne géométrique, qui est aussi la médiane d'une distribution log-normale, est toujours inférieure à la moyenne arithmétique. L'ETG, un paramètre statistique sans unité, est toujours supérieur ou égal à un (une valeur de un signifiant qu'il n'y a aucune dispersion des valeurs). Un ETG de 2 signifie que les valeurs extrêmes (dans le 5 % de la distribution qui se retrouve aux deux extrémités) diffèrent par plus de 15 fois; ce rapport montant à plus de 74 fois pour un ETG de 3. En pratique, les ETG retrouvés en milieu de travail, par exemple à l'intérieur de groupes homogènes de travailleurs, varient souvent entre 2 et 3, dénotant déjà une grande variabilité, tandis qu'en milieu général (la pollution de l'air, sujette à de grandes fluctuations atmosphériques, par exemple) les ETG peuvent être beaucoup plus élevés. Cette importante variabilité démontre l'importance, pour caractériser un environnement, de travail ou autre, de prendre un nombre suffisant de mesures et d'appliquer les méthodes statistiques appropriées. Notons finalement que, lorsque les niveaux ne suivent pas une distribution normale ou log-normale, il est possible d'utiliser des tests statistiques dits non-paramétriques (WHO, 2000).

2.5 Variabilité analytique

(Taylor, 1987)

Nous avons vu que tout mesurage comporte une part d'incertitude (la variabilité analytique). Cette incertitude provient de deux types d'erreurs.

L'erreur aléatoire qui provient de toutes les sources de variation inhérentes au mesurage (pesées, mesures volumétriques, manipulations). Ce type d'erreur peut être minimisé en travaillant avec précaution. On peut également améliorer la précision du résultat en répétant le

mesurage. Les résultats de plusieurs mesurages successifs étant distribués selon une courbe normale, l'erreur diminuera selon la racine carrée du nombre de mesures, n . Par exemple, si la précision d'un mesurage est de 10 %, on pourra la réduire à 5 % en effectuant 4 mesurages successifs, ou à 1 % avec 100 mesurages successifs.

L'erreur systématique ou biais: Il s'agit d'une erreur constante ou proportionnelle à la grandeur de la quantité mesurée. Elle reflète parfois un problème inhérent à l'instrument de mesure ou à la méthode d'analyse. Cependant, le plus souvent, l'erreur systématique résulte d'un mauvais étalonnage du système de mesure. Pour illustrer ceci, disons qu'une montre d'une précision irréprochable mais ajustée à la mauvaise heure souffre d'erreur systématique. Pour qu'elle donne l'heure juste, elle doit être étalonnée par comparaison avec un signal horaire de référence. La situation est identique pour n'importe quel type de mesure. Il faut pouvoir comparer la grandeur mesurée avec un étalon de référence. Ce processus se nomme «traçabilité». Un appareil à lecture directe sera étalonné à l'aide d'étalons traçables à un étalon de référence. La même approche s'applique en théorie aux analyses de laboratoire dans lesquelles des matériaux de référence certifiés peuvent permettre de valider la justesse des résultats. Toutefois, dans le domaine des analyses biologiques, il n'existe que peu de matériaux adéquats. Afin d'assurer la comparabilité des résultats obtenus par divers laboratoires, des programmes de comparaisons interlaboratoires ont été mis sur pied. Le même matériau, préparé par un laboratoire central, est distribué à tous les participants qui en font l'analyse. La com-

paraison subséquente des résultats permet de situer la performance de chaque participant. L'application de ces principes à la surveillance biologique de l'exposition est développée à la section 9.3 du présent chapitre.

La connaissance de la variabilité du système à mesurer indique quelle variabilité analytique est tolérable. On peut se donner comme règle de fonctionnement que la variabilité analytique doit être environ 10 fois moindre que celle du système à caractériser. Une plus grande précision n'apporterait pas d'information supplémentaire et coûterait plus cher.

2.6 Interprétation et utilisation des résultats de mesurage

Les données résultant de mesurages directs ou d'analyses de laboratoire peuvent servir à diverses fins. Les exigences quant à la précision, l'exactitude et la limite de détection dépendent du but visé, tel qu'illustré au tableau 7.1.

Il est du devoir du demandeur de vérifier que le laboratoire est en mesure de fournir les résultats avec la fiabilité requise. Un laboratoire sérieux possède des procédures écrites pour l'ensemble de ses opérations. Idéalement, le laboratoire est accrédité par un organisme national de référence (au Canada, le Conseil canadien des normes), selon des normes internationales reconnues, soit pour les laboratoires d'analyse, la norme ISO 17025 (ISO, 1999). Par ailleurs, le laboratoire doit démontrer au client sa capacité à produire des résultats justes, par exemple en lui fournissant les résultats obtenus lors de comparaisons interlaboratoires.

Tableau 7.1 Résultats de mesurages

But	Exigences	Exemple (plombémie)
Mise en évidence d'une situation d'urgence	Rapidité, réponse qualitative ou semi-quantitative	Diagnostic différentiel: intoxication au plomb ou appendicite?
Surveillance des travailleurs	Justesse, bonne reproductibilité, limite de détection moyenne, temps de réponse modérée	Vérification périodique des taux de plombémie. Mise en évidence de tendances ou de dépassements de normes
Études épidémiologiques	Justesse et reproductibilité de haut niveau, limite de détection relativement basse	Comparaison des taux de plombémie entre plusieurs groupes
Taux de base des populations	Limite de détection très basse, justesse et précision de très haut niveau	Mesurage des taux de plombémie dans des populations non exposées

2.7 Interprétation d'un rapport ou certificat d'analyse

Le rapport d'analyse devrait comprendre au minimum les éléments suivants (ISO, 1999):

- titre: en général « Rapport de laboratoire »;
- coordonnées du laboratoire;
- identification unique du rapport, à l'aide d'un numéro de rapport séquentiel;
- nom du demandeur et son adresse, s'il y a lieu;
- description et identification non ambiguë de l'objet soumis à l'analyse;
- date de réception de l'objet soumis à l'analyse;
- numéro de la méthode utilisée pour chaque type d'analyse effectuée. La répétabilité du résultat est indiquée dans la méthode;
- référence à la procédure d'échantillonnage, si pertinent;
- résultats de l'analyse*;
- valeurs normales, les normes applicables si pertinent;
- signature du chimiste responsable ainsi que la date d'émission du rapport.

3. MESURAGE DES CONTAMINANTS DE L'AIR**

La surveillance de la qualité de l'air a d'abord été basée sur le suivi d'un nombre limité d'indicateurs de pollution caractérisant essentiellement les émissions des combustions fixes et du trafic automobile. Aujourd'hui, cette surveillance s'est très largement diversifiée et amplifiée afin, non seulement d'évaluer l'incidence respective des différents types de sources sur la qualité de l'air, mais également de caractériser l'exposition des populations, y compris à l'intérieur des locaux, et de mieux connaître la chimie atmosphérique afin d'élaborer des simulations dans un cadre prospectif (Derbez et coll., 2001; Maneux, 2001).

3.1 Stratégies de mesurage de l'air extérieur

(ADEME, 2000, 2001)

Les réseaux de surveillance de la qualité de l'air sont en général constitués de stations fixes implantées en des lieux représentatifs de différents types d'exposition de la population:

- les stations de pollution urbaine de fond, soumises à l'ambiance générale, résultant de mélanges de toutes les sources;
- les stations de proximité d'une infrastructure routière ou d'une installation industrielle, environnements où s'observent les teneurs maximales;
- les stations à la périphérie des centres urbains où sont enregistrés les maxima de pollution photochimique.

Des camions laboratoires complètent ces dispositifs fixes et permettent, par exemple, de choisir l'implantation de nouvelles stations ou d'évaluer localement l'impact d'une installation ou d'une infrastructure.

Les mesurages de polluants sont effectués en continu, le plus souvent par des capteurs-analyseurs automatiques qui fournissent des données intégrées sur des durées aussi brèves que 15 minutes. Celles-ci sont télétransmises automatiquement vers l'ordinateur central du réseau où s'effectuent leur validation, leur analyse et leur diffusion. Cependant, dans l'état actuel de la technologie, les analyseurs automatiques n'évaluent encore qu'un nombre limité d'indicateurs. Un suivi plus détaillé des phases gazeuses et particulates de l'aérosol ambiant impose souvent une procédure en deux étapes: collecte des polluants sur un support approprié et analyse en différé au laboratoire. Dans ce contexte, l'échantillonnage passif est également un moyen judicieux, pratique et peu coûteux pour obtenir une bonne représentativité spatiale des teneurs moyennes d'un polluant dans un secteur géographique donné. La méthode, applicable uniquement aux composés gazeux, repose sur la diffusion moléculaire du polluant sur un capteur dont les performances dépendent de sa géométrie et de la nature de l'adsorbant qu'il contient. Les durées de prélèvement varient en général de 1 à 15 jours.

* Le nombre de chiffres significatifs du résultat doit refléter la précision réelle. Ainsi, si la précision est de 10 %, le résultat doit comporter 2 chiffres significatifs au maximum.

** Section rédigée par Yvon Le Moullec

Divers modèles d'échantillonneurs passifs sont commercialisés pour la mesure de nombreux polluants tels que les oxydes d'azote (NO_2 et NO_x), le dioxyde de soufre (SO_2), l'ozone (O_3) ou les composés organiques volatils dont les hydrocarbures aromatiques monocycliques (benzène, toluène, xylènes) et les aldéhydes (formaldéhyde, acétaldéhyde).

3.2 Mesurage par capteurs-analyseurs automatiques (AFNOR, 1999)

Pour les polluants gazeux classiques, le principe de la détection repose le plus souvent sur l'application des techniques spectrométriques, soit par mesurage de la lumière absorbée dans le domaine de l'ultraviolet (O_3) ou de l'infrarouge (monoxyde de carbone, CO), soit par mesurage de la lumière émise (fluorescence UV pour SO_2 , chimiluminescence pour NO_x). Les interférences potentielles sont éliminées au travers de dispositifs appropriés (cas des hydrocarbures pour les mesures de O_3 et SO_2). Les limites de détection de ces appareils sont de l'ordre de une à deux ppb* pour NO_x , SO_2 , et O_3 , elles sont plus élevées pour CO (0,5 ppm**). Lorsque les problèmes d'étalonnage sont bien maîtrisés, ces techniques présentent une bonne spécificité et une bonne fiabilité en atmosphère urbaine. Les étalonnages sont effectués à partir de bouteilles étalon lorsque les gaz dilués sont stables dans le temps, sinon l'utilisation de tubes à perméation s'avère nécessaire (SO_2).

Des analyseurs mesurant de manière séquentielle les BTX (benzène, toluène, xylènes) ont été récemment commercialisés; le mesurage repose sur une séparation chromatographique en phase gazeuse des hydrocarbures, couplée à un détecteur à ionisation de flamme.

S'agissant des particules, la détermination des teneurs pondérales présente d'abord des difficultés en terme d'échantillonnage puisque l'on sait que le spectre granulométrique de l'air échantillonné par un analyseur ou un dispositif de collecte est susceptible de différer du spectre réel de l'atmosphère étudiée. Dans le but de disposer de données comparables et pertinentes au plan sanitaire, des têtes de prélèvement assurant

une coupure granulométrique déterminée et reproductible dans des conditions météorologiques variées ont été développées et validées. Au niveau international, un consensus s'est établi pour proposer deux coupures: l'une à 10 μm , conforme à la fraction thoracique des particules, l'autre à 2,5 μm pour isoler la fraction alvéolaire. Pour déterminer la teneur en particules, la microbalance par élément oscillant (TEOM) est actuellement la méthode la plus utilisée. Un tube effilé en quartz supporte un filtre au travers duquel est aspiré l'air ambiant. On enregistre la fréquence de vibration de cet élément qui est modifiée par la masse des particules collectées. Il s'agit d'une méthode particulièrement sensible, permettant d'apprécier l'évolution de la contamination particulaire sur des durées d'une dizaine de minutes.

Des méthodes optiques intégratives, lidar («*light detection and ranging*») et DOAS («*differential optical absorption spectrometry*»), commencent à apparaître en complément de la surveillance classique exercée par l'utilisation d'analyseurs spécifiques dédiés au mesurage d'un seul polluant. Ainsi, des appareils utilisant le principe de la spectrophotométrie optique différentielle par absorption dans le domaine UV-visible, sur des trajets optiques de quelques centaines de mètres à plusieurs kilomètres, sont actuellement opérationnels. L'intérêt est double: l'analyseur est multipolluants et il permet une mesure représentative de l'espace balayé par le faisceau lumineux. Cette technique a été validée pour SO_2 , NO_2 , O_3 , benzène et toluène, et des recherches sont en cours pour étendre son application à d'autres polluants. Elle souffre cependant de certaines limitations par temps de brouillard ou de pluie (affaiblissement de l'énergie du faisceau lumineux).

3.3 Mesurage par échantillonnage sur site et analyse de laboratoire (Person, 1998)

Les principales familles de polluants de l'air extérieur qui font l'objet de cette démarche sont les composés oxygénés (aldéhydes), les hydrocarbures volatils (alcane, alcène, aromatique) et particulaires (hydrocarbures aromatiques polycy-

* Partie par milliard en volume (10^{-9})

** Partie par million en volume (10^{-6})

cliques, HAP) et les éléments métalliques. Les difficultés métrologiques interviennent souvent dans la phase d'échantillonnage. Il est souvent nécessaire de concentrer ces différents polluants en réduisant au maximum les risques d'artefacts dus à la nature du support de collecte (filtre ou adsorbant), à la présence de composés réactifs dans l'air et à l'effet éventuel de la lumière ou de l'humidité. Les procédures analytiques de laboratoire font appel aux techniques les plus courantes: chromatographie en phase gazeuse (CPG) et chromatographie liquide à haute performance (CLHP ou HPLC en anglais) pour les composés organiques, spectrophotométrie d'absorption atomique, spectrométrie d'émission à plasma et fluorescence X pour les éléments minéraux associés aux particules.

Pour les aldéhydes, la méthode la plus courante consiste à transformer chimiquement ces composés pendant la phase d'échantillonnage sous forme d'hydrazones; le réactif employé est la 2,4-dinitrophénylhydrazine. Les hydrazones formées sont ensuite analysées par CLHP. Pour les hydrocarbures volatils, l'adsorption sur charbon actif ou sur un adsorbant «faible» (tenax, carbotrap) constitue la technique de piégeage la plus courante.

Le charbon actif, de surface spécifique et de capacité d'absorption élevée, est l'adsorbant de choix pour un échantillonnage d'une durée de quelques heures à quelques jours. Il est surtout utilisé pour la détermination des hydrocarbures les moins volatils (plus de 6 carbones) tels que les aromatiques (benzène et dérivés); l'analyse, après extraction par le sulfure de carbone, s'effectue assez simplement par CPG et détection par ionisation de flamme. Les polymères (tenax) et les carbones graphitisés (carbotrap) ont des champs d'application plus larges. Ces supports sont soumis à désorption thermique à l'aide d'un dispositif couplé à une chaîne chromatographique. La sensibilité est inférieure à une ppb pour des prélèvements de courte durée, de quelques minutes à quelques heures. La conservation de l'échantillon est un point critique en raison des risques de contamination ou de perte des produits les plus volatils. Pour s'affranchir de ces problèmes, on a récemment validé le prélèvement en récipient métallique («canister») dont le revêtement interne est inactivé par dépôt électrolytique pour éviter les phénomènes d'adsorption.

Par ailleurs, des chaînes chromatographiques complètes adaptées à l'analyse *in situ* sont commercialisées depuis quelques années avec un principe de fonctionnement comparable à celui des équipements de laboratoire. Elles offrent des performances élevées, car elles permettent l'analyse détaillée des hydrocarbures à partir de deux atomes de carbone, mais encore au prix d'une complexité pénalisante pour une utilisation de routine.

Les HAP, présents en phase gazeuse pour les composés à 3 et 4 cycles, sont principalement associés à la phase particulaire (composés de 5 à 7 cycles). Les dispositifs de prélèvements associent un filtre (fibre de verre ou fibre de verre téflonée) à une cartouche en verre remplie de résine XAD2 ou de mousse de polyuréthane. Dans ces conditions, on obtient une rétention efficace de l'ensemble des composés. L'analyse peut s'effectuer par CPG haute résolution, mais généralement on préfère la CLHP couplée à la détection par émission de fluorescence. La sensibilité de ces produits à la lumière et leur réactivité vis-à-vis de composés oxydants (O_3 , HNO_3) contenus dans l'air ambiant sont deux facteurs critiques qui obligent à limiter les durées maximales d'échantillonnage à quelques heures.

Pour les éléments métalliques, on se préoccupe surtout de choisir des filtres dont le niveau de contamination intrinsèque est le plus faible possible et dont l'utilisation est compatible avec la procédure analytique adoptée. La spectrométrie d'absorption atomique par atomisation électrothermique est la technique la plus courante; la fluorescence X est aussi intéressante, car elle permet la détermination de nombreux éléments par analyse directe du filtre, sans minéralisation, mais elle est plus délicate sur le plan de l'étalonnage.

Il apparaît donc que les progrès accomplis au cours de la dernière décennie dans le domaine des techniques instrumentales et de la micro-informatique favorisent une exploitation des réseaux de surveillance fondée sur des capteurs-analyseurs assurant un mesurage en continu et une télétransmission des données. Cependant, pour une caractérisation plus complète des contaminants atmosphériques, dont la plupart sont à l'état de traces, le laboratoire reste indispensable.

3.4 Mesurage dans l'air intérieur (ECA, 1989, 1993)

Les stratégies dépendent très largement des objectifs des mesurages et doivent être particulièrement bien étudiées afin d'obtenir une représentativité satisfaisante des résultats à partir d'un nombre souvent restreint de prélèvements réalisés au cours de campagnes de durées limitées.

Le moment du prélèvement doit tenir compte des variations temporelles de nombreux facteurs: activité des sources, qualité de l'air extérieur, présence humaine, conditions thermohygrométriques. Il est également souhaitable d'attendre que la concentration du polluant atteigne dans le local un état d'équilibre, ce qui est d'autant plus rapide que le taux de renouvellement d'air est important. La durée des prélèvements est le plus souvent conditionnée par les caractéristiques d'émission des sources, par les effets potentiels du polluant (à court ou long terme), par les valeurs guides de référence et enfin par les limites de détection analytique.

S'agissant de la fréquence, un ou deux prélèvements consécutifs au cours d'une journée peuvent suffire si les facteurs qui influencent les teneurs sont contrôlés ou simulés au moment du mesurage. Par exemple, l'information relative aux concentrations maximales peut être probablement obtenue par simulation des conditions les plus défavorables. Par contre, le mesurage des expositions moyennes et de leur distribution exige des échantillonnages multiples dont le nombre dépend de la précision souhaitée.

Selon qu'il existe une ou plusieurs sources potentielles et selon qu'on s'intéresse aux expositions moyennes ou maximales des occupants, les échantillonnages intéresseront une ou plusieurs pièces. En règle générale, l'air est alors échantillonné au centre du local, à hauteur des voies respiratoires.

Pour l'évaluation des expositions, quel que soit le bâtiment, la première contrainte est que les mesurages doivent s'effectuer avec des équipements tolérables par les résidents. Pour les polluants physico-chimiques, il est en général très difficile, voire impossible, d'utiliser les capteurs-analyseurs qui équipent les stations des réseaux de surveillance, en raison de leur encombrement et des nuisances sonores qu'ils

engendrent. Par contre les méthodes qui associent prélèvement sur site et analyse en laboratoire sont pratiquement toutes adaptables à l'environnement intérieur. Pour réduire au maximum les nuisances sonores, on privilégie les dispositifs d'échantillonnage à faible débit ou, mieux encore si c'est possible, les dispositifs passifs, très intéressants pour les prélèvements de longue durée. Pour la détermination de la concentration en fibres d'amianté dans les atmosphères ambiantes, la méthode de référence est la microscopie électronique à transmission, après prélèvement des particules sur filtre en mélange d'esters de cellulose.

Les techniques de prélèvement des microorganismes (bactéries, moisissures, levures) reposent sur l'aspiration et l'impaction sur un milieu de culture (solide ou liquide) ou sur la filtration sur des membranes en esters de cellulose ou en gélatine. Les milieux de culture sont plus ou moins spécifiques selon le type de microorganisme recherché. Le dénombrement des germes s'effectue au laboratoire, soit visuellement soit de façon automatisée par analyse d'image ou par épifluorescence. L'identification est réalisée à l'aide de techniques classiques basées sur des tests biochimiques (galeries API) ou par des méthodes plus récentes de biologie moléculaire (amplification en chaîne par polymérase [ACP], hybridation *in situ*).

Les allergènes d'animaux, portés par les particules fines, sont recueillis sur filtres grâce généralement à des dispositifs d'aspiration autonomes, et leur dosage s'effectue par des techniques immunologiques (type ELISA).

Les ambiances intérieures sont donc caractérisées par une polycontamination physico-chimique et (micro)biologique. Bien que d'importants travaux aient été effectués ces dernières années, de meilleures connaissances sont encore nécessaires dans les domaines de la caractérisation des sources d'émission et de l'évaluation des expositions des populations. L'association d'équipes pluridisciplinaires est à encourager du fait que les problèmes à résoudre impliquent de réunir des compétences à la fois dans les domaines des mesures physicochimiques et microbiologiques, mais aussi de l'architecture et de la ventilation.

4. MESURAGE DES CONTAMINANTS DU MILIEU DE TRAVAIL

4.1 Stratégie de mesure*

L'élaboration d'une stratégie de mesure de tout paramètre doit tenir compte en tout premier lieu de l'objectif de l'intervention. Selon l'objectif, la stratégie retenue fera intervenir une démarche systématique et rigoureuse, par exemple, lors de la vérification de la conformité aux normes ou l'évaluation de la dose d'exposition d'un travailleur, ou une démarche de type exploratoire comme lors de la caractérisation d'un milieu de travail ou l'identification et la localisation de sources d'émission, ou encore une démarche de type semi-quantitatif dans le cadre d'un programme de suivi de la qualité de l'air ou d'un programme de surveillance environnementale. Les méthodes et les outils de mesure ainsi que la puissance du traitement statistique pourront varier selon les caractéristiques exigées pour chacune de ces situations. La stratégie de mesure d'un environnement doit donc être réaliste, adaptée aux objectifs visés par l'intervention et supportée par un traitement statistique approprié.

Plusieurs organismes de divers pays proposent des stratégies de mesure, notamment l'AIHA et l'OSHA aux États-Unis (ASTM, 1996; Mulhausen et Damiano, 1998), le BOHS en Grande-Bretagne (BOHS, 1993), l'INRS en France (Hervé-Bazin, 1989; INRS, 2000) et l'Union européenne (CEN, 1995).

La stratégie décrite dans cette section est celle préconisée par l'IRSST au Québec. Elle vise essentiellement la quantification du milieu de travail et correspond aux étapes de la démarche typique d'une étude d'hygiène industrielle, soit l'identification, le mesurage et le contrôle des agents agresseurs (IRSST, 2000)

Étape 1 : identification des contaminants

Cette étape vise à reconnaître les principaux contaminants auxquels les travailleurs peuvent être exposés de façon significative. Elle se base principalement sur des éléments de connaissance de l'établissement et d'évaluation rapide de certains paramètres (Ménard et coll., 1987). Plus spécifiquement, cette étape d'identification repose sur

- la connaissance de l'établissement: procédés et séquences de fabrication; produits et réactifs incluant les matières premières, les produits finis, les sous-produits, les impuretés et les rejets; organisation physique des lieux, ventilation et autres moyens de contrôle à la source; sources d'émission, particulièrement leur nombre, localisation et taux;
- la connaissance des modes d'exposition: nombre de travailleurs; organisation du travail; description et durée des tâches; modes opératoires et habitudes de travail; moyens et procédures de sécurité; équipements de protection individuelle ou collective; données environnementales; problèmes de santé et accidents rapportés.

Divers outils sont disponibles pour acquérir ces renseignements préalables, tant au niveau de l'établissement par la consultation des chartes de procédé, des fiches signalétiques, des rapports environnementaux et d'hygiène industrielle, des registres de santé et des visites d'observation qu'au niveau de la littérature scientifique et technique et de la réglementation.

Des méthodes rapides d'évaluation qualitative et quantitative sont également disponibles pour permettre de confirmer ou d'infirmer certaines hypothèses, pour détecter la présence de substances, pour déceler ou vérifier des variations de concentrations dans le temps et dans l'espace ou pour suivre la dispersion d'un polluant, entre autres. Plus spécifiquement, ces méthodes sont:

- Utilisation d'indices sensoriels. L'être humain dispose d'organes sensoriels qui lui permettent d'évaluer continuellement son environnement. Le nez peut détecter certaines substances dans l'air à des concentrations de l'ordre du centième de ppb. Par contre, plusieurs produits chimiques toxiques sont peu odorants ou inodores. De plus, il faut se rappeler que le fait de ne percevoir aucune odeur n'est pas une assurance de l'absence d'un toxique. Des limites olfactives sont rapportées dans la littérature pour plusieurs gaz et vapeurs. Visuellement, l'importance des dépôts de poussières à proximité des sources de génération ou aux postes de travail peuvent être de bons indices du degré de pollution.

* Section rédigée par Nicole Goyer

- Utilisation d'instruments portatifs à lecture directe. Les instruments peuvent être avantageusement utilisés à cette étape de la démarche puisqu'ils permettent une lecture rapide en temps réel et en continu. Plusieurs permettent également d'accumuler et de traiter les données. Il est cependant important de se rappeler que la spécificité, la précision, l'exactitude, le temps de réponse et la limite de détection sont autant de caractéristiques d'un instrument à connaître afin d'en faire un usage le plus judicieux et efficace possible.

Cette première étape de la démarche doit permettre de découvrir les contaminants, de déterminer les éléments à mesurer, de fixer les priorités d'intervention et d'entrevoir des solutions. Elle se base essentiellement sur la connaissance de l'environnement à évaluer et doit permettre de décider des actions subséquentes.

Étape 2: mesurage des contaminants

Le mesurage approfondi des contaminants s'avère nécessaire lorsque l'étude préliminaire conclut à la possibilité de risques pour les travailleurs, lorsqu'il y a des plaintes, accidents ou maladies, dans le cadre d'un programme de santé ou d'une étude épidémiologique ou pour vérifier la conformité aux normes ou l'efficacité des correctifs apportés. Cette évaluation nécessite une démarche rigoureuse, appuyée sur des bases statistiques afin d'assurer la représentativité des mesures et l'interprétation correcte des résultats (IRSST, 2000). Ceci sous-entend un nombre considérable de mesurages, d'où l'utilisation, sous certaines réserves, de stratégies moins contraignantes et plus faciles d'application quitte à sacrifier un degré, acceptable statistiquement, de précision et d'exactitude. Il est possible ainsi d'adopter des stratégies de mesures limitées, par exemple, à un poste de travail où l'exposition semble plus élevée (scénario d'exposition maximale) ou aux sources d'émission. Si ces données objectives indiquent qu'une exposition est nettement au-dessus ou au-dessous des valeurs limites, le nombre de mesurages pourra être suffisant pour permettre de décider de la suite à donner. Ainsi, un dépassement de la valeur de référence pourra mener à des actions de correction. Par contre, des valeurs d'exposition nettement plus basses que la valeur de référence et qui le demeurent à long

terme peuvent inciter à prioriser les interventions à d'autres postes de travail. Il n'y a pas de définition universelle d'une exposition nettement plus basse que la valeur de référence. Cette notion doit être définie par l'intervenant en se basant sur ses objectifs et son contexte décisionnel.

Dans les autres cas où l'évaluation de l'exposition est du même ordre de grandeur que la valeur limite ou que l'objectif requiert toute la rigueur scientifique réalisable, il est alors nécessaire d'appliquer la démarche élaborée où le choix des travailleurs à considérer, la sélection des conditions représentatives de l'exposition et l'utilisation du support statistique deviennent les éléments clés. Toutes les mesures comportent une certaine variabilité qui dépend des fluctuations de la concentration dans le milieu de travail et des erreurs associées aux techniques d'échantillonnage et d'analyse. Les doses d'exposition sont des valeurs expérimentales qui doivent être décrites en termes statistiques et dont la confirmation s'appuie sur la détermination des limites de confiance. Ces notions de statistiques sont reprises à la section 2 du présent chapitre.

Choix des travailleurs

Pour certains objectifs d'intervention qui visent souvent l'établissement d'un lien de causalité entre un problème de santé et une exposition, par exemple lors de plaintes, refus de travail, enquêtes de réclamation et autres, la question du choix de travailleur ne se pose pas puisqu'il s'agit d'un ou de quelques travailleurs spécifiques.

Dans d'autres cas, lorsqu'il s'agit de documenter l'exposition de travailleurs dans le but de mettre en place un programme de santé ou de surveillance environnementale ou dans le cadre d'une étude épidémiologique, il n'est ordinairement pas possible de mesurer l'exposition de tous les travailleurs à tout moment. Diverses approches permettent de tendre vers une représentativité du choix des travailleurs exposés qui satisfasse à l'objectif de l'intervention, c'est-à-dire mesurer l'exposition d'un petit nombre de travailleurs, tout en obtenant une évaluation statistiquement acceptable de l'ensemble du groupe.

L'approche idéale consiste à séparer la population de travailleurs en groupes dont l'exposition serait homogène ou similaire et de choisir au hasard parmi ce groupe de travailleurs exposés

Tableau 7.2 Nombre de travailleurs à mesurer dans un groupe homogène (Leidel et coll., 1977)

Taille du groupe	8	9	10	11-12	13-14	15-17	18-20	21-24	25-29	30-37	38-40	40-50	>51
Nombre à mesurer*	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	22

* Pour avoir au moins un travailleur parmi les 10 % les plus exposés, probabilité de 90 %

ceux qui feront l'objet d'une évaluation de leur exposition. Ainsi, dans une population de travailleurs soumise à une exposition homogène, le choix des individus se fait à l'aide des tables de nombres aléatoires (Leidel et coll., 1977). Le tableau 7.2 donne un exemple du nombre de travailleurs à échantillonner pour une population homogène soumise à un risque donné. Le contenu de ce type de tables se base sur des paramètres statistiques et essaie d'envisager les différents scénarios statistiques de ces groupes quant à la probabilité d'inclure au moins un des travailleurs les plus exposés (ici, un niveau de confiance de 90 % pour un travailleur parmi les 10 % les plus exposés).

La validité de ces regroupements selon le risque d'exposition peut être établie lors d'études critiques de l'organisation des travailleurs et à partir des données préliminaires sur l'exposition. Le critère d'acceptabilité de l'homogénéité du groupe suggéré par l'Union européenne (CEN, 1995) est une valeur individuelle d'exposition plus grande que la moitié et plus petite que le double de la moyenne arithmétique du groupe. Par exemple, un groupe de 20 travailleurs dont la moyenne arithmétique d'exposition à un contaminant est de 1 mg/m^3 est considéré comme étant homogène si la valeur d'exposition de chacun des individus du groupe à ce contaminant se situe entre $0,5$ et $2,0 \text{ mg/m}^3$.

Parfois, la situation se prête mal à l'utilisation de ces tables puisque le nombre de travailleurs par fonction similaire est trop faible. Il devient alors nécessaire de mesurer l'exposition de tous les travailleurs dont l'exposition est similaire.

Sélection des conditions représentatives de l'exposition

Les conditions d'évaluation de l'exposition doivent être choisies pour que les résultats fournissent une évaluation objective de l'exposition dans la situation réelle du travailleur lors de l'accomplissement de ses tâches. Dans le cas spécifique de la comparaison des résultats de l'évaluation à une valeur limite, les conditions tiendront aussi compte de la nature de cette valeur, que ce soit une valeur moyenne pondérée pour une

exposition de huit heures, une valeur d'exposition de courte durée ou une valeur plafond.

L'évaluation de l'exposition environnementale d'un travailleur doit être effectuée à partir d'échantillons collectés dans la zone respiratoire de ce travailleur pour la période complète de travail ou pour la période prévue à la valeur limite appropriée.

Dans le cas de groupes de travailleurs, si l'évaluation préliminaire n'a pas permis de recueillir des données sur l'homogénéité de l'exposition, des échantillonnages doivent servir à établir la variabilité de cette exposition dans le temps (jour, nuit, saisons, conditions climatiques, durant certaines opérations) et dans l'espace (divers postes de travail ou sources d'émission).

Les résultats d'échantillonnages uniques qui couvrent la période d'évaluation peuvent être comparés directement aux valeurs limites. Des échantillons consécutifs couvrant la période entière de travail offrent le même avantage que des échantillons uniques quant à la comparabilité avec les valeurs limites appropriées. Cette stratégie d'échantillons consécutifs peut en plus fournir des informations sur la variation de la concentration d'un contaminant durant la période de travail et permettre de déceler un échantillon contaminé de façon volontaire ou accidentelle.

Des échantillons multiples ne couvrant qu'une portion de la période de travail peuvent être satisfaisants, compte tenu des informations sur l'homogénéité des résultats d'exposition. En général, en cas d'exposition homogène, la valeur pour une exposition moyenne de huit heures peut se calculer par des échantillonnages multiples d'une durée totale d'au moins deux heures ou par cinq échantillons de la durée prescrite dans la méthode de référence, ces échantillons étant répartis uniformément à l'intérieur d'une période de temps de huit heures dans une journée de travail.

Dans certains cas, à cause des contraintes du temps de prélèvement, de la méthode choisie ou lors de l'utilisation d'instruments de mesure à

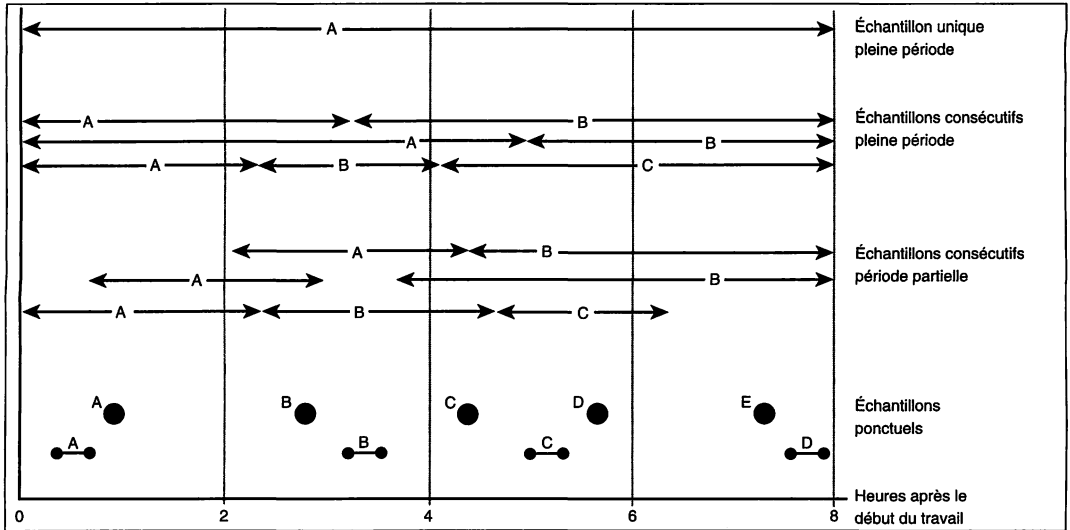


Figure 7.1 Types d'échantillonnage destinés à caractériser une exposition de 8 heures

lecture directe, une série de prélèvements ponctuels peut être effectuée à des intervalles aléatoires durant la période complète de travail ou d'application de la norme. Les prélèvements ponctuels servent aussi à comparer la concentration d'un contaminant à une valeur plafond. Dans ce cas, la période minimale de prélèvement doit tenir compte de la contrainte instrumentale qu'est le temps de réponse. Même dans le cas des valeurs plafonds, l'interprétation des résultats doit tenir compte de la précision et de l'exactitude de la technique et établir la fiabilité de la comparaison des résultats à la valeur limite à l'aide des statistiques usuelles.

La figure 7.1 résume les caractéristiques temporelles des différents types d'échantillonnage pour caractériser une période d'exposition de huit heures. Des quatre sortes de prélèvements décrits, les résultats les plus représentatifs de la situation réelle exigent de prélever plusieurs échantillons consécutifs durant la période complète de travail. Le second choix serait de prélever un échantillon unique durant la période complète. L'interprétation des résultats d'échantillons couvrant une période partielle et d'échantillons ponctuels nécessitent une bonne connaissance de l'homogénéité de l'exposition et une analyse statistique appropriée.

Étape 3: contrôle des expositions

À cette étape, des mesures sont prises d'une part pour évaluer l'efficacité des moyens de contrôle

et d'élimination à la source et d'autre part pour assurer le maintien des niveaux d'exposition à des valeurs inférieures aux limites permises. Se pose alors la question de la périodicité du suivi environnemental.

Dans certains cas, une périodicité minimale peut être prévue dans la réglementation. C'est le cas au Québec, où le Règlement sur la santé et la sécurité du travail (Québec, 2001) spécifie que dans tout établissement dans lequel des travailleurs sont exposés à l'amiante, l'employeur doit mesurer au moins une fois par année la concentration de poussière d'amiante en suspension dans l'air et la concentration de fibres respirables d'amiante au niveau de la zone respiratoire des travailleurs. Une stratégie d'échantillonnage peut toutefois prévoir une fréquence de mesure plus grande selon l'importance des risques pour la santé, la sécurité ou l'intégrité physique des travailleurs. Ce règlement pose la même exigence de périodicité pour tout exploitant d'un établissement qui emploie 50 travailleurs ou plus et dans lequel la concentration de gaz, poussières, fumées, vapeurs ou brouillards excède ou est susceptible d'excéder les normes prévues à l'annexe 1.

Dans les autres cas, de façon générale, l'intervalle entre les évaluations d'exposition devrait tenir compte des facteurs suivants:

- concentrations ambiantes près des valeurs limites;

- variabilité des résultats dans le temps;
- cycles du procédé incluant les cycles d'opération normale et les cycles d'entretien ou de réparation;
- efficacité des moyens de contrôle;
- pannes des installations de contrôle ou d'élimination à la source;
- toute modification au procédé ou aux procédures.

Pour ce qui est de l'évaluation de l'efficacité des correctifs, l'évaluation environnementale devrait être la même que celle qui a permis de localiser et quantifier la situation problématique.

4.2 Méthodes de mesurage*

Cette section porte exclusivement sur les méthodes de mesure de la concentration des contaminants chimiques dans l'air du milieu de travail. Pour l'évaluation des agents microbiologiques sous forme de bioaérosols, le lecteur est référé à la section 8 de ce chapitre et au document de Goyer et coll. (2001). En ce qui concerne la mesure de l'exposition cutanée, encore peu développée, elle fait appel à des mesurages sur les vêtements ou sur des tampons absorbants (Mulhausen et Damiano, 1998).

Il y a, comme attendu, de grandes similitudes entre les méthodes de mesurage des contaminants de l'air extérieur ou résidentiel, décrites dans la section 3 ci-dessus, et celles des contaminants de l'air du milieu de travail: il s'agit généralement des mêmes substances, dans le même milieu, l'air. Aussi, insisterons-nous sur les éléments de différence. Contrairement à l'air ambiant, le milieu de travail est en effet un milieu de fort potentiel d'exposition à un grand nombre de substances qui fait l'objet de règlements ou recommandations bien établies portant sur des normes d'exposition ou valeurs limites des contaminants dans l'air (*voir notamment le chapitre 22*). Celles-ci sont accompagnées, dans plusieurs juridictions, de prescriptions sur les méthodes de mesurage incluant notamment: milieux de captage, débits, méthodes analytiques, limites de détection, précautions particulières. Nous référons donc le lecteur à ces guides techniques, notamment ceux pu-

bliés par l'IRSST (2000), par l'INRS (2002), par NIOSH (Cassinelli et O'Connor, 1994), par OSHA (2002). Le guide de l'IRSST contient de plus une description des instruments et techniques d'échantillonnage tandis que le détail des méthodes par contaminant est accessible sur un site particulier**. Buchet également a publié une revue des principales méthodes d'échantillonnage (1990). Ces références ont servi de base aux sections suivantes.

Gaz et vapeurs

En plus de sacs et cannettes métalliques, relativement peu utilisés, le principal mode de prélèvement des gaz et vapeurs demeure la pompe portative, permettant d'effectuer des prélèvements de type personnel au niveau de la zone respiratoire du travailleur. Les pompes à batterie rechargeable sont de plus en plus légères, discrètes et performantes (gamme de débits, débits maintenus constants). L'étalement du débit est effectué sur le train d'échantillonnage au complet (pompe, tuyaux souples, tête de captage) si possible sur le site des prélèvements. Des débitmètres à bulle électroniques et facilement déplaçables sont disponibles. Des ajustements peuvent être calculés pour tenir compte des différences de température et de pression éventuelles entre site d'étalement et site de prélèvement, et avec les conditions standard***.

Les milieux de collecte pour les gaz et vapeurs (charbon actif, silice, certains polymères) sont disposés en deux sections consécutives dans un tube placé en tête du train d'échantillonnage. Lors de l'analyse en laboratoire, la présence de contaminant dans la deuxième section indiquera une situation potentiellement indésirable de saturation du milieu de captage, le claquage. Quelques rares contaminants requièrent encore l'usage d'un liquide dans un barboteur comme milieu de captage. Au laboratoire, de préférence accrédité, les méthodes analytiques servant à quantifier les quantités de contaminants retrouvés sur les milieux de captage sont variées et semblables à celles présentées au point 3.3.

Depuis plusieurs années, l'utilisation de dosimètres passifs, ou badges, prend de l'import-

* Section rédigée par Michel Gérin

** www.irsst.qc.ca/htmfr/FICHE/index.html

*** www.irsst.qc.ca/htmfr/utilitaires/correct.htm

tance pour la mesure des gaz et vapeurs. La substance présente dans l'air diffuse passivement dans un milieu de captage (charbon actif) disposé sur une tête de prélèvement d'une surface d'une dizaine de cm^2 , légère et facile à porter. En plus de la facilité d'utilisation pour le travailleur et l'hygiéniste, une étude récente (Nothstein et coll., 2000) suggère que ce type de mesurage est plus économique que l'utilisation des méthodes actives (avec pompe).

Existant depuis de nombreuses années, les méthodes colorimétriques directes sont toujours en développement. Le tube colorimétrique, disponible pour plusieurs centaines de substances, repose sur le principe d'une réaction colorée spécifique qui se développe sur un support poreux approprié lors du passage d'un contaminant dans un tube de prélèvement actionné par une pompe manuelle. La longueur de la coloration dans le tube est lue directement en concentration. Cette méthode, presque instantanée, permet une mesure rapide en tout lieu, mais qui manque de précision et peut faire l'objet d'interférences. Elle est habituellement réservée à des étapes préliminaires dans la stratégie de mesurage. Pour des évaluations sur plusieurs heures, on retrouve maintenant dans le commerce un nombre grandissant de badges ou dosimètres basés sur les mêmes principes de colorimétrie et permettant une lecture sur place.

Finalement, il faut noter la disponibilité croissante de méthodes de lecture instrumentale directe (*analyseurs, voir aussi 3.2*) qui permettent de dresser des profils temporels ou de surveiller en continu les niveaux (IRSST, 2000; Evans et coll., 2002).

Aérosols

Les aérosols (poussières, fumées, brouillards) sont prélevés à l'aide du même type de pompe que les gaz et vapeurs, quoique à des débits généralement supérieurs. Le milieu de captage est habituellement un filtre ou une membrane poreuse contenue dans une cassette en tête du train d'échantillonnage. La nature du milieu de captage filtrant (esters de cellulose, chlorure de polyvinyle, fibre de verre, argent) dépend surtout de la méthode analytique qui servira au laboratoire à quantifier la masse d'aérosol présente. Ces méthodes vont de la simple gravimétrie (bois) à la diffraction des rayons X (quartz) en passant par le comptage microscopique (amiante) ou la

spectrométrie d'absorption atomique (plusieurs métaux). Il existe quelques méthodes de lecture directe, peu utilisées.

La granulométrie de l'aérosol joue un rôle primordial en hygiène industrielle, car elle détermine la région de l'arbre respiratoire où pénétreront les particules. Pour pouvoir comparer des particules de taille, de forme et de densité différentes, en ce qui concerne leur comportement aérodynamique dans l'arbre respiratoire, on les définit par leur diamètre aérodynamique équivalent (DAE). Le DAE d'une particule donnée est le diamètre de la sphère de densité 1 ayant la même vitesse de sédimentation dans l'air. Le DAE est notamment proportionnel à la racine carrée de la densité. Ainsi, une particule sphérique de plomb (densité 9) de diamètre 1 μm aura un DAE de 3 μm . Plusieurs organismes se sont entendus pour proposer une convention qui relie, pour les fins de l'hygiène industrielle, le diamètre aérodynamique à la zone de pénétration dans l'arbre respiratoire (INRS, 2001). La courbe supérieure de la figure 7.2 définit, en fonction du DAE, le pourcentage de particules présentes dans l'air, dites inhalables, c'est-à-dire qui pénètrent par la bouche ou le nez. La courbe intermédiaire définit le pourcentage de particules d'un DAE donné pénétrant dans la zone thoracique, c'est-à-dire au delà du larynx. Quant à la courbe dite respirable (ou alvéolaire), elle définit les pourcentages de particules pénétrant encore plus profondément, c'est-à-dire dans la zone pulmonaire des bronchioles respiratoires et alvéoles. On voit par exemple que 77 % des particules de 10 μm présentes dans l'air sont inhalées, 50 % pénètrent dans la zone thoracique et 1 % seulement dans la zone pulmonaire.

La courbe des aérosols respirables sert de base au prélèvement d'une série de 20 à 30 substances présentes sous forme de poussières. Ce sont celles dont on a pu établir que les effets sur la santé sont gouvernés par cette même fraction et pour lesquelles la valeur limite d'exposition est établie sur cette seule fraction. L'exemple le plus connu en est le quartz, forme la plus courante de la silice cristalline. Pour ces poussières, il est donc requis de faire précéder le milieu filtrant d'un séparateur qui laisse passer les particules selon leur DAE, dans la même proportion que la courbe de la convention respirable. Le séparateur habituellement recom-

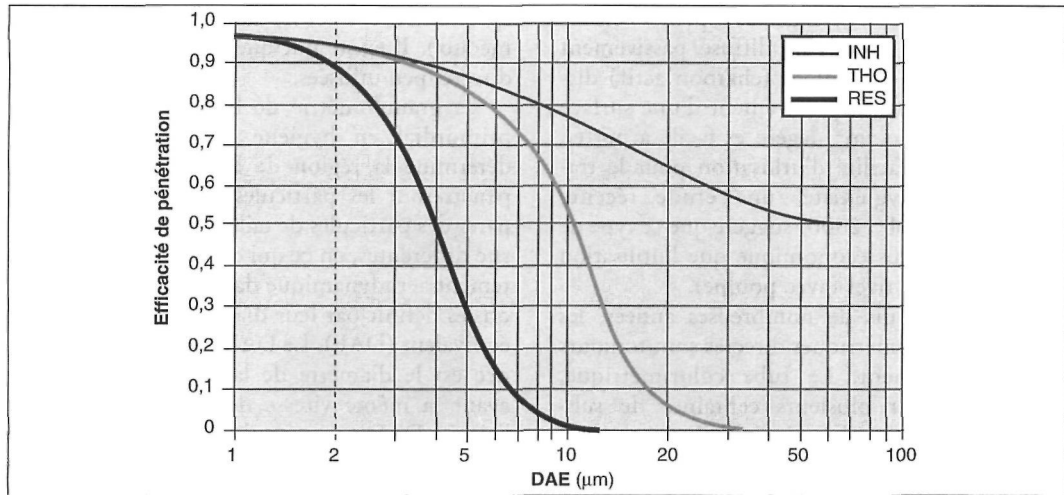


Figure 7.2 Courbe de pénétration des particules dans diverses zones de l'arbre respiratoire selon leur diamètre aérodynamique équivalent (INH: fraction inhalable, THO: fraction thoracique, RES: fraction respirable ou alvéolaire)

mandé est un tube d'une dizaine de cm de long, appelé cyclone. L'air ambiant y est soumis, lors du prélèvement, à un vortex qui élimine par centrifugation les particules les plus grosses ne laissant continuer jusqu'au filtre que les plus fines, en proportion égale au profil établi par la convention. La pratique actuelle n'a pas encore intégré les développements en cours pour se conformer aux autres courbes (thoracique et inhalable) (ACGIH, 2002). La très grande majorité des poussières et autres aérosols sont donc prélevés sous forme dite totale, sans séparateur. Notons le cas unique de la poussière de coton qui nécessite un séparateur particulier, l'«élutriateur». Finalement il faut signaler la possibilité d'établir la distribution granulométrique d'un aérosol en le prélevant à l'aide d'un impacteur en cascade.

5. MESURAGE DES CONTAMINANTS DE L'EAU*

L'eau peut être contaminée par deux catégories de contaminants: chimiques et microbiens. Cette section traitera uniquement de la mesure des contaminants chimiques, la contamination par les microorganismes étant abordée à la section 8.

Pour caractériser la qualité d'une eau, on mesure les paramètres physicochimiques, les

contaminants inorganiques ainsi que les contaminants organiques. Les niveaux acceptables de contamination ainsi que la fréquence des contrôles à exercer sont normalement fixés par loi ou réglementation. Il en va de même pour les méthodes d'analyse de l'eau qui sont prescrites par législation ou réglementation dans plusieurs pays. En Amérique du Nord, les méthodes prescrites sont généralement adaptées de celles reconnues par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA, 1996). L'American Public Health Association publie également un ouvrage de référence sur la caractérisation de l'eau (APHA, 1998)

5.1 Méthodes d'analyse de l'eau

Qualités organoleptiques

Couleur Elle se détermine soit par comparaison visuelle avec des échantillons de couleur préparés avec du chloroplatinate de potassium ou par spectrophotométrie d'absorption visible. Dans les deux cas, il faut préalablement éliminer la turbidité et ajuster le pH à une valeur de référence, la couleur variant avec le pH.

Turbidité La turbidité de l'eau provient de la matière en suspension et de la matière colloïdale qui s'y trouvent. La technique standard

* Section rédigée par Jean-Philippe Weber

pour mesurer la turbidité est la néphélométrie qui s'appuie sur le principe du mesurage de la lumière diffusée par les particules en suspension.

Odeur L'évaluation de l'odeur est quelque peu subjective, faisant appel à l'analyse sensorielle. Un panel d'experts évalue la présence d'odeurs dans l'échantillon d'eau. Afin d'établir l'intensité de l'odeur, l'échantillon est dilué successivement avec de l'eau pure (inodore et limpide), jusqu'au seuil d'olfaction.

Goût La technique est semblable à celle utilisée pour l'odeur, à la différence que les échantillons à évaluer doivent être sécuritaires pour les goûteurs (exempts de microorganismes nocifs ou autres contaminants).

Propriétés physicochimiques

pH Potentiel hydrogène, reflète la concentration d'un liquide en ions hydrogène (H^+): $pH = -\log [H^+]$.

Alcalinité L'alcalinité d'une eau est sa capacité de neutraliser les acides. L'alcalinité se mesure par titrage avec un acide fort (sulfurique ou chlorhydrique) et s'exprime en mg de carbonate de calcium par litre.

Dureté Capacité d'une eau de précipiter le savon, la dureté est plus précisément définie comme la somme des ions divalents que sont le calcium et le magnésium. La dureté s'exprime en équivalents de carbonate de calcium à partir des niveaux mesurés de calcium et de magnésium. Dureté (mg équivalents de $CaCO_3/L$) = $2,497 [Ca, mg/L] + 4,118 [Mg, mg/L]$.

Métaux

La technique de choix pour la détermination des métaux dans l'eau est la spectrophotométrie d'absorption atomique. Pour des concentrations élevées ($> 0,1$ mg/L), la technique d'aspiration dans la flamme donne de bons résultats et s'avère rapide et économique. Pour des niveaux plus faibles, il faut recourir à une préconcentration ou utiliser une technique plus sensible d'atomisation par four au graphite. Les techniques multi-éléments (ICP-MS) permettent la détermination simultanée d'un grand nombre d'éléments, mais requièrent un investissement initial considérable.

Fluorures

La technique de l'électrode spécifique permet d'établir rapidement les taux de fluorure dans l'eau aux niveaux d'intérêt pour la santé (0,1 mg/L - 10 mg/L).

Composés organiques

On utilisera généralement des techniques chromatographiques en phase gazeuse ou liquide. Le principe de détection dépendra du type de molécule à mesurer (capture électronique pour molécules contenant des fonctions halogènes). Depuis quelques années, la technologie de spectrométrie de masse s'est grandement améliorée, ce qui en fait maintenant la méthode de détection de choix pour la plupart des applications.

Le traitement préliminaire est fonction du type de composé organique à mesurer. Les composés organiques volatils (halogénés ou aromatiques) sont concentrés par dégazage dynamique (*purge and trap*). Cette technique consiste à passer un gaz inerte à travers l'échantillon d'eau pour ensuite absorber dans un piège les vapeurs organiques. Les composés organiques moins volatils seront extraits dans une phase organique soit par extraction liquide-liquide ou sur phase solide (*solid phase microextraction*). Certains composés organiques contenant des groupements fonctionnels qui les rendent difficilement chromatographiables en phase gazeuse devront être dérivés, par exemple avec le diazométhane. La chromatographie liquide à haute performance n'est pas sujette à ces contraintes, par contre elle s'avère souvent moins sélective et moins sensible.

5.2 Prélèvement et conservation

La qualité des résultats dépend du prélèvement qui doit être représentatif de la situation à évaluer (Keith, 1991; Quevauviller, 1995). Ainsi, les stratégies d'échantillonnage varient selon qu'on veut connaître la contamination maximale, le taux moyen, ou encore vérifier le respect d'une norme. À titre d'exemple, pour évaluer la contamination en plomb de l'eau potable dans une résidence, on peut prélever l'eau du premier jet, suite à une période d'inactivité ou faire couler l'eau plusieurs minutes avant de prélever. Si la contamination en plomb provient de soudures près du robinet, les deux résultats seront complètement différents. La caractérisation des plans d'eau ou des cours d'eau

est encore plus complexe et exige la prise de nombreux échantillons selon des protocoles bien planifiés.

La conservation de l'échantillon entre le prélèvement et l'analyse revêt également une importance capitale. Dans la pratique, il est toujours recommandé d'obtenir du laboratoire auquel seront confiées les analyses les directives précises quant à la manière de prélever et de conserver les échantillons.

6. MESURAGE DES RAYONNEMENTS DE TYPE EBF, RADIOFRÉQUENCES ET MICRO-ONDES*

En fonction de leurs propriétés énergétiques, on divise les rayonnements électromagnétiques en «ionisants» et «non ionisants» (chapitres 16 et 17). Cette section ne traitera pas de la mesure des rayonnements ionisants. Il existe cependant plusieurs ouvrages de références sur le sujet (Miller, 1992; Knoll, 1999; ICRP, 2000). Deux catégories de rayonnements électromagnétiques non ionisants sont abordées ici, soit les rayonnements d'extrêmement basses fréquences («*extra-low frequency*»), ELF ou EBF) (Hitchcock et Patterson, 1995) et les radio-fréquences et micro-ondes. Les EBF tirent leur origine essentiellement de la distribution de l'énergie électrique à 50 ou 60 Hz; pour leur part, les radiofréquences et micro-ondes sont associées aux activités de télécommunication, incluant les réseaux cellulaires, et aux processus industriels nécessitant un chauffage en profondeur (chapitre 17).

6.1 Mesurage des fréquences extrêmement basses

Deux champs distincts sont associés au réseau de distribution de l'énergie électrique, soit le champ électrique et le champ magnétique. Fondamentalement, le champ électrique est produit par la concentration des charges électriques et obéit donc à la loi de Coulomb. Pour sa part, le champ magnétique concrétise la force de Coulomb que des charges en mouvement appliquent à d'autres charges en mouvement. En termes d'ingénierie, le champ électrique est

associé au voltage appliqué, tandis que le champ magnétique est associé au passage du courant électrique.

Un courant électrique [i] porté par un seul conducteur rectiligne génère un champ magnétique concentrique [B] et un champ électrique radial [E] qui diminuent tous deux en amplitude selon l'inverse de la distance [1/d]. Lorsqu'on est en présence d'une paire de conducteurs, comme dans le cas du fil double d'une lampe, le champ varie en fonction de la distance au carré [1/d²], tandis que la décroissance du champ d'une bobine s'approche de l'inverse du cube de la distance.

Le champ électrique alternatif entre deux points dans l'espace peut être mesuré en plaçant un objet métallique à chaque point, et en mesurant la tension entre ces deux objets à l'aide d'un voltmètre à très haute impédance. Il y a cependant plus d'intérêt pour la mesure des champs magnétiques, qui ont été associés à une augmentation des cas de leucémie et de cancer du cerveau, suggérant que ces champs sont bioactifs (chapitre 16). Les champs magnétiques sont mesurés à l'aide de bobines de fil électrique comprenant de nombreux tours afin d'augmenter l'amplitude du signal (Héroux, 1987). Pour la même raison, ces bobines sont également fréquemment munies d'un noyau ferromagnétique.

Pour les champs magnétiques, il y a dans le commerce des appareils triaxiaux compacts qui compilent simultanément les valeurs du champ dans les directions orthogonales X, Y et Z, ce qui rend la lecture beaucoup plus facile que dans le cas de l'utilisation d'un capteur unique. Des dosimètres compacts ont également été proposés pour la surveillance à long terme de populations de travailleurs (Héroux, 1991).

6.2 Mesurage des radiofréquences et micro-ondes

L'exposition aux radiofréquences et aux micro-ondes, pour ce qui est de la population en général, est liée essentiellement aux activités de télécommunication. Les antennes de diffusion radio et télévision émettent des puissances appréciables, mais les rayonnements mesurés au niveau du sol sont malgré tout modestes.

* Section rédigée par Paul Héroux

À mesure que se réalise, cependant, le déploiement des radiotéléphones cellulaires portatifs, l'exposition individuelle provient en majorité du poste portatif du client. Un poste portatif peut émettre jusqu'à 600 mW, dont 50 % peut se dissiper dans la tête de l'utilisateur. C'est pourquoi on a tenté de quantifier ce rayonnement afin de limiter l'échauffement des délicats tissus cérébraux. Néanmoins, cette exposition intense associée à l'émission du cellulaire n'a que la durée de la communication, ce qui en limite la dose moyenne.

Dans cette situation spatiale confinée, on a quantifié les rayonnements atteignant les tissus humains lors de l'exposition à un poste portatif par le *débit d'absorption spécifique* (*Specific Absorption Rate*), et on en a limité la valeur maximale à 1,6 mW par gramme de tissu (IEEE, 1998). Les manufacturiers doivent revoir la conception de leurs postes portatifs avec soin pour respecter ces normes.

L'introduction des téléphones cellulaires portatifs numériques a rendu la situation plus complexe. Alors que les premières générations d'appareils émettaient des signaux continus sous la convention de la modulation de fréquence, les nouveaux standards digitaux émettent des paquets concentrés d'information binaire qui n'occupent que de 12 à 1 % du temps d'émission. Ceci permet le regroupement de plusieurs utilisateurs sur la même fréquence, mais rend aussi le signal de chaque utilisateur «pulsé». Il y a une certaine inquiétude vis-à-vis des effets des ondes pulsées par comparaison avec les ondes continues, puisque les ondes pulsées ont, pour la même énergie moyenne, une amplitude maximale beaucoup plus grande.

Il y a cependant, dans cette industrie en évolution rapide, deux éléments qui portent à croire que les signaux des systèmes cellulaires ne vont pas évoluer vers un bioactivité croissante et possiblement plus néfaste. Le premier est que les entreprises ont avantage à réduire les puissances d'émission, afin de conserver la puissance des piles, et par conséquent l'autonomie des postes. D'ailleurs, la prolifération des postes mobiles incite les pourvoyeurs à réduire la dimension des cellules du réseau, ce qui révisé à la baisse la puissance moyenne utilisée. Le second est que les besoins de confidentialité des réseaux cellulaires va vraisemblablement encourager l'adop-

tion de méthodes d'émission par paquets distribués dans le temps de manière imprévisible. Il n'y aurait donc pas dans les signaux de l'avenir de modulation périodique stable, composante qui est reconnue pour amplifier les réactions des tissus vivants.

Dans les situations comme celles des dispositifs industriels de chauffage (induction électrostatique pour les plastiques et les semi-conducteurs et induction électromagnétique pour les métaux) ou des rayonnements d'une tour, où il est possible d'insérer des sondes de dimension respectable, on utilise la densité superficielle de puissance incidente (mW/cm^2) pour documenter l'exposition. La limite permise dépend de la fréquence et du fait que la personne exposée soit un travailleur (présumément sous surveillance) ou le public. Par exemple, dans la bande allant de 30 à 300 MHz, la valeur permise est de $1 \text{ mW}/\text{cm}^2$ pour le travailleur, et de $0,2 \text{ mW}/\text{cm}^2$ pour le public. Ces densités de puissance sont mesurées à l'aide d'instruments spécialisés constitués typiquement d'une antenne triaxiale couplée à un élément thermosensitif. Ces appareils sont moins sensibles et spécifiques que ne le sont les récepteurs radio. Cependant, les récepteurs radio fabriqués spécifiquement pour le mesurage quantitatif des ondes électromagnétiques, dans les modèles les plus évolués, sont très coûteux, si bien qu'ils sont rarement utilisés en hygiène.

7. MESURAGE DU BRUIT*

7.1 Définitions

Avant d'aborder les principes de mesure du bruit, il est de mise de définir les termes les plus couramment utilisés dans ce champ d'expertise. Plusieurs ouvrages de base dans le domaine des effets du bruit sur l'homme ou de l'acoustique (OMS, 1980; Kryter, 1994), ainsi que toutes les normes sur la mesure du bruit (ISO, 1982, 1989; ACNOR, 1994) définissent la terminologie propre à ce type de contaminant. Seuls quelques termes seront présentés ici afin de mieux saisir l'essentiel de la mesure du bruit.

En premier lieu, le son est défini comme toute variation de pression qui peut être détectée par l'oreille humaine. Le son est composé de trois paramètres principaux: fréquence, ampli-

* Section rédigée par Chantal Laroche

tude et durée. La fréquence réfère au nombre de variations de pression par seconde et se mesure en Hertz (Hz). Un son qui ne comporte qu'une seule fréquence est appelé son pur. Dans l'environnement, on rencontre très rarement des sons purs. En pratique, les sons sont composés de plusieurs fréquences. On les appelle alors «bruit».

L'amplitude des variations de pression est mesurée en pascals (Pa). Le son le plus faible que l'oreille humaine peut percevoir est de l'ordre de 20 μ Pa. En revanche, l'oreille est capable de tolérer des sons de plus d'un million de fois cette valeur. Afin de limiter l'échelle qui représente l'amplitude des sons, on a recours à une échelle graduée en décibels (dB). Il s'agit d'une échelle logarithmique, 0 dB correspondant à 20 μ Pa. Lorsqu'on multiplie la pression acoustique par 10, on additionne 20 dB.

Enfin, la durée d'un son ou d'un bruit réfère à la longueur de ce signal dans le temps. Un son ou un bruit peut être bref (de l'ordre des milli-secondes): on parle alors d'impulsions; ou il peut être plus long: on parle alors de bruit continu. Un son ou bruit peut aussi être intermittent. Le niveau de pression acoustique varie alors dans le temps.

Il est possible de regrouper ces différents paramètres en un seul indice qui permet de rendre compte, entre autres, de la nocivité des bruits en milieu de travail ou de la gêne qu'ils peuvent causer dans les zones habitées. Il s'agit du niveau acoustique continu équivalent pondéré A ou L_{Aeq} . Ce niveau est défini comme la valeur du niveau de pression acoustique pondéré A d'un son continu stable qui, au cours d'une période spécifiée T, a la même pression acoustique qu'un autre son dont le niveau varie dans le temps (ISO, 1982). Le terme «dose de bruit» est souvent utilisé pour traduire ce concept de niveau équivalent. La lettre A signifie que le bruit a été pondéré en fonction de la réponse de l'oreille qui n'est pas sensible à toutes les fréquences de manière équivalente. L'équation suivante permet de faire le calcul du

L_{Aeq}

$$L_{Aeq} = 10 \log_{10} \left\{ (1/T) \times \sum (10^{Li/10} \times t_i) \right\} \quad (1)$$

où: T = 480 minutes, 40 heures ou 2000 heures

L_i = niveau sonore représentatif pour une unité de temps élémentaire

t_i = durée d'exposition au niveau L_i

La mesure du L_{Aeq} peut être faite à l'aide d'instruments de mesure du bruit, sonomètre ou dosimètre. Ces instruments ainsi que les méthodes de mesure du bruit font l'objet de la section suivante.

7.2 Mesurage de l'exposition au bruit

Le mesurage de l'exposition au bruit dans les milieux de travail et dans l'environnement a fait l'objet de normes canadiennes (ACNOR, 1994), américaines (ANSI, 1996), européennes (AFNOR, 1987) ou internationales (ISO, 1982, 1989) et de plusieurs articles (Laroche, 1989; Thiéry et coll., 1995). La plupart de ces normes et publications réfèrent au concept de L_{Aeq} pour exprimer le degré de nocivité ou de gêne perçue. Toutefois, la pondération A n'est pas toujours appropriée pour rendre compte de la gêne causée par le bruit. En plus de sous-estimer l'impact des basses fréquences, la pondération A dépend du profil temporel des signaux sonores (Berglund et Lindvall, 1995). Toutefois, comme la notion de L_{Aeq} s'est avérée la plus facile à utiliser dans le passé et qu'aucun autre indice n'a été suggéré pour améliorer le pouvoir prédictif de la nocivité ou de la gêne, les normes y réfèrent encore. On peut s'attendre à ce que les travaux de recherche menés au cours des prochaines années permettent de proposer un indice plus fiable (Berglund et Lindvall, 1995).

Instruments de mesure

Avant de procéder aux mesures du bruit, il faut faire le choix d'un instrument de mesure. Généralement, les mesures sont effectuées avec un sonomètre. En milieu de travail, certaines normes rendent possible l'utilisation de dosimètres. Le sonomètre est composé d'un microphone qui convertit le signal sonore en signal électrique. Ce signal électrique très faible est ensuite amplifié par un préamplificateur. Il traverse un réseau de pondération, soit A, B, C, ou linéaire. Le signal peut aussi être traité par une série de filtres électroniques ou digitaux qui permettent une analyse en fréquences, soit en octave ou en bandes d'octave. Après que le signal a été pondéré ou analysé en fréquences, il est amplifié de nouveau, et un détecteur en détermine la valeur efficace, soit en procédant à une sorte de moyenne mathématique. Le résultat

tat est ensuite affiché sur le sonomètre, normalement en dBA.

Le dosimètre fonctionne essentiellement de la même manière, mais il s'agit d'un appareil portatif qui est normalement fixé à l'épaule du travailleur, en milieu de travail bruyant. Le résultat du mesurage est affiché sous forme de dose de bruit en dBA rapporté sur une période de temps, généralement huit heures, ou en pourcentage d'une dose qui dépend du niveau de bruit admissible selon les diverses réglementations. Par exemple, si le niveau admissible par la réglementation provinciale ou nationale est de 85 dBA/8 heures, et que le niveau de bruit mesuré est de 85 dBA pour une période de 8 heures, la dose sera de 100 %. Si le niveau de bruit atteint 90 dBA, la dose sera alors de 200 % si le coefficient de bissection est de 5 dB, ou de 316 % si le coefficient est de 3 dB. Ce coefficient de bissection réfère au nombre de décibels ajoutés lorsque la durée d'exposition est doublée. Le coefficient de 3 dB est utilisé en Europe, au niveau fédéral canadien et en Colombie-Britannique alors que le coefficient de 5 dB est préconisé aux États-Unis et dans les autres provinces canadiennes. Selon la loi d'égalité d'énergie, le coefficient de 3 dB est le plus approprié. La décision d'opter pour 5 dB est davantage gouvernée par des considérations politiques et économiques, et ne semble pas avoir suffisamment de fondements scientifiques pour justifier son utilisation (Laroche, 1989; Shaw, 1992)

La plupart des normes portant sur la mesure du bruit établissent des critères minima à respecter pour les sonomètres et les dosimètres. Par exemple, la norme canadienne ACNOR Z107.56-94 indique que le sonomètre doit posséder les caractéristiques suivantes:

- un réseau de pondération A;
- une plage dynamique de 50 dB;
- un domaine d'aptitude à la mesure du facteur de crête de 30 dB;
- une tolérance de classe 2 (publications CEI [CEI, 1961, 1985] ou norme ANSI [ANSI, 1983])*.

Le terme «tolérance» réfère à la réponse du microphone en fonction de la fréquence. Un

sonomètre de classe 1 a une tolérance plus restreinte qu'un sonomètre de classe 2. Par exemple, à 3150 Hz, la tolérance est de + 5 dB et - 4dB pour un sonomètre de classe 2, alors qu'elle est de ± 1 dB pour un classe 1. Ceci se traduit par une dose qui peut se situer n'importe où entre 86 et 95 dBA avec un instrument de classe 2. On trouvera la signification des autres paramètres (plage dynamique, facteur de crête) dans les normes citées précédemment.

Stratégies de mesure

Toutes ces normes précisent les méthodes, ou stratégies de mesure à respecter. Normalement, les mesures sont prises deux fois au même emplacement afin de vérifier la fidélité de la mesure. Si la variabilité est supérieure à 2 dB, une troisième mesure est suggérée. Si la variabilité persiste (supérieure à 2 dB), le responsable de la mesure est invité à documenter les facteurs qui peuvent expliquer une telle variation. Ces facteurs peuvent être de nature environnementale ou reliés à l'organisation du travail et aux instruments de mesure.

Facteurs environnementaux

Le vent, l'humidité, la température, la pression ambiante, les vibrations et les champs magnétiques sont autant de facteurs environnementaux qui peuvent influencer la mesure du bruit. Par ailleurs, la présence de contaminants, tels des gaz (monoxyde de carbone), des métaux lourds (mercure et plomb), des solvants organiques (toluène), des substances chimiques allergènes, pourraient aggraver sinon potentialiser l'effet du bruit sur l'audition (Hétu et coll., 1987). La présence de ces facteurs ou contaminants doit être abordée dans le rapport de mesures du bruit.

Contraintes liées à l'organisation du travail et aux instruments de mesure

Lorsque les sources de bruit sont très variables dans le temps ou sont imprévisibles d'une journée à l'autre, ou lorsque les déplacements des travailleurs sont nombreux et peu prévisibles, l'évaluation du bruit peut s'avérer difficile. La tendance, en milieu de travail bruyant, est alors d'avoir recours au dosimètre. Toutefois, plusieurs sources d'erreurs sont associées à ces

* Le dosimètre doit comporter les mêmes caractéristiques en plus d'avoir un niveau liminaire d'au moins 10 dB au-dessous du niveau de référence pertinent.

instruments: la localisation du microphone près de l'épaule du travailleur et son interaction avec le champ sonore, la précision de sa réponse fréquentielle, sa gamme dynamique limitée et sa réponse à des impacts de hauts niveaux (Hétu et Rheault, 1987). Les normes visent à limiter l'étendue de ces sources d'erreurs. Il est donc recommandé d'y référer et de toujours sélectionner des appareils qui répondent aux critères minima établis par ces normes. Il demeure

toutefois des situations dans lesquelles les mesures de bruit seront difficiles à réaliser avec une précision adéquate.

7.3 Rapport de mesures

L'encadré 7.1 présente les éléments qui devraient être pris en compte tout au long des mesures de bruit et être discutés dans un rapport de mesure qui se veut complet.

Encadré 7.1 Aide-mémoire pour la réalisation de mesures de bruit en milieu de travail ou dans l'environnement

Objectifs de la mesure

Bien préciser les objectifs de la mesure. Par exemple, dans les milieux de travail, il faut préciser si la mesure est menée pour vérifier la conformité avec une réglementation en vigueur ou évaluer le risque d'atteinte à l'audition selon une norme reconnue.

Description des instruments de mesure

- Caractéristiques: préciser s'il s'agit d'un sonomètre ou d'un dosimètre de classe 1 ou 2, type de microphone (champ libre, pression, incidence aléatoire).
- Normes: s'assurer de la conformité des instruments avec les normes.
- Étalonnage: vérifier la bonne charge des piles de l'instrument ainsi que du calibre, effectuer l'étalonnage avant et après chaque série de mesure.

Description des lieux ou des postes de travail

Décrire les tâches associées à chaque poste ou chaque lieu en terme de:

- sources de bruit;
- types de bruit: intermittent, continu, impulsions;
- facteurs environnementaux: agents toxiques, vibrations, conditions climatiques, irritants des voies respiratoires;
- organisation du travail: déplacements, rotations de postes, horaire comprimé, temps supplémentaire, travail saisonnier, type de production.

Description des mesures de bruit

- Normes: sélectionner la norme adéquate et s'assurer de suivre la méthode prescrite.
- Croquis des emplacements où les mesures ont été prises.
- Type de microphone utilisé: si les mesures sont faites en champ libre, diriger le microphone de champ libre directement vers la source; si le microphone est à incidence aléatoire, orienter le microphone à 70-80 degrés de la source; si les sons proviennent de plusieurs directions, il est important de choisir un microphone et un montage qui donnent la meilleure omnidirectivité possible.
- Nombre de travailleurs ou individus visés par les mesures.
- Niveau de bruit et durées d'exposition correspondantes pour chaque poste de travail ou chaque lieu de mesures.
- Lors des mesures, il faut se rappeler de tenir le sonomètre à bout de bras, de se tenir éloigné des surfaces réfléchissantes, d'utiliser un écran anti-vent et de mesurer à une distance adéquate de la source.

Traitement des données

- Calcul de doses par poste de travail ou lieu de mesures: utiliser l'équation à la page 182.
- Limites de ces calculs: discuter de la représentativité de la dose à long terme, de la précision et de la reproductibilité des mesures.
- Classification des postes de travail ou des lieux en terme d'ampleur des niveaux de bruit et du nombre de personnes touchées: discuter des priorités d'action.

8. MÉTHODES DE DÉTECTION DES CONTAMINANTS MICROBIOLOGIQUES*

8.1 Introduction

Tous les milieux peuvent être contaminés et l'identification des microorganismes dans un milieu donné peut parfois constituer un défi de taille. Les éléments principaux de cette problématique relèvent de la nature des microbes et du risque qu'ils constituent, même s'ils sont présents en nombre relativement faible. On doit bien comprendre la distinction entre les contaminants microbiens et les contaminants chimiques. Contrairement à ces derniers, les microorganismes ne s'accumulent pas dans l'organisme, mais s'ils y trouvent un hôte favorable, ils se multiplient abondamment. À titre d'exemple, on sait que la dose infectieuse minimale (DIM) de plusieurs virus est très faible: il suffit de 1 à 10 virus pour enclencher l'infection par voie respiratoire ou entérique (orale). Une fois l'infection initiée, le virus se multiplie très rapidement, et la maladie peut finalement apparaître lorsque les organes sont affectés de façon importante.

La mesure de l'exposition aux microorganismes pathogènes doit tenir compte de cette faible dose infectieuse, et on a donc dû développer des méthodes capables de détecter un seul organisme dans des volumes d'eau ou d'air atteignant plusieurs mètres cubes. L'un des avantages à travailler les microorganismes est la capacité de certains de croître sur des milieux artificiels (bactéries et champignons), sur des cellules animales en culture (virus et parasites) ou encore d'infecter des animaux de laboratoire (souris, rat) (Murray et coll., 1995; Hurst et coll., 1997).

8.2 Méthodes microscopiques

Microscopie optique

Pour observer les microorganismes dont la taille dépasse le micromètre (micron), le microscope optique constitue un outil privilégié qui permet de visualiser la biodiversité d'un milieu et le micro-organisme dans son environnement, idéalement alors qu'il est encore vivant. Les grossissements obtenus ne dépassent pas 1000X,

mais si la qualité de l'optique utilisée est exceptionnelle, il sera possible d'obtenir toute une gamme d'informations sur ce microorganisme: dimension, nombre, état physiologique et, si l'on utilise des méthodes immunologiques, il est parfois possible d'en faire l'identification. Les microscopes optiques de haute qualité équipés pour l'observation sur fond clair, en contraste de phase, en contraste interférentiel ou sur fond noir, permettent des observations poussées de tous les microorganismes dans la gamme micrométrique et supérieure.

L'observation en milieu naturel n'est que rarement possible, et c'est donc en laboratoire que se feront les observations. La préparation des échantillons est parfois relativement simple en autant qu'il n'y ait pas trop de matériel interférant avec l'observation. Dans les conditions où il y a interférence (matières fécales, sol, plancton), des méthodes de séparation physique sont utilisées. La sédimentation, la centrifugation différentielle, la centrifugation en gradient de densité ou l'utilisation de tamis ou filtres permettent parfois de séparer le microorganisme à l'étude des contaminants.

La plupart des microorganismes sont peu contrastés et, à moins d'utiliser les méthodes optiques d'augmentation du contraste (fond noir, interférentiel, contraste de phase), il est très difficile de réaliser de bonnes observations. De nombreux colorants ont été mis au point par les microbiologistes pour mettre en évidence les microorganismes. La coloration de Gram et la coloration au Giemsa sont deux colorations fréquemment utilisées pour la mise en évidence et l'identification des bactéries, champignons et parasites.

La viabilité des microorganismes peut plus rarement se déterminer par un examen à l'état frais les montrant en phase active. Des colorants vitaux sont aussi utilisés, et on a récemment commercialisé plusieurs composés fluorescents qui se fixent aux acides nucléiques. Ces composés ont été sélectionnés pour leur niveau de pénétration des membranes biologiques: certains sont exclus alors que d'autres peuvent pénétrer une membrane intacte. L'excitation de ces composés par une lumière ultraviolette résulte en l'émission d'une lumière d'une longueur d'onde différente qui les rend facilement observables et met en évidence les struc-

* Section rédigée par Pierre Payment

tures colorées. La localisation ou l'exclusion du colorant permet d'obtenir des informations sur la viabilité du microorganisme.

Les méthodes d'acquisition et d'analyse d'images ont révolutionné le monde de la microbiologie. Les nouvelles méthodes de coloration et d'observation en fluorescence associées à un analyseur d'images permettent maintenant d'obtenir des informations très utiles sur les microorganismes observés.

L'immunofluorescence est l'une des méthodes les plus puissantes de la microscopie optique. Les anticorps dirigés contre un microorganisme sont couplés à une substance fluorescente (fluorescéine), à des particules d'or colloïdal ou à une enzyme (peroxydase), ce qui permet de détecter les microorganismes auxquels se fixent ces anticorps hautement spécifiques. L'observation se fait en microscopie sur fond clair ou en microscopie en fluorescence (immunofluorescence).

Microscopie électronique

Les microscopes électroniques à balayage et à transmission permettent non seulement l'observation de structures beaucoup plus petites, tels les virus dont la taille varie de 10 à 100 µm, mais aussi de structures plus grosses pour en définir les interactions avec le milieu. Ainsi, la microscopie en balayage permet d'observer les bactéries se développant sur une surface et ainsi de mieux comprendre les interactions avec celle-ci. Malheureusement, les méthodes de préparation des spécimens ne permettent pas de les observer lorsqu'ils sont en faible nombre: la détection des virus ne peut se faire lorsqu'il y a moins d'un million de particules par millilitre. La microscopie électronique est donc généralement réservée pour les travaux de recherche et n'est que rarement utilisée pour la mise en évidence des microorganismes dans l'environnement dans les laboratoires de première ligne.

8.3 Méthodes de culture

Bactéries et champignons

La culture sur un milieu artificiel liquide ou solide demeure la méthode de choix pour la mise en évidence des microorganismes. La base des milieux solides est l'agar, une substance relativement neutre qui est solide à la température de la pièce mais qui peut être fondue à 100 °C.

C'est à cette base que les éléments nutritifs sont ajoutés. Le choix d'un milieu de culture doit se faire en fonction des objectifs recherchés et des exigences des microorganismes à mettre en évidence. On trouvera dans les textes cités en référence les milieux appropriés aux microorganismes recherchés.

Plusieurs bactéries et champignons peuvent être cultivés en milieux relativement simples composés d'une solution d'éléments inorganiques essentiels, de vitamines, d'oligo-éléments et d'une solution tampon pour assurer le contrôle du pH dans cette solution. Les éléments inorganiques essentiels sont le sodium, le potassium, le calcium, le chlorure, l'ammonium (azote), le phosphate, le magnésium et un sulfate (soufre). La proportion relative de ces éléments ainsi que des vitamines et oligoéléments relève de l'expérimentation.

Pour la plupart des microorganismes, l'oxygène est un élément essentiel à leur croissance, mais il ne faut pas oublier que certains microorganismes pathogènes sont partiellement ou entièrement anaérobies (*Clostridium*). Les conditions de culture doivent donc nécessairement tenir compte de cette exigence.

Des milieux de culture ont été décrits pour les microorganismes pathogènes les plus fréquents, les milieux de base sont alors complétés par des sources d'hydrates de carbone et de protéines sous des formes plus ou moins complexes (peptones, extrait de levures ou extrait de viande de bœuf) qui assurent une croissance rapide. Certains milieux contiennent des substances qui vont permettre la sélection du microorganisme recherché: un milieu plus riche en NaCl, des antibiotiques sélectifs et des substances qui vont colorer la colonie sont fréquemment utilisés.

Les microorganismes pathogènes peuvent se multiplier entre 4 et 50 °C. La température optimale de la plupart de ceux-ci est d'environ 37 °C. Certaines bactéries préfèrent des températures de 42 °C (coliformes thermotolérants dont *Escherichia coli*) alors que d'autres ont une température optimale de croissance atteignant 50 °C (*Legionella spp.* colonisant les chauffe-eau et les réseaux de distribution d'eau chaude). La croissance est ralentie aux températures plus basses, mais elle est rarement complètement inhibée. Les champignons vont souvent croître à la température ambiante, mais se développer

plus lentement: ce sont les spores formées lors de la dessiccation du milieu qui, une fois libérés dans l'environnement, sont source de maladies.

L'identification des bactéries et champignons est généralement basée sur leur propriété de croissance dans des milieux définis. Ainsi, les grilles d'identification utilisent un ensemble de réponses obtenues, notamment sur la croissance ou non dans un milieu contenant un ou plusieurs sucres, sur la fermentation de ceux-ci avec ou sans production de gaz. Des troupes commerciales sont disponibles pour faire l'identification des microorganismes sur cette base. L'identification finale exige parfois l'utilisation de méthodes immunologiques de typage à l'aide d'antisérums spécifiques.

Algues, protozoaires et parasites divers

Les microorganismes pathogènes appartenant à ces groupes sont rarement cultivés. Leur identification se fait par microscopie, après coloration. La culture en est possible, mais elle n'est utilisée que par les laboratoires de recherche à des fins spécifiques.

Virus

Les virus ne peuvent être cultivés sur des milieux artificiels, et leur mise en évidence se fait sur des cultures cellulaires humaines ou animales reconnues susceptibles aux virus recherchés. Cette culture relève de laboratoires spécialisés et doit être faite dans des conditions de biosécurité adéquates (Payment et Trudel, 1993).

8.4 Méthodes de détection et d'identification

Eau

(Eaton et coll., 1995)

La concentration des bactéries et champignons dans l'eau se fait par la méthode de filtration sur membrane stérile ayant une porosité de 0,45 µm ou moins. Cette membrane est ensuite déposée sur un milieu solide sélectif ou non sur lequel se fait la croissance et une identification primaire. Selon la concentration en microorganismes dans l'eau, on filtre 100 à 200 mL d'eau (eau potable) ou encore des dilutions qui vont permettre de réduire à moins de 100 colonies le nombre de colonies qui vont croître sur la membrane, permettant ainsi leur dénombrement. Le milieu sélectionné peut permettre la croissance de

toutes les bactéries (agar nutritif), d'un groupe de bactéries (milieu pour coliformes totaux ou coliformes fécaux) ou de bactéries spécifiques (milieu pour salmonelles ou *E. coli*).

Les virus sont présents dans l'eau en concentration très faible, dépassant rarement quelques virus par litre. Seules les eaux usées sanitaires sont très contaminées et peuvent en contenir plusieurs milliers par litre en milieu où les conditions sanitaires sont mauvaises. Les eaux de surface, les eaux à vocation récréative et les eaux potables doivent donc être concentrées pour y déceler les virus présents. Les méthodes qui ont été développées sont toutes basées sur la propriété qu'ont les virus de se fixer aux surfaces dans des conditions particulières. Des cartouches filtrantes de 25 cm de haut faites de matériaux adsorbants (fibres de verre électronégatives ou filtres électropositifs) permettent de filtrer des centaines de litres d'eau et de retenir les virus dans leur matrice filtrante. Les virus sont élués à l'aide d'une solution protéique alcaline puis précipités pour terminer avec un volume de 25 à 50 mL qui peut être analysé en culture cellulaire. L'énumération est faite par une méthode de dilution, ensemencement sur plusieurs cultures cellulaires et dénombrement du nombre de cultures infectées.

Les méthodes pour la détection des virus dans les boues des stations d'épuration passent par l'extraction des virus des solides avec une solution protéique alcaline, une précipitation puis la détection sur cultures cellulaires.

L'identification des virus peut se faire par microscopie électronique, du moins pour en reconnaître le groupe morphologique. L'identification spécifique passe par l'utilisation d'antisérums spécifiques utilisés dans des techniques de séroneutralisation ou d'immunofluorescence sur cultures cellulaires. Plus récemment, les méthodes de biologie moléculaire ont commencé à être utilisées pour faire la détection des virus: l'hybridation moléculaire et les méthodes de réaction de polymérase en chaîne (PCR) permettent une mise en évidence rapide de certains virus, mais malheureusement ne permettent pas de déterminer si ce virus était infectieux ou non. Seules les cultures cellulaires ou un modèle animal permettent d'obtenir cette information très importante en santé publique.

Les parasites pathogènes, tels les kystes de *Giardia* et les oocystes de *Cryptosporidium*,

sont concentrés à partir de grands volumes d'eau sur des cartouches filtrantes de porosité de 1 µm puis purifiés par centrifugation sur un gradient de densité qui va les extraire des matières en suspension. Ils sont ensuite recueillis sur une membrane de faible porosité (0,45 µm) et mis en évidence par immunofluorescence spécifique.

Les aliments (fruits de mer ou légumes) contaminés par les microorganismes pathogènes sont examinés en utilisant des méthodes semblables à celles utilisées pour l'eau.

Air

Les microorganismes sont très dilués dans l'environnement aérien. Les bioaérosols peuvent être récupérés par aspiration sur membranes filtrantes de faible porosité et placés sur milieu de culture approprié. Parmi les autres méthodes utilisables, il existe plusieurs appareils qui utilisent aussi la vitesse d'aspiration de l'air pour impacter les bactéries directement dans un milieu liquide ou encore sur un milieu de culture solide où les bactéries peuvent croître. Les spores de champignons et les toxines qu'elles contiennent sont aussi présentes dans le milieu aérien. Leur concentration et leur détection relèvent aussi bien de la physique (impaction et filtration) que de la chimie (*voir également section 3.4 sur l'air intérieur*).

Sol

La détection des microorganismes dans le sol est basée sur leur extraction et leur séparation physique, comme nous l'avons mentionné plus haut pour les boues. On procède par centrifugation différentielle dans des solutions aqueuses puis par microscopie pour les parasites, par culture sur milieux artificiels pour les bactéries et par ensemencement sur cultures cellulaires pour les virus.

8.5 Conclusion

Tous les milieux sont contaminés et peuvent présenter un risque plus ou moins important pour la santé publique. Les méthodes de détection des microorganismes dans l'environnement requièrent souvent la concentration de ceux-ci pour en permettre la mise en évidence. Le défi à relever est de ne pas perdre le microorganisme au cours de manipulations inactivantes pour

celui-ci. L'efficacité de récupération des méthodes utilisées dépasse souvent 50 %, ce qui permet la détection de microorganismes à des niveaux de 1 à 10 par mètre cube d'air ou d'eau. Ce niveau de sensibilité est essentiel, compte tenu de la dose infectieuse très faible de plusieurs de ces microorganismes.

9. SURVEILLANCE BIOLOGIQUE DE L'EXPOSITION*

9.1 Introduction et définition

Dans le contexte de ce chapitre, il est important de définir la surveillance biologique, car ce terme revêt souvent des significations fort différentes. On se limitera à la surveillance biologique de l'exposition qui consiste en la mesure des contaminants du lieu de travail ou de leurs métabolites dans les fluides biologiques, dans le but d'évaluer l'exposition de manière à estimer le risque pour la santé par comparaison à des valeurs de référence (Zielhuis et Henderson, 1986). Il s'agit par exemple de la mesure du plomb dans le sang pour estimer les risques d'exposition lors de la manipulation d'alliages contenant ce métal ou de la mesure de l'acide mandélique, métabolite du styrène, chez des personnes assignées à la fabrication d'objets en polyesters. Une autre démarche, très souvent associée à la surveillance biologique de l'exposition, consiste en la mesure de perturbations biochimiques «non toxiques» dont la signification pour la santé n'est pas établie. À titre d'exemple, on peut mentionner la mesure de l'inhibition des cholinestérases lors d'expositions aux composés organophosphorés.

La surveillance biologique de l'exposition n'inclut par contre pas les examens biologiques servant au dépistage d'effets biochimiques visant à protéger les personnes exposées, par exemple la mesure de la fonction hépatique par dosage de certaines enzymes spécifiques. Cette approche fait partie de la surveillance médicale, et n'a pas pour but une mesure de l'exposition elle-même.

En principe, la surveillance biologique peut faire appel à tous les tissus et fluides de l'organisme. En pratique, pour des raisons évidentes, la plupart des analyses sont essentiellement réalisées dans le sang, l'urine et l'air expiré. De rares études font appel à d'autres milieux biologiques, tels que les selles, mais il s'agit

* Section rédigée par Pierre-Olivier Droz et Michèle Berode

Tableau 7.4 Comparaison de l'absorption par inhalation et par contact cutané (Droz, 1993)

Substance	Flux cutané [mg/cm ² /h]	VE [mg/m ³]	Poumons ^a	Dose/jour [mg]		
				Peau 1 ^b	Peau 2 ^c	Peau 3 ^d
Aniline	0,06405	7,6	58,4	72,0	1152,0	4611,0
Biphényl	0,0759	1,3	9,98	8,5	136,0	546,0
O-crésol	4,5338	22,0	169,0	510,0	8161,0	32 643,0
Diédrine	0,0013	0,25	1,92	0,15	2,3	9,4
Diméthylformamide	1,0347	30,0	230,0	116,0	1862,0	7445,0
2-éthoxyéthanol	1,2054	18,0	138,0	136,0	2169,0	8679,0
Styrène	0,5166	213,0	1636,0	58,0	929,0	3719,0
Lindane	0,0087	0,5	3,84	0,98	16,0	62,6
Méthanol	0,1	262,0	2012,0	11,0	180,0	720,0
1,1,1-trichloréthane	0,87	1910,0	14 669,0	98,0	1566,0	6264,0
Dichlorométhane	0,14	174,0	1337,0	16,0	252,0	1008,0

^a ventilation alvéolaire de 15 L/min et rétention alvéolaire de 100 %

^b contacts cutanés peu fréquents: 1 main (450 cm²), 15 min/jour

^c contacts cutanés fréquents: 2 mains (900 cm²), 2 h/jour

^d contacts cutanés permanents: 2 mains (900 cm²), 8 h/jour

plutôt dans ce cas de travaux de recherche et non de méthodes applicables en routine dans des situations de terrain.

La surveillance biologique représente un complément utile aux mesures d'exposition par prélèvements d'air. Elle permet en principe de prendre en compte divers facteurs qui peuvent avoir dans certains cas une influence déterminante sur l'évaluation du risque, et dont il n'est pas possible de tenir compte par des mesures des concentrations dans l'air. Ces facteurs comprennent entre autres l'effort physique (Droz et coll., 1991), les voies d'absorption autres que pulmonaire, dont en particulier la voie cutanée (tableau 7.4), les différences individuelles et les protections personnelles.

L'emploi d'indicateurs biologiques pour surveiller l'exposition, principalement l'exposition professionnelle, présuppose une connaissance détaillée de la toxicocinétique des substances considérées. Bien que ces considérations dépassent le cadre du présent chapitre, on peut retenir que, selon leurs caractéristiques propres, les substances se distribuent différemment dans les tissus, sont biotransformées à divers degrés par les enzymes présents dans l'organisme et sont éliminées par des voies différentes. Une discussion plus complète des aspects toxicocinétiques se retrouve au chapitre 5. Notons toutefois que la vitesse d'excrétion d'une substance

est caractérisée par sa demi-vie, soit le temps nécessaire pour que sa concentration dans un tissu ou son excrétion diminue d'un facteur 2 (Gibaldi et Perrier, 1982). Quelques exemples de demi-vies de substances sont proposés au tableau 7.5.

9.2 Prélèvements biologiques

Selon la toxicocinétique des substances, le choix et la connaissance du moment de prélèvement de l'échantillon biologique sont primordiaux pour permettre une interprétation correcte de la valeur obtenue pour l'indicateur mesuré.

En plus de ces recommandations essentielles sur le moment du prélèvement, les conditions dans lesquelles il est effectué sont aussi très importantes, puisqu'une simple contamination ou une détérioration pendant le transport peut avoir une influence énorme sur le résultat final. C'est pourquoi, de plus en plus, les laboratoires de qualité qui assurent ces analyses d'éléments en traces dans les milieux biologiques veillent à fournir une information précise pour toutes les étapes qui vont du prélèvement à la conservation et à l'acheminement des échantillons vers le laboratoire.

Quelques précautions élémentaires, faciles à appliquer, permettent souvent d'éviter de nombreux problèmes. Il s'agit par exemple d'utiliser le

Tableau 7.5 Exemple de quelques indicateurs biologiques et de leur demi-vie (Droz et coll., 1991)

Indicateur biologique d'exposition	Demi-vie approximative [h]
Solvants dans le sang ou l'air expiré FT*	0,5-2
Solvants dans le sang ou l'air expiré AT**	20-70
Acide trichloroacétique dans l'urine	50-100
Trichloroéthanol dans l'urine	12,0
Acide mandélique dans l'urine	5,0
Phénol dans l'urine	3,5
Acide hippurique	1-2
Monoxyde de carbone dans le sang ou l'air expiré	5,0
Plomb dans le sang	900,0
Chrome dans l'urine	15-40
Cadmium dans l'urine	10-30 ans
Mercuré dans le sang	100,0
Adduits de l'hémoglobine	3000,0 ^a
Adduits de l'albumine	400,0 ^a

*FT échantillonné à la fin du travail

**AT échantillonné au début du travail

^a demi-vie de l'hémoglobine/albumine, la demi-vie de l'adduit peut être inférieure

matériel de prélèvement fourni ou conseillé par le laboratoire, d'abolir l'emploi de bouteille ou de flacon de récupération, de marquer clairement les échantillons d'une manière indélébile, de conserver les échantillons dans un endroit frais (idéalement au réfrigérateur à environ 5 °C) et de faire parvenir le plus rapidement possible les échantillons au laboratoire. Pour une conservation à long terme (plusieurs semaines), les échantillons biologiques sont en général congelés.

Plus spécifiquement, pour les prélèvements effectués en fin de poste sur le site de l'entreprise, il faut particulièrement veiller à éviter les problèmes de contamination (Jang et Droz, 1996) lorsque c'est la substance elle-même (métaux dans l'urine ou le sang, solvants dans l'air expiré ou le sang) qui est dosée. Selon les disponibilités de l'endroit, les prélèvements s'effectueront de préférence dans un local séparé, «propre», sur des personnes qui auront pris une douche et auront changé de vêtements ou, au minimum, se seront lavé les mains.

La surveillance biologique se voulant non invasive, c'est avant tout l'urine qui constitue le milieu de choix pour l'évaluation de l'exposition

professionnelle. Malgré tout, la validité de certains indicateurs mesurés dans le sang est reconnue comme tellement supérieure que, dans certains cas, une prise de sang est nécessaire. Il s'agit notamment du plomb dans le sang qui est un bon marqueur de la dose interne circulante de plomb dans l'organisme et qui avec une demi-vie de 35 à 40 jours donne un bon reflet de l'exposition des derniers mois.

Au moment de la prise de sang, il faudra veiller à nettoyer la peau et à la désinfecter en évitant d'utiliser des dérivés iodés ou mercuriels. Par le passé, certains matériaux de prélèvement, les aiguilles en acier notamment et les tubes avec anticoagulants, présentaient un risque de contamination non négligeable par certains métaux comme le chrome, le manganèse et le nickel. Les tubes en verre et les bouchons de couleur constituaient aussi parfois une source de contamination (problème signalé pour le cadmium). Actuellement, ce type de contamination a pratiquement disparu, et les tubes en polypropylène ou en polystyrène préhéparinés ou avec EDTA peuvent être utilisés dans la majorité des cas sans problèmes. L'utilisation de seringues avec vide d'air («Vacutainer») certifiées sans métaux en traces ou équivalents constitue une réelle amélioration pour la protection des utilisateurs lors de manipulations de sang. Ces tubes sont utilisables sans problème pour le dosage du plomb (Berode et coll., 1991), mais il semble y avoir un risque de contamination pour le dosage d'ultratraces de chrome, de nickel, de manganèse et de vanadium (Chappuis et coll., 1994). Il va sans dire que les échantillons prélevés dans des tubes avec anticoagulant doivent être homogénéisés (agitation douce par basculement) avant d'être stockés de façon à éviter la coagulation qui fausserait les résultats. Sauf indication particulière, un volume de 5 mL de sang est suffisant pour réaliser la plupart des analyses.

Pour une évaluation qualitative ou semi-quantitative (demi-vie courte en général) de l'exposition à des produits organiques volatils et plus particulièrement à des mélanges de solvants, la surveillance biologique peut être réalisée par l'analyse de ces produits directement dans le sang ou dans l'air expiré. Ces deux types d'approche nécessitent un matériel et une technique de prélèvement bien définis par le laboratoire qui réalisera l'analyse. Bien que peu utilisée

en pratique- à l'exception des contrôles du taux d'alcoolémie dans l'air expiré et des mesures de CO à l'aide d'instruments automatisés -, cette technique de prélèvement d'air expiré reste potentiellement très intéressante dans le cadre de l'évaluation des expositions professionnelles: prélèvement non invasif, méthode d'analyse relativement simple et rapide, indicateur réel de la dose interne à un instant donné. Les inconvénients qui en limitent l'application sont essentiellement liés aux conditions de prélèvement et de conservation de l'échantillon avant l'analyse. Diverses techniques de prélèvement sont possibles. La détermination du CO₂ est conseillée comme indice alvéolaire permettant la standardisation de la fraction d'air expiré prélevée (Guillemin et Gubéran, 1982).

Pour des raisons pratiques, le milieu biologique le plus souvent utilisé dans ce domaine est l'urine. Il s'agit d'échantillons ponctuels prélevés au cours de la journée de travail. Des volumes de 20 à 50 mL sont largement suffisants pour la majorité des analyses. Il est conseillé d'utiliser des flacons fournis ou recommandés par le laboratoire d'analyse, de conserver les échantillons au réfrigérateur et de les envoyer le plus rapidement possible au laboratoire. Pour tenir compte des variations de dilution des urines, il est courant d'exprimer les résultats par rapport à la concentration en créatinine ou d'ajuster les valeurs à une densité urinaire moyenne de 1,024. Il faut aussi éviter d'interpréter des résultats obtenus sur des urines trop diluées ou trop concentrées (créatinine urinaire inférieure à 0,3 g/L ou supérieure à 3,0 g/L). Ce problème de la standardisation des concentrations urinaires dans des échantillons extemporanés est une réelle préoccupation pour les professionnels de la santé au travail (Araki et coll., 1990; Sata et Araki, 1996).

Dans la majorité des situations, les tests utilisés pour la surveillance biologique de l'exposition sont effectués sur l'urine, le sang ou l'air expiré. Plusieurs équipes de chercheurs ont publié des résultats d'études réalisées sur d'autres milieux biologiques tels que le lait maternel, la salive, la sueur, le tissu adipeux ou les cheveux et la barbe (Bencko, 1995). Ces résultats, très intéressants d'un point de vue scientifique, ne permettent pas actuellement de déboucher sur des applications pratiques validées.

9.3 Analyses des échantillons

Ces quelques mots d'introduction ne visent pas à passer en revue l'ensemble des techniques analytiques utilisées en surveillance biologique, mais plutôt à expliquer le principe d'une démarche analytique et à présenter le concept de qualité en surveillance biologique.

Quelle que soit la technique utilisée, l'analyse de X (X étant la substance à doser) dans un milieu donné (appelé matrice par les analystes) consiste à produire un signal spécifique de X, en un mot à sortir X du bruit de fond produit par la matrice. Toute la chimie analytique et les améliorations instrumentales et méthodologiques n'ont qu'un but: augmenter le rapport du signal sur le bruit de fond. Il faut évidemment que ce signal (en général, il s'agit d'un pic) soit spécifique de X, proportionnel à la quantité de X, sensible et quantifiable. Vu la complexité des milieux biologiques, il est bien rare que l'on puisse doser X directement dans le milieu prélevé. Souvent, plusieurs étapes de séparation préliminaire sont nécessaires pour isoler les substances interférentes et obtenir un échantillon analysable par la méthode physico-chimique la mieux adaptée. On a recours, pour les analyses de surveillance biologique, aux mêmes techniques que celles utilisées pour la surveillance environnementale. En règle générale, les métaux se dosent par des méthodes de spectrophotométrie d'absorption atomique et toutes les techniques dérivées, les solvants et leurs métabolites, par des méthodes chromatographiques. La diversité de ces méthodes est telle qu'il est impossible de les décrire ici, le lecteur intéressé trouvera des informations et des illustrations dans divers ouvrages généraux (Schwedt, 1997) ou plus spécialisés en surveillance biologique de l'environnement professionnel (DFG, 1985-1999). Quelle que soit la méthode de dosage utilisée, l'analyste est responsable de la sélection de la méthode la mieux adaptée et doit tout mettre en œuvre pour rendre des résultats de qualité.

Assurance qualité

En métrologie comme dans d'autres disciplines, l'application du concept de qualité et de performance se généralise. Dans le domaine de l'analyse chimique ou biochimique, la qualité est acquise lorsque le résultat obtenu est fiable et reproductible dans un domaine de confiance sta-

tistiquement défini. L'obtention de cette qualité n'est pas le fruit du hasard, car une multitude de paramètres liés aux modalités de prélèvement, de transport, de stockage et d'enregistrement des échantillons, aux techniques analytiques, à la transcription et à l'interprétation des résultats peut influencer la qualité des résultats finaux.

Afin de maîtriser l'ensemble de ces paramètres et de garantir le résultat final, un système global d'assurance de la qualité est très souvent appliqué dans les laboratoires. Il repose sur deux démarches essentielles, distinctes et complémentaires, qui sont le contrôle de qualité (*quality control*) et l'évaluation de la qualité (*quality assessment* ou audit).

Le contrôle de qualité se réfère principalement au volet analytique et comporte deux facettes: le contrôle de qualité externe constitué d'un système objectif permettant d'établir les performances d'un laboratoire par un observateur neutre et étranger au laboratoire concerné, et le contrôle de qualité interne constitué d'un ensemble de procédures (établissement de courbe d'étalonnage, traitement d'échantillons de concentration connue, recours à une méthode alternative de confirmation) visant à maintenir un système dans un état stable et reproductible.

Les procédures d'évaluation de la qualité ou audits peuvent être de deux types: les systèmes d'évaluation internes et externes. Les premiers sont entre autres basés sur le contrôle du respect des protocoles d'échantillonnage, de mesure ou de gestion des documents. Ce type d'audit sert à veiller au respect des procédures de travail standard (SOP) et des bonnes pratiques de laboratoire. Le but de ces audits internes est de vérifier la conformité et le bon fonctionnement du système global, de déceler les problèmes et de proposer des solutions correctives immédiates. Les audits externes peuvent être réalisés selon le même schéma que les précédents, mais doivent être effectués par une personne compétente, neutre et indépendante du laboratoire testé. Ces audits sont généralement entrepris par des instances légales ou par des clients, en vue de délivrer une accréditation, une licence ou avant d'établir un contrat.

En plus des matériaux de référence ou matériaux certifiés dont l'utilisation est destinée à vérifier la justesse des méthodes analytiques, à étalonner les appareils de mesure et à produire

des étalons secondaires, il existe plusieurs circuits de contrôle inter-laboratoires nationaux ou internationaux (Weber, 1988; Schaller et coll., 1991). La participation régulière à de tels programmes permet l'appréciation sur une base statistique de plusieurs critères de qualité.

La tendance internationale est à l'accréditation des laboratoires d'analyse par des organismes de référence, en particulier l'Organisation internationale de normalisation (ISO). La norme ISO 17025 (Prescriptions générales concernant la compétence des laboratoires d'étalonnage et d'essais) (ISO, 1999) est la référence ultime en matière d'accréditation de laboratoires d'analyse. Selon cette norme, un laboratoire doit, pour être accrédité, avoir en place un système qualité bien documenté et fonctionnel ainsi que des procédures écrites touchant tous les aspects du fonctionnement. Le laboratoire doit également être en mesure de démontrer la fiabilité de ses prestations analytiques en se soumettant à des évaluations de performance par des organismes externes (Weber, 1996).

9.4 Interprétation des résultats

L'évaluation de l'exposition à l'aide d'indicateurs biologiques nécessite l'utilisation de valeurs de comparaison correspondant à une situation acceptable. Plusieurs sources de valeurs de référence existent, développées par des institutions ou auteurs visant des buts différents et, par conséquent, utilisant des stratégies qui changent quelque peu d'un cas à l'autre.

En premier lieu, deux organismes nationaux ayant une portée internationale jouent un rôle important. L'American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH, 1999) édicte, par l'intermédiaire de son Biological Exposure Indices (BEI) Committee, une liste de valeurs (BEI) correspondant à ce que l'on peut trouver en moyenne chez une personne exposée professionnellement à la «*Threshold Limit Value*» (TLV). Il peut s'agir soit de mesures de la substance mère, soit d'un métabolite, soit d'un indice biochimique réversible et sans signification toxicologique connue. En 1999, l'ACGIH a publié 67 BEI concernant 29 substances ou groupes de substances différentes. En Europe, la Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG, 1999) a établi

une liste de «*Biologische Arbeitsstoff-Toleranz Werte*» (BAT) pour 44 substances ou groupes de substances (60 BAT spécifiques). Alors que l'ACGIH considère ses BEI comme des outils d'évaluation de l'exposition, la DFG développe ses BAT dans une optique d'utilisation médicale, en les considérant plutôt comme indicateurs de risque. Cette différence de philosophie implique dans certains cas des différences dans les valeurs recommandées par ces deux organismes. Plusieurs autres pays publient périodiquement, de façon indépendante ou en s'inspirant des deux sources ci-dessus, des listes de recommandations (par exemple, IRSST, 1999). Par ailleurs, il existe quelques monographies (Lauwerys et Hoet, 1993; Que Hee, 1993) qui contiennent des recommandations d'auteurs, sans oublier les données et recommandations présentes dans la littérature professionnelle. Il est important d'insister sur le fait que ces recommandations ne se bornent pas à une valeur numérique, mais comportent un ensemble de facteurs tels que le genre d'échantillon biologique, le moment de prélèvement, les interférences possibles, les caractéristiques quantitatives de l'indicateur, qui sont réunis dans une documentation associée.

9.5 Surveillance biologique de l'exposition pour l'environnement général

On entend par ce terme l'évaluation de l'exposition des individus et populations aux toxiques présents dans l'environnement (eau, air, sol, aliments). Bien que semblable en principe à la surveillance biologique des travailleurs, il faut tenir compte de certains autres facteurs.

Contrairement aux travailleurs qui forment un groupe relativement homogène (adultes en santé assumant volontairement un certain risque), la population est composée d'individus de tous âges (dont enfants et vieillards) qui subissent involontairement une exposition aux toxiques. Certaines personnes peuvent être plus sensibles aux toxiques. D'autres sont déjà affaiblies par la maladie.

Les normes biologiques d'exposition applicables au milieu de travail qui ont été établies en tenant compte d'une exposition d'une durée limitée (en général 40 h/semaine, sur 5 jours) chez

des sujets adultes sains ne peuvent donc pas s'appliquer à la population.

Les niveaux biologiques d'intérêt dans une population sont ainsi beaucoup plus faibles que ceux qui peuvent être mesurés chez les travailleurs. Les méthodes analytiques devront donc être plus sensibles. L'interprétation de ces niveaux devra tenir compte des différences entre les individus.

Par ailleurs, il est loisible d'utiliser dans le cadre de la surveillance environnementale des milieux « non traditionnels » qui n'auraient pas leur place en surveillance de travailleurs. Dans le milieu de travail, la contamination ambiante (poussières et vapeurs) exclut l'utilisation des cheveux, ongles et sueur. Ces milieux peuvent cependant s'avérer très utiles pour évaluer l'exposition d'une population, quitte à confirmer, le cas échéant, par une analyse complémentaire dans le sang. Le lait maternel est un milieu très intéressant pour évaluer l'exposition aux contaminants liposolubles de la mère et partant, du nourrisson (Muckle et coll., 2001). Le sang du cordon ombilical permet de connaître l'exposition *in utero* aux métaux ainsi qu'aux contaminants organiques persistants. Le méconium (première selle du bébé) a été utilisé pour évaluer l'exposition du fœtus aux pesticides organochlorés et organophosphorés, ainsi qu'aux drogues illicites (Koren et coll., 2002).

10. MÉTHODES NON INSTRUMENTALES D'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION*

10.1 Introduction

L'évaluation des expositions professionnelles au poste de travail peut avoir plusieurs finalités. Il peut s'agir, au plan collectif, d'un programme de surveillance épidémiologique ou d'une étude de recherche épidémiologique. Il peut aussi s'agir de connaître les expositions d'un individu dans un but de prévention primaire, de dépistage ou d'indemnisation, pour rattacher une maladie à une nuisance. Selon les cas de figure, il s'agit d'évaluation actuelle ou rétrospective. L'évaluation des risques est entrée dans la pratique des entreprises par la responsabilité qu'a l'employeur d'assurer cette évaluation (Directive CEE 89/391 du 12 juin 1989). De son côté, le

* Section rédigée par Alain Bergeret et Michel Gérin

service de médecine ou santé au travail est le conseiller de l'employeur et a besoin, pour organiser la surveillance médicale du personnel, de connaître les risques liés aux expositions passées et actuelles.

Il semble *a priori* scientifique et performant d'évaluer les expositions par la mesure des teneurs atmosphériques en polluants sur les lieux de travail. Dans certains cas, en particulier pour l'évaluation rétrospective, le mesurage n'est cependant pas possible. En pratique, les données métrologiques anciennes sont fréquemment parcellaires et assez rares, réduites à quelques polluants majeurs dans chaque cas, et n'ont pas toujours une bonne représentativité, en particulier pour les variations au cours du temps. Enfin, qu'il s'agisse d'une évaluation d'exposition actuelle ou passée, et dans le cas où des données métrologiques existent, les résultats doivent être interprétés en fonction des techniques de protection individuelles et collectives et en fonction des postes. Les données biologiques d'exposition quant à elles permettent pour certains contaminants une évaluation de l'exposition passée. Le nombre restreint d'indicateurs biologiques disponibles limite cependant l'utilité de cette source d'information. Les données instrumentales sont donc dans nombre de cas un outil au service d'une évaluation globale nécessitant l'utilisation de méthodes d'évaluation plus qualitatives.

Le milieu de travail est le plus concerné par ces méthodes non instrumentales, mais d'autres domaines d'application existent comme le tabagisme, l'alimentation, les expositions physiques et chimiques environnementales.

Nous envisagerons successivement les sources d'information, les méthodes de recueil d'information, les nomenclatures de classification des emplois, puis l'évaluation elle-même avec les deux grandes méthodes, les matrices emplois-expositions et l'évaluation par jugement d'expert.

10.2 Sources d'information et recueil de l'information

Documentation

Cette documentation concerne l'activité de l'entreprise, son histoire, les procédés et les produits utilisés ainsi que leur évolution. De nombreuses sources sont utilisables, mais les informations fournies sont de qualité variable. Il peut s'agir de

données de la littérature, technique ou médicale (chapitre 35), publiée ou à usage interne, de rapports (d'enquête sur les lieux de travail par exemple).

Une difficulté est de repérer cette documentation quand elle n'est pas publiée alors que la recherche documentaire peut être facilitée pour la littérature publiée par l'utilisation de bases de données (en prenant le soin de ne pas se contenter de l'interrogation d'une seule base et d'interroger des bases techniques et non pas seulement médicales).

La reconstitution des expositions d'un métier passe aussi par la discussion avec des personnes ressources. Il peut s'agir de personnes en activité en entreprise ou d'anciens — précieux pour les expositions passées —, de personnes de différents services de l'entreprise — production, méthodes, ressources humaines, santé au travail par exemple —, de l'exécution et de l'encadrement.

Recueil de l'information auprès des individus

Quelle que soit la finalité, individuelle ou collective, une étape essentielle est le recueil des informations auprès des sujets étudiés. Le plus souvent, il s'agit d'entretiens par questionnaire (auto-administré, à l'occasion d'un face à face ou par téléphone). Les informations concernent les dates, les durées d'emplois, l'activité de l'entreprise, la description des activités au poste de travail, les produits utilisés (*voir un exemple de questionnaire général en annexe de l'article de Gérin et Siemiatycki, 1991*).

Intitulé de l'emploi

Diverses nomenclatures existent, classant les activités économiques des entreprises et les activités professionnelles des individus. Au plan international existent ainsi la classification internationale type, par industrie, de toutes les branches d'activité économique (Nations Unies, 1975) et, dans l'Union européenne, la Nomenclature d'activités des Communautés européennes (NACE, 1990) qui a des adaptations dans chaque État membre, la Nomenclature d'activités françaises (NAF, 1992), par exemple. Il existe aussi une classification des activités économiques du Québec (Bureau de la statistique, 1984).

Pour les emplois, on distingue aussi des classifications internationales et nationales. La classification internationale type des professions du Bureau international du travail (BIT) date, dans

sa dernière version, de 1988 (BIT, 1988). Au Canada, par exemple, existe la classification-type des professions (Statistiques Canada, 1981).

Si l'intérêt de l'utilisation de ces nomenclatures est évident pour une classification commune au plan international, les limites pour l'évaluation des expositions sont rapidement atteintes. Il peut s'agir, dans les études épidémiologiques en population générale, de la façon la plus sommaire d'apprécier les expositions, sans intérêt pratique pour l'enquête de terrain sur les expositions d'un individu. En effet, les codes correspondent, dans la classification du BIT par exemple, à des professions très précises ou, au contraire, à des agglomérats d'emplois variés, ce qui est sans doute une rançon de l'universalité. De plus, les activités réelles et les conditions de travail peuvent être très différentes sous un même intitulé d'emploi.

10.3 Matrices emplois-expositions

Principe

Conceptuellement, une matrice emplois-expositions est un tableau associant de façon systématique catégories d'emploi et expositions professionnelles. En pratique, il s'agit d'une base de données informatisée, caractérisée par les éléments suivants: 1) une classification d'emplois sous la forme de titres de profession ou d'activité économique ou sous une forme croisée intégrant les deux dimensions, 2) une liste d'expositions professionnelles d'intérêt (agents agresseurs chimiques et physiques) et 3) pour chaque combinaison de 1) et 2), une évaluation de l'exposition à l'aide d'indices semi-quantitatifs (Gérin, 1990; Bouyer et Hémon, 1993).

Utilisations

Puisque les matrices permettent d'estimer les expositions professionnelles de sujets sur la seule base d'informations sommaires sur leurs activités, elles sont particulièrement adaptées aux études épidémiologiques en population générale dans lesquelles ce type d'information est souvent limité (certificats de décès, courts questionnaires). Il faut cependant noter que des matrices portant sur des entreprises ou activités particulières peuvent être également développées avec profit dans le cadre d'études de cohortes (Goldberg et coll., 1993). Les intitulés d'emploi

y seront très spécialisés (postes de travail) et les indices d'exposition, parfois quantitatifs, reflétant le type d'information détaillée qui peut être obtenu d'un milieu spécifique. Généralement, les matrices de ce type portent sur un nombre limité d'expositions et ne sont pas directement utilisables en dehors des milieux où elles ont été élaborées. Nous limiterons la discussion qui suit aux matrices de population. Notons l'utilisation possible de ces outils en dehors des études épidémiologiques étiologiques, par exemple pour la surveillance épidémiologique, pour la cartographie des expositions et comme source d'information pour le codage des expositions par experts.

Méthodes

Il existe en théorie une grande variété possible de matrices pour les études de population, selon les classifications d'emploi utilisées, le nombre et la nature des agents codés, les pays ou périodes historiques visés. En pratique, on distingue: 1) les matrices *ad hoc* limitées à des études épidémiologiques spécifiques et ne couvrant donc qu'un nombre restreint d'expositions et de titres d'emploi, et 2) les matrices *a priori*, de nature générale, couvrant tout le spectre des emplois et une large gamme d'expositions. Les matrices se distinguent également de par les sources d'information dont elles dérivent: littérature scientifique et technique, avis d'experts, enquêtes dans les milieux de travail, synthèse des jugements d'experts portés dans le cadre d'études spécifiques. Les indices d'exposition comprennent souvent une dimension liée au niveau (concentration moyenne) et une autre liée à la probabilité (% de personnes du titre d'emploi exposées). Le tableau 7.6 présente les caractéristiques des principales matrices disponibles.

Avantages et limites

A priori avantageuses de par leur simplicité d'utilisation ne requérant pas d'expertise spécialisée en hygiène industrielle, les matrices permettent de faire ressortir à peu de frais, surtout dans les études à grande échelle, l'information contenue dans les seuls titres d'emploi, souvent la seule caractéristique professionnelle des sujets qui soit connue. Cependant, les erreurs de classification, résultant du manque de précision des titres d'emploi en terme des tâches et procédés, entraînent une perte importante de la puissance statistique lorsque l'on compare cette approche à celle

Tableau 7.6 Caractéristiques des principales matrices emplois-expositions (études en population)

Origine	Expositions	Classifications	Indices d'exposition	Source des données
Matrice SUMEX, (INSERM, 1999)	80 nuisances chimiques	Code PCS profession et catégorie socio-professionnelle (INSEE) et code NAF nomenclature d'activité	Probabilité, durée, intensité	Enquête SUMER 94: 48 000 salariés, médecins du travail
FINJEM, Finlande (Kauppinen et coll., 1998)	70 facteurs chimiques, physiques, microbiologiques, ergonomiques, psychosociaux	Classification finlandaise des professions	Prévalence et niveau (quantitatif)	Experts, littérature
NOES, États-Unis (Sieber et coll., 1991)	Plus de 10 000 agents chimiques	Classifications standard des États-Unis, industries et professions (SIC, SOC)	Nombre et proportion d'employés potentiellement exposés	Enquête de terrain (1981-83)
Medical Research Council, Grande-Bretagne (Pannett et coll., 1985)	49 agents surtout chimiques	Classifications britanniques des professions et industries (669 catégories)	Bas, moyen, élevé (proportion combinée à niveau)	Experts, littérature
INSERM, cancer du nez, France*	Bois, cuir, textile, formaldéhyde, amiante, fibres minérales, silice, charbon, farine	Classifications internationales des professions et activités (limité à 5000 combinaisons)	Niveau et probabilité	Experts, littérature
Cancer du larynx, Italie (Ferrario et coll., 1988)	16 substances	Classifications internationales des professions et activités (limité à 4000 combinaisons)	Niveau et probabilité	Experts, littérature
Base de données Évalutil, France (Orlowski et coll., 1998)	Amiante	Classifications internationales des professions et activités (limité à 7000 combinaisons)	Probabilité, niveau, fréquence, pics, fiabilité	Experts, littérature, métrologie

* INSERM U88, 14 rue du Val d'Osne, 94410 St-Maurice, France

basée sur le jugement d'experts (Siemiatycki, 1996). Les matrices les plus utiles sont celles qui couvrent le spectre professionnel complet et le nombre d'exposition le plus large; leur disponibilité est encore limitée. Il faut également tenir compte des systèmes de classification des titres d'emploi et d'activité qui ne sont pas toujours comparables selon les pays ainsi que des différences géographiques et historiques possibles des profils d'exposition qui ne sont pas toujours intégrées dans les matrices. Au vu de ces divers problèmes, il reste toujours possible dans le cadre d'une étude spécifique de confier à des experts le soin d'élaborer une matrice *ad hoc*. Il est alors souhaitable d'utiliser de façon croisée les codes internationaux de profession et d'activité économique si une utilisation ultérieure par d'autres chercheurs est envisagée.

10.4 Évaluation de l'exposition par jugement d'expert

Principe

Il revient à un expert ou à un groupe d'experts d'inférer les expositions potentielles d'un individu à partir de son histoire professionnelle détaillée obtenue par questionnaire. Une méthodologie à cet effet a été élaborée au début des années 1980 dans le cadre d'une étude cas-témoin à Montréal, visant à générer des hypothèses sur les expositions cancérigènes en milieu de travail (Gérin et coll., 1985; Siemiatycki et coll., 1991), méthodologie reprise et parfois adaptée dans le cadre de plusieurs autres études épidémiologiques, notamment à Lyon (Hours et coll., 1994).

Utilisations

La méthode par expert convient particulièrement aux études épidémiologiques de type cas-

témoin permettant un accès aux sujets par interrogatoire, mais ne permettant pas, comme ce pourrait être le cas dans des études de cohorte, l'accès à des données spécifiques aux diverses entreprises ou milieux de travail impliqués. Élaborée dans le but de couvrir l'ensemble du panorama des expositions potentielles, elle peut également s'appliquer à des études ciblant un nombre limité d'expositions soupçonnées être associées à un type particulier de cancer (Luce et coll., 1993) ou à d'autres types d'effets comme les malformations (Cordier et coll., 1997). Cette approche peut également servir à établir un profil individuel d'exposition dans le cas d'expertises requises notamment pour fins d'indemnisation de maladie professionnelle.

Méthodes

Interrogatoire et questionnaires

Le recueil de l'histoire professionnelle détaillée est effectué directement auprès du sujet par un enquêteur spécialisé à l'aide d'un questionnaire général accompagné le cas échéant de questionnaires spécialisés. Alors que le questionnaire général, semi-structuré, vise à obtenir la description de l'environnement de travail, des tâches, procédés et pratiques, les questionnaires spécialisés permettent d'aller plus en détail dans des métiers courants ou des expositions d'intérêt particulier (Gérin et Siemiatycki, 1991, y compris les exemples de questionnaires en annexe de l'article).

Codeurs

Préférentiellement hygiénistes du travail ayant une formation en chimie, ils sont chargés de la traduction de la description de chaque emploi de chaque sujet en une liste d'évaluations d'expositions potentielles en s'aidant des outils décrits ci-dessous. Ils travaillent préférentiellement en équipe (consensus) et peuvent faire appel à des collègues spécialisés comme des ingénieurs ou médecins du travail, actifs ou à la retraite. Dans le cas d'études multicentriques, l'expertise peut être réalisée par des codeurs dans chacun des centres soumis à une coordination centrale.

Feuille de codage

Il s'agit d'une grille de codage comprenant dans sa version la plus complète environ 300 expositions parmi les plus courantes (substances, familles, mélanges).

Indices d'exposition

Ils permettent de qualifier chaque exposition potentielle du sujet dans chacun de ses emplois. La fiabilité (certaine, probable, possible) réfère à la certitude qu'a le codeur que l'exposition a eu lieu. Le niveau (fort, moyen, faible) est évalué semi-quantitativement en fonction de la gamme de ce qui peut être retrouvé dans l'ensemble des milieux de travail pour la substance en question. On peut se repérer par rapport aux valeurs limites d'exposition. La fréquence réfère à la proportion du temps (sur une semaine ou une année moyenne) où l'exposition au niveau indiqué a effectivement eu lieu (< 5 %, 5-30 %, > 30 %).

Sources d'information

Une solide documentation sur les métiers, industries, procédés et les expositions associées est à la base de la démarche (Stewart et Rice, 1990; Siemiatycki et coll., 1991): journaux scientifiques et techniques, encyclopédies, monographies, littérature «grise» (rapports spécialisés), banques de données ainsi que matrices emploi-exposition (*voir section précédente*).

Avantages et limites

Alors que le rapport des expositions par les sujets eux-mêmes est la plupart du temps inadéquat (biais, omissions, erreurs), la méthode par expert n'est pas biaisée et tient compte des spécificités bien connues des milieux de travail, insuffisamment décrites par les seuls intitulés d'emploi et les matrices emplois-expositions. L'approche nécessite néanmoins l'accès à une expertise et à une documentation spécialisées, plutôt disponibles dans les instituts de recherche et auprès des équipes universitaires. Alors que l'expertise *ad hoc* de quelques dossiers peut y être réalisée relativement rapidement, le codage des études épidémiologiques implique un investissement important en temps et en personnel. Les tendances actuelles sont au développement d'outils informatisés facilitant le recueil des histoires professionnelles et leur codage (Stewart et Stewart, 1994a, b).

Bibliographie

- ACGIH. «Threshold limit values for chemical substances and physical agents. Biological exposure indices», American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Cincinnati, 1999.
- ACGIH. «Threshold limit values for chemical substances and physical agents, Biological exposure indices», American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Cincinnati, 2002.
- ACNOR Z107.56. «Procédures de mesure de l'exposition au bruit», Association canadienne de normalisation, Rexdale, Ontario, 1994.
- ADEME. «Classification et critères d'implantation des stations de surveillance de la qualité de l'air. Recommandations du groupe de travail "caractérisation des sites"». Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. École des mines de Douai, 2000.
- ADEME. «Le savoir-faire français en matière de surveillance de la qualité de l'air ambiant, données et références», Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie, ADEME Éditions, Angers, 2001.
- AFNOR. «Méthode de mesurage des niveaux sonores en milieu de travail en vue de l'évaluation du niveau d'exposition sonore quotidienne des travailleurs», NF S 31-084, Association française de normalisation, Paris, 1987.
- AFNOR. *Qualité de l'air*, tome 2, «Air ambiant. Air intérieur», Association française de normalisation, Saint-Denis La Plaine, 1999.
- ANSI. «American National Standards Specification for Sound Level Meters», ANSI S1.4, American National Standards Institute, New York, 1983.
- ANSI. «Measurement of occupational noise exposure», ANSI S12.19, American National Standards Institute, New York, 1996.
- AOAC. «Official methods of analysis of AOAC International», AOAC International, 16^e édition, American Organization of Analytical Chemists, Gaithersburg, MD, 1996.
- APHA. «Standard methods for the examination of water and wastewater», APHA/AWWA/WEF 20^e édition, American Public Health Association, Washington, DC, 1998.
- Araki, S., F. Sata et K. Murata. «Adjustment for urinary flow rate: an improved approach to biological monitoring», *Int Arch Occup Environ Health*, 62, 1990, p. 471-477.
- ASTM. «Sampling guide for air sampling strategies for worker and workplace protection», Designation E 1370-96, American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, PA, 1996, 8 p.
- Astrand, I. «Uptake of solvents from the lungs», *Br J Ind Med*, 42, 1985, p. 217-218.
- Bencko, V. «Use of human hair as a biomarker in the assessment of exposure to pollutants in occupational and environmental settings», *Toxicology*, 101, 1995, p. 29-39.
- Berglund, B. et T Lindvall (rédacteurs). «Community noise», *Archives of the Center for Sensory Research*, 2, 1995, p. 1-195.
- Berode, M., V. Wietlisbach, M. Rickenbach et M. Guillemin. «Lifestyle and environmental factors as determinants of blood lead levels in a Swiss population», *Environ Res*, 55, 1991, p. 1-17.
- BIT. «Classification internationale type des professions», Bureau international du travail, Genève, 1988.
- BOHS. «Sampling strategies for airborne contaminants in the workplace», British Occupational Hygiene Society, Technical Guide 11, H and H Scientific Consultants Ltd, Leeds, 1993, 84 p.
- Bouyer, J. et D. Hémon. «Retrospective evaluation of occupational exposures in population-based case-control studies: general overview with special attention to job exposure matrices», *Int J Epi*, 22, suppl. 2, 1993, p. S57-S64.
- Buchet, J. P. «Revue des principales méthodes d'échantillonnage de l'air ambiant aux postes de travail» *Cahiers de médecine du travail*, 27, 3, 1990, p. 113-121.
- Bureau de la statistique. *Classification des activités économiques du Québec*, Éditeur officiel, Québec, 1984.
- Cassinelli, M. E. et P. F. O'Connor. «NIOSH Manual of analytical methods», DHSS (NIOSH) Publication 94-113, 4^e édition, National Institute for Occupational Safety and Health, Cincinnati, 1994. www.cdc.gov/niosh/nmam/nmampub.html

- CEI. «Recommandations relatives aux sonomètres», CEI 651, Genève, Commission électrotechnique internationale, 1961.
- CEI. «Sonomètres intégrateurs-moyenneurs», CEI 804, Genève, Commission électrotechnique internationale, 1985.
- CEN. «Conseils pour l'évaluation de l'exposition aux agents chimiques aux fins de comparaison avec des valeurs limites et stratégie de mesurage», norme européenne, Comité européen de normalisation, EN689, Bruxelles, 1995.
- Chappuis, P., A. Pineau, O. Guillard, J. Arnaud et Zawislak R. «Conseils pratiques concernant le recueil des liquides biologiques pour l'analyse des éléments-trace», *Ann Biol Clin*, 52, 1994, p. 103-110.
- Cordier, S., A. Bergeret, J. Goujard, M. C. Ha, F. Bianchi, E. Calzolari et coll. «Congenital malformations and maternal occupational exposure to glycol ethers», *Epidemiology*, 8, 4, 1997, p. 355-363.
- Derbez, M., L. Mosqueron et V. Nedellec. *Quelles sont les expositions humaines à la pollution atmosphérique? Primequal-Predit 1995-2000*, La Documentation Française, Paris, Collection Transports, recherche, innovation, 2001, 64 p.
- DFG. «Analyses of hazardous substances in biological materials», dans J. Angerer et K. H. Schaller *Deutsche Forschungsgemeinschaft*, «Working group analytical chemistry», Wiley-VCH, Weinheim, 1985 (vol. 1) - 1999 (vol. 6).
- DFG. «Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen und Biologische Arbeitsstofftoleranzwerte», MAK und BAT-Werte-Liste, Deutsche Forschungsgemeinschaft, Bonn, 1999.
- Droz, P. O., M. Berode et M. M. Wu. «Evaluation of concomitant biological and air monitoring results», *Appl Occup Environ Hyg*, 6, 1991, p. 465-474.
- Droz, P. O. «Pharmacokinetic modeling as a tool for biological monitoring», *Int Arch Occup Environ Health*, 65, 1993, p. S53-S59.
- Eaton, A. D, L. S. Clesceri et A. E. Greenberg. *Standard Methods for the Analysis of Water and Wastewater*, 19^e édition, American Public Health Association, Washington, DC, 1995.
- ECA. «Indoor Air Quality & its Impact on Man», rapport n° 6, Strategy for Sampling Chemical Substances in Indoor Air, European Collaborative Action, Luxembourg, Office for Publications of the European Communities, EUR 12617 EN, 1989.
- ECA. «Indoor Air Quality & its Impact on Man», rapport n° 12, Biological Particles in Indoor Environments, European Collaborative Action, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, EUR 14988 EN, 1993.
- Evans, P., P. Walsh, S. Lewis et B. Old. «Direct reading devices for airborne chemical contaminants», BOHS Technical guide 15, British Occupational Hygiene Society, 2002. www.bohs.org/pubs/library/tgl5/index.htm
- Ferrario, F., D. Continenza, P. Pisani, C. Magnani, F. Merletti et F. Berrino. «Description of a job-exposure matrix for sixteen agents which are or may be related to respiratory cancer», dans *Progress in Occupational Epidemiology*, Hogstedt, C. et Reuterwall (rédacteurs), Elsevier Science Publishers, New York, 1988, p. 379-382.
- Gérin, M., J. Siemiatycki, H. Kemper et D. Bégin. «Obtaining occupational exposure histories in epidemiologic case-control studies», *J Occup Med*, 27, 1985, p. 420-426.
- Gérin, M. «Recent approaches to retrospective exposure assessment in occupational cancer epidemiology», dans *Occupational Cancer Epidemiology*, P. Band (rédacteur), «Recent Results in Cancer Research», 120, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg, 1990, p. 39-49.
- Gérin, M. et J. Siemiatycki. «The occupational questionnaire in retrospective epidemiologic studies: recent approaches in community-based studies», *Appl Occup Environ Hyg*, 6, 1991, p. 495-501.
- Gibaldi, M. et D. Perrier. *Pharmacokinetics. Drugs and the Pharmaceutical Sciences*, volume 15, Marcel Dekker Inc., New York, 1982.
- Golberg, M., H. Kromhout, P. Guénel, A. Fletcher, M. Gérin, D. Glass, D. Heederik, T. Kauppinen et A. Ponti. «Job exposure matrices in industry», *Int J Epi*, 22, suppl. 2, 1993, p. S10-S15.
- Gouvernement du Québec. *Règlement sur la santé et la sécurité du travail*, Décret 885-2001, Éditeur officiel du Québec, 2001.
- Goyer, N., J. Lavoie, L. Lazure et G. Marchand. *Les bioaérosols en milieu de travail: guide d'évaluation, de contrôle et de prévention*, Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail, Guide technique T-23, Montréal, 2001, 88 p.

- Guillemin, M. et E. Gubéran. «Value of simultaneous determination of PCO₂ in monitoring exposure to 1,1,1,-trichloroethane by breath analysis», *Br J Ind Med*, 39, 1982, p. 161-168.
- Héroux, P. «60 Hz Electric and Magnetic Fields Generated by a Distribution Network», *BioElectroMagnetics*, 8, 2, 1987, p. 135-148.
- Héroux, P. «A Dosimeter for Assessment of Exposures to ELF Fields», *BioElectroMagnetics*, 12, 4, 1991, p. 241-257.
- Hervé-Bazin, B. «Guide d'évaluation de l'exposition au risque toxique sur les lieux de travail par échantillonnage de l'atmosphère», *Cahiers de notes documentaires*, 135, 1989, p. 265-288.
- Héту, R., R. Phaneuf et C. Marien. «The need to widen the framework for the analysis of the relationship between hearing loss and the working environment», *Acoustique canadienne*, 15, 1987, p. 17-31.
- Héту, R. et M. Rheault. «The reliability of personal noise dosimeters under steady-state and variable noise exposure», *Acoustique canadienne*, 15, 1987, p. 11-17.
- Hitchcock, R. T. et R. M. Patterson. *Radio-Frequency and ELF Electromagnetic Energies: A Handbook for Health Professionals*, R. Timothy Hitchcock, Robert M. Patterson (Contributor), John Wiley & Sons, New York 1995.
- Hornung, R. W. et L. D. Reed. «Estimation of average concentration in the presence of nondetectable values», *Appl Occup Environ Hyg*, 5, 1990, p. 46-51.
- Hours, M., B. Dananché, J. Févotte, A. Bergeret, L. Ayzac, E. Cardis, J. F. Etard, P. Roy, C. Pallén et J. Fabry. «Bladder cancer and occupational exposures», *Scand J Work Environ Health*, 20, 1994, p. 322-330.
- Hurst, J. H., G. R. Knudsen, M. J. Melnerney, L. D. Stetzenbach et M. V. Walter. *Manual of Environmental Microbiology*, ASM Press, American Society for Microbiology, Washington, DC, 1997.
- ICRP. «Principles for the Protection of the Public in Situations of Prolonged Exposure», International Commission on Radiological Protection, Publication 82, Stockholm, 2000.
- IEEE. «IEEE Standard C95.1 for Safety Levels with Respect to Human Exposure to Radio Frequency Electromagnetic Fields, 3 kHz to 300 GHz», Institute of Electrical and Electronics Engineers, New York, 1998.
- INRS. *Stratégie d'évaluation de l'exposition et comparaison aux valeurs limites*. Institut National de Recherche et de Sécurité, France, 2000. www.inrs.fr/metropol/acces_methodo.htm
- INRS. *MétroPol. Echantillonnage des aérosols, Généralités, Fiche H1*, Institut National de Recherche et de Sécurité, France, 2001. www.inrs.fr/metropol/h1.pdf
- INRS. *MétroPol Métrologie des polluants*, Institut National de Recherche et de Sécurité, France, 2002. www.inrs.fr/metropol/sommet.htm
- INSERM. «Matrice emplois-expositions SUMEX, enquête SUMER 94», logiciel SUMEX 1.0, céderom, Institut national de la santé et de la recherche médicale, Paris, 1999.
- IRSST. *Guide de surveillance biologique - Prélèvement et interprétation des résultats*, 5^e édition, Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et sécurité du travail, Montréal, 1999.
- IRSST. *Guide d'échantillonnage des contaminants de l'air en milieu de travail*, 7^e édition revue et mise à jour, Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et sécurité du travail, T-06, Montréal, 2000.
- ISO. *Acoustique. Caractérisation et mesurage du bruit de l'environnement*, partie 1: «Grandeurs et méthodes fondamentales», ISO-1996/1, Genève, Organisation internationale de normalisation, 1982.
- ISO. *Acoustique. Détermination de l'exposition au bruit en milieu professionnel et estimation du dommage auditif induit par le bruit*, ISO-1999, Genève, Organisation internationale de normalisation, 1989.
- ISO. *Quality Management and Quality Assurance Vocabulary*, 2^e édition, Organisation internationale de normalisation, Genève, 1994.
- ISO. *Prescriptions générales concernant la compétence des laboratoires d'étalonnages et d'essais*, (ISO 17025), Organisation internationale de normalisation, Genève, 1999.
- Jang, J. Y. et P. O. Droz. «Simulation of toluene in venous blood with a physiologically based pharmacokinetic model: its application to biological exposure index development», *Appl Occup Environ Hyg*, 11, 1996, p. 1092-1095.

- Kauppinen, T., J. Toikkanen et E. Pukkala. «From cross-tabulations to multipurpose exposure information systems: a new job-exposure matrix», *Am J Ind Med*, 33, 1998, p. 409-417.
- Keith, L. H. *Environmental Sampling and Analysis - a Practical Guide*, Lewis Publisher, Chelsea, MI, 1991.
- Knoll, G. *Radiation Detection and Measurement*, 3^e édition, Glenn F. Knoll John Wiley & Sons, New York, 1999.
- Koren, G., D. Chan, J. Klein et T. Karaskov. «Estimation of fetal exposure to drugs of abuse, environmental tobacco smoke, and ethanol», *Ther Drug Mon it*, 24, 1, 2002, p. 23-25.
- Kryter, K. D. *The Handbook of Hearing and the Effects of Noise. Physiology, Psychology, and Public Health*, Academic Press, New York, 1994.
- Laroche, C. «La mesure de l'exposition au bruit: la loi au détriment de la santé?», *Travail et Santé*, 5, 1989, p. 49-52.
- Lauwerys, R. R. et P. Hoet. *Industrial Chemical Exposure. Guidelines for Biological Monitoring*, 2^e édition, Lewis Publishers, Boca Raton, 1993.
- Leidel, N. A., K. A. Busch et J. R. Lynch. *Occupational Exposure Sampling Strategy Manual*, Department of Health, Education and Welfare, National Institute of Occupational Safety and Health, Cincinnati, 1977.
- Luce, D., M. Gérin, A. Leclerc, J. F. Morcet, J. Brugère et M. Goldberg. «Sinonasal cancer and occupational exposure to formaldehyde and other substances», *Int J Cancer*, 53, 1993, p. 224-231.
- Maneux, E. *Quelles sont les techniques pour surveiller la qualité de l'air?, Primequal-Predit 1995-2000*, La documentation Française, Collection Transports, recherche, innovation, Paris, 2001.
- Ménard, L., Y. Cloutier et N. Goyer. *Stratégie d'évaluation exploratoire d'un milieu de travail*, Institut de recherche en santé et en sécurité du travail, T-02, Montréal, 1987.
- Miller, K. L. *CRC Handbook of Management of Radiation Protection Programs*, 2^e édition, Chemical Rubber Company, Boca Raton, 1992.
- Muckle, G., P. Ayotte, E. E. Dewailly, S. W. Jacobson et J. L. Jacobson. «Prenatal exposure of the northern Quebec Inuit infants to environmental contaminants», *Environ Health Perspect*, 109, 12, 2001, p. 1291-1299.
- Mulhausen, J. R. et J. Damiano. *A Strategy for Assessing and Managing Occupational Exposures*, AIHA Press, American Industrial Hygiene Association, Fairfax, VA, 1998.
- Murray, P. R., E. J. Baron, M. A. Pfaller, F. C. Tenover et R. H. Tenover. *Manual of Clinical Microbiology*, 6^e édition, ASM Press, American Society for Microbiology, Washington, DC, 1995.
- NACE. «Nomenclature d'activité des Communautés européennes», règlement CEE n° 3037-90 du Conseil du 9 octobre 1990.
- NAF. «Nomenclature d'activités françaises», Journal officiel de la République française, édition des Documents administratifs, 11 octobre 1992.
- Nations Unies. «Classification internationale type, par industrie de toutes les branches d'activité économique», Département des affaires économiques et sociales, Bureau de statistiques des Nations Unies, série M, n°4, New York, 1975.
- Nothstein, G. L., R. M. A. Hahne et M. W. «Spence Evaluation of the cost-effectiveness of various passive monitors and active monitors for industrial hygiene sampling», *Am Ind Hyg Assoc J*, 61, 2000, p. 64-68.
- OMS. «Le Bruit. Critères d'hygiène de l'environnement», Organisation Mondiale de la Santé, Genève, 1980.
- Orlowski, E., Y. Creau, J. F. Certin, J. C. Laforest, C. Raffaelli, F. Hébrard et P. Brochard. «Évalutil un outil de repérage de l'exposition». *Rev Méd Trav*, 24, 4, 1997, p. 213-216.
- OSHA. «Sampling and analytical methods», Occupational Safety and Health Administration, Washington, 2002. www.osha.gov/dts/sltc/methods/
- Pannet, B., D. Coggon et R. E. D. Acheson. «A job-exposure matrix for use in population-based studies in England and Wales», *Br J Ind Med*, 42, 1985, p. 777-783.
- Payment, P. et M. Trudel. *Methods and Techniques in Virology*, Marcel Dekker Inc., New York, NY, 1993, 350 p.
- Person, A. «Dossier Qualité de l'Air», *Analysis*, 26, 9, 1998. www.edpsciences.org/articles/analysis/abs/1998/09/contents/contents.htm
- Que Hee, S. S. *Biological Monitoring*, Van Nostrand Reinhold, New York, 1993

- Quevauviller, P. H. *Quality Assurance in Environmental Monitoring - Sampling and Sample Pretreatment*, VCH, Weinheim, 1995.
- Quevauviller, P. H. *Métrologie en chimie de l'environnement*. Tec & Doc, Paris, 2001.
- Sata, F. et S. Araki. «Adjustment of creatinine-adjusted value to urin flow rate in lead workers». *Arch Environ Health*, 51, 1996, p. 329-333.
- Schaller, K. H., J. Angerer et G. Lehnert. «Internal and external quality control in the toxicological analysis of blood and urine samples in the Federal Republic of Germany», *Int Arch Occup Environ Health*, 62, 1991, p. 537-542.
- Schwedt, G. *The Essential Guide to Analytical Chemistry*, 2^e édition, John Wiley & Sons Ltd., New York, 1997.
- Shaw, E. A. G. «L'exposition au bruit en milieu de travail et la perte d'audition due au bruit: Questions scientifiques, arguments techniques et recommandations pratiques», rapport préparé pour le Comité consultatif spécial du règlement sur le bruit en Ontario, Conseil National de recherches du Canada, Ottawa, 1992.
- Sieber, W. K., D. S. Sundin, T. M. Frazier et C. Robinson. «Development, use and availability of a job exposure matrix based on National Occupational Hazard Survey data», *Am J Ind Med*, 20, 1991, p. 163-174.
- Siemiatycki, J., L. Nadon, R. Lakhani, D. Bégin et M. Gérin. «Exposure assessment», dans *Risks Factors for Cancer in the Workplace*, J. Siemiatycki (rédacteur), CRC Press, Boca Raton, 1991, p. 45-114.
- Siemiatycki, J. «Exposure assessment in community-based studies of occupational cancer», *Occup Hyg*, 3, 1996, p. 41-58.
- Statistiques Canada. «Classification type des professions 1980», ministère des Approvisionnements et Services Canada, Ottawa, 1981.
- Stewart, P. A. et C. Rice. «A source of exposure data for occupational epidemiology studies», *Appl Occup Environ Hyg*, 5, 1990, p. 359-363.
- Stewart, P. A. et W. F. Stewart. «Occupational case-control studies: I. Collecting information on work histories and work-related exposures», *Am J Ind Med*, 26, 1994a, p. 297-312.
- Stewart, P. A. et W. F. Stewart. «Occupational case-control studies: II. Recommendations for exposure assessment», *Am J Ind Med*, 26, 1994b, p. 313-326.
- Taylor, J. K., *Quality Assurance of Chemical Measurements*, Lewis Publishers, Chelsea, MI, 1987.
- Thiéry, L., G. Lovat et H. S. Arbey. «Méthode de mesurage de l'exposition des travailleurs au bruit», *Acoustique et Techniques*, 2, 1995, p. 25-29.
- USEPA. «Methods and Guidance for the Analysis of Water», version 2, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1996.
- Weber, J. P. «Quality in environmental toxicology measurements» *Ther Drug Monit*, 4, 1996, p. 477-483.
- Weber, J. P. «An international comparison program for several toxic substance in blood and urine», *Sc Total Environ*, 71, 1988, p. 111-123.
- WHO. «Human Exposure Assessment», Environmental Health Criteria 214, World Health Organization, Genève, 2000.
- Wild, P., R. Hordan, A. Leplay et R. Vincent. «Confidence intervals for probabilities of exceeding threshold limits with censored log-normal data», *Environmetrics*, 7, 1996, p. 247-259.
- Zielhuis, R. L. et P. T. Henderson. «Definitions of monitoring activities and their relevance for the practice of occupational health», *Int Arch Occup Environ Health*, 57, 4, 1986, p. 249-257.